



**CARLOS VINÍCIUS GONÇALVES RIBEIRO**

**AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM  
ÁREAS ATINGIDAS PELO REJEITO DA BARRAGEM DE  
FUNDÃO, MARIANA, MG**

**Lavras – MG  
2021**

**CARLOS VINÍCIUS GONÇALVES RIBEIRO**

**AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS ATINGIDAS  
PELO REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO, MARIANA, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Silvicultura e Genética Florestal, para a obtenção do título de Mestre.

Prof.<sup>a</sup> Dra. Soraya Alvarenga Botelho  
Orientadora

**Lavras – MG  
2021**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Ribeiro, Carlos Vinícius Gonçalves.

Avaliação da regeneração natural em áreas atingidas pelo  
rejeito da barragem de Fundão, Mariana, MG / Carlos Vinícius  
Gonçalves Ribeiro. - 2021.

68 p.

Orientador(a): Soraya Alvarenga Botelho.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de  
Lavras, 2021.

Bibliografia.

1. Barragem de Fundão. 2. Rejeito de mineração. 3.  
Restauração ecológica. I. Botelho, Soraya Alvarenga. II. Título.

**CARLOS VINÍCIUS GONÇALVES RIBEIRO**

**AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS ATINGIDAS  
PELO REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO, MARIANA, MG**

**EVALUATION OF NATURAL REGENERATION IN AREAS AFFECTED BY  
TAILINGS OF THE FUNDÃO DAM, MARIANA, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Silvicultura e Genética Florestal, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 18 de novembro de 2021.  
Dra. Soraya Alvarenga Botelho - UFLA  
Dra. Rosângela Alves Tristão Borém - UFLA  
Dr. Juliano de Paulo dos Santos - UFMT  
Dra. Michele Aparecida Pereira da Silva - ARCADIS

Prof.<sup>a</sup> Dra. Soraya Alvarenga Botelho  
Orientadora

**Lavras – MG  
2021**

*A todos jovens cientistas que, assim como eu, acreditam que uma grande nação se faz com investimento em educação. E aos brasileiros que, com todas as dificuldades, pagam pelos meus estudos em instituição pública de ensino.*  
**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento deste trabalho só foi possível por ter contado com o apoio de várias pessoas que, de diferentes formas, contribuíram para a sua finalização. Desta forma, expresso meu imenso agradecimento a todas elas.

Primeiramente agradeço a Deus que permitiu que este momento fosse vivido por mim.

Ao meu pai (Valdeci) e à minha mãe (Cláudia), que nunca mediram esforços para que eu pudesse concluir meus estudos. Não consigo descrever o quanto amo vocês.

Aos meus amigos da UFLA, Laysa, Clarissa, Michele, Joelma e Leony. Com vocês meus dias foram mais felizes. Espero que nossa amizade seja eterna!

As pessoas especiais que a cidade de Lavras me apresentou, Sil, Luciano e Luiz. Meus agradecimentos por todos os bons momentos que vivemos e continuamos compartilhando.

À minha orientadora Soraya, pela orientação e pelos conselhos que levarei para minha vida inteira.

A todos os professores do curso, que foram tão importantes na minha formação acadêmica.

A todos aqueles que dedicaram tempo e suor para a coleta de dados deste trabalho, e que sem eles o mesmo não seria concluído, em especial ao José Pedro, Ana Clara, Artur e Mariana.

Ao meu amigo Edivaldo pela imensa ajuda nas análises dos dados deste trabalho.

À Fapemig e Fundação Renova pelo financiamento do projeto de pesquisa.

À Universidade Federal de Lavras e o Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, pela oportunidade de concluir meu mestrado.

Aos membros da banca examinadora pela disponibilidade em participar da deste momento.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

E por fim, meus sinceros agradecimentos a todos aqueles que de alguma forma doaram um pouco de si para que a conclusão deste trabalho e deste curso se tornasse possível.

Muito obrigado!

## RESUMO

Os impactos ambientais provocam uma série de prejuízos aos ecossistemas florestais. Nesse contexto, a restauração ecológica pode ser utilizada como ferramenta para reverter os danos ao meio ambiente. No Brasil, o maior desastre ambiental ocorreu na última década, o rompimento da barragem de Fundão. Como solução, foram adotadas diversas iniciativas para promover a restauração dos ambientes afetados pelo rejeito. A técnica da regeneração natural ainda é pouco utilizada em projetos de restauração. No entanto, é uma estratégia ecológica eficiente, de baixo custo e com aplicabilidade em larga escala. Este estudo teve como objetivo avaliar o processo de regeneração natural em áreas degradadas pelo rejeito e avaliar quais variáveis ambientais mais influenciam a densidade e a riqueza da regeneração natural. Para isso, foram selecionadas dez áreas da bacia do rio Doce, no estado de Minas Gerais. Desse total, oito áreas apresentam deposição de rejeito e duas não foram impactadas pela lama, sendo avaliadas como ecossistemas de referência. Em seis áreas foram implementadas técnicas de restauração, nas outras esse processo vem ocorrendo naturalmente. Inicialmente, foi realizado o inventário do estrato regenerante, incluindo todos os indivíduos arbustivos e arbóreos com altura igual ou superior a 10 cm e com DAP (diâmetro a 1,30 m do solo) inferior a 5,0 cm. Além disso, foram coletados em campo dados de cobertura de solo e de dossel, distância das unidades amostrais ao curso d'água e ao fragmento florestal mais próximo, peso da biomassa viva e morta, porcentagem de área de entorno antropizada e conservada, bem como o registro da presença ou ausência do gado em cada local. As análises estatísticas procederam-se com o uso do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis e de modelos aditivos generalizados para posição, escala e forma (GAMLSS). O levantamento florístico identificou 607 indivíduos nas áreas atingidas pelo rejeito e 908 indivíduos nos ecossistemas de referência. De modo geral, a família Fabaceae apresentou a maior riqueza, e a espécie *Vernonia polyanthes* foi contabilizada em todas as regiões degradadas. O teste de Kruskal-Wallis revelou que, entre as áreas, a densidade e riqueza diferem-se estatisticamente. O índice de Shannon e Pielou variou de 0,24 a 2,84 e 0,35 a 0,78, respectivamente. Dentre as áreas em restauração, os indivíduos e espécies pioneiras foram predominantes, e em poucas áreas foram registradas plantas pertencentes a sucessão secundária tardia. As áreas com rejeito e sem ações de restauração apresentaram uma quantidade de espécies zoocóricas próximas aos ecossistemas de referência e a proporção de indivíduos zoocóricos maior que nas áreas antropizadas. Nas demais áreas degradadas, os indivíduos anemocóricos foram mais abundantes. As análises estatística pelos GAMLSS indicaram que diversas variáveis ambientais influenciam a regeneração natural. No entanto, a cobertura de dossel, a presença ou ausência de gado e a distância ao fragmento florestal, são as variáveis preditoras que melhor explicam a variação da densidade de indivíduos e riqueza de espécies.

Palavras-chave: Barragem de Fundão, rejeito de mineração, restauração ecológica e regeneração natural.

## ABSTRACT

Environmental impacts cause a series of damages to forest ecosystems. In this context, ecological restoration can be used as a tool to reverse damage to the environment. In Brazil, the biggest environmental disaster occurred in the last decade, the collapse of the Fundão dam. As a solution, several initiatives were taken to promote the restoration of environments affected by the tailings. The technique of natural regeneration is still little used in restoration projects. However, it is an efficient, low-cost ecological strategy with large-scale applicability. This study aimed to evaluate the natural regeneration process in areas degraded by tailings and to evaluate which environmental variables most influence the density and richness of natural regeneration. For this, ten areas of the Doce river basin, in the state of Minas Gerais, were selected. Of this total, eight areas present tailings deposition and two were not impacted by the mud, being evaluated as reference ecosystems. In six areas restoration techniques were implemented, in others this process has been occurring naturally. Initially, an inventory of the regenerating layer was carried out, including all shrub and arboreal individuals with a height equal to or greater than 10 cm and with DBH (diameter at 1.30 m from the ground) less than 5.0 cm. In addition, data on soil cover and canopy, distance of the sample units to the watercourse and the nearest forest fragment, weight of living and dead biomass, percentage of surrounding area anthropized and conserved, as well as recording the presence or absence of cattle at each location. Statistical analyzes were carried out using the non-parametric Kruskal-Wallis test and generalized additive models for position, scale and shape (GAMLSS). The floristic survey identified 607 individuals in the areas affected by the tailings and 908 individuals in the reference ecosystems. In general, the Fabaceae family presented the greatest richness, and the species *Vernonia polyanthes* was accounted for in all degraded regions. The Kruskal-Wallis test revealed that, between areas, density and richness differ statistically. The Shannon and Pielou index ranged from 0.24 to 2.84 and 0.35 to 0.78, respectively. Among the areas under restoration, pioneer individuals and species were predominant, and in a few areas plants belonging to late secondary succession were recorded. The areas with tailings and without restoration actions presented a quantity of zoochoric species close to the reference ecosystems and the proportion of zoochoric individuals greater than in the anthropic areas. In other degraded areas, anemochoric individuals were more abundant. Statistical analysis by GAMLSS indicated that several environmental variables influence natural regeneration. However, canopy cover, presence or absence of livestock and distance to the forest fragment are the predictor variables that best explain the variation in the density of individuals and species richness.

Keywords: Fundão dam, mining tailings, ecological restoration and natural regeneration.

## SUMÁRIO

|   |    |
|---|----|
| <b>PRIMEIRA PARTE</b> .....   | 9  |
| <b>1. INTRODUÇÃO</b> .....  | 9  |
| <b>2. REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....   | 10 |
| 2.1. Áreas degradadas.....  | 10 |
| 2.2. Restauração Ecológica.....   | 12 |
| 2.3. Restauração da Mata Atlântica .....                                      | 15 |
| 2.4. Regeneração natural no processo de restauração de áreas degradadas ..... | 17 |
| 2.5. Rompimento da barragem de Fundão .....                                   | 20 |
| 2.6. Bacia do rio Doce .....  | 23 |
| <b>3. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....  | 24 |
| <b>REFERÊNCIAS</b> .....  | 24 |
| <b>SEGUNDA PARTE – ARTIGO</b> .....   | 34 |
| <b>1. INTRODUÇÃO</b> .....  | 35 |
| <b>2. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....  | 36 |
| 2.1. Áreas de estudo .....  | 36 |
| 2.2. Amostragem e coleta de dados.....  | 38 |
| 2.3. Análise de dados.....  | 40 |
| <b>3. RESULTADOS</b> .....  | 41 |
| <b>4. DISCUSSÃO</b> .....   | 46 |
| <b>5. CONCLUSÃO</b> .....   | 50 |
| <b>REFERÊNCIAS</b> .....  | 50 |
| <b>APÊNDICE A</b> .....   | 58 |
| <b>APÊNDICE B</b> .....   | 67 |

## PRIMEIRA PARTE

### 1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um domínio neotropical que se estende por mais de 3500 km ao longo da costa brasileira, recobrando também áreas menores do interior do Paraguai e Argentina (NEVES et al., 2017). Apresenta uma grande importância para a biodiversidade mundial, abrigando cerca de 8% das espécies vegetais presentes no mundo e 47% do número total de plantas registradas no Brasil, das quais 39,5% são endêmicas (FORZZA et al. 2012; OMACHI et al., 2018). Além disso, auxilia na regulação climática, na conservação do solo, no sequestro de carbono e na subsistência de milhares de pessoas que dependem da floresta (CHAZDON; URIARTE, 2016). Entretanto, a extensão, a funcionalidade e a composição desse bioma têm se alterado devido a influência de ações antrópicas (REZENDE et al., 2018). Essas características transformaram a Mata Atlântica em um dos 34 *hotspots* mundiais, tornando-se uma prioridade para a conservação da biodiversidade (MITTERMEIER et al. 2004).

Minas Gerais é o estado que mais desmatou a Mata Atlântica entre os anos de 2018 e 2019. Foram destruídos 4.972 ha, o que representa uma alta de 47% em relação ao período anterior (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2020). Desse total de áreas desmatadas, 37% encontram-se na bacia hidrográfica do rio Doce (SOS MATA ATLÂNTICA, 2020). Essa região apresenta um enorme destaque na mineração, principalmente para as atividades relacionadas ao minério de ferro (ANA, 2016). No entanto, apesar da contribuição socioeconômica que esse setor traz à bacia, inúmeros impactos ambientais são gerados (LECHNER et. al., 2017). Tais impactos são associados a alteração da qualidade dos recursos hídricos, a contaminação e a remoção de camadas do solo, a perda de biodiversidade de fauna e de flora, a poluição do ar, a proliferação de processos erosivos, entre outros (EMMANUEL, JERRY, DZIGBODI, 2018; YANG et al., 2018). Além disso, a mineração produz uma enorme quantidade de resíduos, resultantes do beneficiamento do minério. Esse processo pode ser feito a seco, permitindo que os resíduos gerados sejam dispostos em pilhas como estéril, ou a úmido, que formam os rejeitos que são depositados em barragens (LUZ, SAMPAIO, FRANÇA, 2010).

As barragens são projetadas para fornecerem o máximo de segurança possível. No entanto, nas últimas décadas ocorreram diversos acidentes relacionados a essas construções, causando inúmeros prejuízos socioambientais (SITHARAM; HEGDE, 2016). De acordo com Gomes et al. (2019), em 2017, Minas Gerais possuía 302 barragens de contenção de rejeitos e 47% dessas apresentavam um alto potencial de dano ambiental. Além disso, Meira et al. (2016) relataram que, aproximadamente, 40 barragens no estado foram consideradas instáveis e

estavam em sua máxima capacidade de contenção de rejeito. Tragicamente, em novembro de 2015, ocorreu a ruptura da barragem de Fundão, que liberou 42,2 milhões de m<sup>3</sup> de rejeito (SAMARCO, 2017). A lama provocou grande destruição, afetando o ambiente natural e inúmeras comunidades (KEMP et al., 2016). Estima-se que a área afetada foi de 1.176,6 ha, incluindo áreas urbanas, de pastagens, de agriculturas e de florestas (OMACHI et al., 2018). As perdas materiais e ambientais foram calculadas em mais de US\$ 20 bilhões (FERNANDES et al., 2016).

Ações iniciais de recuperação foram adotadas para minimizar os danos causados e estabilizar o rejeito nas margens dos rios para que o mesmo não fosse carregado para o curso d'água, como por exemplo, a semeadura de espécies de rápido crescimento (gramíneas, herbáceas e arbustos). Após essa etapa, iniciou-se o plantio de espécies arbóreas (FUNDAÇÃO RENOVA, 2016). Porém, seis anos após essa tragédia, pouco se conhece sobre a eficiência dessas intervenções para a restauração ecológica. Dessa forma, são necessárias pesquisas que busquem avaliar o processo de regeneração natural desses locais, o que dará indícios do estado e do potencial de resiliência deste novo ecossistema, possibilitando a implementação de ações que garantam o restabelecimento da cobertura vegetal.

## **2. REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1. Áreas degradadas**

A Lei nº 6.938 que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente define no art. 3º o meio ambiente como “o conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química e biológica, que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas” (BRASIL, 1981). Assim, o meio ambiente trata de tudo o que interage com os seres vivos. Ele pode ser dividido em três conjuntos: meio físico - constituído por tudo aquilo que não contém vida; meio biológico - representado pelos organismos vivos, com exceção do ser humano; - e meio antrópico: formado pelo ser humano (ROHDEN; ALBINO, 2020).

O ser humano desenvolve diferentes atividades no meio em que vive, e essas ações causam diversos níveis de impactos ambientais. De acordo com o art. 1º da resolução Conama nº 001 de 23 de janeiro de 1986, o impacto ambiental é considerado como:

Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam:

- I - a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- II - as atividades sociais e econômicas;
- III - a biota;
- IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;
- V - a qualidade dos recursos ambientais

(BRASIL, 1986)

Assim, entende-se por impacto ambiental qualquer alteração causada por ação antrópica no meio ambiente. Essa alteração gera impactos positivos que, por sua vez, estão relacionados com ações de conservação e preservação da natureza, ou impactos negativos, como o desmatamento, a remoção de camadas do solo, a emissão de poluentes, o descarte irregular de resíduos sólidos, os incêndios, entre outros. Dessa forma, deve-se buscar ações que promovam os impactos positivos e reduzam ao máximo os impactos negativos (LAROCCA; CARDOSO; ANGELIS, 2020).

Como resultado dos impactos ambientais, diversos ecossistemas apresentam a estrutura, o equilíbrio, a saúde e a biodiversidade afetada, bem como a sua capacidade de fornecer produtos e serviços ambientais comprometidos (ANDREASEN et al., 2001). Essas áreas podem ser classificadas em alteradas/perturbadas ou degradadas. As áreas alteradas ou perturbadas são os locais que após o impacto ainda são mantidos os meios de regeneração biótica, como a rebrota dos indivíduos, o banco de sementes, o banco de plântulas e a chuva de sementes. Dessa forma, elas possuem capacidade de regeneração natural (IBAMA, 2011). Já as áreas degradadas são aquelas que perderam seus meios de regeneração bióticos, ou seja, não apresentam capacidade de regeneração natural, sendo necessárias ações antrópicas para promover a sua recuperação (CARPENEZZI et al., 1990).

Estima-se que mais de dois bilhões de hectares no mundo encontram-se degradados. Somente entre 2000 e 2013 a área de florestas nativas diminuíram 7% no planeta terra. Muitas dessas áreas não são incorporadas em um sistema produtivo (IUCN; WRI, 2014). No Brasil, ainda se tem uma carência de informações sobre a quantidade de áreas degradadas. No entanto, de acordo com Soares-Filho et al. (2014), estima-se que somente de Áreas de Preservação Permanente (APP's) e Reserva Legal o país possua um déficit de 21 milhões de ha, principalmente, ao sul da Amazônia e por quase todo Cerrado e Mata Atlântica. Além disso, o Brasil possui cerca de 30 a 70 milhões de ha de pastagens degradadas com baixa aptidão para a agricultura (DIAS-FILHO, 2014; ROLIM et al., 2019). Todos esses cenários revelam as inúmeras oportunidades para promover ações de reflorestamento e restauração em larga escala.

## 2.2. Restauração Ecológica

O crescimento populacional, aliado ao desenvolvimento industrial e da agricultura, bem como a exploração excessiva de recursos naturais levaram à destruição de inúmeras comunidades vegetais. Nesse contexto, a restauração ecológica pode ser utilizada como ferramenta para reverter esse problema (HOBBS, 2017). Essa ciência permite a recuperação de serviços ecossistêmicos que um ambiente pode prover, como o armazenamento de carbono, o fornecimento de água limpa, a manutenção da fertilidade do solo, a regulação do clima e do fluxo de água, a biodiversidade e as interações ecológicas (HONDA; DURIGAN, 2017).

No passado, a restauração ecológica tinha como ambição retornar uma área degradada ao seu estado original (OLIVEIRA; ENGEL, 2011). No entanto, é necessário compreender que as condições ambientais no presente, provavelmente, são diferentes das do passado (CHOI et al., 2008). Por exemplo, a temperatura atmosférica da terra aumentou 1,5 °C nos últimos 150 anos, trazendo consequências à adaptação de diversas espécies (ARNETH et al., 2019). Além disso, ao longo dos séculos, muitas espécies-chave foram extintas, não sendo possível sua incorporação em projetos de restauração (PIMM; JOPPA, 2015). Ou seja, a restauração direcionada a reproduzir no ambiente as mesmas condições anteriores ao distúrbio é inalcançável, visto que a natureza está em constante transformação (CHOI, 2004). Assim, durante o processo de restauração, a natureza mantém a fisionomia preexistente, mas não recria a composição e a estrutura idêntica a inicial (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

É importante exemplificar outros conceitos que se confundem com a restauração ecológica, como a recuperação e a reabilitação. A recuperação é compreendida como um termo genérico aplicado a diferentes atividades que visam reverter uma área degradada a um estado desejável, podendo incluir ações de bioengenharia, de restauração e de reabilitação (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011). Já a reabilitação é o retorno de uma área degradada a um estado biológico apropriado, com a possibilidade de que essa área tenha um uso diferente do original (RIBEIRO, 2015). Além disso, a reabilitação pode funcionar como uma etapa intermediária direcionada a promover a restauração ecológica, principalmente, em áreas muito degradadas onde inicialmente espécies nativas não conseguiriam sobreviver (OLIVEIRA; ENGEL, 2011). Posteriormente, quando essa área apresentar condições propícias para suportar um ecossistema nativo, são adotadas ações de restauração. Como exemplificação desse processo, foram realizadas estratégias de reabilitação em uma área de mineração em Poços de Caldas – MG, com plantio de pinus. Após vinte anos, as árvores de pinus foram

cortadas para favorecer o desenvolvimento das espécies nativas e iniciar o processo de restauração (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Com essa perspectiva, a Sociedade Internacional de Restauração Ecológica (SER, 2004) define a restauração como o processo de auxílio para o restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído. Essa atividade visa recuperar as características de diversidade, estrutura e funções a um estado próximo ao original ou a uma condição semelhante aos remanescentes naturais intactos ou pouco degradados, chamados de ecossistemas de referência (PALMER; ZEDLER; FALK, 2016). O ecossistema de referência serve como modelo para o planejamento e avaliação de um projeto de restauração (SER, 2004). Esse ambiente deve apresentar características semelhantes à área submetida a restauração, principalmente relacionadas ao tipo fitogeográfico, tamanho, forma, posição no relevo, matriz circundante, etc (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Na prática, o papel mais importante da área de referência é fornecer informações ecológicas sobre o local de interesse, sugerindo um possível estado de como o ambiente degradado estaria na ausência de perturbações (PALMER; ZEDLER; FALK, 2016).

Suganuma et al. (2013) realizaram um estudo em matas ciliares de Floresta Estacional Semidecidual. Esses autores constataram que inexitem padrões de diversas características biológicas, ou seja, parâmetros como densidade de pteridófitas e de lianas, proporção de indivíduos por síndrome de dispersão, quantidade de espécies raras e ameaçadas de extinção e ritmo de crescimento variam muito entre os ecossistemas utilizados como referência. Assim, fica evidente que é importante incorporar diversos ecossistemas como referência e não apenas considerar um ambiente como meta para restauração. Além disso, não se deve utilizar somente áreas grandes e bem conservadas, mas também fragmentos pequenos e até mesmo áreas jovens que estão em processo de restauração.

