



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E ENGENHARIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**JULIANA MACEDO GITAHY TEIXEIRA**

**MECANISMOS DE REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREA INCENDIADA EM  
UMA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA MONTANA, ESPÍRITO SANTO,  
BRASIL**

**JERÔNIMO MONTEIRO – ES  
2017**

JULIANA MACEDO GITAHY TEIXEIRA

**MECANISMOS DE REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREA INCENDIADA EM  
UMA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA MONTANA, ESPÍRITO SANTO,  
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para a obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais na Área de Concentração Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Orientadora: Sustanis Horn Kunz  
Coorientador: Mário Luís Garbin

JERÔNIMO MONTEIRO – ES  
2017

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)  
(Biblioteca Setorial de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

---

T266m Teixeira, Juliana Macedo Gitahy, 1988-  
Mecanismos de regeneração natural em área incendiada em uma Floresta Ombrófila Densa Montana, Espírito Santo, Brasil / Juliana Macedo Gitahy Teixeira. – 2017.  
111 f. : il.

Orientador: Sustanis Horn Kunz.  
Coorientador: Mário Luís Garbin.  
Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias e Engenharias.

1. Mata Atlântica. 2. Incêndios florestais. 3. Floresta - Restauração. 4. Resiliência (Ecologia). 5. Estudo de casos. I. Kunz, Sustanis Horn. II. Garbin, Mário Luís. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Agrárias e Engenharias. IV. Título.

CDU: 630

---

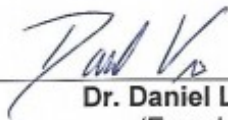
**MECANISMOS DE REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREA INCENDIADA EM  
UMA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA MONTANA, ESPÍRITO SANTO,  
BRASIL**

**Juliana Macedo Gitahy Teixeira**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para a obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais na Área de Concentração Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Orientadora: Sustanis Horn Kunz  
Coorientador: Mário Luís Garbin

Aprovada em 24 de Julho de 2017.



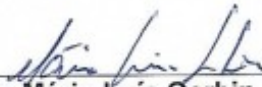
---

**Dr. Daniel Luis Mascia Vieira**  
(Examinador externo)  
Embrapa



---

**Prof. Dr. Henrique Machado Dias**  
(Examinador interno)  
Universidade Federal do Espírito Santo



---

**Prof. Dr. Mário Luís Garbin**  
(Coorientador)  
Universidade Vila Velha



---

**Prof. Dr. Sustanis Horn Kunz**  
(Orientadora)  
Universidade Federal do Espírito Santo

*“ [...] E se eu fosse caracol, uma árvore, uma pedra?  
E seu fosse?  
Eu não queria ocupar o meu tempo usando palavras  
bichadas de costumes.  
Eu queria mesmo desver o mundo.”*

(Manoel de Barros, Menino do mato)

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Fundação de Amparo à Pesquisa e à Inovação do Espírito Santo (FAPES) pela bolsa concedida, fundamental para que eu pudesse me dedicar exclusivamente a elaboração deste trabalho, e ao Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais, da Universidade Federal do Espírito Santo, por todo o subsídio, apoio e incentivo durante todas as fases de formação e elaboração destes manuscritos.

À Profa. Sustanis Horn Kunz por toda a orientação, oportunidade, inúmeros ensinamentos, confiança e por ter me dado em toda a jornada à liberdade de criar e sempre refletir sobre minhas ideias. Ao Prof. Mário Garbin pela co-orientação, oportunidade, por abrir o seu laboratório durante todo o período das análises de dados, pela aprendizagem, reflexões e discussões sobre o fazer, o pensar e o respirar ecologia e sua elegante e fantástica abordagem numérica. Também ao Dr. Daniel Vieira pela oportunidade, sugestões, reflexões, instruções e aprendizado durante a elaboração deste trabalho. Muito obrigada!

À todos os estagiários que participaram em todas as frentes do projeto, em especial Anna Lara, Samuel, Maria Isabel, Pedro Guedes, Lucas Batista, Renata, Lucas Santos: gratidão. Não só pela ajuda fundamental e essencial, mas por todas as trocas durante estes 2 anos!

Também agradeço ao Sr. Otávio por todo o suporte durante o trabalho no viveiro experimental da Universidade, e por sempre zelar por todos os experimentos que lá estão. Muito obrigada!

À João Batista Baitello, curador do Herbário do Instituto Florestal do Estado de São Paulo, e Osny Tadeu por todo o auxílio com a identificação do material, e o grande incentivo e incalculáveis ensinamentos (desde os tempos da graduação). Muito obrigada!

Ao Herbário do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, em especial a Curadoria coordenada pela Dra. Rafael Forzza, e todos os funcionários administrativos, que me auxiliaram durante todo o tempo de trabalho nas dependências e na coleção do Herbário RB. Também agradeço ao Prof. Vinícius Castro Souza, diretor da Escola Nacional de Botânica Tropical e ao Prof. Cláudio Nicoletti, pelo auxílio nas identificações mas também pela acolhida em todo o período que estive no Jardim Botânico. George Azevedo, Davi Nepomuceno, Leandro Cardoso e Luana Paula Mauad, muito obrigada pelas dicas, informações, identificações e direcionamentos dentro do Jardim.

Ao Prof. Cláudio Boher da Universidade Federal Fluminense que desde a gestação desse trabalho me auxílio com muitas conversas, reflexões, incentivos e pela oportunidade de compartilhar o seu vasto conhecimento durante toda a elaboração do trabalho.

A todos os especialistas consultados, por todas as inúmeras contribuições e sugestões. Em especial : Dra. Elsie Guimarães, Elton John, Tatiana Carrijo, Ana Lobão, Anna Joffily, Marcos Sobral, Pedro Fiaschi, Marcelo Monge, Thiago Flores, Mário Gomes, Tião, Rubens Coelho, Anderson Alves Araújo, João Stehman, Renato Goldenberg, Rafael Barbosa, Cleiton Pessoa, Daniela Sampaio, Gustavo Schimizu, Leandro Pederneiras, Vidal Mansano, Ronaldo Marquete, Alexandre Quiné, Cyl Farney, Haroldo Lima, Máximo Giuseppe, Claudine Mynssen, Ricardo Perdiz e Luci de Senna.

Aos amigos e colegas de trabalho, em especial João Paulo Zorzanelli,

Eduardo Araújo por me auxiliarem imensamente durante todo o processo, inclusive com todo o apoio nas dependências do Herbário VIES, e por todas as trocas, aprendizagens, risadas, ideias (mirabolantes e não), que influenciaram não só em minha formação científica, mas também pessoal. Meu muito obrigada!

Agradeço também aos colegas de laboratório (Nupemase e LEVEG) por todo o período de convivência, risadas, conversas, ajudas em campo, na casa de vegetação e nos laboratórios. Em especial agradeço aos colegas Marks, Stefania, Fran, Ranieri, Julia, Monique, Ray, Raquel, Jaqueline, Karina, Sueli, Maurício e Patrick por tornarem a passagem pelo Espírito Santo muito agradável.

Incontáveis agradecimentos a todo e incondicional suporte de minha família, companheiro e amigos irmã(o)s que tornam toda a caminhada mais doce, confortante, esperançosa e amorosa. Em especial agradeço o meu companheiro Alexandre pela parceria, oportunidade, incentivo, trocas, reflexões e por compartilhar comigo cada passo dessa e de tantas outras vidas. Amo vocês e gratidão por acreditarem!

Agradeço imensamente ao Senhor Aristides e Senhor Plínio e família, por preservarem com tanto afinho uma mata deslumbrante como a Serra do Valentim, e por incentivarem todos os jovens cientistas que desbravam o local.

Por fim, agradeço também a todos que lutam pela transformação do território, pautados no respeito aos povos tradicionais, a terra e a nossa biodiversidade. Meu muito obrigada!

## RESUMO

TEIXEIRA, Juliana. **Mecanismos de regeneração natural após a queima de floresta atlântica montana: um estudo de caso no Espírito Santo, Brasil.** 2017. Capítulo 1. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Orientadora: Dra. Sustanis Horn Kunz. Coorientador: Dr. Mário Luís Garbin.

As mudanças climáticas e a fragmentação de ecossistemas estão aumentando a frequência e a intensidade dos incêndios nas florestas tropicais úmidas. Avaliar como a floresta se recupera após os incêndios é importante para entender as mudanças na composição, estrutura e da funcionalidade da comunidade, aspectos de fundamental importância para a restauração de áreas degradadas. Nosso objetivo foi avaliar a importância relativa da germinação do banco de sementes do solo, da sobrevivência das plântulas regenerantes e indivíduos adultos, e do rebrotamento vegetativo, como um possível atributo funcional de persistência de espécies pós-fogo, em um fragmento de floresta ombrófila densa montana (Serra do Valentim, Lúna, Espírito Santo, Brasil) incendiado em 2014. O levantamento foi realizado em 30 parcelas (5x10m, 2 ecossistemas de referência e 1 área incendiada, 10 parcelas cada), contando e classificando todos os indivíduos em: sobreviventes, regenerantes, rebrotadores (rebrotam de raiz, base e caule) e indivíduos emergidos no banco de sementes do solo. Após a compreensão da estrutura da comunidade amostrada, realizamos análises de ordenação (PcoA e LDA), para entender de que forma as espécies estão distribuídas entre as áreas em cada mecanismo, e qual mecanismo tem maior peso para a regeneração natural das áreas. Selecionamos também as espécies que representaram 80% da dominância da comunidade e coletamos os atributos funcionais relacionados à persistência, sobrevivência e dispersão. Com uma matriz CWM e de espécies × atributos realizamos outra análise PCoA, para entender como os atributos estão distribuídos entre as espécies e como eles se relacionam com o desempenho em cada uma das áreas. Nossos resultados mostraram que o rebrotamento vegetativo pode ser um mecanismo e um atributo funcional de fundamental importância para a regeneração natural e a resiliência da comunidade após o fogo, garantindo a persistência e a sobrevivência de algumas espécies. Porém outros mecanismos, como o banco de sementes do solo, contribui com espécies pioneiras, fundamentais para a recomposição da área.

**Palavras-chave:** estudo de caso, regeneração natural pós fogo, rebrotamento, atributos funcionais, resiliência da floresta atlântica.



## ABSTRACT

TEIXEIRA, Juliana. **Regeneration mechanisms of montane rainforest after fire, Espírito Santo, Brasil.** 2017. Master's thesis ( Master in Forest science) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Supervisor: Ph.D. Sustanis Horn Kunz. Joint supervisor: Ph.D. Mário Luís Garbin.

Climate change and fragmentation are increasing the frequency and intensity of forest fires in rainforest regions. Evaluating how forest recovers after fires is important to understand compositional, structural and functional changes in the community and to plan restoration. Resprouting ability and prompt germination of pioneers are common mechanisms of forest regeneration after fires. We evaluated the relative importance of resprouting, as a functional trait of species persistence after fire, seed germination, seedling and tree survivors as mechanisms of forest regeneration, comparing burnt and unburnt forests in montane Atlantic rainforest (Serra do Valentim, Iúna, Espírito Santo, Brasil). Survey was done in 30 (5x10m) plots (2 control sites and 1 site burned in 2014), by counting and classifying stems in survivors, regenerating, resprouters (root, base and stem sprout) and soil seed bank. After evaluated community structure, we run ordination analyses (PcoA and LDA) to understand how the species composition are distributed by area and mechanism, and which mechanism has the greatest weight for the natural regeneration in each area. We selected the species representing 80% of the community dominancy and collected functional traits related to persistence, establishment and dispersion. With a CWM and species × traits matrix we run another PCoA, how the traits are distributed between species and how they can be related with the performance in the areas. We found that resprouting can be a mechanism and a functional trait of fundamental importance for natural regeneration and resilience of communities after fire, ensuring for some species their persistence and survival. However seed bank contribute with pioneers species, essential for reassembly.

**Key-words:** study case, fire disturbance, natural regeneration after fire, resprout ability, functional trait, Atlantic Forest resilience.

## **LISTA DE TABELAS**

Tabela 1- Atributos funcionais utilizados para descrever e avaliar o desempenho das espécies que representam 80% da comunidade na área queimada ..... 26

Tabela 2- Listas das espécies que representam 80% da abundância amostrada para cada mecanismos de regeneração natural e para cada área (ecossistemas de referência e área incendiada..... 30

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Localização aproximada da área de estudo.....	18
Figura 2- Desenho amostral proposto para a montagem do experimento.....	19
Figura 3- Casa de vegetação onde as amostras coletadas do banco de sementes do solo foram alocadas.....	21
Figura 4- Esquema de classificação do rebrotamento.....	22
Figura 5- Distribuição das abundâncias acumulativas em porcentagem das espécies amostradas na área queimada.....	24
Figura 6- Análise de Coordenadas Principais ( PCoA) dos tratamentos baseado na distribuição das espécies adultas (sobreviventes) pelas áreas.....	37
Figura 7- Análise de Coordenadas Principais ( PCoA) dos tratamentos baseado na distribuição das espécies regenerantes pelas áreas.....	39
Figura 8- Análise de Coordenadas Principais (PCoA) dos tratamentos baseado na distribuição das espécies rebrotadoras pelas áreas.....	40
Figura 9- Análise de Coordenadas Principais (PCoA) dos tratamentos baseado na distribuição das espécies encontradas no banco de sementes do solo pelas áreas.....	41
Figura 10- Análise discriminante linear (LDA) dos sobreviventes (espécie dos indivíduos adultos) pelas áreas.....	44
Figura 11- Análise discriminante linear (LDA) dos rebrotadores (espécie que apresentaram rebrota vegetativa) pelas áreas.....	44
Figura 12- Análise discriminante linear (LDA) dos regenerantes pelas áreas.....	45
Figura 13- Análise discriminante linear (LDA) do banco de sementes do solo pelas áreas.....	45
Figura 14- Análise de coordenadas principais das espécies que representam 80% da abundância da comunidade na área queimada por 15 atributos.....	47
Figura 15- Análise de coordenadas principais da matriz CWM demonstrando o desempenho dos atributos em cada uma das áreas.....	48
Figura 16- Hipóteses sobre o futuro processo sucessional da área.....	58

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	13
<b>2. METODOLOGIA</b> .....	17
2.1. Área de estudo .....	17
2.2. Desenho amostral .....	18
2.3. Métodos de amostragem e análises de dados .....	20
2.3.1. Amostragem dos componentes da regeneração natural .....	20
2.3.2. Construção da matriz de atributos funcionais.....	23
2.3.3. Análises estatísticas .....	27
<b>3. RESULTADOS</b> .....	29
3.1. Análises estruturais .....	29
3.2. Análise de coordenadas principais: A área queimada forma um grupo diferente dos ecossistemas de referência? .....	36
3.3. Análise de discriminantes lineares (LDA): Qual mecanismo de regeneração natural melhor explica a regeneração natural da comunidade avaliada? .....	42
3.4. Atributos funcionais: os atributos estão relacionados ao desempenho das espécies na área incendiada? .....	46
<b>4. DISCUSSÃO</b> .....	49
<b>5. CONCLUSÕES</b> .....	74
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	75
<b>APÊNDICE</b> .....	85

## 1. INTRODUÇÃO

Entre as inúmeras atividades do Antropoceno que impactam as Florestas Tropicais, o desmatamento é considerado como um dos mais importantes fatores de sua degradação, principalmente na América Latina, transformando áreas florestadas em pastagens (HANSEN et al., 2013; HOLL, 1999; SCHOWALTER, 2012). Estima-se que em média 1,6 bilhões de pessoas dependam destas florestas para a utilização dos recursos naturais, e elas também têm sua importância pelo provimento de diversos serviços ecossistêmicos (VIRA; WILDBURGER; MANSOURIAN, 2015).

No Brasil, a Floresta Atlântica passou por cinco séculos de contínuo desmatamento, ocasionando uma redução de 88,3% de sua cobertura natural como resultado de ciclos econômicos (RIBEIRO et al., 2009). Somado a práticas predatórias e mudanças do uso da terra, este cenário de degradação é capaz de desencadear uma cascata de eventos, como o aumento de incêndios, pragas, doenças, perda de biodiversidade, redução de habitat, perda das funções ecossistêmicas e mudanças severas no clima (BAI et al., 2015; LAWRENCE; VANDECAR, 2015; VAN LIEROP et al., 2015).

As alterações promovidas pela queima de áreas naturais, em especial as florestas nativas, têm grande destaque (LAWRENCE, 2003) e estão intimamente relacionados ao uso da terra e as práticas predatórias para a expansão agrícola, implementação de pastagens e a retirada de madeira (GIBBS et al., 2010). Segundo Van Lierop et al. (2015), entre 2003 e 2012, aproximadamente 67 milhões de hectares de florestas no mundo foram queimadas anualmente, com destaque para as florestas tropicais da América do Sul, representando 40% do valor total de queima global, com emissões de CO<sub>2</sub> ultrapassando mais de 50% o lançamento pela queima de combustíveis fósseis (JOLLY et al., 2015).

Grande parte desta porcentagem se deve aos altos índices de queima nas florestas tropicais brasileiras, que além de aumentar a sua fragmentação (HADDAD et al., 2015), levaram o Brasil a ocupar a maior média para o índice de queimadas entre os países da América do Sul (62% do total de queimas, entre 1998 e 2016), com destaque aos períodos de 2014-2015 que apresentaram os maiores registros de queima destas florestas (INSTITUTO NACIONAL DE

PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 2016). Neste período o país também passou pela maior seca já enfrentada nos últimos 80 anos (AWANGE; MPELASOKA; GONCALVES, 2016; NAZARENO; LAURANCE, 2015) sendo o sudeste a região mais afetada (ver NOBRE et al., 2016; VOA, 2015).

Agravando essa situação de intensas queimas na Floresta Atlântica (BONAL et al., 2016; SIEGERT et al., 2001), o estado do Espírito Santo ganha destaque, pois está inserido completamente no domínio Mata Atlântica, e seus remanescentes estão em grande parte restritos a pequenos fragmentos de até 1km<sup>2</sup> de extensão, pulverizados em uma matriz rural de baixa tecnologia que tem o manejo do fogo como uma prática comum, aumentando a sua vulnerabilidade as possíveis queimadas e rápidas alterações nos ecossistemas (HADDAD et al., 2015), uma vez que fragmentos pequenos e muito distantes de maciços e/ou grandes áreas florestadas são mais suscetíveis ao fogo, tomando proporções de grande degradação afetando diretamente o regime de chuvas (pois a queima diminui a transpiração da vegetação), retenção de água, aumento de inundações, da escassez de água sazonal, perda da biodiversidade, do banco de sementes do solo, banco de plântulas e da chuva de sementes (COCHRANE, 2001; 2003), estes últimos cruciais para os processos naturais de sucessão destas florestas e sua regeneração natural.

Porém, mesmo com todas essas perdas, os fragmentos queimados podem ter seus processos de regeneração e sucessão resilientes, através da capacidade e do potencial de rebrota de alguns indivíduos, apontados como uma possível estratégia de sobrevivência (CHARLES-DOMINIQUE et al., 2015; SIMÕES; MARQUES, 2007) após distúrbios relacionados ao fogo, mesmo que para as florestas tropicais úmidas esta estratégia ainda não esteja muito clara, uma vez que estas fitofisionomias não apresentam uma resistência natural à queima a médio e longo prazo (BAKER; BUNYAVEJCHEWIN; ROBINSON, 2008).

Os distúrbios relacionados à queima podem não só afetar a dinâmica mas também a funcionalidade de espécies de plantas em face às rápidas mudanças de sua frequência e intensidade, com possíveis efeitos profundos nos ecossistemas (DÍAZ et al., 2013; ENRIGHT et al., 2014; MILLER; ROXBURGH; SHEA, 2011). Assim, prever como a comunidade de plantas responderá as perturbações impostas pelos possíveis novos regime de fogo é

essencial também para prever a reação dos ecossistemas frente às mudanças climáticas, uma vez que o fogo atua como uma importante força seletiva para muitas espécies, que desenvolvem respostas (traduzidas em atributos funcionais) para melhor tolerá-lo (CLARKE et al., 2013). Além disso, a funcionalidade e sua relação com as respostas ambientais revelam como estas condições podem filtrar espécies (baseadas em seus atributos funcionais), promovendo a permanência daquelas tolerantes ao fogo, e assim sendo possível estimar a habilidade da comunidade ser tolerante ao crescente regime de queimas (PELLEGRINI et al., 2017).

Um dos atributos muito estudado nas florestas tropicais secas brasileiras é a capacidade de rebrota, que oferece a estas espécies persistência e resiliência (BELLINGHAM et al., 2000; MEDEIROS; MIRANDA, 2008; SOUCHIE et al., 2017). Mas será que os atributos relacionados à capacidade de rebrota também não poderiam ser encontrados em espécies de florestas tropicais úmidas, também com função de persistência e resiliência, uma vez que estudos já começaram a indicá-los como tal (MARRINAN; EDWARDS; LANDSBERG, 2005)?

Outra questão se refere à compreensão de como os distúrbios antrópicos de alto impacto, como o aumento dos incêndios florestais, poderão moldar não só a funcionalidade, mas também a dinâmica dos ecossistemas, como a regeneração natural, configurando-se como uma das fundamentais perguntas a ser respondidas pelos cientistas (SUTHERLAND et al., 2013).

Para os restauradores ecológicos, estas também são importantes perguntas, pois ainda são desconhecidas quais as respostas de comunidades vegetais de alta vulnerabilidade, como a Floresta Atlântica brasileira e seus habitats marginais, às inúmeras mudanças no Antropoceno (SUTHERLAND et al., 2013; TURNER, 2010), e de que forma isto impactará na sucessão e o estabelecimento destas florestas e/ou possíveis neoecossistemas (ver CORLETT, 2016b; HOBBS; HIGGS; HARRIS, 2009; JOHNSTONE et al., 2016a).

Os atributos funcionais das plantas podem ser um importante instrumento para o preenchimento desta lacuna, uma vez que promovem à compreensão mecanística de como possíveis mudanças em nível de espécie alteram todos os processos

ecossistêmicos, sendo bons preditores em novas condições do ambiente promovidas pelas intensas ações humanas (DÍAZ et al.,2013; GARNIER et al., 2007; GARNIER;NAVAS;GRIGULIS, 2015; KIMBALL et al.,2016), como o aumento das queimadas e secas na floresta atlântica brasileira (O'BRIEN et al., 2017; VAN NIEUWSTADT; SHEIL, 2005).

A partir destas questões, o objetivo do estudo foi compreender a contribuição dos diferentes mecanismos de regeneração natural após a queimada de uma floresta tropical de altitude, e se há um potencial de regeneração natural desta floresta após o distúrbio. Também entendo que os atributos funcionais das plantas tem como função auxiliar na compreensão de como as diferenças funcionais entre as espécies podem refletir diferentes estratégias da comunidade para lidar com o ambiente criado após um distúrbio de queima em ecossistemas que não o tem como força seletiva, nosso outro objetivo foi identificar as diferenças entre os atributos funcionais relacionados às espécies desta comunidade de floresta tropical úmida de altitude incendiada; e entender a possível relação das espécies com o desempenho na área.

Para isso, nós propusemos nesse estudo responder as seguintes perguntas: (a) Quais são as espécies capazes de sobreviver e regenerar após o incêndio?; (b) Quais são os mecanismos de regeneração natural de uma área incendiada?; (c) Como os atributos de persistência e sobrevivência estão relacionados com as espécies sobreviventes da área incendiada?; (d) O rebrotamento é um atributo relacionado ao desempenho das espécies regenerantes e sobreviventes da área incendiada?. Hipotetizamos também que: (I) o rebrotamento vegetativo é um mecanismo que pode auxiliar a regeneração natural; (II) a área queimada apresenta diferenças em sua composição em relação às áreas vizinhas não acometidas pelo fogo, com perda das espécies arbóreas e arbustivas; (III) a área apresenta potencial para a sua regeneração natural; (IV) o rebrotamento é um atributo relacionado ao desempenho das espécies sobreviventes na área incendiada.



## 2. METODOLOGIA

### 2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Serra do Valentim (20°19'18"S e 41°28'51"W; 20°24'51"S e 41°28'33"W), um fragmento de Floresta Atlântica com elevações entre 1000m e 1650m, temperaturas médias de 18°C a 22°C (CASTRO et al., 2010), e precipitação média anual de 1414 mm (PAIVA et al., 2010), no Estado do Espírito Santo, Brasil, no município de Lúna (Figura 1).

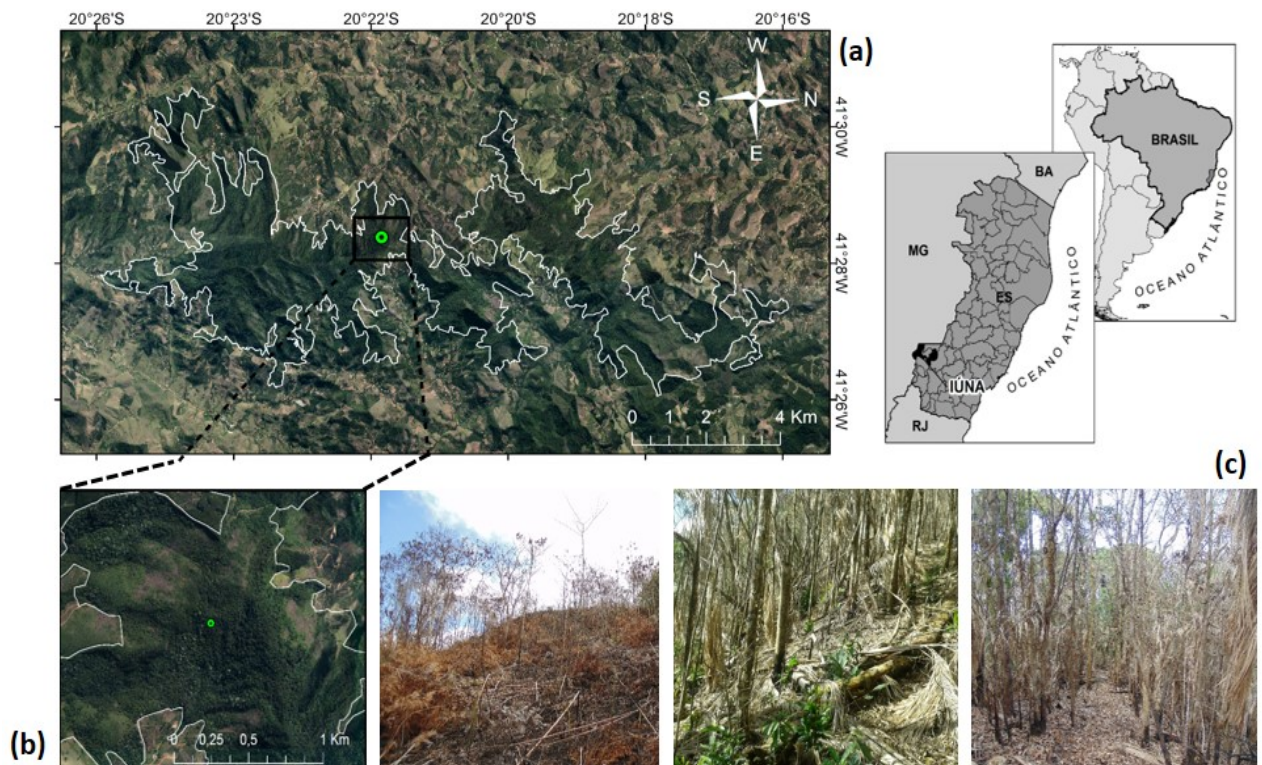
Este fragmento limita diversas propriedades rurais onde as principais fontes de renda são constituídas pela cafeicultura, eucaliptocultura e plantios consorciados, com sua porção Sul protegida por uma Unidade de Conservação de uso sustentável, a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Toca da Onça, com 204 ha, em fase de reconhecimento oficial (ZORZANELLI et al., 2017).

