

VINÍCIUS MENDES

**EFEITO DO SOMBREAMENTO E DA CAMADA DE SERAPILHEIRA EM
GRAMÍNEAS INVASORAS SOB FLORESTAS EM RESTAURAÇÃO**

Botucatu

2021

VINÍCIUS MENDES

**EFEITO DO SOMBREAMENTO E DA CAMADA DE SERAPILHEIRA EM
GRAMÍNEAS INVASORAS SOB FLORESTAS EM RESTAURAÇÃO**

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp Campus
de Botucatu/SP, para obtenção do título
de Mestre em Ciência Florestal

Orientadora: Vera Lex Engel

Botucatu

2021

M538e

Mendes, Vinícius

Efeito do sombreamento e da camada de serapilheira em gramíneas invasoras sob florestas em restauração / Vinícius Mendes. -- Botucatu, 2021

68 p.: il., tabs., fotos

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu

Orientadora: Vera Lex Engel

1. Restauração ecológica. 2. Gramíneas exóticas invasoras. 3. Indicadores de restauração. 4. Monitoramento da restauração. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Botucatu

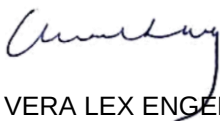
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: EFEITO DO SOMBREAMENTO E DA CAMADA DE
SERAPILHEIRA EM GRAMÍNEAS INVASORAS SOB
FLORESTAS EM RESTAURAÇÃO

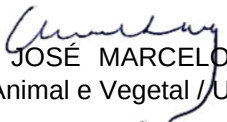
AUTOR: VINÍCIUS MENDES

ORIENTADORA: VERA LEX ENGEL

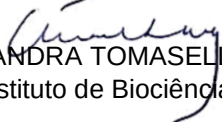
**Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em
CIÊNCIA FLORESTAL, pela Comissão Examinadora:**



Prof.^a Dr.^a VERA LEX ENGEL (Participação Virtual)
Ciência Florestal, Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu - UNESP



Prof. Dr. JOSÉ MARCELO DOMINGUES TOREZAN (Participação Virtual)
Biologia Animal e Vegetal / Universidade Estadual de Londrina



Prof.^a Dr.^a ALESSANDRA TOMASELLI FIDELIS (Participação Virtual)
Biodiversidade / Instituto de Biociências de Rio Claro - UNESP

Botucatu, 31 de agosto de 2021

AGRADECIMENTOS

Agradecer é difícil para um felizardo como eu que, teve a honra de encontrar vários pássaros ao longo dessa caminhada. Acreditar na existência de uma energia maior que você, leitor (a), venha chamar de Orixá, Deus (a), Entidade, Espírito, Cosmo e mais, me faz querer continuar e é nela que me recarrego. A mim, surge como uma música, sensação, comida, vivência, amigos ou família, mas sempre junto de Gaia. E a fim de materializá-la, para então agradecer, farei uso de pessoas.

Se hoje escrevo essas palavras, algumas flores precisam ser lembradas. Minha mãe Bene, por me apresentar ao mundo e apoiar (quase) tudo que faço, mesmo quando não compreende. Minha avó Osória, por sempre me acompanhar: seja pulando de nuvem em nuvem ou voando em joaninhas. Minha irmã Letícia, pelo seu esforço em garantir meu equilíbrio. Meu pai José, por aceitar minha necessidade de viver.

Meu muito obrigado às minhas estimadas professoras de graduação, Vânia Rosolen e Milene Eigenheer, por me incentivarem ao mestrado. À minha querida orientadora Vera Lex por me aceitar como seu aluno, pela paciência em me orientar e ensinar. À querida Natália Guerin, por me ajudar ao longo de todo o processo desta pesquisa e pelas conversas e risadas; e também por ouvir meus lamentos. Gratulo, também, Zezé Zakia, pelos ensinamentos dentro e fora da academia.

Durante minha estadia em Botucatu, fui presenteado com uma nova família, à qual merece ser lembrada com carinho, sempre: República Ressaca. Obrigado André Nóbrega, Bruno Luís, Gustavo Maeda, João Paulo Leite, Nicolas Ripari, Phillipe Galindo, Vitor Dedo, Victor Ribeiro e Ronny Peterson pelas muitas risadas e aprendizados. Nem só de estudos vive um pós graduando, nesse processo ganhei grandes amigos e que jamais esquecerei: Mirian Roedas, Felipe Góes, Heitor Sabalo, Rafael Guilen e Sofia Chile.

Também agradeço a todos os membros do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF UNESP), pelas conversas, ajuda em campo e aprendizados. Em especial Ângelo, Diana, Diego, Roder, Tupete, Aska, Mores, Polly, Grelha, Victor, Splinter, Jéssica, Paula e Andra. Lembro, também, de Claudinho e Jhuan pela ajuda com o experimento no viveiro; Rosângela, por sempre me ajudar com as

papeladas e chaves e Milene, pela paciência que teve comigo sujando o laboratório com “mato pra tudo que é lado”. Ao grupo de agroecologia Timbó, vocês me acolheram e sou grato.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Também agradeço a UNESP por toda a estrutura cedida para a realização da presente pesquisa e a SABESP por disponibilizar algumas de suas áreas para o estudo.

Por fim, não posso esquecer de minha família Ecologia. Obrigado Ademir Francisco, Camila Lins, Deise Junqueira, Dhemerson Conciani, Gabriel Luco, Marília Souza e Vagner Zanzarini; nossas discussões foram de grande ajuda, para mim. Em especial, agradeço ao Augusto Alves, Karen Fernandes e Yuri Silva: obrigado pelo suporte nesta pesquisa e na vida. Aos amigos que passaram por mim, deixaram um bem e depois voaram, obrigado. Sou grato, também, aos que ainda contribuem e a quem vem chegando para essa minha evolução profissional e, principalmente, pessoal. Eu sou o reflexo de minha vivência somada ao canto das aves, frente ao mundo.

RESUMO

A presença de gramíneas exóticas invasoras dificulta a sucessão e estruturação de florestas em processo de restauração, bloqueando ou retardando a entrada de indivíduos regenerantes nativos. Temos observado que áreas em restauração, independentemente da idade, ainda tendem a apresentar gramíneas no sub-bosque, mesmo com dossel já formado. Com o objetivo de compreender quais outros fatores podem influenciar na supressão dessas gramíneas, buscamos estudar parte da estrutura da floresta e a camada de serapilheira sobre o solo. Selecionamos seis áreas em restauração, com idades variando entre 6 a 21 anos, e instalamos 14 transectos distribuídos entre essas áreas, amostrando em campo: biomassa de gramíneas (*Urochloa decumbens* Stapf. e *Megathyrsus maximus* Jacq.) e serapilheira, porcentagem de cobertura de gramíneas sobre o solo, profundidade da camada de serapilheira, cobertura de dossel, estratificação do sub-bosque e radiação fotossinteticamente ativa (RFA) incidente. Em experimento controlado, também testamos a eficiência da serapilheira no bloqueio da emergência de *U. decumbens*, com sementes acima da camada de serapilheira (chuva de sementes) e abaixo da camada e substrato (banco de sementes) à pleno sol e sombrite 50%. Nossa análise de correlação apontou a estratificação do sub-bosque como fator sem influência sobre as gramíneas e sem relação com nenhuma outra variável. Por análise de regressão, modelo linear generalizado (GLM), averiguamos quais preditoras têm maior efeito sobre as gramíneas: os dois melhores modelos selecionaram, igualmente, cobertura do solo por serapilheira e RFA. Nossos resultados indicam que 200 g/m² de serapilheira sobre o solo da floresta possa controlar a presença de *U. decumbens*; e para *M. maximus*, 400 g/m² de serapilheira. Também evidenciamos que, uma camada contínua de 2 cm de serapilheira no solo garante o bloqueio da emergência de *U. decumbens*, independente se as sementes estão acima ou abaixo dessa camada. Logo, tanto a biomassa de serapilheira como a profundidade de cobertura sobre o solo podem ser considerados barreiras eficientes à emergência das gramíneas, sobretudo *U. decumbens*. Podendo, esse material orgânico, ser um eficiente indicador para monitorar projetos em restauração.

Palavras-chave: indicadores de restauração; Mata Atlântica; *Megathyrus maximus*; monitoramento da restauração; *Urochloa decumbens*.

ABSTRACT

The presence of invasive exotic grasses hinders the succession and structuring of forests in the process of restoration, blocking or delaying the entry of regenerating native individuals. We have observed that areas under restoration, regardless of age, still tend to have grasses in the understory, even with an already formed canopy. In order to understand what other factors can influence the suppression of these grasses, we to study part of the forest structure and the litter layer on the ground. We selected six areas under restoration, with ages ranging between 6 to 21 years, and installed 14 transects distributed among these areas, sampling in the field: biomass of grasses (*Urochloa decumbens* Stapf. and *Megathyrsus maximus* Jacq.) and litter, grass cover percentage on the ground, litter layer depth, canopy cover, understory stratification and incident photosynthetically active radiation (RFA). In a controlled experiment, we also tested the litter efficiency in blocking the emergence of *U. decumbens*, with seeds above the litter layer (seed rain) and below the layer and substrate (seed bank) in full sun and 50% shade. Our correlation analysis pointed to understory stratification as a factor without influence on grasses and unrelated to any other variable. By regression analysis, generalized linear model (GLM), we investigated which predictors have the greatest effect on grasses: the two best models selected the litter layer and RFA. Our results indicate that 200 g/m² of litter on the forest floor can control the presence of *U. decumbens*; and for *M. maximus*, 400 g/m² of litter. We also showed that a continuous layer of 2 cm of litter in the soil guarantees the blocking of the emergence of *U. decumbens*, independently if the seeds are above or below this layer. Therefore, both the litter biomass and the depth of cover over the ground can be considered efficient barriers to the emergence of grasses, especially for *U. decumbens*. This organic material can be an efficient indicator to monitor restoration projects.