A SER (2004) listou nove atributos que caracterizam um ecossistema restaurado. São eles: 1) O local em restauração contém um conjunto de espécies que ocorrem no ecossistema de referência; 2) Grande parte do ambiente é constituído de espécies nativas; 3) Todos os grupos funcionais necessários para desenvolvimento ou estabilidade do ecossistema estão presentes ou apresenta potencial para colonizar o ecossistema; 4) O ambiente físico é capaz de sustentar as populações; 5) O ambiente funciona normalmente e sinais de disfunção estão ausentes; 6) É integrado à uma paisagem; 7) Ameaças potenciais oriundas da matriz estão eliminadas ou reduzidas; 8) É resiliente; 9) É autossustentável. Os atributos listados possibilitam realizar o monitoramento da área em restauração e a sua comparação com os ecossistemas de referência (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Para que uma floresta consiga alcançar os estágios finais da restauração, ela é submetida a uma série de processos que ocorrem por meio da sucessão ecológica. Esse fenômeno pode ser representado por diferentes comunidades vegetais que se substituem ao longo do tempo e no espaço (GANDOLFI et al., 2007). Cada uma dessas comunidades ou estágios sucessionais apresentam espécies com características semelhantes de adaptação, crescimento, sobrevivência e reprodução, permitindo separar as espécies em grupos ecológicos (BOAS; DURIGAN et al., 2004). Essa classificação auxilia na descrição e compreensão de como o processo sucessional ocorre. Entretanto, os critérios utilizados na separação dos grupos são artificiais, podendo existir várias classificações de acordo com os critérios adotados, havendo, inclusive, variação dentro do próprio grupo ecológico, visto que cada espécie possui um comportamento ecológico único (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Em florestas tropicais, uma das classificações de sucessão ecológica mais utilizada foi proposta por Budowiski (1965) e adaptada por Gandolfi et al. (1995), dividindo as espécies em pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias. Esses autores especificam que as pioneiras ocorrem sob a luz do sol. Por sua vez, as secundárias iniciais desenvolvem-se em condições de sombreamento médio ou luminosidade não muito intensa e, em contrapartida, as secundárias tardias germinam e se desenvolvem em condições de sombra. Nesse último grupo, as espécies podem permanecer por toda a vida no sub-bosque ou então crescer até alcançar o dossel ou a condição de emergente.

Brancalion et al. (2010) relataram que diversas iniciativas de restauração no Brasil surgiram na década de 1980, porém foram mal sucedidas devido à escassez de profissionais na área e a limitação de conhecimento técnico-científico, trazendo inúmeros prejuízos econômicos e ecológicos. Nessa época existia uma visão de que a recuperação de um ambiente se daria por meio de uma trajetória sucessional previsível, progressiva, unidirecional e convergente a uma única comunidade clímax (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). No entanto, observa-se que durante a formação de uma comunidade vegetal ocorrem diversos eventos imprevisíveis como distúrbios naturais, competição, predação, ingresso de novos indivíduos, mortalidade, etc. Todos esses eventos promovem mudanças na composição e na estrutura da comunidade a ser restaurada (TABARELLI, 2015). Além disso, um ecossistema pode passar por trajetórias regressivas e retornar a sua condição de degradação, ou até mesmo estacionar em uma comunidade sem evoluir, retardando o avanço da sucessão. Essa visão contemporânea de restauração também acredita que existem múltiplas trajetórias que resultam em diferentes estados finais de restauração e que a comunidade clímax alcançada não é longamente estável,

visto que a natureza está em constante mudança (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009).

### **2.3. Restauração da Mata Atlântica**

O domínio da Mata Atlântica cobre uma área de 148.194.638 ha ao longo de 17 estados brasileiros, correspondendo a cerca de 15% do território nacional (RIBEIRO et al., 2009). O bioma abriga espécies de mais de 20.000 plantas e 2420 vertebrados, sendo 936 espécies de aves, 306 de répteis, 350 de peixes, 516 de anfíbios e 312 de mamíferos. Desse total, 8.000 plantas e 746 vertebrados são considerados endêmicos (MITTERMEIER et al., 2011). A grande biodiversidade juntamente com a ameaça de extinção do bioma faz com que esse seja considerado um dos *hotspot* mundiais, que são áreas prioritárias para a conservação (MYERS et al., 2000).

O processo de degradação da Mata Atlântica iniciou-se antes da chegada dos portugueses no Brasil, devido a agricultura nômade de corte e queima praticada pelos povos indígenas (PINTO et al., 2014). Com a chegada dos colonos ocorreu uma superexploração de pau-brasil, impactando mais de 600.000 ha de floresta no primeiro século de ocupação europeia. O século XVIII foi marcado pela grande expansão da agricultura, em resposta ao elevado crescimento populacional, resultando na destruição de 3 milhões de ha. Posteriormente, a partir do século XIX até o início do século XX, a produção cafeeira proporcionou um enorme desenvolvimento econômico no Brasil (DEAN, 1985). No entanto, para o estabelecimento das lavouras de café, os produtores procuravam sempre novas áreas, o que resultava em grandes processos de desmatamento (PEREIRA; FRANCELINO; QUEIROZ, 2017). Para ilustrar essa época, a cobertura florestal nativa do estado de São Paulo foi reduzida de 80% para 8% entre 1854 e 1973, em decorrência da expansão dos plantios de café que seriam exportados aos Estados Unidos e à Europa (VICTOR et al., 2005).

O bioma encontra-se em uma região densamente povoada, detendo cerca de 60% da população brasileira (SPECHT et al., 2015). Apresenta grande importância econômica, pois contribui com 70% do Produto Interno Bruto e possui terras de alta produtividade (MARTINELLI et al., 2013; SCARANO; CEOTTO, 2015). Todo o processo de urbanização, industrialização e expansão agrícola transformou extensas áreas em pequenos fragmentos, com menos de 50 ha, dentro de uma matriz cercada por pastagens e/ou culturas agrícolas, provocando a perda de biodiversidade e a redução do fornecimento de serviços ecossistêmicos (RIBEIRO et al., 2009; REZENDE et al., 2015). Além disso, cerca de 90% da Mata Atlântica é composto de propriedade privada (SPAROVEK et al., 2010). Assim, o envolvimento de

proprietários rurais em programas de restauração é crucial para o sucesso da conservação da biodiversidade desse bioma.

Na atualidade, mesmo após a promulgação da Lei da Mata Atlântica (11.428/2006) (Brasil, 2006), as taxas de desmatamento no bioma ainda permanecem altas, registrando 14.502 ha desmatados entre 2018 e 2019 (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2020). Além disso, a ocorrência de desastres ambientais, como o rompimento da barragem de Fundão, proporciona extensas áreas sem cobertura florestal (OMACHI et al., 2018). Em estudos anteriores, as estimativas da cobertura vegetal nativa da Mata Atlântica no Brasil eram em torno de 12% (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2017). No entanto, Rezende et al. (2018) realizaram um novo levantamento, com uma maior resolução espacial, e detectaram que restam 28% de vegetação nativa. O mapeamento também demonstrou que 2% do bioma é coberto por água, 2% por áreas urbanas, 3% por florestas plantadas e 65% por outras áreas antrópicas (agricultura, pastagem, mineração e áreas degradadas).

A primeira iniciativa de restauração florestal registrada na Mata Atlântica é a da Floresta da Tijuca, no Rio de Janeiro. A partir do século XVIII, a vegetação nativa dessa região foi sendo gradativamente destruída por ações humanas, principalmente pelas plantações de café que proporcionaram extensas áreas desmatadas (GAUDRY et al., 2018). Esse cenário, juntamente com o aumento populacional e o clima seco de alguns anos, desencadearam sucessivos problemas de abastecimento de água à população do Rio de Janeiro (NASCIMENTO et al., 2017). Como solução, o imperador Dom Pedro II estabeleceu o decreto nº 577/1861, que trazia instruções para o plantio e a conservação da Floresta da Tijuca (BRASIL, 1861; BUSTAMANTE et al., 2019). Durante os anos de 1862 a 1892 milhares de mudas de espécies nativas e exóticas foram plantadas junto às encostas e nascentes de uma área que hoje corresponde ao Parque Nacional da Tijuca (FREITAS, NEVES, CHERNICHARO et al., 2006). Após mais de 150 anos do início do desenvolvimento da restauração na Floresta da Tijuca observa-se que muitos processos ecológicos foram restabelecidos (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Um estudo elaborado por Brancalion et al. (2019) indicou que a Mata Atlântica é um dos biomas que oferece as melhores oportunidades para restauração, tanto do ponto de vista ecológico como econômico. Esse fato exemplifica a enorme oportunidade que o Brasil tem em implementar esforços de restauração na região. Nesse contexto, em abril de 2009, diversos parceiros como organizações ambientais, empresas privadas, governos, pesquisadores e proprietários de terras reuniram-se e criaram o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (VIANI et al., 2017). Essa iniciativa visa restaurar 15 milhões de ha em 40 anos, gerando

simultaneamente a conservação da biodiversidade, a adequação legal das atividades agropecuárias, o fornecimento de serviços ambientais e a geração de emprego e renda (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009).

Outra iniciativa que busca promover a restauração de florestas tropicais é o Bonn Challenge. Essa organização tinha como meta global restaurar 150 milhões ha até 2020 e 350 milhões de ha até 2030 (SEDDON et al., 2019). No Brasil, a meta é restaurar 12 milhões de ha, no âmbito do Bonn Challenge, até 2030 (IUCN, 2016). Em 2018, 9.424.802 ha já estavam em processo de restauração nos diferentes biomas do país (BONN CHALLENGE, 2018). Em 2011, além do objetivo já estabelecido pelo Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, esse se comprometeu em restaurar 1 milhão de ha até 2020 a ser contabilizado na meta global do Bonn Challenge. No entanto, não se tem registros atuais da quantidade de áreas que estão sendo restauradas no bioma através das organizações ligadas ao PRMA. Porém, em 2015, o PRMA registrou cerca de 673 a 740 mil ha em processo de restauração, grande parte por meio da regeneração natural (CROUZEILLES et al., 2019)

Embora essas e outras iniciativas tenham surgido nas últimas décadas, a restauração ecológica na Mata Atlântica encontra inúmeras barreiras, como a baixa disponibilidade de mão de obra especializada, a carência de conhecimento técnico-científico, a falta de apoio da sociedade e a má gestão e governança ambiental. Além disso, a escassez de recursos financeiros para a execução de projetos científicos e programas de recuperação dificulta o avanço dessa área no país. Por exemplo, estima-se que o custo médio para promover a recuperação de cada ha da Mata Atlântica através do plantio de mudas é de US\$ 5.000,00 (BRANCALION et al., 2012), sendo esse valor semelhante para outros biomas brasileiros (BENINI; ADEODATO, 2017). Dessa forma, buscar ampliar os conhecimentos no campo da restauração através de técnicas que otimizem os recursos financeiros, como a regeneração natural, se faz necessário e urgente.

#### **2.4. Regeneração natural no processo de restauração de áreas degradadas**

A regeneração natural, ou restauração passiva, é o restabelecimento espontâneo de espécies vegetais após a ocorrência de distúrbios antrópicos ou naturais (CHAZDON et al., 2017). A mesma pode ser conduzida através de intervenções humanas, como cercamento, capina e fertilização do solo, conhecida como restauração natural assistida (LOZANO-BAEZ et al., 2019). Por outro lado, existe também a restauração ativa, que é realizada através do plantio de mudas ou da sementeira direta. A decisão de qual dessas abordagens utilizar é um dos desafios dos programas de restauração e está focada, principalmente, na resiliência da área,

ou seja, em sua capacidade de auto-recuperação (BRANCALION et al., 2016). Assim, as regiões que apresentam uma alta resiliência podem ser restauradas através da restauração passiva, enquanto a restauração ativa deve ser implementada em ambientes com baixa capacidade de regeneração natural (SHOO et al. 2016).

A ocorrência da regeneração natural está intrinsecamente relacionada à chuva de sementes de fragmentos do entorno e ao banco de sementes presente na área (SECCO; ACRA; CORAIOLA, 2019). Além disso, a disponibilidade adequada de água e nutrientes no solo, a ausência de incêndios e a presença mínima de espécies invasoras criam condições adequadas para o estabelecimento espontâneo da vegetação (CHAZDON et al., 2017; ROZENDAAL et al., 2019). Onde algumas dessas condições não são atendidas, a restauração poderá ser promovida através de intervenções humanas para garantir a recomposição da cobertura vegetal (SHONO; DAVIES; CHUA, 2007).

Bracalion; Gandolfi; Rodrigues (2015) exemplificam diversas condições ambientais que também afetam a possibilidade de aproveitamento inicial da regeneração natural, como por exemplo: o tempo e a forma de uso do solo, em que quanto maior o tempo em que uma área é submetida, principalmente, a atividades agrícola ou pecuária, menor será a sua resiliência devido a constante aplicação de herbicida, preparo do solo e roçagem realizados através desse sistema. Em contrapartida, áreas de baixa aptidão agrícola ou de plantios florestais, por não realizarem o uso intensivo do solo, apresentam maior potencial de aproveitamento da regeneração natural. Há situações mais drásticas como as áreas de mineração, onde normalmente é removida a camada superficial do solo, sendo necessárias ações antrópicas para recuperar o solo e a reintrodução de uma comunidade vegetal. Além disso, o tipo de vegetação que ocorria na área a ser restaurada também influencia na utilização da regeneração natural. Considera-se que áreas de Cerrado, de Caatinga e de Floresta Estacional Decidual possuem uma maior resiliência, pois nessas regiões o corte da parte aérea de muitos indivíduos não implica na morte deles, visto que apresentam uma enorme capacidade de brotação, o que favorece o processo de regeneração natural após a ocorrência de um distúrbio.

Mesmo uma área contendo condições favoráveis de regeneração, é pouco provável que se recuperem todas as espécies presentes no ecossistema original (BERTACCHI et al., 2015). De acordo com Rozendaal et al. (2019), é possível recuperar a riqueza das florestas degradadas nos trópicos em poucas décadas, porém, a composição de espécies, nesse mesmo contexto, pode levar séculos para que se assemelhem às florestas não antropizadas. Sansevero et al. (2017) observaram que mesmo a área de estudo apresentando inicialmente condições para adotar técnicas de regeneração natural, por estarem em uma área protegida e próxima de fragmentos

conservados, ao final de 36 anos, apresentou pouca biomassa acima do solo e baixa riqueza de espécies. Esse fato está relacionado ao longo período de uso dessas áreas como pastagem e pelos eventos de incêndios que ocorreram. Assim, em alguns casos, a perturbação antrópica é tão grande que a recuperação da estrutura e das funções da comunidade, por meio da regeneração natural, é considerada inatingível (TURNER et al., 1997).

Em alguns casos, somente as técnicas de restauração ativa serão viáveis de serem utilizadas. Essas dependem de uma maior disponibilidade de recursos e geralmente são realizadas através do plantio de mudas, nos quais um dos objetivos é facilitar a chegada e o estabelecimento de espécies pela regeneração natural, a partir da atração da fauna e da melhoria das condições de solo, de sombreamento, de temperatura e da inibição do crescimento de gramíneas invasoras (TRUJILLO-MIRANDA et al., 2018). Uma vez criada uma comunidade vegetal, a regeneração natural terá papel fundamental no processo de sucessão, contribuindo com a estruturação e funcionalidade dos ecossistemas em longo prazo (FRIDAY et al., 2015).

A escolha correta de quais áreas serão possíveis de conduzir a regeneração natural permitirá que fundos financeiros sejam destinados à restauração de outros locais, onde são necessárias intervenções mais caras e intensivas (ZAHAWI; REIDE; HOLL, 2014). Em algumas áreas, pequenos núcleos de árvores podem ser eficazes e financeiramente menos onerosas do que extensas plantações (BECHARA et al. 2016). No entanto, dentre os métodos de restauração, as abordagens com foco somente na regeneração natural são consideradas de baixo custo quando comparadas com aquelas que utilizam técnicas de plantio (CHAZDON; URIARTE, 2016).

Apesar dos benefícios técnicos e econômicos da regeneração natural, a restauração por esse método pode favorecer a colonização de espécies indesejáveis ou de baixo valor comercial (BERTACCHI et al., 2015). Nesses casos, o manejo nas comunidades deve ser adotado para reduzir os efeitos de espécies invasoras sobre os indivíduos de interesse e a composição de espécies pouco dispersas ou de alto valor comercial melhorada através do plantio de enriquecimento (FRIDAY et al., 2015). Outra técnica utilizada durante a condução da regeneração natural é o adensamento, que consiste no plantio de mudas ou semeadura direta de espécies nativas regionais presentes na área, principalmente de rápido crescimento, para promover o preenchimento dos trechos onde os indivíduos regenerantes não conseguiram se estabelecer (PEREIRA, 2018).

O restaurador também pode adotar ações que favoreçam a expressão da regeneração natural. A nucleação é a técnica mais utilizada para esse fim, pois visa o estabelecimento de pequenos núcleos que, posteriormente, serão constituídos por indivíduos de vegetação nativa e

irão colonizar os trechos desprovidos de vegetação. Esses núcleos podem ser constituídos por galharia, poleiros, serapilheira, topsoil, etc. O objetivo é que os núcleos formem micro habitats favoráveis ao estabelecimento dos indivíduos e que sejam atrativos a fauna (MARTINS, 2014). Além disso, o processo de regeneração natural também pode ser desencadeado pela indução do banco de semente. Para isso é feita a exposição das sementes a luz através do revolvimento do solo. Porém, além das espécies de interesse, o banco de semente pode conter gramíneas invasoras que também são estimuladas pela luz e, ao se estabelecerem, competem com as espécies nativas. Assim, é necessário cautela ao utilizar essa técnica, sendo aconselhável seu uso em locais recém desmatados (BRACALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Há diversos estudos que registram a eficiência da utilização da regeneração natural na restauração florestal em larga escala, como Algeet-Abarquero et al. (2015) (Península de Osa - Costa Rica), Brown et al. (2011) (Humbo - Etiópia), Reij e Garrity (2016) (Sul da Nigéria) e Rezende et al. (2015) (Rio de Janeiro - Brasil). No entanto, grande parte dos projetos de restauração continuam sendo realizados por meio de técnicas de restauração ativa. Assim, são necessários experimentos que avaliem os benefícios em curto e em longo prazo da regeneração natural, em comparação com os plantios e a semeadura direta (GILMAN et al. 2016). Além disso, identificar as condições ecológicas e econômicas nas quais a regeneração natural é a opção mais viável e desenvolver incentivos para promover a utilização dessa técnica são prioridades para as pesquisas e o governo nas próximas décadas (CHAZDON; URIARTE, 2016).

## **2.5. Rompimento da barragem de Fundão**

O rompimento da barragem de Fundão ocorreu em 5 de novembro de 2015. Esse acontecimento é considerado o maior desastre mundial no setor de mineração em relação à quantidade e à distância percorrida pelo rejeito (CORDEIRO et al., 2019). De acordo com Morgenstern et al. (2016), o rompimento foi causado pela liquefação do rejeito. Esse processo ocorre quando o rejeito perde a sua resistência em decorrência do acúmulo de água, adquirindo um aspecto líquido e, conseqüentemente, exercendo uma maior pressão sobre a barragem, levando ao seu colapso. No momento do acidente, a barragem continha cerca de 56 milhões de m<sup>3</sup> de rejeito de minério de ferro. No entanto, o desastre provocou a liberação de 42,2 milhões de m<sup>3</sup> de rejeito. Desse modo, parte dessa quantidade percorreu mais de 650 km de cursos d'água (SAMARCO, 2017).

Inicialmente, a lama seguiu em direção a Bento Rodrigues, percorrendo 55 km no rio Gualaxo do Norte até o rio do Carmo e outros 22 km até o rio Doce (PINTO-COELHO, 2015).

Parte do rejeito (10 milhões de m<sup>3</sup>) permaneceu ao longo do primeiro trecho de 100 km, entre Fundão e a Usina Hidrelétrica Risoleta Neves (Candonga), localizada nas proximidades de Santa Cruz do Escalvado – MG (SAMARCO, 2017). Nesse trecho, a lama foi depositada sob o solo em camadas que podem variar de 0,5 a mais de 3 m de profundidade (CARMO et al., 2017). Além disso, outros 10 milhões de m<sup>3</sup> ficaram represados na barragem de Candonga. O restante do rejeito (20 milhões de m<sup>3</sup>) percorreu o rio Doce e parte da lama chegou a sua foz, no Oceano Atlântico, 16 dias após o rompimento (SAMARCO, 2017).

Ao longo do percurso do rejeito vários impactos socioambientais foram causados, como a destruição de patrimônio público e privado, a supressão de vegetação nativa e plantada, poluição de cursos d'água, a perda de biodiversidade aquática e da fauna terrestre, além de vitimar 19 pessoas, sendo 18 mortos e um desaparecido (CARMO et al., 2017). Ademais, o acidente afetou o abastecimento de água e energia, bem como a suspensão da pesca e do turismo, trazendo um enorme prejuízo socioeconômico (IBAMA, 2015). No total, 35 cidades em Minas Gerais e quatro no Espírito Santo foram afetadas, sendo Bento Rodrigues, a 7 km da barragem de Fundão, o local mais destruído pela lama (LACAZ; PORTO; PINHEIRO, 2017; VALERIANO et al., 2019).

O rejeito apresenta uma estrutura arenosa, com alto nível de pH, ferro, alumínio e manganês, e uma baixa quantidade de nutrientes e matéria orgânica (QUADRA et al., 2018; QUEIROZ et al., 2018; ZAGO; DORES; WATTS, 2019). A lama não é considerada tóxica para a saúde humana, pois apresenta pequeno teor de metais pesados (ANDRADE et al., 2018). No entanto, Buch et al. (2021) detectaram elevada presença de metais pesados em solos contaminados pelo rejeito. Davila et al. (2020) afirmam em seu trabalho que esses elementos já estavam presentes no ambiente, uma vez que amostras de solos em áreas não afetadas tinham níveis de metais pesados superiores às áreas atingidas pelo rejeito. Ou seja, o intenso fluxo de lama causou a remoção e a dispersão de solos previamente contaminados para diversos pontos da bacia do rio Doce (DUARTE et al., 2021).

Em Março de 2016, foi assinado o Termo de Transação e de Ajustamento de Conduta (TTAC) entre a União, os estados de Minas Gerais e do Espírito Santo, as empresas Samarco, Vale e BHP, e uma série de institutos, agências e fundações: Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Instituto Estadual de Florestas, Instituto Mineiro de Gestão de Águas, Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal do Espírito Santo, Departamento Nacional de Produção Mineral, Agência Nacional das Águas,

Agência Estadual de Recursos Hídricos, Fundação Nacional do Índio e Fundação Estadual de Meio Ambiente (TTAC, 2016).

Como parte das obrigações do TTAC foi criada, em março de 2016, a Fundação Renova, iniciando as suas atividades em agosto de 2016. Essa é uma instituição não-governamental, sem fins lucrativos, voltada para a reparação, restauração e reconstrução dos locais afetados pelo rompimento da barragem de Fundão. Esses objetivos estão concentrados em 42 programas socioambientais e socioeconômicos que são coordenados pela fundação. No contexto da restauração ecológica, a organização contempla 4 frentes de ações: o Programa de Revegetação, Enrocamentos e Outros Métodos, o Programa de Recuperação de APP's e Recargas Hídricas, o Programa de Recuperação de Nascentes e o Programa de Fomento ao CAR e PRA (FUNDAÇÃO RENOVA, 2020a). De acordo com a Fundação Renova (2021), serão destinados cerca de R\$ 1,5 bilhão para as iniciativas de restauração florestal.