A vegetação da Serra do Valentim está inserida no domínio fitogeográfico da Floresta Atlântica, com predomínio da fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa Montana (IBGE, 2012; JOLY et al., 2014), com abundância de briófitas e epífitas vasculares (THOMAS; BALTZER, 2002). Manchas de Floresta Ombrófila Altomontana, Florestas nebulares e Campo de Altitude também são encontradas nessa localidade (ZORZANELLI et al., 2017).

A área é composta por afloramentos rochosos delineando grotas e baixadas que ocasionam microhabitats com grande dissimilaridade entre eles (Zorzaneli et al. (2017), corroborando com as definições clássicas de Metzger (2001) sobre a ecologia de paisagem e sua formação em mosaicos, como também de Lippok et al. (2014) sobre as florestas tropicais montanas, que possuem sua biodiversidade relacionada intimamente a este padrão de formação da paisagem.

A vulnerabilidade dessa vegetação é caracterizada pela extração indiscriminada do palmito-juçara (*Euterpe edulis* Mart.) e pela ocorrência de incêndios antrópicos periódicos em áreas limítrofes a Serra (ZORZANELLI et al., 2017). No período de maior número de focos de incêndio registrados para o estado do Espírito Santo (2014 - 2015) pela plataforma de monitoramento do INPE (2016), uma porção de aproximadamente 4 ha da Serra foi destruída pelo fogo, em dezembro de 2014, proveniente da pastagem de uma das propriedades

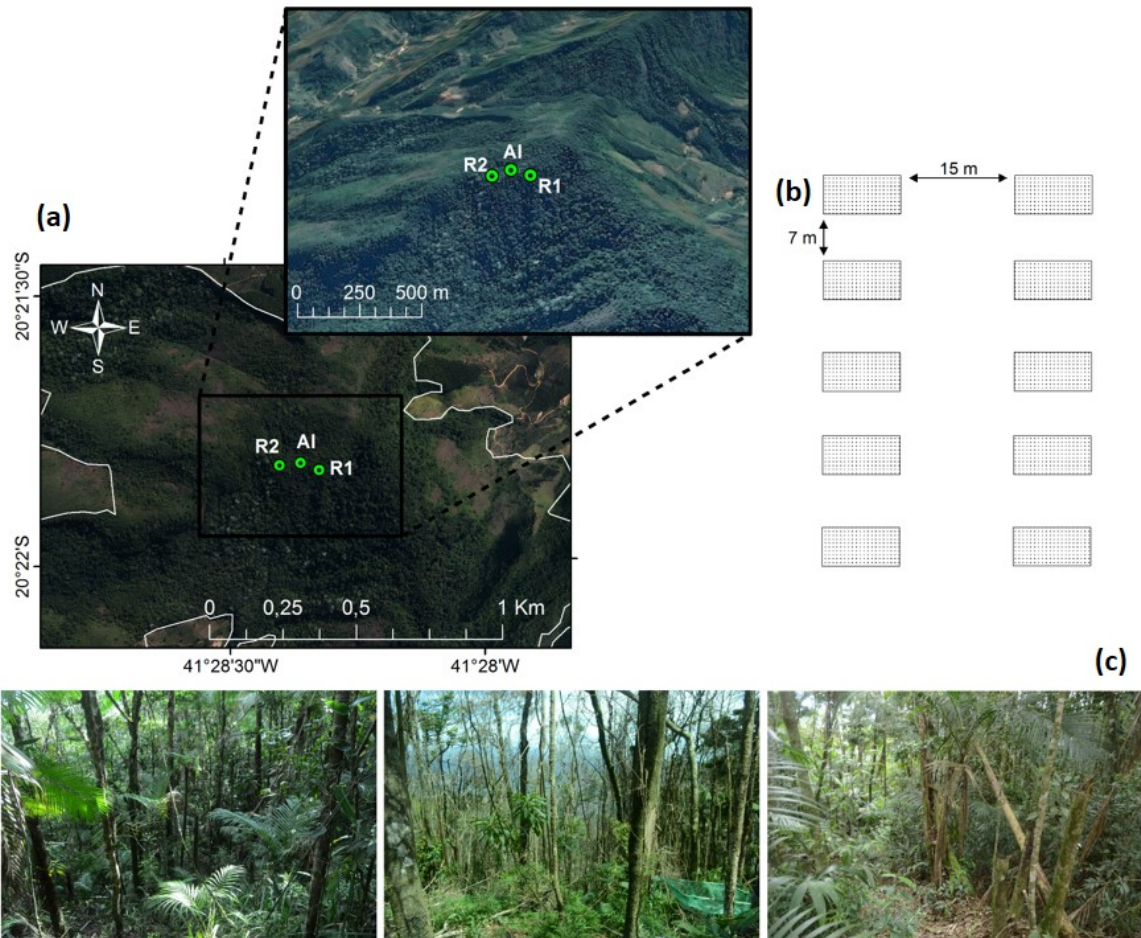
limítrofes a área, ação associada às práticas de manejo dos solos agricultáveis na região.



**Figura 1.** Localização aproximada da área de estudo situada na Serra do Valentim (Iúna, Es, Brasil) em meio a uma paisagem fragmentada (a). Em detalhe a área de 4 ha queimada em 2014 (b,c). Fonte: Os autores.

## 2.2. Desenho amostral

Realizamos a amostragem em um trecho da Serra do Valentim, compreendendo áreas conservadas (ecossistemas de referência, referência 1 e 3) e uma área incendiada em dezembro de 2014 (15 meses antes do início deste estudo). Em cada área avaliamos a estrutura da comunidade vegetal em relação à regeneração natural, comunidade estabelecida (indivíduos adultos), potencial de rebrota e o estoque de sementes encontradas no solo (banco de sementes), por meio da alocação em campo de 30 parcelas de 5m×10m, com distanciamento entre linhas de 15m e entre parcelas de 7m, distribuídas de forma homogênea e paralela (Figura2), com base nos trabalhos de Martínez-Garza e González-Montagut (1999; 2002) .



**Figura 2.** Desenho amostral do estudo observacional disposto *in loco*. Distribuição das áreas conservadas e incendiada distantes 30m entre si (a), com croqui da disposição de suas parcelas (b) e panorama de cada uma, da esquerda para a direita (c): ecossistema de referência 1 (R1), área incendiada (AI) e ecossistema de referência 2 (R2). Fonte: Os autores.

Adotamos duas áreas como ecossistemas de referência por possuírem diferentes características ambientais e estruturais. A área de referência 1 (coordenadas geográficas aproximadas  $20^{\circ}21'49.44''S$  e  $41^{\circ}28'19.40''O$ ) encontra-se em uma vertente da serra de maior declividade (aproximadamente 1422m), notória presença de espécies da família Melastomataceae, elevada umidade e indivíduos de amplitude diamétrica menor (7cm à 18cm). Este tratamento apresenta sua face voltada a uma das grotas da paisagem serrana da Serra, situada a face leste da encosta, recebendo menor radiação. Já a área de referência 2 (coordenadas geográficas aproximadas  $20^{\circ}21'49.52''S$  e  $41^{\circ}28'22.99''O$ ), encontra-se em uma área de menor declividade (aproximadamente 1398m), maior radiação (situada na face oeste), com indivíduos arbóreos com alta amplitude diamétrica (10cm à 22cm) e maior diversidade de espécies e famílias. Em ambos os tratamentos é evidente a abundância de epífitas, *Euterpe edulis* Mart. (palmito juçara) e de taquarais

(Poaceae). Porém, a densidade e amplitude diamétrica das juçaras e taquaras se sobressaem na área de referência 2.

A condição pré-fogo da área incendiada tratamento 2 não era conhecida por nós, e de acordo com conversas informais com moradores, o incêndio de dezembro de 2014 foi o único e o primeiro nos últimos 50 anos. Para evitar a diferença de coleta de dados nesse tratamento, nosso estudo se concentrou apenas no trecho da vegetação em que o incêndio foi mais severo, destruindo após a queima o sub-bosque e o estrato herbáceo da vegetação.

### 2.3. Métodos de amostragem e análises de dados

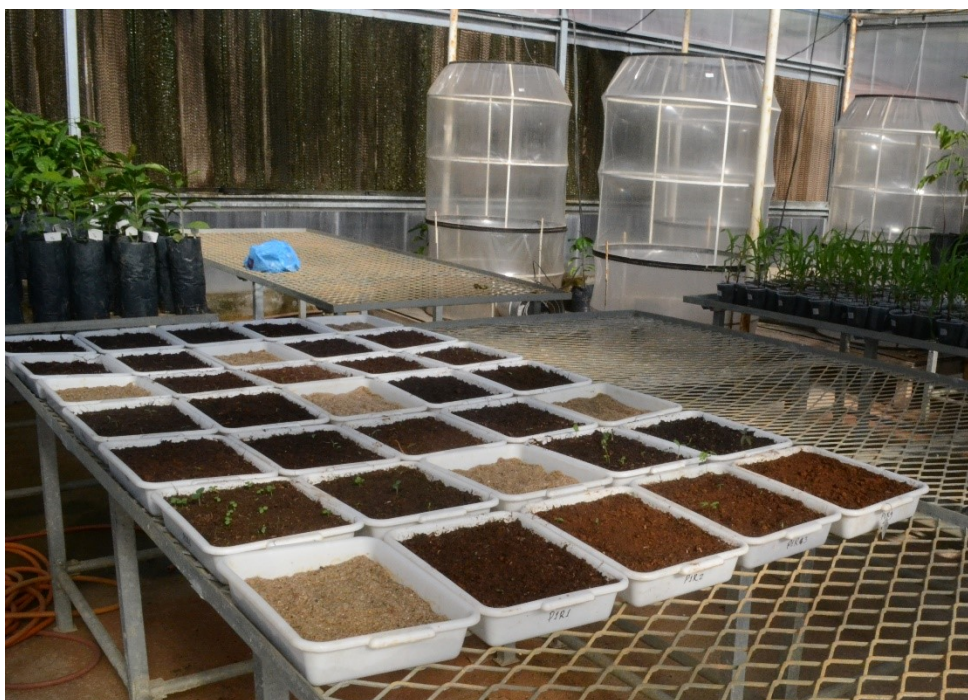
#### 2.3.1. Amostragem dos componentes da regeneração natural

Classificamos os componentes da regeneração natural, que neste trabalho chamaremos de mecanismos da regeneração natural em: sobreviventes (indivíduos vivos sem vestígios de rebrota) com diâmetro a altura do peito (DAP) maior ou igual a 2,5cm; regenerantes que caracterizam as plântulas da regeneração natural estabelecidas após o incêndio para a área incendiada, e indivíduos arbustivos-arbóreos acima de 50cm de altura e diâmetro a altura do solo (DAS) inferior a 2,5cm nas áreas referência; rebrotadores (espécies que rebrotaram) e banco de sementes do solo.

Todos os indivíduos lenhosos vivos foram amostrados em cada uma das áreas, incluindo fetos arborescentes (samambaias) e ervas arborescentes (palmeiras) que atenderam ao critério de inclusão e classificação que estabelecemos.

Para o banco de sementes do solo coletamos em cada parcela de todos os tratamentos, três amostras de forma aleatória da camada superficial de solo, utilizando gabarito de madeira (25cmx25cmx8cm) e excluindo a serapilheira depositada. Em campo, misturamos e homogeneizamos as três amostras e retiramos uma amostra composta (50m<sup>3</sup>). Estas, por sua vez, foram acondicionadas em bandejas (30cmx6cmx15cm) e mantidas em casa de vegetação e irrigação automática diária (Figura 3). Dispusemos entre as amostras bandejas com areia esterilizada para auxiliar na identificação de possíveis diásporos externos contaminantes, que foram descontados das

amostras.

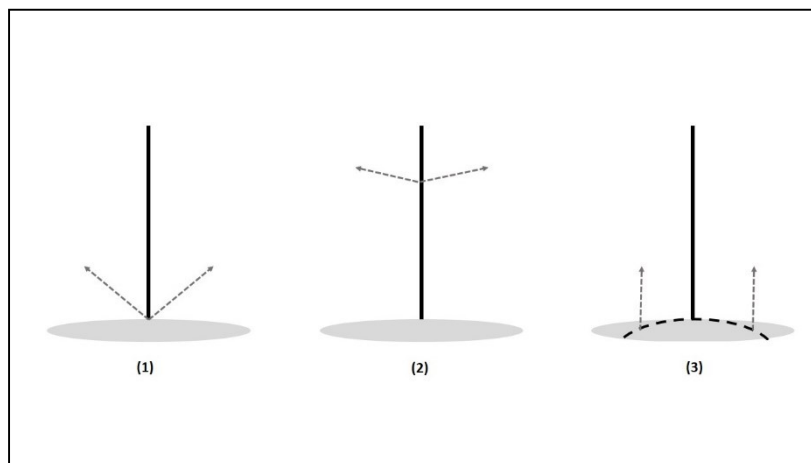


**Figura 3.** Casa de vegetação (com irrigação automática) onde as amostras coletadas do banco de sementes do solo foram alocadas, juntamente com bandejas de areia esterilizada para auxiliar na identificação de possíveis diásporos externos contaminantes do material.

Tendo em vista as possíveis variações diretamente relacionadas à fenologia das espécies, às interações planta-planta, planta-animal, além da importância de fatores abióticos (KREFT; JETZ, 2007), realizamos duas coletas de amostras (no fim da estação chuvosa e ao fim da estação seca), totalizando 120 amostras por período (30 amostras, acondicionadas em 60 bandejas), avaliadas mensalmente durante um semestre (para cada período) (CORREIA; MARTINS, 2015; KUNZ et al., 2016), pelo método da emergência e contagem direta de propágulos (SIMPSON; LECK; PARKER, 1989). Todos os propágulos não identificados após a contagem direta foram transplantados para sacolas plásticas de mudas, para que pudéssemos novamente identificá-los após melhor desenvolvimento de cada um dos indivíduos.

Avaliamos a rebrota de estruturas subterrâneas e vegetativas, realizando o inventário de todas as espécies arbóreas e arbustivas com parte aérea morta, que apresentaram rebrota, independente do seu tamanho, com base nos procedimentos metodológicos sugeridos por Marrinan, Edwards e Landsberg (2005), Souza et al. (2015) e Vieira et al. (2006), as quais classificamos em

rebrotam de caule, base e raiz, conforme Marrinan, Edwards e Landsberg (2005) (Figura 3). Como forma de verificar se os brotos encontrados não eram resultado do banco de sementes, desenterramos sua base conforme sugerem os procedimentos metodológicos utilizados como referência.



**Figura 4.** Esquema de classificação do rebrotamento proposta por MARRINAN et al (2015) onde (1) rebrota basal, (2) rebrota de caule, (3) rebrota de raiz. As linhas tracejadas representam o broto, a linha contínua a parte morta dos indivíduos, e a área cinza o solo. Fonte: Adaptado de MARRINAN et al., 2015.

A identificação taxonômica das amostras de plantas e propágulos incluíram o envio de duplicatas e empréstimo de unicatas aos taxonomistas de famílias botânicas, além de comparação com materiais dos herbários: Jardim Botânico do Rio de Janeiro (RB), Herbário da Universidade Federal do Espírito Santo (VIES), Herbário do Instituto Florestal de São Paulo (SPSF). As famílias botânicas para as angiospermas foram classificadas segundo o sistema proposto pelo APG IV (CHASE et al., 2016), e samambaias e licófitas por Christenhusz e Chase (2014). Verificamos a grafia, autoria e sinonímias das espécies por meio da Lista de Espécies da Flora do Brasil (FORZZA et al., 2010a; 2010b), e da base de dados do Missouri Botanical Garden (EUA).

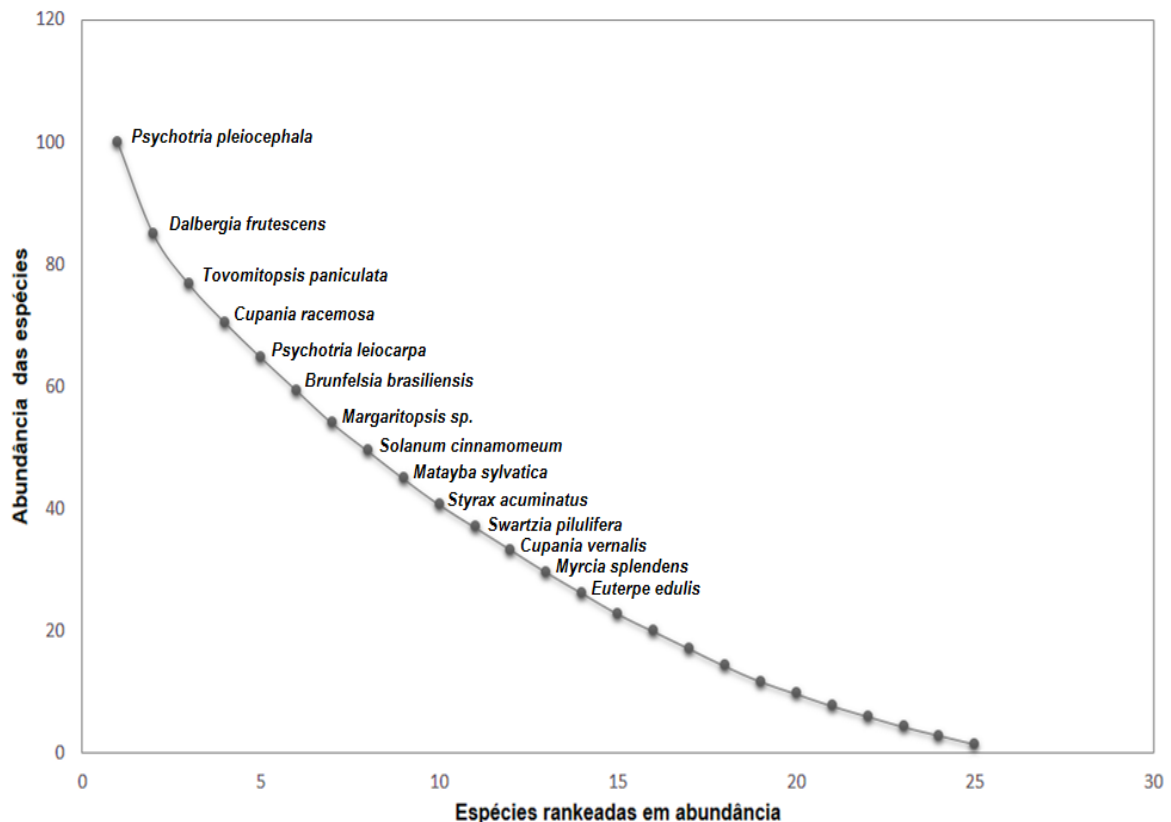
Uma grande parte do material ficou com sua identificação restrita a morfôgenos e/ou morfotipos (conforme Apêndice B) mesmo após a análise de especialistas, situação esperada devido à amostragem de indivíduos jovens (regenerantes e rebrotadoras) que apresentam em muitos casos aspectos morfológicos bem distintos dos indivíduos adultos; o conhecimento da flora do Estado do Espírito Santo é restrito a poucos estudos no domínio Floresta Atlântica (SARNAGLIA JUNIOR; ZORZANELLI; GUIMARÃES, 2014) SARNAGLIA JUNIOR; ZORZANELLI; GUIMARÃES, 2014) e sua possível

semelhança com as formações amazônicas (BUSO JUNIOR, 2013) BUSO JUNIOR et al., 2013) que também apresentam grande lacuna de conhecimento (BFG, 2015).

Também classificamos as espécies mais abundantes para todos os mecanismos da regeneração natural em relação ao grupo ecológico (pioneiras, não pioneiras tolerantes a luz e não pioneiras tolerantes a sombra) (BONGERS et al., 2009), a partir de consultas a bibliografia, especialistas e observações de campo; a síndrome de dispersão de sementes (zoocóricas, anemocóricas e autocóricas) (VAN DER PIJL, 1982a); 3) e ao hábito (árvore, arbusto, erva, erva de porte lenhoso e liana) (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013) com base em observações de campo, características das espécies descritas na base da Flora do Brasil (FORZZA et al., 2010a; 2010b).

### 2.3.2. Construção da matriz de atributos funcionais

Para testar o desempenho das espécies da comunidade para sobreviverem e resistirem após o fogo, coletamos atributos funcionais (Tabela 1) relacionados diretamente com a persistência, sobrevivência e estabelecimento (WEIHER et al., 1999), desafios fundamentais enfrentados pela comunidade na condição pós-distúrbio. Para tanto, consideramos as espécies que representaram 80% da comunidade amostrada (GARNIER et al., 2007) na área queimada, obtidas pelo ranqueamento da porcentagem cumulativa de sua abundância relativa (LAMBSHEAD; PLATT; SHAW, 1983; MAGURRAN, 2004; PLATT; SHAW; LAMBSHEAD, 1984), como mostra a Figura 4.



**Figura 5.** Distribuição das abundâncias acumulativas em porcentagem das espécies amostradas na área incendiada. Fonte: Os autores.

Segundo a literatura base utilizada (ALVAREZ-CLARE; KITAJIMA, 2007; BONGERS et al., 2009; CHARLES-DOMINIQUE et al., 2015; CLARKE et al., 2013; CORNELISSEN et al., 2003; GARBIN et al., 2014, 2016; KLIMEŠOVÁ; HERBEN; MARTÍNKOVÁ, 2016; KLIMEŠOVÁ; KLIMEŠ, 2007; MAGNAGO et al., 2014; MÜLLER et al., 2007; PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013; VAN DER PIJL, 1982a, 1982b; WESTOBY; JURADO; LEISHMAN, 1992), esta classificação dos atributos das espécies em mecanismos funcionais (persistência, estabelecimento e dispersão), se referem ao potencial de crescimento, a capacidade de ocupação e manutenção no espaço (grupo sucessional, forma de vida) (GARBIN et al., 2016), sobrevivência e resistência a impactos relacionados à queima (tipo de rebrota, densidade da madeira, capacidade de rebrota) (CLARKE et al., 2013; MARTÍNKOVÁ, J.; KLIMESOVÁ, J.; MIHULKA, 2004), ao potencial de dispersão zoocórica ou não (síndrome de dispersão) e longevidade (tamanho da semente). Estes últimos neste trabalho



chamaremos de pressão de propágulos. Todos estes atributos foram classificados (Tabela 1) em ordinais (ss, wd) (DÍAZ et al., 2004) e categóricos (gp, rc,rt,ha,ds), que foram transformados em códigos binários como variáveis dummy (GARBIN et al., 2016; LEGENDRE; LEGENDRE, 2012).

Utilizamos a base de dados *The Global Wood Density* (GWD), em sua sessão florestas tropicais da América do Sul (CHAVE et al., 2009; ZANNE et al., 2009a, 2009b), para os dados do atributo densidade da madeira (em peso seco,  $\text{g cm}^{-3}$ ), e assim como no trabalho de Magnano et al. (2014), utilizamos a média do valor total da densidade da madeira para o grupo taxonômico (família ou gênero) (seguindo a proposta metodológica de FLORES; COOMES, 2011) para as espécies que foram classificadas em morfogêneros ou morfotipos e para as espécies que não estão registradas no banco de dados. O atributo tamanho de semente foi classificado em três categorias (pequeno, médio e grande), conforme o trabalho de Tabarelli e Peres (2002). Os demais atributos foram coletados em campo ou foram obtidos por consulta aos materiais tombados nos herbários visitados (RB, VIES, SPSF).

**Tabela 1.** Atributos funcionais utilizados para descrever e avaliar o desempenho das espécies que representam 80% da comunidade na área queimada.

Atributo	Código	Tipo	Estado	Função	Mecanismo	Referências
Grupo sucessional	p, np, st	Qualitativo	p= pioneiras, np= não pioneiras exigente de luz, st=tolerante a sombra	Persistência, estabelecimento	Associado a dinâmica sucessional da população (autoecologia), diferentes formas de vida e potencial de crescimento	Bongers et al.(2009), Magnano et al. (2014)  Charles-Dominique et al. (2015), Cornelissen et al.(2003), Klimesova et al. (2016), Klimesova & Klimes (2007), Marinnan et al. (2005), Muller et al. (2007), Pérez-Harguindeguy et al. (2013)
Capacidade de rebrota	rc	Binário	Presença; ausência	Persistência	Reprodução ou regeneração vegetativa	Pérez-Harguindeguy et al. (2013)
Tipo de rebrota	rtb,rts, rtr	Qualitativo	rtb=base, rts= caule; rtr=raiz	Persistência	Associado com o sucesso da regeneração vegetativa clonal e permanência da espécie	Marinnan et al. (2005)
Hábito (life form)	htr, hsh, hwhe	Qualitativo	htr= árvore, hsh= arbusto, hwhe=erva de porte lenhoso	Persistência	Crescimento, adaptação	Pérez-Harguindeguy et al. (2013)
Pressão de Própulos	Síndrome de dispersão zoo,ane,aut	Qualitativo	zoo= zoocórica, ane= anemocórica, aut = autocórica	Dispersão, persistência	Dispersão, estabelecimento, sobrevivência espécie	Cornelissen et al.(2003), Magnano et al.(2014), Pérez-Harguindeguy et al. (2013) , Van der Pijl (1982)
Tamanho da Semente	ss	Ordinal quantitativo	Medida em comprimento: 1 = pequeno (< 0,6cm); 2= médio (0,6-1,5cm); 3= grande (1.6-3.0cm); 4= super grande (>3.0cm)	Dispersão, persistência	Dispersão por animais ou vento, vantagem na persistência	Tabarelli e Peres (2002), Westoby et al. (1992)
Densidade da madeira	wd	Ordinal quantitativo	1 = madeira macia ( ≤0.6 g/cm³); 2 = madeira densa (> 0.6g/cm³)	Persistência	Habilidade de proteção a distúrbios, crescimento e estratégias de regeneração	Diaz et al. (2014),Pérez-Harguindeguy et al. (2013), Magnano et al. (2014), Zanne et al.(2009); Alvarez-Clare e Kitajima (2007)

### 2.3.3. Análises estatísticas

Como primeiro passo deste trabalho, buscamos a compreensão da estrutura da comunidade amostrada em todas as áreas (referência 1 e 2 e área incendiada). Para isso realizamos o ranqueamento da porcentagem cumulativa da abundância relativa das espécies para cada um dos mecanismos da regeneração natural (LAMBSHEAD; PLATT; SHAW, 1983; MAGURRAN, 2004; PLATT; SHAW; LAMBSHEAD, 1984), para compreender quem são as espécies sobreviventes, regenerantes, rebrotadoras e do banco de sementes que melhor representam a alta dominância na comunidade (MAGURRAN, 2004). Para facilitar a compreensão da estrutura destes mecanismos avaliamos os nossos resultados estruturais tendo como base as espécies que representam 80% da abundância da comunidade (GARNIER, et al. 2007). Utilizando o programa FITOPAC 2.1 (SHEPHERD, 2010), também calculamos a frequência absoluta e o valor de importância, este último um dos parâmetros fitossociológicos quantitativos mensuráveis mais importante na amostragem da estrutura de comunidades (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974; BROWER; ZAR; von ENDE, 1997).