Keywords: Atlantic Forest Brazil; *Megathyrsus maximus*; monitoring restoration; restoration indicators; *Urochloa decumbens*.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	13
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	22
2.1	Áreas de estudo.....	22
2.2	Instalação do transecto.....	26
2.2.1	Coleta e quantificação da biomassa de serapilheira acumulada e gramíneas.....	27
2.2.2	Medição da radiação solar.....	28
2.2.3	Estrutura da vegetação.....	28
2.3	Efeito da cobertura do solo por serapilheira.....	29
2.4	Análise de dados.....	31
3	RESULTADOS.....	34
3.1	Levantamento nas áreas em restauração.....	34
3.2	Experimento de germinação de <i>Urochloa decumbens</i> em ambiente controlado: separando o efeito da serapilheira e sombreamento.....	40
4	DISCUSSÃO.....	42
4.1	Efeito dos fatores serapilheira, RFA, cobertura de dossel e estratificação da floresta na cobertura de gramíneas no sub-bosque de florestas restauradas.....	42
4.2	Separando os efeitos diretos do sombreamento e da cobertura de serapilheira na germinação de <i>Urochloa decumbens</i>	47
4.3	Implicações para a restauração.....	51
5	CONCLUSÃO.....	53
	REFERÊNCIAS.....	55
	APÊNDICE A.....	67
	APÊNDICE B.....	68

1 INTRODUÇÃO

A regeneração natural da vegetação nativa depende de condições favoráveis para o estabelecimento das plantas. Perturbações antrópicas, assim como distúrbios naturais frequentes no local, podem resultar em ambientes inóspitos, promovendo barreiras que dificultam a implantação e/ou estabelecimento das espécies nativas (Instituto Florestal, 2011; FRAGOSO *et al.*, 2017), podendo também favorecer a presença de espécies invasoras (D'ANTONIO; MEYERSON, 2002). Esses dois fatores levam à necessidade de intervenções humanas a fim de facilitar e/ou acelerar a funcionalidade dos processos ecossistêmicos no ambiente a ser restaurado (PIÑA-RODRIGUES *et al.*, 2015).

Uma das causas que determinam o insucesso dos projetos de restauração florestal é a competição com espécies indesejáveis, muitas vezes exóticas com potencial invasor (RESENDE; LELEZ, 2017). Considera-se exóticas plantas introduzidas intencional ou acidentalmente, via ação antrópica, fora de sua área de distribuição natural e, após naturalização no novo ambiente, essas plantas podem se tornar invasoras quando há grande produção de descendentes a longas distâncias da planta mãe, potencialmente se espalhando por grandes áreas (RICHARDSON *et al.*, 2000; ESPÍNOLA; FERREIRA, 2007).

Algumas das características que potencializam a capacidade de adaptação e colonização desses indivíduos são: a produção de pequenas sementes em grande quantidade; maturação precoce; formação de banco de sementes no solo; reprodução tanto por sementes como vegetativa; dormência garantindo germinação em condições favoráveis; produção de toxinas impedindo o crescimento de outras plantas; rápido crescimento; ausência de exigências específicas para germinação; mecanismos eficientes de dispersão e/ou elevado sucesso reprodutivo (BURKE; GRIME, 1996; RANDALL; MARINELLI, 1996; BINGGELI, 1998; WESTBROOKS, 1998). Por esses fatores, podem recobrir rapidamente o solo, contribuindo para evitar erosão (KAGEYAMA *et al.*, 2008; ISERNHAGEN *et al.*, 2009), mas acabam por ameaçar os processos da restauração, atuando como barreiras que impedem o restabelecimento de serviços ecossistêmicos e fatores sucessionais (CABIN *et al.*, 2002).

A alteração de habitats como, por exemplo, abertura de clareiras permitindo maior incidência de luz, tornam esses ambientes mais suscetíveis à invasão, tendendo a uma dominância de invasoras (MAGNAGO *et al.*, 2015). Gramíneas exóticas invasoras têm grande facilidade de adaptação ao clima tropical, tornando-se potenciais invasoras (KRUGER *et al.*, 1986; RODRIGUES, 2012; FRAGOSO *et al.*, 2017; BARBOSA *et al.*, 2018). O que faz essas gramíneas serem frequentes na restauração é a sua presença em pastagens plantadas, sendo que muitas áreas a serem restauradas correspondem à essas pastagens quando degradadas ou abandonadas (RESENDE; LELEZ, 2017) ou mesmo são vizinhas a pastagens, que funcionam como fontes de propágulos.

Gramíneas heliófitas C4, em geral, não são elementos naturais das comunidades das florestas tropicais. A presença dessas gramíneas nessas áreas pode alterar as propriedades ecológicas do sistema como, por exemplo, ciclagem de nutrientes e produtividade vegetal, estrutura, dominância, distribuição de biomassa, queda de serapilheira, processos evolutivos e outros (ZILLER, 2000). Assim, a conversão de floresta em pastagem é um importante fator de degradação. O efeito inibidor exercido pelas pastagens sobre outras plantas é considerado um filtro, fazendo com que espécies menos tolerantes não consigam se estabelecer no sistema; o que é próprio de plantas colonizadoras com alto poder de reprodução e dispersão, sendo capazes de direcionar a sucessão, enquanto presentes nas áreas (FRAGOSO *et al.*, 2017). Logo, o ponto mais frágil de muitas áreas em processo de restauração está em sua fase de estabelecimento, em que a presença de gramíneas prejudica o desenvolvimento das árvores plantadas ou semeadas (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009).

Essa maior adaptabilidade das gramíneas exóticas no sistema se deve, em parte, ao melhoramento genético já realizado em espécies consideradas produtivas e palatáveis para aumentar massa de forragem em pastos visando à alimentação de bovinos, além do fato de serem naturalmente mais resistentes (ZANIN, 2009; OLIVEIRA *et al.*, 2018) ao pisoteio da megafauna e fogo; como é o caso de muitas espécies do gênero *Urochloa* e *Panicum* (KARIA *et al.*, 2006).

As espécies do gênero *Urochloa* são as mais comuns, com predominância de 41.74% nos projetos de restauração em biomas de florestas tropicais (WEIDLICH *et al.*, 2020) e frequentemente encontradas na região sudeste do Brasil (SILVA *et al.*, 2009; RESENDE; LELES, 2017). Esse gênero ocupa 85% das

pastagens plantadas no país, e 55% desse total é composto por *U. decumbens* (FONSECA *et al.*, 2006). O combate ou controle dessas espécies nas áreas a serem restauradas deve ser eficaz e considerar que sua retirada do sistema é complexa e contínua (MAGNAGO *et al.*, 2015) até o estabelecimento das comunidades florestais nessas áreas. Por isso, ações de erradicação dessas gramíneas tendem a apresentar um alto custo, respondendo por até 60% dos gastos de manutenção do projeto, podendo variar entre R\$ 2674,00 a R\$ 15096,00/hectare por até 30 meses, conforme o método escolhido (LELES *et al.*, 2015; SANTOS, 2016).

Dentre os métodos de controle para gramíneas, os mais utilizados são o mecânico e químico, respectivamente, roçada ou capina frequente e uso de agroquímicos. Dentre os métodos químicos, o herbicida mais usual o glifosato, uma vez que, por ser rapidamente adsorvido pelas partículas de solo e vulnerável à degradação microbiana, vem sendo considerado o herbicida mais seguro ao meio ambiente; contudo, nos últimos anos, sua biossegurança vem sendo questionada (NAVE *et al.*, 2009; HAGNER *et al.*, 2019). Já o método cultural abrange práticas que favoreçam a competição das espécies arbóreas em relação às plantas indesejáveis (LELES *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2020) como, por exemplo, recobrimento do solo por adubação verde.

A atenção ao uso e ocupação das áreas circundantes, assim como o sombreamento do solo – seja por espécies arbóreas, serapilheira ou coberturas verdes, ligado ao espaçamento do plantio e escolha das espécies – são, possivelmente, os pontos chave para se conseguir um melhor controle ou prevenção dessas plantas exóticas invasoras em áreas de restauração florestal (ZILLER, 2000; ZALBA; ZILLER, 2007; RESENDE; LELES, 2017; SANTOS *et al.*, 2020). Isso porque, para as gramíneas se estabelecerem ou permanecerem no local, é preciso que haja recursos disponíveis, sendo a luz o principal deles (WHITMORE, 1989; MEIRA-NETO *et al.*, 2005).

A radiação solar é um componente importante na germinação das sementes de gramíneas. Sementes pequenas, quando fotoblásticas, necessitam de luz para germinarem, pois isso garantirá que suas plântulas se tornem fotossinteticamente autossuficientes, antes que suas reservas se esgotem (FRAGOSO *et al.*, 2017). Espécies do gênero *Urochloa*, conhecidas vulgarmente como braquiária, apresentam elevada eficiência fotossintética, devido ao seu

metabolismo C4, aumentando as taxas fotossintéticas em resposta aos elevados níveis de radiação. Possuem também uma dispersão eficaz, com alto índice de germinação e elevada propagação vegetativa, permitindo rápido recobrimento do solo, o que as tornam excelentes competidoras, com alto poder de resistência (DIAS FILHO, 1995; BARBOSA *et al.*, 2008; FRAGOSO *et al.*, 2017).

Contudo, mesmo aumentando as taxas fotossintéticas em resposta aos elevados níveis de radiação, gramíneas podem ter ou adquirir capacidade de ajuste fenotípico nas características morfológicas e respostas fisiológicas sob diferentes condições ambientais (DIAS FILHO, 1995). Adaptações morfológicas de folhas e caules, quando em diferentes regimes de luz, são esperadas para espécies C3 e C4, e respostas podem diferir conforme processo fotossintético e sensibilidade ao balanço de energia. Plantas C4 têm seu metabolismo fotossintético mais sensível à temperatura e luminosidade do que plantas C3, em que a morfologia foliar está intimamente relacionada ao balanço energético entre planta e meio ambiente (KEPHART *et al.*, 1992).