Após o desastre, a Fundação Renova iniciou as ações de reparação inicial, de modo a evitar que os rejeitos depositados nas margens dos rios e tributários continuassem sendo erodidos e carreados para os cursos d'água. Para isso, dividiu-se a região atingida, desde Mariana - MG a Linhares - ES, em 17 trechos e em cada um deles foram realizadas avaliações e implantadas estratégias de reparação (FUNDAÇÃO RENOVA, 2017). Dentre as principais ações empregadas estão a adoção das técnicas de enrocamento, que consiste em colocar pedras ao longo das margens para evitar processos erosivos, a utilização de biomantas de fibra de coco, que também auxiliam na estabilização física do rejeito, e a revegetação com mix de sementes de espécies de rápido crescimento, visando possibilitar no futuro o restauro florestal (FUNDAÇÃO RENOVA, 2016) (Tabela 1).

Após as ações de revegetação e estabilização do rejeito iniciou-se o plantio de mudas florestais nas áreas impactadas. Um dos primeiros experimentos foi implantado em fevereiro de 2018, no qual foram introduzidos cerca de 41 mil mudas de 30 espécies diferentes em uma área de 41,5 ha. O plantio apresentou uma taxa de sobrevivência de 95% (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018). Atualmente, a Renova conta com inúmeros plantios de espécies nativas em áreas atingidas pelo rejeito, também estabelecendo diversas parcerias para o desenvolvimento de projetos no campo da Restauração Ecológica, como por exemplo o Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste, o Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal, o Instituto Terra, a Universidade Federal de Lavras, a Universidade Federal de Viçosa, o WWF-Brasil, entre outras. Todo esse conhecimento a ser gerado é de grande importância, visto que, em 2019, a fundação aderiu ao Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, firmando um acordo para restaurar 45 mil hectares ao longo da bacia do rio Doce (FUNDAÇÃO RENOVA, 2020b).

## 2.6. Bacia do rio Doce

A bacia hidrográfica do rio Doce apresenta uma área de 84 mil km<sup>2</sup>, localizada entre os estados de Minas Gerais (86% da área da bacia) e Espírito Santo (14% da área da bacia). Seu rio principal é o Doce, formado pela confluência dos rios Piranga e Carmo. Percorre cerca de 853 km, desde Ressaquinha - MG, onde recebe o nome de Piranga, até a sua foz no Oceano Atlântico, no município de Linhares - ES (HORA et al., 2012). A bacia possui uma rica biodiversidade, estando situada entre dois *hotspots* globais, sendo 98% de sua área na Mata Atlântica e 2% no Cerrado (ANA, 2016; MYERS et al., 2000).

O clima que opera sobre a bacia é o tropical úmido caracterizado por duas estações, uma chuvosa, que se estende de novembro a abril, e outra seca, entre os meses de maio a outubro. As taxas médias de temperaturas e precipitação variam de 18° C a 25° C e 200 mm (estação seca) a 1050 mm (estação chuvosa), respectivamente (PIRES et al., 2017). O regime fluvial do rio Doce é perene, com períodos de cheias que ocorrem nos meses de dezembro, janeiro e março, e as vazantes, a partir de abril, com extremas nos meses agosto e setembro (COELHO, 2009).

Em relação a pedologia da bacia, predominam na região os Latossolos Vermelho - Amarelo e Argissolos Vermelho - Amarelo. Outros tipos de solos que ocorrem em menor proporção na região são o Latossolo Ácrico, o Cambissolo, o Neossolo Litólico e o Neossolo Regolítico (COELHO, 2009). O relevo é caracterizado como forte ondulado a montanhoso, estimulando a concentração dos espaços urbanos em locais próximos aos cursos d'água, que são áreas suscetíveis a inundações (ANA, 2013). O tipo de solo predominante em conjunto com as características do relevo descritas acima indicam que a bacia é frágil em termos de suscetibilidade à erosão (OLIVEIRA; QUARESMA, 2017). Dessa forma, 58% da bacia apresenta forte suscetibilidade a erosão (ANA, 2016).

A bacia se situa em uma região densamente povoada, com cerca de 3,5 milhões de habitantes distribuídos em 228 municípios (AGUILA et al., 2018; DAVILA et al., 2020). Os recursos hídricos dessa bacia desempenham uma importante função econômica na vida dos moradores, sendo utilizados na geração de energia, no uso doméstico, na agropecuária, na indústria, etc (ANA, 2016). Além disso, a bacia possui o maior complexo siderúrgico da América Latina, onde várias empresas siderúrgicas e mineradoras encontram-se instaladas. Tais empresas estão focadas principalmente na exploração de ferro, alumínio, berilo, crisoberilo, mica, feldspato e ouro (SANTOLIN et al., 2015). Todas essas atividades resultam em diversos impactos negativos ao longo da bacia rio Doce, como o assoreamento, a erosão, a contaminação

dos solos, a poluição dos cursos d'água, a perda de vegetação, etc (RESENDE FILHO; CORREA; TORRES, 2015).

O desmatamento modificou a paisagem da bacia do rio Doce, resultando em 59% de áreas de pastagens, 5% de terras agrícolas, 4% de áreas reflorestadas e 27% de remanescentes de vegetação nativa (ANA, 2016). De acordo com Ribeiro et al. (2020), 44% das áreas antropizadas na bacia (3,2 milhões de ha) possuem de médio a alto potencial para o uso da regeneração natural e 30% das APP's também apresentam elevada aptidão para esse método. Assim, deve-se identificar as diferentes condições para que o uso da regeneração natural seja eficaz, com o intuito de que o fornecimento de serviços ecológicos, econômicos e sociais sejam uma garantia desta e das futuras gerações.

### 3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A região da bacia do rio Doce é um dos principais focos de biodiversidade do Brasil e deve ser um dos alvos para a conservação da Mata Atlântica. Neste capítulo, foram explorados as características e os processos de degradação da Mata Atlântica, bem como as particularidades da bacia do rio Doce e como o novo cenário, pós rompimento da barragem de Fundão, trouxe prejuízos a essa região. Além disso, foi apontado como a restauração ecológica pode ser uma importante estratégia para mitigar as consequências da destruição ambiental, auxiliando na reintrodução dos processos e de funções ecológicas nos ecossistemas degradados.

Ficou claro que é impossível realizar a restauração das áreas impactadas pelo rejeito sem uma visão clara das diferentes condições de paisagem e níveis de degradação que essas regiões possuem. Dessa forma, compreender a resiliência de cada ambiente é importante para a definição dos métodos de restauração a serem utilizados. Como esse processo demanda investimento elevado, o uso da regeneração natural poderá ser utilizado, em algumas áreas, como uma excelente estratégia para a recomposição da cobertura vegetal.

### REFERÊNCIAS

AGUILA, G. E. N. et al. Benthic Macroinvertebrate Diversity in the Middle Doce River Basin, Brazil. **Data**, v. 3, n. 17, p. 1-9, 2018.

ALGEET-ABARQUERO, N. et al. Land cover dynamics in Osa Region, Costa Rica: secondary forest is here to stay. **Regional Environmental Change**, v. 15, p. 1461-1472, 2015.

ANA. **Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce Rompimento da Barragem em Mariana/MG**. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2016. 50p.

ANA. **Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce e planos de ações para as unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia do rio Doce**. Brasília: ANA, 2013. 129p.

ANDRADE, G. F. et al. Agricultural use of Samarco's spilled mud assessed by rice cultivation: A promising residue use?. **Chemosphere**, v. 193, p. 892-902, 2018.

ANDREASEN, J. K. et al. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. **Ecological Indicators**, v. 1, n. 1, p. 21-35, 2001.

ARNETH, A. et al. **Climate Change and Land: An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**. Genebra: IPCC, 2019. 896p.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Série Registros**, v. 44, p. 1-48, 2011.

BECHARA, F. C. et al. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.

BENINI, R. M.; ADEODATO, S. **Economia da restauração florestal**. São Paulo: The Nature Conservancy, 2017. 136p.

BERTACCHI, M. I. F. et al. Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: natural regeneration and enrichment plantings. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 1, p. 100-108, 2015.

BOAS, O. V.; DURIGAN, G. **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Ed. Páginas e Letras, 2004. 484p.

BONN CHALLENGE. Disponível em: <https://infoflr.org/bonn-challenge-barometer/brazil/2018/policies>. Acesso em: 23 ago. 2019.

BRANCALION, P. H. S. et al. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science Advances**, v. 5, n. 7, p. 1-11, 2019.

BRANCALION, P. H. S. et al. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856-867, 2016.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Ed. Oficina de Textos, 2015. 432p.

BRANCALION, P. H. S. et al. Finding the money for tropical forest restoration. **Unasyuva**, v. 63, p. 41-50, 2012.

BRANCALION, P. H. S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.

BRASIL. **Lei nº 11.428, de 22 de Dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, [2006]. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2004-2006/2006/lei/111428.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111428.htm). Acesso em: 21 fev. 2021.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 1, de 23 de Janeiro de 1986**. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Brasília, DF: Presidência da República, [1986]. Disponível em: <http://www.ima.al.gov.br/wizard/docs/RESOLU%C3%87%C3%83O%20CONAMA%20N%C2%BA001.1986.pdf>. Acesso em: 21 fev. 2021.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de Agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, [1981]. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm). Acesso em: 31 ago. 1981.

BRASIL. **Decreto Imperial nº 577, de 11 de Dezembro de 1861**. Dá instruções provisórias para o plantio e conservação das florestas da Tijuca e Paineiras. Rio de Janeiro, RJ, 11 dez. 1861.

BROWN, D. R. et al. Poverty alleviation and environmental restoration using the clean development mechanism: a case study from Humbo, Ethiopia. **Environmental Management**, v. 48, n. 2, p. 322-333, 2011.

BUCH, A. C. et al. Ecological risk assessment of trace metals in soils affected by mine tailings. **Journal of Hazardous Materials**, v. 404, 2021.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v.15, n.1, p.40-42, 1965.

BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitig Adapt Strateg Glob Change**, v. 24, p. 1249-1270, 2019.

CARMO, F. F. do. et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 145-151, 2017.

CARPENEZZI, A. A. et al. Espécies Pioneiras para Recuperação de Áreas Degradadas: A observação em laboratórios naturais. *In*: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais [...]** Campos do Jordão: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1990. p. 216-221.

CHAZDON, R. L. et al. **Partnering with nature**: The case for natural regeneration in forest and landscape restoration. Canadá: Feri Policy Brief, 2017. 13p.

CHAZDON, R. L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 709-715, 2016.

- CHOI, Y. D. et al. Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. **Ecoscience**, v. 15, n. 1, p. 53-64, 2008.
- CHOI, Y. D. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward ‘futuristic’ restoration. **Ecological Research**, v. 19, p. 75–81, 2004.
- COELHO, A. L. N. Bacia Hidrográfica do Rio Doce (MG/ES): uma análise socioambiental integrada. **Revista Geografares**, v. 7, p. 131-146, 2009.
- CORDEIRO, M. C. et al. Insights on the freshwater microbiomes metabolic changes associated with the world’s largest mining disaster. **Science of the Total Environment**, v. 654, n. 1, p. 1209-1217, 2019.
- CROUZEILLES, R. et al. There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 80-83, 2019.
- DAVILA, R. B. et al. Heavy metals in iron ore tailings and floodplain soils affected by the Samarco dam collapse in Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 709, 2020.
- DEAN, W. **With Broadax and Firebrand: The Destruction of the Brazilian Atlantic Forest**. London: University of California, 1985. 504p.
- DIAS-FILHO, M. B. **Diagnóstico das Pastagens no Brasil**. Belém: Ed. Embrapa Amazônia Oriental, 2014. 37p.
- DUARTE, E. B. et al. Trace metals in Rio Doce sediments before and after the collapse of the Fundão iron ore tailing dam, Southeastern Brazil. **Chemosphere**, v. 262, p. 1-9, 2021.
- EMMANUEL, A. Y.; JERRY, C. S.; DZIGBODI, D. A. Review of Environmental and Health Impacts of Mining in Ghana. **Journal of Health and Pollution**, v. 8, n. 17, p. 43-52, 2018.
- FERNANDES, G. W. et al. Deep in the mud: ecological and social economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. 35-45, 2016.
- FORZZA, R. C. et al. New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. **Bioscience**, v. 62, n. 1, p. 39-45, 2012.
- FREITAS, S. R.; NEVES, C. L.; CHERNICHARO, P. Tijuca National Park: two pioneering restorationist initiatives in Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 4, p. 975-982, 2006.
- FRIDAY J. B. et al. Future directions for forest restoration in Hawai‘i. **New Forests**, v. 46, n. 5, p. 1-14, 2015.
- FUNDAÇÃO RENOVA. Investimento em reparação da bacia do rio Doce chegará a R\$ 17 bilhões em 2021, 2021. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/release/investimento-em-reparacao-da-bacia-do-rio-doce-chegara-a-r-17-bilhoes-em-2021/>. Acesso em: 24 fev. 21.
- FUNDAÇÃO RENOVA. **Cartilha Restauração Florestal**. Belo Horizonte: Fundação Renova/ CTFLORE. 2020a. 21p.

FUNDAÇÃO RENOVA. **Relatório anual de atividades**: Ano 2019 - Janeiro 2020. Belo Horizonte: Fundação Renova. 2020b. 558p.

FUNDAÇÃO RENOVA. Taxa de sobrevivência de espécies nativas plantadas em área atingida é de 95%, 2018. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/noticia/taxa-de-sobrevivencia-de-especies-nativas-plantadas-em-area-atingida-e-de-95/>. Acesso em: 24 fev. 21.

FUNDAÇÃO RENOVA. Manejo do Rejeito, 2017. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/manejo-de-rejeito/#:~:text=O%20plano%20dividiu%20a%20regi%C3%A3o,de%20acordo%20com%20indicadores%20espec%C3%ADficos>. Acesso em: 24 fev. 21.

FUNDAÇÃO RENOVA. Atualização do Plano de Recuperação Ambiental Integrado, 2016. Disponível em: [https://www.fundacaorenova.org/wp-content/uploads/2017/01/prai\\_renova\\_jan17\\_rev03.pdf](https://www.fundacaorenova.org/wp-content/uploads/2017/01/prai_renova_jan17_rev03.pdf). Acesso em: 21 fev. 2021.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V. Theoretical bases of the forest ecological restoration. *In*: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 200-286.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta Mesófila Semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GAUDRY, K. H. et al. Spatial Values and Their Global Legitimization in the UNESCO Designated Cultural Landscapes of the 'Latin American and the Caribbean' Region. **Social Science Research Network**, v. 30, p. 1-23, 2018.

GILMAN, A. et al. Recovery of floristic diversity and basal area in natural forest regeneration and planted plots in a Costa Rican wet forest. **Biotropica**, v. 48, p. 798-808, 2016.

GOMES, N. C. et al. Caracterização das barragens de contenção de rejeitos situadas no estado de Minas Gerais. **Research, Society and Development**, v. 8, p. 01-24, 2019.

HOBBS, R. J. Where to from here? Challenges for restoration and revegetation in a fast-changing world. **The Rangeland Journal**, v. 39, n. 5, p. 563-566, 2017.

HONDA, E. A.; DURIGAN, G. A restauração de ecossistemas e a produção de água. **Hoehnea**, v. 44, n. 3, p. 315-327, 2017.

HORA, A. M. et al. Da exploração econômica da bacia hidrográfica do Rio Doce ao atual processo de degradação de seus recursos naturais. *In*: RICARDO, G. R, G. (Org.). **Território, Mobilidade Populacional e Ambiente**. Minas Gerais: Univale, 2012. p. 201-234.

IBAMA. **Laudo Técnico Preliminar**: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. Minas Gerais: IBAMA, 2015. 74p.

IBAMA. **Instrução normativa n. 4, de 13 de abril de 2011**. Trata da necessidade de fazer cumprir a legislação ambiental, especialmente no que concerne aos procedimentos relativos a reparação de danos ambientais; estabelece exigências mínimas e norteia a elaboração de Projetos de Recuperação de Áreas Degradadas – PRAD ou Áreas Alteradas Elaboração de PRADs. Brasília, DF, 2011.

IUCN. Brazil to restore 12 million hectares of forests under Bonn Challenge for biodiversity and climate benefits, 2016. Disponível: <https://www.iucn.org/news/secretariat/201612/brazil-restore-12-million-hectares-forests-under-bonn-challenge-biodiversity-and-climate-benefits>. Acesso em: 16 ago. 2020.

IUCN.; WRI. **Guia sobre a Metodologia de Avaliação de Oportunidades de Restauração (ROAM): Avaliação de oportunidades de restauração de paisagens florestais em nível subnacional ou nacional**. Suíça: Ed. IUCN, 2014. 126p.

KEMP, D.; WORDEN, S.; OWEN, J. R. Differentiated social risk: rebound dynamics and sustainability performance in mining. **Resources Policy**, v. 50, p. 19-26, 2016.

LACAZ, F. A. de. C.; PORTO, M. F. de. S; PINHEIRO, T. M. M. Tragédias brasileiras contemporâneas: o caso do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão/Samarco. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 42, n. 9, p. 1-12, 2017.

LARocca, A. G.; CARDOSO, C.; ANGELIS, B. L. D. de. O Impacto da Ocupação de Fundo de Vales em áreas Urbanas - Estudo de caso Lago Igapo Londrina - PR. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 5, n. 30, p. 52-64, 2017.

LECHNER, A. M. et al. Challenges of integrated modelling in mining regions to address social, environmental and economic impacts. **Environmental Modelling & Software**, v. 93, p. 268-281, 2017.

LOZANO-BAEZ, S. E. et al. Recovery of soil hydraulic properties for assisted passive and active restoration: Assessing historical land use and forest structure. **Water**, v. 11, n. 86, p. 1-18, 2019.

LUZ, A. B.; SAMPAIO, J. A.; FRANÇA, S. C. A. **Tratamento de minerais**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 965p.

MARTINELLI, G. et al. Avaliação de risco de extinção de espécies da flora brasileira. *In*: MARTINELLI, G, MORAES, M. A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro: CNC Flora, 2013. p. 60-84.

MARTINS, S. V. **Recuperação de Áreas Degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2014. 270p.

MEIRA, R. M. S. A. et al. Brazil's mining code under attack: giant mining companies impose unprecedented risk to biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 2, p. 407-409, 2016.

MITTERMEIER, R. A. et al. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. *In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. **Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas.** Berlin: Springer, 2011. p. 3-22.*

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots Revisited. Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions.** Mexico City: CEMEX, 2004. 390p.

MORGENSTERN, N. R. et al. **Fundão Tailings Dam Review Panel: Report on the Immediate Causes of the Failure of the Fundão Dam.** New York: Cleary Gottlieb Steen & Hamilton LLP, 2016. 76p.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NASCIMENTO, J. C. H. B. et al. Gestão Pública do Meio Ambiente: O Caso da Floresta da Tijuca no Século XIX. **Revista Amazônia, Organizações e Sustentabilidade**, v. 6, n. 1, p. 7-23, 2017.

NEVES, D. M. et al. Dissecting a biodiversity hotspot: The importance of environmentally marginal habitats in the Atlantic Forest Domain of South America. **Diversity and Distributions**, v. 23, n. 8, p. 898-909, 2017.

OLIVEIRA, K. S. S.; QUARESMA, V. S. da. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. **Journal of south american earth sciences**, v. 78, p. 101-115, 2017.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. A restauração ecológica em destaque: um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 2, p. 219-231, 2011.

OMACHI, C. Y. et al. Atlantic Forest loss caused by the world's largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 30-34, 2018.

PALMER, M. A.; ZEDLER J. B.; FALK, D. A. Ecological Theory and Restoration Ecology. *In: PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B.; FALK, D. A. **Foundations of Restoration Ecology.** Washington: Island Press, 2016. p. 3-26.*

PEREIRA, I. M. **Restauração Florestal da Mata Atlântica: aspectos ecológicos e silviculturais.** Diamantina: UFVJM, 2018.

PEREIRA, M. P. S.; FRANCELINO, M. R.; QUEIROZ, J. M. A. Cobertura Florestal em Paisagens do Médio Vale do Rio Paraíba do Sul. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1-11, 2017.

PIMM, S. L.; JOPPA, L. N. How Many Plant Species are There, Where are They, and at What Rate are They Going Extinct?. **Bio One**, v. 100, n. 3, p. 170-176.

PINTO-COELHO, R. M. Existe governança das águas no Brasil? Estudo de caso: O rompimento da Barragem de Fundão, Mariana (MG). **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico**, v. 24. n. 1/2, 2015.

PINTO, S. R. et al. Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: The case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Forests**, v. 5, n. 9, p. 2212-2229, 2014.

PIRES, A. P. F. et al. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 187-193, 2017.

QUADRA, G. R. et al. Far-reaching cytogenotoxic effects of mine waste from the Fundão dam disaster in Brazil. **Chemosphere**, v. 215, p. 753-757, 2018.

QUEIROZ, H. M. et al. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination?. **Science of the Total Environment**, v. 637-638, n. 1, p. 498-506, 2018.

REIJ, C.; GARRITY, D. Scaling up farmer-managed natural regeneration in Africa to restore degraded landscapes. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 834-843, 2016.

RESENDE FILHO, M. A.; CORREA, J. S. O.; TORRES, M. O. Water Pricing in Brazil: Successes, Failures, and New Approaches. In: DINAR, A.; POCHAT, V.; ALBIAC MURILLO, J. **Water Pricing Experiences and Innovations**. Switzerland: Springer, 2015. p. 41-61.

REZENDE, C. L. et al. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2255-2272, 2015.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, C. F. D. A. **Recuperação de Áreas Degradadas**. Brasília: Ed. NT, 2015. 144p.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIBEIRO, S. M. C. et al., A spatially explicit index for mapping Forest Restoration Vocation (FRV) at the landscape scale: Application in the Rio Doce basin, Brazil, **Science of the Total Environment**, v. 74, p. 1-37, 2020.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto para a restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ, 2009. 256p.

ROHDEN, J. F.; ALBINO, P. M. B. **Regularização ambiental no meio rural**. Viçosa: Ed. UFV, 2020. 30p.

ROLIM, S. G. et al. **Research gaps and priorities in silviculture of native species in Brazil**. São Paulo: Ed. WRI Brasil, 2019. 44p.

ROZENDAAL, D. M. A. et al. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science Advances**, v. 5, n. 3, p. 1-10, 2019.

- SAMARCO. **Relatório Bienal 2015-2016**. Belo Horizonte: Samarco, 2017. 99p.
- SANSEVERO, J. B. B. et al. Past land-use and ecological resilience in a lowland Brazilian Atlantic Forest: implications for passive restoration. **New Forests**, v. 48, n. 5, p. 573-586, 2017.
- SANTOLIN, C. V. A. et al. Distribution and environmental impact evaluation of metals in sediments from the Doce River Basin, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 2, p. 1235-1248, 2015.
- SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 2319-2331, 2015.
- SECCO, R. T.; ACRA, L. A.; CORAIOLA, M. Regeneração natural em área de corte raso de *Pinus taeda* L. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 1, p. 208-220, 2019.
- SEDDON, N. et al. Grounding nature-based climate solutions in sound biodiversity science. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 2, p. 84-87, 2019.
- SER. Princípios da SER International sobre a restauração ecológica, 2004.
- SHONO, K.; DAVIES, S. J.; CHUA, Y. K. Performance of 45 native tree species on degraded lands in Singapore. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 19, n. 1, p. 25-34, 2007.
- SHOO, L. P. K. et al. Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. **Conservation Biology**, v. 30, n. 1, p. 121-132, 2016.
- SITHARAM, T. G.; HEGDE, A. Stability analysis of rock-fill tailing dam: an Indian case study. **International Journal of Geotechnical Engineering**, v. 11, n. 4, p. 332-342, 2016.
- SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, n. 25, p. 363-364, 2014.
- SOS Mata Atlântica; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2015-2016**. São Paulo: Arcplan, 2017. 69p.
- SOS Mata Atlântica. 05 anos do desastre de Mariana: Bacia do Rio Doce sofre desmatamento de 1.857 hectares de Mata Atlântica entre 2018 e 2019, 2020. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/noticias/05-anos-do-desastre-de-mariana-bacia-do-rio-doce-sofre-desmatamento-de-1-857-hectares-de-mata-atlantica-entre-2018-e-2019/>. Acesso em: 21 fev. 2021.
- SPAROVEK, G. et al. Brazilian agriculture and environmental legislation: status and future challenges. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 16, p. 6046-6053, 2010.
- SPECHT, M. J. et al. Burning biodiversity: Fuelwood harvesting causes forest degradation in human-dominated tropical landscapes. **Global Ecology and Conservation**, v. 3, n. 3, p. 200-209, 2015.