Após a compreensão da estrutura da comunidade, nós começamos as nossas análises de ordenação com o cálculo da abundância relativa, para todas as espécies amostradas em cada tratamento e para cada mecanismo da regeneração natural. Essa medida de padronização foi obtida pela divisão do número total encontrado para cada espécie, pelo número total de indivíduos amostrados em cada um dos mecanismos (sobreviventes, regenerantes, rebrotadores, banco de sementes), gerando 4 diferentes matrizes da abundância relativa das espécies da comunidade pelas parcelas de cada área (unidade amostral).

A partir desta padronização, começamos os processos analíticos realizando a análise de coordenadas principais (PCoA) e a análise de discriminantes lineares (LDA). Para estas análises, foram retiradas das matrizes de abundância relativa pelas unidades amostrais, todas as espécies com ocorrência menor ou igual a cinco, e as linhas que não apresentaram ocorrência das espécies (pares de zero).

Assim, seguimos com a realização da PCoA para cada uma das matrizes ,

baseado no índice de dissimilaridade Bray-Curtis (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012), para identificar se há diferença entre a área queimada e os ecossistemas de referência em relação à composição de espécies.

Com essas mesmas matrizes (sem as espécies de baixa abundância), realizamos a LDA para buscar as principais variáveis que diferenciam os grupos previamente definidos por nós (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012), ou seja compreender quais os componentes de regeneração natural distinguem os tratamentos. Para isso, como nossas variáveis são numéricas (abundância relativa), conferimos a sua correlação seguida de seu agrupamento (clustering), para identificarmos todas as variáveis altamente correlacionadas entre si e excluí-las de nossas matrizes de abundância relativa não normalizadas (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Com as matrizes sem colinearidades, os dados foram padronizados (normalização), e em seguida verificamos a homogeneidade da variância dentro de cada tratamento (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012), pelo teste multivariado de variância da dispersão (betadisper), que é análogo ao teste de Levene para variâncias homogêneas (ANDERSON, 2006).

Para compreender de que forma os atributos estão distribuídos pelas espécies, também realizamos uma análise de coordenadas principais (PCoA), com a matriz de atributos das espécies mais abundantes da área queimada (GARBIN et al., 2014), baseado em distâncias euclidianas (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Para isso, cada dado foi centrado e padronizado pelo desvio padrão (DÍAZ et al., 2004), e passou por uma transformação positiva de seus valores, através da diminuição do maior valor negativo a todos os valores da matriz padronizada. Esta transformação foi necessária para que fosse possível realizar a ordenação pela função *wascore* (OKSANEN et al., 2013).

Depois, para avaliar o desempenho destes atributos funcionais em relação às áreas, em especial a área queimada, nós realizamos um novo ordenamento (PCoA, com base no índice de dissimilaridade euclidiana) com uma matriz CWM (do inglês “*community-weighted means of traits*”) (GARNIER et al., 2007; KLEYER et al., 2012). Ou seja, calculamos a média ponderada pela abundância das espécies da comunidade pós-fogo (área incendiada) para cada atributo, através da multiplicação da matriz de atributos  $\times$  espécie pela matriz total da comunidade (abundância relativa pelo total de todas as espécies amostradas  $\times$

todas as unidades amostrais, ou seja, áreas de referência 1 e 2 e incendiada) (DÍAZ et al., 1997; GARNIER et al., 2007; PILLAR et al., 2009). Esta multiplicação resultou em uma matriz de atributos por unidade amostral (CWM), que foi padronizada pelo desvio padrão e transposta para a realização da PCoA (PILLAR et al., 2009).

Todas as nossas análises foram realizadas no ambiente R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2015) com os pacotes *vegan* (OKSANEN et al., 2013), *cluster* (MAECHLER et al., 2017), *MASS* (VENABLES; RIPLEY, 2002), *'ellipse'* (MURDOCH; CHOW, 2013) somente para a LDA, e *FD* (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010). A matriz CWM foi construída utilizando os scripts propostos no trabalho de Kleyer et al. (2012).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Análises estruturais

Nas áreas de referência amostramos um total de 853 indivíduos sobreviventes (28% do total), divididos em 182 espécies (28% do total); 1174 indivíduos (38%) regenerantes (280 espécies, 44%); 734 indivíduos (24%) germinados no banco de sementes do solo (134 espécies, 21% do total) e 259 indivíduos (8.5%) rebrotadores (105 espécies, 16.6%). Já na área incendiada, os sobreviventes representaram 59 (6.6% do total) indivíduos (31 espécies, 11.2%), os regenerantes 177 indivíduos (78 espécies, 20% dos indivíduos, 28% do total de sp.), o banco de sementes com 302 (34%) indivíduos (86 espécies, 44% do total), e os rebrotadores com 346 indivíduos (39%) divididos em 81 espécies (41%).

As áreas de referência apresentam em sua estrutura uma maior frequência de espécies arbustivas, arbóreas e ervas de porte lenhoso, não pioneiras, zoocóricas, e a área incendiada tem grande destaque para a presença de lianas, herbáceas, ervas e subarbustivas, principalmente na composição do banco de sementes do solo e regenerantes (Tabela 2).

**Tabela 2.** Listas das espécies que representam 80% da abundância amostrada para cada mecanismos de regeneração natural e para cada área (ecossistemas de referência e área incendiada: AIB= banco de sementes da área incendiada; AIR= regenerantes da área incendiada; AIRB= rebrotadores da área incendiada; AIS= sobreviventes da área incendiada; RB= banco de sementes dos ecossistemas de referência; RR= regenerantes dos ecossistemas de referência; RRB= rebrotadores dos ecossistemas de referência; RS= sobreviventes dos ecossistemas de referência), com o seu valor de importância (IVI), e a classificação quanto ao hábito (Arb.= arbusto; Árv.= árvore; Erva; Liana; Erva de porte lenhoso= Erva L.), grupo sucessional (NP= não pioneiras; P=pioneiras) e síndrome de dispersão (Ane.=anemocórica; Aut.= autocórica; Zoo. =zoocórica). Os nomes completos das espécies e sua classificação em famílias se encontram no Apêndice B.

Espécies	Área incendiada				Ecossistemas de referência				Hábito	Grupo Suces.	Sind. Disp.	IVI Ecoss. de referência				IVI área incendiada			
	AIB	AIR	AIRB	AIS	RB	RR	RRB	RS				RR	RS	RB	RRB	AIR	AIS	AIB	AIRB
<i>Alchornea triplinervia</i>		x	x	x	x		x	x	Árv.	NP	Zoo.		3,82	3,99	0,98	11,64			7,84
<i>Amaioua intermedia</i>				x			x		Árv.	NP	Zoo.				0,98				
<i>Anchietea pyrifolia</i>					x				Liana		Ane.			1,79					
<i>Aniba firmula</i>			x						Árv.	NP	Zoo.								2,12
<i>Aniba sp1</i>						x			Árv.		Zoo.	0,86							
<i>Aniba sp2</i>				x					Árv.		Zoo.								
<i>Annona dolabipetala</i>							x		Árv.	NP	Zoo.				0,98				
<i>Aspidosperma cf parvifolium</i>				x					Árv.	NP	Ane.								
<i>Asplenium sp1</i>	x				x				Erva	NP	Ane.			3,00				3,00	
<i>Asplenium sp2</i>	x								Erva	NP	Ane.							1,07	
<i>Asplenium sp3</i>									Erva	NP	Ane.								
<i>Aureliana fasciculata</i>		x							Árv.	NP	Zoo.					3,65			
<i>Aureliana picta</i>					x				Árv.	NP	Zoo.			5,25					
<i>Aureliana sp2</i>					x				Árv.	NP	Zoo.			1,93					
<i>Baccharis rufidula</i>								x	Liana	P	Ane.		0,82						
<i>Baccharis sp1</i>		x							Liana	P	Ane.					12,07			
<i>Baccharis sp2</i>		x							Liana	P	Ane.					1,61			
<i>Brunfelsia brasiliensis</i>			x				x		Árv.	NP	Zoo.				0,98				7,12
<i>Calyptanthes obovata</i>								x	Árv.	NP	Zoo.		0,89						
<i>Calyptanthes sp1</i>						x		x	Árv.	NP	Zoo.	1,60	3,33						
<i>Casearia espiritosantensis</i>		x				x	x	x	Árv.	NP	Zoo.	1,24	2,95		1,96	13,71			
<i>Cecropia hololeuca</i>	x	x		x	x		x		Árv.	P	Zoo.			11,98	1,36	10,05		11,98	
<i>Cecropia glaziovii</i>		x							Árv.	P	Zoo.					1,64			

Continuação...

Espécies	Área incendiada				Ecossistemas de referência				Hábito	Grupo Suces.	Sind. Disp.	IVI Ecos. de referência				IVI área incendiada			
	AIB	AIR	AIRB	AIS	RB	RR	RRB	RS				RR	RS	RB	RRB	AIR	AIS	AIB	AIRB
<i>Cestrum cf. bracteatum</i>		x					x		Arb.	NP	Zoo.				0,98	1,66			
<i>Cheiloclinium serratum</i>						x	x	x	Árv.	NP	Zoo.	1,07	0,82		0,98				
<i>Chrysophyllum cf flexuosum</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	0,40							
<i>Clethra scabra</i>				x	x	x	x	x	Árv.	P	Zoo.	1,36	17,34	1,84	6,23		5,94		
<i>Clidemia hirta</i>						x			Arb.	P	Aut.	0,58							
<i>Clusia arrudea</i>								x	Árv.		Zoo.		0,56						
<i>Clusia organensis</i>								x	Árv.	NP	Zoo.		0,84						
<i>Coccocypselum lanceolatum</i>					x				Erva	NP	Zoo.			3,05					
<i>Cordia myrciifolia</i>						x			Arb.	NP	Zoo.	0,58							
<i>Coussapoa pachyphylla</i>		x	x						Árv.	NP	Zoo.					1,64		1,49	
<i>Coussarea nodosa</i>						x	x		Árv.	NP	Zoo.	0,59			2,93				
<i>Cryptocarya aff micrantha</i>		x				x	x	x	Árv.	NP	Zoo.	1,60	1,09		2,93	1,55			
<i>Cryptocarya sp1</i>							x		Árv.	NP	Zoo.				2,93				
<i>Cupania furfuracea</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	0,58							
<i>Cupania racemosa</i>		x	x	x		x		x	Árv.	NP	Zoo.	2,61	1,06			4,47	3,86	9,24	
<i>Cupania vernalis</i>		x	x			x	x		Árv.	NP	Zoo.	1,17			0,98	2,53		6,59	
<i>Cyathea delgadii</i>								x	Árv.	NP	Ane.		5,29						
<i>Cyathea sp1</i>								x	Árv.	NP	Ane.		1,51						
<i>Cybianthus peruvianus</i>						x	x		Arb.	NP.	Zoo.	0,73			1,36				
<i>Cybianthus sp1</i>					x				Arb.	NP.	Zoo.			3,14					
<i>Cyrtocymura scorpioides</i>	x				x				Arb.		Ane.			8,03			8,03		
<i>Dalbergia foliolosa</i>							x		Árv.	NP	Ane.				2,94				
<i>Dalbergia frutescens</i>		x	x						Árv.	NP	Ane.					11,96		8,57	
<i>Dendropanax cuneatus</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	0,60							
<i>Emmeorrhiza umbellata</i>	x				x				Liana	NP	Ane.			8,69			8,69		
<i>Eugenia cereja</i>		x							Árv.	NP	Zoo.					4,35			
<i>Eugenia involucrata</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	0,91							
<i>Eugenia oblongata</i>							x		Árv.	NP	Zoo.								

Continuação...

Espécies	Área incendiada				Ecossistemas de referência				Hábito	Grupo Suces.	Sind. Disp.	IVI Ecoss. de referência				IVI área incendiada			
	AIB	AIR	AIRB	AIS	RB	RR	RRB	RS				RR	RS	RB	RRB	AIR	AIS	AIB	AIRB
<i>Eugenia sp2</i>							x		Árv.	NP	Zoo.				2,34				
<i>Eugenia sp3</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	0,90							
<i>Eugenia sp4</i>		x				x	x		Árv.	NP	Zoo.	2,17			2,73	1,85			
<i>Eugenia sp6</i>						x		x	Árv.	NP	Zoo.	0,62	1,80						
<i>Eugenia sp10</i>								x	Árv.	NP	Zoo.		1,36						
<i>Eugenia sp11</i>		x							Árv.	NP	Zoo.					3,32			
<i>Eugenia sp11</i>							x		Árv.	NP	Zoo.				1,96				
<i>Eugenia sp13</i>							x		Árv.	NP	Zoo.				0,98				
<i>Euterpe edulis</i>				x	x	x		x	Erva L.	NP	Zoo.	109,28	58,60	2,64			33,48		
<i>Freziera atlantica</i>	x				x				Árv.		Zoo.			12,34				12,34	
<i>Fuchsia regia</i>							x		Arb.		Zoo.				0,98				
<i>Geonoma schottiana</i>						x		x	Erva L.	NP	Zoo.	0,99	5,14						
<i>Guapira opposita</i>			x						Árv.	NP	Zoo.								3,32
<i>Guapira sp</i>						x	x		Árv.		Zoo.	0,74			0,98				
<i>Guatteria australis</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	0,87							
<i>Hedyosmum brasiliense</i>					x	x	x	x	Árv.	NP	Zoo.	1,55	7,74	2,56	5,46				
<i>Ilex affinis</i>				x					Árv.	NP	Zoo.						3,82		
<i>Ilex dumosa</i>							x		Árv.	P	Zoo.				0,98				
<i>Inga laurina</i>			x						Árv.	NP	Zoo.								1,78
<i>Jacaranda sp1</i>				x					Árv.	NP	Ane.						3,81		
<i>Jacaranda cf bracteata</i>				x					Árv.	NP	Ane.						3,86		
<i>Lamanonia ternata</i>							x		Árv.	NP	Ane.				2,73				
<i>Laplacea fruticosa</i>		x	x				x	x	Árv.	NP	Zoo.		3,60		1,36	5,01			3,32
<i>Lauraceae 5</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	0,97							
<i>Lauraceae 9</i>				x					Árv.	NP	Zoo.						14,82		
<i>Lauraceae 11</i>								x	Árv.	NP	Zoo.		2,51						
<i>Leandra aurea</i>							x		Arb.	NP	Zoo.				2,73				

Continuação...



Espécies	Área incendiada				Ecossistemas de referência				Hábito	Grupo Suces.	Sind. Disp.	IVI Ecoss. de referência				IVI área incendiada			
	AIB	AIR	AIRB	AIS	RB	RR	RRB	RS				RR	RS	RB	RRB	AIR	AIS	AIB	AIRB
<i>Leandra melastomoides</i>						x	x		Arb.	NP	Zoo.	1			1,96				
<i>Leandra sp1</i>						x			Arb.	NP	Zoo.	2,68							
<i>Leandra sp2</i>						x	x		Arb.	NP	Zoo.	2,1			3,89				
<i>Lobelia thapsoidea</i>	x				x				Erva		Ane.			7,14				7,14	
<i>Margaritopsis sp2</i>			x			x	x	x	Arb.	NP	Zoo.	14,16	1,36		10,89				7,75
<i>Marlierea aff suaveolens</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	0,98							
<i>Marlierea excoriata</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	1,96							
<i>Matayba guianensis</i>		x							Árv.	NP	Zoo.					4,34			
<i>Matayba sp1</i>			x						Árv.	NP	Zoo.								3,66
<i>Matayba sp2</i>			x						Árv.	NP	Zoo.								5,39
<i>Matayba sylvatica</i>		x	x			x			Árv.	NP	Zoo.	1,88				3,99			6,88
<i>Melastomataceae 3</i>							x		Árv.	NP	Zoo.				1,36				
<i>Meriania cf clausenii</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	0,68							
<i>Miconia atlantica</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	0,68							
<i>Miconia cf latecrenata</i>					x				Árv.	P	Zoo.			3,05					
<i>Miconia cf paniculata</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	2,33							
<i>Miconia cf polyandra</i>						x		x	Árv.	NP	Zoo.		3,75						
<i>Miconia cf willdenowii</i>								x	Árv.	NP	Zoo.		1,15						
<i>Miconia fasciculata</i>						x			Árv.	P	Zoo.	0,49							
<i>Miconia flammea</i>						x	x	x	Árv.	NP	Zoo.	8,04	2,66		4,30				
<i>Miconia latecrenata</i>						x	x		Árv.	NP	Zoo.	2,04			5,07				
<i>Miconia longicuspis</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	2,25							
<i>Miconia polyandra</i>							x		Árv.	NP	Zoo.	2,12			4,86				
<i>Miconia sp1</i>					x	x	x		Árv.	NP	Zoo.	0,70		4,41	1,96				
<i>Miconia sp2</i>	x				x	x	x		Árv.	NP	Zoo.	1,17		4,70	1,36			4,70	
<i>Miconia sp3</i>	x				x				Árv.	NP	Zoo.			2,06				2,06	
<i>Miconia valentinensis</i>						x	x		Árv.	NP	Zoo.	3,02			3,32				
<i>Mikania cf chlorolepis</i>	x				x				Liana	NP	Aut.			9,90				9,90	

Continuação...

Espécies	Área incendiada				Ecossistemas de referência				Hábito	Grupo Suces.	Sind. Disp.	IVI Ecoss. de referência				IVI área incendiada			
	AIB	AIR	AIRB	AIS	RB	RR	RRB	RS				RR	RS	RB	RRB	AIR	AIS	AIB	AIRB
<i>Mikania lanuginosa</i>					x				Liana	NP	Ane.			3,14					
<i>Mikania sp2</i>					x				Liana		Ane.			2,28					
<i>Mikania sp5</i>					x				Liana		Ane.			1,70					
<i>Mikania sp6</i>					x				Liana		Ane.			2,03					
<i>Mollinedia heteranthera</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	1,55							
<i>Mollinedia sp1</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	0,99							
<i>Myrcia hebeptala</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	0,68							
<i>Myrcia lineata</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	2,96							
<i>Myrcia pulchra</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	1,35							
<i>Myrcia sp1</i>						x		x	Árv.	NP	Zoo.	0,89	0,92						
<i>Myrcia splendens</i>			x			x	x	x	Arb.	NP	Zoo.	1,13	1,45		3,71			7,22	
<i>Myrciaria floribunda</i>						x	x		Árv.	NP	Zoo.	1,14			3,11				
<i>Myrsine coriacea</i>		x							Árv.	NP	Zoo.					3,62			
<i>Myrsine lancifolia</i>			x			x			Árv.	NP	Zoo.	1,50						3,61	
<i>Myrsine umbellata</i>		x	x					x	Árv.	NP	Zoo.		4,97		3,94			3,03	
<i>Neomitranthes sp1</i>								x	Árv.		Zoo.		1,40						
<i>Ocotea cf glaziovii</i>						x			Árv.	NP	Zoo.	0,50							
<i>Ocotea odorifera</i>								x	Árv.	NP	Zoo.		1,38						
<i>Ouratea multiflora</i>		x							Árv.	NP	Zoo.					3,13			
<i>Palicourea cf longipedunculata</i>						x			Árv.		Zoo.	0,67							
<i>Piptocarpha sp2</i>						x			Arb.		Ane.	1,14							
<i>Pleroma fissinervia</i>	x				x				Arb.	P	Ane.			7,77			7,77		
<i>Psychotria cf alto-macahensis</i>						x	x		Arb.	NP	Zoo.	1,24			1,36				
<i>Psychotria hastisepala</i>						x			Arb.	NP	Zoo.	0,85							
<i>Psychotria leiocarpa</i>			x				x	x	Arb.	NP	Zoo.		0,87		2,14			7,37	
<i>Psychotria pleiocephala</i>		x	x	x		x	x	x	Arb.	NP	Zoo.	7,37	5,50		12,84	21,32	11,77	16,94	
<i>Psychotria ruellifolia</i>		x							Arb.	NP	Zoo.					2,49			

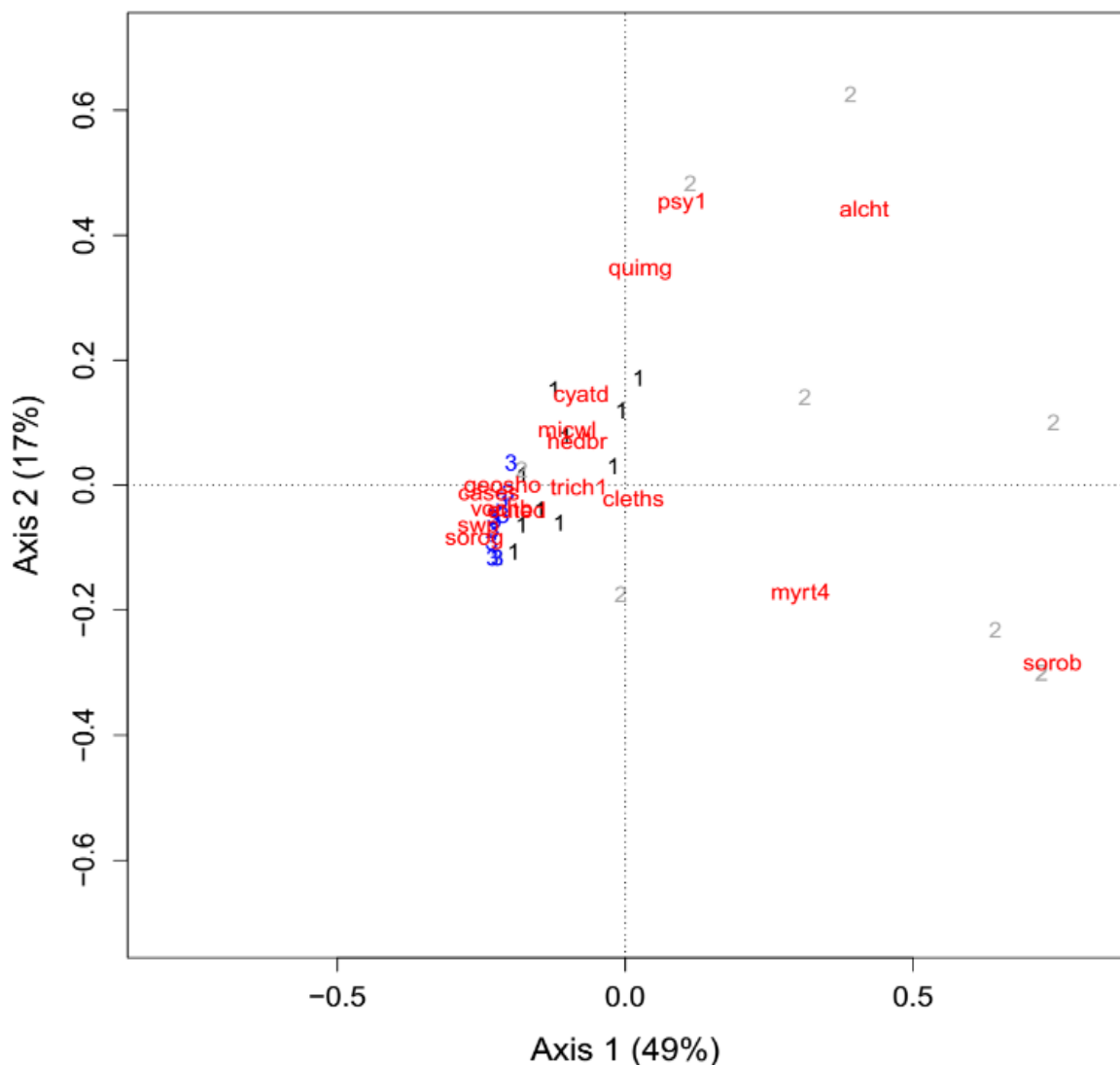
Continuação...

Espécies	Área incendiada				Ecossistemas de referência				Hábito	Grupo Suces.	Sind. Disp.	IVI Ecos. de referência				IVI área incendiada			
	AIB	AIR	AIRB	AIS	RB	RR	RRB	RS				RR	RS	RB	RRB	AIR	AIS	AIB	AIRB
<i>Psychotria sp1</i>					x	x			Árv.	NP	Zoo.	2,87		9,58					
<i>Psychotria sp2</i>			x						Árv.	NP	Zoo.							3,23	
<i>Psychotria sp4</i>						x	x		Árv.	NP	Zoo.	2,31			1,36				
<i>Psychotria vellosiana</i>		x		x		x		x	Árv.	NP	Zoo.	2,37	3,68			4,49	20,29		
<i>Roupala longepetiolata</i>	x		x			x	x		Árv.	NP	Ane.	0,90			3,11			0,72 2,74	
<i>Roupala montana</i>						x	x	x	Árv.	NP	Ane.	1,19	4,46		3,71				
<i>Rubus rosifolius</i>	x				x				Árv.	NP	Zoo.			2,28				2,28	
<i>Sapium glandulosum</i>		x							Árv.	P	Zoo.					4,90			
<i>Solanum cf pseudoquina</i>		x							Árv.	P	Zoo.					14,42			
<i>Solanum cinnamomeum</i>	x	x		x	x				Árv.	NP	Zoo.			7,91		7,50	43,35	7,91	
<i>Solanum swartzianum</i>	x				x		x		Árv.	P	Zoo.			4,76	1,96			4,76	
<i>Sorocea bonplandii</i>		x	x			x	x	x	Árv.	NP	Zoo.	2,89	3,07		5,46	4,59		3,61	
<i>Stephanopodium organense</i>						x			Árv.		Zoo.	0,74							
<i>Stylogyne lhotzkyana</i>		x						x	Árv.	NP	Zoo.		3,08			3,52			
<i>Styrax acuminatus</i>		x				x			Árv.	NP	Zoo.	2,34				20,13			
<i>Swartzia cf apetala</i>		x				x	x		Árv.	NP	Zoo.	0,73			1,75	4,90			
<i>Swartzia cf pilulifera</i>			x			x		x	Árv.	NP	Zoo.	0,81	2,87					6,26	
<i>Tibouchina fothergillae</i>								x	Árv.	P	Aut.				1,75				
<i>Tibouchina sp1</i>					x				Árv.	P	Ane.			4,07					
<i>Tibouchina sp2</i>					x				Árv.	P	Ane.			2,56					
<i>Tovomitopsis paniculata</i>			x			x	x	x	Árv.	NP	Zoo.	4,48	4,45		8,59			10,73	
<i>Vernonanthura divaricata</i>								x	Árv.	P	Ane.		3,32						
<i>Vernonanthura hilariana</i>		x							Árv.	P	Ane.					6,52			
<i>Vernonanthura sp 3</i>		x							Árv.		Ane.					3,39			
<i>Vernonanthura sp2</i>							x		Árv.		Ane.				0,98				
<i>Vochysia bifalcata</i>								x	Árv.	NP	Ane.		1,83						
<i>Vochysia sp1</i>				x				x	Árv.	NP	Ane.		38,94				38,94		
<i>Weinmannia pinnata</i>							x	x	Árv.	NP	Ane.		4,89		1,96			7,84	

### 3.2. Análise de coordenadas principais: A área queimada forma um grupo diferente dos ecossistemas de referência?

De forma geral, observamos que todas as áreas, para cada um dos mecanismos de regeneração natural, apresentam grande variedade de espécies, que compõem a formação de diferentes grupos, denotando a baixa similaridade entre as áreas e os mecanismos de regeneração. Assim, a análise de ordenação revelou para a comunidade grupos, que em sua grande maioria não correspondem a nossa hipótese inicial, de que a área queimada e os ecossistemas de referência formariam grupos distintos, ou seja, a existência de 2 grupos (1 grupo formado pela área incendiada e outro grupo pelos ecossistemas de referência) para o banco de sementes do solo e para os indivíduos rebrotadores e de 3 grupos (área de referência 1, área de referência 2, e área incendiada) para os indivíduos adultos (sobreviventes) e regenerantes.