Dias Filho (2002), ao analisar o efeito do sombreamento em *Urochloa brizantha* e *U. humidicola*, constatou que ambas têm capacidade de ajuste fotossintético, sendo capazes de diminuir seus pontos de compensação de luz durante um curto período de tempo; porém, em sombreamento permanente, ambas as espécies têm redução em sua capacidade fotossintética. A alocação de biomassa nessas espécies, quando em sombreamento, é reduzida significativamente nas raízes e aumentada em suas folhas, favorecendo essas estruturas, a fim de aumentar sua capacidade de interceptar luz. Sob pouca luz, então, já é esperado um aumento na sua altura (estiolação) como estratégia de sobrevivência. Mas a diminuição de biomassa radicular torna a planta vulnerável a estresses dependentes dessa interferência como, por exemplo, seca, herbivoria ou queima (DIAS FILHO, 2000). Outro estudo visando entender a relação de *U. decumbens* e sombreamento mostrou que a espécie tem redução acentuada da massa de forragem, densidade de perfilhos e índice de área foliar (IAF) quando em luminosidade reduzida a 65%, ocasionando modificações morfológicas no indivíduo para aumento de radiação fotossinteticamente ativa absorvida (PACIULLO *et al.*, 2007).

Por outro lado, o capim-colonião *Megathyrsus maximus* (anteriormente *Panicum maximum*), além de ser adaptado a condições de alta luminosidade,

apresenta também adaptação a variações extremas de luminosidade, assim como capacidade fotossintética maior em plantas de sombra do que em plantas a pleno sol, devido à grande alocação de biomassa nas folhas; ou seja, maior área foliar (DIAS FILHO, 1995). Andrade *et al.* (2004) destacam que para uma gramínea ser considerada eficiente, além de tolerante à sombra, a mesma deve ter boa produtividade. Quanto à germinação de suas sementes, ela ocorre tanto sob luz ou sombreamento, embora variações na temperatura do ar e profundidade de semeadura influenciem diretamente (MARTINEZ *et al.*, 1992). Mas apesar de ser considerada uma espécie invasora, *M. maximus* pode ter sua dispersão de sementes restrita à ação das enxurradas, com dispersão zoocórica pouco expressiva e anemocórica em grau de maior importância; isso se deve a inexistência de estruturas que facilitam seu transporte pelo vento, limitando essa ação (DIAS FILHO, 1995).

De modo geral, têm-se algumas respostas comuns para gramíneas sob condições de baixa intensidade de luz. Kephart *et al.* (1992) apontam como sendo as principais o aumento da área foliar, comprimento do caule, diminuição do crescimento radicular, do peso seco e da espessura da lâmina foliar.

Essas variações ocorrem conforme alterações no tamanho ou ajuste na quantidade de células – geralmente, como resposta ao alongamento da haste (folha) para captação de luz. A estiolação, porém, não é observada quando a irradiação é reduzida em um nível tão baixo em que todos os processos para desenvolvimento da planta ficam limitados. Mesmo que esses indivíduos apresentem certa plasticidade, o sombreamento denso e prolongado causa alteração no desenvolvimento vegetativo nessas plantas, modificando a forma como competem por água, luz e nutrientes dentro do sistema, podendo inibir alguns estágios em seus ciclos de vida e acarretando em baixas taxas de sobrevivência ou um não estabelecimento dessas espécies (KAMEL, 1959; CASTRO *et al.*, 1999; CASTRO; CARVALHO, 2000; DIAS FILHO, 2000; OLIVEIRA; SOUTO, 2001; PACIULLO *et al.*, 2007; MARTUSCELLO *et al.*, 2009; RODRIGUES, 2013). A maioria delas tolera cerca de 30% de sombra, mas com 60% seu crescimento ótimo é afetado e em 80% observa-se um retardamento em todas as fases fenológicas (KINGEL; KOLLER, 1970; OVALLE; AVENDAÑO, 1994; PACIULLO *et al.*, 2008).

A interceptação da radiação solar pelo dossel florestal leva à diminuição de disponibilidade deste recurso no interior da mesma, afetando a adaptabilidade das plantas no sistema. Ou seja, a quantidade de biomassa nos estratos acima do estrato herbáceo afetará o sombreamento, regulando a competitividade entre as diferentes populações. O estabelecimento de árvores aumenta o sombreamento, dificultando a colonização ou competição das gramíneas por espaço no sub-bosque (RICKLEFS; RELYEA, 2016). As copas florestais são espacialmente heterogêneas, sendo sua distribuição, tamanho e orientação fator determinante no padrão de disponibilidade de radiação. A interceptação dessa radiação terá efeito em todas as partes abaixo do dossel (ELLSWORTH; REICH, 1993). Assim, a estrutura do dossel, vem sendo apontada como um importante fator (OLIVEIRA *et al.*, 2019; NEWTON, 2008) a ser considerado na restauração florestal.

A estrutura da floresta pode ser compreendida em sua dimensão (i) horizontal – formada conforme proximidade das copas, criando um dossel e (ii) vertical – quando a vegetação apresenta alturas diferentes gerando camadas (estratos) na floresta (TRIMBLE, 2019). Ao contrário de florestas temperadas, as florestas tropicais, por apresentarem clima mais quente e úmido, têm suas copas criando fortes gradientes de luz, orientando uma sucessão por competição dos indivíduos no sub-bosque, à medida que a luz é interceptada por camadas sucessivas de folhas e pelo aumento no tamanho do povoamento (área basal, área de copa e altura) (MATSUO *et al.*, 2021). O crescimento das árvores e dos povoamentos é dependente da absorção da radiação e da eficiência em converter e disponibilizar essa energia para seus tecidos (BINKLEY *et al.*, 2011).

Um dossel mais estratificado atua na filtragem da luz, diminuindo não só a sua intensidade, mas também afetando a sua qualidade. Os comprimentos de onda vermelho e azul são reduzidos (BAZZAZ; PICKETT, 1980; CHAZDON; PEARCY, 1991) e a absorção de parte da radiação, bem como sua difusão e reflexão provocam maior proporção de luz difusa (GANDOLFI, 2000), podendo diminuir a temperatura do ar no sub-bosque (HARDWIK *et al.*, 2015). Também podem reduzir a mistura de ar, mantendo a temperatura quase que constante, enquanto que a umidade relativa pode ser mais elevada no interior da floresta (VON ARX *et al.*, 2013) devido, principalmente, à transpiração das árvores (HARDWIK *et al.*, 2015).

Além da estratificação da floresta, o regime de luz também será determinado de acordo com a composição e características fenológicas das espécies arbóreas presentes na área. Árvores perenes e decíduas induzem a diferentes regimes de luz sob seu dossel, alterando a intensidade da mesma no interior da floresta tanto numa dimensão espacial como temporal, já que elas podem perder folhas em diferentes épocas do ano (MORELLATO, 1991; BENCKE; MORELLATO, 2002; ALMEIDA; VIANI, 2019). Assim como, árvores de raízes menos densas e menos profundas perdem mais folhas durante a estação seca (BRAY; GORHAM, 1964 apud FACELLI; PICKET, 1991, p. 10).

Entende-se, então, que o dossel estratificado atua filtrando a luz e, conforme as especificidades de cada espécie arbórea, compõe um “filtro ecológico específico” da diversidade. Ou seja, os diferentes níveis de radiação incidente, por estrato, afetam significativamente o crescimento e estabelecimento das espécies do sub-bosque (GANDOLFI, 2000). Logo, o desenvolvimento do dossel florestal ao longo da sucessão pode ser entendido por uma forte interceptação da luz assim que as copas começam a adensar sua folhagem, devido ao rápido crescimento de pioneiras; conforme o aumento da competição e a morte de pioneiras, ocorre lacunas nesse dossel, intensificando a incidência de luz no sub-bosque (MATSUO *et al.*, 2021) – nesse momento, pode ocorrer a facilitação para o restabelecimento ou dominância de gramíneas exóticas nesses locais, caso haja fonte de propágulos ou sementes. Cabe aos pioneiros de vida longa proporcionarem copas com coroas maiores e mais largas, aumentando a interceptação da luz e diminuindo sua incidência no sub-bosque (MATSUO *et al.*, 2021).

Nas florestas tropicais estacionais, tanto a quantidade de radiação solar quanto a sua variação ao longo do ano é maior do que nas florestas mais úmidas e fechadas, isso pode ajudar a explicar a maior permanência de gramíneas no sub-bosque de florestas restauradas, nestes ambientes (GANDOLFI *et al.*, 2007). Em florestas estacionais semidecíduas do sul e sudeste brasileiro observou-se que, durante o período de queda das folhas, os níveis de luz no sub-bosque se assemelham aos observados em clareiras e, uma vez que essas florestas são compostas de 30 a 50% por árvores decíduas, perdendo suas folhas durante o inverno e parte da primavera por baixa disponibilidade hídrica, essas árvores podem influenciar em toda a composição florística sob elas (GANDOLFI *et al.*, 2007).

Por fim, a deciduidade dessas árvores também afetará a deposição de serapilheira, que irá se distribuir espacialmente conforme estrutura do dossel e posição das copas das espécies arbóreas, criando uma maior heterogeneidade na cobertura do solo (GANDOLFI, 2000). A cobertura do solo por serapilheira também atua como filtro da radiação, disponibilizando abaixo desta camada apenas 1 a 5% do total disponível no sub-bosque (WEAVER; ROWLAND, 1952 apud FACELLI; PICKET, 1991, p. 15), variando conforme a quantidade de serapilheira; afetando a qualidade da germinação das sementes e desenvolvimento de plantas, que respondem positivamente à luz, quando estão entre ou abaixo desse material orgânico (FACELLI; PICKETT, 1991; VÁZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVI, 1993).

