

UFRRJ

**INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

DISSERTAÇÃO

**Influência das variáveis ambientais na comunidade
de espécies arbóreas em uma área reflorestada no
município de Cachoeiras de Macacu - RJ**

Alain Rodrigues Thirkell Wheatley

2023



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE
JANEIRO INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

**Influência das variáveis ambientais na comunidade
de espécies arbóreas em uma área reflorestada no
município de Cachoeiras de Macacu - RJ**

Alain Rodrigues Thirkell Wheatley

Sob a Orientação do Pesquisador

Jarbas Marçal Queiroz

Dissertação submetida como requisito
parcial para obtenção do grau de **Mestre em
Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em
Ciências Ambientais e Florestais, área de
Concentração em Conservação da Natureza

Seropédica, RJ

Fevereiro de 2023

W557i Wheatley, Alain Rodrigues Thirkell, 1994-
Influência das variáveis ambientais na comunidade
de espécies arbóreas em uma área reflorestada no
município de Cachoeiras de Macacu - RJ / Alain
Rodrigues Thirkell Wheatley. - Rio de Janeiro, 2023.
68 f.

Orientador: Jarbas Marçal Queiroz.
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal Rural
do Rio de Janeiro, Programa de Pós Graduação em
Ciências Ambientais e Florestais, 2023.

1. Restauração ecológica. 2. Reflorestamento. 3.
Ecologia florestal. 4. Ecologia de comunidades. 5.
Regeneração natural. I. Queiroz, Jarbas Marçal, 1968-,
orient. II Universidade Federal Rural do Rio de
Janeiro. Programa de Pós Graduação em Ciências
Ambientais e Florestais III. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

ALAIN RODRIGUES THIRKELL WHEATLEY

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 27 / 02 / 2023

Jarbas Marçal de Queiroz. Prof. Dr. UFRRJ
(Orientador)

Jerônimo Boelsums Barreto Sansevero. Prof. Dr. UFRRJ

Andre Scarambone Zau. Prof. Dr. UNIRIO

Luiz Fernando Duarte de Moraes. Prof. Dr. EMBRAPA



TERMO Nº 42/2024 - PPGCAF (12.28.01.00.00.00.27)

(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

(Assinado digitalmente em 19/02/2024 14:49)

JARBAS MARCAL DE QUEIROZ

PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR

DeptCAmb (12.28.01.00.00.00.29)

Matricula: ###563#1

(Assinado digitalmente em 01/03/2024 20:31)

JERONIMO BOELSUMS BARRETO SANSEVERO

PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR

DeptCAmb (12.28.01.00.00.00.29)

Matricula: ###372#1

(Assinado digitalmente em 05/03/2024 17:41)

ANDRÉ SCARAMBONE ZAÚ

ASSINANTE EXTERNO

CPF: ###.###.727-##

(Assinado digitalmente em 15/02/2024 11:17)

LUIZ FERNANDO DUARTE DE MORAES

ASSINANTE EXTERNO

CPF: ###.###.058-##

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/documentos/> informando seu número: **42**, ano: **2024**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **15/02/2024** e o código de verificação: **4333687907**

DEDICATÓRIA

Há um prazer nas florestas desconhecidas; Um
entusiasmo na costa solitária;
Uma sociedade onde ninguém penetra; Pelo
mar profundo e música em seu rugir;
Amo não menos o homem, mas mais a natureza...

Lord Byron, 1826

AGRADECIMENTOS

Gostaria de fazer um agradecimento especial ao professor André Zaú, por ter dado sentido à minha trajetória acadêmica ainda na minha graduação, me lançando nessa área – mesmo que sem ter ideia ainda à época –, e me permitindo crescer estudando, pesquisando e vivendo a ecologia de florestas. Pela oportunidade de vivenciar a pesquisa dentro de uma Universidade pública brasileira, pela oportunidade de me lançar de corpo e alma na Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro e por proporcionar momentos de troca em campo e em laboratório com outros alunos, estagiários, pesquisadores e voluntários.

Um agradecimento também especial ao meu orientador e amigo, Jarbas Queiroz, por todo o apoio e comparecimento – que mesmo em tempos difíceis de pandemia não deixou por nenhum momento de se fazer disponível e presente.

À minha banca, Jerônimo Sansevero e Luiz Fernando Duarte, pelo acompanhamento desde o início do meu caminho no mestrado. Pela dedicação de tempo e esforço dada em nossas trocas, mesmo que virtuais, que me auxiliaram tanto no decorrer da escrita e direcionamento da pesquisa.

Ao Marcelinho de Souza, pelo acompanhamento desde a minha graduação, pelas identificações botânicas ao longo do tempo, disciplinas cursadas e vivências extremamente enriquecedoras.

À minha família, pelo apoio bizarramente incondicional às minhas escolhas de vida, acadêmicas ou não. São também eles os grandes responsáveis pelos caminhos que venho seguindo.

Aos meus amigos de vida e de faculdade, por todas as trocas e crescimentos durante os últimos anos.

À CAPES, pelo apoio e incentivo financeiro em parte do projeto de pesquisa presente.

À Reserva Ecológica de Guapiaçu, pelo incentivo concedido à pesquisa dentro de seus limites. Pelo apoio e acompanhamento desde 2018 durante meu primeiro contato com a pesquisa acadêmica.

Ao Nicholas, Raquel e Mikaela Locke, pelo carinho e cuidado comigo e com toda as equipes de campo durante nossas incursões para levantamentos da comunidade vegetal.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais.

RESUMO

WHEATLEY, Alain Rodrigues Thirkell. **Influência das variáveis ambientais na comunidade de espécies arbóreas em uma área reflorestada no município de Cachoeiras de Macacu - RJ.** 2023. 53p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais).

Instituto de Florestas, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

A Mata Atlântica em sua extensão original já chegou a ser uma das maiores do planeta e é apontada como um dos cinco mais importantes hotspots de biodiversidade mundial. Nos últimos séculos, porém, a cobertura florestal do planeta tem sido reduzida e fragmentada drasticamente. Com isso, diversos projetos vêm sendo implementados em todo o mundo com o objetivo de restaurar biomas mais impactados. O plantio em área total é uma das técnicas mais utilizadas para a restauração de áreas de floresta atlântica. Porém, pouco ainda se sabe sobre a importância da comunidade de indivíduos regenerantes em áreas que passaram por restauração ativa. Há uma diversa gama de fatores e processos que influenciam a chegada e o estabelecimento de indivíduos regenerantes em áreas deste tipo. A área de estudo compreende uma área de 100 hectares que passou por plantio de mudas em área total, com trechos de relevo plano e presença de dois morrotes, localizada dentro da Reserva Ecológica de Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu – RJ. A amostragem foi feita pela distribuição aleatória de 50 parcelas de 100m² cada, totalizando 0,5 hectare amostrado. Nesta pesquisa buscamos entender como a declividade, distância de fragmentos florestais e alguns fatores bióticos como densidade e riqueza de indivíduos plantados influenciaram a densidade, a riqueza e a composição de espécies da comunidade de plantas arbóreas regenerantes. A declividade e a distância da parcela até os trechos de floresta circundante mais próxima influenciaram a composição de espécies regenerantes da área ($R^2=0,194$). A riqueza dos regenerantes, por sua vez, foram influenciadas positivamente pela densidade de indivíduos plantados e pela densidade de indivíduos de *Guarea guidonia* (L.) Sleumer, também plantados. Já a densidade de indivíduos regenerantes amostrados foi influenciada positivamente pela riqueza de plantados e a distância da floresta circundante, e negativamente pela densidade de plantados e a cobertura de gramíneas da área. As espécies mais abundantes na regeneração natural foram *Moquiniastrum polymorphum* (Less.) G. Sancho, *Cecropia pachystachya* Trécul, *Miconia albicans* (Sw.) Steud., *Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. e *Guarea guidonia* (L.) Sleumer. Destas, apenas a *Miconia albicans* mostrou-se sensível às variáveis físicas estudadas, as outras quatro espécies mostraram-se

mais generalistas. Os resultados confirmaram que não apenas as características da comunidade de indivíduos plantados na área, como as características físicas locais e do entorno são capazes de influenciar a colonização das espécies regenerantes.

ABSTRACT

The Atlantic Forest in its original extension has already become one of the largest on the planet and is considered one of the five most important hotspots of the world in terms of biodiversity. In recent centuries, however, the planet's forest cover has been drastically reduced and fragmented. As a result, several projects have been implemented around the world aiming the restoration of the most impacted biomes, being the total area planting one of the most used techniques for restoring areas of the Atlantic forest. However, little is known about the importance and dynamics of the community of regenerating individuals in actively restored areas. There is a diverse range of factors and processes that influence the arrival and establishment of regenerating individuals in areas of this type. This study focus on an area of 100 hectares, reforested by total area planting seedlings, with stretches of flat relief and the presence of two hills, located in the Ecological Reserve of Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu - RJ. Sampling was carried out by randomly distributing 50 plots of 100m² each, totaling 0.5 hectares sampled in total. In this research, we sought to understand how some variables in the study area influenced the density, richness and species composition of the regenerating community. The slope and distance of the plot to the nearest surrounding forest patches were the only variables that influenced the species composition of the area ($R^2=0,194$). The richness of regenerating individuals, in turn, were positively influenced by the density of planted individuals and by the density of *Guarea Guidonia* individuals also planted. The density of sampled regenerating individuals was influenced by the greater number of analyzed variables, while the richness of planted trees and the distance from the surrounding forest caused positive variation; the planting density and grass cover in the area had a negative influence on this parameter. The most abundant species in natural regeneration were *Moquiniastrum polymorphum* (Less.) G. Sancho, *Cecropia pachystachya* Trécul, *Miconia albicans* (Sw.) Steud., *Myrsine Coriaceae* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. and *Guarea guidonia* (L.) Sleumer. Of these five species, only *Miconia albicans* was sensitive to the physical variables studied, the other four species were more generalist. The results confirmed that not only the decisions made during planting, but also the local and surrounding physical characteristics are capable of influencing the colonization of regenerating recruits.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Gráfico de balanço hídrico mensal na área de estudo, baseado no solo predominante, Latossolo vermelho-amarelo distrófico (CAD=350mm). Em vermelho, déficit hídrico presente nos quatro meses, de Junho a Setembro, e em destaque azul, o excedente hídrico.....	23
Figura 2: Em destaque ao centro, a área de estudo de 100 hectares. Em torno dela, região circundada por Floresta Atlântica pertencente ao Parque Estadual dos Três Picos e à Reserva Ecológica de Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu - RJ.	24
Figura 3: Mapa da área de 100 hectares com as 50 parcelas amostradas em destaque. Reserva Ecológica de Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu – RJ.	26
Figura 4: Análise de Correlação Canônica (CCA) para as espécies regenerantes amostradas no trecho de Floresta ombrófila densa dentro da Reserva Ecológica de Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu – RJ, e as variáveis ambientais do presente estudo. (R^2 : 0,194, p-valor: 0,004). Cobgram = cobertura de gramíneas, relnum = declividade, distflor = distância da floresta, densguareaplant = densidade de indivíduos de Guarea guidonia plantadas, densplant = densidade de indivíduos de Guarea guidonia plantados, densplant = densidade de indivíduos plantados, riqplant = riqueza de indivíduos plantados.....	35

Sumário

1. INTRODUÇÃO	13
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	13
2.1 Condição atual e histórico da Mata Atlântica no Brasil e no Rio de Janeiro	13
2.2 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	15
2.3 Um modelo teórico para entender o estabelecimento das comunidades vegetais	16
2.4 Regeneração natural	17
3. OBJETIVO GERAL	19
3.2 Objetivos específicos	19
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	19
4.1 Área de estudo	19
4.2 Histórico de ocupação	21
4.3 Sobre o projeto de reflorestamento	22
4.4 Coleta de dados em campo	22
4.5 Levantamento de dados funcionais das espécies	23
4.6 Definição das classes topográficas	24
4.7 Distâncias das parcelas para os trechos de floresta	25
4.8 Análises de dados	25
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
5.1 Comunidade de indivíduos Plantados	26
5.2 Comunidade de indivíduos Regenerantes.....	27
5.2.1 Caracterização florística	27
5.2.2 Influência da declividade na comunidade de regenerantes.....	28
5.2.3 Influência da distância de fragmentos florestais na comunidade de regenerantes	29
5.2.4 Efeitos da densidade e riqueza de indivíduos plantados na comunidade de regenerantes	30
5.2.5 Influência da Cobertura de gramíneas na comunidade de regenerantes	31
5.2.6 Influência da densidade de <i>Guarea guidonia</i> plantadas na comunidade de regenerantes ...	31
6. CONCLUSÕES.....	32
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	32
8. ANEXOS	44

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais contêm de 50% a 66% da biodiversidade global terrestre (ÁLVAREZ-YÉPIZ et al, 2008) e são capazes de prover serviços ecossistêmicos vitais em escalas locais, regionais e globais (AWETO, 1981; BAUTISTA-CRUZ e DEL CASTILLO, 2005). Nas últimas décadas elas vêm sofrendo perdas generalizadas, em grande parte como consequência da expansão agrícola (BECKNELL, 2012).

Em contraposição, diversos projetos vêm sendo implementados em todo o mundo com o objetivo de restaurar milhões de hectares de florestas tropicais (BENAVIDES et al, 2006; BOBO et al, 2006). Neste sentido, grandes projetos de reflorestamento com técnicas de plantio acabam sendo uma estratégia muito adequada na maioria das vezes (RODRIGUES et al., 2009; da SILVA et al, 2019).

Diversos estudos estão sendo realizados para entender o desenvolvimento e o sucesso dessas ações de forma a aprimorar técnicas e diminuir custos dos plantios em grande escala (LIMA et al, 2016; SILVA et al, 2016; PIAIA et al, 2021). O monitoramento das ações e dos resultados do reflorestamento de uma área é considerado etapa fundamental para a avaliação do sucesso ou insucesso do projeto (da SILVA et al., 2019). Estes tipos de intervenções são oportunidades ideais para testar experimentalmente o efeito das condições iniciais nos processos de estabelecimento da comunidade vegetal (CHAZDON, 2008) e orientar sobre a alocação de recursos na gestão e restauração de ecossistemas florestais (HOLL et al, 2017).

Além disso, nas últimas duas décadas alguns estudos vêm se esforçando para avaliar os efeitos das características bióticas e abióticas das áreas no desenvolvimento das espécies. Entre eles destacam-se: influências do relevo local (DAWS et al, 2004; DAWS et al, 2002; MENDEZ-TORIBIO et al, 2016), altitude, proximidade de corpos hídricos ou de trechos de florestas remanescentes (HOLL et al, 2017) e presença de serrapilheira no solo (CORRÊA, 2017). Estes tipos de estudos são importantes uma vez que há ainda, falta de informações sobre as respostas de espécies da Mata Atlântica frente a ambientes com diferentes níveis de estresse. Com isso, acaba se limitando a recomendação de espécies e uma melhor eficiência no seu uso em projetos (IANNELLI-SERVIN, 2007), podendo comprometer a restauração na fase inicial do processo.