SUGANUMA, M. S. et al. Ecosistemas de referência para restauração de matas ciliares: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais?. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 835-847, 2013.

TABARELLI, M. Sucessão florestal para a restauração ecológica. *In*: BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. p. 86-113.

TRUJILLO-MIRANDA, A. L. et al. Active versus passive restoration: Recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. **Ecological Engineering**, v. 117, p. 50-61, 2018.

TTAC. **Termo de Transação e Ajustamento de Conduta**. 2016. 139p.

TURNER I. M. et al. Tree species richness in primary and old secondary tropical forest in Singapore. **Biodiversity and Conservation**, v. 6, n. 4, p. 537-543, 1997.

VALERIANO, C. M. et al. Sm–Nd and Sr isotope fingerprinting of iron mining tailing deposits spilled from the failed SAMARCO Fundão dam 2015 accident at Mariana, SE-Brazil. **Applied Geochemistry**, v. 106, p. 34-44, 2019.

VIANI, R. A. G. et al. Protocol for Monitoring Tropical Forest Restoration: Perspectives From the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p. 1-8, 2017.

VICTOR, M. A. M. et al. **Cem anos de devastação: revisada 30 anos depois**. Brasília: Ministerio do Meio Ambiente, 2005. 68p.

YANG, Z. et al. Identification of the disturbance and trajectory types in mining areas using multitemporal remote sensing images. **Science of The Total Environment**, v. 644, n. 10, p. 916-927, 2018.

ZAGO, V. C. P.; DORES, N. C. das.; WATTS, B. A. Strategy for phytomanagement in an area affected by iron ore dam rupture: A study case in Minas Gerais State, Brazil. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 1029-1037, 2019.

ZAHAWI, R. A.; REIDE, J. L.; HOLL, K. Hidden costs of passive restoration. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 3, p. 284-287, 2014.

## SEGUNDA PARTE – ARTIGO

**AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS ATINGIDAS PELO REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO, MARIANA, MG****Resumo**

Este estudo teve como objetivo avaliar a regeneração natural de oito áreas degradadas por rejeito de mineração e dois fragmentos florestais (ecossistemas de referência), além de determinar quais variáveis ambientais mais influenciam a densidade e a riqueza da regeneração natural. Dentre as áreas com depósito de rejeito, em seis foram implantadas técnicas para promover a restauração ecológica e em duas esse processo ocorreu naturalmente. As análises estatísticas procederam-se com o uso do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis e de modelos aditivos generalizados para posição, escala e forma (GAMLSS). O teste de Kruskal-Wallis revelou que, entre as áreas, a densidade e riqueza diferem-se estatisticamente. As áreas sem intervenções antrópicas exibiram elevada densidade de indivíduos e riqueza de espécies, em comparação com as áreas que foram implementadas técnicas de restauração. Grande parte das áreas apresentaram maior abundância de indivíduos pioneiros e anemocóricos, sendo que a espécie *Vernonia polyanthes* exibiu grande representatividade nesses ambientes. As espécies com dispersão zoocórica foram registradas em maior abundância nas áreas sem ações de restauração e em poucas áreas foram registradas plantas pertencentes a sucessão secundária tardia. O índice de Shannon e Pielou variou de 0,24 a 2,84 e 0,35 a 0,78, respectivamente. Os GAMLSS evidenciaram que a cobertura de dossel, a ausência ou presença de gado e a distância ao fragmento florestal, são as variáveis que melhor explicam a variação da densidade e riqueza da regeneração natural.

Palavras-chave: Barragem de Fundão, rejeito de mineração, restauração ecológica e regeneração natural.

**Abstract**

This study aimed to evaluate the natural regeneration of eight areas degraded by mining tailings and two forest fragments (reference ecosystems), in addition to determining which environmental variables most influence the density and richness of natural regeneration. Among the areas with tailings deposit, in six techniques were implemented to promote ecological restoration and in two this process occurred naturally. Statistical analyzes were carried out using the non-parametric Kruskal-Wallis test and generalized additive models for position, scale and shape (GAMLSS). The Kruskal-Wallis test revealed that, between areas, density and richness differ statistically. The areas without anthropic interventions exhibited high density of individuals and species richness, in comparison with the areas that were implemented restoration techniques. Great part of the areas presented greater abundance of pioneer and anemochoric individuals, and the species *Vernonia polyanthes* exhibited great representation in these environments. Species with zoochoric dispersion were recorded in greater abundance in areas without restoration actions and in a few areas plants belonging to late secondary succession were recorded. The Shannon and Pielou index ranged from 0.24 to 2.84 and 0.35 to 0.78, respectively. The GAMLSS showed that the canopy cover, the absence or presence of livestock and the distance to the forest fragment are the variables that best explain the variation in density and richness of natural regeneration.

Keywords: Fundão dam, mining tailings, ecological restoration and natural regeneration.

## 1. INTRODUÇÃO

O contexto mundial de mudanças climáticas e o cumprimento das metas globais, como o Bonn Challenge e a Iniciativa 20 x 20, aumentaram a demanda por programas de restauração ecológica (PIAIA et al., 2020). Essas atividades são particularmente importantes em ambientes fortemente degradados, como a Mata Atlântica (BRANCALION et al., 2019). Para orientar os esforços de restauração em ecossistemas florestais, três principais abordagens têm sido utilizadas: a regeneração natural espontânea, a regeneração natural assistida e a regeneração artificial (HOLL, 2020). Entre os métodos citados a regeneração artificial é o mais utilizado, todavia, a sua aplicação apresenta elevado custo (BENINI; ADEODATO, 2017). Por sua vez, a regeneração natural é uma estratégia ecológica eficiente, de baixo custo e com aplicabilidade em larga escala (NUNES et al., 2017; CROUZEILLES et al., 2020). Entretanto, tal técnica não é adequada para todas as condições ambientais (FORBES et al., 2021).

A ocorrência da regeneração natural está relacionada a capacidade de auto recuperação do ecossistema perturbado, a chamada resiliência ecológica (ZANINI et al., 2021). Um elemento crítico que determina a resiliência de comunidades vegetais é a disponibilidade de propágulos, presentes na área ou advindos do entorno, que constituirão o banco de sementes (SIMINSKI et al., 2021). Dessa forma, os fragmentos florestais circundantes exercem uma grande influência na recuperação de áreas degradadas, pois intensifica as chances de sucesso da restauração ecológica (CROUZEILLES; CURRAN, 2016). Por outro lado, em áreas distantes de fragmentos conservados, ou regiões onde os agentes dispersores de sementes estão ausentes, a restauração por meio da regeneração natural se torna inviável (CHAZDO; GUARIGUATA, 2016; HOWE, 2016).

Além disso, a resiliência e, conseqüentemente, a regeneração natural de um ecossistema é afetada por outros fatores, tais como a ocorrência de incêndios, a existência de plantas invasoras, a presença de gado e formigas cortadeiras, os baixos níveis de nutrientes do solo e a compactação do mesmo (CHAZDON et al., 2017). Quando ocorre algumas dessas condições, a restauração poderá ser promovida através de intervenções focadas em potencializar a regeneração natural, como por exemplo a prevenção de incêndios, o cercamento da área, o controle de plantas invasoras, etc (CHAZDON, 2017). Onde essas soluções não são eficientes, em decorrência da baixa resiliência local e da paisagem, serão necessárias abordagens artificiais de restauração por meio da semeadura ou do plantio de mudas de espécies nativas (CÉSAR et al., 2018; OSURI et al., 2019).

Em 2015, ocorreu um dos maiores desastres ambientais no Brasil, o rompimento da barragem de Fundão, localizada no município de Mariana, no estado de Minas Gerais. Foram liberados cerca de 43,7 milhões de m<sup>3</sup> de rejeito, constituído principalmente de óxido de ferro e sílica (SAMARCO, 2017; ESTEVES et al., 2020). Parte desse material foi transportado por mais de 650 km, através dos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce até chegar no Oceano Atlântico (PASSOS et al., 2020). O fluxo de rejeito provocou uma série de danos econômicos e sociais, além de impactos ambientais, como a contaminação d'água e do solo, a redução no conteúdo de matéria orgânica, a perda de biodiversidade aquática e da fauna terrestre e a supressão de vegetação nativa (CARMO et al., 2017). Omachi et al. (2018) estimou que a lama (rejeito da barragem) destruiu 457,6 ha de floresta de Mata Atlântica, sendo que as maiores perdas se concentraram ao longo dos primeiros 100 km da barragem de Fundão.

Como resposta, diversas ações de restauração artificial foram implementadas, por meio de semeadura de espécies de rápido crescimento e o plantio de mudas nativas da região. Essas ações foram realizadas pela Fundação Renova, empresa responsável pela reparação, restauração e reconstrução dos locais afetados pelo rompimento da barragem de Fundão (FUNDAÇÃO RENOVA, 2016). No entanto, pouco se conhece sobre o potencial de auto recuperação dessas áreas e, consequentemente, quais condições permitem a expressão de uma adequada resiliência capaz de promover a restauração ecológica. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo avaliar a regeneração natural em oito áreas que foram impactadas por rejeito de mineração, após cinco anos do rompimento da barragem de Fundão, e determinar quais as variáveis ambientais que contribuem para o sucesso da regeneração natural.

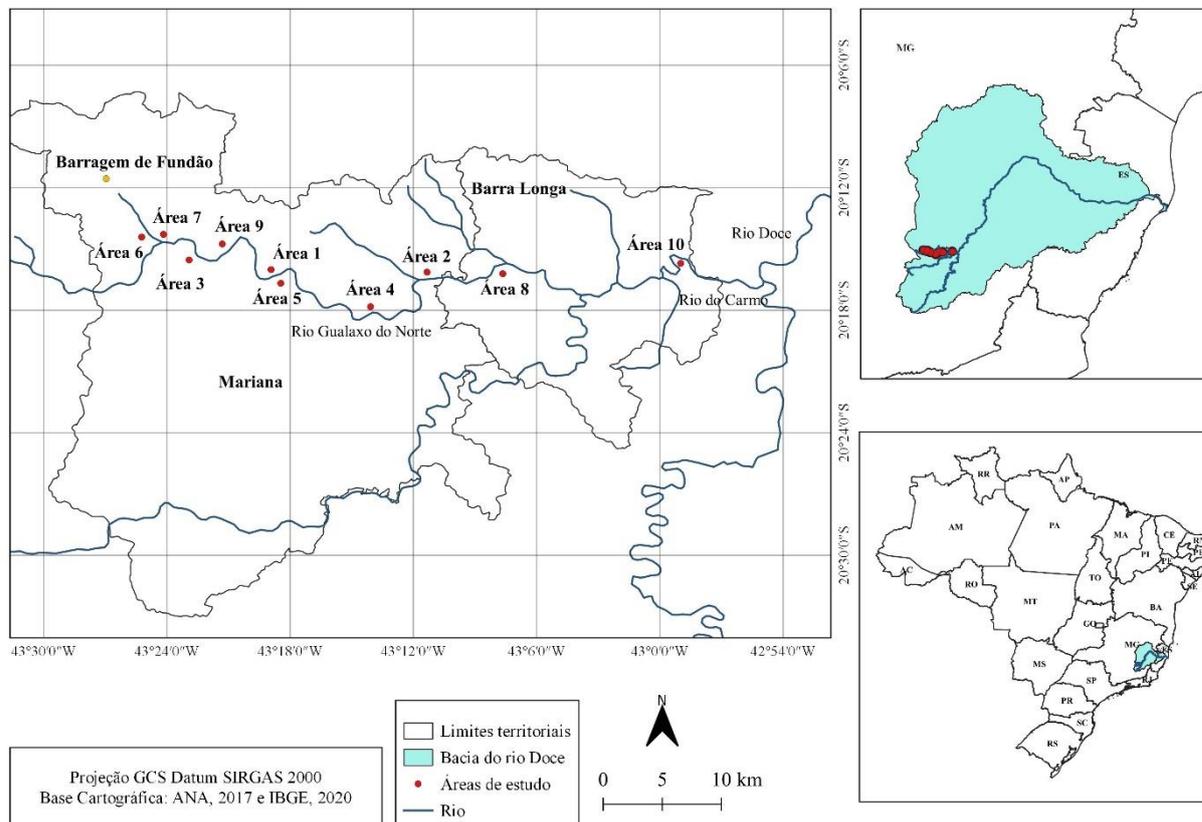
## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. Áreas de estudo**

A bacia hidrográfica do rio Doce apresenta uma área de 84 mil km<sup>2</sup>, estando localizada entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo. Seu rio principal é o Doce, e percorre cerca de 853 km (ANA, 2016). O clima é o tropical úmido com estação chuvosa de novembro a abril e seca de maio a outubro. As taxas médias de temperatura e precipitação variam de 18° C a 25° C e 200 mm a 1050 mm, respectivamente (PIRES et al., 2017). A vegetação é constituída principalmente por matas estacionais semidecíduas, pertencentes ao bioma da Mata Atlântica (FONSECA, 1997). O relevo é bastante acidentado e os solos predominantes são os Latossolos Vermelho - Amarelo e os Argissolos Vermelho - Amarelo (ANA, 2013).

Esse estudo foi conduzido em dez áreas da bacia do rio Doce, no estado de Minas Gerais (Figura 1). Desse total, cinco áreas estão cercadas por uma matriz florestal conservada, as restantes encontram-se em regiões antropizadas, ocupadas por atividades agrícolas e de pecuária (Tabela 1). Oito áreas apresentam deposição de rejeito da barragem de Fundão e estão processo de restauração, já as outras duas áreas não foram impactadas pela lama, sendo avaliadas como ecossistemas de referência. Em seis áreas foram realizadas intervenções de restauração por meio da sementeira de um mix de sementes de espécies de rápido crescimento (Tabela 2) e o plantio de mudas. O mix de semente começou a ser utilizado a partir de 2016 e o plantio de mudas realizado em diferentes épocas.

Figura 1 – Mapa de localização das áreas de estudo da bacia do rio Doce, no estado de Minas Gerais.



Fonte: Do autor (2021).

Tabela 1 – Descrição das áreas de estudo da bacia do rio Doce, no estado de Minas Gerais.

| Áreas / tamanho | Coordenadas               | Matriz     |             | Rejeito |          | Técnicas de restauração |          | Época do Plantio |
|-----------------|---------------------------|------------|-------------|---------|----------|-------------------------|----------|------------------|
|                 |                           | Conservada | Antropizada | Ausente | Presente | Ausente                 | Presente |                  |
| 1 / 2 ha        | 20°16'16.3"S 43°18'49.8"W | x          |             |         | x        | x                       |          |                  |
| 2 / 1 ha        | 20°16'19.5"S 43°11'42.4"W |            | x           |         | x        | x                       |          |                  |
| 3 / 2 ha        | 20°15'07.9"S 43°22'31.4"W | x          |             |         | x        |                         | x        | 2018             |
| 4 / 3 ha        | 20°18'04.1"S 43°13'54.5"W |            | x           |         | x        |                         | x        | 2018             |
| 5 / 1 ha        | 20°16'16.1"S 43°18'40.9"W | x          |             |         | x        |                         | x        | 2019             |
| 6 / 2 ha        | 20°14'24.9"S 43°25'12.8"W |            | x           |         | x        |                         | x        | 2019             |
| 7 / 2 ha        | 20°14'31.5"S 43°24'15.0"W | x          |             |         | x        |                         | x        | 2020             |
| 8 / 2 ha        | 20°15'44.7"S 43°07'59.9"W |            | x           |         | x        |                         | x        | 2020             |
| 9 / 1 ha        | 20°14'51.0"S 43°20'58.7"W | x          |             | x       |          | x                       |          |                  |
| 10 / 1 ha       | 20°15'30.6"S 42°59'22.1"W |            | x           | x       |          | x                       |          |                  |

Fonte: Do autor (2021).

Tabela 2 – Espécies presente no mix de sementes.

| Família                               | Espécie  | Nome comum                         | Hábito                |          |
|---------------------------------------|--|------------------------------------|-----------------------|----------|
| Amaranthaceae                         | <i>Alternanthera tenella</i> Colla                 | Apaga fogo                         | Subarbastiva          |          |
| Asteraceae                            | <i>Helianthus annuus</i> L.                        | Girassol forrageiro                | Erva                  |          |
| Brassicaceae                          | <i>Raphanus sativus</i> L.                         | Nabo forrageiro                    | Erva                  |          |
| Fabaceae                              | <i>Cajanus cajan</i> (L.) Huth                     | Feijão guandu                      | Arbustivo             |          |
|                                       | <i>Canavalia ensiformis</i> (L.) DC.               | Feijão de porco                    | Trepador              |          |
|                                       | <i>Crotalaria</i> spp.                             | Chocalho de cascavel               | Arbustivo             |          |
|                                       | <i>Dolichos lablab</i> L.                          | Dolichos lab lab                   | Rasteiro trepador     |          |
|                                       | <i>Lotus corniculatus</i> L.                       | Cornichão                          | Erva                  |          |
|                                       | <i>Neonotonia wightii</i> (Graham ex Wight & Arn.) | Soja perene                        | Rasteiro trepador     |          |
|                                       | <i>Stylosanthes</i> spp.                           | Estilosante                        | Herbáceo              |          |
|                                       | <i>Vicia sativa</i> L.                             | Ervilhaca                          | Trepadeira            |          |
|                                       | Poaceae  | <i>Avena</i> spp.                  | Aveia amarela e preta | Gramínea |
|                                       |  | <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. | Gramma seda           | Gramínea |
| <i>Lolium multiflorum</i> Lam.        |  | Azevém                             | Gramínea              |          |
| <i>Pennisetum glaucum</i> (L.) R.Br.  |  | Milheto                            | Gramínea              |          |
| <i>Pennisetum setosum</i> (Sw.) Rich. |  | Capim custódio                     | Gramínea              |          |
|                                       | <i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench                 | Sorgo formoso                      | Gramínea              |          |

Fonte: Adaptado de Oliveira et al. (2016).

## 2.2. Amostragem e coleta de dados

Os dados foram coletados entre janeiro a junho de 2021. Foram lançados transectos de 10 m de largura e comprimento variável que se estenderam da margem do rio até o final da área impactada pelo rejeito. A quantidade de transectos variou de acordo com o tamanho da área. Dessa forma, com exceção das áreas 2 (3 transectos), 4 (8 transectos), 5 (3 transectos), 9 (3 transectos) e 10 (3 transectos), as demais apresentaram 5 transectos. Dentro de cada um deles

foram alocadas 4 parcelas de 20 m<sup>2</sup> (2 x 10) que são igualmente distantes entre si, conforme o comprimento do transecto.

A amostragem do estrato regenerante incluiu todos os indivíduos arbustivos e arbóreos com altura igual ou superior a 10 cm e com DAP (diâmetro a 1,30 m do solo) inferior a 5,0 cm, presentes em cada parcela. Procedeu-se a identificação das espécies *in locu* e, quando necessário, foram preparadas exsicatas a fim de serem identificadas a partir da consulta à especialistas ou a literatura. As espécies foram classificadas em famílias, com seus nomes científicos e respectivos autores de acordo o banco de dados da Lista de Espécies da Flora Brasileira (FLORA DO BRASIL, 2020).

Um densiômetro esférico convexo foi utilizado para determinar o nível de cobertura do dossel nas dez áreas de estudo. As leituras foram realizadas no centro de cada parcela, em quatro direções (norte, sul, leste e oeste), a cerca de 1,3 m do solo. O densiômetro é composto por um espelho convexo, dividido em 24 quadrantes. Cada quadrante foi mentalmente subdividido em quatro, e contados quantos quartos do quadrante refletiam a copa das árvores. O total de quadrantes foram somados e multiplicados por 1,04. A porcentagem de cobertura do dossel, em cada parcela, foi obtida por meio da média amostrada nas quatro direções (LEMMON, 1957).

Outro parâmetro avaliado foi a cobertura de solo. Essa foi determinada através de um gabarito de madeira de 50 x 50 cm, dividido em 100 quadrantes de 5 x 5 cm. Foram tomadas quatro medidas aleatórias dentro de cada parcela. Os quadrantes foram divididos em quatro classes: gramíneas, não gramíneas, biomassa morta e solo exposto. O total de quadrantes de cada classe foi somado e, por meio da média dos quatro pontos, obteve-se a porcentagem de cada categoria, por parcela.

Foram lançados em dois pontos por parcela um quadrante de madeira de 50 x 50 cm para coletar a biomassa viva e morta. Esses materiais foram acondicionados em sacos plástico, devidamente identificados, e transportados até ao Laboratório de Silvicultura e Restauração Florestal da UFLA, onde foram pesados e obtido uma média por parcela.

Para compreender a influência da matriz de entorno nos resultados obtidos, foi determinada a distância de cada parcela até o fragmento florestal e o curso d'água mais próximos. Como sugerido por Souza (2015), o vértice mais distante de cada parcela teve suas coordenadas geográficas registradas com auxílio de um GPS e, a partir dele foi traçada uma reta até o início do fragmento e até o rio no software QGIS 3.16.8. Além disso, foram realizados mapeamentos quanto a ocupação do solo em um raio de 1 km de cada local de estudo, determinando a porcentagem de água, de floresta nativa e de área antropizada. As imagens foram obtidas do satélite Sentinel-2, utilizando as bandas 11, 8 e 4, pois elas fornecem bons

resultados para análise da vegetação. Por fim, o processamento e a classificação de imagens foram realizados no Qgis 3.16.8. A classificação das imagens ocorreu mediante o uso do plugin *Dzetsaka Classification Tool*, utilizando o método de classificação supervisionada de imagens de satélite.

As imagens de satélite também foram utilizadas para identificar qual o uso de cada área antes da ocorrência do desastre de Fundão, ou seja, se a mesma era conservada ou já era degradada.

### **2.3. Análise de dados**

As espécies oriundas da regeneração natural foram classificadas quanto a forma de vida em arbustivas e arbóreas, bem como ao grupo ecológico, seguindo as definições propostas por Budowski (1965), e modificado por Gandolfi; Leitão Filho; Bezerra (1995), caracterizando as espécies em pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias. Também foram categorizadas quanto à síndrome de dispersão em zoocóricas, em anemocóricas e em autocóricas (VAN DER PIJL, 1982).