A serapilheira é tida como um importante componente da floresta tropical, atuando principalmente no aporte e ciclagem de nutrientes no solo (CUEVAS; MEDINA, 1998; NEVES *et al.*, 2001; TOLEDO *et al.*, 2002; GAMA-RODRIGUES, 2007) e podendo, junto com as características do dossel (SARI *et al.*, 2016), diminuir o impacto das gotículas de água, evitando perdas de solo por desprendimento das partículas – erosão (RODRIGUES, 1998; CARVALHO *et al.*, 2002). O uso da serapilheira é sugerido como indicador, quando relacionando-a como medida de averiguação da disponibilidade de nutrientes no solo (ARATO *et al.* 2003; ARAÚJO *et al.*, 2005; SILVA, 2006). Machado *et al.* (2008) relataram a importância desse material orgânico na produtividade da floresta e Martins (2014) complementa dizendo ser um indicador adicionado via vegetação, suprindo o solo e raízes. Entretanto, embora seu papel na ciclagem de nutrientes e na manutenção da biota edáfica sejam bem reconhecidos, não há estudos na literatura relacionando diretamente o papel da serapilheira acumulada sobre o solo no controle ou na supressão de gramíneas.

Sabe-se que um ambiente sombreado pela vegetação arbórea sofre alterações na temperatura, umidade e luminosidade, tem a cadeia trófica da fauna edáfica restabelecida e com melhoria das condições físico-químicas do solo, sua estrutura e fertilidade; tornando o sistema pouco favorável para gramíneas (PIÑA-RODRIGUES *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2020). A retirada da cobertura vegetal permite insolação direta no piso florestal (TORRES *et al.*, 2017), o que facilita a lixiviação e presença de gramíneas, sendo a produtividade de serapilheira um importante aliado na sustentabilidade da floresta, ajudando a reduzir a incidência

de luz (MARCOS; MATOS, 2003; DE ANDRADE *et al.*, 2001), podendo desestimular a germinação das sementes de gramíneas. Entretanto, como tanto a cobertura de serapilheira quanto o maior sombreamento são função da cobertura do dossel, fica mais difícil separar o efeito do sombreamento do efeito direto da serapilheira na supressão das gramíneas, sem que haja uma abordagem experimental correta.

Os estudos que focam em soluções para o controle ou manejo de gramíneas ainda são insuficientes (OLIVEIRA *et al.*, 2018) e, comumente, visam técnicas para o desenvolvimento da cobertura florestal com espécies de recobrimento rápido (ALMEIDA; VIANI, 2019) para o sombreamento do capim. Em ecossistemas de florestas estacionais semidecíduas em processo de restauração é comum encontrarmos ainda uma cobertura persistente de gramíneas, mesmo nos casos em que o dossel florestal já esteja fechado e bem desenvolvido, que dificultam ou retardam a sucessão da área (D'ANTONIO; MEYERSON, 2002; MANTOANI; TOREZAN, 2016).

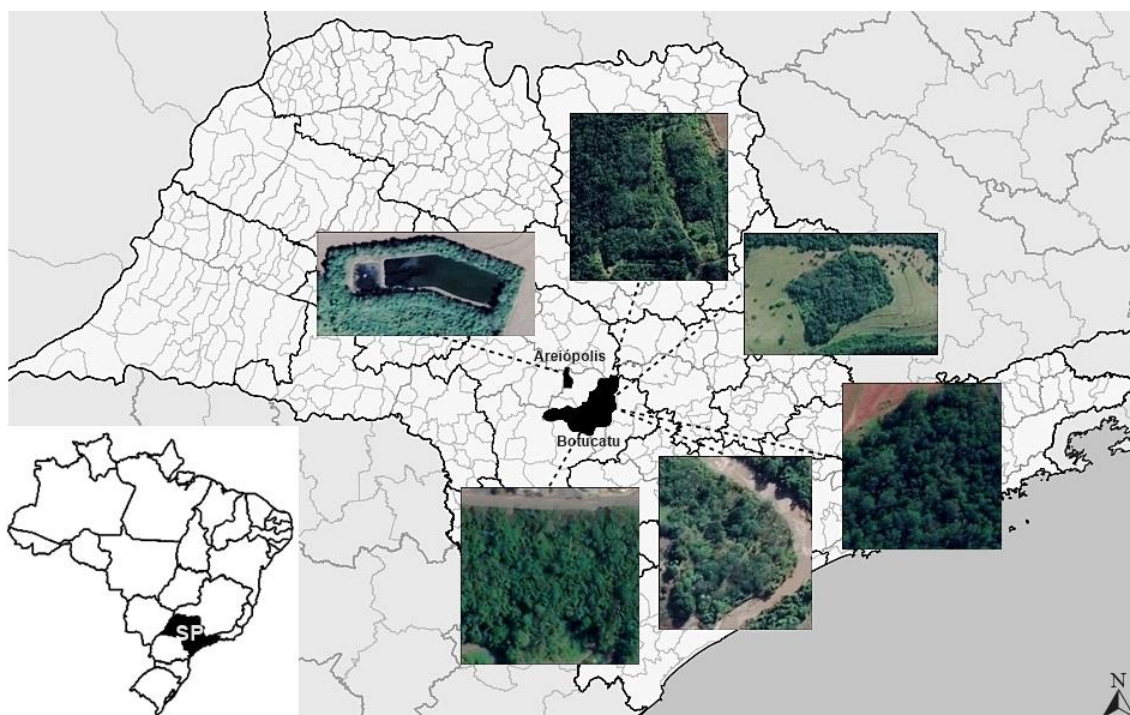
Temos observado que, em muitos casos, nos locais em que o solo apresenta uma cobertura mais espessa de serapilheira, a incidência de gramíneas é muito menor ou nula. Isso sugere que não apenas a cobertura do dossel tenha importância, mas sim uma relação entre a cobertura e outros componentes da floresta. Desse modo, iremos avaliar se dossel estratificado proporciona sombreamento e, juntamente com uma camada considerável de serapilheira cobrindo o solo, diminui a presença de gramíneas no sub-bosque (hipótese 1) e se a serapilheira atua diretamente na supressão de gramíneas, por propiciar uma barreira física que dificulta a germinação de suas sementes, tanto daquelas existentes no banco de sementes do solo como das que chegam pela chuva de sementes (hipótese 2).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo

O estudo foi realizado em sítios em restauração de diferentes idades e métodos de plantio no município de Botucatu/SP – Brasil (coordenadas -22.884663 e -48.448788) e município vizinho, Areiópolis/SP – Brasil (coordenadas -22.674716 e -48.668623) (Figura 1).

Figura 1 – Imagens das áreas de estudos nos municípios de Botucatu e Areiópolis, São Paulo Brasil



Fonte: Google Maps e Earth.

No município de Botucatu a precipitação média anual é de 1543 mm (DAEE, 2019), com o mês de janeiro apresentando maior umidade com média de 223.4 mm e agosto menor umidade com média de 37.8 mm (PIROLI, 2002); temperatura média anual de 20,3° C, variando entre 23,1° C (verão) a 17,1° C (inverno) (CUNHA; MARTINS, 2009). A vegetação principal é a Floresta Estacional Semidecidual de domínio da Mata Atlântica, ou seja, no inverno seco, parte de sua população arbórea perde as folhas; mas também é composta por áreas restritas de Cerrado sensu lato (IBGE, 2012; ORTEGA; ENGEL, 1992;

JORGE; SARTORI, 2002). O município vizinho, Areiópolis, apresenta precipitação média anual de 1311 mm e temperatura média de 20° C (ALVARES *et al.*, 2013). Localizado em área ecótono dos biomas Mata Atlântica e Cerrado, tendo a Florestal Estacional Semidecidual como vegetação predominante (SANTOS *et al.*, 2013).

Foram selecionados seis projetos de restauração (Figura 1), todos com vegetação predominante de Floresta Estacional Semidecidual, totalizando 14 áreas amostrais, cujas idades variaram entre 6 a 21 anos, nas quais foram utilizadas diferentes técnicas de plantio (Tabela 1). A idade mínima foi definida para assegurar que as áreas em restauração não estivessem sofrendo manejos periódicos de controle químico ou mecânico, podendo afetar a população de gramíneas. As coletas dos dados foram realizadas em setembro de 2019 e março de 2020.

Tabela 1 – Características das áreas de coleta

Referência das parcelas (transectos)	Idade de restauro	Tamanho total da área (ha)	Técnica utilizada	Números de espécies plantadas	Objetivo da área	Distância (m) do fragmento mais próximo	Tipo de solo	Gramínea presente na área	Composição base da serapilheira local*	Município	Coordenadas Google Maps
A1	21	0.75	Semeadura direta	5	Pesquisa	28	Nitossolo vermelho	<i>Megathyrsus maximus</i>	1	Botucatu/SP	-22.828057 -48.431785
A2	21	0.75	Sistema agroflorestal	21	Pesquisa	28	Nitossolo vermelho	<i>Megathyrsus maximus</i>	2 e 3	Botucatu/SP	-22.828229 -48.431717
A3	21	0.75	Plantio de mudas	40	Pesquisa	28	Nitossolo vermelho	<i>Megathyrsus maximus</i>	2, 3 e 4	Botucatu/SP	-22.828366 -48.431630
A4	21	0.75	Semeadura direta	5	Pesquisa	0	Nitossolo vermelho	<i>Megathyrsus maximus</i>	1 e 2	Botucatu/SP	-22.828508 -48.432393
A5	21	0.75	Sistema agroflorestal	21	Pesquisa	0	Nitossolo vermelho	<i>Megathyrsus maximus</i>	2 e 3	Botucatu/SP	-22.828566 -48.432833
A6	21	0.75	Plantio de mudas	40	Pesquisa	0	Nitossolo vermelho	<i>Megathyrsus maximus</i>	1, 2 e 3	Botucatu/SP	-22.828434 -48.433316
A7	21	0.75	Semeadura direta	5	Pesquisa	30	Argissolo vermelho amarelo	<i>Urochloa decumbens</i>	1 e 2	Botucatu/SP	-22.815394 -48.416444
A8	21	0.75	Plantio de mudas	40	Pesquisa	30	Argissolo vermelho amarelo	<i>Urochloa decumbens</i>	4 e 5	Botucatu/SP	-22.815668 -48.416364
A9	6	1	Plantio de mudas	-	TCRA	107	Nitossolo vermelho	<i>Urochloa decumbens</i>	1, 2 e 3	Botucatu/SP	-22.849439 -48.427671
A10	6	1	Plantio de mudas	-	TCRA	107	Nitossolo vermelho	<i>Urochloa decumbens</i>	2	Botucatu/SP	-22.850079 -48.427114