Desse modo, o presente estudo se dispõe a auxiliar na interpretação dos atributos estruturais e florísticos da comunidade vegetal de uma área de cem hectares, de modo a obter respostas que auxiliem em projetos futuros de restauração ecológica. O trecho do estudo foi reflorestado por plantio de mudas em área total, dentro de uma Reserva Particular do Patrimônio Natural, a Reserva Ecológica de Guapiaçu - REGUA, localizada no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Condição atual e histórico da Mata Atlântica no Brasil e no Rio de Janeiro

O bioma Mata Atlântica é uma das extensões territoriais do planeta prioritárias para a conservação (CUNHA e GUEDES, 2013) e manutenção da biodiversidade (BRANCALION et al., 2019). É considerado um dos cinco mais importantes hotspots de biodiversidade mundial (MYERS et al., 2000). Este bioma possui elevada diversidade biológica, taxa de endemismo elevada e ainda muitas espécies ameaçadas de extinção (CUNHA e GUEDES, 2013). Alguns dos fatores que contribuem para a sua alta

diversidade e endemismo estão relacionados à sua extensão em latitude – do sul ao nordeste do Brasil - e às variações em altitude, proporcionando ao bioma uma alta variabilidade de clima, topografia e tipos de solo (ALMEIDA, 2016). No passado ela já cobriu cerca de 150 milhões de hectares (RIBEIRO et al., 2009), contendo de 1-8% do total de espécies da fauna e flora mundial (SILVA e CASTELETI, 2003).

Nas últimas décadas, porém, distúrbios provocados pela presença humana ou ações humanas nas decisões tomadas no uso da terra vêm ameaçando os trechos florestados remanescentes e limitando a regeneração natural da floresta (DE LIMA et al., 2020; ROSA et al., 2021), impactando negativamente a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas (DE LIMA et al., 2020). O histórico de degradação ambiental do bioma é o mais antigo e contínuo do Brasil (D'ARRIGO et al., 2020), e as alterações na paisagem florestal não só modificam diretamente espaços naturais como geram a fragmentação de diversos habitats e paisagens. São consequências desta degradação: a insularização, efeitos de borda (CARVALHO et al., 2004) e perda de espaços para espécies invasoras (e.g. ZAUÍ, 2014), fatores que acarretam grave pressão sobre a biodiversidade (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2014).

Alguns estudos de levantamentos foram realizados nas últimas décadas como intuito de chamar atenção sobre os percentuais de cobertura remanescente de floresta Atlântica. Ribeiro e colaboradores (2009) apontaram como ainda restantes de 11,4% a 16% de cobertura original, enquanto um estudo feito pela SOS Mata Atlântica em conjunto com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais concluiu que restavam cerca de 13,1% de remanescentes. Em estudo também recente (REZENDE et al., 2018) em que foram utilizados mapas de cobertura do solo com a maior resolução até o momento, os resultados diferiram um pouco mais dos anteriormente citados, indicando que restavam 28%, totalizando 32 milhões de hectares de floresta. Apesar das divergências entre os valores encontrados, muitas pesquisas mostram que a maioria dos fragmentos restantes apresenta baixa qualidade ecológica, com altos percentuais de fragmentação, sendo 83,4% deles menores que 50 ha e 97% menores que 250ha (RIBEIRO et al., 2009). O Estado do Rio de Janeiro já teve todo seu território coberto pela Mata Atlântica. No momento, entretanto, ela se encontra restrita a menos de 20% desta área, e as manchas ainda remanescentes localizadas nas vertentes das cadeias montanhosas da Serra do Mar (RIBEIRO et al., 2009).

Em virtude deste cenário, novos instrumentos normativos vêm sendo desenvolvidos nas últimas décadas com a intenção de garantir a conservação e restauração desse bioma. Entre eles, a Lei da Mata Atlântica (BRASIL, 2006) e a Lei 12.651, também conhecida como novo Código Florestal (BRASIL, 2012), que estabelece normas gerais para a proteção da vegetação nativa. No Brasil, esta Lei, complementada pelo PLANAVEG (Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa), aborda também a necessidade e importância da recuperação/restauração da vegetação nativa. Até o ano de 2005, cerca de metade dos remanescentes florestais deste bioma estavam protegidos como Unidades de Conservação (GALINDO e CÂMARA, 2005), o que é de grande importância para sua manutenção. Em 2011 foi lançado o Bonn Challenge, um compromisso global de países, ONGs e empresas privadas que visa restaurar 350 milhões de hectares de florestas degradadas até 2030 (CHAZDON et al., 2017; GRASSI et al., 2017; HOLL, 2017). Esses esforços aumentam o número de florestas secundárias, que são aquelas resultantes da regeneração da vegetação lenhosa em terras que foram abandonadas após eliminação da vegetação original (DENT e WRIGHT, 2009). As florestas secundárias promovem a elevação dos níveis de sequestro de carbono e fornecem ou propiciam importantes serviços ecossistêmicos capazes de regular o clima e fornecer bens e serviços para as comunidades locais (BASTIN et al., 2019).

No contexto das florestas tropicais no mundo, as taxas anuais de perda de áreas de florestas são maiores do que o ganho de novas áreas (RIBEIRO et al., 2009). Nos trópicos, as florestas naturais diminuíram de 1966 milhões de hectares em 1990 para 1770 milhões de hectares em 2015 (KEENAN et al., 2015). Este fato, aliado aos recentes esforços da restauração florestal como estratégia central de mitigação das mudanças climáticas (BERNAL et al., 2018; GRISCOM et al., 2017, PUGH et al., 2019) e às altas taxas de acumulação de carbono da biomassa acima do solo (BRANCALION et al., 2020), dão destaque às florestas secundárias no cenário mundial. Atualmente, essas florestas representam mais da metade da cobertura florestal global (FAO, 2015). À medida que as florestas primárias continuam sendo perdidas (KEENAN et al., 2015) enquanto esforços de restauração se expandem em algumas regiões (NANNI et al., 2019), a tendência é que essa proporção aumente ainda mais.

2.2 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Os projetos de restauração vêm auxiliando a recuperação dos ecossistemas degradados ou impactados, restabelecendo florestas capazes de se autoperpetuar, ou seja, que não dependem de intervenções humanas constantes (BRANCALION et al., 2013). A prática da restauração ecológica engloba diferentes etapas, como planejamento das ações, estratégias e recursos disponíveis, passando pela execução do projeto e monitoramento ao longo do tempo (HOLL e AIDE, 2011, OVERBECK et al., 2016). As condições almejadas devem levar em conta o ecossistema que ocorria antes do evento de degradação, ou seja, o ecossistema de referência (HIGGS et al., 2014), e para a restauração em larga escala é fundamental envolver os produtores e proprietários de terras (MORAES et al., 2006).

Ações restauradoras devem estar ligadas desde a remoção de fatores de perturbação (AIDE et al., 2000; WADT, 2003) até a interferência do homem através de técnicas para acelerar e influenciar a trajetória da sucessão natural do local - restauração ativa. Trabalhos de fotointerpretação indicavam, por exemplo, que até o início desse século, quase metade da área do estado do Rio de Janeiro era coberta por pastagens (FUNDAÇÃO CIDE, 2001). Em muitos destes casos, somente a intervenção humana consegue converter essas áreas novamente em florestas (FLORENTINE e WESTBROOKE, 2004), a partir da aplicação simultânea de princípios ecológicos e práticas silviculturais sustentáveis (KNOWLES e PARROTTA, 1995).

Há uma enorme gama de possibilidades e técnicas a serem utilizadas para a restauração de uma área, sendo uma das mais comuns a do plantio de mudas em área total, principalmente devido à procura por resultados mais imediatos (RODRIGUES et al., 2009). Essa técnica se constitui no plantio de espécies nativas em toda ou grande parte da extensão da área a ser restaurada, facilitando a restauração a partir do estabelecimento de espécies lenhosas (de MORAES et al., 2006). É importante salientar que em caso de ambientes restaurados por plantios, o ambiente florestal somente será mantido a longo prazo, caso o dossel seja continuamente refeito por meio da substituição gradual das espécies à medida que os indivíduos das espécies pioneiras entram em senescência (BRANCALION et al., 2013). Os plantios de espécies arbóreas nativas são hoje uma importante ferramenta para a restauração de áreas degradadas, servindo como catalisadores da sucessão ecológica (PARROTTA et al., 1997; RODRIGUES et al., 2009).

Nos projetos de restauração é importante que se propicie uma elevada diversidade de espécies vegetais nativas plantadas, formando uma floresta complexa e funcional

(BRANCALION et al., 2010). Essa complexidade dos ecossistemas engloba também características funcionais das espécies arbóreas (GARNIER et al., 2007), que desempenham papel essencial nos ecossistemas (McGILL et al., 2006). Florestas pobres em espécies apresentam baixa diversidade funcional e, dessa forma, são menos capazes de reter biodiversidade e prestar uma gama maior de serviços ambientais (BRANCALION et al., 2010). Chamamos de características funcionais os atributos mensuráveis de um indivíduo que tem o potencial para impactar o fitness (CADOTTE et al., 2011), como tamanho da folha, capacidade de fixar nitrogênio, área foliar específica, dispersão de sementes e capacidade de crescimento rápido. A partir de um incremento de espécies que apresentam dispersão zoocórica, por exemplo, é possível aumentar a capacidade de atração de fauna dispersora de propágulos (HOLL et al., 2000). Ao favorecer a presença de polinizadores e dispersores de sementes, sabendo-se que a maioria das espécies de florestas tropicais é alógama (BAWA, 1974; CASTRO, 2007) e tem suas sementes dispersas por animais (SEIDLER e PLOTKIN, 2006; ALMEIDA-NETO et al., 2008), se ampliam as possibilidades da reconstrução de uma floresta funcional e sustentável.

É possível inferir que as florestas restauradas são, portanto, produtos de fatores bióticos e abióticos que influenciam as regras de estabelecimento destas comunidades.

2.3 Um modelo teórico para entender o estabelecimento das comunidades vegetais

Uma comunidade é um conjunto de indivíduos representativos de diversas espécies que coexistem em um espaço e período específicos. Por sua vez, a ecologia de comunidades se dedica ao estudo dos padrões envolvendo a diversidade, abundância e composição das espécies presentes nessas comunidades, bem como os processos que dão origem a tais padrões (VELLEND, 2010).

Na ecologia de comunidades, qualquer reviravolta adicionada aos seus modelos teóricos pode influenciar nos padrões observados, o que aumenta a dificuldade de se encontrar modelos de resposta abrangentes dentro desta ciência (VELLEND, 2010). Há pouco mais de vinte e cinco anos, Palmer (1994) identificou 120 hipóteses diferentes para explicar a manutenção da diversidade de espécies, e essa lista hoje seria provavelmente ainda maior. Isso ocorre porque, de forma geral, a coexistência de espécies em um ambiente sempre depende de trocas de alguns tipos, com diferentes espécies tendo mais aptidão e vantagens sob diferentes conjuntos de condições, especificadas por alguma combinação entre o ambiente abiótico e as densidades das próprias espécies (CHESSON, 2000). No entanto, apesar do número alto de mecanismos que sustentam padrões em comunidades ecológicas, todos eles envolvem apenas quatro tipos distintos de processos: seleção, dispersão, deriva e especiação (VELLEND, 2010).

Neste sentido, são fatores que fundamentam a influência da seleção e adaptação das espécies nos padrões de uma comunidade: o regime de perturbação, tipos de interações diretas entre organismos, as respostas funcionais ou comportamentais dos organismos às diferentes densidades de espécies interagindo, o grau de especialização em interações interespecíficas, quantidade de recursos limitantes e a presença e natureza de interações indiretas entre as espécies (PUTMAN, 1994; MORIN, 1999; RICKLEFS e MILLER, 1999). Este mecanismo ocorre quando os indivíduos de uma população variam em algum aspecto e quando diferentes variantes se reproduzem ou se replicam em taxas diferentes (DARWIN, 1859; BELL, 2008; NOWAK, 2006), fazendo com que ela possa variar no espaço ou no tempo, com consequências potencialmente importantes para a dinâmica da comunidade.

Outro mecanismo de grande relevância é a dispersão - o movimento de organismos

através do espaço. Sua influência na dinâmica da comunidade depende do tamanho e da composição das comunidades de onde vêm os dispersores e daquelas para a qual eles se dispersam (HOLYOAK et al., 2005). É evidente, portanto, que as consequências destes mecanismos na comunidade não podem e não devem ser olhadas por uma única perspectiva, mas devem ser abordadas em relação à ação e resultados de outros processos (VELLEND, 2010). Neste sentido, por exemplo, a gama de resultados quando a dispersão interage com a seleção é enorme. A natureza da seleção entre as espécies em uma localidade pode assumir muitos caminhos diferentes, e a dispersão pode implicar múltiplas localidades, que podem estar próximas ou não, e cada uma delas representa um ambiente seletivo único.

Os outros dois mecanismos, deriva e especiação, também possuem sua relevância nos estudos de comunidade, entretanto seus estudos em pequenas escalas podem ser um pouco mais difíceis de serem medidos, e não serão, neste estudo, avaliados. Como cita o mesmo autor, o primeiro mecanismo – a deriva – se refere ao componente estocástico das comunidades, que são processos inerentes a qualquer comunidade finita de indivíduos. Já a especiação é a capacidade de produzir espécies diferentes em diferentes massas de terra, mesmo sob condições ambientais muito semelhantes, aumentando assim a variação na composição em grande escala.

Todos esses processos, principalmente os dois primeiros citados, agindo em conjunto, ditarão os rumos de uma comunidade. As formas de vida ali presentes irão se estabelecer em determinada área segundo as condições ambientais e os recursos presentes no meio. Para que os organismos se estabeleçam em tais ambientes, eles devem ter características fisiológicas, comportamentais e morfológicas para superar as barreiras impostas por fatores abióticos e interações interespecíficas (BARBOSA et al., 2009). Desse modo, indivíduos que não apresentem características necessárias para superar esses filtros ambientais não conseguirão se estabelecer naquele local (CORNWELL et al., 2006). Em comunidades vegetais de florestas tropicais bem conservadas, por exemplo, a luz é um recurso importante e muitas vezes escasso, que age como um forte filtro ambiental para diversas espécies (BARBOSA et al., 2009). Por sua vez, em áreas degradadas e com alta incidência de luz solar o excesso de luminosidade impede o nascimento e desenvolvimento de espécies pouco tolerantes a ela. À medida que se aumenta a escala espacial, a força seletiva desses filtros se torna ainda mais relevante na montagem das comunidades, visto que se engloba uma maior heterogeneidade ambiental, selecionando espécies similares funcionalmente com traços conservados dentro de cada posição do gradiente ambiental (CAVENDERBARES et al., 2009; KRAFT; ACKERLY, 2010; WEBB et al., 2002).

2.4 Regeneração natural

Regeneração natural de florestas tropicais é um processo de colonização de espécies e montagem de comunidades (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001; CHAZDON 2008b, 2014), capaz de recuperar gradualmente a estrutura, função e composição do ecossistema (CHAZDON e GUARIGUATA, 2016). As características e o ritmo da regeneração natural são fortemente influenciados pelo clima, solos, distúrbios e uso anterior da terra, vegetação circundante, pool de espécies e pelo próprio plantio de mudas que tenha ocorrido na área (CHAZDON, 2014). Este processo tem sido amplamente discutido pelo seu potencial de promover a restauração em larga escala em florestas tropicais (CHAZDON, 2014; CHAZDON e GUARIGUATA, 2016; CHAZDON e URIARTE, 2016; ELLIOTT, 2016; LATAWIEC et al., 2016; STRASSBURG et al., 2016).

Embora algumas florestas estejam se regenerando naturalmente na região neotropical (NANNI et al., 2018), é difícil prever os rumos que a vegetação de cada área tomará, uma vez que pode ser impulsionada por uma gama de fatores biofísicos em diferentes escalas espaciais (BORDA-NINO et al., 2020). Diversos estudos demonstram alguns fatores dos quais a regeneração natural tem se mostrado dependente da distância e isolamento de florestas (PEREIRA et al., 2013; CURRAN et al., 2014; CROUZEILLES et al., 2016), disponibilidade de propágulos (KAUANO et al., 2013), frequência e ocorrência de incêndios (HOPPER et al., 2014), características do banco de sementes do solo (LAMB et al., 2005), intensidade de degradação do solo (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001), histórico de ocupação e uso do solo (LAMB et al., 2001), presença de gramíneas invasoras (PEREIRA et al., 2013). No caso de áreas que passam por reflorestamento ativo, a própria escolha das espécies nativas irá influenciar o surgimento de espécies da regeneração natural (SUGANUMA et al., 2014; LAMEIRA et al., 2019).