Para os sobreviventes a análise de ordenação nos mostrou uma grande variação entre todas as áreas e as espécies, nos indicando a formação de distintos grupos. Observamos uma alta dispersão entre as parcelas da área queimada, expressando baixa similaridade entre elas. Há também tendência a menor dispersão entre as parcelas das áreas de referência, nos mostrando similaridade entre suas parcelas (Figura 6), confirmando nossa hipótese inicial para os sobreviventes dos ecossistemas de referência.



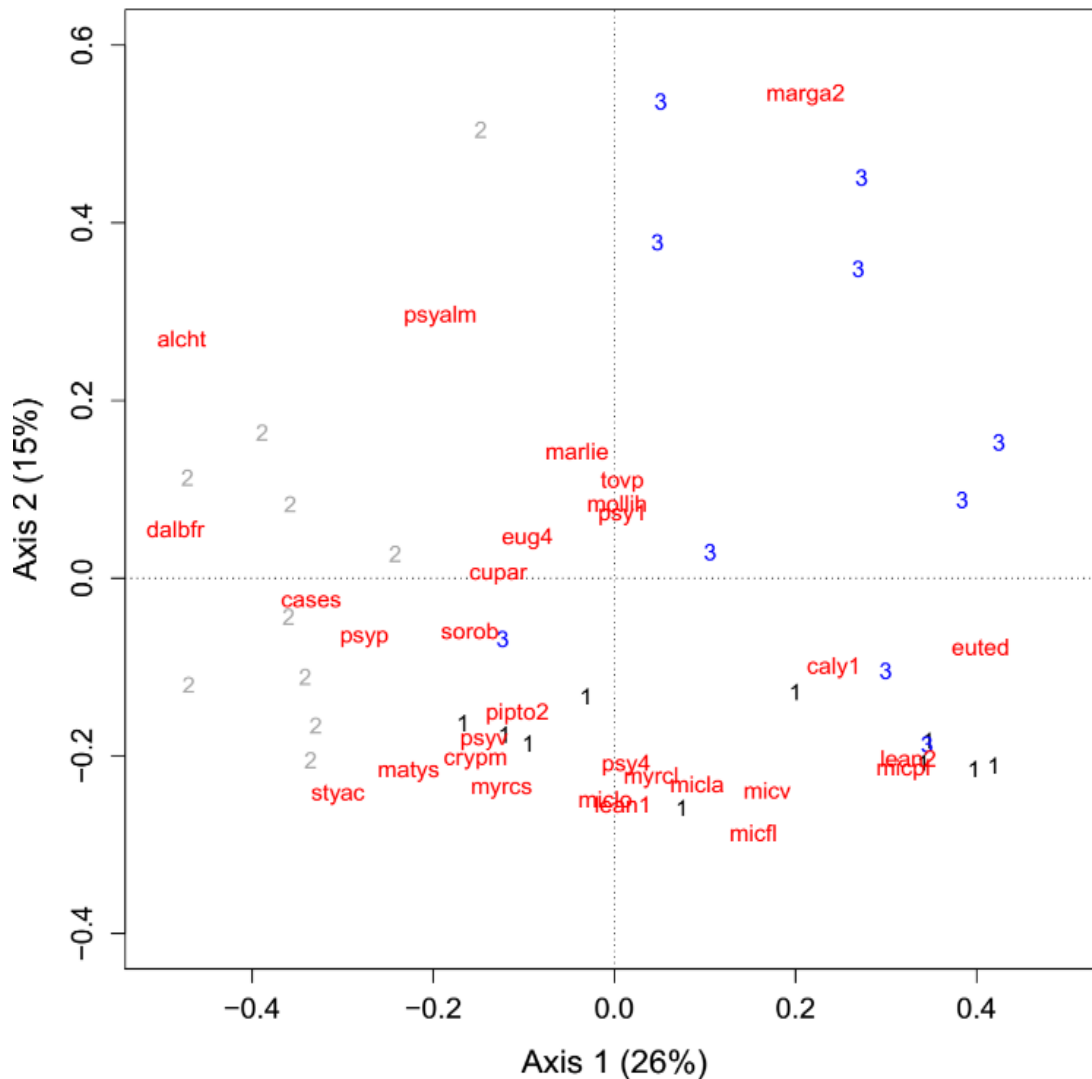
**Figura 6.** Análise de Coordenadas Principais (PCoA) das áreas amostradas baseado na distribuição das espécies adultas (sobreviventes) pelas áreas de referência (R1 = 1, R2 =3) e incendiada (AI=2). As espécies estão representadas por códigos (acrônimos) conforme disposto no Apêndice A.

As espécies *Sorocea guileminiana*, *Swartzia cf pilulifera*, *Volchysia bifalcata*, *Euterpe edulis*, *Casearia espiritosantensis*, *Geonoma schottiana*, fortemente associadas com as parcelas da área de referência 2 (R2), com todos os valores negativos para o eixo 1 (49% da variabilidade dos dados). *Miconia cf willdenowii*, *Hedyosmum brasiliense*, *Cyathea delgadii*, *Clethra scabra* e *Trichilia sp.*, estão mais associadas às parcelas da área de referência 1 (R1). A dispersão das parcelas da área incendiada pode ser explicada pela dispersão de duas espécies ao longo do eixo 1 e 2, que são a *Alchornea triplinervia* (+0.41 correlação com o eixo 1) e a *Sorocea bonplandii* (-0,26 correlação com o eixo 2), respectivamente. *Myrtaceae sp.4*, *Psychotria sp.1* e *Quiina magallano-gomesii*

também explicam a dispersão das parcelas incendiadas, pelo eixo 2. A dispersão desagregada e bem espaça ao longo dos eixos 1 e 2 das parcelas da área incendiada, nos demonstram a baixa similaridade entre elas além de refutar a nossa hipótese a priori de que a área queimada não apresentaria nenhum sobrevivente sem sinal de rebrota.

Para os regenerantes, a ordenação (Figura 7) nos revelou tendência das parcelas da área queimada (AI) à esquerda do eixo 1 (26% da variabilidade dos dados), onde estão associadas às espécies *Alchornea triplinervia* (-0.47) e *Dalbergia frutescens* (-0.48) com maiores correlações negativas com este eixo ; e *Psychotria cf. alto-macahensis* (+0,29) e *A. Triplinervia* (+0.26), positivas com o eixo 2. Também fortemente associadas a essas parcelas (AI), destacam-se as espécies *Casearia espiritosantensis*, *Psychotria pleiocephala* e *Stryrax acuminatus*. Do lado oposto estão às parcelas dos ecossistemas de referência, demonstrando maior similaridade entre essas para este mecanismo da regeneração natural, conforme nossa hipótese inicial para este mecanismo de regeneração natural.

Acreditávamos que as espécies regenerantes poderiam apresentar maior similaridade entre as áreas de referência, diferentemente do que observamos em nossa análise de ordenação (Figura 7), que nos mostram grande heterogeneidade na composição de espécies entre as áreas. Destacamos *Euterpe edulis* e *Margaritopsis sp.2* como responsáveis pela dispersão mais associada das parcelas das áreas de referência.



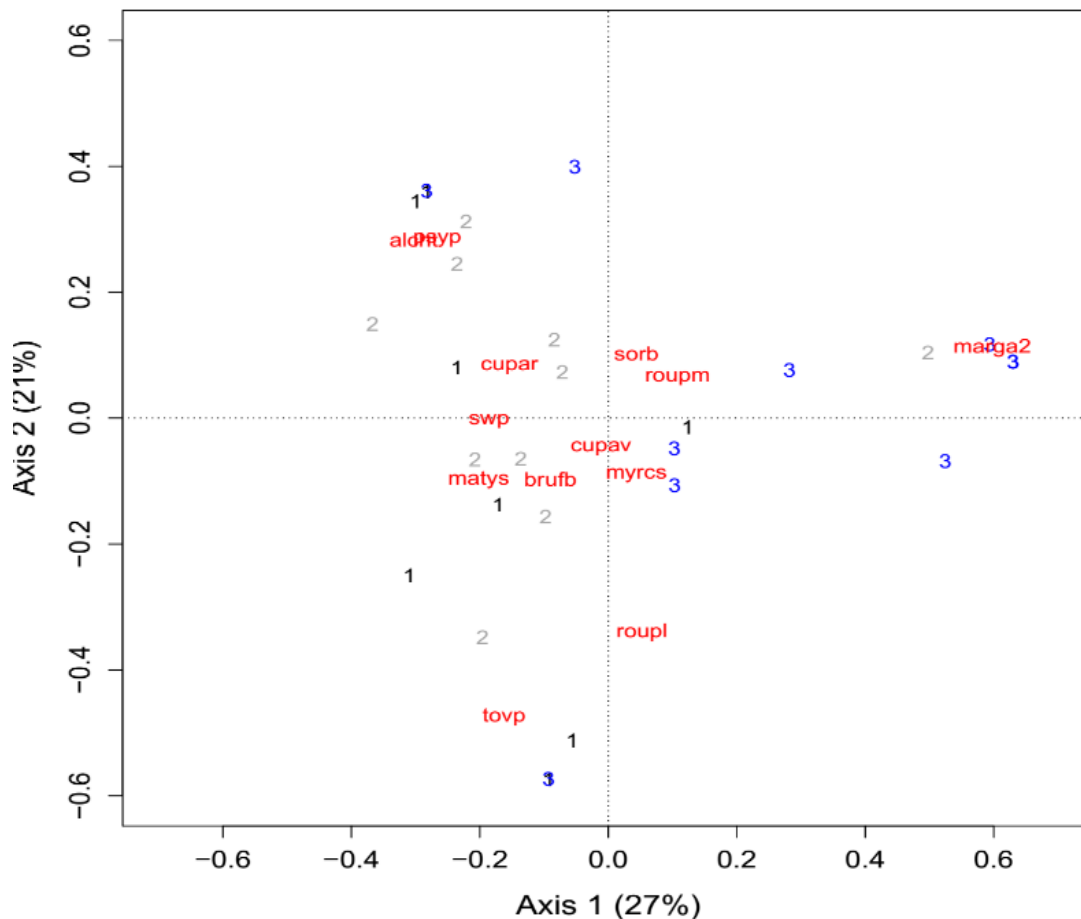
**Figura 7.** Análise de Coordenadas Principais (PCoA) das áreas amostradas baseado na distribuição das espécies regenerantes pelas áreas de referência (R1 = 1, R2 =3) e incendiada (AI=2). As espécies estão representadas por códigos (acrônimos) conforme disposto no Apêndice A.

Para os rebrotadores, ao analisar a ordenação dos dados (Figura 8), a dispersão das espécies pelas áreas é muito diversa, denotando uma expressiva composição e heterogeneidade de espécies, o que não esperávamos encontrar para esse mecanismo de regeneração natural da comunidade.

Podemos explicar esta dispersão formando grupos diversos pela presença das espécies *Margaritopsis* sp.2 (+0.59) com maior correlação positiva com o eixo 1 (27% da variabilidade); *A. triplinervia*, e *P. Pleiocephala* associadas às parcelas da área incendiada; *Tovomitopsis paniculada* e *Roupala longepetiolata* associadas às parcelas das áreas de referência; *Cupania vernalis* e *Myrcia*

*splendens* estão mais associadas às parcelas do ecossistema de referência 2 (R2); as espécies *Sorocea bonplandii* e *Roupala montana* estão mais associadas a uma parcela da área de referência 1; associadas às espécies *Swartzia* cf. *pilulifera*, *Cupania racemosa*, *Matayba sylvatica*, *Brunfelsia brasiliensis* estão apenas às parcelas da área incendiada.

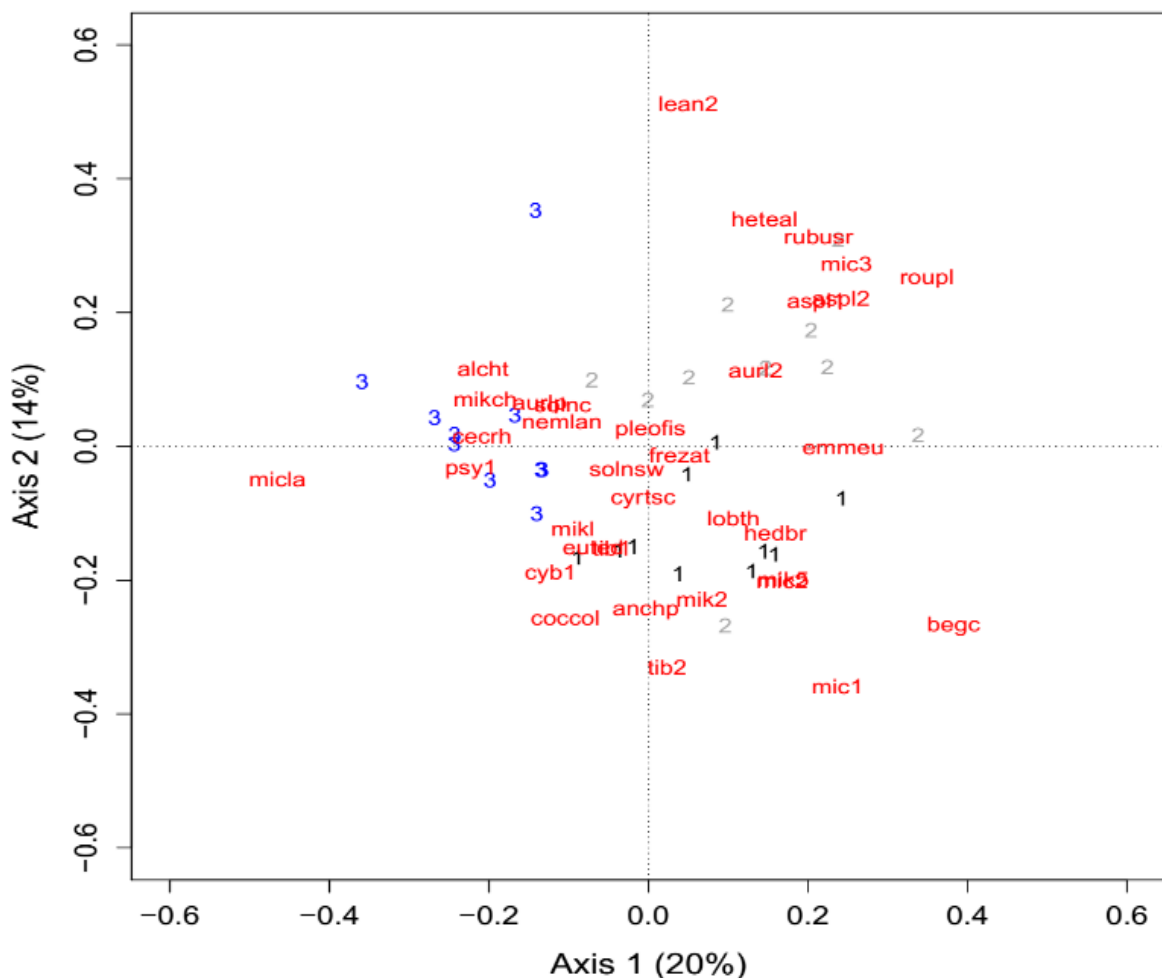
Em detalhe, a análise de coordenadas principais (PCoA) das espécies rebrotadoras mostra as parcelas da área queimada com uma menor dispersão, com tendência a permanecer mais à esquerda do eixo 1 (27% da variabilidade dos dados) associadas às espécies que apresentam maiores valores de correlação negativa, confirmando uma de nossas hipóteses, de que a área incendiada apresentaria bastante similaridade entre suas parcelas, ou seja, a formação de um grupo onde as espécies estariam menos dispersas entre si.



**Figura 8.** Análise de Coordenadas Principais (PCoA) das áreas amostradas baseado na distribuição das espécies rebrotadoras pelas áreas de referência (R1 = 1, R2 =3) e incendiada (AI=2). As espécies estão representadas por códigos (acrônimos) conforme disposto no Apêndice A.



A ordenação do banco de sementes do solo das áreas (Figura 9), também nos confirmou a dispersão mais agregada das parcelas da área incendiada, porém por apresentar os maiores valores positivos de correlação com o eixo 1 (20% da variabilidade), elas estão mais a direita do eixo, além de estarem fortemente associadas às espécies arbustivas, subarbustivas, linas e ervas (*Anchietea pyrifolia*, *Begonia* cf. *cucullata*, *Hedyosmum brasiliense*, *Heterocondylus alatus*, *Rubus rosifolius*, *Emmeorhiza umbellata*, *Aureliana* sp., *Lobelia thapsoidea*, *Asplenium* sp., *Mikania* sp.).



**Figura 9.** Análise de Coordenadas Principais (PCoA) das áreas amostradas baseado na distribuição das espécies do banco de sementes do solo pelas áreas de referência (R1 = 1, R2 =3) e incendiada (AI=2). As espécies estão representadas por códigos (acrônimos) conforme disposto no Apêndice A.

Esta associação e dispersão caracteriza dois grupos para o banco de sementes, como um resultado já esperado por nós, em que a área incendiada seria bastante distinta das áreas referência. As parcelas do ecossistema de referência 1 estão mais associadas às espécies arbóreas da família

Melastomataceae (*Miconia* sp., *Tibouchina* sp., *Leandra* sp.), como também da espécie arbórea *Freziera atlantica*, um novo registro para o estado (ZORZANELLI et al., 2015a).

As parcelas do ecossistema de referência 2 estão pouca dispersas entre si, e associadas às parcelas da área de referência 1. As áreas de referência estão associadas às espécies arbóreas (*A. triplinervia*, *Cecropia hololeuca*, *Euterpe edulis*, *Solanum swartzianum*, *Pleroma fissinervia*, *Miconia latecrenata*, *Cybianthus* sp., *Solanum cinnamomeum*, *Tibouchina* sp.) e arbustivas (*Nematanthus lanceolatus*, *Aureliana picta*), tendendo a sua distribuição ao lado esquerda do gráfico, possivelmente explicando a variação do eixo 2. Também observamos a associação de espécies subarbustivas, lianas e ervas (*Coccocypselum lanceolatum*, *Cyetocymura scorpiones*, *Mikania latecrenata* e *Mikania cf. chlorolepsis*) com algumas parcelas dos ecossistemas de referência.

Mesmo com a tendência a associações, é evidente que a composição de cada grupo para cada um dos mecanismos é bastante variável, uma vez que diferentes espécies são capazes de explicar a ordenação e o agrupamento de nossa área de estudo. Ainda assim é possível considerarmos nossa hipótese de que o tratamento 2 é o que apresentaria maior perda de espécies arbóreas e arbustivas, e possivelmente estaria associado a espécies com maior vantagem em seu estabelecimento por apresentar curto ciclo de vida, como as ervas, lianas e subarbustivas, e espécies que podem apresentar a capacidade para a rebrota vegetativa.

3.3. Análise de discriminantes lineares (LDA): Qual mecanismo de regeneração natural melhor explica a regeneração natural da comunidade avaliada?

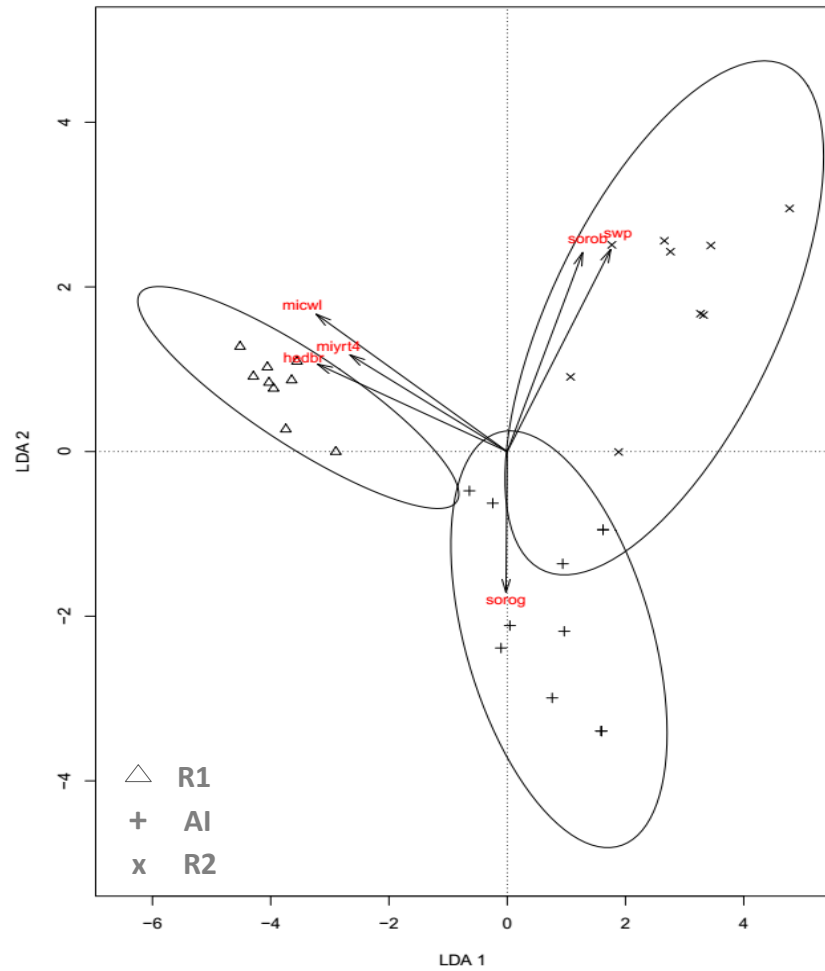
A LDA nos ajudou a determinar quais espécies explicam as diferenças dos grupos já estabelecidos, ou seja, áreas de referência (R1, R2) e área incendiada (AI), em relação aos mecanismos de regeneração natural (sobreviventes, rebrotadores, regenerantes e banco de sementes do solo), e principalmente, qual deles são mais expressivos nas parcelas que correspondem ao trecho da comunidade que sofreu queima.

Os sobreviventes tem os ecossistemas de referência separados da área incendiada (fator 1 da discriminante linear = 71% da variação entre grupos), um dominado pelas espécies *Swartzia* cf. *pilulifera* (escalonamento= 2.50) e *Sorocea bonplandii* (-0.029), e outro, por *Miconia* cf. *wildenowii* (-4.61) e *Hedyosmum brasiliense* (- 4.58), sugerindo que a separação dos grupos pela distribuição pelos eixos se dá com maior peso aos tratamentos controles e não para a área queimada (Figura 10) .

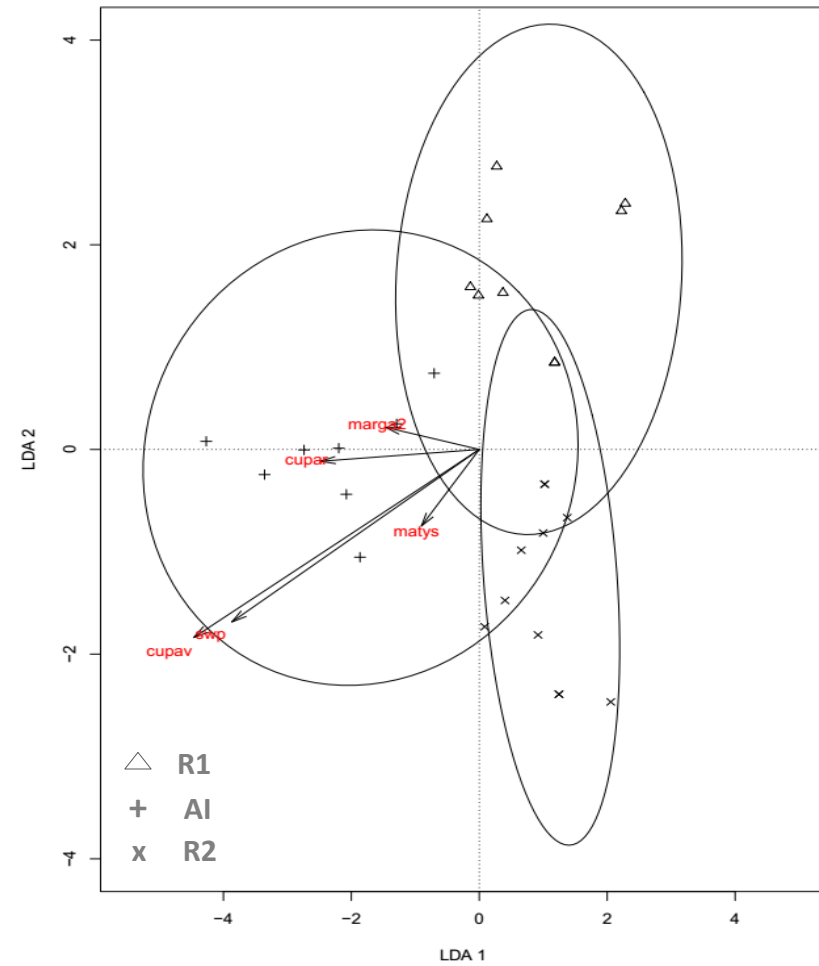
Isto também acontece para os regenerantes (fator 1 da discriminante linear = 71% da variação entre grupos), com *Euterpe edulis* (escalonamento= -13.35) e *Miconia flammea* (-18.28) explicando a distribuição dos grupos, em que um é representado pelas áreas controles (R2 com maior presença dessas espécies e R1 com menor) e o outro pela área queimada (A1), sugerindo a ausência destas espécies na área incendiada (Figura 12).

Já para as rebrotadoras, *Cupania vernalis* (escalonamento= -6.37) e *Swartzia* cf. *pilulifera* (-5.52) são as que melhor explicam a separação entre os grupos (fator 1 da discriminante linear = 58% da variação entre grupos). Destacamos que diferente dos demais mecanismos, a direção da distribuição das variáveis (espécies com resposta positiva a rebrota) em relação aos eixos, se dá ao grupo em que as parcelas da área incendiada estão dispersas, sugerindo o maior peso a esta em relação às áreas de referência (Figura 11).