A11	6	1.8	Plantio de mudas	-	TCRA	0	Nitossolo vermelho	<i>Urochloa decumbens</i>	2 e 3	Botucatu/SP	-22.835122 -48.424120
A12	12	1	Plantio de mudas	-	Recomposição de APP	5000	Latossolo vermelho	-	1, 2 e 3	Botucatu/SP	-22.856492 -48.466848
A13	12	1	Plantio de mudas	-	Recomposição de APP	5000	Latossolo vermelho	-	1, 2 e 3	Botucatu/SP	-22.856390 -48.466746
A14	12	1	Plantio de mudas	-	Isolamento das piscinas da ETE	364	Latossolo vermelho	-	2 e 3	Areiópolis/SP	-22.660459 -48.657704

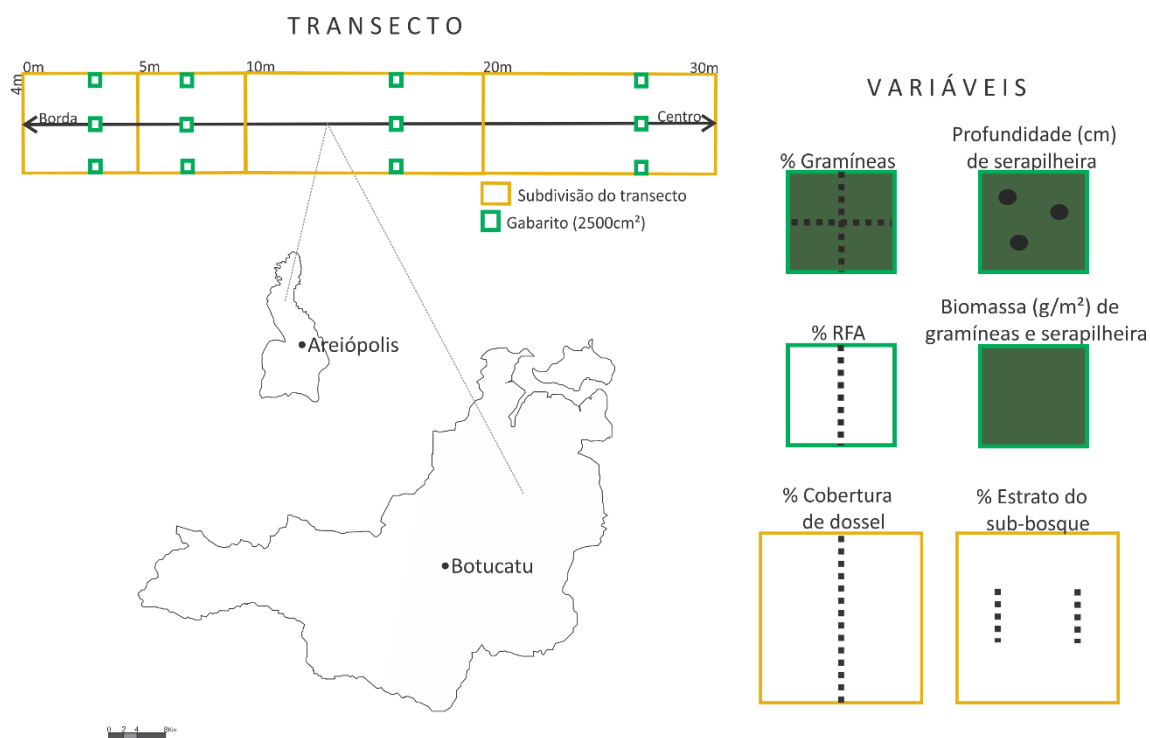
Fonte: O autor. *1 = pecíolos e folíolos (folha) de *Schizolobium parahyba* (Guapuruvú); 2 = folhas de tamanhos e formas diversas; 3 = caules e gravetos com diâmetro máximo de 2 cm; 4 = casca de árvores; 5 = cascas dos frutos e folhas de *Dipteryx alata* (Baru). Legenda: TCRA: termo de compromisso de recuperação ambiental; APP: área de preservação permanente; ETE: estação de tratamento de esgoto.

2.2 Instalação do transecto

Em cada área, em um ponto aleatório da borda do plantio, foi alocado diagonalmente um transecto de 30 m de comprimento e 4 m de largura, sentido borda-centro. O transecto foi subdividido nos pontos 0 a 5 m, 10 m, 20 m e 30 m de distância, visando percorrer toda a gama de variação de cobertura vegetal (Figura 2). Essa metragem foi pensada partindo do pressuposto de que a variação de cobertura por espécies arbóreas, serapilheira e/ou gramínea se altera conforme adentra-se na mata, assim, se pode obter um gradiente entre borda-centro. Desse modo, os dados coletados foram tabelados de acordo com a subdivisão, havendo quatro valores médios de cada variável para cada transecto, tanto no mês de setembro de 2019 como para o mês de março de 2020.

No centro de cada subdivisão do transecto foi selecionado um ponto aleatório para alocar um quadrado vazado de PVC, com cada lateral apresentando comprimento de 50 cm (total de 2500 cm²) – comumente chamado de gabarito, e outros dois gabaritos paralelo à esquerda e à direita do gabarito central; tornando a distância lateral entre eles de, aproximadamente, 1,5 m.

Figura 2 – Esquema da disposição dos gabaritos ao longo do transecto instalado no interior dos plantios para coleta das variáveis



Legenda: % de gramíneas: cada quadrado pontilhado refere-se à 25% de cobertura de gramínea; Profundidade de serapilheira: cada círculo preto refere-se à uma coleta aleatória da profundidade da camada; % RFA: radiação fotossinteticamente ativa; a coleta foi feita no meio no gabarito, sendo ilustrado pela linha pontilhada; Biomassa de gramínea e serapilheira: coleta total do material presente dentro do gabarito; % de cobertura de dossel: linha pontilhada refere-se ao centro da subdivisão do transecto, onde foi coletado horizontalmente o dado; % de estrato do sub-bosque: linha pontilhada refere-se aos pontos de coleta vertical do estrato, na subdivisão do transecto.

2.2.1 Coleta e quantificação da biomassa de serapilheira acumulada e gramíneas

O método utilizado se baseia no descrito por Lopes *et al.* (2002) e Scoriza *et al.* (2012). Em cada ponto amostrado nas subdivisões, dentro do perímetro do gabarito, as gramíneas, assim como, a serapilheira acumulada sobre a camada mineral do solo foram coletadas (Figura 2). As gramíneas presentes nas áreas de estudo são *U. decumbens* e *M. maximus*.

A cobertura média da porcentagem de gramíneas sobre o solo, foi estimada visualmente variando de 0, 25, 50, 75 e 100% de cobertura no solo. A

espessura da camada da serapilheira, quando havia, foi medida com régua graduada, para obtenção dos dados de profundidade (cm) da camada vegetal.

Todo material coletado para biomassa área de gramíneas foi separado da biomassa de serapilheira. A biomassa de serapilheira (folha, ramos e caules/gravetos com menos de 2 cm de diâmetro) foi devidamente triada, visando retirada de partículas de solo. Ambas as amostras foram acondicionadas em sacos de papel pardo, identificados com data e local de coleta e subdivisão pertencente do transecto. Posteriormente levados para uma estufa de ventilação forçada à 65°C, até obter peso seco constante e depois estimando peso seco total. Ambas as biomassas foram extrapoladas para biomassa por metro quadrado (g/m^2).

2.2.2 Medição da radiação solar

Para coleta da RFA (radiação fotossinteticamente ativa) usamos o aparelho AccuPAR Decagon modelo LP-80. Visando estimativa do percentual de RFA, foram feitas leituras a pleno sol (área aberta, sem cobertura florestal – radiação total incidente) e dentro (sob dossel – radiação incidente) do transecto, sobre os mesmos gabaritos alocados nas subdivisões para coleta de gramíneas e serapilheira, numa altura aproximada de 1,30 m do solo. As coletas foram realizadas entre 11h30min e 14h, em dias claros e sem nuvens.

2.2.3 Estrutura da vegetação

Em cada subdivisão do transecto foi medido, verticalmente, o índice de estratificação do sub-bosque. Em um espaçamento de 1 m de cada lado, com régua graduada de 3 m de comprimento e observado numa distância variando conforme o tamanho da subdivisão do transecto, medimos quantos segmentos da régua foram interceptados pela vegetação arbórea e arbustiva. Já para a cobertura do dossel medimos, horizontalmente, a interceptação de copa da vegetação arbórea ao longo de uma trena esticada sobre o solo em todo o transecto sendo, as medições, feitas para cada subdivisão. Ambas medições foram posteriormente transformadas em porcentagem.

2.3 Efeito da cobertura do solo por serapilheira

A fim de testar o efeito direto da serapilheira na inibição da gramínea, instalamos um experimento controlado para averiguar emergência da espécie *Urochloa decumbens* em viveiro, com duração de quatro meses – primeira contagem de plântulas emergentes em 25/11/2020 e última em 28/03/2021.