Neste sentido, o recrutamento de novas espécies em uma área depende da superação de alguns filtros ecológicos, como a capacidade de chegada à área degradada e de sua sobrevivência às condições ambientais locais, onde pode haver intensa competição e predação (REID et al., 2015).

É importante ressaltar que em estudos de maior escala espacial, alguns fatores serão responsáveis por uma maior influência na diversidade de árvores, como o clima, topografia e regimes de perturbação (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017); enquanto em escalas mais locais, fatores como conectividade, cobertura florestal, tamanho e forma dos remanescentes florestais acabam tornando-se mais relevantes (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017; CROUZEILLES et al., 2019). Neste sentido, a proximidade de fontes de propágulos e conectividade entre remanescentes florestais são fatores cruciais para a restauração (ZERMEÑO-HERNÁNDEZ et al., 2015), uma vez que propiciam a chegada de sementes trazidas pelo vento e pela fauna local. Diversos estudos demonstram que há grande influência da dispersão no recrutamento de árvores em florestas tropicais secundárias, fazendo com que as taxas de regeneração natural se correlacionem positivamente com a quantidade de cobertura florestal circundante (CRK et al., 2009; de SOUZA LEITE et al., 2013; KAUANO et al., 2014; CROUZEILLES e CURRAN, 2016). Na prática, porém, uma complexa rede de interações e variáveis fará com que seus efeitos sejam consideráveis ou não em uma comunidade vegetal.

Em escalas locais, especialmente em áreas montanhosas onde se encontra um complexo de microtopografia, a posição topográfica pode ter grande impacto nos padrões de emergência e sobrevivência das plântulas regenerantes (DAWS et al., 2005), uma vez que a disponibilidade de água pode variar significativamente (BORCHERT, 1994; OLIVEIRA-FILHO et al., 1998). Em regiões de florestas tropicais, por exemplo, áreas de encosta e áreas planas podem apresentar composição de espécies bastante distintas (HARMS, 1997; SVENNING, 1999; DEBSKI et al., 2000; HARMS et al., 2001; SEGURA et al., 2003). Os solos de áreas distintas de uma topossequência, por exemplo, possuem características que permitem avaliar a tolerância e adaptação de determinadas espécies a ambientes de encosta, topos de morros e áreas planas. (MARANGON, 1999). A diversidade de relevos está geralmente associada a diferenciações no regime hídrico, na quantidade de radiação solar disponível para as plantas e nas características do solo. Esses fatores também influenciam o desenvolvimento das plantas (FERNANDES, 1998; PEZZOPANE, 2001), fazendo com que, de um modo geral, o aumento da declividade reduza o crescimento das plantas (HIGUCHI, 2003).

Por conta destes e de outras complexas relações que podem influenciar a comunidade de regenerantes, principalmente em áreas com desmatamento excessivo onde haja uma combinação de dispersão limitada de sementes, vegetação exótica agressiva e

solos muito degradados, a recuperação pode ser lenta ou inexistente (HOLL, 2012). Nestes casos, estratégias de restauração ativa como plantar árvores, corrigir o solo e contornar a topografia (MELI et al., 2017) podem acelerar ou até mesmo viabilizar a recuperação florestal, aumentando a diversidade local (SUGANUMA et al., 2014) e o armazenamento de carbono (LAGANIERE et al., 2010). Essas técnicas influenciam no incremento de vegetação regenerante, uma vez que a cobertura do dossel e a vegetação de sub-bosque afetam fortemente a dispersão de sementes e o estabelecimento e a sobrevivência das plântulas (HOOPER et al., 2005; OMEJA et al., 2011; HOLL, 2012). Com o crescimento dos indivíduos plantados, diminui-se também a incidência de luz solar no solo, combatendo indiretamente as gramíneas exóticas invasoras (FRAGOSO et al., 2020), que são grandes barreiras para a restauração em florestas tropicais. Além disso, atraem aves e morcegos que usam essas árvores como poleiros, contribuindo para a chegada de sementes (DIAS et al., 2014).

3. OBJETIVO GERAL

Avaliar a estrutura da comunidade vegetal de regenerantes e entendendo como as variáveis ambientais influenciam nos atributos analisados quatro anos após a área passar por plantio em área total, em um trecho de Mata Atlântica dentro da Reserva Ecológica de Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu – RJ

3.2 Objetivos específicos

- i. A declividade do terreno influenciou a densidade e riqueza dos indivíduos regenerantes? E a mesma variável afetou a composição das espécies?
- ii. Como a distância das parcelas até o trecho de floresta secundária mais próxima afeta os atributos dos indivíduos provenientes da regeneração espontânea?
- iii. Como a densidade e riqueza de indivíduos plantados influenciou o estabelecimento dos indivíduos regenerantes na área de estudo?
- iv. A cobertura de gramíneas interferiu no número de espécies e de indivíduos das parcelas?
- v. A densidade de indivíduos de *Guarea guidonia* plantadas influenciaram negativamente na densidade, riqueza e composição da regeneração natural?

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA) está localizada no município de Cachoeiras de Macacu, na região Metropolitana do Rio de Janeiro. O município tem um território de 954 km² e uma população de 54.273 habitantes (IBGE, 2012). Mais de um

terço de seu território está legalmente protegido em Unidades de Conservação (UC), e o município tem destaque não apenas para suas áreas protegidas, como pela importância de fornecer água para outros municípios (AZEVEDO et al., 2019).

A REGUA está localizada em um remanescente de Mata Atlântica, em relevo escarpado da cadeia de maciços da Serra do Mar na região sudeste do Brasil e possui aproximadamente 7.380 hectares. A cobertura vegetal da região é caracterizada como Floresta Ombrófila Densa, e varia em quatro diferentes fitofisionomias: Floresta Ombrófila Densa Aluvial, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Floresta Ombrófila Densa Submontana e Floresta Ombrófila Densa Montana (VELOSO et al., 1991). Além de contemplar áreas remanescentes da mata atlântica, a região contribui de forma significativa para a manutenção do Corredor Ecológico da Serra do Mar e da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, que são áreas de crucial importância para a conservação da biodiversidade mundial, a paisagem e os recursos hídricos e para o fomento a um desenvolvimento sustentável (RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA, 2009).

Segundo Köppen, o clima da região é tropical com verão chuvoso e inverno seco, classificado como tipo Af, com temperatura média anual de 22,4°C (COUTO, 2010). Em classificação mais recente, Alvares e colaboradores (2013) determinaram o clima como Cwb (Zona úmida subtropical com inverno seco e verão temperado). A precipitação média anual é de 2.095mm (COUTO, 2010), no qual dezembro e janeiro apresentam-se como os meses mais chuvosos e junho e julho os menos chuvosos (Figura 1). O solo do local é composto quase em sua totalidade por Latossolo vermelho-amarelo distrófico.

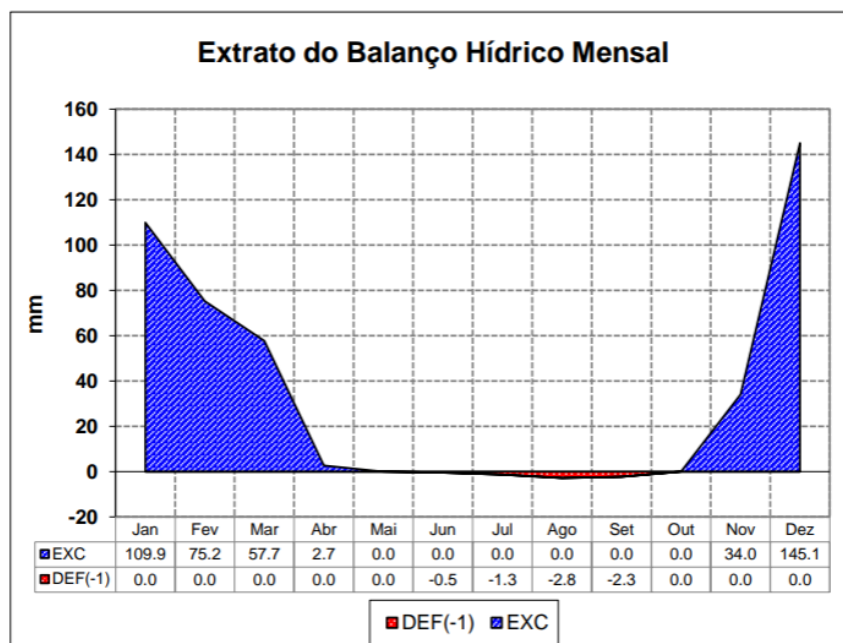


Figura 1: Gráfico de balanço hídrico mensal baseado no solo predominante, Latossolo vermelho-amarelo distrófico (CAD=350mm). Em vermelho, déficit hídrico presente nos quatro meses, de Junho a Setembro, e em destaque azul, o excedente hídrico. Baseado no método de THORNTHWAITE & MATHER (1955), modificado por ALLEY (1984). Dados pluviométricos do Instituto Nacional De Meteorologia (INMET).

Nesse contexto, a área de estudo possui aproximadamente 100 hectares que estão inscritos nos limites da Reserva Ecológica de Guapiáçu (Figura 2). A área apresenta tipologias de terreno que vão de trechos planos a topos de morros, com altitudes que variam de 31 a 151 metros. Com base em Santos (2014) e Schmidt et al. (2003), sugere-se que o trecho estudado apresenta um grande movimento de água, sedimentos, entre outros, na superfície do solo, interferindo também no escoamento superficial e infiltração de água

no solo. O solo do trecho estudado é classificado como Latossolo vermelho-amarelo distrófico (Lva3) e Argissolo Amarelo Distrófico (Ad1). A vegetação se constitui em um remanescente de Mata Atlântica enquadrada como Floresta Ombrófila Densa Submontana, com apenas alguns pequenos trechos correspondentes à Terras Baixas.

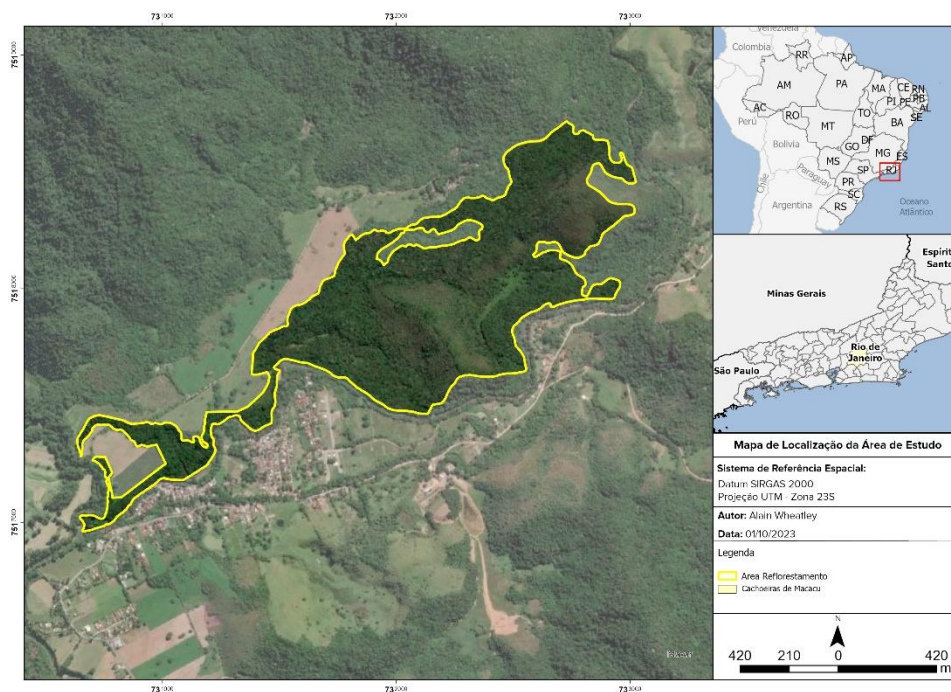


Figura 2: Em destaque ao centro, a área de estudo de 100 hectares. Em tornodela, região circundada por Floresta Atlântica pertencente ao Parque Estadual dos TrêsPicos e à Reserva Ecológica de Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu - RJ.

4.2 Histórico de ocupação

A área que compreende a bacia hidrográfica do rio Guapi-macacu tem um histórico de uso do solo marcado fortemente pela pastagem e agricultura, sendo o primeiro responsável por 43,6% da área total e o segundo por 4,8%, o que juntos totalizam mais de 60 mil hectares. Dentre os produtos responsáveis pela maior parte da agricultura local de 1999 a 2005, segundo dados do CEASA-RJ, se destacavam o milho verde, inhame, aipim e goiaba (EMBRAPA, 2008). Em contrapartida às áreas de florestas suprimidas, 42,4% da área total da região é composta por florestas densas, o que se permite notar a baixa urbanização dos municípios que a compõem.

É importante ressaltar que pouco mais da metade da área da bacia hidrográfica (51,4%) encontra-se sob proteção legal através das Unidades de Conservação de Proteção Integral e de Uso Sustentável.

As unidades de conservação de proteção integral, que na BHRGM são representadas pelo Parque Estadual dos Três Picos, a Estação Ecológica Estadual do Paraíso e o Parque Nacional da Serra dos Órgãos, ocupam, juntas, 32.449,5 hectares, ou aproximadamente, 25,6% da área da BHRGM. As unidades de conservação de uso sustentável, que na BHRGM são representadas pelas Áreas de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Macacu, de Guapi-Guapiaçu, de Petrópolis, de Guapimirim e do Rio São João – Mico Leão Dourado, ocupam, juntas, 47 073,4 hectares, ou aproximadamente, 37,2% da área da BHRGM (EMBRAPA, 2008).

4.3 Sobre o projeto de reflorestamento

Nos anos de 2014 e 2015, por meio do projeto Guapiaçu Grande Vida, com o patrocínio da Petrobras, a REGUA plantou 100 hectares com 180.000 mudas de 200 espécies da Mata Atlântica.

Para a execução do projeto de restauração, a metodologia adotada foi adaptada a partir do referencial teórico Pacto Pela Restauração da Mata Atlântica (RODRIGUES et al., 2009). De acordo com dados disponibilizados pela própria Reserva (AZEVEDO et al., 2019), foi utilizado o percentual maior de plantio de espécies dos grupos ecológicos (estágios sucessionais) das pioneiras e secundárias iniciais (entre 60 e 70%) e um menor percentual de espécies dos grupos das secundárias tardias e clímax (entre 30-40%). Além disso, a maior parte das mudas utilizadas nos plantios foi produzida no viveiro florestal da própria reserva, sendo elas produto da coleta de sementes de matrizes específicas das florestas maduras do entorno e limite da Reserva.

Todas as espécies vegetais foram pré-selecionadas a partir de critérios estabelecidos pelo diagnóstico ambiental da área, sobretudo pela especificidade de adaptação às condições climáticas e de relevo que a porção da paisagem oferece, prezando pelas características tanto em relevo plano, quanto de encosta. Assim, em espaços com relevo com declive, priorizou-se o plantio de espécies pioneiras e com crescimento inicial rápido. Nos ambientes de relevo plano a suave ondulado, o plantio realizado utilizou a alta variedade de espécies, pertencentes a todos os grupos ecológicos. Foram utilizadas espécies resistentes a condições de solo degradado e alta exposição à radiação solar, que tivessem rápido crescimento e formação de copa. Baseado nos conhecimentos adquiridos pela equipe executora em projetos anteriores, as espécies foram escolhidas priorizando aquelas de adaptação às condições ambientais adversas do terreno para compor o plantio nas áreas de encosta e onde foram observados os processos erosivos mais avançados. Nas porções da paisagem de menor inclinação, foi possível o uso de maior diversidade de espécies como as consideradas raras segundo o Livro Vermelho da Flora do Brasil (MARTINELLI e MORAES, 2013).