A fim de compreender a participação das diferentes espécies dentro da comunidade vegetal, foram calculados os parâmetros fitossociológicos de densidade e frequência, absoluta e relativa, de cada espécie, como descrito por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). Além disso, avaliou-se a diversidade através do índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e pelo índice de Equabilidade de Pielou ( $J'$ ) (MAGURRAN, 1988; PIELOU, 1975).

As análises estatísticas foram executadas no R 4.1.1 (R CORE TEAM, 2021). Inicialmente, testou-se a distribuição à normalidade de todas as variáveis pelo teste de Shapiro-Wilk. Para comparar a densidade, riqueza, índice de Shannon e Pielou (dados não normais) entre as áreas de estudo, foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, seguido do teste de Dunn para comparações múltiplas ( $p < 0,05$ ), através do pacote “FSA” utilizando a função “dunnTest” (OGLE, 2016).

Os modelos aditivos generalizados para posição, escala e forma (GAMLSS) foram implementados por meio do pacote “gamlss” (Stasinopoulos, Rigby e Akantziliotou, 2008), utilizando a distribuição LogNormal, para investigar o efeito das variáveis ambientais na densidade e na riqueza da regeneração natural. Essas variáveis são as porcentagens de: cobertura de dossel, de biomassa morta, de gramínea, de não gramínea, de solo exposto, da área de entorno conservada e antropizada, bem como o peso de biomassa viva e morta e a distância das unidades amostrais até o fragmento florestal e até o rio. Além disso, os GAMLSS avaliaram

duas variáveis em que foram atribuídas notas de 0 e 1 para cada local estudado: gado (ausência = 0, presença = 1); e o uso anterior da área (degradada = 0, conservada = 1). Os melhores modelos foram escolhidos com base no Critério de Informação de Akaike (AIC) (AKAIKE, 1998). Também foi utilizado o pseudo  $R^2$  como um parâmetro explicativo das variáveis resposta (NAGELKERKE, 1991).

### 3. RESULTADOS

A lista das espécies amostradas e os valores de densidade e frequência são apresentados no Apêndice A para as dez áreas de estudo. Nas oito áreas atingidas pelo rejeito, o levantamento florístico identificou 607 indivíduos, representados por 22 famílias, 40 gêneros e 56 espécies. Além de outras 47 plantas pertencentes a 15 espécies, que não foram identificadas. Já nos ecossistemas de referência foram classificados 908 indivíduos, distribuídos em 29 famílias, 62 gêneros e 76 espécies. Outros 26 indivíduos foram identificados somente a nível de gênero, 40 a nível de família e 38 indivíduos de 16 espécies não foram identificados.

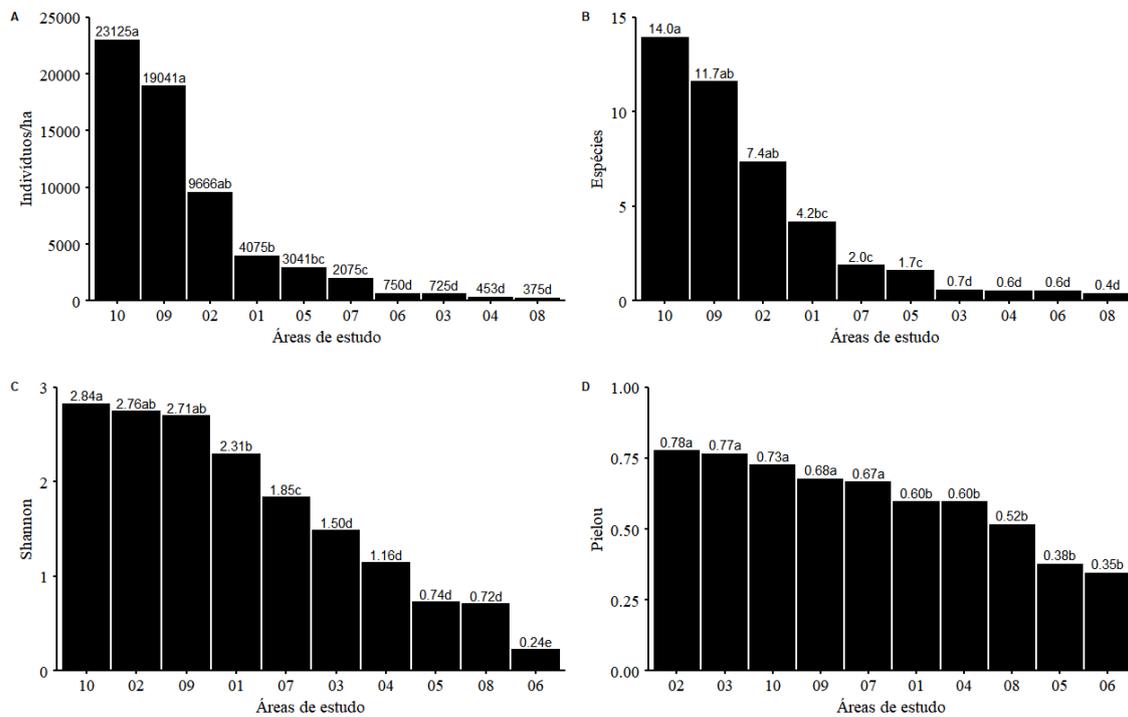
Com exceção da área 6, a família Fabaceae apresentou a maior riqueza de espécies, padrão também observado na área 10 (ecossistema de referência). De modo geral, grande parte das famílias amostradas registraram baixa representatividade de espécies. A espécie *Vernonia polyanthes* (assa peixe) foi contabilizada em todas as regiões com depósito de rejeito. Nesses locais, a mesma espécie também possui elevados valores de densidade e de frequência. Do total de indivíduos amostrados nas áreas de 1 a 8, 41% são de assa peixe. Já nas áreas de referência, as espécies *Tococa guianensis* (Área 9) e *Siparuna guianensis* (Área 10) foram observadas em maior abundância.

Para todos os parâmetros descritos a seguir foram observadas diferenças estatísticas entre as áreas pelo teste de Kruskal-Wallis. Densidade de indivíduos ( $\chi^2 = 125,47$ ,  $df = 9$ ,  $p < 0,05$ ), riqueza ( $\chi^2 = 129,22$ ,  $df = 9$ ,  $p < 0,05$ ), índice de Shannon ( $\chi^2 = 139,27$ ,  $df = 9$ ,  $p < 0,05$ ) e índice de Pielou ( $\chi^2 = 101,43$ ,  $df = 9$ ,  $p < 0,05$ ).

Dentre as áreas com rejeito, a área 2 apresentou o maior número de indivíduos e de espécies (Figura 2 – A, B). Nessa área, o teste estatístico não revelou diferenças significativas em relação aos ecossistemas de referência. Para os mesmos parâmetros, as áreas 3, 4, 6 e 8 registraram baixos valores e foram significativamente semelhantes. No índice de Shannon, a área 2 não apresentou diferença estatística das áreas 9 e 10 (Figura 2 – C). Além disso, as áreas 1 e 9 foram estatisticamente semelhantes. As demais áreas apresentaram diferença estatística das áreas de referência. Para o índice de Pielou, as áreas 2, 3 e 7 não apresentaram diferenças

entre os valores dos ecossistemas de referência (Figura 2 – D). As áreas 5 e 6 demonstraram os piores índices para esse parâmetro.

Figura 2 – Parâmetros calculados para dez áreas da bacia do rio Doce: (A) Densidade de indivíduos. $\text{ha}^{-1}$ , (B) número de espécies por parcela, (C) índice de Shannon e (D) índice de Pielou.



Letras minúsculas diferentes representam diferença estatística significativa de acordo com o teste de Dunn ( $p < 0,05$ ), após um teste de Kruskal-Wallis significativo.

Fonte: Do autor (2021).

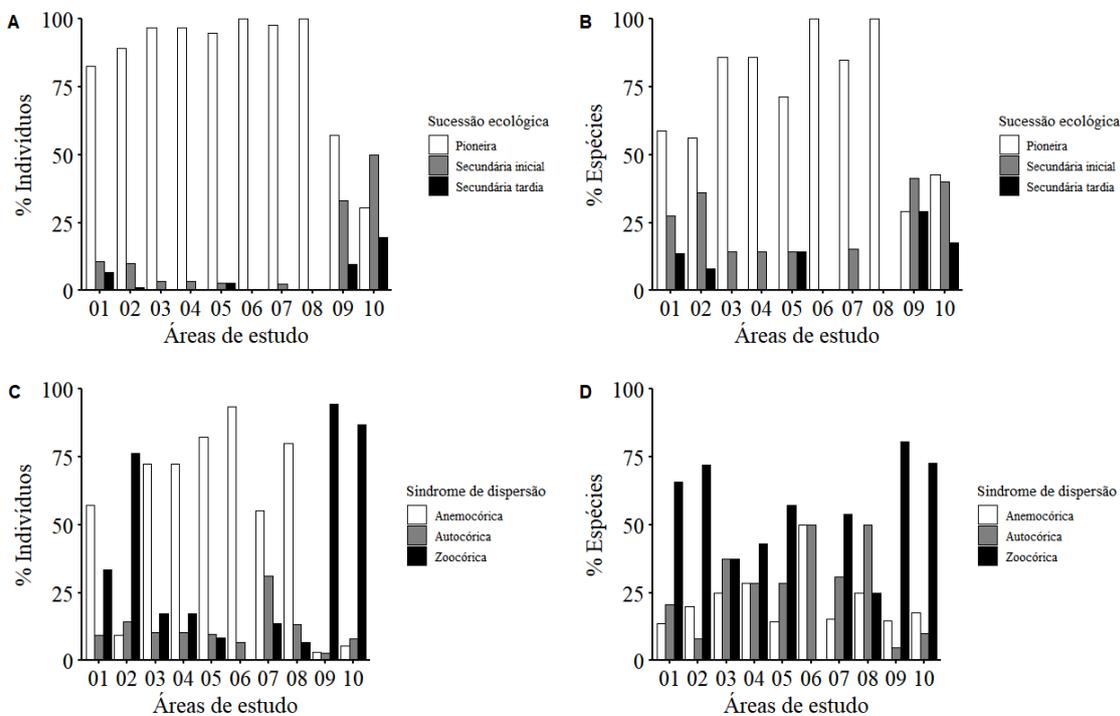
A proporção de indivíduos e espécies pioneiras foram maiores em todas as áreas com presença de rejeito (Figura 3 – A, B). Entre as áreas, os indivíduos e espécies secundárias iniciais foram superiores nas áreas 9 e 10. As proporções de espécies dessa categoria, nas áreas 2, 9 e 10, foram próximas. Os ecossistemas de referência também apresentaram maiores porcentagens para indivíduos e espécies de sucessão secundária tardia. Os valores de indivíduos tardios da área 1 foram similares à área 9, e as espécies desse grupo nas áreas 1 e 5 foram equivalentes à área 10. As áreas 6 e 8 não registraram nenhum indivíduo não pioneiro, sendo que as áreas 3, 4 e 7 contabilizaram poucos indivíduos pertencentes à classe de secundárias iniciais e tiveram ausência de representantes com sucessão tardia.

A comunidade regenerante, nos ecossistemas de referência, apresentou maior proporção de indivíduos e espécies zoocóricas que as áreas em processo de restauração (Figura 3 – C, D). As áreas 1 e 2 também apresentaram uma quantidade de espécies zoocóricas próximos aos

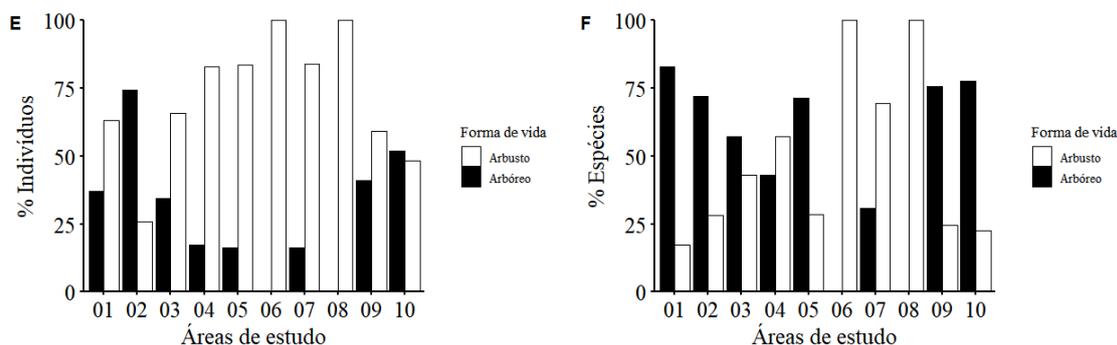
ecossistemas de referência e proporções de indivíduos zoocóricos maior que as demais áreas com rejeito. Na área 6 não foi identificado nenhum indivíduo dessa classe. As áreas 3, 4, 5, 7 e 8 registraram proporções expressivas de espécies zoocóricas, porém os indivíduos dessas espécies ocorrem em baixa proporção, fazendo com que as porcentagens a nível de indivíduos sejam baixas. O número de indivíduos autocóricos foi semelhante entre todas as áreas. Dentre as áreas em restauração, com exceção da área 2, a síndrome de dispersão com maior representatividade entre os indivíduos foi a anemocórica. As áreas 2, 9 e 10, exibiram baixos valores de indivíduos anemocóricos.

Quanto à forma de vida dos regenerantes, os indivíduos arbustivos foram predominantes nas áreas 1, 3, 4, 5 e 9 (Figura 3 – E, F). No entanto, às proporções de espécies arbóreas nas áreas 1, 2, 3, 5, 9 e 10 foram superiores às arbustivas. Algumas espécies arbustivas apresentaram uma grande densidade de indivíduos, fazendo com que a proporção da forma de vida em relação aos indivíduos seja maior do que quando é avaliado a nível de espécie. As áreas 6 e 8 contabilizaram apenas indivíduos arbustivos.

Figura 3 – Distribuição de diferentes categorias de indivíduos e espécies para o estrato regenerante presente em dez áreas da bacia do rio Doce: (A, B) Sucessão ecológica, (C, D) Síndrome de dispersão e (E, F) Forma de vida.



Continuação Figura 3.



Fonte: Do autor (2021).

Os valores médios das variáveis ambientais e as observações de presença e ausência, verificada em cada área de estudo, são apresentadas na Tabela 3. Essas foram utilizadas como variáveis preditoras na construção dos Modelos Aditivos Generalizados para Localização, Escala e Forma. Os mapas de uso e cobertura do solo são apresentados no Apêndice B.

Tabela 3 – Resumo dos valores obtidos para as variáveis preditoras.

| Variáveis                       | Áreas de Estudo |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|---------------------------------|-----------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|                                 | 1               | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9     | 10    |
| Cobertura de dossel (%)         | 51,3            | 56,9  | 25,4  | 21,2  | 46,7  | 1,6   | 10,0  | 0,0   | 73,2  | 77,5  |
| Biomassa viva (g)               | 67,4            | 24,7  | 57,3  | 330,4 | 10,3  | 185,9 | 90,9  | 93,3  | 27,8  | 19,5  |
| Biomassa morta(g)               | 165,0           | 120,3 | 131,1 | 113,4 | 168,7 | 45,4  | 131,8 | 179,1 | 298,5 | 193,1 |
| Distância do fragmento (m)      | 54,1            | 11,3  | 121,5 | 201,6 | 44,1  | 209,9 | 58,7  | 301,8 | 0,0   | 0,0   |
| Distância do rio (m)            | 34,3            | 17,1  | 58,8  | 18,2  | 14,4  | 36,5  | 44,7  | 15,1  | 43,3  | 51,5  |
| Gramínea (%)                    | 18,9            | 12,5  | 28,3  | 29,8  | 4,5   | 56,4  | 36,6  | 24,6  | 3,1   | 2,3   |
| Não gramínea (%)                | 28,6            | 15,3  | 2,6   | 54,0  | 0,8   | 16,1  | 6,2   | 8,1   | 8,6   | 11,2  |
| Solo exposto (%)                | 0,3             | 1,1   | 2,5   | 0,4   | 0,7   | 10,1  | 21,2  | 10,0  | 2,2   | 2,0   |
| Biomassa morta (%)              | 52,2            | 71,1  | 66,7  | 15,8  | 94,0  | 17,4  | 36,0  | 57,3  | 86,1  | 84,5  |
| Área de entorno conservada (%)  | 74,13           | 48,25 | 66,48 | 34,48 | 80,02 | 40,21 | 77,77 | 22,38 | 79,03 | 40,11 |
| Área de entorno antropizada (%) | 23,94           | 49,67 | 29,23 | 61,41 | 17,92 | 42,51 | 17,80 | 74,78 | 15,69 | 55,01 |
| Uso anterior                    | 1               | 1     | 1     | 0     | 1     | 0     | 1     | 0     | 1     | 1     |
| Gado                            | 0               | 0     | 1     | 1     | 1     | 1     | 1     | 1     | 0     | 0     |

Fonte: Do autor (2021).

As análises por GAMLSS mostraram que para a densidade, com exceção da variável de distância do rio e de porcentagem de solo exposto, as demais foram significativas (Tabela 4). Já para a riqueza, a variável de não gramínea e de área de entorno conservada não foram estatisticamente significativas. Os coeficientes representam o valor adicionado na variável resposta, a cada unidade de aumento da variável preditora. Assim, os valores negativo dos

coeficientes indicam uma influência negativa sobre a variável resposta e os positivos uma influência positiva sobre o modelo.

Tabela 4 – Valores das variáveis preditoras obtidos via GAMLSS para densidade e riqueza da regeneração natural de dez área da bacia do rio Doce.

| <b>Densidade</b>                |                   |                     |                    |                      |                |            |                                 |
|---------------------------------|-------------------|---------------------|--------------------|----------------------|----------------|------------|---------------------------------|
| <b>Variável preditoras</b>      | <b>Intercepto</b> | <b>Coefficiente</b> | <b>Erro padrão</b> | <b>Estatística t</b> | <b>p-valor</b> | <b>AIC</b> | <b>(%) pseudo R<sup>2</sup></b> |
| Cobertura de dossel (%)         | 0,54984           | 0,03203             | 0,00250            | 12,823               | < 2e-16 ***    | 785,626    | 56,04                           |
| Gado                            | 2,84420           | -1,93630            | 0,15680            | -12,350              | < 2e-16 ***    | 790,970    | 54,18                           |
| Distância do fragmento (m)      | 2,63887           | -0,01016            | 0,00089            | -11,470              | < 2e-16 ***    | 800,954    | 50,49                           |
| Uso anterior                    | 0,56730           | 1,68000             | 0,21160            | 7,939                | 9,66e-13 ***   | 840,318    | 32,82                           |
| Biomassa morta (%)              | 0,36828           | 0,02467             | 0,00314            | 7,862                | 1,46e-12 ***   | 841,142    | 32,39                           |
| Gramínea (%)                    | 2,35783           | -0,02715            | 0,00423            | -6,424               | 2,48e-09 ***   | 855,838    | 24,23                           |
| Biomassa viva (g)               | 2,16084           | -0,00411            | 0,00072            | -5,708               | 7,75e-08 ***   | 862,586    | 20,17                           |
| Biomassa morta (g)              | 0,98850           | 0,00487             | 0,00109            | 4,458                | 1,81e-05 ***   | 873,157    | 13,35                           |
| Área de entorno conservada (%)  | 0,75634           | 0,01694             | 0,00563            | 3,008                | 0,00317 **     | 882,893    | 6,55                            |
| Área de entorno antropizada (%) | 2,29970           | -0,01504            | 0,00594            | -2,531               | 0,0126 *       | 885,388    | 4,73                            |
| Não gramínea (%)                | 1,92861           | -0,01060            | 0,00512            | -2,069               | 0,0406 *       | 887,427    | 3,21                            |
| Distância do rio (m)            | 1,45739           | 0,00838             | 0,00431            | 1,943                | 0,054          | 887,917    | 2,84                            |
| Solo exposto (%)                | 1,83207           | -0,01814            | 0,01084            | -1,674               | 0,097          | 888,866    | 2,13                            |
| <b>Riqueza</b>                  |                   |                     |                    |                      |                |            |                                 |
| Gado                            | 1,93983           | -1,64008            | 0,10358            | -15,83               | < 2e-16 ***    | 493,9399   | 66,03                           |
| Cobertura de dossel (%)         | 0,08301           | 0,02482             | 0,00189            | 13,118               | < 2e-16 ***    | 523,8773   | 57,15                           |
| Distância do fragmento (m)      | 1,67591           | -0,00758            | 0,00070            | -10,85               | < 2e-16 ***    | 549,5455   | 47,72                           |
| Uso anterior                    | 0,09902           | 1,25254             | 0,16456            | 7,612                | 5,54e-12 ***   | 585,3569   | 30,99                           |
| Biomassa morta (%)              | 0,01241           | 0,01786             | 0,00247            | 7,232                | 4,06e-11 ***   | 589,3014   | 28,85                           |
| Gramínea (%)                    | 1,50450           | -0,02195            | 0,00318            | -6,893               | 2,34e-10 ***   | 592,7558   | 26,92                           |
| Biomassa viva (g)               | 1,28579           | -0,00273            | 0,00057            | -4,795               | 4,5e-06 ***    | 612,0508   | 15,13                           |
| Biomassa morta (g)              | 0,39500           | 0,00395             | 0,00083            | 4,759                | 5,24e-06 ***   | 612,3439   | 14,94                           |
| Solo exposto (%)                | 1,10365           | -0,01994            | 0,00822            | -2,426               | 0,0167 *       | 627,4565   | 4,36                            |
| Distância do rio (m)            | 0,74800           | 0,00759             | 0,00329            | 2,308                | 0,0226 *       | 627,9886   | 3,97                            |
| Área de entorno antropizada (%) | 0,44519           | 0,00967             | 0,00439            | 2,205                | 0,0293 *       | 628,4392   | 3,63                            |
| Área de entorno conservada (%)  | 1,28608           | 0,00749             | 0,00463            | -1,619               | 0,108          | 630,6171   | 1,99                            |
| Não gramínea (%)                | 1,07119           | -0,00350            | 0,00398            | -0,878               | 0,382          | 632,4417   | 0,59                            |

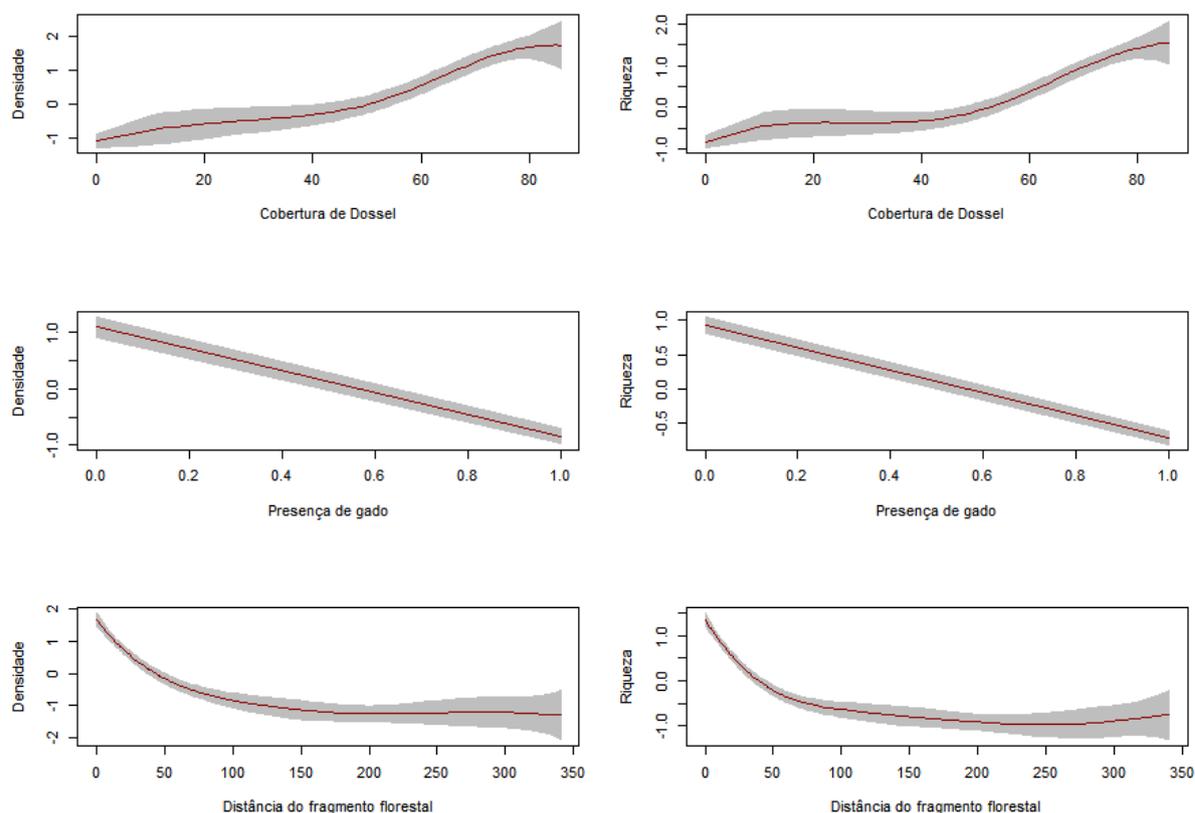
Significância: \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ .

Fonte: Do autor (2021).

Os modelos contendo a cobertura de dossel, a presença ou ausência de gado e a distância ao fragmento florestal, possuem menor valor de AIC, para ambas variáveis resposta, ou seja, são modelos com maior qualidade para este conjunto de dados (PRÍNCIPE et al., 2014). Essas também são as variáveis preditoras que melhor explicam a variação da densidade e riqueza da regeneração natural nas áreas estudadas, em decorrência do elevado valor do pseudo R<sup>2</sup>. Assim, é possível constatar que com o aumento da cobertura de floresta nativa, há o aumento da densidade e da riqueza. Em contrapartida, o gado e a distância do fragmento influenciam negativamente as variáveis respostas, ou seja, a presença do gado e o aumento da distância das

unidades amostrais até o fragmento florestal promove a redução das variáveis resposta (Figura 4).

Figura 4 – Efeito da cobertura de dossel, do gado e da distância do fragmento florestal na regeneração natural via GAMLSS.



As linhas sólidas representam os valores ajustados e a área sombreada o erro padrão

Fonte: Do autor (2021).

#### 4. DISCUSSÃO

Os ecossistemas de referência apresentam densidade e riqueza condizente com as florestas da Mata Atlântica (MARCUIZZO et al., 2014; SILVA; MATINS; NETO, 2020; SUGANUMA; DURIGAN, 2014). Nas áreas com rejeito, esses mesmos parâmetros apresentaram valores semelhantes a outros estudos: área 1 (MORES et al., 2020), área 2 (ALMEIDA et al., 2020), área 5 e área 7 (TRENTIN et al., 2018). Minas Gerais não possui uma lei que determina valores de referência para o monitoramento de projetos de restauração. No entanto, no estado de São Paulo, a Resolução nº 32/2014 (Brasil, 2014) determina que Florestas Ombrófilas e Estacionais, com mais de 5 anos em restauração, devem apresentar mais de mil indivíduos regenerantes por ha. Esse valor é superior ao encontrado nas áreas 3, 4, 6 e 8. Além disso, como já esperado, todas as áreas apresentaram resultados de número de indivíduos e

espécies inferiores aos observados nos ecossistemas de referência. De acordo com Lode et al. (2020), quando o método de restauração tem por base a regeneração natural, somente após algumas décadas que a riqueza das florestas em recuperação alcança resultados semelhantes aos ecossistemas de referência.

A maior riqueza observada na família Fabaceae também é constada em outros estudos de mesma temática deste trabalho (ANDRADE et al., 2018; LIMA et al., 2021; MORES et al., 2020; SILVA et al., 2019; VINDICA et al., 2020). De acordo com Rech et al. (2015), a alta riqueza de Fabaceae é decorrente do rápido desenvolvimento e da capacidade de adaptação de indivíduos dessa família em ambientes degradados. Além disso, muitas espécies de Fabaceae são fixadoras de nitrogênio, contribuindo para a recuperação do solo e, conseqüentemente, aumentando a probabilidade de estabelecimento de espécies menos tolerantes às condições adversas de ambientes em processo de restauração (SATTTLER et al., 2019).

Os altos valores de densidade e frequência de *Vernonia polyanthes* mostram como os ecossistemas tem reagido ao processo de restauração, visto que a presença marcante dessa espécie é comum em ambientes em estágio inicial de sucessão (CAMPANHARO et al., 2021; FIORINI et al., 2020; TOLEDO et al., 2020). De acordo com Ngarakana e Kativu (2017), o sucesso de *V. polyanthes* é atribuído ao seu crescimento acelerado e a dispersão eficiente de suas sementes pelo vento, promovendo a rápida colonização em locais degradados. Além disso, Martins (2020) ressalta que essa espécie cumpre funções essenciais na restauração florestal, como por exemplo, a redução da agressividade de gramíneas invasoras e a criação de um microclima adequado para a germinação e o desenvolvimento de indivíduos arbóreos.

O índice de Shannon para as áreas 1 e 2 foram semelhantes ao encontrado por Silva et al. (2018) em áreas mineradas em processo inicial de restauração ( $H' = 2,35 \text{ nats.ind}^{-1}$ ). Embora a área 2 tenha uma quantidade de espécies e indivíduos menor que a área 9, a mesma apresentou um valor de  $H'$  superior a área de referência. Isso se deve a uma melhor distribuição entre o número de indivíduos de cada espécie, o que impactou positivamente o valor desse índice. As áreas de referência registraram valores inferiores aos relatados na literatura:  $3,32 \text{ nats.ind}^{-1}$  (APARICIO et al. 2014),  $3,20 \text{ nats.ind}^{-1}$  (LIMA et al., 2013) e  $3,00 \text{ nats.ind}^{-1}$  (MARCUIZZO et al., 2014).

O índice de equabilidade de Pielou das áreas 2 e 3 foi semelhante ao encontrado por Silva et al. (2018) de 0,78. De acordo Mores et al. (2020), o baixo valor de Pielou está associado ao grande número de indivíduos em algumas espécies. Dessa forma, as áreas 1, 4, 5, 6 e 8 contabilizaram baixo  $J'$ , em decorrência da alta densidade relativa de *Vernonia polyanthes* observada, que variou de 49,69% (área 1) a 93,33% (área 6). Campanharo et al. (2020)

obtiveram, para esse parâmetro, o valor de 0,94 em áreas também atingidas pelo rejeito de Fundão após três anos do início do processo de restauração.

A maior densidade e riqueza de espécies não pioneiras indica um avanço na sucessão secundária de áreas degradadas, o que é observado nas áreas 1 e 2. De acordo com Siminski et al. (2021), as espécies tolerantes à sombra começam a colonizar os locais degradados em idades precoces, mas as proporções desse grupo tornam-se semelhantes aos ecossistemas de referência após 30 - 40 anos de sucessão (SUGANUMA; DURIGAN, 2014). Compreende-se que a maior cobertura de dossel contabilizada nas áreas 1, 2 e 5 é um dos fatores que favorecem a presença de espécies secundárias, devido ao seu comportamento ecológico com a luz (TRUJILLO-MIRANDA et al., 2018). Por outro lado, já era esperado a ausência ou a baixa ocorrência de indivíduos não pioneiras nas áreas 3, 4, 6, 7 e 8, devido à escassez de cobertura de dossel. A inexistência do dossel permite uma maior entrada de luz, o que pode desfavorecer o estabelecimento de espécies dos estágios finais de sucessão (MORES et al., 2020).

Como observado, as espécies pioneiras apresentaram uma grande abundância nas áreas em restauração. Neste trabalho, grande parte dos indivíduos pioneiros são arbustivos, justificando a maior ocorrência de arbustos nas áreas 1, 3, 4, 5, 6, 7 e 8. O predomínio de indivíduos arbustivos é comum na composição inicial de vegetações que sofreram distúrbios antrópicos ou naturais (AXIMOFF; NUNES-FREITAS; BRAGA, 2016; ROBINSON et al., 2015; TRENTIN et al., 2018). O padrão da forma de vida da área de referência 10 também é observado em outros estudos com florestas maduras (NARVAES; BRENA; LONGHI, 2005; NETO et al., 2012; PASTÓRIO; BLOEMER; GASPER, 2018).

A dominância de zoocoria em florestas maduras é um padrão relatado por diversos autores (COUTINHO et al., 2019; OLIVEIRA NETO; RAYMUNDO; CARVALHO, 2017; SIMONELLI et al., 2021). De acordo com Willson et al. (1989), a dispersão por animais é a principal estratégia de 70% a 90% das plantas em florestas tropicais. A grande quantidade de espécies zoocóricas é indicativo de comunidades em estágios de sucessão mais avançados (PIÑA-RODRIGUES; AOKI, 2014). Dentre as áreas em restauração, as áreas 1 e 2 registraram uma presença marcante de indivíduos e espécies dispersas por animais, o que contribui para acelerar o processo de sucessão, devido à atração de dispersores (NEGRINI et al., 2012).

De acordo com Chazdon (2012), os animais dispersores de sementes tendem a evitar locais abertos, devido ao maior risco de predação e a menor disponibilidade de fonte alimentar. Ou seja, nas áreas com menor cobertura de dossel, ocorre a ausência ou a baixa representatividade de indivíduos zoocóricos. Nessas áreas, o vento (anemocoria) tem um papel importante na dispersão de sementes pequenas, que geralmente é uma característica de espécies

pioneiras (ALMEIDA, 2016). Em contrapartida, uma vez que os regenerantes se desenvolvem, começam a ser utilizados por aves como poleiros. Esse processo contribui com o aumento da quantidade de sementes que chegam aos ecossistemas em regeneração. Como consequência, ocorre um aumento da disponibilidade de recursos, nessas áreas, o que atrai uma variedade de vertebrados de menor ou maior porte (CHAZDON, 2012). Os animais grandes são responsáveis pela dispersão de sementes de maior tamanho, que normalmente são provenientes de espécies tardias (ALMEIDA, 2016). Assim, observa-se que em ambientes com uma maior ação da zoocoria, ocorre também uma maior proporção de espécies pertencente aos estágios finais da sucessão.

Como constatado nas análises de GAMLSS, a cobertura de dossel exerce uma enorme influência na densidade e riqueza das áreas degradadas, o que também foi observado em outros estudos (DOROSKI et al., 2018; SOUZA; GANDOLFI; RODRIGUES, 2018). Dentre essas áreas, a 1 e a 2 exibem a maior cobertura de dossel, o que contribuiu com a maior densidade de indivíduos e riqueza de espécies. Essa cobertura é proveniente, principalmente, de indivíduos remanescentes que sobreviveram ao distúrbio do rompimento da barragem. Possivelmente, esses indivíduos funcionam como fonte de sementes e são atrativos a fauna. Além disso, o dossel cria condições de microclima favorável para o desenvolvimento das plantas. Nos ambientes onde essa cobertura é ausente ou reduzida, as sementes que chegam ficam sujeitas ao dessecamento (COLE, 2009). Somado a isso, essas áreas abertas favorecem o estabelecimento de espécies invasoras que podem instituir vantagens competitivas sobre as espécies nativas, influenciando negativamente a regeneração natural (MANTOANI; TOREZAN, 2016; SILVA et al., 2018; REZENDE; VIEIRA, 2019; TRUONG et al., 2020; WEIDLICH et al., 2019).

Observou-se que a distância de fragmentos florestais também trouxe benefícios para as áreas estudadas. De acordo com Almeida (2016) e Santos et al. (2019), a proximidade com ecossistemas conservados facilita o processo de restauração ecológica. Assim, quanto mais próximo de fragmentos florestais maior a riqueza e a densidade de indivíduos regenerantes nas áreas degradadas (CAMARGO et al., 2020). A presença de manchas florestais no entorno da área antropizada é um dos fatores determinantes para compreender a resiliência de um ecossistema e, conseqüentemente, a capacidade de auto recuperação de um ambiente (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Assim, quando é verificada a ausência de fontes de propágulos próximas a área, é necessário a implementação de técnicas que sejam atrativas à fauna. Como solução, pode-se destacar o uso de espécies de rápido crescimento ou a utilização de poleiros. Além disso, nesses casos, o plantio em maior densidade e diversidade

é recomendado para possibilitar o sucesso da restauração ecológica, dada a dificuldade do recrutamento de sementes florestais (PEREIRA; BOTELHO; DAVIDE, 2015).

Reide e Holl (2013) ressaltam que a chegada da semente no ecossistema não garante o sucesso da restauração, pois esses propágulos devem superar diversos filtros para se estabelecerem, como por exemplo, a presença de gado. Neste trabalho, as análises estatísticas, demonstraram que o livre acesso do gado foi um dos fatores determinantes para a regeneração natural, explicando a menor densidade e riqueza registradas nas áreas de 3 a 8. A presença desses animais traz diversos prejuízos: a compactação do solo, a destruição do banco de sementes e de plântulas, a redução da diversidade florística, a perda de indivíduos vegetais e o aumento da introdução de espécies invasoras (EATON et al., 2017; JESUS; OLIVEIRA; GAMA, 2018; KELLY; BOUVET, 2018; STEFANELLO et al., 2019). Dessa forma, a remoção do gado das áreas em restauração pode contribuir para o avanço da sucessão ecológica (PIAIA et al., 2020).

## 5. CONCLUSÃO

Os resultados sugerem que a espécie *Vernonia polyanthes* desempenha um papel fundamental na recuperação de áreas degradadas, sendo necessário o seu estudo para compor projetos de restauração. Além disso, fica evidente a necessidade da compreensão de quais fatores beneficiam o processo de regeneração natural. Neste estudo, a regeneração natural é facilitada quando as áreas degradadas apresentam adequada cobertura de dossel, se estão próximas a fragmentos florestais conservados e se existe a ausência de gado. Como observado as áreas sem ações de restauração contabilizaram maior densidade e riqueza de plantas, pois apresentaram esses atributos facilitadores da regeneração natural.

Os órgãos e instituições que atuam nos locais impactados pelo rejeito de Fundão podem ser encorajados a utilizar a regeneração natural como ferramenta para recuperar os ecossistemas degradados, desde que seja avaliado se as áreas apresentam atributos que irão contribuir com o sucesso desse método de restauração.

## REFERÊNCIAS

AKAIKE, H. Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle. *In*: Parzen E., Tanabe K., Kitagawa G. **Selected Papers of Hirotugu Akaike**. New York: Springer, 1988. p. 199-213.

- ALMEIDA, D. M. et al. Natural Regeneration in Urban Fragment of Atlantic Forest, Pernambuco, Brazil. **Journal of Experimental Agriculture International**, v. 42, n. 9, p. 66-79, 2020.
- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. Ilhéus: Editus, 2016, 200p.
- ANDRADE, G. K. O. et al. Regeneração natural em área de reflorestamento misto com espécies nativas no município de Laranjeiras, SE. **Revista Ciências Agrárias**, v. 61, p. 1-9, 2018.
- ANA. **Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce Rompimento da Barragem em Mariana/MG**. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2016. 50p.
- ANA. **Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce e planos de ações para as unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia do rio Doce**. Brasília: ANA, 2013. 129p.
- APARICIO, W. C. S. et al. Estrutura da regeneração natural de espécies arbóreas em um fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 6, n. 3, p.483-488, 2011.
- AXIMOFF, I.; NUNES-FREITAS, A. F. N.; BRAGA, J. M. A. Regeneração natural pós-fogo nos campos de altitude no Parque Nacional do Itatiaia, Sudeste do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 2, p. 62-80, 2016.
- BENINI, R. M.; ADEODATO, S. **Economia da restauração florestal**. São Paulo: The Nature Conservancy, 2017. 136p.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science advances**, v. 5, n. 7, p. 1-11, 2019.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Ed. Oficina de Textos, 2015. 432p.
- BRASIL. Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 2014.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v.15, n.1, p.40-42, 1965.
- CAMARGO, P. H. S. A. et al. Fruit traits of pioneer trees structure seed dispersal across distances on tropical deforested landscapes: implications for restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 12, p. 2329-2339, 2020.
- CAMPANHARO, I. F. et al. Functional composition enhances aboveground biomass stock undergoing active forest restoration on mining tailings in Mariana, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 9, n. 5, p. 1-39, 2021.

CAMPANHARO, I. F. et al. Effects of Forest Restoration Techniques on Community Diversity and Aboveground Biomass on Area Affected by Mining Tailings in Mariana, Southeastern Brazil. **Research in Ecology**, v. 2, n. 4, 2020.

CARMO, F. F. do. et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 145-151, 2017.

CÉSAR, R. G. et al. Early ecological outcomes of natural regeneration and tree plantations for restoring agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v. 28, n. 2, p. 373-384, 2018.

CHAZDON, R. L. Landscape Restoration, Natural Regeneration, and the Forests of the Future. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, n. 2, p. 251-257, 2017.

CHAZDON, R. L. et al. **Partnering with nature**: The case for natural regeneration in forest and landscape restoration. Canadá: Feri Policy Brief, 2017. 13p.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716-730, 2016.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

COLE, R. J. Postdispersal seed fate of tropical montane trees in na agricultural landscape, southern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 3, p. 319-327, 2009.

COUTINHO, P. R. O. S. et al. Restauração passiva em pastagens abandonadas a partir de núcleos de vegetação na Mata Atlântica, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 3, p. 1307-1323, 2019.

CROUZEILLES, R. et al. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. **Conservation Letters**, v. 13, n. 3, p. 1-8, 2020.

CROUZEILLES, R.; CURRAN, M. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, p. 440-448, 2016.

DOROSKI, D. A. et al. Factors driving natural regeneration beneath a planted urban forest. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 29, p. 238-247, 2018.

EATON, D. P. et al. Citizen scientists help unravel the nature of cattle impacts on native mammals and birds visiting fruiting trees in Brazil's southern Pantanal. **Biological Conservation**, v. 208, p. 29-39, 2017.

ESTEVEZ, G. F. et al. Vermicompost improves maize, millet and sorghum growth in iron mine tailings. **Journal of Environmental Management**, v. 254, p. 1-11, 2020.

FIORINI, A. C. O. et al. Forest cover effects of payments for ecosystem services: Evidence from an impact evaluation in Brazil. **Ecological Economics**, v. 169, p. 1-14, 2020.

- FLORA DO BRASIL. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 08 abr. 2021
- FONSECA, G. A. B. Impactos antrópicos e biodiversidade terrestre. In: Paula, J. A. et al. **Biodiversidade, população e economia: uma região de Mata Atlântica**. Belo Horizonte: UFMG/Cedeplar, 1997. p. 455-468.
- FORBES, A. S. et al. Determining the balance between active and passive indigenous forest restoration after exotic conifer plantation clear-fell. **Forest Ecology and Management**, v. 479, p. 1-15, 2021.
- FUNDAÇÃO RENOVA. Atualização do Plano de Recuperação Ambiental Integrado, 2016. Disponível em: [https://www.fundacaorenova.org/wp-content/uploads/2017/01/prai\\_renova\\_jan17\\_rev03.pdf](https://www.fundacaorenova.org/wp-content/uploads/2017/01/prai_renova_jan17_rev03.pdf). Acesso em: 21 fev. 2021.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessionar das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta Mesófila Semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.
- HOLL, K. D. **Primer of Ecological Restoration**. Washington: Island Press. 2020. 224p.
- HOWE, H. F. Making dispersal syndromes and networks useful in tropical conservation and restoration. **Global Ecology and Conservation**, v. 6, p. 152-178, 2016.
- JESUS, J. B.; OLIVEIRA, L. S.; GAMA, D. C. Composição florística e caracterização do estado de conservação de nascentes no centro-leste da bacia hidrográfica do rio Itapicuru, semiárido da Bahia. **Revista Floresta**, v. 48, n. 2, p. 245-254, 2018.
- KELLY, B. A.; BOUVET, J, M. Effect of land management on the dynamics of natural regeneration of agroforestry Parkland forest tree species: Case study of *Vitellaria paradoxa* in Southern Mali (West Africa). **Research in Plant Biology**, v. 8, p. 22-28, 2018.
- LEMMON, P. E. A new instrument for measuring forest overstory density. **Journal of Forestry**, v. 55, n. 9, p. 667-668, 1957.
- LIMA, A. S. et al. Regeneração natural de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa na Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 2, p.273-278, 2013.
- LIMA, K. D, R. et al. Natural regeneration after 13 years of revegetation with nitrogen fixing trees in Valença, Rio de Janeiro state, Brazil. **Ciências Florestais**, v. 31, n. 2, p. 830-845, 2021.
- LODE, V. et al. Reference and comparison values for ecological indicators in assessing restoration areas in the Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 110, p. 1-10, 2020.
- MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. London: Croom Hell, 1988. 179 p.

- MANTOANI, M. C.; TOREZAN, J. M. D. Regeneration response of Brazilian Atlantic Forest woody species to four years of *Megathyrus maximus* removal. **Forest Ecology and Management**, v. 359, p. 141-146, 2016.
- MARCUZZO S. B. et al. Comparação entre áreas em restauração e área de referência no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 6, p. 961-972, 2014.
- MARTINS, S. V. **Restauração Florestal**. Viçosa: UFV, 2020. 20p.
- MORES, G. J. et al. Natural regeneration of woody and herbaceous species in ecological restoration areas in the Atlantic Forest. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.15, n.4, p. 1-10, 2020.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974. 547p.
- NAGELKERKE, N. J. A note on a general definition of the coefficient of determination. **Biometrika**, v. 78, n. 3, p. 691-692, 1991.
- NARVAES, I. S.; BRENA, D. A.; LONGHI, S. J. Estrutura da regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. **Ciência Florestal**, v. 15, n.4, p. 331-342, 2005.
- NGARAKANA, E.; KATIVU, S. Soil based assessment of the invasive species *Vernonanthura phosphorica* (Vell.) H. Rob. (Asteraceae) in Burma Valley, Zimbabwe. **Transactions of the Royal Society of South Africa**, v. 73, n. 1, p. 1-4. 2017.
- NEGRINI, M. et al. Dispersão, distribuição espacial e estratificação vertical da comunidade arbórea em um fragmento florestal no planalto catarinense. **Revista Árvore**, v. 36, n. 5, p. 919-929.
- NETO, A. M. et al. Estrato de regeneração natural de uma floresta restaurada com 40 anos. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 72, p. 409-420, 2012.
- NUNES, F. S. M. et al. Enabling large-scale forest restoration in Minas Gerais state, Brazil. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 4, p. 1-10, 2017.
- OGLE, D. H. **Introductory Fisheries Analyses with R**. Boca Raton: Chapman & Hall/CRC, 2016. 218p.
- OLIVEIRA NETO, N. E.; RAYMUNDO, D.; CARVALHO, F. A. Biodiversity inventory of trees in a neotropical secondary forest after abandonment of shaded coffee plantation. **IForest (Viterbo)**, v. 10, p. 303-308, 2017.
- OLIVEIRA, R. O. et al. **Serviço para contenção de sedimentos por meio de vegetação**. São Paulo: Bioengenharia Soluções ambientais, 2016. 41p.
- OMACHI, C. Y. et al. Atlantic Forest loss caused by the world's largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 30-34, 2018.