De acordo com as análises prévias dos dados de camada da serapilheira sobre o solo, coletados em campo, estabelecemos duas profundidades (altura da camada sobre o solo) a serem testadas: 2 cm e 4 cm. Essas medidas representam a quantidade mediana e terceiro quartil, do boxplot, da preditora profundidade de serapilheira, encontrada nas áreas em restauração avaliadas, independentemente da idade e técnica de plantio. A serapilheira utilizada nesse experimento advém do material coletado em campo e que seria descartada após quantificação do peso seco (item 5.2.1); descrevemos sua composição como sendo “diversificada”, ou seja, composta por materiais de diferentes formas e tamanhos, porém gravetos tendo um diâmetro máximo de 2 cm.

Foram instalados dois grupos, um ambientado a pleno sol e outro sob sombrite 50%. Em cada um foram estabelecidos seis tratamentos, com cinco réplicas, utilizando caixas de germinação, sendo: (i) controle – apenas areia (para avaliar contaminação), (ii) apenas areia com sementes (simulando um banco de sementes), (iii) chuva de sementes sobre camada de 2 cm de serapilheira, (iv) chuva de sementes sobre camada de 4 cm de serapilheira; (v) banco de sementes sob camada de 2 cm de serapilheira e (vi) banco de sementes sob camada de 4 cm de serapilheira.

As caixas de germinação tinham dimensões de 40 cm de comprimento, 33 cm de largura e 15 cm de profundidade e receberam um volume médio de substrato (areia lavada) de 5 litros, mantendo-se o cuidado de deixar um espaço mínimo de 9 cm entre a superfície do substrato + serapilheira e as bordas da caixa, para evitar transbordamento. Ao todo, foram utilizadas 60 caixas plásticas, 30 em cada ambiente, sendo cada caixa uma réplica de um tratamento. Os tratamentos, assim como as réplicas, foram distribuídos ao acaso nos canteiros de cada ambiente (Figura 3). Os dados de emergência de plântulas foram coletados entre intervalos de um dia e, no final do experimento, obtivemos um valor total de emergência para cada réplica.

Foram colocadas cerca de 440 sementes, compradas, de braquiária por tratamento (3,75g do lote), aproximadamente 88 sementes para cada réplica (0,75g do lote). Isso equivale a 700 sementes por m², quantidade maior do que a encontrada por Calegari *et al.* (2013) e Dairel e Fidelis (2020) de 534 e 652 sementes por m² no banco de sementes no solo, respectivamente. As sementes dos tratamentos ii, v e vi foram semeadas a 1 cm de profundidade, conforme indicação do fornecedor. As sementes dos tratamentos iii e iv foram espalhadas a lanço sobre a camada de serapilheira. O lote de sementes apresentava pureza de 60% e taxa de germinação de 80%, gerando o valor cultural (VC) de 48%.

Todos os tratamentos receberam igual irrigação, variando entre 2,9 mm/m² a 1,61 mm/m² de água ao dia, conforme necessidade. Também foi simulado uma chuva de 60 mm/hora, na réplica (caixa), para averiguar a capacidade de drenagem do substrato e possível perda de sementes. A drenagem total do excesso de água ocorreu em 30 min, não havendo perda de substrato e, conseqüentemente, de sementes. Consideramos, então, que o substrato garantiu boa drenagem, não havendo encharcamento nos tratamentos em casos de temporais.

Figura 3 – Fotos ilustrando a disposição dos tratamentos no experimento do efeito da serapilheira na germinação de braquiária sob diferentes condições de luz



Legenda: A: ambiente à pleno sol; B: ambiente com sombrite 50%.

2.4 Análise dos dados

Para todas as análises, as variáveis resposta foram a biomassa (“Gramínea (g/m²)”) e porcentagem (“Gramínea (%)”) de gramíneas. Preditoras foram a estrutura da vegetação (“Estrato (%)” e “Cobertura (%)”), radiação (“RFA

(%)” e cobertura de serapilheira (biomassa “Serapilheira (g/m²)” e profundidade “Serapilheira (cm)”). O software utilizado para as análises foi o RStudio (Copyright 2020).

Todas as preditoras foram submetidas a uma análise de regressão Modelos Lineares Generalizados (GLM), família de distribuição *gaussian*. Com a função *stepwise* realizamos uma seleção automática dos melhores modelos, juntamente com a criação de um modelo nulo, conforme Critério de Informação de Akaike (AIC); ou seja, essa função testa todas as possibilidades e retorna os modelos com melhor AIC. A avaliação final dos modelos foi feita por análise dos resíduos.

Selecionamos dois modelos, uma vez que, a mesma variável resposta teve duas maneiras diferentes de medição (“Gramínea (g)” e “Gramínea (%)”). Decidimos utilizar os valores de D² para expressar a quantidade ajustada de desvios dos modelos GLM, pois se ajusta às distintas distribuições de erros e é tido como um índice mais abrangente (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). Foram comparados modelos com e sem outliers, para avaliar os melhores ajustes, conforme recomendado por Booth *et al.* (1994). Desse modo, decidimos retirar a área A1 (Tabela 1) de todas as análises, por apresentar valores incomuns.

Uma análise de correlação, método *spearman*, também foi realizada a fim de compreendermos as preditoras que foram ou não selecionadas nos GLMs, de acordo com o grau de relação entre elas e as variáveis resposta. Sobre o fato das variáveis “Gramínea” e “Serapilheira” apresentarem pares (mesma variável medidas de modos diferentes): é importante ressaltar que partimos do pressuposto que a acurácia da medição em biomassa (g/m²) é maior que cobertura em porcentagem (%) ou profundidade (cm). Contudo houve a intenção de averiguar se há correlação entre esses diferentes métodos de coleta, uma vez que, para implicações práticas a medição de porcentagem de gramínea e/ou profundidade da camada de serapilheira é mais rápida no campo e a obtenção dos resultados é instantânea. Para interpretação dos valores de correlação, assumimos os indicados na Tabela 2

Tabela 2 – Valores de correlação conforme Booth *et al.* (1994) e Dormann *et al.* (2012)

*	Correlação	Interpretação
	< 0.32	<i>no proxy</i> **
	0.32 – 0.49	não específico***
	0.5 – 0.69	forte
	> 0.7	alta

* valor absoluto dos coeficientes de correlação; ** variável cuja correlação não assume proximidade seja com outra variável ou grupo de variáveis; *** variável cuja correlação pode ou não ter importância quando com outra variável ou grupo.

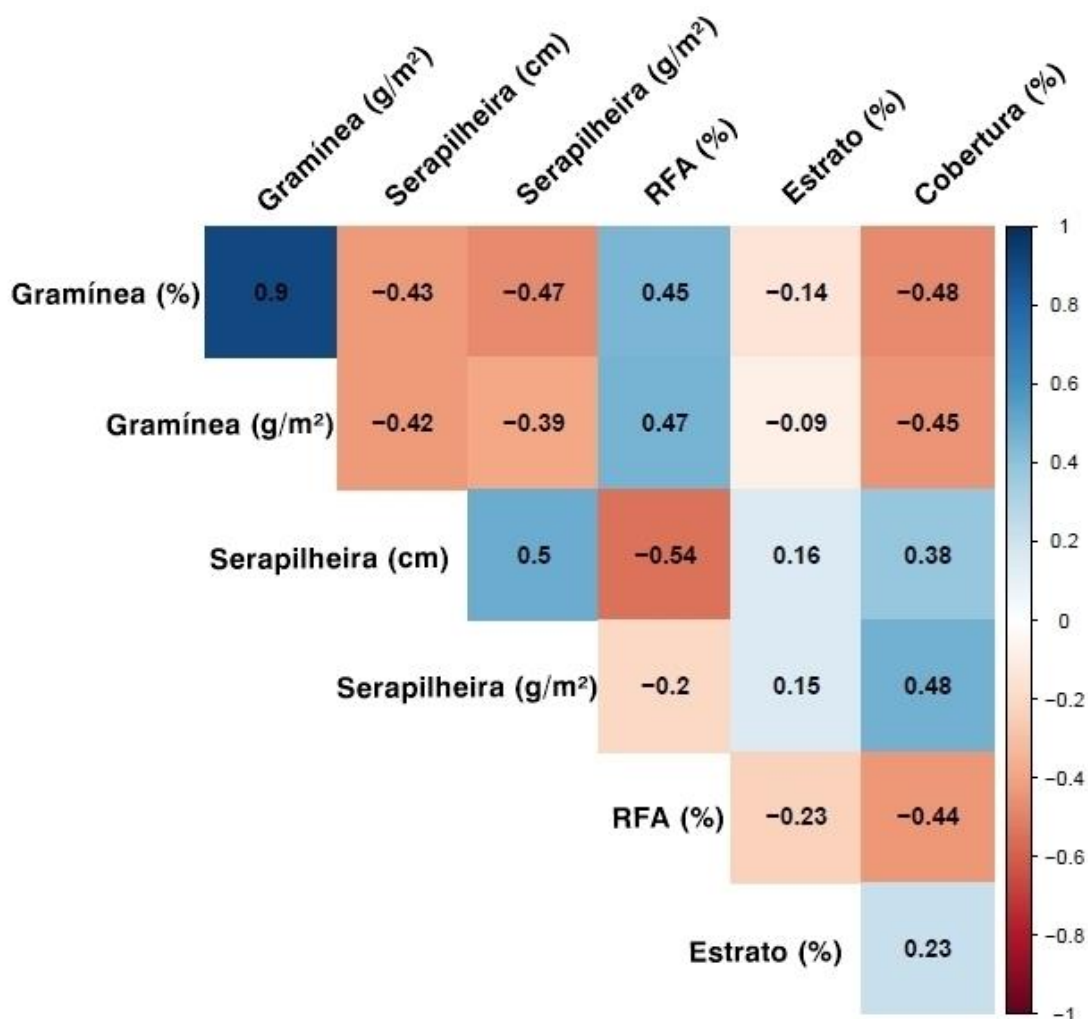
A fim de ilustrar as tendências trazidas pelos GLMs, elaboramos gráficos utilizando o pacote *ggplot2*, com o ajuste das curvas por meio do método *loess*. Já para o item 2.3 desta sessão (efeito da serapilheira no bloqueio de *U. decumbens*) os dados foram previamente transformados, testando a premissa de normalidade por meio do Shapiro-Wilk, e posteriormente submetidos à uma análise de variância (ANOVA) de dois fatores e ao teste Tukey; os resultados foram ilustrados em gráfico *boxplot*, também com o pacote *ggplot2*.