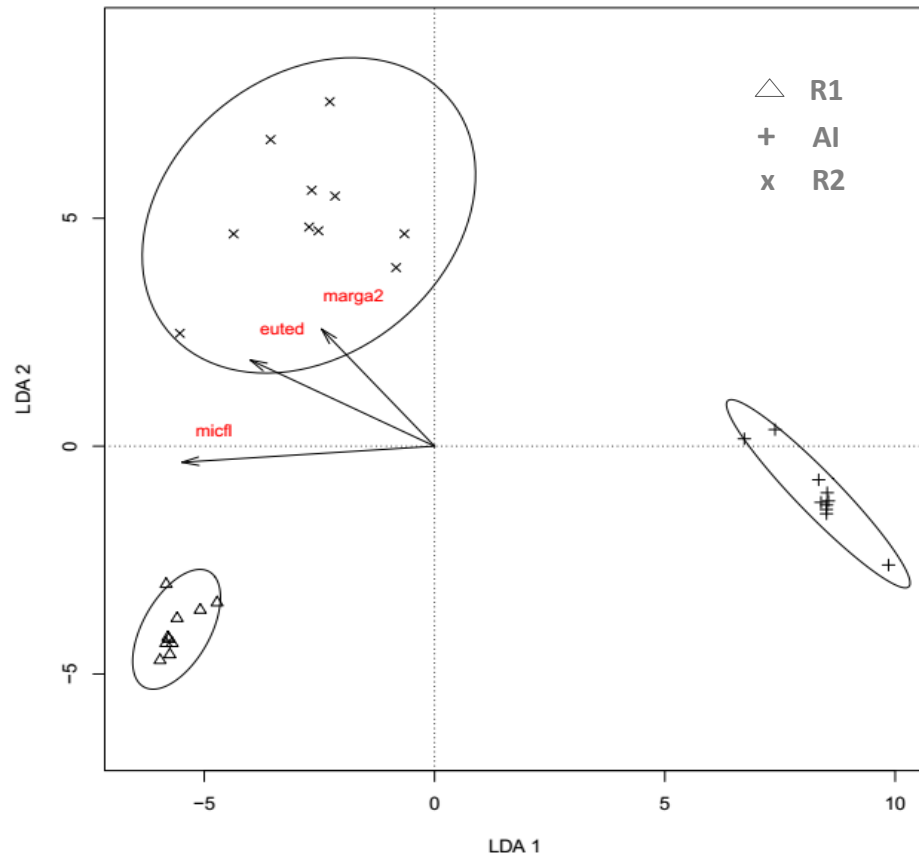
O banco de sementes do solo tem os grupos distribuídos por 2 gradientes, e sua variação (fator 1 da discriminante linear = 84% da variação entre grupos) é definida pelas espécies *Roupala longepetiolada* (escalonamento= 21.51), *Tibouchina* sp. (-34.0), *Miconia latecrenata* (2.69) e *Mikania* cf. *chlorolepis* (-25.0). A liana (*M. chlorolepis*) e as espécies arbóreas da família Melastomataceae possuem maior peso aos ecossistemas de referência, e da família Proteaceae (*R. longepetiolada*) e maior peso a área queimada (Figura 13).



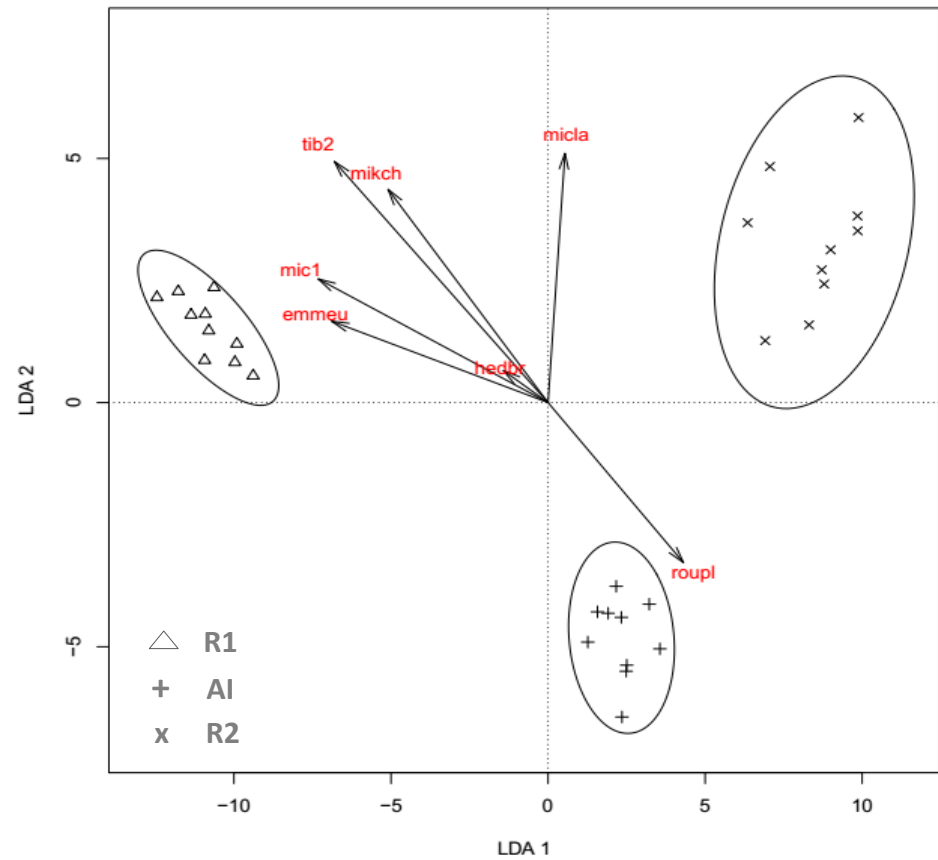
**Figura 10.** Análise discriminante linear (LDA) dos sobreviventes (espécie dos indivíduos adultos vivos que não apresentam rebrota) pela área: parcelas dos ecossistemas de referência (R1 , R2) e área incendiada (AI). As espécies estão representadas por códigos (acrônimos) conforme disposto no Apêndice A.



**Figura 11.** Análise discriminante linear (LDA) dos rebrotadores (espécie com parte área morta que apresentaram rebrota vegetativa) pela área: parcelas dos ecossistemas de referência (R1 ,R2) e área incendiada (AI). As espécies estão representadas por códigos (acrônimos) conforme disposto no Apêndice A.



**Figura 12.** Análise discriminante linear (LDA) dos regenerantes pela área: pela área: parcelas dos ecossistemas de referência (R1 , R2) e área incendiada (AI). As espécies estão representadas por códigos (acrônimos) conforme disposto no Apêndice A.



**Figura 13.** Análise discriminante linear (LDA) do banco de sementes do solo pela área: pela área: parcelas dos ecossistemas de referência (R1 , R2) e área incendiada (AI). As espécies estão representadas por códigos (acrônimos) conforme disposto no Apêndice A.

### 3.4 Atributos funcionais: os atributos estão relacionados ao desempenho das espécies na área incendiada?

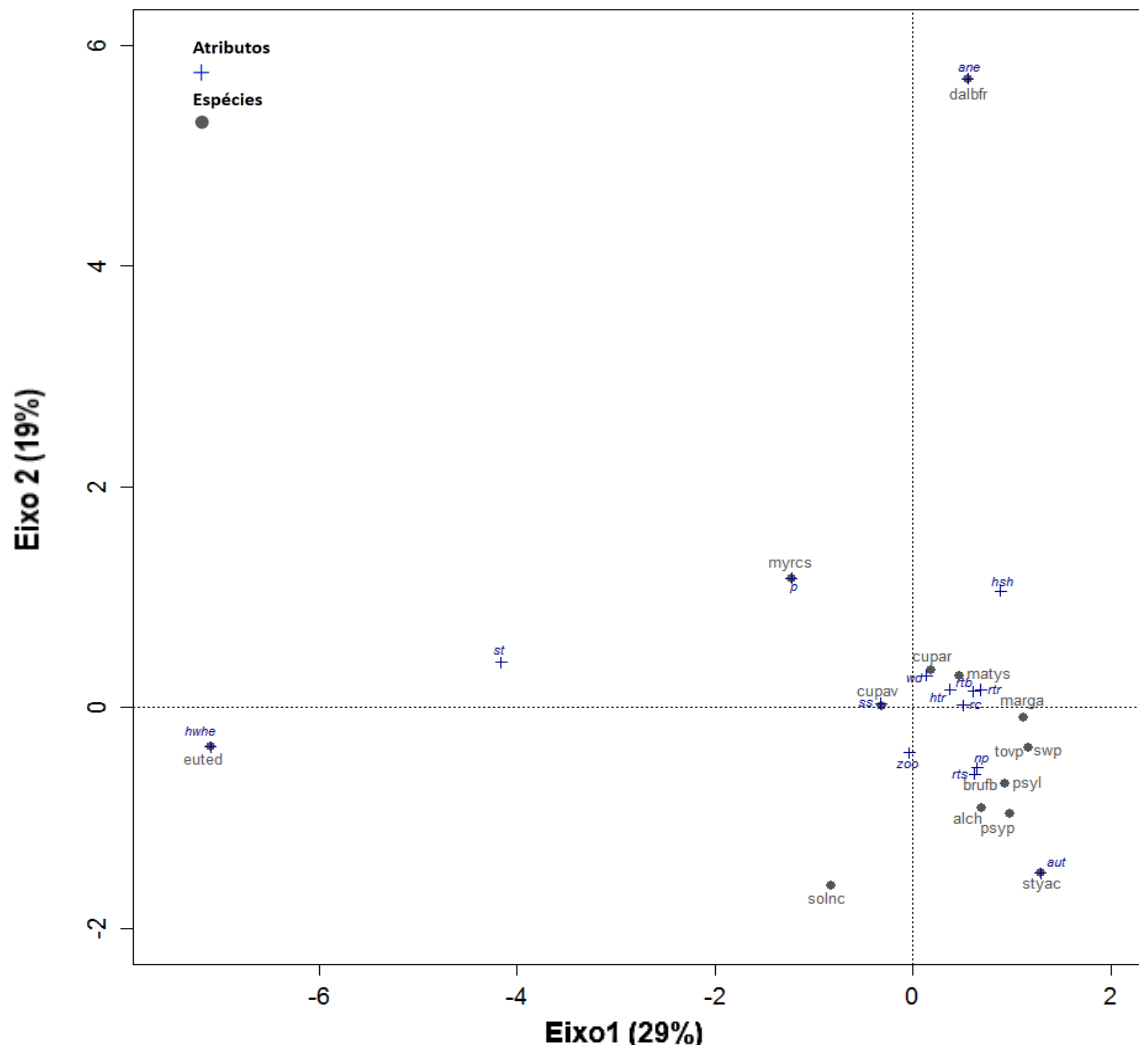
A análise PCoA para a matriz de atributos pelas espécies da área queimada (Figura 14), nos mostrou uma alta variação nos eixos. A variação do eixo 1 (29%) pode ser explicada, pois as espécies são fortemente relacionadas aos atributos positivamente, já o eixo 2 é explicado pelas espécies que não compartilham atributos, ou seja, tornam-se exclusivos para as mesmas (dispersão anemocórica, erva lenhosa, espécie pioneira e dispersão autocórica, relacionados unicamente com *Dalbergia frutescens*, *Euterpe edulis*, *Myrcia splendens* e *Styrax acuminatus*).

O tamanho da semente (*ss*) está relacionado à espécie *Cupania vernalis*, já a densidade da madeira (*wd*) está mais associado à *Cupania racemosa*. A capacidade de rebrota e tipo de rebrota (*rtb* e *rtr*), assim como o hábito lenhoso (arbóreas, *htr*), estão associados à *Matayba sylvatica*, *Margaritopsis sp.*, *Cupania racemosa* e *Cupania vernalis*. Já o rebrotamento do caule (*rts*) e o grupo ecológico (não pioneira, *np*) foram mais fortemente associados às espécies *Brunfelsia brasilienses* e *Psychotria leiocarpa*, mas que também tendem a distribuição de *Tovomitopsis paniculata*, *Swartzia pilulifera*, *Alchornea triplinervia* e *Psychotria pleiocephala*. Estes resultados corroboram com nossas hipóteses, mostrando a forte associação do rebrotamento a estas espécies que ocorrem em florestas ombrófilas.

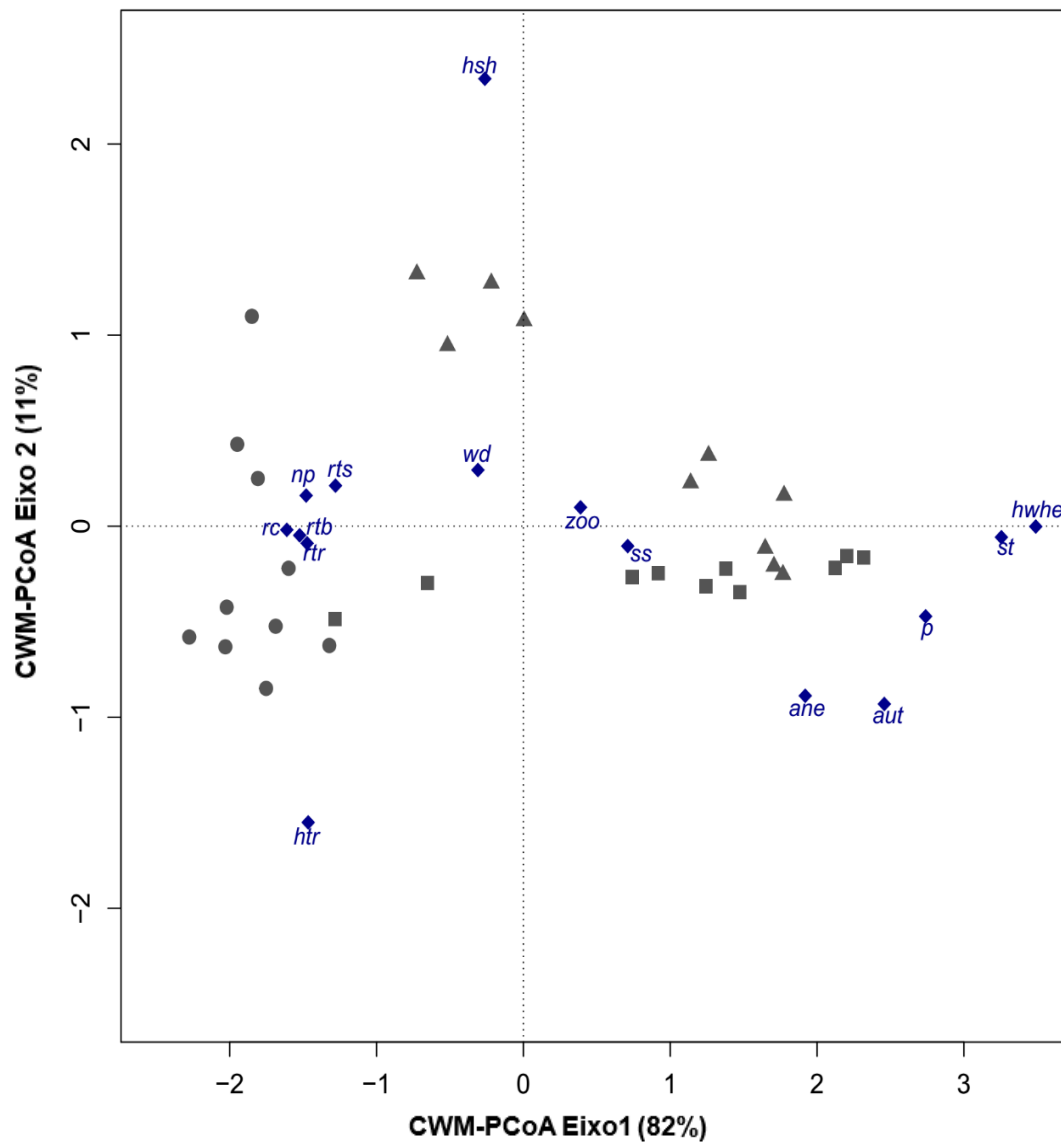
Zoocoria é um atributo compartilhado por várias espécies, e o grupo sucessional das não pioneiras tolerantes a sombra, é mais relacionado à *Euterpe edulis*. Já a espécie *Solanum cinnamomeum* não está fortemente associada a nenhum atributo específico, como também a nenhum agrupamento, podendo ser caracterizada como uma espécie generalista.

A ordenação da matriz CWM (Figura 15), nos mostrou que o desempenho das espécies na área queimada está mais relacionado à sua capacidade de rebrota pelo caule (*rts*), base (*rtb*) e raiz (*rtr*) e por serem espécies não pioneiras (*np*). O tipo de rebrota não mostrou diferenças em relação ao desempenho destas espécies. Já o tamanho das sementes, a síndrome de dispersão e grupo sucessional das espécies estão relacionados ao desempenho das espécies mais abundantes nos ecossistemas de referência.

Em relação aos hábitos das espécies (espécies arbóreas, subarborescentes e erva lenhosa), a ordenação tendeu a relacionar o hábito arbóreo e subarborescente (mais a esquerda do gráfico onde as parcelas da área queimada estão distribuídas) ao desempenho na área 2, e erva lenhosa aos ecossistemas de referência, porém nos releva que o desempenho na área queimada não é fortemente relacionado ao hábito das espécies e nem à densidade da madeira (Figura 15).



**Figura 14.** Análise de coordenadas principais das espécies que representam 80% da abundância da comunidade na área queimada por 15 atributos (os códigos e demais detalhamentos estão dispostos na Tabela 1). *alch*: *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg. (Euphorbiaceae); *brufb*: *Brunfelsia brasiliensis* (Spreng.) L.B.Sm. & Downs (Solanaceae); *cupar*: *Cupania racemosa* (Vell.) Radlk. (Sapindaceae); *cupav*: *Cupania vernalis* Cambess. (Sapindaceae); *dalbfr*: *Dalbergia frutescens* (Vell.) Britton (Fabaceae); *euted*: *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae); *marga*: *Margaritopsis* sp. (Rubiaceae); *matys*: *Matayba sylvatica* (Casar.) Radlk. (Sapindaceae); *myrcs*: *Myrcia splendens* (Sw.) DC (Myrtaceae); *psyl*: *Psychotria cf. leiocarpa* Cham. & Schltdl. (Rubiaceae); *psyp*: *Psychotria pleiocephala* Müll.Arg. (Rubiaceae); *solnc*: *Solanum cinnamomeum* Sendtn. (Solanaceae); *styac*: *Styrax acuminatus* Pohl (Styracaceae); *swp*: *Swartzia cf. pilulifera* Benth. (Fabaceae); *tovp*: *Tovomitopsis paniculata* (Spreng.) Planch. & Triana. (Clusiaceae).



**Figura 15.** Análise de coordenadas principais da matriz CWM demonstrando o desempenho dos atributos em cada uma das áreas (queimada, ecossistemas de referência). A variabilidade do eixo 1 (82%) explica a maior parte dos resultados. Para os códigos e demais informações dos atributos veja a Tabela 1. T1: ecossistema de referência; T2: área queimada; T3: ecossistema de referência.



#### 4. DISCUSSÃO

Os resultados desse estudo nos mostraram que o rebrotamento vegetativo foi a mais expressiva resposta relacionada ao distúrbio pelo fogo em relação aos outros mecanismos de regeneração natural (sobreviventes, regenerantes e banco de sementes do solo), por apresentar maior abundância nesta área (302 indivíduos), como também por ser responsável por explicar a formação do grupo da área incendiada (Figura 11), já que nesta área há uma alta mortalidade de indivíduos arbustivos – arbóreos adultos (sobreviventes) e perda do banco de sementes do solo. Ao avaliarmos a relação do desempenho das espécies com os atributos, o rebrotamento é o atributo mais relacionado ao desempenho das espécies da área incendiada (Figura 15), indicando a sua funcionalidade como um possível mecanismo de persistência e sobrevivência destas espécies após o fogo.

As diferenças entre a variedade, quantidade e distribuição das espécies são expressivas na área de estudo e entre os grupos (áreas controles e área incendiada) em todos os mecanismos, destacando a sua alta diversidade e baixa similaridade (Figuras 6, 7, 8, 9) . Por fim, afirmamos que a área queimada, mesmo com seu banco de sementes do solo formado principalmente por lianas, ervas, arbustos e subarbustos; regenerantes que não apresentam boa cobertura de copa, possuem também em sua composição (mesmo em menor abundância) de espécies pioneiras, não pioneiras e tolerantes a sombra, que em conjunto podem garantir a resiliência desta comunidade (Tabela 2).

A baixa similaridade de composição entre as áreas referência e área incendiada, traduz a complexidade de cada ecossistema, com relação direta a sua sucessão pós-distúrbio, em que ocorrem mudanças na riqueza, composição e nichos ecológicos, colocando as espécies frente a desafios para o seu estabelecimento e sobrevivência em um novo (e recém-criado) habitat (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008).

Nossos dados demonstram essa concepção de complexidade e heterogeneidade em relação à composição e estrutura entre as áreas, quando avaliamos as espécies fortemente responsáveis pela ordenação dos sobreviventes e regenerantes da área perturbada: que são espécies de ampla distribuição (*Alchornea triplinervia*, *Dalbergia frutescens*, *Sorocea bonplandii*),

em grande maioria arbustivo-arbóreas, não pioneiras (ver BONGERS et al., 2009 para classificação sucessional) e de sub-bosque como *D. frutescens*, *Quiina mgallano-gomesii*, *Psychotria cf. macahensis*, zoocóricas (por exemplo *A. triplinervia*, *D. frutescens*, *S. bonplandii*, *P. cf. macahensis*) e grande maioria com baixa cobertura de copa (por exemplo *P. cf. macahensis*, *Quiina mgallano-gomesii*). Já os ecossistemas de referência tiveram sua ordenação fortemente associadas às espécies com ampla distribuição (*Sorocea guilleminiana*, *Clethra scabra*, *Hedyosmum brasilienses*), zoocóricas não pioneiras e tolerantes a sombra (por exemplo *Euterpe edulis*, *Casearia espiritosantensis*, *Geonoma schottiana*), como também espécies de licófitas restritas a locais muito úmidos e sombreados (*C. delgadii*, por exemplo).

O banco de sementes do solo dos ecossistemas de referência também foi fortemente associado a espécies arbóreas e arbustivas, de ampla distribuição, maioria não pioneiras, tolerantes a sombra (*A. triplinervia*, *Solanum swartzianum*, *S. cinnamomeum*, *Pleroma fissinervia*, *Euterpe edulis*), pouquíssimas pioneiras (*Cecropia hololeuca*, *Miconia latecrenata*), e a maioria zoocórica. Para a área perturbada, seu agrupamento e ordenação foram indicados por espécies arbustivas, subarbustivas, lianas e ervas, de curto ciclo reprodutivo, pioneiras anemocóricas, (*Anchietea pyrifolia*, *Begonia cf. cucullata*, *Heterocondylus alatus*, *Emmeorhiza umbellata*), autocóricas (*Lobelia thapsodea*) e zoocóricas (*Hedyosmum brasiliense*).

Acredita-se que as florestas queimadas podem se regenerar por germinação do banco de sementes, das sementes dispersas recentemente, como também pelo rebrotamento, uma vez que plântulas e árvores jovens geralmente são mortas (BAKER; BUNYAVEJCHEWIN; ROBINSON, 2008; VAN NIEUWSTADT; SHEIL, 2005). Porém, os efeitos dos incêndios em florestas tropicais no Brasil só começaram a ser discutidos com maior intensidade a partir de 1988, com enfoque nas áreas amazônicas (UHL; BUSCHBACHER; SERRAO, 1988). Passados quase 20 anos, estudos com esta preposição foram realizados, mas destacam-se poucos trabalhos com enfoque na análise do banco de sementes do solo e a rebrota vegetativa, em florestas estacionais (GALVÃO DE MELO et al., 2007; LONDE DE CAMARGOS et al., 2013; VIEIRA et al., 2006; VIEIRA; COUTINHO; DA ROCHA, 2013), que encontraram

resultados em relação à perda da riqueza de espécies e da densidade dessas populações acometidas pelo fogo (banco de sementes), como também indicaram a rebrota vegetativa como um forte fator de resiliência, principalmente nas florestas secas (CLARKE et al., 2013).

Destacamos que a resiliência e a resistência a distúrbios das comunidades vegetais estão intimamente relacionadas aos atributos funcionais das espécies (BERNHARDT-RÖMERMANN et al., 2011), com destaque para a capacidade de rebrota que é um dos atributos reconhecidos como chave para as espécies lenhosas que sobrevivem a distúrbios relacionados ao fogo (BELLINGHAM et al., 2000; CLARKE et al., 2013; CLARKE; LAWES; MIDGLEY, 2010; FRANKLIN et al., 2010; LAWES; CLARKE, 2011; SOUCHIE et al., 2017). Mas ao se tratar de florestas tropicais úmidas, como a Floresta Atlântica brasileira de altitude, este conhecimento não é muito claro, pois existem poucas informações documentadas. Nosso estudo indica que o rebrotamento vegetativo pode ser crucial para a resiliência de uma floresta úmida pós-fogo, podendo indicar também uma estratégia de sobrevivência, como observamos em nossas análises que indicam o mecanismo de rebrota com o maior peso na área queimada, e o rebrotamento como o atributo que explica o desempenho das espécies na área incendiada.

As espécies que apresentaram capacidade de rebrota mais associadas a esta área são em maioria arbustivas, arbóreas de sub-bosque, não pioneiras (*Psychotria pleiocephala*, *Margaritopsis* sp., *Swartzia* cf. *pilulífera*, *Matayba sylvatica*), e em minoria espécies arbóreas de dossel (*A. triplinervia*, *Cupania racemosa*, *C. vernalis*), sugerindo que apesar de serem arbóreas de sub-bosque, que usualmente são mais vulneráveis a queima, também são as que tem maior probabilidade de rebrotar logo após a queima, como demonstrado no estudo de Baker, Bunyajchewin e Robinson (2008). Também quando avaliamos o rebrotamento como um atributo funcional relacionado ao desempenho das espécies, as espécies de sub-bosque estão associadas e ele (por exemplo, *Brunfelsia brasiliensis*, *Psychotria leiocarpa*, *Margaritopsis* sp., *Matayba sylvatica*).

A resposta positiva a rebrota destas espécies, acreditamos estar relacionada à teoria BPR (do inglês *buds-protection-resources*) pensada a priori para ambientes suscetíveis a queima, como savanas e florestas tropicais secas

(CLARKE et al., 2013). Nesta teoria acredita-se que o rebrotamento é compreendido como um atributo funcional relacionado à posição, proteção e quantidade de gemas, e aos recursos disponíveis no indivíduos para o crescimento do rebroto como uma resposta direta ao distúrbio, principalmente ao fogo (CLARKE; LAWES; MIDGLEY, 2010; LAWES; CLARKE, 2011). Assim, estes elementos são o ponto de partida para a resposta positiva deste atributo (rebrotamento vegetativa) (CHARLES-DOMINIQUE et al., 2015), e classificar o rebrotamento em seus tipos básicos (caule, base e raiz) é crucial para esta compreensão, mesmo que em nosso estudo não constatamos diferenças em relação ao tipo de rebroto com o desempenho das espécies na área queimada.