OSURI, A. M. et al. Effects of restoration on tree communities and carbon storage in rainforest fragments of the Western Ghats, India. **Ecosphere**, v. 10, n. 9, 2019.

PASSOS, L. S. et al. Is the Doce River elutriate or its water toxic to *Astyanax lacustris* (Teleostei: Characidae) three years after the Samarco mining dam collapse?. **Science of the Total Environment**, v. 736, p. 1-32, 2020.

PASTÓRIO, F.; BLOEMER, H.; GASPER, A. Floristic and Structural Composition of Natural Regeneration in a Subtropical Atlantic Forest. **Floram**, v. 25, n. 4, p. 1-11, 2018.

PEREIRA, I. M.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Restauração de ecossistemas: bases ecológicas e silviculturais. In. DAVIDE, A. C.; BOTELHO, S. A. **Fundamentos e métodos de restauração de ecossistemas florestais 25 anos de experiência em matas ciliares**. Editora UFLA, 2015. p. 369-432.

PIAIA, B. B. et al. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 157, p. 1-8, 2020.

PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. New York: Jonhon Willey, 1975. 165p.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; AOKI, J. Chuva de sementes como indicadora do estágio de conservação de fragmentos florestais em Sorocaba – SP. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 4, p. 911-923, 2014.

PIRES, A. P. F. et al. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 187-193, 2017.

PRINCÍPE, A. et al. Modeling the long-term natural regeneration potential of woodlands in semi-arid regions to guide restoration efforts. **European Journal of Forest Research**, v. 133, p. 757-767, 2014.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing, Austria, 2021.

RECH, C. C. C. et al. Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. **Revista Floresta e Ambiente**, p. 194-203, 2015.

REID, J. L.; HOLL, K. D. Arrival X Survival. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 2, p. 153-155, 2013.

REZENDE, G. M.; VIEIRA, D. L. M. Forest restoration in southern Amazonia: Soil preparation triggers natural regeneration. **Forest Ecology and Management**, v. 433, n. 15, p. 93-104, 2019.

ROBINSON, S. J. B. et al. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2273-229, 2015.

SAMARCO. **Relatório Bial 2015-2016**. Belo Horizonte: Samarco, 2017. 99p.

SANTOS, J. F. C. dos. et al. Wildfires as a major challenge for natural regeneration in Atlantic Forest. **Science of the Total Environment**, v. 650, n. 10, p. 809-821, 2019.

SATTLER, D. et al. Use of Native Plant Species for Ecological Restoration and Rehabilitation Measures in Southeast Brazil. *In*. Nehren, U. et al. **Strategies and Tools for a Sustainable Rural Rio de Janeiro**. Springer Series on Environmental Management, 2014. p. 191-204.

SILVA, A. P. et al. Influência da forma e posição da encosta nas características do solo e na regeneração natural em áreas de pastagem abandonadas. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 3, p. 1239-1252, 2018.

SILVA, K. A.; MARTINS, S. V.; NETO, A. M. Influence of Environmental Variables on the Natural Regeneration of a Forest under Restoration after Bauxite Mining and in a Reference Ecosystem in Southeastern Brazil. **Research in Ecology**, v. 2, n. 4, p. 31-41. 2020.

SILVA, K. A. et al. A regeneração natural como indicador da restauração ecológica de uma área minerada de bauxita. **Biota**, v. 10, n. 4, p. 4-17, 2018.

SILVA, M. I. O. et al. Composition and Diversity of Areas Under Restoration Process From the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, p. 154, 2019.

SIMINSKI, A. et al. Dynamics of Natural Regeneration: Implications for Landscape Restoration in the Atlantic Forest, Brazil. **Frontiers in Forests Global Change**, v. 4, p. 1-15, 2021.

SIMONELLI, M. **Levantamento do potencial de regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do estado do Espírito Santo**. Vitória: Edifes, 2021. 110p.

SOUZA, F. M. **Avaliação da regeneração natural em pastagem abandonada**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2015.

SOUZA, S. C. P. M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. A influência da cobertura vegetal e da distância do remanescente florestal no processo de regeneração natural na Floresta Ombrófila Densa Montana. **Hoehnea**, v. 45, n. 1, p. 55-68, 2018.

STASINOPOULOS, D. M.; RIGBY, R. A.; AKANTZILIOTOU, C. Instructions on how to use the GAMLSS package in R. Technical Report 01/06, STORM Research Centre, London Metropolitan University, 2008.

STEFANELLO, M. M. et al. How Bovine Livestock Affects Seed Rain in Subtropical Climate Forest. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, n. 10, p. 240-249, 2019.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238-251, 2014.

- TOLEDO, R. M. et al. Restoring tropical forest composition is more difficult, but recovering tree-cover is faster, when neighbouring forests are young. **Landscape Ecology**, v. 35, p. 1403-1416, 2020.
- TRENTIN, B. E. et al. Restauração florestal na mata atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 160-174, 2018.
- TRUJILLO-MIRANDA, A. L. et al. Active versus passive restoration: Recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. **Ecological Engineering**, v. 117, p. 50-61, 2018.
- TRUONG, T. T. M. et al. Impact of a native invasive weed (*Microstegium ciliatum*) on regeneration of a tropical forest. **Plant Ecology**, v. 222, p. 173-191, 2021.
- VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York: Springer Verlag, 1982. 215p.
- VINDICA, V. F. et al. Seed rain in a restoration site and in an adjacent remnant of Seasonal Atlantic Forest. **Ciências Florestais**, v. 30, n. 4, p. 1230-1244, 2020.
- WEIDLICH, E. W. A. et al. Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 9, p. 1-12, 2020.
- WILLSON, M. P.; IRVINE, A. K.; WALSH, N. G. Vertebrate dispersal syndromes in some Australian and New Zealand plant-communities, with geographic comparisons. **Biotropica**, v. 21, 133-147, 1989.
- ZANINI, A. M. et al. The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 1-11, 2021.

## APÊNDICE A

Espécies amostradas no estrato da regeneração natural de dez áreas na bacia do rio Doce, com as respectivas formas de vida, categorias sucessionais, síndromes de dispersão e parâmetros fitossociológicos. NI = Número de indivíduos; DA = Densidade absoluta; DR = Densidade relativa; FA = Frequência absoluta; FR = Frequência relativa; FV = Forma de vida; Arb = Arbusto; Arv = Arbóreo; SC = Categoria sucessionais; Pio = Pioneira; Sin = Secundária inicial; Std = Secundária tardia; DP = Síndrome de dispersão; Zoo = Zoocórica; Ane = Anemocórica e Aut = Autocórica.

| Área 01          |   |    |     |     |     |              |           |           |           |  |
|------------------|---|----|-----|-----|-----|--------------|-----------|-----------|-----------|--|
| Família          | Espécies  | NI | FV  | SC  | DP  | DA<br>(n/ha) | DR<br>(%) | FA<br>(%) | FR<br>(%) |  |
| Anacardiaceae    | <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi             | 5  | Arv | Pio | Zoo | 125,00       | 3,07      | 15,00     | 3,53      |  |
| Asteraceae       | <i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish    | 1  | Arv | Pio | Ane | 25,00        | 0,61      | 5,00      | 1,18      |  |
|                  | <i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less.        | 81 | Arb | Pio | Ane | 2025,00      | 49,69     | 95,00     | 22,35     |  |
| Bignoniaceae     | <i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith        | 2  | Arv | Std | Ane | 50,00        | 1,23      | 10,00     | 2,35      |  |
| Calophyllaceae   | <i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.           | 3  | Arv | Std | Zoo | 75,00        | 1,84      | 10,00     | 2,35      |  |
| Chrysobalanaceae | <i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.                | 1  | Arv | Sin | Zoo | 25,00        | 0,61      | 5,00      | 1,18      |  |
| Erythroxylaceae  | <i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil            | 1  | Arv | Std | Zoo | 25,00        | 0,61      | 5,00      | 1,18      |  |
| Euphorbiaceae    | <i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.        | 3  | Arv | Pio | Zoo | 75,00        | 1,84      | 15,00     | 3,53      |  |
|                  | <i>Croton floribundus</i> Spreng.                 | 1  | Arv | Pio | Aut | 25,00        | 0,61      | 5,00      | 1,18      |  |
| Fabaceae         | <i>Calliandra tweedii</i> Benth.                  | 1  | Arb | Pio | Aut | 25,00        | 0,61      | 5,00      | 1,18      |  |
|                  | <i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC. | 3  | Arv | Sin | Aut | 75,00        | 1,84      | 15,00     | 3,53      |  |
|                  | <i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.                  | 1  | Arv | Sin | Zoo | 25,00        | 0,61      | 5,00      | 1,18      |  |
|                  | <i>Inga marginata</i> Willd.                      | 2  | Arv | Sin | Zoo | 50,00        | 1,23      | 10,00     | 2,35      |  |
|                  | <i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.        | 1  | Arv | Sin | Ane | 25,00        | 0,61      | 5,00      | 1,18      |  |
|                  | <i>Mimosa scabrella</i> Benth.                    | 5  | Arv | Pio | Aut | 125,00       | 3,07      | 20,00     | 4,71      |  |
|                  | <i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.  | 3  | Arv | Pio | Aut | 75,00        | 1,84      | 5,00      | 1,18      |  |
|                  | <i>Piptadenia paniculata</i> Benth.               | 1  | Arv | Pio | Aut | 25,00        | 0,61      | 5,00      | 1,18      |  |

## Continuação área 1.

|                  |   |   |     |     |     |        |      |       |      |
|------------------|---|---|-----|-----|-----|--------|------|-------|------|
| Melastomataceae  | <i>Miconia cinerascens</i> Miq.               | 2 | Arb | Pio | Zoo | 50,00  | 1,23 | 5,00  | 1,18 |
|                  | <i>Miconia cuspidata</i> Naudin               | 2 | Arv | Sin | Zoo | 50,00  | 1,23 | 10,00 | 2,35 |
|                  | <i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin      | 2 | Arv | Pio | Zoo | 50,00  | 1,23 | 5,00  | 1,18 |
| Moraceae         | <i>Ficus castelviana</i> Dugand               | 2 | Arv | Sin | Zoo | 50,00  | 1,23 | 5,00  | 1,18 |
|                  | <i>Ficus insipida</i> Willd.                  | 5 | Arv | Pio | Zoo | 125,00 | 3,07 | 20,00 | 4,71 |
|                  | <i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud. | 4 | Arv | Sin | Zoo | 100,00 | 2,45 | 20,00 | 4,71 |
| Myrtaceae        | <i>Eugenia florida</i> DC.                    | 4 | Arv | Std | Zoo | 100,00 | 2,45 | 15,00 | 3,53 |
|                  | <i>Psidium guajava</i> L.                     | 1 | Arv | Pio | Zoo | 25,00  | 0,61 | 5,00  | 1,18 |
| Piperaceae       | <i>Piper aduncum</i> L.                       | 2 | Arb | Pio | Zoo | 50,00  | 1,23 | 10,00 | 2,35 |
| Primulaceae      | <i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze      | 1 | Arv | Pio | Zoo | 25,00  | 0,61 | 5,00  | 1,18 |
| Solanaceae       | <i>Solanum paniculatum</i> L.                 | 8 | Arb | Pio | Zoo | 200,00 | 4,91 | 30,00 | 7,06 |
| Urticaceae       | <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.          | 1 | Arv | Pio | Zoo | 25,00  | 0,61 | 5,00  | 1,18 |
| Não classificada | Espécie 1                                     | 8 |     |     |     | 200,00 | 4,91 | 30,00 | 7,06 |
|                  | Espécie 2                                     | 4 |     |     |     | 100,00 | 2,45 | 15,00 | 3,53 |
|                  | Espécie 3                                     | 2 |     |     |     | 50,00  | 1,23 | 10,00 | 2,35 |

## Área 02

| Família        | Espécies   | NI | FV  | SC  | DP  | DA<br>(n/ha) | DR<br>(%) | FA<br>(%) | FR<br>(%) |
|----------------|--|----|-----|-----|-----|--------------|-----------|-----------|-----------|
| Anacardiaceae  | <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.                 | 2  | Arv | Sin | Zoo | 83,33        | 0,86      | 16,67     | 2,15      |
| Asteraceae     | <i>Vernonia diffusa</i> Less.                    | 1  | Arb | Pio | Ane | 41,67        | 0,43      | 8,33      | 1,08      |
|                | <i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less.       | 11 | Arb | Pio | Ane | 458,33       | 4,74      | 33,33     | 4,30      |
| Calophyllaceae | <i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.          | 1  | Arv | Std | Zoo | 41,67        | 0,43      | 8,33      | 1,08      |
| Cannabaceae    | <i>Trema micrantha</i> (L.) Blume                | 3  | Arv | Pio | Zoo | 125,00       | 1,29      | 16,67     | 2,15      |
| Euphorbiaceae  | <i>Maprounea guianensis</i> Aubl.                | 1  | Arv | Sin | Zoo | 41,67        | 0,43      | 8,33      | 1,08      |
| Fabaceae       | <i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton      | 4  | Arv | Sin | Ane | 166,67       | 1,72      | 8,33      | 1,08      |
|                | <i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth. | 12 | Arb | Pio | Aut | 500,00       | 5,17      | 41,67     | 5,38      |

## Continuação área 2.

|                  |  |    |     |     |     |         |       |       |       |
|------------------|--|----|-----|-----|-----|---------|-------|-------|-------|
|                  | <i>Inga edulis</i> Mart.                   | 1  | Arv | Sin | Zoo | 41,67   | 0,43  | 8,33  | 1,08  |
|                  | <i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld | 1  | Arv | Pio | Ane | 41,67   | 0,43  | 8,33  | 1,08  |
|                  | <i>Mimosa scabrella</i> Benth.             | 17 | Arv | Pio | Aut | 708,33  | 7,33  | 83,33 | 10,75 |
| Malvaceae        | <i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna | 2  | Arv | Sin | Ane | 83,33   | 0,86  | 16,67 | 2,15  |
| Melastomataceae  | <i>Miconia macrothyrsa</i> Benth.          | 6  | Arb | Sin | Zoo | 250,00  | 2,59  | 16,67 | 2,15  |
|                  | <i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin   | 18 | Arb | Pio | Zoo | 750,00  | 7,76  | 50,00 | 6,45  |
| Meliaceae        | <i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.            | 1  | Arv | Std | Zoo | 41,67   | 0,43  | 8,33  | 1,08  |
| Moraceae         | <i>Ficus castelviana</i> Dugand            | 2  | Arv | Sin | Zoo | 83,33   | 0,86  | 8,33  | 1,08  |
|                  | <i>Ficus insipida</i> Willd.               | 29 | Arv | Pio | Zoo | 1208,33 | 12,50 | 75,00 | 9,68  |
| Myrtaceae        | <i>Psidium guajava</i> L.                  | 4  | Arv | Pio | Zoo | 166,67  | 1,72  | 16,67 | 2,15  |
|                  | <i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston         | 1  | Arv | Sin | Zoo | 41,67   | 0,43  | 8,33  | 1,08  |
| Piperaceae       | <i>Piper aduncum</i> L.                    | 1  | Arb | Pio | Zoo | 41,67   | 0,43  | 8,33  | 1,08  |
| Rubiaceae        | <i>Faramea hyacinthina</i> Mart.           | 1  | Arv | Sin | Zoo | 41,67   | 0,43  | 8,33  | 1,08  |
| Salicaceae       | <i>Casearia sylvestris</i> Sw.             | 43 | Arv | Pio | Zoo | 1791,67 | 18,53 | 58,33 | 7,53  |
| Solanaceae       | <i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal     | 2  | Arv | Pio | Zoo | 83,33   | 0,86  | 16,67 | 2,15  |
|                  | <i>Solanum paniculatum</i> L.              | 3  | Arb | Pio | Zoo | 125,00  | 1,29  | 16,67 | 2,15  |
| Urticaceae       | <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.       | 35 | Arv | Pio | Zoo | 1458,33 | 15,09 | 75,00 | 9,68  |
| Não classificada | Espécie 4                                  | 3  |     |     |     | 125,00  | 1,29  | 8,33  | 1,08  |
|                  | Espécie 5                                  | 3  |     |     |     | 125,00  | 1,29  | 25,00 | 3,23  |
|                  | Espécie 6                                  | 4  |     |     |     | 166,67  | 1,72  | 16,67 | 2,15  |
|                  | Espécie 7                                  | 1  |     |     |     | 41,67   | 0,43  | 8,33  | 1,08  |
|                  | Espécie 8                                  | 3  |     |     |     | 125,00  | 1,29  | 16,67 | 2,15  |
|                  | Espécie 9                                  | 13 |     |     |     | 541,67  | 5,60  | 50,00 | 6,45  |
|                  | Espécie 10                                 | 1  |     |     |     | 41,67   | 0,43  | 8,33  | 1,08  |
|                  | Espécie 11                                 | 1  |     |     |     | 41,67   | 0,43  | 8,33  | 1,08  |
|                  | Espécie 12                                 | 1  |     |     |     | 41,67   | 0,43  | 8,33  | 1,08  |

## Área 03

| Família    | Espécies                                    | NI | FV  | SC  | DP  | DA<br>(n/ha) | DR<br>(%) | FA<br>(%) | FR<br>(%) |
|------------|---|----|-----|-----|-----|--------------|-----------|-----------|-----------|
| Asteraceae | <i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less.  | 15 | Arb | Pio | Ane | 375,00       | 51,72     | 20,00     | 30,76     |
| Fabaceae   | <i>Calliandra tweedii</i> Benth.            | 2  | Arb | Pio | Aut | 50,00        | 6,89      | 5,00      | 7,69      |
|            | <i>Inga marginata</i> Willd.                | 1  | Arv | Sin | Zoo | 25,00        | 3,44      | 5,00      | 7,69      |
|            | <i>Mimosa scabrella</i> Benth.              | 5  | Arv | Pio | Aut | 125,00       | 17,24     | 10,00     | 15,38     |
| Lauraceae  | <i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart. | 2  | Arv | Pio | Zoo | 50,00        | 6,89      | 5,00      | 7,69      |
| Myrtaceae  | <i>Psidium guajava</i> L.                   | 2  | Arv | Pio | Zoo | 50,00        | 6,89      | 10,00     | 15,38     |
| Piperaceae | <i>Piper aduncum</i> L.                     | 2  | Arb | Pio | Zoo | 50,00        | 6,89      | 10,00     | 15,38     |

## Área 04

| Família       | Espécies                                   | NI | FV  | SC  | DP  | DA<br>(n/ha) | DR<br>(%) | FA<br>(%) | FR<br>(%) |
|---------------|--|----|-----|-----|-----|--------------|-----------|-----------|-----------|
| Anacardiaceae | <i>Astronium graveolens</i> Jacq.          | 1  | Arv | Sin | Ane | 15,63        | 3,44      | 3,12      | 5,26      |
| Asteraceae    | <i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less. | 20 | Arb | Pio | Ane | 312,50       | 68,96     | 37,50     | 63,15     |
| Fabaceae      | <i>Calliandra tweedii</i> Benth.           | 1  | Arb | Pio | Aut | 15,63        | 3,44      | 3,12      | 5,26      |
|               | <i>Mimosa scabrella</i> Benth.             | 2  | Arv | Pio | Aut | 31,25        | 6,89      | 3,12      | 5,26      |
| Myrtaceae     | <i>Psidium guajava</i> L.                  | 2  | Arv | Pio | Zoo | 31,25        | 6,89      | 3,12      | 5,26      |
| Solanaceae    | <i>Solanum paniculatum</i> L.              | 2  | Arb | Pio | Zoo | 31,25        | 6,89      | 6,25      | 10,52     |
| Verbenaceae   | <i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.       | 1  | Arb | Pio | Zoo | 15,63        | 3,44      | 3,12      | 5,26      |