3 RESULTADOS

3.1 Levantamento nas áreas em restauração

Encontramos uma correlação positiva entre a cobertura de gramíneas (tanto em biomassa (g/m^2), como em porcentagem), e a porcentagem de radiação fotossinteticamente ativa (RFA%), ao passo que com as outras variáveis (cobertura de serapilheira, tanto em biomassa como em profundidade, % de estratificação, e % de cobertura de dossel) a correlação negativa foi fraca, principalmente para estratificação (Figura 4). Especificamente, na comparação entre dois métodos de coleta, tanto para gramínea como serapilheira, observamos que “Gramínea (g/m^2)” vs. “Gramínea (%)” apresentam correlação alta positiva (0,9) e “Serapilheira (g/m^2)” vs. “Serapilheira (cm)” apresentam correlação forte positiva (0,5).

Figura 4 – Valores obtidos a partir da análise de correlação de Spearman entre as variáveis coletadas



Legenda: tons de azul: correlação positiva; branco: nulo; tons de vermelho: correlação negativa; Cobertura (%): porcentagem de cobertura pelo dossel; Estrato (%) porcentagem da cobertura vertical da vegetação de 0 a 3 m; Gramínea (%): porcentagem de cobertura do solo por gramíneas; Gramínea (g/m²): biomassa de gramínea sobre o solo; RFA (%): porcentagem de radiação fotossinteticamente ativa; Serapilheira (cm): profundidade da camada de serapilheira seca sobre o solo; Serapilheira (g/m²): biomassa de serapilheira sobre o solo.

Para ambas as variáveis reposta analisadas os melhores GLM escolhidos, conforme AIC e análise da correlação, atraíram, igualmente, as preditoras biomassa de serapilheira e a % RFA como resposta e explicaram 37 a 44% da cobertura de gramíneas nas áreas estudadas (D^2), respectivamente, para biomassa e cobertura de gramíneas (Tabela 3). Outros GLM selecionados e não escolhidos estão tabelados no Apêndice A.

Novamente, a cobertura de serapilheira foi o fator que afetou negativamente a cobertura de gramíneas, enquanto a % de RFA afetou positivamente; além disso, o tamanho do efeito da serapilheira foi maior do que da RFA (Tabela 3, estimativa dos parâmetros). Embora a % de gramíneas tenha resultado em modelo com menor AIC do que para biomassa, a distribuição de resíduos foi mais homogênea ao longo do eixo para o modelo de biomassa de gramíneas (Apêndice B). Contudo, biomassa (g/m^2) e porcentagem (%) de gramínea apresentam correlação alta positiva (0.9 – Figura 4), novamente, podendo um método ser substituído pelo outro.

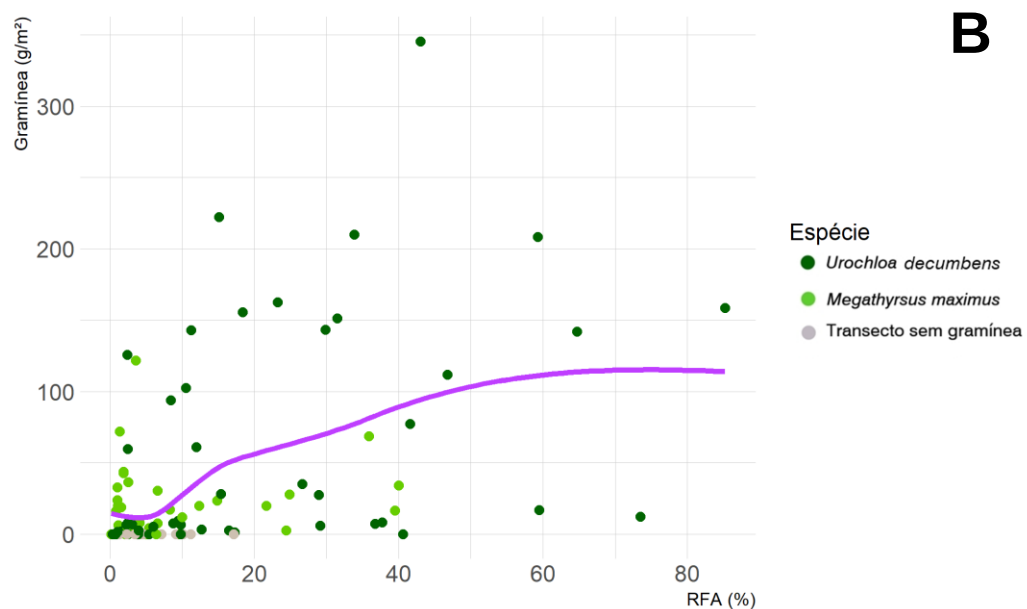
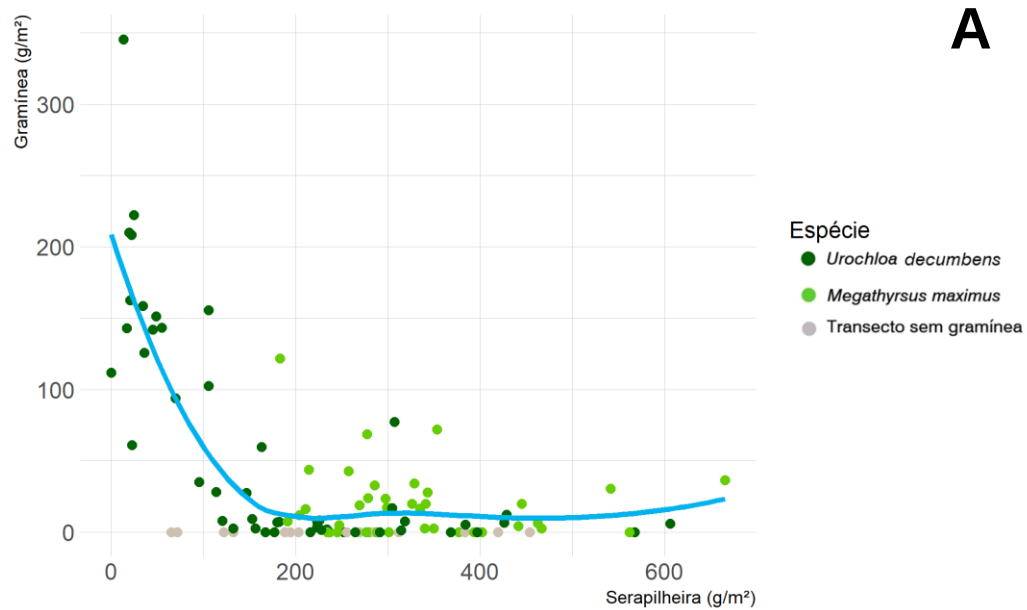
Tabela 3 – Representação do modelo e seus respectivos AIC, significância e coeficientes das variáveis preditoras atraídas no GLM para biomassa (g/m^2) (A) e cobertura (%) (B) de gramíneas

Gramínea (g/m^2) ~ Serapilheira (g/m^2) + RFA (%)				
A	AIC	D²	Pseudo r²	P valor
	262.15	0.37	0.40	7.138 ⁻¹²
Coeficientes				
	Parâmetro	Erro padrão	t valor	Pr (> t)
Intercepto	1.314e ⁻¹⁶	7.659e ⁻⁰²	0.000	1
Serapilheira (g/m^2)	-4.415e ⁻⁰¹	7.882e ⁻⁰²	-5.601	1.72e ⁻⁰⁷
RFA (%)	3.432e ⁻⁰¹	7.882e ⁻⁰²	4.354	3.11e ⁻⁰⁵
Gramínea (%) ~ Serapilheira (g/m^2) + RFA (%)				
B	AIC	D²	Pseudo r²	P valor
	249.04	0.44	0.47	1.0136 ⁻¹⁴
Coeficientes				
	Parâmetro	Erro padrão	t valor	Pr (> t)
Intercepto	1.729e ⁻¹⁶	7.208e ⁻⁰²	0.000	1
Serapilheira (g/m^2)	-5.198e ⁻⁰¹	7.418e ⁻⁰²	-7.008	2.41e ⁻¹⁰
RFA (%)	3.255e ⁰¹	7.418e ⁻⁰²	4.388	2.73e ⁻⁰⁵

Legenda: RFA: radiação fotossinteticamente ativa.