As espécies mais fortemente associadas a rebroto de caule (*Brunfelsia brasiliensis*, *Psychotria leiocarpa*, *Psychotria pleiocephala*, espécies herbáceas e arbustivas); possivelmente apresentam gemas axilares, protegidos pela casca, com recurso de reserva relacionados ao acúmulo de carboidratos não estruturais, promovidos pelas células do parênquima lenhoso (células vivas do tecido xilémico) do caule e ramos não destruídos pelo fogo, que são fundamentais para a rebroto, pois possibilitam o seu crescimento e respiração até que a planta recomponha a sua capacidade fotossintética para suportar todos os custos de sua sobrevivência (CHAPIN; SCHULZE; MOONEY, 1990; CLARKE et al., 2013; CLARKE; LAWES; MIDGLEY, 2010).

Em florestas tropicais úmidas de altitude, em especial para indivíduos arbustivos-arbóreos e seus regenerantes, as reservas no caule também são importantes (MYERS; KITAJIMA, 2007), pois usualmente são as estruturas que se mantêm após distúrbios comuns como ventanias e tempestades, uma vez que as florestas ombrófilas densas montana, com forte influência nebulosa são extremamente úmidas, com muitas epífitas, localizadas em encostas, alturas não muito elevadas para a maioria das espécies, deixando-as mais expostas a estes eventos e consequentemente suscetíveis a distúrbios naturais, como por exemplo a queda de indivíduos arbóreos (FAHEY; SHERMAN; TANNER, 2015).

Estes distúrbios exigem que estas espécies tenham uma rápida resposta de sobrevivência (FRANKLIN et al., 2010; POORTER; KITAJIMA, 2007) favorecendo a rebroto vegetativa em alguns casos. Isto pode explicar a tendência a associação deste atributo (rebrotamento de caule) a *Alchornea triplinervia*, *Swartzia pilulifera* e *Tovomitopsis paniculata* e a não associação de espécies de

erva lenhosa, como *Euterpe edulis* (sobrevivente sem presença de rebrotamento), como também as respostas positivas para o rebrotamento de espécies de sub-bosque (*Myrcia splendens*, *Sorocea bonplandii*, *Roupala montana*, por exemplo) nos ecossistemas de referência.

*Matayba sylvatica* e *Margaritopsis* sp. foram mais associadas a rebrota de base e de raiz, apresentando diversos pontos de rebrota; indicando acúmulo de nutrientes (reservas de carboidratos não estruturais) nas estruturas subterrâneas, para o crescimento e sobrevivência do rebroto (BOND; MIDGLEY, 2001; REYES; CASAL; REGO, 2009). Porém nestes casos, as gemas encontradas na base do caule e nas estruturas subterrâneas conseguem ser protegidas principalmente pelo solo, pois o fogo raramente atinge as suas camadas inferiores, preservando a reserva nutricional subterrânea destes indivíduos (HOFFMANN et al., 2003; MOREIRA et al., 2009; MYERS; KITAJIMA, 2007; POORTER; KITAJIMA, 2007).

Poorter e Kitajima (2007), Myers e Kitajima (2007) demonstram em seus estudos que o investimento em recursos nas estruturas subterrâneas, em florestas tropicais úmidas, está intimamente relacionado a espécies não pioneiras tolerantes à sombra, que têm como fator limitante a intensidade luminosa, configurando o investimento em reserva nutricional como uma estratégia que possibilita o crescimento e sobrevivência da plântulas por períodos de estresse abiótico e biótico e distúrbios. Esta estratégia acreditamos ser responsável pela maior associação da rebrota de base e raiz com as espécies *M.sylvatica*, *Margaritopsis* sp. (espécies que ocupam o sub-bosque), *Cupania vernalis* e *C. racemosa* (espécies arbóreas que ocupam usualmente o estrato médio da comunidade, com baixa plasticidade para beneficiar-se de quantidade maior de luz).

*C. vernalis* e *C. racemosa* também estão associadas à densidade da madeira, sugerindo conforme Midgley et al. (2011), que este atributo possibilite uma possível resistência ao fogo por proporcionar melhor proteção de meristemas, câmbio vascular e hidráulico e reservas de carboidratos, favorecendo o rebrotamento. Entretanto, o rebrotamento também depende fundamentalmente da espessura e localização das gemas na casca (CHARLES-DOMINIQUE et al., 2015; CLARKE et al., 2013), informações não detalhadamente levantadas em nosso estudo.

Nossos resultados também nos mostram que a maioria das espécies sobreviventes rebrotadoras da área queimada são espécies de sub-bosque, não pioneiras e de dispersão zoocórica, principalmente por aves (ALMEIDA-NETO et al., 2008). Estas aves podem ocupar nichos restritos no interior das florestas, e algumas transitam pelo habitat apenas no sombreamento promovido pelas espécies arbustivos-arbóreas do estrato médio e também do sub-bosque (HANSBAUER et al., 2010; MOTA GOMES; TAMASHIRO; SILVA, 2011). Essa relação em um cenário de distúrbio, que proporciona a destruição desta estratificação, como o exemplo das queimadas, é prejudicada e o seu reestabelecimento confere um custo energético de longo prazo, sem garantias de sucesso do estabelecimento de novas plântulas (BARLOW; HAUGAASEN; PERES, 2002; KRUIK; MERILÄ; SHELDON, 2003), já que elas dependem da formação de um estrato superior que proporcione o sombreamento da área.

Assim, acreditamos que a estratégia para a persistência e sobrevivência das espécies da área incendiada foi o investimento no rebrotamento das espécies arbóreas e subarbustivas, o que explica o desempenho destas espécies nas parcelas dessa área (Figura 15) intimamente associados aos atributos de rebrota e ao comportamento de tolerância ao sombreamento e a luz (não pioneiras). Isso nos mostra que a habilidade de rebrotamento após a queima torna-se de fato uma estratégia de persistência dessas espécies arbustivo-arbórea (não pioneiras e de sub-bosque, que representam 41% do total de espécies da área incendiada) da floresta atlântica brasileira após distúrbios gerados pelo fogo, possibilitando vantagens já que sua regeneração pode ocorrer de forma muito mais rápida do que o estabelecimento de plântulas via sementes (BOND; MIDGLEY, 2001; CLARKE et al., 2013; MARRINAN; EDWARDS; LANDSBERG, 2005; VESK, 2006).

Mesmo com os recentes interesses na compreensão do rebrotamento como parte da dinâmica das florestas tropicais, em especial as florestas atlânticas brasileiras (por exemplo, MELO; DURIGAN, 2010; SIMÕES; MARQUES, 2007; STORK et al., 2009; VIEIRA; COUTINHO; DA ROCHA, 2013), é notória a tendência geral do negligenciamento da rebrota como um fator de potencial determinação da recolonização, ou seja, um mecanismo de persistência da comunidade perturbada (MARRINAN; EDWARDS; LANDSBERG, 2005), pois os modelos atuais de regeneração destas florestas

são focados principalmente em atributos como a dispersão (principalmente a zoocórica, para as florestas tropicais), tamanho de sementes, densidade da madeira e grupo ecológico das espécies tolerantes a luz, entendendo a rebrota como uma estratégia não obrigatória para diminuir a dependência do banco de sementes do solo na manutenção da população no estágio inicial de sucessão, do que para garantir a rápida ocupação do espaço após a perturbação (MELO; DURIGAN, 2010; PIIROINEN; VALTONEN; ROININEN, 2017; SIMÕES; MARQUES, 2007).

Ressaltamos que estas afirmações foram construídas a partir de estudos de atributos funcionais, sobrevivência e participação das plantas na dinâmica florestal em florestas maduras úmidas em estágio sucessional avançado (CHAZDON, 2014; WRIGHT et al., 2010), que consideram o rebrotamento vegetativo (quando manifestado na área) como um mecanismo facultativo, ou seja, ele é uma forma de reprodução assexuada manifestada somente quando por algum motivo a sexuada é limitada (GOTO et al., 1996; SHOO; CATTERALL, 2013; SIMÕES; MARQUES, 2007). Estas afirmações confirmam os resultados que encontramos para o desempenho dos atributos nos ecossistemas de referência que representam florestas maduras fortemente associadas às síndromes de dispersão, tolerância à luminosidade e sombreamento, e tamanho de semente, e não ao rebrotamento vegetativo (Fig.15).

Mesmo com os resultados que obtivemos em nosso estudo, sabemos que eles são indicativos para classificar o rebrotamento vegetativo como um atributo funcional de persistência e sobrevivência para as espécies de florestas tropicais úmidas após distúrbios, já que a remoção da biomassa vegetal e injúrias nos indivíduos desencadeiam a rebrota, independentemente do fogo, e não necessariamente podem prever a sua persistência.

Porém, ao entendermos o distúrbio como uma somatória de vários eventos relacionados, que podem diferir em frequência, gravidade e duração, afetando as plantas de formas contrastantes, selecionando diferentes estratégias para a sua sobrevivência e persistência (HERBEN; CHYTRÝ; KLIMEŠOVÁ, 2016; MILLER; ROXBURGH; SHEA, 2011), como por exemplo, a combinação entre o aumento das queimadas e os distúrbios naturais gerados pelos ventos em florestas tropicais de altitude, obrigariam um grande investimento no acúmulo de reserva em partes subterrâneas e no caule de

algumas plantas, em detrimento a reprodução sexuada (produção de sementes) (CLARKE et al., 2013; SIMÕES; MARQUES, 2007). Esta conformação favorece o rebrotamento, podendo nos assegurar uma estratégia de persistência destas espécies (como um possível *trade-off*), e conseqüentemente de toda a comunidade, garantindo a sua sucessão e resiliência (BELLINGHAM et al., 2000; BELLINGHAM; SPARROW, 2009).

Mas nessas florestas (florestas tropicais úmidas de altitude), como a ombrófila densa montana no Brasil, os atributos funcionais das plantas que possam estar relacionados a esta resiliência parecem ainda não estar bem elucidados (TOLEDO et al., 2017), como o que neste trabalho tentamos demonstrar, ao indicar o rebrotamento vegetativo como um possível mecanismo de persistência, que pode assegurar a resiliência da área. Mas ainda assim, não conseguimos prever o que poderá acontecer com um possível aumento de queimadas na comunidade estudada, mesmo que alguns estudos em outras áreas tenham sugerido possíveis cenários (por exemplo BOND; MIDGLEY, 2001; ENRIGHT et al., 2014). Destacamos também que apesar do rebrotamento ser um fundamental mecanismo e atributo de desempenho das espécies da área queimada, todos os mecanismos de regeneração são importantes para a sucessão da área, principalmente o banco de sementes do solo e a chuva de sementes, que contribuem com espécies pioneiras, essenciais para a recomposição da área (CHAZDON, 2015).

O conjunto destes resultados, nos levam a duas hipóteses para uma possível sucessão da área incendiada (Figura 16). Primeiro, um cenário de sucesso, com boa resiliência e recuperação da área, pois os dados nos mostram que as espécies regenerantes e rebrotadoras possuem boa cobertura de copa, são não pioneiras de sub-bosque, a maioria é atrativa à fauna (Tabela 2), além de apresentarem o rebrotamento como um atributo relacionado ao desempenho das espécies de maior frequência na área (Figura 15). Acreditamos nesse cenário que a área caminhe para um fragmento com distintos extratos, e com variedade de espécies vegetais capazes de atrair a fauna, levando a um maior enriquecimento da área e conseqüente aumento da diversidade local (SLIK et al., 2008) (Figura 15a).

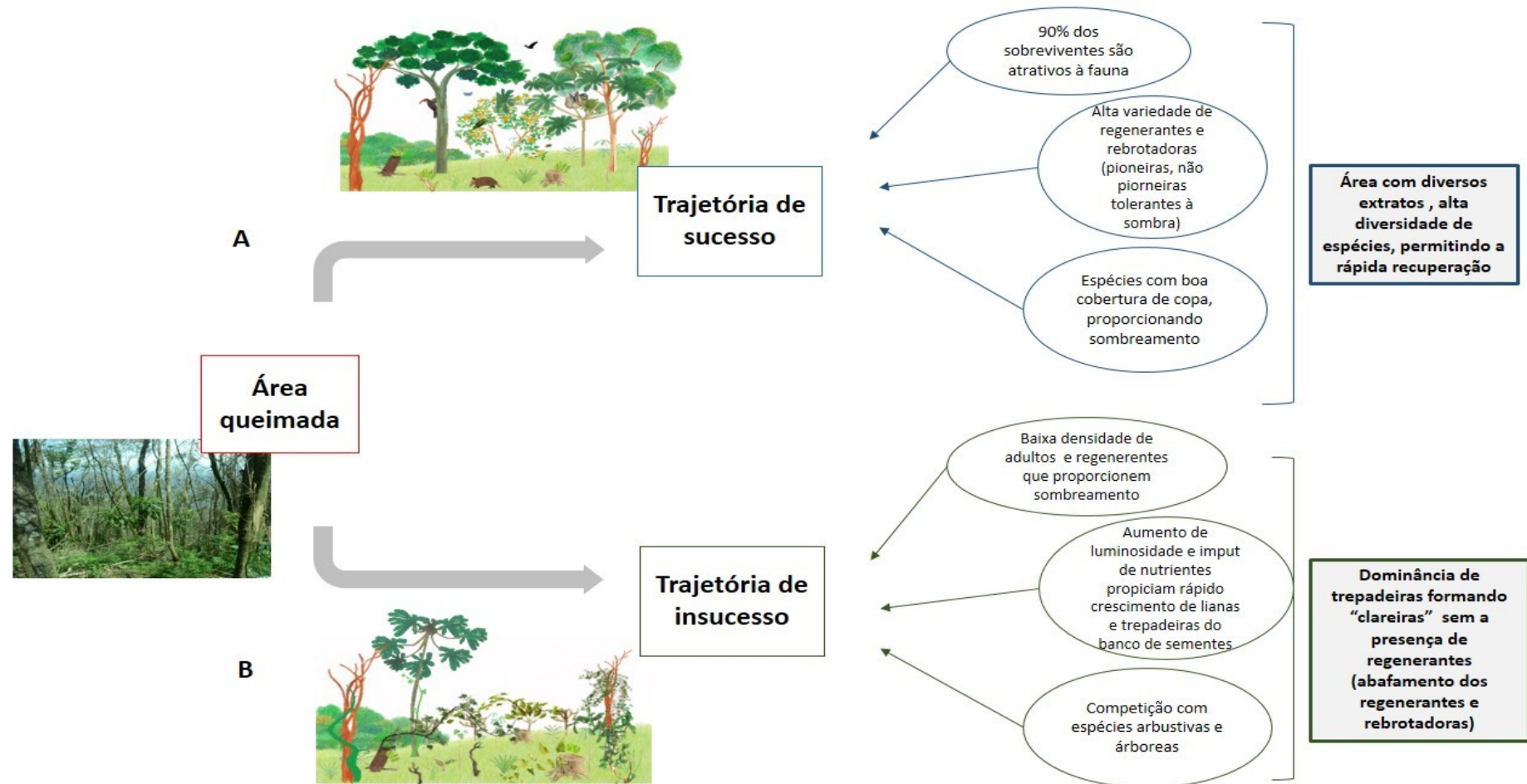
A segunda hipótese, contrariamente a este cenário, se baseia na baixa densidade de indivíduos adultos (sobreviventes), que em maioria não



apresentam boa cobertura de copa, propiciando maior incidência luminosa, juntamente com a quantidade de matéria orgânica depositada e gerada após a queima, criando um ambiente mais favorável ao estabelecimento do banco de sementes do solo, que em nossa amostragem é composto por lianas, ervas, subarbustos e herbáceas promovendo direta competição com as espécies arbustivas e arbóreas, provocando um abafamento das plântulas regenerantes e rebrotadoras (Figura 15b).

Apesar do conhecimento científico ser bem consolidado aos aspectos iniciais da sucessão pós-fogo, onde se espera que a cobertura inicial da área seja dada por baixa densidade de espécies arbustivas-arbóreas, e a floresta tem sua composição praticamente de ervas, lianas e arbustos (SLIK et al., 2008), com o banco de sementes sendo crucial para a regeneração da área, estas hipóteses nos permitem elaborar a seguinte questão: Será que as espécies regenerantes e as rebrotadoras conseguirão se estabelecer em tempo de criar um sombreamento antes do domínio total de lianas e trepadeiras?

Obviamente que a frequência de incêndios é crucial para esta resposta, mesmo que se acredite no rápido estabelecimento da cobertura do dossel, de herbáceas e da densidade de indivíduos arbóreas possibilitando o retorno à situação anterior ao fogo (SLIK et al., 2011). Mas esta comunidade estudada enfrentará este desafio em meio a grandes mudanças climáticas, com períodos extremos de secas severas, modificando o equilíbrio entre incêndios frequentes e raros, por exemplo. Todos estes pontos reforçam a nossa visão estocástica sobre a sucessão desta área, e enfatizam a extensão destas incertezas, que desafiam a maneira como a comunidade científica investiga estes processos, e de como lidará com as inesperadas respostas provenientes dos regimes de distúrbio e do sistema de resiliência das florestas tropicais (FRANÇA et al., 2016; JOHNSTONE et al., 2016; NORDEN et al., 2015) úmidas de altitude.



**Figura 16.** Hipóteses sobre o futuro processo sucessional da área. Acreditamos em dois cenários: (A) sucesso, em que ocorrerá uma rápida regeneração da área, possibilitando a formação de vários extratos, e promoção da diversidade em relação as áreas controles (atração à fauna). Na contramão, (B) nos indicaria uma área com baixa diversidade, dominância de trepadeiras e lianas, promovendo a competição e abafamentos de regenerantes arbustivos e arbóreos, provenientes do banco de plântulas e das espécies com potencial de rebrota. Estas hipóteses nos levam a compreender o novo desafio para a área: Será que as espécies pioneiras regenerantes e rebrotadoras conseguirão se estabelecer em tempo de criar um sombreamento antes do domínio de lianas e trepadeiras?. Fonte: os autores. Imagens adaptadas de Patrícia Yamamoto.

Deste modo, nosso estudo é um indicativo, e destaca a necessidade de maior aprofundamento e sua replicação em larga escala e longa-duração (FRANÇA et al., 2016), para a melhor compreensão das mudanças nos processos ecológicos, pois quanto mais compreendermos o funcionamento da sucessão, a relação dos atributos com o desempenho das espécies (GARNIER, 2015), suas especificidades e incertezas, que variam em cada ambiente e são guiadas por inúmeros fatores, melhor estaremos aptos para generalizações e predições em larga escala e para melhor entendermos o funcionamento do complexo processo frente aos efeitos futuros das mudanças climáticas sobre as florestas tropicais (JOHNSTONE et al., 2016).

## 5. CONCLUSÕES

Apesar da alta mortalidade de árvores e da perda do banco de sementes do solo, o fragmento de floresta na Serra do Valentim , sugere que as florestas tropicais úmidas parecem apresentar potencial para sua resiliência aos danos causados pelo fogo (de rara frequência), destacando o rebrotamento como uma estratégia importante para este processo, principalmente em relação ao desempenho das espécies de maior frequência na área incendiada, ressaltando-o como um atributo relevante para o desempenho de espécies das florestas tropicais úmidas de altitude pós-fogo, podendo ser um fator de persistência da comunidade após estes eventos de grande degradação.

Nossos resultados são apenas um indicativo e enaltecem a necessidade de estudos de larga-escala e longa duração que incluam também modelagens e experimentos, alterando a frequência e intensidade do distúrbio, para que assim generalizações para outras áreas de fitofisionomias semelhantes, possam ser feitas. Porém, ainda são desconhecidos os mecanismos deste complexo processo de resiliência e sucessão, que incluem a persistência e sobrevivência de diferentes espécies, e que tem suas incertezas potencializadas em meio ao futuro das mudanças climáticas do Antropoceno, que propiciarão a crescente frequência dos incêndios nas florestas tropicais úmidas, tornando-se potencial ameaça à regeneração natural, restauração e conservação da biodiversidade, e dos serviços ecossistêmicos prestados.

Mesmo que este não seja o objetivo do nosso trabalho, nosso estudo é capaz de justificar a inclusão do rebrotamento vegetativo como um atributo funcional fundamental para o estudo e planejamento da restauração de florestas tropicais úmidas brasileiras, que têm o fogo como o seu maior fator de degradação. Com isso, possíveis ações diretas em áreas degradadas devem considerar o desempenho positivo ao rebrotamento, que em nosso estudo foram relacionadas a espécies generalistas, arbóreas e de sub-bosque, que garantiriam a áreas suscetíveis ao fogo, não só a diversidade, mas também uma estratégia de persistência, auxiliando a regeneração natural de florestas tropicais úmidas de altitude não só diversas, mas também funcionais.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA-NETO, M. et al. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: Broad-scale patterns and macroecological correlates. **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, n. 4, p. 503–513, 2008.
- ALVAREZ-CLARE, S.; KITAJIMA, K. Physical defence traits enhance seedling survival of neotropical tree species. **Functional Ecology**, v. 21, n. 6, p. 1044–1054, 2007.
- ANDERSON, M. J. Distance-Based Tests for Homogeneity of Multivariate Dispersions. **Biometrics**, v. 62, n. 1, p. 245–253, mar. 2006.
- AWANGE, J. L.; MPELASOKA, F.; GONCALVES, R. M. When every drop counts: Analysis of Droughts in Brazil for the 1901-2013 period. **Science of The Total Environment**, v. 566–567, p. 1472–1488, out. 2016.
- BAI, X. et al. Plausible and desirable futures in the Anthropocene: A new research agenda. **Global Environmental Change**, v. 39, p. 351–362, 2015.
- BACCI, L. D. F.; GOLDENBERG, R. *Miconia valentinensis* (Melastomataceae), a new species from Espírito Santo, Brazil. **Phytotaxa**, v. 195, n. 4, p. 272, 30 jan. 2015.
- BAKER, P. J.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; ROBINSON, A. P. The impacts of large-scale, low-intensity fires on the forests of continental South-east Asia. **International Journal of Wildland Fire**, v. 17, n. 6, p. 782, 2008.
- BARLOW, J.; HAUGAASEN, T.; PERES, C. A. Effects of ground fires on understorey bird assemblages in Amazonian forests. **Biological Conservation**, v. 105, p. 157–169, 2002.
- BELLINGHAM, P. J. et al. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. **Oikos**, v. 89, n. 2, p. 409–416, 2000.
- BELLINGHAM, P. J.; SPARROW, A. D. Multi-stemmed trees in montane rain forests: Their frequency and demography in relation to elevation, soil nutrients and disturbance. **Journal of Ecology**, v. 97, n. 3, p. 472–483, 2009.
- BERNHARDT-RÖMERMANN, M. et al. Functional traits and local environment predict vegetation responses to disturbance: a pan-European multi-site experiment. **Journal of Ecology**, v. 99, n. 3, p. 777–787, 1 maio 2011.
- BFG, T. B. F. G. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 4, p. 1085–1113, 2015.
- BONAL, D. et al. The response of tropical rainforests to drought—lessons from recent research and future prospects. **Annals of Forest Science**, v. 73, n. 1, p. 27–44, 2016.
- BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, n. 7, p. 387–394, 2005.
- BOND, W. J.; MIDGLEY, J. J. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 1, p. 45–51, 2001.
- BONGERS, F. et al. The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. **Ecology Letters**, v.

12, n. 8, p. 798–805, ago. 2009.

BUSO JUNIOR, A. A. Late Pleistocene and Holocene Vegetation, Climate Dynamics, and Amazonian taxa in the Atlantic Rainforest of Linhares, Southeastern Brazil. **Radiocarbon**, v. 55, n. 3–4, p. 1747–1762, 2013.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H.; VON ENDE, C. N. **Field and laboratory methods for general ecology**. 4. ed. Boston: WCB/McGraw-Hill, 1997.

CASTRO, F. DA S. et al. Uso De Imagens De Radar Na Espacialização Da Temperatura Do Ar. **Idesia (Arica)**, v. 28, n. 3, p. 69–79, 2010.

CHAPIN, F. S.; SCHULZE, E.; MOONEY, H. A. The Ecology and Economics of Storage in Plants. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 21, n. 1, p. 423–447, 1990.

CHARLES-DOMINIQUE, T. et al. Bud protection: A key trait for species sorting in a forest-savanna mosaic. **New Phytologist**, v. 207, n. 4, p. 1052–1060, 2015.

CHASE, M. W. et al. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1–20, maio 2016.

CHAVE, J. et al. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 351–366, 2009.

CHAZDON, R. L. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458–1460, 13 jun. 2008.

CHRISTENHUSZ, M. J. M.; CHASE, M. W. Trends and concepts in fern classification. **Annals of botany**, v. 113, n. 4, p. 571–94, mar. 2014.

CLARKE, P. J. et al. Resprouting as a key functional trait: how buds, protection and resources drive persistence after fire. **New Phytologist**, v. 197, n. 1, p. 19–35, jan. 2013.

CLARKE, P. J.; LAWES, M. J.; MIDGLEY, J. J. Resprouting as a key functional trait in woody plants - challenges to developing new organizing principles. **New Phytologist**, v. 188, n. 3, p. 651–654, 1 nov. 2010.

CORLETT, R. T. The Impacts of Droughts in Tropical Forests. **Trends in plant science**, v. 21, n. 7, p. 584–593, 2016a.

CORLETT, R. T. Restoration, Reintroduction, and Rewilding in a Changing World. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, n. 6, p. 453–462, jun. 2016b.

CORNELISSEN, J. H. C. et al. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 51, n. 4, p. 335, 2003.

CORREIA, G. G. DE S.; MARTINS, S. V. Banco de sementes do solo de floresta restaurada, Reserva Natural Vale, ES. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 79–87, 2015.

DE ANDRADE, L. A. Z.; MIRANDA, H. S. The dynamics of the soil seed bank after a fire event in a woody savanna in central Brazil. **Plant Ecology**, v. 215, n. 10, p. 1199–1209, 16 out. 2014.