4.4 Coleta de dados em campo

A metodologia aplicada se deu pela instalação de 50 parcelas retangulares de 25 x 4 metros (100m²), orientadas sempre no sentido Norte com a ajuda de GPS (Global Position System) ou bússola, totalizando-se 0,5 hectare amostrado. Os pontos das parcelas foram previamente sistematizados em mapas e, posteriormente, georreferenciados em campo (Figura 3).

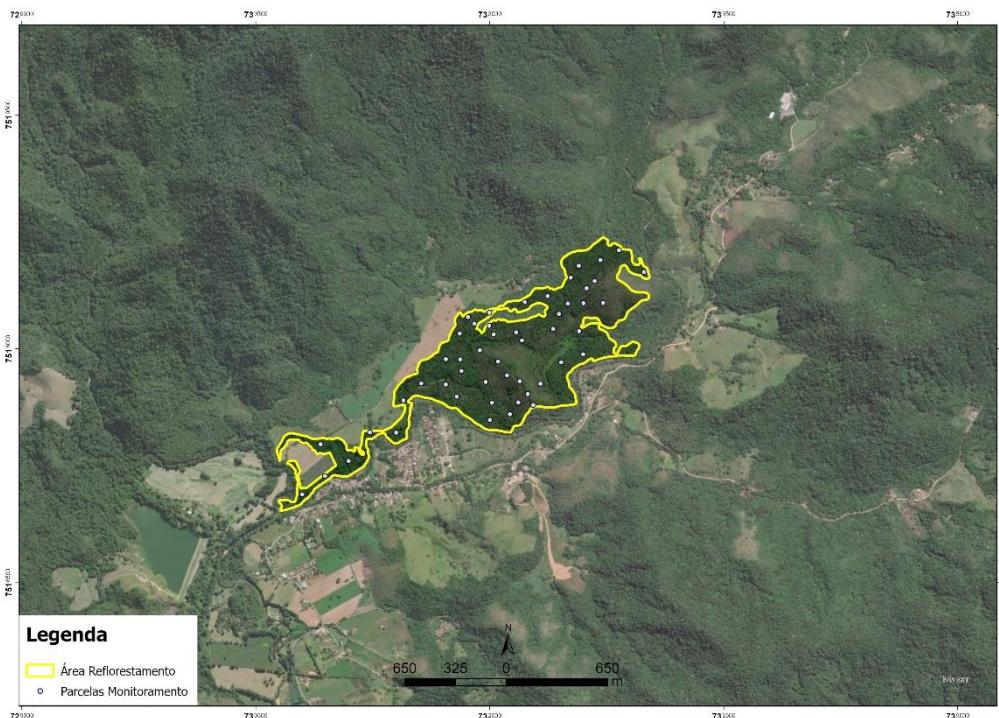


Figura 3: Mapa da área de 100 hectares com as 50 parcelas amostradas em destaque. Reserva Ecológica de Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu – RJ.

No interior de cada parcela todos os indivíduos arbóreos/arbustivos presentes na regeneração natural com mais de 60 cm de altura, bem como todos os indivíduos plantados (sem restrição de altura), foram identificados botanicamente e tiveram suas alturas mensuradas. Os dados foram registrados em planilhas de campo e posteriormente tabulados em planilhas eletrônicas. Ainda em campo, os indivíduos foram diferenciados dentre “plantados” e “regenerantes” de modo a auxiliar nas análises posteriores.

É importante acrescentar que a área de estudo passou por duas diferentes fases de plantio, uma em 2013/2014 e outra em 2014/15. Os estudos de levantamento foram realizados 4 anos após cada uma das fases de plantio nas suas respectivas localidades. Neste sentido, os dados da área que foi reflorestada primeiro foram levantados em 2018 e os da segunda área foram levantados em 2019.

4.5 Levantamento de dados funcionais das espécies

Para auxiliar no entendimento da estrutura florística da área de estudo, todas as espécies identificadas foram classificadas de acordo com o grupo ecológico ao qual pertencem. Fez-se uso da classificação proposta por Budowski (1965), na qual as espécies são divididas entre: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e climácicas, sendo:

Pioneiras: Espécies mais comuns em áreas de 1 a 3 anos, de rápido crescimento, com tempo de vida muito curto; intolerantes à sombra; densidade da madeira baixa e largura pequena do tronco; sementes ou frutos pequenos; dispersão mais comum por pássaros, morcegos e vento.

Secundárias iniciais: Espécies mais comuns em áreas de 5 a 15 anos, de rápido crescimento, com tempo de vida curto de 10-25 anos; intolerantes à sombra; densidade da madeira baixa e diâmetro do tronco menor que 60cm; sementes ou frutos pequenos; dispersão mais comum por vento, pássaros e morcegos.

Secundárias tardias: Espécies mais comuns em áreas de 20 a 50 anos, de crescimento, de relativamente rápido a lento crescimento, com tempo de vida de 40-100 anos, às vezes mais; tolerantes à sombra no estágio juvenil; densidade da madeira baixa à média e largura do tronco média; sementes ou frutos médios a grandes; dispersão mais comum por vento.

Climáticas: Espécies mais comuns em áreas com mais de 100 anos, de lento ou muito lento crescimento, com tempo de vida muito longo de 100-1000 anos; tolerantes à sombra, exceto no estágio adulto; madeira de alta densidade e troncos largos; sementes ou frutos grandes; dispersão mais comum por gravidade, mamíferos, roedores e pássaros.

Para isso, as informações de cada espécie foram encontradas em bases de artigos. Quando houveram conflitos de categorização, foram priorizados aqueles estudos realizados em trechos de Mata Atlântica, em trechos mais próximos geograficamente possível da área de estudo em questão (AZEVEDO, 2014; FERREIRA et al., 2013; FONSECA e CARVALHO, 2012; SANTOS, 2016; WHEATLEY, 2019; CARVALHO et al., 2007; SOARES et al., 2007; NEGREIROS et al., 2014; LORENZONI-PASCHOA et al., 2019; PEIXOTO et al., 2004; VÁLIO e SCARPA, 2001; VASCONCELLOS et al., 2019; CAMPOS e SOUZA, 2003; MORAES et al., 2005; LEITÃO et al., 2010; LOPES et al., 2006; PEREIRA et al., 2008; HULLER et al., 2009; VILELA et al., 1993; COSTA, 2014; GARCIA et al., 2011; ZVIEJKOVSKI, 2008; MAGRO et al., 2013; GOGOSZ e BOEGER, 2019; LORENZI, 2002; LOBÃO et al., 2016; ARANTES et al., 2012; PESSANHA, 2016; da SILVA et al., 2022; SANTANA et al., 2019; RIBEIRO, 2016; NEVES e PEIXOTO, 2008; NEVES e PEIXOTO, 2008; GUEDES e KRUPKEK, 2017; DE PAULA, 2006; SILVA et al., 2016; MARANGON et al., 2007; MITSUMORI et al., 2019; MARTINS, 2001; OLIVEIRA, 2011; GORSANI, 2019).

Além disso, as mesmas referências, em especial os livros de Lorenzi (2002), foram utilizadas para classificar as espécies de acordo com suas respectivas síndromes de dispersão das sementes, divididas em zoocóricas, anemocóricas, autocóricas e barocóricas.

4.6 Definição das classes topográficas

Para definir as formas de relevo utilizadas no estudo, principalmente para a delimitação dos “Topos de morros”, foi utilizada a classificação utilizada pela Lei 12651 (2012), que define:

“IX - No topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25°, as áreas delimitadas a partir da curva de nível correspondente a 2/3 (dois terços) da altura mínima da elevação sempre em relação à base, sendo esta definida pelo plano horizontal determinado por planície ou espelho d'água adjacente ou, nos relevos ondulados, pela cota do ponto de sela mais próximo da elevação.”

Após a análise do mapa e levando-se em consideração as altitudes e declividades nas quais cada parcela se localiza, elas foram divididas em:

Planas: Áreas planas distribuídas por quase todas as porções dos 100ha.

Encosta: Parcelas localizadas em áreas com declividade maior do que 25 graus e com altitudes que variaram de 67 a 124 metros.

Topo de morro: Parcelas localizadas nos topos dos morros e em local superior a 2/3 (dois terços) da altura mínima de elevação em relação à base dos morros.

Ao final da definição das classes de relevo presentes na área de estudo, foram identificadas 38 parcelas localizadas em áreas planas, 5 em topos de morros e 7 em áreas de encosta.

4.7 Distâncias das parcelas para os trechos de floresta

Para medir a distância mais próxima entre as parcelas e a floresta secundária circundante à área de estudo, foi traçada uma linha reta com auxílio da ferramenta Google Earth Pro (2009), de modo a garantir a menor medida possível.

4.8 Análises de dados

A partir do inventário florístico, foi calculada a riqueza e abundância de indivíduos das espécies. A estrutura horizontal da área foi analisada, na qual foram estudados parâmetros fitossociológicos como densidade absoluta e relativa e frequência absoluta e relativa, de acordo com Muller-dombois e Ellenberg (1974), utilizando o programa Microsoft Excel (2007). Para os cálculos foram usadas as seguintes expressões:

Frequência Relativa (Fri): $FRi = (FAi / \sum FA) * 100$, onde: FAi = frequência absoluta da espécie i
 FA = somatório das frequências absolutas de todas as espécies

Densidade Relativa (Dri): $Dri = (ni / N) * 100$, onde: ni = número de indivíduos de uma dada espécie
 N = número total de indivíduos amostrados

Valores de dominância, Índices de Valor de importância e Área basal das espécies não puderam ser calculados, uma vez que não foram medidos os diâmetros dos troncos (DAP) das amostras em campo.

Para verificar se as variáveis “Relevo”, “Distância dos fragmentos de floresta circundante”, “Densidade de indivíduos plantados” e “Riqueza de indivíduos plantados” geraram algum tipo de influência significativa sobre a Densidade e Riqueza dos indivíduos regenerantes, foram usados Modelos Lineares Generalizados (GLM), a nível de significância de 95%. Para analisar dados não-normais que envolvem efeitos aleatórios, essa ferramenta é uma das melhores e mais utilizadas (BOLKER et al., 2008).

Para descrever a relação entre as variáveis explicativas usadas neste estudo e a composição das espécies regeneradas na área, foi realizada uma Análise de Correlação Canônica (CCA), uma das ordenações estatísticas mais amplamente utilizadas nas últimas décadas (PALMER et al., 2016). Nela, foi verificado se as variáveis “Relevo”, “Distância dos fragmentos de floresta circundante”, “Densidade de indivíduos plantados”, “Riqueza de indivíduos plantados”, “Cobertura de gramíneas” e “Densidade de *Guarea Guidonia* plantadas” causavam alguma variação a 95% de significância sobre a abundância de espécies da comunidade de regenerantes. Para isso os dados de espécies e variáveis ambientais foram organizadas em duas matrizes, conforme exige a CCA. A matriz de espécies consistiu no número de árvores individuais por espécie em cada uma das parcelas. Foram excluídas todas as espécies que haviam aparecido apenas três ou menos vezes na amostragem, uma vez que espécies raras têm pouca ou nenhuma influência nos resultados da técnica de ordenação e sua eliminação reduz a probabilidade de resultados não

conclusivos (CAUSTON, 1988).

Todos os testes estatísticos foram realizados no programa RStudio, com uso dos pacotes “vegan”, “ggplot”, “gvlma”, “lattice”, “vegan”, “knitr”, “kableExtra”, “dplyr”, “stats”, “lme4” e “emmeans”.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao todo, 1715 indivíduos foram amostrados nas 50 parcelas, pertencentes a 131 espécies. Do total de indivíduos amostrados, 1687 foram identificados no nível de espécie, 20 no nível de gênero e 7 ainda não foram identificados. Destes, durante a coleta de dados em campo, 739 foram identificados como “Plantados” e 974 como “Regenerantes”.

Todas as espécies identificadas eram nativas, com exceção de 5 indivíduos da regeneração natural, sendo elas: Jamelão (*Syzygium jambolanum* (Lam.) DC.) e Lichia (*Litchi chinensis* Sonn.), com 4 e 1 indivíduos respectivamente. Os 4 indivíduos da primeira espécie foram amostrados em uma área do projeto onde há monitoramento e presença de Antas, o que pode ter provocado a chegada destes propágulos uma vez que o Jamelão é um fruto tipicamente consumido por este animal. As antas foram reintroduzidas a partir do ano de 2018 pelo projeto REFAUNA, com auxílio do Programa Petrobras Socioambiental, e desde então vêm alterando a paisagem e a dinâmica das florestas recuperadas dentro da reserva (AZEVEDO et al, 2019).

Um total de 39 espécies (28,2%) ocorreu na amostragem com apenas um indivíduo. Cabe ressaltar que destas, 32 foram plantadas e apenas 7 são da regeneração natural, o que pode nos indicar a importância do elevado número de espécies usadas nos plantios de restauração para a manutenção da riqueza da área, sendo elas responsáveis por boa parte do incremento de novas espécies no monitoramento quatro anos após o plantio.

A cobertura de gramíneas das parcelas variou de 0 a 5 m² após os quatro primeiros anos dos plantios.

5.1 Comunidade de indivíduos Plantados

Neste item 5 estão apresentados os dados referentes apenas aos indivíduos plantados da comunidade amostrada, uma vez que no levantamento florístico realizado em campo, os indivíduos foram classificados entre “Plantados” e “Regenerantes”. Iremos neste tópico, portanto, trazer os resultados e análises referentes apenas aos indivíduos que foram plantados durante a execução do plantio de reflorestamento.

Foram amostrados 739 indivíduos plantados na área, pertencentes a 108 espécies e 36 famílias. Dentre elas, estas cinco se destacaram como as mais abundantes: *Moquiniastrum polymorphum* (Less.) G. Sancho (98), *Guarea guidonia* (L.) Sleumer (33), *Solanum pseudoquina* A. St.- Hill. (26), *Handroanthus chrysotrichus* (Mart. Ex DC.) Mattos (24) e *Inga laurina* (Sw.) Willd (24). Juntas, essas espécies correspondem a 27,7% do total da amostragem de plantados. Destas, *Guarea guidonia* e *Inga laurina* são classificadas como secundárias iniciais, enquanto as outras três espécies são pioneiras (BUDOWSKI, 1965).

O número de indivíduos plantados por parcela variou de 3 a 37, com uma média de 14,78 (desvpad: 6,35), enquanto a riqueza variou de 2 a 19 espécies.

Tabela 1: Distribuição do número de indivíduos plantados por parcela, mostrando a quantidade de parcelas em diferentes faixas de contagem.

Número de indivíduos plantados por parcela	Número de parcelas
3 a 10	9
11 a 20	33
21 a 30	7
31 a 37	1

5.2 Comunidade de indivíduos Regenerantes

5.2.1 Caracterização florística

Ao todo foram amostrados 974 indivíduos regenerantes, pertencentes a 54 espécies, 42 gêneros e 24 famílias. A densidade de regenerantes nas parcelas variou de 3 a 56 indivíduos, com uma média de 19,48 (desvpad: 12,32) (tabela a seguir).

Tabela 2: : Distribuição do número de indivíduos regenerantes por parcela, mostrando a quantidade de parcelas em diferentes faixas de contagem.