## Área 05

| Família     | Espécies  | NI | FV  | SC  | DP  | DA<br>(n/ha) | DR<br>(%) | FA<br>(%) | FR<br>(%) |
|-------------|---|----|-----|-----|-----|--------------|-----------|-----------|-----------|
| Asteraceae  | <i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less.      | 60 | Arb | Pio | Ane | 2500,00      | 82,19     | 91,66     | 55,00     |
| Fabaceae    | <i>Mimosa diplotricha</i> C. Wright ex Sauvalle | 1  | Arb | Pio | Aut | 41,67        | 1,36      | 8,33      | 5,00      |
|             | <i>Mimosa scabrella</i> Benth.                  | 6  | Arv | Pio | Aut | 250,00       | 8,21      | 33,30     | 20,00     |
| Moraceae    | <i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.  | 2  | Arv | Sin | Zoo | 83,33        | 2,73      | 8,33      | 5,00      |
| Primulaceae | <i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez     | 1  | Arv | Pio | Zoo | 41,67        | 1,36      | 8,33      | 5,00      |
| Rubiaceae   | <i>Faramea marginata</i> Cham.                  | 2  | Arv | Std | Zoo | 83,33        | 2,73      | 8,33      | 5,00      |
| Salicaceae  | <i>Casearia sylvestris</i> Sw.                  | 1  | Arv | Pio | Zoo | 41,67        | 1,36      | 8,33      | 5,00      |

| Área 06          |   |    |     |     |     |              |           |           |           |
|------------------|---|----|-----|-----|-----|--------------|-----------|-----------|-----------|
| Família          | Espécies  | NI | FV  | SC  | DP  | DA<br>(n/ha) | DR<br>(%) | FA<br>(%) | FR<br>(%) |
| Asteraceae       | <i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less.                    | 28 | Arb | Pio | Ane | 700,00       | 93,33     | 55,00     | 91,66     |
| Fabaceae         | <i>Calliandra tweedii</i> Benth.                              | 2  | Arb | Pio | Aut | 50,00        | 6,66      | 5,00      | 8,33      |
| Área 07          |   |    |     |     |     |              |           |           |           |
| Família          | Espécies  | NI | FV  | SC  | DP  | DA<br>(n/ha) | DR<br>(%) | FA<br>(%) | FR<br>(%) |
| Anacardiaceae    | <i>Tapirira guianensis</i> Aubl                               | 1  | Arv | Sin | Zoo | 25,00        | 1,20      | 5,00      | 2,56      |
| Asteraceae       | <i>Baccharis dracunculifolia</i> DC                           | 2  | Arb | Pio | Ane | 50,00        | 2,40      | 10,00     | 5,12      |
|                  | <i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less.                    | 42 | Arb | Pio | Ane | 1050,00      | 50,60     | 55,00     | 28,20     |
| Euphorbiaceae    | <i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.             | 1  | Arb | Sin | Zoo | 25,00        | 1,20      | 5,00      | 2,56      |
|                  | <i>Croton floribundus</i> Spreng.                             | 2  | Arv | Pio | Aut | 50,00        | 2,40      | 5,00      | 2,56      |
| Fabaceae         | <i>Calliandra tweedii</i> Benth.                              | 6  | Arb | Pio | Aut | 150,00       | 7,22      | 15,00     | 7,69      |
|                  | Espécie 13  | 1  |     |     |     | 25,00        | 1,20      | 5,00      | 2,56      |
|                  | Espécie 14  | 1  |     |     |     | 25,00        | 1,20      | 5,00      | 2,56      |
|                  | <i>Mimosa scabrella</i> Benth.                                | 7  | Arv | Pio | Aut | 175,00       | 8,43      | 25,00     | 12,82     |
|                  | <i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby | 10 | Arb | Pio | Aut | 250,00       | 12,04     | 20,00     | 10,25     |
| Malvaceae        | <i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.                            | 1  | Arb | Pio | Zoo | 25,00        | 1,20      | 5,00      | 2,56      |
| Melastomataceae  | <i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana                          | 2  | Arb | Pio | Zoo | 50,00        | 2,40      | 10,00     | 5,12      |
| Myrtaceae        | <i>Psidium guajava</i> L.                                     | 3  | Arv | Pio | Zoo | 75,00        | 3,61      | 15,00     | 7,69      |
| Piperaceae       | <i>Piper aduncum</i> L.                                       | 1  | Arb | Pio | Zoo | 25,00        | 1,20      | 5,00      | 2,56      |
| Solanaceae       | <i>Solanum paniculatum</i> L.                                 | 2  | Arb | Pio | Zoo | 50,00        | 2,40      | 5,00      | 2,56      |
| Não classificada | Espécie 15  | 1  |     |     |     | 25,00        | 1,20      | 5,00      | 2,56      |
| Área 08          |   |    |     |     |     |              |           |           |           |
| Família          | Espécies  | NI | FV  | SC  | DP  | DA<br>(n/ha) | DR<br>(%) | FA<br>(%) | FR<br>(%) |
| Asteraceae       | <i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less.                    | 12 | Arb | Pio | Ane | 300,00       | 80,00     | 30,00     | 66,66     |
| Fabaceae         | <i>Calliandra tweedii</i> Benth.                              | 1  | Arb | Pio | Aut | 25,00        | 6,66      | 5,00      | 11,11     |
|                  | <i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby | 1  | Arb | Pio | Aut | 25,00        | 6,66      | 5,00      | 11,11     |
| Solanaceae       | <i>Solanum paniculatum</i> L.                                 | 1  | Arb | Pio | Zoo | 25,00        | 6,66      | 5,00      | 11,11     |

| Área 09           |   |     |     |     |     |              |           |           |           |
|-------------------|---|-----|-----|-----|-----|--------------|-----------|-----------|-----------|
| Família           | Espécies  | NI  | FV  | SC  | DP  | DA<br>(n/ha) | DR<br>(%) | FA<br>(%) | FR<br>(%) |
| Anacardiaceae     | <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.                    | 2   | Arv | Sin | Zoo | 83,33        | 0,44      | 8,33      | 0,71      |
| Annonaceae        | <i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schlttdl.          | 33  | Arv | Sin | Zoo | 1375,00      | 7,22      | 66,67     | 5,71      |
|                   | <i>Rollinia sylvatica</i> (A.St.-Hil.) Mart.        | 1   | Arv | Sin | Zoo | 41,67        | 0,22      | 8,33      | 0,71      |
|                   | <i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.                 | 1   | Arv | Sin | Zoo | 41,67        | 0,22      | 8,33      | 0,71      |
|                   | <i>Xylopia frutescens</i> Aubl.                     | 1   | Arv | Sin | Zoo | 41,67        | 0,22      | 8,33      | 0,71      |
| Apocynaceae       | <i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.        | 4   | Arv | Std | Ane | 166,67       | 0,88      | 25,00     | 2,14      |
|                   | <i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.                | 1   | Arv | Sin | Ane | 41,67        | 0,22      | 8,33      | 0,71      |
| Araliaceae        | <i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al. | 1   | Arv | Sin | Zoo | 41,67        | 0,22      | 8,33      | 0,71      |
| Bignoniaceae      | <i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don               | 3   | Arv | Pio | Ane | 125,00       | 0,66      | 8,33      | 0,71      |
| Cardiopteridaceae | <i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard     | 2   | Arv | Std | Zoo | 83,33        | 0,44      | 8,33      | 0,71      |
| Celastraceae      | <i>Salacia</i> sp.                                  | 2   |     |     |     | 83,33        | 0,44      | 16,67     | 1,43      |
| Chloranthaceae    | <i>Hedyosmum brasiliensis</i> Mart.                 | 1   | Arb | Std | Zoo | 41,67        | 0,22      | 8,33      | 0,71      |
| Fabaceae          | <i>Acacia bonariensis</i> Gillies ex Hook. & Arn.   | 1   | Arb | Pio | Zoo | 41,67        | 0,22      | 8,33      | 0,71      |
|                   | <i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton         | 1   | Arv | Sin | Ane | 41,67        | 0,22      | 8,33      | 0,71      |
|                   | <i>Inga edulis</i> Mart.                            | 1   | Arv | Sin | Zoo | 41,67        | 0,22      | 8,33      | 0,71      |
|                   | <i>Inga vera</i> Willd.                             | 5   | Arv | Pio | Zoo | 208,33       | 1,09      | 25,00     | 2,14      |
|                   | <i>Senna organensis</i> (Glaz. ex Harms) H.S.Irwin  | 10  | Arb | Pio | Aut | 416,67       | 2,19      | 66,67     | 5,71      |
| Lacistemataceae   | <i>Lacistema serrulatum</i> Mart.                   | 1   | Arv | Sin | Zoo | 41,67        | 0,22      | 8,33      | 0,71      |
| Lauraceae         | <i>Nectandra hihua</i> (Ruiz & Pav.) Rohwer         | 23  | Arv | Sin | Zoo | 958,33       | 5,03      | 83,33     | 7,14      |
|                   | <i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil                   | 8   | Arv | Std | Zoo | 333,33       | 1,75      | 33,33     | 2,86      |
| Lecythidaceae     | <i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze             | 2   | Arv | Std | Ane | 83,33        | 0,44      | 8,33      | 0,71      |
| Malpighiaceae     | <i>Bunchosia pallescens</i> Skottsbo.               | 5   | Arv | Std | Zoo | 208,33       | 1,09      | 25,00     | 2,14      |
|                   | <i>Byrsonima</i> sp.                                | 2   |     |     |     | 83,33        | 0,44      | 8,33      | 0,71      |
| Malvaceae         | <i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna          | 1   | Arv | Sin | Ane | 41,67        | 0,22      | 8,33      | 0,71      |
| Melastomataceae   | <i>Leandra regnellii</i> (Triana) Cogn.             | 76  | Arb | Pio | Zoo | 3166,67      | 16,63     | 75,00     | 6,43      |
|                   | <i>Tococa guianensis</i> Aubl.                      | 123 | Arb | Pio | Zoo | 5125,00      | 26,91     | 100,00    | 8,57      |
| Meliaceae         | <i>Trichilia pallida</i> Sw.                        | 1   | Arv | Std | Zoo | 41,67        | 0,22      | 8,33      | 0,71      |
| Metteniusaceae    | <i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers                | 1   | Arv | Sin | Zoo | 41,67        | 0,22      | 8,33      | 0,71      |

## Continuação área 9.

|                  |  |    |     |     |     |         |       |       |      |
|------------------|--|----|-----|-----|-----|---------|-------|-------|------|
| Moraceae         | <i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.   | 3  | Arv | Std | Zoo | 125,00  | 0,66  | 16,67 | 1,43 |
| Myrtaceae        | Espécie 16   | 1  | Arv | Pio | Zoo | 41,67   | 0,22  | 8,33  | 0,71 |
|                  | <i>Eugenia</i> sp.                                     | 1  |     |     |     | 41,67   | 0,22  | 8,33  | 0,71 |
|                  | <i>Myrciaria disticha</i> O.Berg                       | 1  | Arv | Pio | Zoo | 41,67   | 0,22  | 8,33  | 0,71 |
| Phyllanthaceae   | <i>Margaritaria nobilis</i> L.f.                       | 1  | Arv | Sin | Aut | 41,67   | 0,22  | 8,33  | 0,71 |
| Piperaceae       | <i>Piper crassinervium</i> Kunth                       | 4  | Arb | Pio | Zoo | 166,67  | 0,88  | 16,67 | 1,43 |
| Rubiaceae        | <i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f. | 50 | Arv | Sin | Zoo | 2083,33 | 10,94 | 91,67 | 7,86 |
|                  | <i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.                     | 1  | Arb | Std | Zoo | 41,67   | 0,22  | 8,33  | 0,71 |
|                  | <i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze                  | 1  | Arb | Pio | Zoo | 41,67   | 0,22  | 8,33  | 0,71 |
|                  | <i>Ixora brevifolia</i> Benth.                         | 1  | Arv | Std | Zoo | 41,67   | 0,22  | 8,33  | 0,71 |
|                  | <i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.                 | 8  | Arb | Std | Zoo | 333,33  | 1,75  | 50,00 | 4,29 |
|                  | <i>Tocoyena sellowiana</i> (Cham. & Schltld.) K.Schum. | 3  | Arv | Std | Zoo | 125,00  | 0,66  | 8,33  | 0,71 |
| Sapindaceae      | <i>Allophylus melanophloeus</i> Radlk.                 | 2  | Arv | Sin | Zoo | 83,33   | 0,44  | 16,67 | 1,43 |
|                  | Espécie 17   | 27 |     |     |     | 1125,00 | 5,91  | 58,33 | 5,00 |
| Siparunaceae     | <i>Siparuna guianensis</i> Aubl.                       | 12 | Arb | Sin | Zoo | 500,00  | 2,63  | 33,33 | 2,86 |
| Urticaceae       | <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.                   | 1  | Arv | Pio | Zoo | 41,67   | 0,22  | 8,33  | 0,71 |
|                  | <i>Pourouma guianensis</i> Aubl.                       | 4  | Arv | Pio | Zoo | 166,67  | 0,88  | 8,33  | 0,71 |
| Não classificada | Espécie 18   | 1  |     |     |     | 41,67   | 0,22  | 8,33  | 0,71 |
|                  | Espécie 19   | 8  |     |     |     | 333,33  | 1,75  | 50,00 | 4,29 |
|                  | Espécie 20   | 1  |     |     |     | 41,67   | 0,22  | 8,33  | 0,71 |
|                  | Espécie 21   | 1  |     |     |     | 41,67   | 0,22  | 8,33  | 0,71 |
|                  | Espécie 22   | 1  |     |     |     | 41,67   | 0,22  | 8,33  | 0,71 |
|                  | Espécie 23   | 1  |     |     |     | 41,67   | 0,22  | 8,33  | 0,71 |
|                  | Espécie 24   | 4  |     |     |     | 166,67  | 0,88  | 16,67 | 1,43 |
|                  | Espécie 25   | 2  |     |     |     | 83,33   | 0,44  | 16,67 | 1,43 |
|                  | Espécie 26   | 4  |     |     |     | 166,67  | 0,88  | 8,33  | 0,71 |

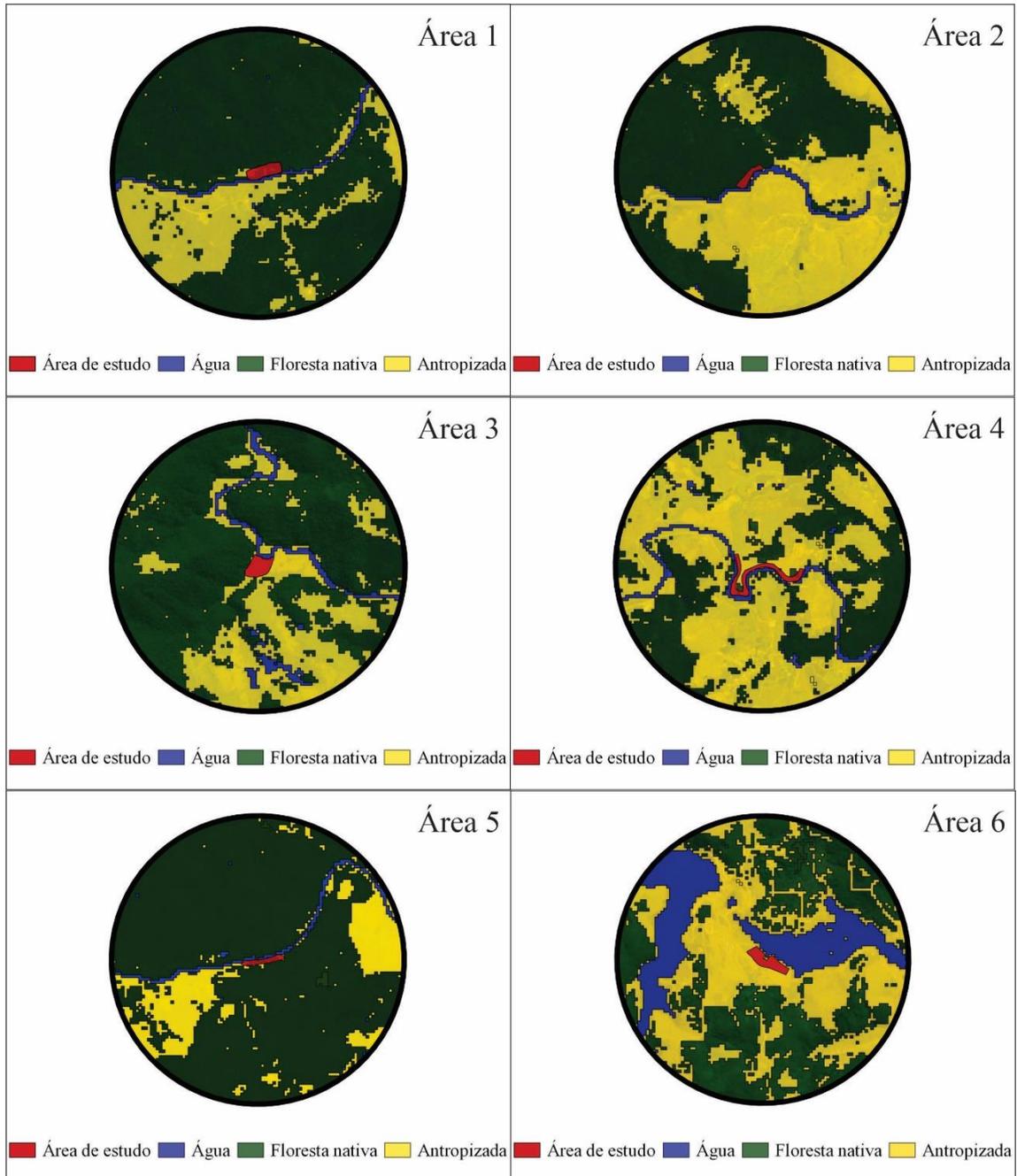
| Área 10         |   |    |     |     |     |              |           |           |           |
|-----------------|---|----|-----|-----|-----|--------------|-----------|-----------|-----------|
| Família         | Espécies  | NI | FV  | SC  | DP  | DA<br>(n/ha) | DR<br>(%) | FA<br>(%) | FR<br>(%) |
| Anacardiaceae   | <i>Lithrea brasiliensis</i> Marchand                | 4  | Arb | Pio | Zoo | 166,67       | 0,72      | 33,33     | 2,38      |
| Annonaceae      | <i>Xylopia frutescens</i> Aubl.                     | 39 | Arv | Sin | Zoo | 1625,00      | 7,03      | 75,00     | 5,36      |
| Araliaceae      | <i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.  | 18 | Arv | Pio | Zoo | 750,00       | 3,24      | 83,33     | 5,95      |
| Bignoniaceae    | <i>Handroanthus</i> sp.                             | 1  |     |     |     | 41,67        | 0,18      | 8,33      | 0,60      |
|                 | <i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl. | 7  | Arv | Pio | Ane | 291,67       | 1,26      | 25,00     | 1,79      |
| Erythroxylaceae | <i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.             | 6  | Arv | Sin | Zoo | 250,00       | 1,08      | 41,67     | 2,98      |
| Euphorbiaceae   | <i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.                | 1  | Arv | Pio | Zoo | 41,67        | 0,18      | 8,33      | 0,60      |
|                 | <i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong               | 2  | Arv | Pio | Zoo | 83,33        | 0,36      | 16,67     | 1,19      |
| Fabaceae        | <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan       | 5  | Arv | Sin | Aut | 208,33       | 0,90      | 41,67     | 2,98      |
|                 | <i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.           | 21 | Arv | Sin | Aut | 875,00       | 3,78      | 33,33     | 2,38      |
|                 | <i>Andira legalis</i> (Vell.) Toledo                | 2  | Arv | Sin | Zoo | 83,33        | 0,36      | 8,33      | 0,60      |
|                 | <i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton         | 2  | Arv | Sin | Ane | 83,33        | 0,36      | 16,67     | 1,19      |
|                 | <i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.    | 6  | Arb | Pio | Aut | 250,00       | 1,08      | 41,67     | 2,98      |
|                 | <i>Dalbergia</i> sp.                                | 2  |     |     |     | 83,33        | 0,36      | 16,67     | 1,19      |
|                 | <i>Dimorphandra wilsonii</i> Rizzini                | 2  | Arv | Std | Zoo | 83,33        | 0,36      | 8,33      | 0,60      |
|                 | <i>Inga vera</i> Willd.                             | 3  | Arv | Pio | Zoo | 125,00       | 0,54      | 16,67     | 1,19      |
|                 | <i>Machaerium brasiliense</i> Vogel                 | 1  | Arv | Sin | Ane | 41,67        | 0,18      | 8,33      | 0,60      |
|                 | <i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld          | 8  | Arv | Pio | Ane | 333,33       | 1,44      | 41,67     | 2,98      |
|                 | <i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.          | 7  | Arv | Std | Ane | 291,67       | 1,26      | 25,00     | 1,79      |
|                 | <i>Platypodium elegans</i> Vogel                    | 1  | Arv | Sin | Ane | 41,67        | 0,18      | 8,33      | 0,60      |
| Lauraceae       | <i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.  | 7  | Arv | Sin | Zoo | 291,67       | 1,26      | 33,33     | 2,38      |
|                 | Espécie 27  | 3  |     |     |     | 125,00       | 0,54      | 25,00     | 1,79      |
| Malvaceae       | <i>Luehea divaricata</i> Mart.                      | 1  | Arv | Pio | Ane | 41,67        | 0,18      | 8,33      | 0,60      |
| Melastomataceae | <i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don                    | 8  | Arb | Pio | Aut | 333,33       | 1,44      | 33,33     | 2,38      |

## Continuação área 10.

|                  |  |     |     |     |     |         |       |        |      |
|------------------|--|-----|-----|-----|-----|---------|-------|--------|------|
|                  | <i>Miconia affinis</i> DC.                                       | 24  | Arv | Pio | Zoo | 1000,00 | 4,32  | 41,67  | 2,98 |
|                  | <i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana                             | 1   | Arb | Pio | Zoo | 41,67   | 0,18  | 8,33   | 0,60 |
| Meliaceae        | <i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer                              | 75  | Arv | Std | Zoo | 3125,00 | 13,51 | 83,33  | 5,95 |
|                  | <i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.                                  | 3   | Arv | Std | Zoo | 125,00  | 0,54  | 16,67  | 1,19 |
|                  | <i>Guarea macrophylla</i> Vahl                                   | 7   | Arv | Std | Zoo | 291,67  | 1,26  | 33,33  | 2,38 |
|                  | <i>Trichilia</i> sp.   | 6   |     |     |     | 250,00  | 1,08  | 25,00  | 1,79 |
| Moraceae         | <i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.                    | 1   | Arv | Sin | Zoo | 41,67   | 0,18  | 8,33   | 0,60 |
| Myrtaceae        | <i>Eugenia candolleana</i> DC.                                   | 1   | Arb | Std | Zoo | 41,67   | 0,18  | 8,33   | 0,60 |
|                  | <i>Eugenia florida</i> DC.                                       | 4   | Arv | Std | Zoo | 166,67  | 0,72  | 33,33  | 2,38 |
|                  | <i>Eugenia</i> sp.   | 12  |     |     |     | 500,00  | 2,16  | 25,00  | 1,79 |
|                  | <i>Psidium guajava</i> L.  | 1   | Arv | Pio | Zoo | 41,67   | 0,18  | 8,33   | 0,60 |
|                  | <i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels                               | 2   | Arv | Sin | Zoo | 83,33   | 0,36  | 8,33   | 0,60 |
| Piperaceae       | <i>Piper aduncum</i> L.  | 26  | Arb | Pio | Zoo | 1083,33 | 4,68  | 83,33  | 5,95 |
| Rubiaceae        | Espécie 28   | 12  |     |     |     | 500,00  | 2,16  | 25,00  | 1,79 |
|                  | <i>Psychotria deflexa</i> DC.                                    | 37  | Arb | Pio | Zoo | 1541,67 | 6,67  | 75,00  | 5,36 |
|                  | <i>Psychotria hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Schult.) Müll.Arg. | 2   | Arb | Sin | Zoo | 83,33   | 0,36  | 16,67  | 1,19 |
| Rutaceae         | <i>Pilocarpus spicatus</i> A.St.-Hil.                            | 2   | Arv | Sin | Zoo | 83,33   | 0,36  | 8,33   | 0,60 |
|                  | <i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.                                | 2   | Arv | Sin | Zoo | 83,33   | 0,36  | 16,67  | 1,19 |
| Salicaceae       | <i>Casearia sylvestris</i> Sw.                                   | 6   | Arv | Pio | Zoo | 250,00  | 1,08  | 33,33  | 2,38 |
| Sapindaceae      | <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. | 2   | Arv | Pio | Zoo | 83,33   | 0,36  | 8,33   | 0,60 |
|                  | <i>Matayba marginata</i> Radlk.                                  | 1   | Arv | Sin | Zoo | 41,67   | 0,18  | 8,33   | 0,60 |
| Siparunaceae     | <i>Siparuna guianensis</i> Aubl.                                 | 159 | Arb | Sin | Zoo | 6625,00 | 28,65 | 100,00 | 7,14 |
| Não classificada | Espécie 29   | 4   |     |     |     | 166,67  | 0,72  | 33,33  | 2,38 |
|                  | Espécie 30   | 2   |     |     |     | 83,33   | 0,36  | 8,33   | 0,60 |
|                  | Espécie 31   | 2   |     |     |     | 83,33   | 0,36  | 8,33   | 0,60 |
|                  | Espécie 32   | 4   |     |     |     | 166,67  | 0,72  | 16,67  | 1,19 |

## APÊNDICE B

### Mapas de uso do solo das dez áreas de estudo na bacia do rio Doce.



## Continuação Apêndice B.