- DÍAZ, S. et al. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. **Journal of Vegetation Science**, v. 8, n. 4, p. 463–474, 1997.
- DÍAZ, S. et al. The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. **Journal of Vegetation Science**, v. 15, n. 3, p. 295, 2004.
- DÍAZ, S. et al. Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. **Ecology and Evolution**, v. 3, n. 9, p. 2958–2975, 2013.
- ENRIGHT, N. J. et al. Resistance and resilience to changing climate and fire regime depend on plant functional traits. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 6, p. 1572–1581, 2014.
- FAHEY, T. J.; SHERMAN, R. E.; TANNER, E. V. J. Tropical montane cloud forest: environmental drivers of vegetation structure and ecosystem function. **Journal of Tropical Ecology**, v. 32, n. 5, p. 355–367, 2015.
- FLORES, O.; COOMES, D. A. Estimating the wood density of species for carbon stock assessments. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 2, n. 2, p. 214–220, 2011.
- FORZZA, R.C.; LEITMAN, P.M; COSTA, A; CARVALHO, A.A. DE CARVALHO; PEIXOTO, A.L; WALTER, N.M.T; BICUDO, C. ET AL. **Catálogo de plantas e fungos do Brasil**. v. 1. ed. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2010.
- FORZZA, R.C.; LEITMAN, P.M; COSTA, A; CARVALHO, A.A. DE CARVALHO; PEIXOTO, A.L; WALTER, N.M.T; BICUDO, C. . ET AL. **Catálogo de Plantas e Fungos do Brasil**. v. 2 ed. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2010.
- FRANÇA, F. et al. Do space-for-time assessments underestimate the impacts of logging on tropical biodiversity? An Amazonian case study using dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 4, p. 1098–1105, ago. 2016.
- GALVÃO DE MELO, A. C. et al. Efeito do fogo sobre o banco de sementes em faixa de borda de Floresta Estacional Semidecidual, SP, Brasil. **Acta bot. bras**, v. 21, n. 4, p. 927–934, 2007.
- GARBIN, M. L. et al. Functional traits behind the association between climbers and subordinate woody species. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 3, p. 715–723, 2014.
- GARBIN, M. L. et al. Spatial segregation of subordinate species is not controlled by the dominant species in a tropical coastal plant community. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 18, p. 23–32, 2016.
- GARNIER, E. et al. Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: A standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites. **Annals of Botany**, v. 99, n. 5, p. 967–985, 2007.
- GARNIER, E.; NAVAS, M.-L.; GRIGULIS, K. **Plant functional diversity: Organism traits, community structure, and ecosystem properties**. New York: Oxford Univ. Press, 2015.
- GIBBS, H. K. et al. Tropical forests were the primary sources of new agricultural

- land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 38, p. 16732–16737, 21 set. 2010.
- GOTO, Y. et al. Seedling Regeneration and Vegetative Resprouting after Fires in *Pinus Densiflora*. v. 122, n. 2, p. 157–165, 1996
- GRAEFF, O. **Fitogeografia do Brasil: uma nova atualização de bases e conceitos**. 1 ed ed. Rio de Janeiro: Nau Ed., 2015.
- HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052–e1500052, 20 mar. 2015.
- HANSBAUER, M. M. et al. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: Black-and-white versus shades of grey. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 3, p. 407–417, 2010.
- HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 15 nov. 2013.
- HERBEN, T.; CHYTRÝ, M.; KLIMEŠOVÁ, J. A quest for species-level indicator values for disturbance. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, n. 3, p. 628–636, maio 2016.
- HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; HARRIS, J. A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 11, p. 599–605, 2009.
- HOFFMANN, W. A. et al. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest. **Functional Ecology**, v. 17, p. 720–726, 2003.
- HOLL, K. D. Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil1. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 229–242, jun. 1999.
- IBGE, I. B. DE G. E E. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2 ed. ed. Rio de Janeiro: [s.n.].
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Monitoramento de queimadas e incêndios**. Disponível em: <[http://www.inpe.br/queimadas/estatisticas\\_estado.php?estado=ES&nomeEstado=ESPIRITO SANTO](http://www.inpe.br/queimadas/estatisticas_estado.php?estado=ES&nomeEstado=ESPIRITO SANTO)>. Acesso em: 18 ago. 2016.
- JOHNSTONE, J. F. et al. Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 14, n. 7, p. 369–378, set. 2016.
- JOLLY, W. M. et al. Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. **Nature Communications**, v. 6, n. May, p. 7537, 14 jul. 2015.
- JOLY, C. A. et al. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest : ecological findings and conservation initiatives Tansley review Experiences from the Brazilian Atlantic Forest : ecological findings and conservation initiatives. n. August 2015, p. 459–473, 2014.
- KLEYER, M. et al. Assessing species and community functional responses to environmental gradients: Which multivariate methods? **Journal of Vegetation Science**, v. 23, n. 5, p. 805–821, 2012.



KLIMEŠOVÁ, J.; HERBEN, T.; MARTÍNKOVÁ, J. Disturbance is an important factor in the evolution and distribution of root-sprouting species. **Evolutionary Ecology**, v. 31, n. 3, p. 1–13, 17 jun. 2016.

KLIMEŠOVÁ, J.; KLIMEŠ, L. Bud banks and their role in vegetative regeneration - A literature review and proposal for simple classification and assessment. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 8, n. 3, p. 115–129, mar. 2007.

KREFT, H.; JETZ, W. Global patterns and determinants of vascular plant diversity. **Proceedings of the Royal Society of London B Series**, v. 104, n. 14, p. 5925–5930, 2007.

KRUUK, L. E. B.; MERILÄ, J.; SHELDON, B. C. When environmental variation short-circuits natural selection. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 18, n. 5, p. 207–209, 2003.

KUNZ, S. H. et al. SOIL SEED BANK IN SEASONAL SEMIDECIDUOUS FOREST AND ABANDONED PASTURE. **Revista Árvore**, v. 40, n. 6, p. 991–1001, dez. 2016.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, jan. 2010.

LAMBSHEAD, P. J. D.; PLATT, H. M.; SHAW, K. M. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. **Journal of Natural History**, v. 17, n. 6, p. 859–874, 1983.

LAURANCE, W. F. Slow burn: the insidious effects of surface fires on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 5, p. 209–212, maio 2003.

LAWES, M. J.; CLARKE, P. J. Ecology of plant resprouting: populations to community responses in fire-prone ecosystems. **Plant Ecology**, v. 212, n. 12, p. 1937–1943, 1 dez. 2011.

LAWRENCE, D.; VANDECAR, K. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 1, p. 27–36, 18 dez. 2015.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. [s.l.] Elsevier, 2012.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827–832, 21 ago. 2015.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725, 2008.

LIPPOK, D. et al. Topography and edge effects are more important than elevation as drivers of vegetation patterns in a neotropical montane forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 3, p. 724–733, maio 2014.

LONDE DE CAMARGOS, V. et al. The influence of fire on the soil seed bank in semideciduous forest. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 1, p. 19–28, 2013.

MAECHLER, M. et al. **Cluster Analysis Basics and Extensions**. Unpublished, 2017.

- MAGNAGO, L. F. S. et al. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 475–485, mar. 2014.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. [s.l.] Blackwell Pub, 2004.
- MARRINAN, M. J.; EDWARDS, W.; LANDSBERG, J. Resprouting of saplings following a tropical rainforest fire in north-east Queensland, Australia. **Austral Ecology**, v. 30, n. 8, p. 817–826, dez. 2005.
- MARTINEZ-GARZA, C.; GONZALEZ-MONTAGUT, R. Seed rain from forest fragments into tropical pastures in los Tuxtlas, Mexico. **Plant Ecology**, v. 145, p. 255–265, 1999.
- MARTÍNEZ-GARZA, C.; GONZÁLEZ-MONTAGUT, R. Seed rain of fleshy-fruited species in tropical pastures in Los Tuxtlas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 3, p. 457–462, 26 maio 2002.
- MARTÍNKOVÁ, J.; KLIMESOVÁ, J.; MIHULKA, S. Resprouting after disturbance: an experimental study with short-lived monocarpic herbs. **Folia Geobotanica**, v. 39, p. 1–12, 2004.
- MCGILL, B. J. et al. Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 2, p. 104–113, fev. 2015.
- MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Post-Fire Resprouting and Mortality in Cerrado Woody Plant Species Over a Three-Year Period. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 65, n. 1, 2008.
- METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1–2, p. 9, 15 out. 2001.
- MELO, A. C. G. DE; DURIGAN, G. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, n. 1, p. 37–50, mar. 2010.
- MIDGLEY, J. J.; KRUGER, L. M.; SKELTON, R. How do fires kill plants? The hydraulic death hypothesis and Cape Proteaceae “fire-resisters”. **South African Journal of Botany**, v. 77, n. 2, p. 381–386, 2011.
- MILLER, A. D.; ROXBURGH, S. H.; SHEA, K. How frequency and intensity shape diversity-disturbance relationships. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 14, p. 5643–5648, 5 abr. 2011.
- MOREIRA, F. et al. A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: An example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. **Forest Ecology: Recent Advances in Plant Ecology**, n. March 2009, p. 77–85, 2009.
- MOTA GOMES, V. S. DA; TAMASHIRO, J. Y.; SILVA, W. R. Seed inflow to a forest patch promoted by understory frugivorous birds. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 4, p. 95–102, 2011.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods vegetation ecology**. J. Wiley, New York. 1974, 547 p.
- MÜLLER, S. C. et al. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. **Plant Ecology**, v. 189, n. 1, p. 1–14, 8 fev. 2007.

- MURDOCH, D.; CHOW, E. **Package “ellipse” : Functions for drawing ellipses and ellipse-like confidence regions**, 2013. Disponível em: <<https://cran.rstudio.com/web/packages/ellipse/ellipse.pdf>>. Acesso em: 9 jun. 2017.
- MURTAGH, F.; LEGENDRE, P. Ward’s Hierarchical Agglomerative Clustering Method: Which Algorithms Implement Ward’s Criterion? **Journal of Classification**, v. 31, n. 3, p. 274–295, 18 out. 2014.
- MYERS, J. A.; KITAJIMA, K. Carbohydrate storage enhances seedling shade and stress tolerance in a neotropical forest. **Journal of Ecology**, v. 95, n. 2, p. 383–395, 2007.
- NAZARENO, A. G.; LAURANCE, W. Brazil’s drought: beware deforestation. **Science**, v. 347, n. July, p. 1427–1428, 2015.
- NOBRE, C. A. et al. Some Characteristics and Impacts of the Drought and Water Crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015 Some Characteristics and Impacts of the Drought and Water Crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 8, n. February, p. 252–262, 2016.
- NORDEN, N. et al. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 26, p. 8013–8018, 30 jun. 2015.
- OKSANEN, J. et al. **Vegan: community ecology package**R Package Version 2.0-1.0, , 2013.
- PAIVA, Y. G. et al. Delimitação De Sítios Florestais E Análise Dos Fragmentos Pertencentes Na Bacia Do Rio Itapemirim. **Idesia (Arica)**, v. 28, n. 1, p. 17–22, 2010.
- PELLEGRINI, A. F. A. et al. Convergence of bark investment according to fire and climate structures ecosystem vulnerability to future change. **Ecology Letters**, v. 20, n. 3, p. 307–316, 2017.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N. et al. New Handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, n. 34, p. 167–234, 2013.
- PIIROINEN, T.; VALTONEN, A.; ROININEN, H. The seed-to-seedling transition is limited by ground vegetation and vertebrate herbivores in a selectively logged rainforest. **Forest Ecology and Management**, v. 384, p. 137–146, 2017.
- PILLAR, V. D. et al. Discriminating trait convergence and trait divergence assembly patterns in ecological community gradients. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, p. 334–348, 2009.
- PLATT, H.; SHAW, K.; LAMBSHEAD, P. Nematode species abundance patterns and their use in the detection of environmental perturbations. **Hydrobiology**, v. 118, p. 59–66, 1984.
- POORTER, L.; KITAJIMA, K. Carbohydrate Storage and Light Requirements of Tropical Moist and Dry Forest Tree Species. **Ecology**, v. 88, n. 4, p. 1000–1011, 2007.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for**

- statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, 2015. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>.
- REYES, O.; CASAL, M.; REGO, F. C. Resprouting Ability of Six Atlantic Shrub Species. **Folia Geobotanica**, v. 44, n. 1, p. 19–29, 28 mar. 2009.
- 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, jun. 2009.
- RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration Success : How Is It Being Measured ? **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 569–577, 2005.
- SARNAGLIA JUNIOR, V. B. et al. New records of *Peperomia armondii* Yunck, *Peperomia hispidula* (Sw.) A. Dietr., and *Peperomia mandioccana* Miq. for the state of Espírito Santo, southeastern Brazil. **Check List**, v. 11, n. 2, p. 1580, 17 fev. 2015.
- SARNAGLIA JUNIOR, V. B.; ZORZANELLI, J. P. F.; GUIMARÃES, E. F. <p>First record of <em>Piper scabrellum</em> Yunck. from Espírito Santo state, southeastern Brazil</p>. **Check List**, v. 10, n. 2, p. 414, 1 maio 2014.
- SCARANO, F. R. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1201–1208, 2009.
- SCHOWALTER, T. D. Insect Responses to Major Landscape-Level Disturbance. **Annual Review of Entomology**, v. 57, n. 1, p. 1–20, 7 jan. 2012.
- SHEPHERD, G. J. **Fitopac**. Versão 2.1.2.85. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.
- SHOO, L. P.; CATTERALL, C. P. Stimulating Natural Regeneration of Tropical Forest on Degraded Land: Approaches, Outcomes, and Information Gaps. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 6, p. 670–677, nov. 2013.
- SIEGERT, F. et al. Increased damage from fires in logged forests during droughts caused by El Niño. **Nature**, v. 414, n. 6862, p. 437–440, 2001.
- SIMÕES, C. G.; MARQUES, M. C. M. The Role of Sprouts in the Restoration of Atlantic Rainforest in Southern Brazil. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 1, p. 53–59, mar. 2007.
- SIMPSON, R. .; LECK, M. A.; PARKER, V. T. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: **Ecology of soil seed banks**. San Diego, California: Academic Press, Inc., 1989. p. 3–7.
- SLIK, J. W. F. et al. Tree diversity, composition, forest structure and aboveground biomass dynamics after single and repeated fire in a Bornean rain forest. **Oecologia**, v. 158, n. 3, p. 579–588, 7 dez. 2008.
- SLIK, J. W. F. et al. Limited edge effects along a burned-unburned bornean forest boundary seven years after disturbance. **Biotropica**, v. 43, n. 3, p. 288–298, maio 2011.
- SOUCHIE, F. F. et al. Post-fire resprouting strategies of woody vegetation in the Brazilian savanna. **Acta Botanica Brasilica**, v. na, n. na, p. na, 2017.
- SOUZA, P. A. et al. Regrowth in post-fire area in a fragment of semideciduous

- seasonal forest in Viçosa-MG. **Científica**, v. 43, n. 4, p. 407, 1 out. 2015.
- STORK, N. E. et al. Vulnerability and Resilience of Tropical Forest Species to Land-Use Change. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1438–1447, dez. 2009.
- 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, maio 2015.
- TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, n. 2, p. 165–176, 2002.
- SUTHERLAND, W. J. et al. Identification of 100 fundamental ecological questions. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 1, p. 58–67, jan. 2013.
- THOMAS, S. C.; BALTZER, J. L. Tropical Forests. In: **Encyclopedia of Life Sciences**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2002. p. 1–8.
- THOMAZ, S. M. et al. Using space-for-time substitution and time sequence approaches in invasion ecology. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 11, p. 2401–2410, 2012.
- THOMPSON, J. et al. Land Use History , Environment , and Tree Composition in a Tropical Forest. **Ecological Society of America**, v. 12, n. 5, p. 1344–1363, 2002.
- TOLEDO, T. et al. Preliminary analysis of functional traits in cloud forest tree seedlings. **Trees**, v. 0, n. 0, p. 0, 2017.
- TURNER, M. G. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. **Ecology**, v. 91, n. 10, p. 2833–2849, 2010.
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRAO, E. A. S. Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of Plant Succession. **The Journal of Ecology**, v. 76, n. 3, p. 663, set. 1988.
- VAN DER PIJL, L. Ecological Dispersal Classes, Established on the Basis of the Dispersing Agents. In: VAN DER PIJL, L. (Ed.). . **Principles of Dispersal in Higher Plants**. 3rd. ed. New York: Springer -Verlag Berlin Heidelberg, 1982a. p. 22–90.
- VAN DER PIJL, L. Establishment. In: VAN DER PIJL, L. (Ed.). . **Principles of Dispersal in Higher Plants**. 3rd. ed. New York: Springer -Verlag Berlin Heidelberg, 1982b. p. 115–122.
- VAN LIEROP, P. et al. Global forest area disturbance from fire, insect pests, diseases and severe weather events. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 78–88, set. 2015.
- VAN NIEUWSTADT, M. G. L.; SHEIL, D. Drought, fire and tree survival in a Borneo rain forest, East Kalimantan, Indonesia. **Journal of Ecology**, v. 93, n. 1, p. 191–201, fev. 2005.
- VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. **Modern Applied Statistics with S**. New York, NY: Springer New York, 2002.
- VESK, P. A. Plant size and resprouting ability: Trading tolerance and avoidance

- of damage? **Journal of Ecology**, v. 94, n. 5, p. 1027–1034, 2006.
- VIEIRA, D. L. M. et al. Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 3, p. 353–357, 18 maio 2006.
- VIEIRA, D. L. M.; COUTINHO, A. G.; DA ROCHA, G. P. E. Resprouting Ability of Dry Forest Tree Species after Disturbance Does Not Relate to Propagation Possibility by Stem and Root Cuttings. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 3, p. 305–311, maio 2013.
- VIRA, B.; WILDBURGER, C.; MANSOURIAN, S. **Forests , Trees and Landscapes for Food Security and Nutrition. A Global Assessment Report**. [s.l: s.n.]. v. Volume 33
- VOA. **New NASA data shows Brazil's drought deeper than thought**. Disponível em: <<http://www.voanews.com/a/new-nasa-data-shows-brazil-drought-deeper-than-thought/3030433.html>>. Acesso em: 18 ago. 2016.
- WEIHER, E. et al. Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 10, n. 5, p. 609–620, out. 1999.
- WEINSTEIN, M. P.; DAY, J. W. Restoration ecology in a sustainable world. **Ecological Engineering**, v. 65, p. 1–8, 2014.
- WESTOBY, M.; JURADO, E.; LEISHMAN, M. Ecology of Seed Size. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 7, n. 11, 1992.
- WRIGHT, S. J. et al. Functional traits and the growth–mortality trade-off in tropical trees. **Ecology**, v. 91, n. 12, p. 3664–3674, dez. 2010.
- ZALASIEWICZ, J. et al. When did the Anthropocene begin? A mid-twentieth century boundary level is stratigraphically optimal. **Quaternary International**, v. 383, p. 196–203, 2015.
- ZALASIEWICZ, J. A. N. et al. The new world of the anthropocene. **Environmental Science and Technology**, v. 44, n. 7, p. 2228–2231, 2010.
- ZANNE, A. E. et al. Global Wood Density Database. 1 jan. 2009a.
- ZANNE, A. E. et al. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. 1 jan. 2009b.
- ZORZANELLI, J. P. F. et al. A First Record of Freziera (Pentaphragaceae) from the Brazilian Atlantic Forest, with the Description of a New Species. **Systematic Botany**, v. 40, n. 4, p. 1075–1080, 1 jan. 2015a.
- ZORZANELLI, J. P. F. et al. <p>New records of angiosperms from Espírito Santo, Brazil</p>. **Check List**, v. 11, n. 3, p. 1653, 9 maio 2015b.
- ZORZANELLI, J. P. F. et al. Vascular plant diversity in a Brazilian hotspot: floristic knowledge gaps and tools for conservation. **Brazilian Journal of Botany**, p. 1–9, 20 abr. 2017.

## APÊNDICE

APÊNDICE A - Listagem com os códigos (acrônimos) utilizados nas análises estatísticas.

Espécie	Código
<i>Alchornea triplinervia</i>	alcht
<i>Amaioua cf intermedia</i>	amai
<i>Amaioua sp1</i>	ama1
<i>Anchietea pyrifolia</i>	anchp
<i>Aniba firmula</i>	anibf
<i>Aniba sp1</i>	anib1
<i>Aniba sp2</i>	anib2
<i>Annona dolabripetala</i>	annd
<i>Annonaceae 1</i>	ano1
<i>Annonaceae 2</i>	ano2
<i>Aspidosperma cf parvifolium</i>	aspip
<i>Asplenium sp1</i>	aspl1
<i>Asplenium sp2</i>	aspl2
<i>Asplenium sp3</i>	aspl3
<i>Asteraceae 1</i>	aste1
<i>Asteraceae 2</i>	aste2
<i>Asteraceae 3</i>	aste3
<i>Asteraceae 4</i>	aste4
<i>Asteraceae 5</i>	aste5
<i>Asteraceae 6</i>	aste6
<i>Asteraceae 7</i>	aste7
<i>Asteraceae 8</i>	aste8
<i>Aureliana cuspidata</i>	aurec
<i>Aureliana fasciculata</i>	auref
<i>Aureliana picta</i>	aurlp
<i>Aureliana sp1</i>	aurl1
<i>Aureliana sp2</i>	aurl2
<i>Aureliana sp3</i>	aurl3
<i>Aureliana sp4</i>	aurl4
<i>Austroeupatorium inulaefolium</i>	austin
<i>Baccharis rufidula</i>	bachr
<i>Baccharis sp1</i>	bch1
<i>Baccharis sp2</i>	bch2
<i>Begonia cf cucullata</i>	begc
<i>Bignoniaceae 1</i>	bigno1
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	blephs
<i>Brunfelsia brasiliensis</i>	brufb
<i>Byrsonima cf stipulacea</i>	byrsost
<i>Cabralea canjerana</i>	cabrac
<i>Calyptranthes grandifolia</i>	calyg
<i>Calyptranthes obovata</i>	calyo

<b>Espécie</b>	<b>Código</b>
<i>Calyptranthes sp1</i>	caly1
<i>Casearia espiritosantensis</i>	cases
<i>Cecropia glaziovii</i>	cecreg
<i>Cecropia hololeuca</i>	cecrh
<i>Cedrela sp1</i>	cedr1
<i>Cestrum cf bracteatum</i>	cestb
<i>Cheiloclinium serratum</i>	cheils
<i>Chrysophyllum cf flexuosum</i>	chrysf
<i>Clethra scabra</i>	cleths
<i>Clidemia hirta</i>	clidh
<i>Clusia arrudea</i>	cluar
<i>Clusia criuva</i>	cluc
<i>Clusia organensis</i>	cluor
<i>Clusia sp1</i>	clu1
<i>Coccocypselum lanceolatum</i>	coccol
<i>Conyza glandulitecta</i>	congl
<i>Conyza laevigata</i>	conl
<i>Cordia sp1</i>	cord1
<i>Cordia myrciifolia</i>	cordm
<i>Coussapoa pachyphylla</i>	coupac
<i>Coussarea nodosa</i>	coun
<i>Cryptocarya aff micrantha</i>	cryptm
<i>Cryptocarya sp1</i>	crypt1
<i>Cupania furfuracea</i>	cupaf
<i>Cupania racemosa</i>	cupar
<i>Cupania sp1</i>	cupa1
<i>Cupania vernalis</i>	cupav
<i>Cyathea delgadii</i>	cyatd
<i>Cyathea hirsuta</i>	cyath
<i>Cyathea sp1</i>	cyat1
<i>Cybianthus fuscus</i>	cybif
<i>Cybianthus peruvianus</i>	cybip
<i>Cybianthus sp1</i>	cyb1
<i>Cyrtocymura scorpioides</i>	cyrtsc
<i>Dalbergia foliolosa</i>	dalbfo
<i>Dalbergia frutescens</i>	dalbfr
<i>Dendropanax cuneatus</i>	dendc
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	diatsor
<i>Diploon cf cuspidatum</i>	diploc
<i>Emmeorrhiza umbellata</i>	emmeu
<i>Eugenia 3</i>	eug3
<i>Eugenia brasiliensis</i>	eugbr
<i>Eugenia cereja</i>	eugc
<i>Eugenia involucrata</i>	eugin
<i>Eugenia melanogyna</i>	eugm



<b>Espécie</b>	<b>Código</b>
<i>Eugenia oblongata</i>	eugob
<i>Eugenia sp10</i>	eug10
<i>Eugenia sp3</i>	eug3
<i>Eugenia sp4</i>	eug4
<i>Eugenia sp5</i>	eug5
<i>Eugenia sp6</i>	eug6
<i>Eugenia sp7</i>	eug7
<i>Eugenia sp8</i>	eug8
<i>Eugenia sp9</i>	eug9
<i>Eugenia sp11</i>	eug11
<i>Eugenia sp12</i>	eug12
<i>Eugenia sp13</i>	eug13
<i>Eugenia sp22</i>	eug22
<i>Euterpe edulis</i>	euted
<i>Faramea sp1</i>	faram1
<i>Faramea sp2</i>	faram2
<i>Ficus trigona</i>	ficust
<i>Fimbristylis miliacea</i>	fimbm
<i>Freziera atlantica</i>	frezat
<i>Fuchsia regia</i>	fuchr
<i>Gamochoaeta sp1</i>	gamo
<i>Geonoma schottiana</i>	geosho
<i>Guapira opposita</i>	guapo
<i>Guapira sp1</i>	guap1
<i>Guarea sp1</i>	guar1
<i>Guatteria australis</i>	guatau
<i>Guatteria sellowiana</i>	guatse
<i>Handroanthus sp1</i>	handro1
<i>Hedyosmum brasiliense</i>	hedbr
<i>Heterocondylus alatus</i>	heteal
<i>Ilex affinis</i>	ilxaf
<i>Ilex dumosa</i>	ilxd
<i>Ilex sp1</i>	ilx1
<i>Ilex theezans</i>	ilxthe
<i>Indet 1</i>	indt
<i>Inga laurina</i>	ingl
<i>Inga sessilis</i>	ings
<i>Inga striata</i>	ingst
<i>Jacaranda sp1</i>	jaca1
<i>Jacaranda cf bracteata</i>	jacab
<i>Ladenbergia hexandra</i>	lاده
<i>Lamanonia ternata</i>	lamt
<i>Laplacea fruticosa</i>	lapfr
<i>Lauraceae 1</i>	lau1
<i>Lauraceae 2</i>	lau2

<b>Espécie</b>	<b>Código</b>
<i>Lauraceae 4</i>	lau4
<i>Lauraceae 5</i>	lau5
<i>Lauraceae 6</i>	lau6
<i>Lauraceae 7</i>	lau7
<i>Lauraceae 8</i>	lau8
<i>Lauraceae 9</i>	lau9
<i>Lauraceae 10</i>	lau10
<i>Lauraceae 11</i>	lau11
<i>Lauraceae 12</i>	lau12
<i>Lauraceae 13</i>	lau13
<i>Lauraceae 14</i>	lau14
<i>Lauraceae 17</i>	lau17
<i>Lauraceae 18</i>	lau18
<i>Lauraceae 19</i>	lau19
<i>Lauraceae 10</i>	lau10
<i>Lauraceae 11</i>	lau11
<i>Lauraceae 12</i>	lau12
<i>Lauraceae 13</i>	lau13
<i>Lauraceae 14</i>	lau14
<i>Lauraceae 17</i>	lau17
<i>Leandra aurea</i>	leana
<i>Leandra melastomoides</i>	leanm
<i>Leandra sp1</i>	lean1
<i>Leandra sp2</i>	lean2
<i>Leandra sp3</i>	lean3
<i>Leandra sp4</i>	lean4
<i>Licania aff spicata</i>	licas
<i>Licania hypoleuca</i>	licah
<i>Licania sp1</i>	lican1
<i>Licaria sp1</i>	licar1
<i>Lobelia thapsoidea</i>	lobth
<i>Loganiaceae 1</i>	log1
<i>Lycopodium sp1</i>	lycop1
<i>Machaerium nyctitans</i>	machn
<i>Margaritopsis cephalantha</i>	margac
<i>Margaritopsis chaenotricha</i>	margach
<i>Margaritopsis podocephala</i>	margap
<i>Margaritopsis sp1</i>	marga1
<i>Margaritopsis sp2</i>	marga2
<i>Margaritopsis sp3</i>	marga3
<i>Marlierea aff suaveolens</i>	marlis
<i>Marlierea excoriata</i>	marlie
<i>Matayba guianensis</i>	matyg
<i>Matayba sp1</i>	maty1
<i>Matayba sp2</i>	maty2