Número de indivíduos regenerantes por parcela	Número de parcelas
3 a 10	13
11 a 20	20
21 a 30	6
31 a 40	7
41 a 50	3
50 a 56	1

As cinco espécies que apresentam a maior abundância de indivíduos foram: *Moquiniastrum polymorphum* (Less.) G. Sancho (362), *Cecropia pachystachya* Trécul (108), *Miconia albicans* (Sw.) Steud. (100), *Guarea guidonia* (L.) Sleumer (75). e *Myrsine Coriaceae* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. (58). *Apenas estas*, juntas, são responsáveis por 72,1% da abundância relativa de indivíduos regenerantes na área. Esse dado evidencia que nos primeiros anos da restauração de um ambiente degradado há maior presença de poucas espécies de regenerantes. Essas espécies colonizam em alta densidade a área, são responsáveis pela rápida cobertura decopa aérea e auxiliam no processo de sombreamento inicial da área contra as gramíneas invasoras, que são frequentemente grandes barreiras na restauração. Dentre essas cinco espécies, quatro delas são classificadas como pioneiras: *M. polymorphum*, *C. pachystachya*, *M. albicans* e *M. coriaceae*, de forma que possuem padrão de crescimento inicial rápido, porém não se mantém a comunidade vegetal por muitos anos. *Moquiniastrum polymorphum* é uma espécie comumente encontrada no estrato regenerativo inicial de áreas em processo de restauração (ALTIVO, 2015). As espécies do gênero *Cecropia* são fundamentais para o processo de restauração em ambientes perturbados (BRAGA et al., 2008; FIGUEIREDO et al., 2011). A espécie em questão é de grande importância ecológica, apresentando mecanismos ecofisiológicos capazes de garantir rápido ritmo de germinação do banco de sementes do solo, garantindo a resiliência necessária para ambientes submetidos a grandes distúrbios (COSTA et al, 2018). Por ser uma espécie zoocórica, e capaz de produzir frutos continuamente ao longo do ano que são dispersos por aves e morcegos. E servem também como poleiros naturais,

contribuindo para a chegada de sementes e posterior formação de núcleos de vegetação ao seu redor (CORREIA e MARTINS, 2015).

A *Guarea guidonia*, conhecida popularmente como Carrapeta, é classificada como secundária inicial e, apesar de possuir características de pioneira, com preferência por ambientes úmidos (fundos de vales) e áreas de sol pleno (LORENZI, 92; WEAVER, 2000; OLIVEIRA et al, 2013), podem se manter vivas em uma comunidade vegetal por até 150 anos (OLIVEIRA et al, 2013). Essa espécie possui uma dispersão zoocórica, sendo capaz de atrair fauna dispersora, além de auxiliar na recolonização arbórea de áreas em restauração ao criar um ambiente favorável para o estabelecimento de plântulas mais exigentes. Em estudos realizados também no interior da Reserva Ecológica de Guapiaçu, os autores encontraram essa espécie como contendo o maior índice de Valor de Importância em trecho de floresta nativa (AZEVEDO, 2014) e em áreas em processo de regeneração natural há 45 anos (WHEATLEY, 2019). Por ser uma espécie de maior longevidade deve-se monitorar com cautela sua permanência na comunidade vegetal, pois pode vir a impedir o desenvolvimento e a propagação de outras espécies, inibindo assim o processo de sucessão secundária naquele local (HIGUCHI, 2003).

Dentre essas cinco espécies mais abundantes na área, apenas *M. polymorphum* é dispersa pelo vento. As outras quatro espécies possuem dispersão zoocórica, indicando a presença de fauna dispersora agindo no ambiente, motivado também pela forte presença de avifauna nos arredores da reserva ecológica.

As famílias com maior abundância de indivíduos foram Asteraceae (370), Melastomataceae (128), Urticaceae (108), Meliaceae (75) e Primulaceae (58). Em relação à riqueza, as famílias Fabaceae (13), Melastomataceae (6) e Asteraceae (4) foram as mais representativas.

5.2.2 Influência da declividade na comunidade de regenerantes

A análise de correlação canônica encontrou um padrão associando a composição das espécies com a declividade do terreno (CCA, p -valor < 0,001. R^2 : 0,194). Outros estudos em florestas tropicais também encontraram diferenças neste parâmetro entre parcelas inseridas em áreas planas e encostas (HARMS, 1997; SVENNING, 1999; DEBSKI et al, 2000; HARMS et al, 2001; SEGURA et al., 2003; DAWS et al, 2005).

As espécies *Miconia albicans* e *Xylopia sericea* tiveram as maiores correlações com o vetor declividade, tendo colonizado com maior representatividade as parcelas localizadas em áreas de encosta e topos de morros (Figura 4). A primeira delas é de caráter arbustivo sendo bastante comum em áreas já estudadas da Reserva Ecológica de Guapiaçu, e comumente vista em áreas de sucessão inicial com alta incidência solar. Já a *Xylopia sericea* também apresentou diferenciação, sendo mais abundante nas parcelas dos topos de morros. Em contrapartida, outras espécies mais generalistas como *M. polymorphum* e *G. guidonia* apareceram mais próximas do centro no gráfico, indicando-as como não correlacionadas a esta variável neste estudo e poderíamos caracterizá-las como espécies generalistas.

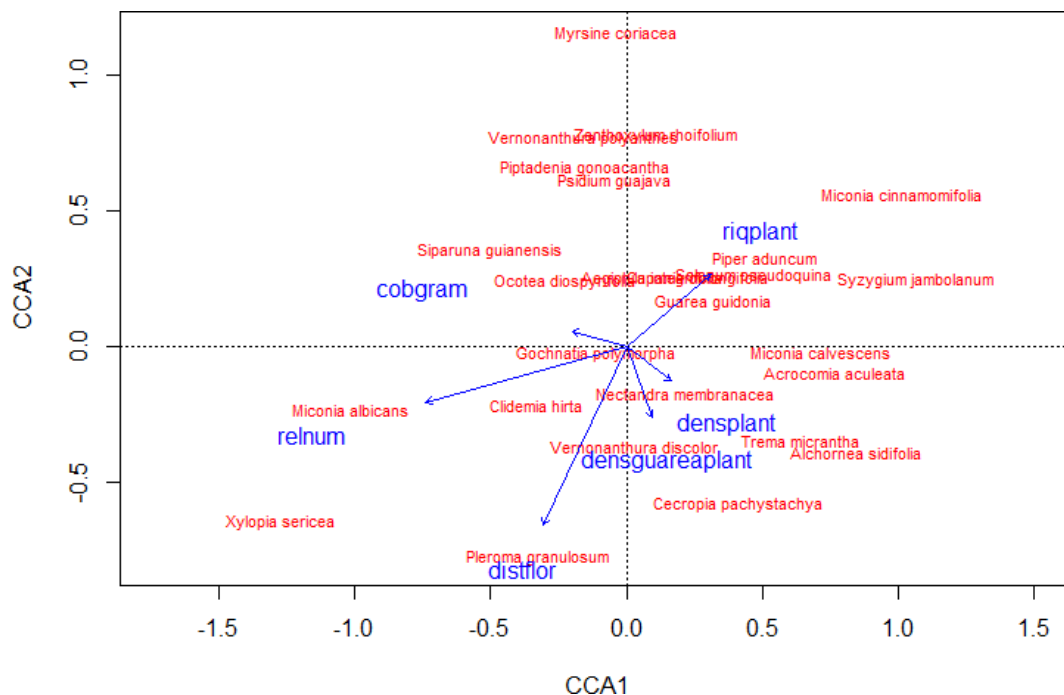


Figura 4: Análise de Correlação Canônica (CCA) para as espécies regenerantes amostradas no trecho de Floresta ombrófila densa dentro da Reserva Ecológica de Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu – RJ, e as variáveis ambientais do presente estudo. (R^2 : 0,194, p-valor: 0,004). Cobgram = cobertura de gramíneas, relnum = declividade, distflor = distância da floresta, densguareaplant = densidade de indivíduos de *Guarea guidonia* plantadas, densplant = densidade de indivíduos de *Guarea guidonia* plantadas, densplant = densidade de indivíduos plantados, riqplant = riqueza de indivíduos plantados.

Em relação à densidade e riqueza de indivíduos regenerantes, neste estudo não foi encontrada influência da variável de declividade estudada nestes atributos (GLM, p-valor > 0,05). Outros autores, porém, encontraram relação da posição topográfica na emergência cumulativa de plântulas, onde áreas de planalto tiveram valores mais elevados de emergência e menor mortalidade de mudas do que em encostas (DAWS et al., 2005). Os mesmos autores também encontraram relação positiva entre disponibilidade de água e riqueza e diversidade de espécies em regiões com diferenças topográficas. Sabe-se que a disponibilidade de água é um dos fatores relevantes na emergência de plântulas em uma área, fazendo com que áreas de baixada tendam a ter condições mais favoráveis uma vez que a água escoar para os locais mais baixos onde o solo também é mais profundo (DAWS et al., 2005), criando gradientes de disponibilidade de água (GALIZA et al., 1995; OLIVEIRA-FILHO et al., 1998). A área de estudo, porém, localizada no distrito de Guapiaçu em Cachoeiras de Macacu – RJ, possui uma pluviosidade alta durante o ano, com poucos meses de déficit hídrico (ver Figura 2) - presente apenas de junho a setembro em números pouco significativos. Assim, o fator hídrico, relacionado diretamente com a posição topográfica que estudamos, se constitui como um fator pouco determinante nestes dois atributos de estrutura da comunidade.

5.2.3 Influência da distância de fragmentos florestais na comunidade de regenerantes

Os efeitos da distância das parcelas para as áreas de vegetação secundária mais próximas influenciaram positivamente na densidade de regenerantes (GLM: p-valor < 0,05, distribuição de Poisson). Também causaram alterações na composição dos

indivíduos regenerantes (CCA: $p\text{-valor} < 0,01$, $R^2: 0,194$) (Figura 4). Isso demonstra que a chegada e emergência de propágulos, mesmo em uma área como esta que é circundada por trechos de floresta secundária, é capaz de interferir na dinâmica dos regenerantes da área. Além disso, a diferença na composição das espécies nos indica que a chegada de propágulos de espécies das áreas à volta tem se dado de forma distinta entre as bordas da mata e o interior da área de estudo. Suganuma e Durigan (2021) concluíram que a estrutura da paisagem da área restaurada é mais importante para a chegada de novos colonizadores do que o número de espécies plantadas. Em seu estudo, a maioria das espécies do pool regional foi registrada em regeneração natural nas áreas em questão. Outros autores relataram que os processos de regeneração natural em florestas em restauração foram prejudicados onde houve lenta chegada de diásporos (REID et al., 2014; AAVIK e HELM, 2018; ROLIM e PIOTTO, 2019), que é também influenciado pela distância das fontes de sementes. Esses fatores, agindo em conjunto, atuam como filtros que influenciam na composição das espécies da área. Por exemplo, impedem que espécies dispersas pela gravidade (autocoria) ou por alguns mamíferos terrestres atravessem a matriz e cheguem às áreas mais centrais do trecho em restauração. Essas espécies autocóricas dependem principalmente da gravidade ou da dispersão secundária para se mover por curtas distâncias dentro de uma mancha de floresta (BÖHNING-GAESE et al., 1999), fazendo com que essa barreira seja particularmente forte para esse grupo (REID e HOLL, 2013).

Em outros estudos realizados em áreas de florestas secundárias próximas às florestas nativas, (HOLL et al., 2000) encontraram um fraco efeito da cobertura florestal circundante na faixa de até 650 metros. Suganuma e colaboradores (2017) também não indicaram a distância da origem da semente como sendo um filtro ecológico que limitasse a densidade de plantas do sub-bosque.

Apesar de, em nosso estudo, não termos encontrado influência da distância dos fragmentos florestais na riqueza de indivíduos regenerantes, outros autores apontaram resultados diferentes. Suganuma et al. (2017) encontraram influência significativa da distância do fragmento florestal remanescente mais próximo na riqueza de espécies da paisagem, especialmente se a distância for inferior a 1500m. Pereira et al. (2013) apontaram que a riqueza de espécies lenhosas colonizando o sub-bosque tendeu em direção a zero após 4000m de distância da fonte de sementes. Já Rodrigues e colaboradores (2009) sugeriram que 100m é a distância limite para uma contribuição efetiva de remanescentes de Mata Atlântica para áreas de restauração, enquanto Bertoncini e Rodrigues (2008) e Rodrigues e cols. (2011) sugeriram que 150m seria o limiar para a dispersão de sementes em paisagens de florestas secundárias.

5.2.4 Efeitos da densidade e riqueza de indivíduos plantados na comunidade de regenerantes

Alguns estudos em florestas tropicais indicam que os resultados das intervenções de restauração são primeiramente impulsionados pelo tempo decorrido desde o início da restauração e, secundariamente, pela distância das fontes de propágulos, uso prévio da terra e fatores ambientais (atributos do solo e precipitação), com uma menor influência da riqueza ou densidade das mudas utilizadas (SUGANUMA et al., 2018; KREMER e BAUHUS, 2020).

Nossas análises, porém, indicaram uma relação inversa entre a densidade de indivíduos plantados e a densidade de regenerantes (GLM: $p\text{-valor} < 0,001$, Poisson), o que parece convergir com a hipótese de Guerin et al. (2021) de que reduzir o número de mudas

plantadas no início do plantio pode beneficiar o estabelecimento da regeneração natural. Por outro lado, sabe-se que em boa parte do estado do Rio de Janeiro a principal barreira para a restauração são as gramíneas invasoras (URIARTE e CHAZDON, 2016; HOLL et al., 2018), e por isso os plantios com alta densidade acabam por ser uma estratégia necessária para superar este obstáculo.

A densidade de indivíduos plantados, entretanto, influenciou positivamente na riqueza de regenerantes (GLM: $p\text{-valor} < 0,01$, Poisson), resultado também encontrado por Carnevale e Montagnini (2002) e Fonseca et al. (2017) em áreas com 9 anos em processo de restauração. Com isso, em relação à densidade ideal a ser usada em plantios de restauração, a decisão depende das necessidades prioritárias de cada projeto. Uma vez que o aumento no número de indivíduos plantados pode diminuir a densidade de regenerantes (prejudicando na competição de espaço com gramíneas invasoras), enquanto aumenta a riqueza de regenerantes (fator importante na manutenção da floresta nos anos seguintes, favorecendo o aumento de nichos ecológicos, chegada de fauna, dispersão de sementes, etc), esta decisão deve ser feita com cautela.

Além disso, encontramos relação positiva da riqueza de indivíduos plantados na densidade de regenerantes (GLM: $p\text{-valor} < 0,001$, Poisson). No entanto, outros autores em pesquisas com propostas semelhantes não encontraram essa relação em comunidades de regenerantes do sub-bosque (SUGANUMA et al., 2018). Apesar da recomendação usual da utilização do maior número de espécies possível em projetos de restauração em florestas tropicais (BRANCALION et al., 2010; RODRIGUES et al., 2011), ainda não há consenso se o uso de alta diversidade no início resulta necessariamente em melhor resultado a longo prazo (DURIGAN et al., 2010; SUGANUMA et al., 2018).

5.2.5 Influência da Cobertura de gramíneas na comunidade de regenerantes

Grande parte das áreas perturbadas ou destinadas a reflorestamento no Brasil é ocupada por pastagens com predomínio de plantas da família Poaceae (SANTOS, 2017). Estas competem com outras espécies florestais por recursos, como luz, água, nutrientes e espaço (SOUZA FILHO; PEREIRA; BAYMA, 2005). Como esperado, nossas análises indicaram influência negativa da cobertura de gramíneas na densidade de indivíduos regenerantes (GLM: $p\text{-valor} < 0,001$, Poisson). A presença dessas gramíneas exóticas pode afetar fortemente plantios de restauração florestal, especialmente durante a fase de estabelecimento das mudas plantadas (KOGAN, 1992), afetando também o recrutamento de novos indivíduos espontâneos.

O controle desses indivíduos, portanto, deve se manter como uma das prioridades para o bom desenvolvimento da área, principalmente nos primeiros anos do plantio.

5.2.6 Influência da densidade de *Guarea guidonia* plantadas na comunidade de regenerantes

A densidade de indivíduos plantados de *Guarea guidonia* provocou um aumento na riqueza dos regenerantes (GLM: $p\text{-valor} < 0,01$). De acordo com Solórzano e colaboradores (2012), essa espécie apresenta um importante papel no processo de sucessão ecológica, ao criar um ambiente favorável para o estabelecimento de plântulas mais exigentes e auxiliando na recolonização arbórea de áreas agropastoris abandonadas, produzindo também frutos apreciados por diversas espécies de aves que são muito comuns na região da reserva ecológica. Com isso, ao atrair estes pássaros, a espécie pode ter servido como poleiro natural, fazendo com que as árvores tenham trazido de fora da área sementes

de espécies distintas, incrementando assim a riqueza nas parcelas onde havia maior presença de carrapeta. Outros autores encontraram influência negativa da presença dessa espécie nos parâmetros da comunidade vegetal (DUARTE, 2022: comunicação pessoal), de forma que mais estudos devem ser realizados para entender a relação dessa espécie na comunidade vegetal.

6. CONCLUSÕES

Os resultados indicam que principalmente as variáveis declividade e distância dos trechos de floresta circundante, explicam em parte a composição das espécies regenerantes da área de estudo (R^2 : 0,194, p-valor: 0,004).

Através dos valores de correlação das espécies com os eixos da CCA, observa-se que principalmente as espécies *Miconia albicans*, *Xylopia sericea* e *Pleroma granulosum* têm distribuição espacial que pode ser explicada pelas variáveis analisadas.

As espécies *Miconia albicans* e *Xylopia sericea* tiveram alta correlação com a declividade das parcelas as quais foram amostradas. Enquanto a espécie *Pleroma granulosum* relacionou-se mais significativamente com a variável distância de trechos de floresta circundante.

Não apenas as decisões tomadas no plantio da área como as características de declividade do terreno, proximidade de cobertura florestal circundante e presença de gramíneas invasoras são capazes de direcionar os rumos que a comunidade vegetal tomará nos anos seguintes ao início do projeto de plantio da área.

Uma vez que ainda há poucos estudos sobre a influência que a *Guarea guidonia* pode provocar na comunidade vegetal, e por ser uma espécie bastante comum de ser encontrada em áreas de vegetação secundária, espera-se que mais evidências surjam sobre a sua possível influência na presença de outras espécies.

Concluimos de modo geral que as variáveis estudadas provocam resultados distintos nos atributos da comunidade de indivíduos espontâneos que colonizam o ambiente em restauração.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AAVIK, T., & Helm, A. (2018). Restoration of plant species and genetic diversity depends on landscape-scale dispersal. *Restoration Ecology*, 26, S92-S102.

AIDE, T. M. et al. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology*, Washington, v.8, n. 4, p. 328-338, dez. 2000.

AQUINO, F. (2016). Crescimento de mudas de espécies nativas na restauração ecológica de matas ripárias. *Neotropical Biology and Conservation*, 11(2), 72-79. Avaliação da regeneração natural em área de restauração ecológica e mata ciliar de referência. *Ciência Florestal*, 27, 521-534.

ALLEY, W. M. The Palmer drought severity index: limitations and assumptions. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, v. 23, n. 7, p. 1100-1109, 1984.

ALMEIDA, D. S. Recuperação ambiental da Mata Atlântica. Santa Cruz: Editus, 2016.

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.

ALTIVO, F. de S. Avaliação da funcionalidade ecológica de uma área em processo de restauração no bioma da Mata Atlântica, Rio de Janeiro. 2015.

ÁLVAREZ-YÉPIZ, J. C., MARTÍNEZ-YRÍZAR, A., BÚRQUEZ, A., LINDQUIST, C. 2008. Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *For. Ecol. Manage.* 256, 355 – 366. (doi:10.1016/j.foreco.2008.04.049)

ALVES, D., SOARES, J. V., AMARAL, S., MELLO, E., ALMEIDA, S., DA SILVA, O. F., SILVEIRA, A. 1997 Biomass of primary and secondary vegetation in Rondonia, Western Brazilian Amazon. *Glob. Change Biol.* 3, 451– 461. (doi:10. 1046/j.1365-2486.1997.00081.x)

ARROYO-RODRÍGUEZ, V., MELO, F.P.L., MARTÍNEZ-RAMOS, M., BONGERS, F., CHAZDON, R.L., MEAVE, J.A., NORDEN, N., SANTOS, B.A., LEAL, I.R., TABARELLI, M., 2017. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biol. Rev.* 92 (1), 326–340.

AWETO, A. O. 1981 Secondary succession and soil fertility restoration in south- western Nigeria. I. Succession. *J. Ecol.* 69, 601– 607. (doi:10.2307/2259686)

AZEVEDO, A. D. Composição florística e estoque de carbono em áreas de recuperação da mata atlântica na bacia do rio guapiaçu, cachoeiras de macacu, RJ. Dissertação de Mestrado. Instituto de Florestas da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, 2014.

AZEVEDO, A. D., MOREIRA, A. C., QUINTANILHA, C., MOREIRA, G. V., ASEVEDO, L. A., DA SILVA, M. A. C., HORTA, N., OLIVEIRA, P., HORTA, T., LIMA, V. M. D. Projeto Guapiaçu Grande vida. Cachoeiras de Macacu: Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), 84p. 1 ed., 2019.

BARBOSA, J. M., SANTOS, C. F., MENDONÇA, A. H., CEREZINI, M. T., & SILVA, S. C. (2009). Filtros ecológicos e competição: influência no padrão morfológico foliar. *Livro do curso de campo Ecologia da Mata Atlântica. São Paulo: Universidade de São Paulo*, 1-3.

BAUTISTA-CRUZ, A., DEL CASTILLO, R. F. Soil changes during secondary succession in a tropical montane cloud forest area. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 906– 914. (doi:10.2136/sssaj2004.0130). 2005.

BAWA, K. S. Breeding systems of tree species of a lowland tropical community. *Evolution*, v.28, n.1, p.85-92, 1974

BECKNELL, J.M. 2012 Carbon cycling in secondary tropical dry forest from species to global scales. PhD thesis, University of Minnesota.

- BENAVIDES, A. M., WOLF, J. H., DUIVENVOORDEN, J. F. 2006 Recovery and succession of epiphytes in upper Amazonian fallows. *J. Trop. Ecol.* 22, 705– 717. (doi:10.1017/S0266467406003580)
- BERNAL, B., MURRAY, L. T., & PEARSON, T. R. H. (2018). Global carbon dioxide removal rates from forest landscape restoration activities. *Carbon Balance and Management*, 13(1), 22. doi:10.1186/s13021-018-0110-8
- BOBO, K. S., WALTERT, M., FERMON, H., NJOKAGBOR, J., MUHLENBERG, M. 2006 From forest to farmland: butterfly diversity and habitat associations along a gradient of forest conversion in southwestern Cameroon. *J. Insect Conserv.* 10, 29– 42. (doi:10.1007/s10841-005-8564-x)
- BORCHERT, R. (1994). Induction of rehydration and bud break by irrigation or rain in deciduous trees of a tropical dry forest in Costa Rica. *Trees*, 8(4), 198-204.
- BORDA-NIÑO, M., MELI, P., & BRANCALION, P. H. (2020). Drivers of tropical forest cover increase: A systematic review. *Land Degradation & Development*, 31(11), 1366-1379.
- BRAGA, A, J. T. et al. Composição do banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. *Revista Árvore*, Viçosa, MG, v. 32, n. 6, p. 1089-1098, 2008.
- BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; BARBOSA, L. M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.34, n.3, p.455-470, 2010
- BRANCALION, P. H., MELO, F. P., TABARELLI, M., & RODRIGUES, R. R. (2013). Restoration reserves as biodiversity safeguards in human-modified landscapes. *Natureza & Conservação*, 11(2), 1-5.
- BRANCALION, P. H., GUILLEMOT, J., CESAR, R. G., ANDRADE, H. S., MENDES, A., SORRINI, T. B., ... & CHAZDON, R. L. (2021). The cost of restoring carbon stocks in Brazil's Atlantic Forest. *Land Degradation & Development*, 32(2), 830-841.
- BELL, G. Selection: the mechanism of evolution. Oxford University Press, 2008.
- BERTONCINI, A. P., RODRIGUES, R. R. Forest restoration in na indigenous land considering a forest remnant influence (Avaí, São Paulo State, Brazil). *Forest Ecology and Management*, v.255, p.513-521, 2008.
- BÖHNING-GAESE, K., GAESE, B. H., & RABEMANANTSOA, S. B. (1999). Importance of primary and secondary seed dispersal in the Malagasy tree *Commiphora guillaumini*. *Ecology*, 80(3), 821-832.
- BRANCALION, P. H., GUILLEMOT, J., CESAR, R. G., ANDRADE, H. S., MENDES, A., SORRINI, T. B., ... & CHAZDON, R. L. (2021). The cost of restoring carbon stocks in Brazil's Atlantic Forest. *Land Degradation & Development*, 32(2), 830-841.

BRANCALION, P. H. S., NIAMIR, A., BROADBENT, E., CROUZEILLES, R., BARROS, F. S. M., ALMEYDA ZAMBRANO, A. M., BACCINI, A., ARONSON, J., GOETZ, S., REID, J. L., STRASSBURG, B. B. N., WILSON, S., CHAZDON, R. L., 2019. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances* 5, eaav3223.

BRASIL. Lei n.12.651, de 25 de maio de 2012. Brasília, DF, 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: ago. 2021.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura: plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). Brasília: MAPA, 2012. 173 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Lei n. 11.428, de 22 de dezembro CARNEVALE, N. J.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management*, Netherlands, v. 163, p. 217-227, 2002

CALSTON, D. R. 1988. An introduction to vegetation analysis, principles, practice and interpretation. Unwin Hyman, London.

CARVALHO, F. A., NASCIMENTO, M. T., OLIVEIRA, P. P., RAMBALDI, D. M., FERNANDES, R. V. A importância dos remanescentes florestais da mata atlântica da baixada costeira fluminense para a conservação da biodiversidade na APA da bacia do rio são joão/mico-leão-dourado/ibama-RJ. In *Anais do IV Congresso brasileiro de Unidades de Conservação* (Vol. 1, pp. 106-113). Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. 2004.

CASTRO, C. C., MARTINS, S. V., RODRIGUES, R. R. A focus on plant reproductive biology in the context of forest restoration. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Eds.). *High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil*. New York: Nova Science Publishers, 2007. p.197-206

CAVENDER-BARES, J. et al. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters*, v. 12, n. 7, p. 693–715, 2009.

CHAZDON, R. (2008) Chance and determinism in tropical forest succession. *Tropical Forest Community Ecology* (eds W.P. Carson & S.A. Schnitzer), pp. 384–408. Wiley-Blackwell, Oxford, UK

CHAZDON, R. L., GUARIGUATA, M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, 48(6), 716-730. doi:10.1111/btp.12381

CHAZDON, R. L., BRANCALION, P. H. S., LAMB, D., LAESTADIUS, L., CALMON, M., & KUMAR, C. (2017). A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration. *Conservation Letters*, 10(1), 125-132. doi:10.1111/conl.12220

CHAZDON, R.L. (2014) *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. University of Chicago Press, Chicago, IL, USA.

CORNWELL, W. K., SCHWILK, D. W., ACKERLY, D. D. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology*, in press. 2006.

CORRÊA, B. M. B. Desempenho do banco de sementes de teca na regeneração por alto fuste. In: **IX Mostra da Pós-Graduação**. 2017.

CORREIA, G. G. S.; MARTINS, S. V. Banco de Sementes do Solo de Floresta Restaurada, Reserva Natural Vale, ES. *Floresta e Ambiente, Seropédica*, v. 22, n. 1, 2015.

COSTA, J. C. F. et al. Perfil fitoquímico e avaliação da atividade antimicrobiana de extratos aquoso e etanólico de folhas de *Cecropia pachystachya*. 2018.

COUTO, A. V. S. Padrões de habitats das espécies de begonia (Begoniaceae) na Reserva Ecológica de Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. Monografia. UFRRJ. Seropédica, RJ. 2010. 63p.

CRK, T., URIARTE, M., CORSI, F. & FLYNN, D. (2009) Forest recovery in a tropical landscape: what is the relative importance of biophysical, socioeconomic, and landscape variables? *Landscape Ecology*, 24, 629–642

CROUZEILLES, R., CURRAN, M., FERREIRA, M.S., LINDENMAYER, D.B., GRELLE, C.E.V., REY BENAYAS, J.M., 2016. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nat. Commun.* 7, 1–8. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>.

CROUZEILLES, R., BARROS, F.S.M., MOLIN, P.G., FERREIRA, M.S., JUNQUEIRA, A.B., CHAZDON, R. L., LINDENMAYER, D.B., TYMUS, J.R.C., STRASSBURG, B.B.N., BRANCALION, P.H.S., FAJARDO, A. 2019. A new approach to map landscape variation in forest restoration success in tropical and temperate forest biomes. *J. Appl. Ecol.* 56 (12), 2675–2686.

CUNHA, A. A., GUEDES, F. B. Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas. Brasília: MMA, 2013. 216p.

CURRAN, M., HELLWEG, S., BECK, J., 2014. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecol. Appl.* 24, 617–632. <https://doi.org/10.1890/13-0243.1>.

D'ARRIGO, R. C. P.; LORINI, M. L.; RAJÃO, H. A seleção de áreas para conservação na Mata Atlântica Brasileira. *Biodiversidade Brasileira*, 10 (2), p. 36-49, 2020.

DARWIN, C. R. *On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life*, 1st edition. London: John Murray. 1859.

DA SILVA, M. P. K. L., ROVEDDER, A. P. M., HUMMEL, R. B., PIAIA, B. B., TOSO, L. D., FELKER, R. M., ... & MATIELLO, J. (2019). Desenvolvimento inicial fenologia em

núcleos de restauração no bioma Mata Atlântica, Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 14(1), 1-7.

Daws, M. I., Mullins, C. E., Burslem, D. F., Paton, S. R., & Dalling, J. W. (2002). Topographic position affects the water regime in a semideciduous tropical forest in Panama. *Plant and soil*, 238, 79-89.

DAWS, M. I., PEARSON, T. R., BURSLEM, D. F. P., MULLINS, C. E., DALLING, J. W. (2005). Effects of topographic position, leaf litter and seed size on seedling demography in a semi-deciduous tropical forest in Panama. *Plant Ecology*, 179(1), 93-105.

DEBSKI, I., BURSLEM, D. F. R. P., LAMB, D. 2000. Ecological processes maintaining differential tree species distributions in an Australian subtropical rainforest: implications for models of species coexistence. *J. Trop. Ecol.* 16: 387–415.

DENT, Daisy H.; WRIGHT, S. Joseph. The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. *Biological conservation*, v. 142, n. 12, p. 2833-2843, 2009.

DE LIMA, R. A. F., OLIVEIRA, A. A., PITTA, G. R., DE GASPER, A. L., VIBRANS, A. C., CHAVE, J., TER STEEGE, H., PRADO, P. I., 2020. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. *Nat. Commun.* 11, 6347.

DE SOUZA, L. M., TAMBOSI, L. R., ROMITELLI, I., METZGER, J. P. (2013) Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: a review. *Natureza & Conservação*, 11, 108–118.

DIAS, C. R.; UMETSU, F.; BREIER, T. B. Contribuição dos poleiros artificiais na dispersão de sementes e sua aplicação na restauração florestal. *Ciência Florestal*, v.24, n. 2, p. 501-507, 2014

DURIGAN, G., ENGEL, V. L., TOREZAN, J. M., MELO, A. C. G. D., MARQUES, M. C. M., MARTINS, S. V., ... & SCARANO, F. R. (2010). Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore*, 34, 471-485.