<b>Espécie</b>	<b>Código</b>
<i>Matayba sylvatica</i>	matys
<i>Maytenus cf evonymoides</i>	mayte
<i>Maytenus sp1</i>	mayte1
<i>Melastomataceae 1</i>	melas1
<i>Melastomataceae 2</i>	melas2
<i>Melastomataceae 3</i>	melas3
<i>Melastomataceae 4</i>	melas4
<i>Melastomataceae 5</i>	melas5
<i>Meliaceae sp1</i>	melia1
<i>Meliosma cf itatiaiae</i>	meliosi
<i>Meliosma cf sellowii</i>	melse
<i>Meriania cf clausenii</i>	mericl
<i>Meriania cf tetramera</i>	merit
<i>Miconia atlantica</i>	micoatl
<i>Miconia cf latecrenata</i>	micl
<i>Miconia cf paniculata</i>	micp
<i>Miconia cf polyandra</i>	micpl
<i>Miconia cf tristis</i>	mictri
<i>Miconia cf willdenowii</i>	micwl
<i>Miconia fasciculata</i>	micfas
<i>Miconia flammea</i>	micfl
<i>Miconia latecrenata</i>	micla
<i>Miconia longicuspis</i>	miclo
<i>Miconia sp1</i>	mic1
<i>Miconia sp2</i>	mic2
<i>Miconia sp3</i>	mic3
<i>Miconia sp4</i>	mic4
<i>Miconia sp5</i>	mic5
<i>Miconia sp6</i>	mic6
<i>Miconia valentinensis</i>	micv
<i>Micropholis sp1</i>	micrph1
<i>Mikania cf chlorolepis</i>	mikch
<i>Mikania lanuginosa</i>	mikl
<i>Mikania sp1</i>	mik1
<i>Mikania sp2</i>	mik2
<i>Mikania sp3</i>	mik3
<i>Mikania sp4</i>	mik4
<i>Mikania sp5</i>	mik5
<i>Mikania sp6</i>	mik6
<i>Mikania sp7</i>	mik7
<i>Mikania sp8</i>	mik8
<i>Mollinedia gilgiana</i>	mollig
<i>Mollinedia heteranthera</i>	mollih
<i>Mollinedia sp1</i>	moll1
<i>Mollinedia sp3</i>	moll3

<b>Espécie</b>	<b>Código</b>
<i>Mollinedia stenophylla</i>	mollist
<i>Myrceugenia miersiana</i>	myrem
<i>Myrceugenia sp1</i>	myre1
<i>Myrceugenia sp2</i>	myre2
<i>Myrceugenia sp3</i>	myre3
<i>Myrcia hebeptala</i>	myrch
<i>Myrcia lineata</i>	myrcl
<i>Myrcia pulchra</i>	myrcp
<i>Myrcia sp1</i>	myrc1
<i>Myrcia splendens</i>	myrcs
<i>Myrciaria floribunda</i>	myrcf
<i>Myrsine cf balansae</i>	myrsb
<i>Myrsine cf lancifolia</i>	myrsl
<i>Myrsine coriacea</i>	myrsc
<i>Myrsine sp2</i>	myrs2
<i>Myrsine umbellata</i>	myrsu
<i>Myrtaceae 1</i>	myrt1
<i>Myrtaceae 2</i>	myrt2
<i>Myrtaceae 3</i>	myrt3
<i>Myrtaceae 4</i>	myrt4
<i>Myrtaceae 5</i>	myrt5
<i>Myrtaceae 6</i>	myrt6
<i>Myrtaceae 7</i>	myrt7
<i>Nectandra cf psammophila</i>	nectps
<i>Nectandra oppositifolia</i>	nectop
<i>Nectandra puberula</i>	nectp
<i>Nectandra sp1</i>	nect1
<i>Nemanthus lanceolatus</i>	nemlan
<i>Neomarica glauca</i>	neomg
<i>Neomitranthes sp1</i>	neom1
<i>Ocotea aciphylla</i>	ocota
<i>Ocotea aff daphnifolia</i>	ocotdap
<i>Ocotea aff pulchra</i>	ocotpc
<i>Ocotea cf glaziovii</i>	ocotg
<i>Ocotea cf nutans</i>	ocotn
<i>Ocotea cf puberula</i>	ocotp
<i>Ocotea corymbosa</i>	ocotc
<i>Ocotea nutans</i>	ocotnu
<i>Ocotea odorifera</i>	ocotod
<i>Ocotea silvestris</i>	ocots
<i>Ocotea sp1</i>	ocot1
<i>Ocotea sp2</i>	ocot2
<i>Ocotea sp3</i>	ocot3
<i>Ocotea sp4</i>	ocot4
<i>Ormosia cf arborea</i>	ormar

<b>Espécie</b>	<b>Código</b>
<i>Ouratea grandiflora</i>	ourtg
<i>Ouratea multiflora</i>	ourtm
<i>Palicourea cf longipedunculata</i>	palicl
<i>Passiflora porophylla</i>	passp
<i>Pera furfuracea</i>	peraf
<i>Persea willdenovii</i>	persw
<i>Philodendron sp1</i>	philo1
<i>Phyllanthus tenellus</i>	phylt
<i>Picramnia glazioviana</i>	picrg
<i>Picramnia ramiflora</i>	picram
<i>Piper hispidum</i>	piph
<i>Piper sp1</i>	pip1
<i>Piper sp2</i>	pip2
<i>Piptocarpha sp2</i>	pipto2
<i>Piptocarpha sp3</i>	pipto3
<i>Piptocarpha sp4</i>	pipto4
<i>Pleroma fissinervia</i>	pleofis
<i>Polygalaceae 1</i>	polyg1
<i>Posoqueria latifolia</i>	posl
<i>Pouteria cf coelomatica</i>	poutc
<i>Pouteria cf guianensis</i>	pougui
<i>Pouteria gardneri</i>	poutg
<i>Pouteria sp1</i>	pout1
<i>Pouteria sp2</i>	pout2
<i>Pradosia lactescens</i>	pradl
<i>Prunus myrtifolia</i>	prunm
<i>Psidium cattleianum</i>	psidc
<i>Psychotria cf alto-macahensis</i>	psyalm
<i>Psychotria cf brasiliensis</i>	psybr
<i>Psychotria cf leiocarpa</i>	psyl
<i>Psychotria hastisepala</i>	psyh
<i>Psychotria nemorosa</i>	psyn
<i>Psychotria pleiocephala</i>	psyp
<i>Psychotria ruelliifolia</i>	psyr
<i>Psychotria sp1</i>	psy1
<i>Psychotria sp2</i>	psy2
<i>Psychotria sp3</i>	psy3
<i>Psychotria sp4</i>	psy4
<i>Psychotria vellosiana</i>	psyv
<i>Quiina magallano-gomesii</i>	quimg
<i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i>	rhodm
<i>Roupala brasiliensis</i>	roupb
<i>Roupala longepetiolata</i>	roupl
<i>Roupala montana</i>	roupm
<i>Roupala rhombifolia</i>	rouprh

<b>Espécie</b>	<b>Código</b>
<i>Roupala sculpta</i>	roups
<i>Rubiaceae 1</i>	rub1
<i>Rubiaceae 2</i>	rub2
<i>Rubiaceae 3</i>	rub3
<i>Rubiaceae 4</i>	rub4
<i>Rubiaceae 5</i>	rub5
<i>Rubiaceae 6</i>	rub6
<i>Rubiaceae 7</i>	rub7
<i>Rubus rosifolius</i>	rubusr
<i>Rudgea cf sessilis</i>	rudgs
<i>Rudgea subsessilis</i>	rudgss
<i>Salicaceae 1</i>	sal1
<i>Sapindaceae 1</i>	sapi1
<i>Sapium cf glandulosum</i>	sapiug
<i>Sapotaceae 1</i>	sapo1
<i>Sapotaceae 2</i>	sapo2
<i>Sapotaceae 3</i>	sapo3
<i>Schefflera calva</i>	schefc
<i>Schefflera sp2</i>	schef2
<i>Siparuna brasiliensis</i>	sipabr
<i>Siphocampylus longipedunculatus</i>	siphlo
<i>Sloanea cf garckeana</i>	slogar
<i>Sloanea guianensis</i>	slog
<i>Sloanea hirsuta</i>	sloh
<i>Sloanea sp2</i>	slo2
<i>Sloanea sp3</i>	slo3
<i>Smilax sp1</i>	smlx1
<i>Solanaceae 1</i>	sol1
<i>Solanaceae 2</i>	sol2
<i>Solanaceae 3</i>	sol3
<i>Solanum cf pseudoquina</i>	solnps
<i>Solanum cf swartzianum</i>	solnsw
<i>Solanum cinnamomeum</i>	solnc
<i>Sonchus oleraceus</i>	soncho
<i>Sorocea bonplandii</i>	sorob
<i>Sorocea guilleminiana</i>	sorog
<i>Sorocea hilarii</i>	soroh
<i>Sparattanthelium botocudorum</i>	spab
<i>Stephanopodium cf organense</i>	steporg
<i>Strychnos guianensis</i>	strycg
<i>Strychnos sp1</i>	stryc1
<i>Stryrax acuminatus</i>	styac
<i>Stylogyne lhotzkyana</i>	stylho
<i>Swartzia cf apetala</i>	swap
<i>Swartzia cf pilulifera</i>	swp

<b>Espécie</b>	<b>Código</b>
<i>Symplocos falcata</i>	sympf
<i>Symplocos variabilis</i>	sympv
<i>Tachigali sp1</i>	tachg1
<i>Tapirira guianensis</i>	tapig
<i>Tetrorchidium parvulum</i>	tetrp
<i>Tibouchina estrellensis</i>	tibes
<i>Tibouchina fothergillae</i>	tibf
<i>Tibouchina sp1</i>	tib1
<i>Tibouchina sp2</i>	tib2
<i>Tovomitopsis paniculata</i>	tovp
<i>Trichilia sp1</i>	trich1
<i>Vernonanthura divaricata</i>	vernod
<i>Vernonanthura hilariana</i>	vern h
<i>Vernonanthura sp3</i>	vern3
<i>Vernonanthura sp2</i>	verno2
<i>Vernonia sp1</i>	vern1
<i>Virola bicuhyba</i>	virbic
<i>Vochysia bifalcata</i>	vochb
<i>Vochysia sp1</i>	voch1
<i>Vochysia sp2</i>	voch2
<i>Weinmannia pinnata</i>	weinp

APÊNDICE B - Listagem de todas as espécies amostradas para cada mecanismo de regeneração natural avaliado (sobreviventes sem sinal de rebrotamento, regenerantes, banco de sementes, sobreviventes com parte área morta e rebrotamento vegetativo), em cada unidade amostral (T1 e T3 ecossistemas de referência e T2 área queimada).

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de sementes do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<b>Annacardiaceae</b>												
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.					1							
<b>Annonaceae</b>												
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi			1							1		3
Annonaceae 1				1		1						
<i>Gutteria australis</i> A.St.-Hil.		2		3					2			
<i>Gutteria sellowiana</i> Schltld.									2			
Annonaceae 1				2								
Annonaceae 2				1								
<b>Apocynaceae</b>												
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.									1			
<b>Aquifoliaceae</b>												
Aquifoliaceae 1	1						1	1	2			



	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de sementes do solo			
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	
<i>Ilex affinis</i> Gardner								1					
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	1												
<i>Ilex</i> sp1							1		1				
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek									1				
<b>Araceae</b>													
<i>Philodendron</i> sp1											1	1	2
<b>Araliaceae</b>													
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.				2			1						
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi									2				
<i>Schefflera</i> sp2									1				
<b>Arecaceae</b>													
<i>Euterpe edulis</i> Mart.				134		120	178	10	157	4	3	4	
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.				2		3	8		14				
<b>Aspleniaceae</b>													
<i>Asplenium</i> sp1										5	10	4	

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Asplenium</i> sp2										2	9	1
<i>Asplenium</i> sp3											4	
<b>Asteraceae</b>												
Asteraceae 1										2		
Asteraceae 2											1	
Asteraceae 3												1
Asteraceae 4												1
Asteraceae 5												1
Asteraceae 6												1
Asteraceae 7												1
Asteraceae 8												1
<i>Austroeupeatorium inulaefolium</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.		1										
<i>Baccharis rufidula</i> (Spreng.) Joch.Müll.									2			
<i>Baccharis</i> sp1												1
<i>Baccharis</i> sp1					7							

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Baccharis</i> sp2					1							
<i>Conyza glanduliflora</i> Cabrera											1	
<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H.Rob.		1								15	12	13
<i>Heterocondylus alatus</i> (Vell.) R.M.King & H.Rob.											6	2
<i>Mikania chlorolepis</i> Baker										12	10	31
<i>Mikania lanuginosa</i> DC.					1					5	1	5
<i>Mikania</i> sp1								1		1		
<i>Mikania</i> sp2										6	1	1
<i>Mikania</i> sp3											1	1
<i>Mikania</i> sp4										1	2	
<i>Mikania</i> sp5										5	1	1
<i>Mikania</i> sp6											1	10
<i>Mikania</i> sp7											2	
<i>Mikania</i> sp8										1		
<i>Piptocarpha</i> sp2				3	1	1						

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Piptocarpha</i> sp3				1								
<i>Piptocarpha</i> sp4				1								
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.				1			5	1	2			
<i>Vernonanthura petiolaris</i> (DC.) H.Rob.					4							
<i>Vernonanthura</i> sp 3					2							
<i>Vernonanthura</i> sp2	2											
<i>Vernonia</i> sp1	1											
<i>Conyza laevigata</i> (Rich.) Pruski										2		
<i>Gamochaeta</i> sp1										1	2	
<i>Mikania chlorolepis</i> Baker											1	2
<i>Sonchus oleraceus</i> L.											1	
<b>Begoniaceae</b>												
<i>Begonia cucullata</i> Willd.										4	1	
Bignoniaceae 1							1					
<i>Handroanthus</i> sp1							1		1			

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Jacaranda</i> sp1								1				
<i>Jacaranda bracteata</i> Bureau & K.Schum.								1				
<b>Boraginaceae</b>												
<i>Cordia</i> sp1		1										
<b>Campanulaceae</b>												
<i>Siphocampylus longipedunculatus</i> Pohl											1	1
<i>Lobelia thapsoidea</i> Schott										18	13	10
<b>Celastraceae</b>												
<i>Cheiloclinium serratum</i> (Cambess.) A.C.Sm.			1			5			2			
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek		1			1							
<i>Maytenus</i> sp1					2							
<b>Chloranthaceae</b>												
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	8			7			25			9	2	
<b>Chrysobalanaceae</b>												
<i>Licania spicata</i> Hook.f.		1				1			1			

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<b>Clethraceae</b>												
<i>Clethra scabra</i> Pers.	10			7			59	1		7		
<b>Clusiaceae</b>												
<i>Clusia arrudea</i> Planch. & Triana ex Engl.							2					
<i>Clusia criuva</i> Cambess.				1								
<i>Clusia organensis</i> Planch. & Triana				1			2					
<i>Clusia</i> sp1				1								
<i>Tovomitopsis paniculata</i> (Spreng.) Planch. & Triana	7	22	2	25	1	2	14	1	3			
<b>Cunoniaceae</b>												
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.			4									
<i>Weinmannia pinnata</i> L.	2			1			6			3		
<b>Cyatheaceae</b>												
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.							12					
<i>Cyathea hirsuta</i> Mart.								1				
<i>Cyathea</i> sp1							1		3			

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Cyperaceae</i> sp1												1
<b>Cyperaceae</b>												
<i>Fimbristylis miliacea</i> (L.) Vahl												1
<b>Dichapetalaceae</b>												
<i>Stephanopodium organense</i> (Rizzini) Prance						6			2			
<b>Elaeocarpaceae</b>												
<i>Sloanea garckeana</i> K.Schum.			1	2	1		1					
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.			1									
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.		1				1						
<i>Sloanea</i> sp2						1	1					
<i>Sloanea</i> sp3							1					
<b>Euphorbiaceae</b>												
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	1	12				8	10	4		3	5	10
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong.				1	2		1	1				
<i>Tetrorchidium parvulum</i> Müll. Arg.				1			2	1				





	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<b>Indeterminado</b>	5	10	97	267	182	204	353	30	225	149	133	133
<b>Iridaceae</b>										2		
<i>Neomarica glauca</i> (Seub. ex Klatt) Sprague										2		
<b>Lauraceae</b>												
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez		3										
<i>Aniba</i> sp1				2		1						
<i>Aniba</i> sp2								1				
<i>Cryptocarya micrantha</i> Meisn.	4	1		6	1		1					
<i>Cryptocarya</i> sp1	1											
Lauraceae 1			1									
Lauraceae 2			1									
Lauraceae 4			1									
Lauraceae 5				1		1						
Lauraceae 6		1										
Lauraceae 7							1					

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
Lauraceae 8				1		1						
Lauraceae 9								1				
Lauraceae 10										1		
Lauraceae 11										3		
Lauraceae 12										1		
Lauraceae 13				1								
Lauraceae 14										1		
Lauraceae 17		1										
Lauraceae 18		1								1		
Lauraceae 19		2		1								
<i>Licania</i> sp1									1			
<i>Licaria</i> sp1						1					1	
<i>Nectandra puberula</i> (Schott) Nees					1							
<i>Nectandra</i> sp1		1										
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez									1			

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Ocotea daphnifolia</i> (Meisn.) Mez				1								
<i>Ocotea pulchra</i> Vattimo-Gil		1										
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez				3								
<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez					1							
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees						1						
<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez		1										
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer						1						
<i>Ocotea pulchra</i> Vattimo-Gil							1					
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil							1					
<i>Ocotea</i> sp1				1								
<i>Ocotea</i> sp3		1										
<i>Ocotea</i> sp4		1										
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.			1				1					
<i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i> (Meisn.) Rohwer ex Madriñán			1					1	1			
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez									1			



	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don				2								
<i>Leandra aurea</i> (Cham.) Cogn.	4			1								
<i>Leandra melastomoides</i> Raddi	2			4								
<i>Leandra</i> sp1				13			2					
<i>Leandra</i> sp2	7			10		1				4	3	
<i>Leandra</i> sp3				1						5		
<i>Leandra</i> sp4				1								
Melastomataceae 1				2			1			1		
Melastomataceae 2	1			1						1		
Melastomataceae 3	2			1							1	
Melastomataceae 4	1			1								
Melastomataceae 5				2								
<i>Meriania clausenii</i> (Naudin) Triana		1	1	2		1			2			
<i>Meriania tetramera</i> Wurdack									2			
<i>Miconia atlantica</i> Caddah & R. Goldenb.						3						

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	5		2	9		2			1			11
<i>Miconia paniculata</i> (DC.) Naudin	1					13						
<i>Miconia polyandra</i> Gardner	8			11		1	9					
<i>Miconia tristis</i> Spring				1								
<i>Miconia willdenowii</i> Klotzsch ex Naudin							5					
<i>Miconia fasciculata</i> Gardner				3								
<i>Miconia flammea</i> Casar.	5			65			8					
<i>Miconia longicuspis</i> Cogn.		2		11			2					
<i>Miconia</i> sp1	2			3			2			21	1	
<i>Miconia</i> sp2	2			4						10	9	5
<i>Miconia</i> sp3				1		1				4	8	3
<i>Miconia</i> sp4									2	4	1	
<i>Miconia</i> sp5				2								
<i>Miconia</i> sp6												3
<i>Miconia valentinensis</i> Bacci & R.Goldenb.	4			16		2	1					

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Pleroma fissinervia</i> Schrank et Mart. ex DC.										17	13	14
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.							1					
<i>Tibouchina fothersgillae</i> (Schrank & Mart. ex DC.) Cogn.												
<i>Tibouchina</i> sp1							2			5	4	7
<i>Tibouchina</i> sp2							1			8		1
Melastomataceae										4	4	1
<b>Meliaceae</b>												
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.		1		1						1		
<i>Cedrela</i> sp1									1			
<i>Guarea</i> sp1				1								
<i>Trichilia</i> sp1						1	1				1	
<b>Monimiaceae</b>												
<i>Mollinedia gilgiana</i> Perkins												1
<i>Mollinedia heteranthera</i> Perkins						3		3				1
<i>Mollinedia</i> sp1						2				2		

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Mollinedia</i> sp3									1			
<i>Mollinedia stenophylla</i> Perkins							1					
Monimiaceae 1						6						
<i>Mollinedia gilgiana</i> Perkins						1						
<b>Moraceae</b>												
<i>Ficus trigona</i> L.f.									1			
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	1	6	5	5	3	8				9		
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.										1		
<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.					1							
<b>Myristicaceae</b>												
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.						1						
<b>Myrsinaceae</b>												
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.					3							
<b>Myrtaceae</b>												
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg										1		



	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de sementes do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Calyptanthes grandifolia</i> O.Berg									1			
<i>Calyptanthes obovata</i> Kiaersk.						1			2			
<i>Calyptanthes</i> sp1									4			
<i>Calyptanthes</i> sp1				4		2						
<i>Eugenia</i> sp3	1											
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	1											
<i>Eugenia cereja</i> D.Legrand					3							
<i>Eugenia involucrata</i> DC.				2		1						
<i>Eugenia melanogyna</i> (D.Legrand) Sobral						1						
<i>Eugenia oblongata</i> O.Berg	1		1									
<i>Eugenia</i> sp2			3									
<i>Eugenia</i> sp3				1		2						
<i>Eugenia</i> sp4			2	2	1	10			1			
<i>Eugenia</i> sp5						1			2			
<i>Eugenia</i> sp6						2			4			



	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	1			4		2						
<i>Myrcia</i> sp1				5						3		
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	2	12	3	4	1		2			2		
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg			3			5						
Myrtaceae 1		1		2								
Myrtaceae 2		1		2								
Myrtaceae 3				1		1						
Myrtaceae 4										2		
Myrtaceae 5										1		
Myrtaceae 6										1		
Myrtaceae 7										2		
<i>Neomitranthes</i> sp1						1				3		
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine		1										
<i>Myrceugenia</i> sp2				1								
<i>Nyctaginaceae</i> sp1		5	1			3						





	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.	1	6		7			1					
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.		1			2		2					
<i>Myrsine</i> sp2				1								
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1	4		1			9	1				
<i>Stylogyne lhotzkyana</i> (A.DC.) Mez		2	1		2	1			10			
<i>Cybianthus</i> sp1										6	2	4
<b>Proteaceae</b>												
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch							1					
<i>Roupala longepetiolata</i> Pohl	1	3	4	3			1			1	7	1
<i>Roupala montana</i> Aubl.	4	2	1	4		2	13					
<i>Roupala rhombifolia</i> Mart. ex Meisn.							1					
<i>Roupala sculpta</i> Sleumer						1						
<b>Quiinaceae</b>												
<i>Quiina magallano-gomesii</i> Schwacke									1			
<b>Rosaceae</b>												



	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de sementes do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Margaritopsis</i> sp1			1						1			
<i>Margaritopsis</i> sp2		16	18	1	1	115			6			
<i>Margaritopsis</i> sp3						1						
<i>Palicourea longipedunculata</i> Gardner				3								
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.		1	1									
<i>Psychotria alto-macahensis</i> M. Gomes		1	2	1	1	4						
<i>Psychotria brasiliensis</i> Vell.						2						
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltld.		19	4		1	1			4			
<i>Psychotria hastisepala</i> Müll.Arg.						5			1			
<i>Psychotria nemorosa</i> Gardner			1	1		1						
<i>Psychotria pleiocephala</i> Müll.Arg.	12	37	5	28	16	23	12	3	7			
<i>Psychotria ruelliifolia</i> (Cham. & Schltld.) Müll.Arg.				1	2							
<i>Psychotria</i> sp1			1	12		4			1	4	4	11
<i>Psychotria</i> sp2		9				1						
<i>Psychotria</i> sp3						1						







	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.						2						
<i>Diploon cuspidatum</i> (Hoehne) Cronquist									1			
<i>Micropholis</i> sp1									1			
<i>Pouteria coelomatica</i> Rizzini									1			
<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.						1						
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni			1									
<i>Pouteria</i> sp1		1			1							
<i>Pouteria</i> sp2								1				
<i>Pradosia lactescens</i> (Vell.) Radlk.		1										
Sapotaceae 1									1			
Sapotaceae 2									1			
Sapotaceae 3									1			
<b>Siparunaceae</b>												
<i>Siparunaceae</i> sp1						1						
<i>Siparuna brasiliensis</i> (Spreng.) A.DC.						1						

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas de solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<b>Smilacaceae</b>												
<i>Smilax</i> sp1						1						
<b>Solanaceae</b>												
<i>Aureliana cuspidata</i> (Witasek) I.M.C.Rodrigues & Stehmann		2										
<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.					2							
<i>Aureliana picta</i> (Mart.) I.M.C.Rodrigues & Stehmann.										4	4	9
<i>Aureliana</i> sp1										4	4	1
<i>Aureliana</i> sp2										3		1
<i>Aureliana</i> sp3										2		
<i>Aureliana</i> sp4											1	
<i>Brunfelsia brasiliensis</i> (Spreng.) L.B.Sm. & Downs	1	16		1								
<i>Cestrum bracteatum</i> Link & Otto	1	2			1							
Solanaceae 1		1				1	1			2		1
Solanaceae 2					1							

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
Solanaceae 3					2	1						
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.					10							
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	2			2			1			7	9	10
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.		1			5		1	10		14	11	18
<b>Stryacaceae</b>												
<i>Styrax acuminatus</i> Pohl	1	3		9	13	1						
<b>Symplocaceae</b>												
<i>Symplocos variabilis</i> Mart. ex Miq.						2	1		2			
<b>Theaceae</b>												
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	2	5			3		3		1			
<b>Urticaceae</b>												
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.			1	1	5			2		21	11	36
<i>Coussapoa pachyphylla</i> Akkermans & C.C.Berg		3			1							
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.					1				1			
<b>Violaceae</b>										3		1

	Rebrotadoras			Regenerantes			Sobreviventes			Banco de semillas do solo		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Anchietea pyrifolia</i> (Mart.) G. Don										4		1
<b>Vochysiaceae</b>												
<i>Vochysia bifalcata</i> Warm.	1			1			5					
<i>Vochysia</i> sp1							3	2				
<i>Vochysia</i> sp2								1				