ELLIOTT, S. 2016. The potential for automating assisted natural regeneration (ANR) of tropical forest ecosystems. *Biotropica* 48: 825–833

FAO. Global forest resources assessment 2015. FAO: Roma, Italia, 2015.

FIGUEIREDO, P. H. A. et al. Avaliação do potencial seminal da *Cecropia Pachystachya* Trécul no banco de sementes do solo de um fragmento florestal em restauração espontânea na Mata Atlântica, Pinheiral – RJ, *Revista de Biociências da Universidade de Taubaté*, Taubaté, v. 17, n. 2, 2011.

FLORENTINE, S. K.; WESTBROOKE, M. E. Restoration on abandoned tropical pasturelands – do we know enough? *Journal for Nature Conservation* 12:85-94.2004

FONSECA, D. A. D., BACKES, A. R., ROSENFELD, M. F., OVERBECK, G. E., MÜLLER, S. C. (2017). Avaliação da regeneração natural em área de restauração ecológica e mata ciliar de referência. *Ciência Florestal*, 27(2), 521- 534.

FRAGOSO, R. O. et al. Brushwood and artificial perch did not facilitate forest regeneration in *Urochloa* spp. grassland. *Brazilian Journal of Botany*, São Paulo, v. 43, p. 155-163, 2020

FUNDAÇÃO CIDE - Centro de Informações e Dados do Rio de Janeiro. IQM Verde – Índice de Qualidade de Municípios, Rio de Janeiro, RJ. (CD-ROM). 2001 FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2018-2019. Relatório Técnico. São Paulo, 2020.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, Período 2012-2013. Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2014.

GALINDO, L.; CÂMARA, I. G. Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas. Fundação SOS Mata Atlântica; Conservation International, São Paulo, 2005

Google Earth website. <http://earth.google.com>. 2009.

GRASSI, G., HOUSE, J., DENTENER, F., FEDERICI, S., DEN ELZEN, M., & PENMAN, J. (2017). The key role of forests in meeting climate targets requires science for credible mitigation. *Nature Climate Change*, 7, 220. doi:10.1038/nclimate3227

GRISCOM, B. W., ADAMS, J., ELLIS, P. W., HOUGHTON, R. A., LOMAX, G., MITEVA, D. A., . . . Fargione, J. (2017). Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(44), 11645-11650. doi:10.1073/pnas.1710465114

HARMS, K. E. 1997. Habitat-specialisation and seed-dispersal limitation in a Neotropical forest. PhD thesis, Princeton University, Princeton, NJ, USA.

HARMS, K. E., CONDIT, R., HUBBELL, S. P. FOSTER, R. B. 2001. Habitat associations of trees and shrubs in a 50-ha neotropical forest plot. *J. Ecol.* 89:947–959.

HIGGS, E., FALK, D. A., GUERRINI, A., HALL, M., HARRIS, J., HOBBS, R. J., JACKSON, S. T., RHEMTULLA, J. M., & THROOP, W. 2014. The changing role of history in restoration ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(9), 499– 506. DOI: 10.1890/110267

HIGUCHI, P. Dinâmica da regeneração natural da vegetação arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, em Viçosa, MG. 2003. 137f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

HOLL, K. D. Tropical forest restoration. In: Van Andel J, Aronson J, editors. *Restor Ecol*. Malden, MA: Blackwell Publishing; 2012. p. 103–14.

HOLL, K. D. (2017). Restoring tropical forests from the bottom up. *Science*, 355(6324), 455-456. doi:10.1126/science.aam 5432

HOLL, K. D.; & AIDE, T. M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1558-1563. doi:10.1016/j.foreco.2010.07.004

HOLL, K. D., REID, J. L., CHAVES-FALLAS, J. M., OVIEDO-BRENES, F., ZAHAWI, R. A. (2017). Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. *Journal of Applied Ecology*, 54(4), 1091-1099

HOLL, K. D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.V. & SAMUELS, I.A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8(4): 339-349

HOOPER, E.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology*, Oxford, v. 42, p. 1165-1174, 2005

IANNELLI-SERVIN, C. M. Caracterização ecofisiológica de espécies nativas da Mata Atlântica sob dois níveis de estresse induzidos pelo manejo florestal em área de restauração florestal no Estado de São Paulo. 2007. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 94p.

KAUANO, E. E. et al. Micro- and meso-scale factors affect the restoration of Atlantic Forest. *Natureza & Conservação*, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. 145-151, 2013.

KEENAN, R. J., REAMS, G. A., ACHARD, F., DE FREITAS, J. V., GRAINGER, A., LINDQUIST, E. (2015) Dynamics of global forest area: results from the FAO global forest resources assessment 2015. *For Ecol Manag* 352:9–20

KNOWLES, O. H., PARROTTA, J. A. 1995. Amazon forest restoration: an innovative system for native species selection based on phenological data and field performance indices. *Commonwealth Forestry Review* 74(3): 230-243.

KRAFT, N. J. B.; ACKERLY, D. D. Functional trait and phylogenetic tests of community assembly across spatial scales in an Amazonian forest. *Ecological Monographs*, v. 80, n. 3, p. 401–422, 2010.

KREMER, K. N., & BAUHUS, J. (2020). Drivers of native species regeneration in the process of restoring natural forests from mono-specific, even-aged tree plantations: a quantitative review. *Restoration Ecology*, 28(5), 1074-1086.

LAGANIERE, J. ANGERS D. A., PARE, D. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a metaanalysis. *Global Change Biology*. 2010; 16(1):439–53

LAMB, D., ERSKINE, P.D., PARROTTA, J.A., 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* (80-.) 310, 1628–1632. <https://doi.org/10.1126/science.1111773>

LAMEIRA, L. L., FERREIRA, F. C. G., FILARDI, R. A. E., QUEIROZ, J. M., & SANSEVERO, J. B. B. (2019). Plant-canopy effects on natural regeneration in sites under restoration: do tree species matter?. *Floresta e Ambiente*, 26.

LIMA, P. A. F., GATTO, A., DE ALBUQUERQUE, L. B., MALAQUIAS, J. V., e DE GOIS AQUINO, F. (2016). Native species seedling growth in the ecological restoration of riparian forest. *Neotropical Biology and Conservation*, 11(2), 72.

LORENZI, H. Árvores brasileiras: manual de identificação de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Plantarum, 1992. 352 p.

LORENZONI-PASCHOA, L. D. S., ABREU, K. M. P. D., SILVA, G. F. D., DIAS, H. M., MACHADO, L. A., & SILVA, R. D. D. Estágio sucessional de uma floresta estacional semidecidual secundária com distintos históricos de uso do solo no sul do Espírito Santo. *Rodriguésia*, 70. 2019.

MARANGON, L. C. Florística e fitossociologia de área de floresta semidecidual visando dinâmica de espécies florestais arbóreas no município de Viçosa, MG. 1999. 147f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual Paulista, São Carlos, 1999.

MARTIN, P. A., NEWTON, A. C., & BULLOCK, J. M. (2013). Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1773), 20132236.

MARTINELLI, G., MORAES, M. A.. Livro vermelho da flora do Brasil. 2013.

MARTINS, F. R. Estrutura de uma floresta mesófila. 2ª ed. Campinas, Ed. da UNICAMP (Série Teses), 246p. 1993.

MELI, P., HOLL, K.D., BENAYAS, J.M.R., JONES, H.P., JONES, P.C., MONTOYA, D., MATEOS, D.M. 2017. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *PLoS One* 12, 1–17.

MÉNDEZ-TORIBIO, M., MEAVE, J. A., ZERMEÑO-HERNÁNDEZ, I., & IBARRA-MANRÍQUEZ, G. (2016). Effects of slope aspect and topographic position on environmental variables, disturbance regime and tree community attributes in a seasonal tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science*, 27(6), 1094-1103.

MITCHELL, R. J. et al. The ecological engineering impact of a single tree species on the soil microbial community. *Ecology*, v.98, n.1, p.50-61, 2010

MORAES, L. F. D. D., ASSUMPTÃO, J. M., LUCHIARI, C., & PEREIRA, T. S. (2006). Plantio de espécies arbóreas nativas para a restauração ecológica na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, 57, 477-489.

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B. & KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 2000. 403:853-858. PMID:10706275. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>

MULLER-DOMBOIS, D., & ELLENBERG, H. (1974). Measuring species quantities. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons, New York, 67-92.

NANNI, A. S., SLOAN, S., AIDE, T. M., GRAESSER, J., EDWARDS, D., & GRAU, H. R.

(2019). The neotropical reforestation hotspots: A biophysical and socioeconomic typology of contemporary forest expansion. *Global environmental change*, 54, 148-159.

NOWAK, M. A. Five rules for the evolution of cooperation. *Science*, 314(5805), 1560–1563, <http://dx.doi.org/10.1126/science.1133755>. 2006.

OLIVEIRA, R. R. et al. Ecologia histórica de populações da carrapeta (*Guarea guidonia* (L.) Sleumer) em florestas de encosta do Rio de Janeiro. *Pesquisas Botânica*, v. 64, p. 323-339, 2013.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURI, N.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a Central Brazilian Deciduous Dry Forest. *Biotropica*, v. 30, n. 3, p. 362-375, 1998.

OLIVEIRA-FILHO, A. T., VILELA, E. A., CARVALHO, D. A., & GAVILANES, M. L. (1994). Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 10(04), 483–508. doi:10.1017/s0266467400008178

OMEJA, P. A. et al. Intensive tree planting facilitates tropical forest biodiversity and biomass accumulation in Kibale National Park, Uganda. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 261, p. 703-709, 2011

OVERBECK, G. E., ROSENFELD, M. F., VIEIRA, M. S., & MÜLLER, S. C. Princípios e desafios da restauração ecológica em ecossistemas brasileiros. In: A. L. Peixoto, J. R. P. Luz, & M. A. de Brito (Eds.), *Conhecendo a biodiversidade*. pp. 141– 155. Brasília: MCTIC, CNPq, PPBio. 2016

PALMER, M. A., ZEDLER, J. B., & FALK, D. A. (Eds.). (2016). *Foundations of restoration ecology* (pp. 3-26). Washington, DC: Island Press.

PALMER M. W. 1994. Variation in species richness: towards a unification of hypotheses. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 29:511–530.

PARROTTA, J. A.; TURNBULL, J. W. & JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 1997.99(1,2): 1-7

PEDRO, H. S. BRANCALION, RICARDO, A. G. VIANI, CALMON, M., CARRASCOSA, H. e RODRIGUES, R. (2013) How to Organize a Large-Scale Ecological Restoration Program? The Framework Developed by the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil, *Journal of Sustainable Forestry*, 32:7, 728-744, DOI: 10.1080/10549811.2013.817339

PEREIRA, L. C. S. M.; OLIVEIRA, C. C. C.; TOREZAN, J. M. D. Woody species regeneration in Atlantic Forest restoration sites depends on surrounding landscape. *Natureza & Conservação*, Rio de Janeiro, v.11, n. 2, p. 138-144, 2013.

PIAIA, B. B., ROVEDDER, A. P. M., PROCKNOW, D., & CAMARGO, B. (2021). Avaliação de indicadores ecológicos na restauração por plantio em núcleo com diferentes idades. *Ciência Florestal*, 31, 1512-1534.

PUGH, T. A. M., LINDESKOG, M., SMITH, B., POULTER, B., ARNETH, A., HAVERD, V., & CALLE, L. (2019). Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 201810512. doi:10.1073/pnas.1810512116

REID, J. L., & HOLL, K. D. (2013). Arrival ≠ survival. *Restoration Ecology*, 21(2), 153-155.

REID, J. L., HOLL, K.D. & ZAHAWI, R.A. (2015) Seed dispersal limitations shiftover time in tropical forest restoration. *Ecological Applications*, 25, 1072–1082.

REID, J. L., MENDENHALL, C.D., ROSALES, J.A., ZAHAWI, R.A. & HOLL, K.D. (2014) Landscape context mediates avian habitat choice in tropical forest restoration. *PLoS One*, 9, e90573

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 2018

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J., HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. 2009. *Biological Conservation* 142(6): 1141-1153.

RODRIGUES, R. R., BRANCALION, P. H. S., ISERNHAGEN, I. (2009) Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 256p. 2009. SDR, Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional. Caracterização Regional. Campos Novos, SC. 37p. 2003.

RODRIGUES, R. R., LIMA, R. A. F., GANDOLFI, S., & NAVE, A. G. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6), 1242–1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>

RODRIGUES, R. R., S. GANDOLFI, A. G. NAVE, J. ARONSON, T. E. BARRETO, C. Y. VIDAL & P. H. S. BRANCALION, 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 261(10): 1605-1613.

ROLIM, S. G., PIOTTO, D. (2019) *Silviculture and Wood Properties of Natives Species of the Atlantic Forest of Brazil*. Ed. Rupestre, Belo Horizonte, 164 p.

ROSA, M.R., BRANCALION, P.H.S., CROUZEILLES, R., TAMBOSI, L.R., PIFFER, P.R., LENTI, F.E.B., HIROTA, M., SANTIAMI, E., METZGER, J.P., 2021. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Sci. Adv.* 7 (4)

SANTOS, G. L. D. S. (2014). Efeito da Pedoforma no Processo de Sucessão Secundária em Fragmentos Florestais na Região do Médio Vale do Paraíba do Sul, Pinheiral, RJ.

SANTOS, T. A. Dissertação de Mestrado. Crescimento de espécies florestais em

convivência com *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf cv. Marandu. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2017

SCHMIDT, J., EVANS, I. S., & BRINKMANN, J. (2003). Comparison of polynomial models for land surface curvature calculation. *International Journal of Geographical Information Science*, 17(8), 797–814. <https://doi.org/10.1080/13658810310001596058>

SEGURA, G., BALVANERA, P., DURAN, E., PEREZ, A. 2003. Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. *Plant Ecol.* 169: 259–271.

SEIDLER, T. G.; PLOTKIN, J. B. Seed dispersal and spatial pattern in tropical trees. *PLOS Biology*, v.4, n.1, p.1-6, 2006.

SILVA, J. M. C., CASTELETTI, C. H. M. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (eds.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook*. pp. 43-59. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington, D.C.

SILVA, R. G., FARIA, R. A. V. B., MOREIRA, L. G., DE LIMA PEREIRA, T., DA SILVA, C. H., & BOTELHO, S. A. (2016). Avaliação do processo de restauração de área de preservação permanente degradada no sul de Minas Gerais. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, 9(1), 147-162.

SOLÓRZANO, A., PINTO, J. R. R., FELFILI, J. M., & HAY, J. D. V. (2012). Perfil florístico e estrutural do componente lenhoso em seis áreas de cerrado ao longo do bioma Cerrado. *Acta botânica brasílica*, 26, 328-341.

STRASSBURG, B. B., BARROS, F. S., CROUZEILLES, R., IRIBARREM, A., SANTOS, J. S. D., SILVA, D., ... & LATAWIEC, A. E. (2016). The role of natural regeneration to ecosystem services provision and habitat availability: a case study in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 48(6), 890-899.

SUGANUMA, M. S.; ASSIS, G. B.; DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. *Community Ecology*, Budapest, v. 15, n. 1, p. 27-36, 2014.

SUGANUMA, M. S., TOREZAN, J. M. D., & DURIGAN, G. (2018). Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long-term restoration of riparian Atlantic forest. *Applied Vegetation Science*, 21(1), 76-84.

SUGANUMA, M. S., DURIGAN, G. Build it and they will come, but not all of them in fragmented Atlantic Forest landscapes. *Restoration Ecology*, v. 30, n. 4, p. e13537, 2022.

SVENNING, J. C. 1999. Microhabitat specialization in a species-rich palm community in Amazonian Ecuador. *J. Ecol.* 87: 55–65.

TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector

technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67:1167- 1179.

THORNTHWAITE, C.W.; Mather, Jr. 1955. The Water Balance. Laboratory of Climatology, Centerton, NJ, USA.

URIARTE, M., CHAZDON, R. L. Incorporating natural regeneration in forest landscape restoration in tropical regions: synthesis and key research gaps. *Biotropica*, v. 48, n. 6, p. 915-924, 2016.

VELLEND, M. CONCEPTUAL SYNTHESIS IN COMMUNITY ECOLOGY. Volume 85, No. 2 June. THE QUARTERLY REVIEW OF BIOLOGY. 2010

VELOSO, H. P., RANGEL-FILHO, A. L. R., & LIMA, J. C. A. (1991). Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Ibge.

WADT, P. G. S. Práticas de conservação do solo e recuperação de áreas degradadas. Rio Branco: Embrapa Acre, 2003.

WEAVER, D. et al. Tourism management. John Wiley and Sons, 2000.

WEBB, C. O. et al. Phylogenies and Community Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 33, p. 475–505, 2002.

WHEATLEY, A. R. T. Florística e fitossociologia do componente arbóreo em um trecho de Floresta Ombrófila Densa Submontana sob dois distintos históricos de uso na Região Sudeste do Brasil. 2019.

ZAÚ, A. S. A conservação de áreas naturais e o Ecoturismo. *Revista Brasileira de Ecoturismo*, v.7, p.290 - 321, 2014

ZERMEÑO-HERNÁNDEZ, I., MÉNDEZ-TORIBIO, M., SIEBE, C., BENÍTEZ-MALVIDO, J., & MARTÍNEZ-RAMOS, M. (2015). Ecological disturbance regimes caused by agricultural land uses and their effects on tropical forest regeneration. *Applied vegetation science*, 18(3), 443-455.

8. ANEXOS

ANEXO 1: Dados bióticos e abióticos referentes às cinquenta unidades amostrais. Relevo, distância das florestas secundárias, densidade e riqueza de indivíduos plantados, densidade e riqueza de indivíduos regenerantes.

Parcela	Relevo	Dist. da floresta	densplant	riqplant	densreg	Riqreg
1	Plano	66	12	11	40	7
2	Plano	265	17	8	3	3
3	Plano	195	17	12	9	7
4	Plano	250	13	8	5	3
5	Plano	350	13	10	41	15
6	Plano	261	14	11	18	8

7	Plano	435	25	11	17	9
8	Plano	690	12	8	19	10
9	Plano	763	17	9	11	5
10	Plano	215	17	12	47	1
11	Plano	260	13	8	11	4
12	Encosta	400	13	8	56	4
13	Topo de morro	673	3	2	23	8
14	Topo de morro	835	8	5	38	6
15	Plano	330	20	13	21	9
16	Encosta	508	3	2	16	6
17	Encosta	623	16	5	10	5
18	Encosta	768	16	12	17	8
19	Topo de morro	520	26	8	24	7
20	Plano	300	16	9	6	5
21	Topo de morro	767	16	7	17	3

22	Plano	335	26	17	32	4
23	Plano	620	22	12	18	6
24	Plano	290	13	6	10	4
25	Plano	303	16	13	13	7
26	Plano	245	16	9	13	6
27	Plano	219	4	3	21	5
28	Encosta	710	21	10	23	4
29	Plano	262	23	9	8	7
30	Plano	312	16	9	12	9
31	Plano	190	19	14	9	4
32	Plano	195	7	6	13	7
33	Plano	218	16	14	15	6
34	Plano	262	12	10	20	9
35	Plano	225	37	19	3	3
36	Plano	127	14	9	14	6
37	Plano	105	5	5	16	11
38	Plano	111	13	10	31	13
39	Plano	25	17	8	15	6
40	Encosta	25	11	9	18	13
41	Plano	302	15	9	9	6
42	Topo de morro	371	12	8	3	2
43	Plano	448	16	7	45	5
44	Plano	615	9	8	32	10
45	Plano	346	11	9	8	2
46	Plano	357	13	7	7	5
47	Plano	298	21	14	37	14
48	Plano	409	6	6	32	6
49	Plano	600	14	9	29	12
50	Encosta	400	7	5	19	7

ANEXO 2: Listas das espécies e contagem dos indivíduos encontrados nas 50 parcelas amostradas. Nas colunas: Número de indivíduos, Altura média dos indivíduos de cada espécie, Identificação se a espécie foi plantada ou regenerada naturalmente, grupos sucessionais (Pioneira, Secundária inicial, Secundária tardia e Climáticas) e Síndromes de dispersão (Zoocórica, Anemocória, Autocórica ou Barocórica)

Espécie	N de ind.	H média	PL	RE G	PI	SI	ST	CL	Zoo	Ane	Auto	Baro
<i>Acnistus arborescens</i>	1	4,00	X		X				X			
<i>Acrocomia aculeata</i>	7	9,46		X	X				X			
<i>Aegiphila integrifolia</i>	36	5,46	X	X	X				X			
<i>Albizia polycephala</i>	4	5,63	X		X						X	
<i>Albizia sp</i>	6	5,00	X								X	
<i>Alchornea sidifolia</i>	20	1,70	X	X	X				X			

<i>Anadenanthera colubrina</i>	11	6,64	X	X	X						X	
<i>Anadenanthera peregrina</i>	16	6,50	X		X						X	
<i>Andira legalis</i>	3	2,00	X	X			X		X			
<i>Aniba firmula</i>	7	3,03	X	X			X		X			
<i>Annona cacans</i>	1	10,00	X		X				X			
<i>Annona mucosa</i>	14	7,32	X	X			X		X			
<i>Apuleia leiocarpa</i>	2	2,15	X				X			X		
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	4	3,75	X				X			X		
<i>Astronium graveolens</i>	2	1,65		X		X				X		
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	1	2,50		X	X					X		
<i>Basiloxylon brasiliensis</i>	1	5,00	X				X			X		
<i>Bombacopsis glabra</i>	1	3,00	X			X			X			
<i>Buchenavia sp</i>	1	2,50	X						X			
<i>Cabralea canjerana</i>	6	3,17	X			X			X			
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	1	3,00	X		X				X			
<i>Cariniana estrellensis</i>	1	1,50	X					X		X		
<i>Cariniana ianeirensis</i>	1	3,00	X				X			X		
<i>Cariniana legalis</i>	16	4,09	X					X		X		
<i>Carpotroche brasiliensis</i>	4	2,55	X				X		X			
<i>Casearia sylvestris</i>	2	2,60	X	X		X			X			
<i>Cecropia hololeuca</i>	1	10,00	X		X				X			
<i>Cecropia pachystachya</i>	122	3,81	X	X	X				X			
<i>Cedrela fissilis</i>	1	1,50	X			X					X	
<i>Ceiba speciosa</i>	10	5,16	X			X				X		
<i>Celtis iguanaea</i>	1	2,50	X		X				X			
<i>Centrolobium tomentosum</i>	17	5,17	X		X					X		
<i>Citharexylum myrianthum</i>	10	6,00	X		X				X			
<i>Clidemia hirta</i>	3	1,53		X	X				X			
<i>Clitoria fairchildiana</i>	1	15,00		X		X					X	
<i>Copaifera trapezifolia</i>	2	2,50	X	X				X	X			
<i>Cordia trichotoma</i>	1	5,00	X			X			X			
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	3	2,53	X				X		X			
<i>Cupania oblongifolia</i>	16	1,30	X	X		X			X			
<i>Cybistax antisiphilitica</i>	5	3,14	X		X					X		
<i>Dalbergia nigra</i>	10	4,37	X	X	X						X	
<i>Enterolobium glaziovii</i>	4	4,63	X			X			X			
<i>Eugenia brasiliensis</i>	3	3,50	X			X			X			
<i>Eugenia florida</i>	1	2,50	X			X			X			
<i>Eugenia uniflora</i>	9	1,98	X					X	X			
<i>Euterpe edulis</i>	4	3,38	X				X		X			

<i>Ficus gomelleira</i>	4	1,30	X				X		X			
<i>Gallesia integrifolia</i>	2	10,50	X		X					X		
<i>Moquiniastrium polymorphum</i>	460	3,23	X	X	X					X		
<i>Guarea guidonia</i>	108	2,19	X	X		X			X			
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	24	5,64	X		X					X		
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	13	5,50	X			X				X		
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	2	3,50	X				X			X		
<i>Handroanthus sp</i>	1	5,50	X							X		
<i>Handroanthus umbellatus</i>	3	5,00	X		X					X		
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	3,67	X				X		X			
<i>Indeterminada</i>	2	2,25		X								
<i>Indeterminada2</i>	2	2,00		X					X			
<i>Indeterminada3</i>	2	6,00							X			
<i>Indeterminada5</i>	1	1		X					X			
<i>Inga cilyndrica</i>	3	5,00	X		X				X			
<i>Inga edulis</i>	24	6,94	X	X	X				X			
<i>Inga laurina</i>	26	5,25	X	X		X			X			
<i>Inga sp</i>	1	5,00	X						X			
<i>Inga sp2</i>	9	7,91	X	X					X			
<i>Inga vera</i>	13	5,08	X	X	X				X			
<i>Jacarandamicrantha</i>	1	4,00	X			X				X		
<i>Jacaratia spinosa</i>	4	4,18	X	X	X				X			
<i>Joannesia princeps</i>	5	11,80	X		X							X
<i>Lafoensia glyptocarpa</i>	1	4,00	X				X			X		
<i>Lamanonia ternata</i>	1	1,90		X	X				X			
<i>Lecythis pisonis</i>	5	5,10	X				X				X	
<i>Libidibia ferrea</i>	3	4,17	X			X					X	
<i>Licania tomentosa</i>	4	2,43	X			X			X			
<i>Litchi chinensis</i>	1	3,00		X					X			
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	20	3,95	X	X	X						X	
<i>Machaerium nyctitans</i>	2	4,00	X			X				X		
<i>Manilkara subsericea</i>	2	0,73	X					X	X			
<i>Matayba guianensis</i>	1	3,00	X		X				X			
<i>Melanoxylon brauna</i>	1	1,50	X				X			X		
<i>Mezilaurus sp</i>	1	4,50	X						X			
<i>Miconia albicans</i>	100	2,03		X	X				X			
<i>Miconia calvescens</i>	17	1,96		X	X				X			
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	4	1,73		X	X				X			
<i>Miconia sp</i>	1	1,50		X					X			
<i>Myrsine coriacea</i>	71	2,94	X	X	X				X			
<i>Nectandra membranacea</i>	4	2,81		X	X				X			

<i>Ocotea diospyrifolia</i>	12	3,09	X	X	X				X			
<i>Parapiptadenia rigida</i>	7	5,07	X		X						X	
<i>Paubrasilia echinata</i>	1	5,00	X					X			X	
<i>Peltophorum dubium</i>	11	5,41	X		X						X	
<i>Piper aduncum</i>	22	1,58		X	X				X			
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	15	6,25	X	X	X						X	
<i>Piptadenia paniculata</i>	4	6,38	X		X						X	
<i>Plathymentia reticulata</i>	6	7,67	X		X					X		
<i>Pleroma granulosum</i>	8	3,86	X	X	X					X		
<i>Poincianella pluviosa</i>	8	6,50	X				X				X	
<i>Pouteria durlandii</i>	1	1,40	X				X		X			
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	16	4,00	X				X			X		
<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	6	3,32	X	X	X						X	
<i>Psidium cattleianum</i>	1	4,00	X			X			X			
<i>Psidium guajava</i>	11	2,28	X	X			X		X			
<i>Pterocarpus rohrii</i>	1	6,00	X			X				X		
<i>Pterogyne nitens</i>	12	5,71	X			X				X		
<i>Sapindus saponária</i>	1	5,00	X				X		X			
<i>Schinus terebinthifolia</i>	10	4,64	X	X	X				X			
<i>Schizolobium Parahyba</i>	11	8,09	X		X					X		
<i>Senna macranthera</i>	2	4,50	X	X	X						X	
<i>Simira glaziovii</i>	2	1,30	X				X			X		
<i>Siparuna guianensis</i>	12	1,86		X			X		X			
<i>Solanum mauritianum</i>	1	4,00		X	X				X			
<i>Solanum paniculatum</i>	1	1,80		X	X				X			
<i>Solanum pseudoquina</i>	52	5,77	X	X	X				X			
<i>Sorocea bonplandii</i>	1	2,00	X			X			X			
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	11	7,59	X		X					X		
<i>Spondias mombin</i>	12	8,33	X		X				X			
<i>Sterculia chicha</i>	1	6,20	X			X			X			
<i>Swartzia langsdorffii</i>	7	3,87	X				X		X			
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	6,00	X			X			X			
<i>Syzygium jambolanum</i>	4	0,89		X	X				X			
<i>Tabebuia cassinoides</i>	1	2,50	X			X				X		
<i>Tabernaemontana laeta</i>	18	3,98	X	X	X				X			
<i>Tachigali paratyensis</i>	1	6,00	X			X				X		
<i>Trema micranta</i>	49	6,51	X	X	X				X			
<i>Trichilia hirta</i>	3	6,50	X		X				X			
<i>Triplaris americana</i>	1	6,00	X		X					X		
<i>Vernonanthura discolor</i>	4	6,00		X	X					X		
<i>Vernonanthura polyanthes</i>	3	3,50		X	X					X		
<i>Virola bicuhyba</i>	2	1,75	X				X		X			

<i>Xylopia sericea</i>	11	1,90	X	X	X				X			
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	5	3,27	X	X	X				X			
Total Geral	1714	3,89										

ANEXO 3: Tabela utilizada para a análise de correlação canônica (cca) contendo as variáveis ambientais analisadas no estudo, sendo: relnum: declividade, distflor: distância da floresta circundante, densplant: densidade de indivíduos plantados, riqplant: riqueza de indivíduos plantados, densguareaplan: densidade de indivíduos de *Guarea guidonia* plantados, cobgram: cobertura de gramíneas.

Parcela	relnum	distflor	densplant	Riqplant	densguareaplan t	cobgram
1	1	66	12	11	0	2
2	1	265	17	8	1	0
3	1	195	17	12	0	0
4	1	250	13	8	0	4
5	1	350	13	10	2	0
6	1	261	14	11	0	0
7	1	435	25	11	0	0
8	1	690	12	8	1	0
9	1	763	17	9	3	0
10	1	215	17	12	0	0
11	1	260	13	8	0	1
12	2	400	13	8	0	0
13	3	673	3	2	0	2
14	3	835	8	5	2	2
15	1	330	20	13	0	2
16	2	508	3	2	0	2
17	2	623	16	5	3	5
18	2	768	16	12	1	0
19	3	520	26	8	5	3
20	1	300	16	9	0	0
21	3	767	16	7	0	0
22	1	335	26	17	0	0
23	1	620	22	12	4	2.5
24	1	290	13	6	0	1
25	1	303	16	13	2	4
26	1	245	16	9	2	0
27	1	219	4	3	0	3
28	2	710	21	10	0	0

29	1	262	23	9	0	0
30	1	312	16	9	2	0
31	1	190	19	14	0	0
32	1	195	7	6	0	2
33	1	218	16	14	0	0
34	1	262	12	10	1	0
35	1	225	37	19	0	0
36	1	127	14	9	0	0
37	1	105	5	5	1	1.6
38	1	111	13	10	1	0
39	1	25	17	8	0	0
40	2	25	11	9	0	1
41	1	302	15	9	1	5
42	3	371	12	8	0	2
43	1	448	16	7	0	0
44	1	615	9	8	1	0
45	1	346	11	9	0	3
46	1	357	13	7	0	2
47	1	298	21	14	0	0
48	1	409	6	6	0	3
49	1	600	14	9	0	3
50	2	400	7	5	0	0