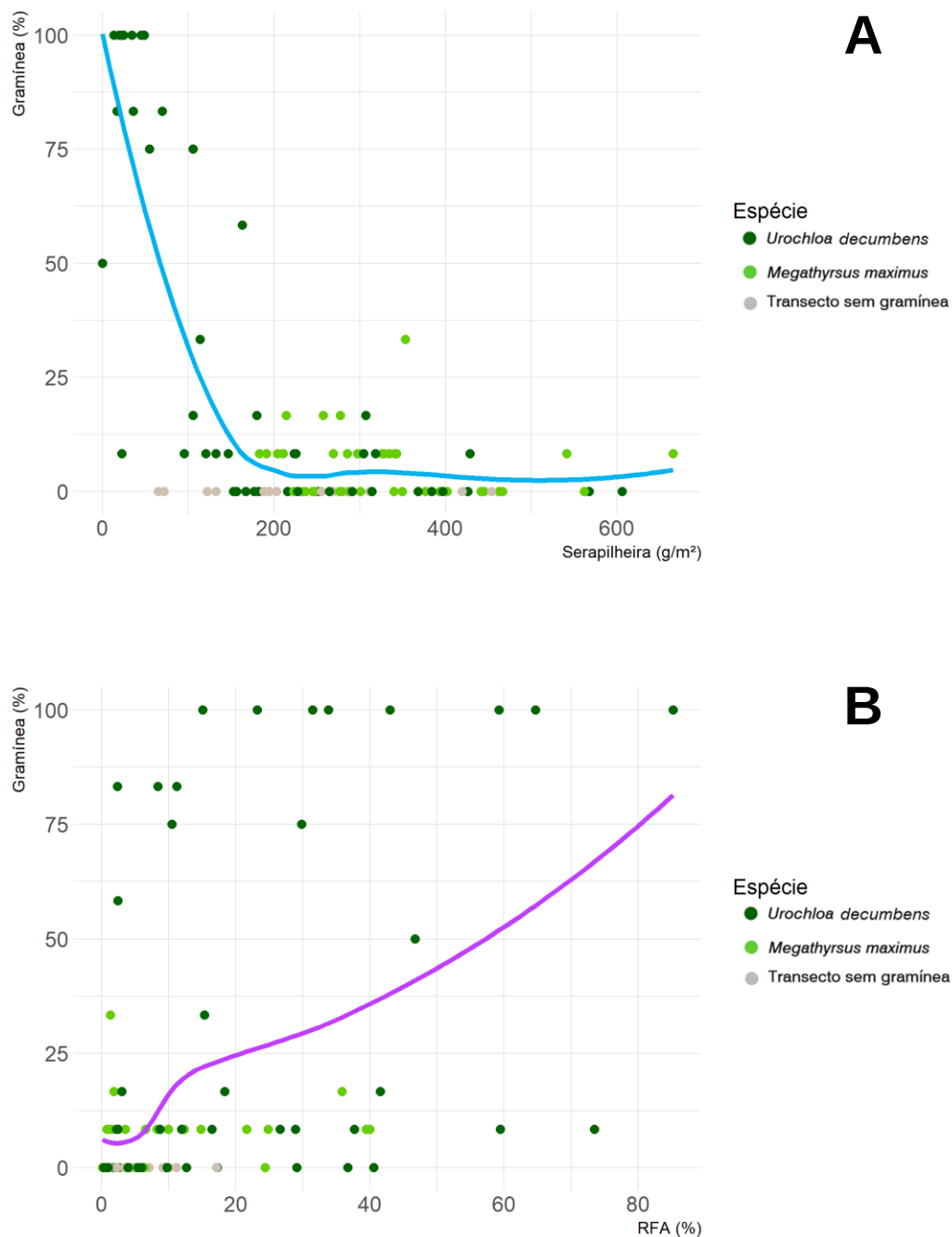
As Figuras 5 e 6 mostram clara diminuição das gramíneas, tanto em biomassa quanto em % de cobertura, conforme o aumento da quantidade de serapilheira sobre o solo e a diminuição da % de RFA. Entretanto, esta resposta não é linear e a diminuição de gramíneas se torna mais acentuada a partir de cerca de 200 g/m² de serapilheira (Figuras 5A e 6A), e abaixo de 15% de RFA (Figuras 5B e 6B). Observamos que *U. decumbens* respondeu mais ao aumento da serapilheira do que *M. maximus*, espécie que foi limitada apenas acima de 400 g/m² de serapilheira (Figura 5A e 6A). As figuras 5B e 6B indicam ainda que é possível a existência de uma certa quantidade de gramíneas, principalmente *U. decumbens*, mesmo com % de RFA muito baixas.

Figura 5 – Efeitos parciais simulados de biomassa de serapilheira (g/m²) (A) e RFA (%) (B), sobre a biomassa (g/m²) de gramíneas



Legenda: linhas na cor azul e roxa referem-se ao ajuste polinomial suavizado; RFA: radiação fotossinteticamente ativa.

Figura 6 – Efeitos parciais simulados de biomassa de serapilheira (g/m^2) (A) e RFA (%) (B), sobre a cobertura de gramíneas (%)



Legenda: linhas na cor azul e roxa referem-se ao ajuste polinomial suavizado; RFA: radiação fotossinteticamente ativa

3.2 Experimento de germinação da *Urochloa decumbens* em ambiente controlado: separando o efeito direto da serapilheira e sombreamento

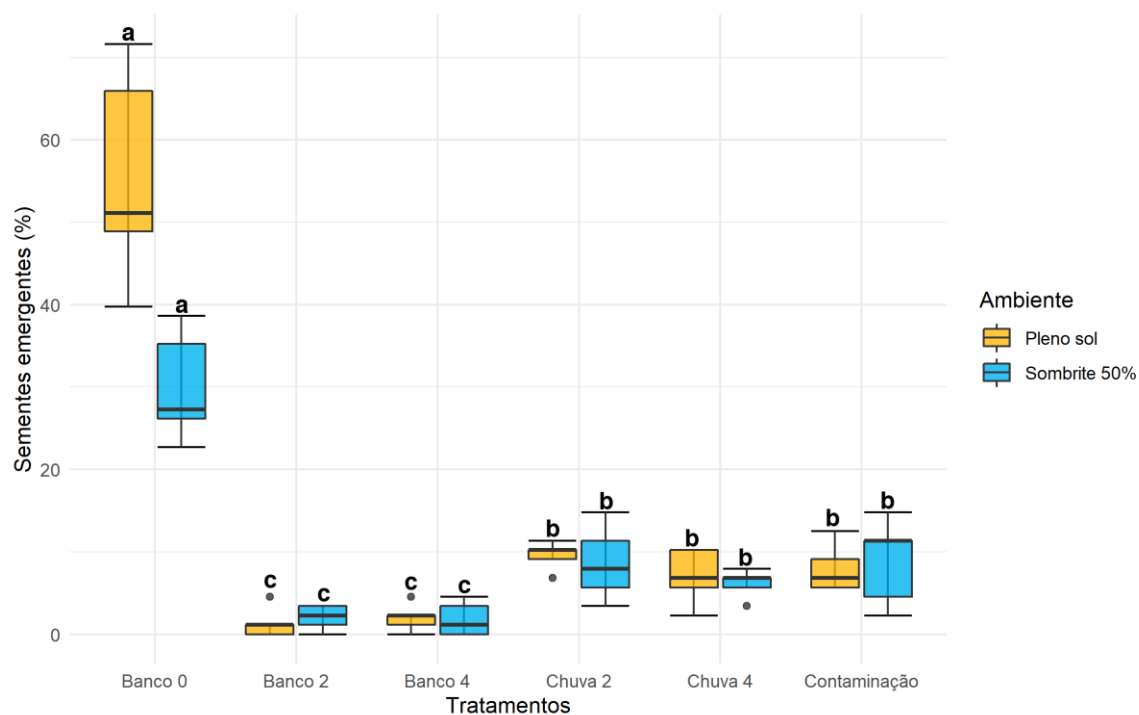
Após quatro meses de instalação do experimento de germinação no viveiro, a análise de variância não mostrou efeito significativo do ambiente pleno sol vs. sombreamento de 50% ($p = 0.373$), nem da interação deste fator com os demais tratamentos ($p = 0.494$), na germinação de sementes de *U. decumbens*, tanto nos tratamentos que simularam o banco de sementes do solo como chuva de sementes. Houve apenas efeito significativo dos tratamentos principais ($p < 2 \cdot 10^{-16}$) (Tabela 4 e Figura 7).

Tabela 4 – Análise de variância (ANOVA) dos dados de emergência de *U. decumbens*

	GL	Sq	Média Sq	Valor de F	Pr (>F)
Ambiente	1	0.20	0.196	0.807	0.373
Tratamento	5	54.05	10.810	44.633	$<2e^{-16}$
Ambiente:Tratamento	5	1.08	0.216	0.892	0.494
Resíduos	48	11.63	0.242		

Legenda: GL: graus de liberdade; Sq: soma dos quadrados.

Figura 7 – Comparação das diferentes camadas de profundidade de serapilheira como efeito inibidor na emergência de sementes de *Urochloa decumbens*



As caixas representam a mediana e os quartis, barras “T” indicam o erro padrão e círculos na cor cinza indicam valores atípicos; letras minúsculas na cor cinza indicam diferenças significativas (Tukey) entre os tratamentos. Legenda: Banco 0: banco de sementes sem camada de serapilheira; Banco 2: banco de sementes sob camada de 2 cm de serapilheira; Banco 4: banco de sementes sob camada de 4 cm de serapilheira; Chuva 2: chuva de sementes sobre camada de 2 cm de serapilheira; Chuva 4: chuva de sementes sobre camada de 4 cm de serapilheira; Contaminação (controle): taxa de contaminação de sementes, via externa, em substrato puro sem adição de sementes ou serapilheira.

A germinação de sementes sobre o substrato puro, sem camada de serapilheira, foi significativamente mais alta do que todos os demais tratamentos, independentemente do sombreamento (Figura 7). A cobertura de serapilheira mostrou-se mais efetiva para suprimir a emergência das sementes do banco do que da chuva de sementes, independentemente da espessura desta camada, uma vez que, a germinação dos tratamentos “banco” foi significativamente menor do que do tratamento “chuva” (Figura 7). Não houve diferença significativa entre os tratamentos “chuva de sementes” e o controle, indicando uma possível contaminação externa por entrada de sementes via chuva no próprio viveiro.

4 DISCUSSÃO

O êxito de um projeto de restauração dependerá, principalmente, de um bom planejamento e execução. Quando a restauração defronta com a presença de gramíneas exóticas invasoras, o que determinará seu sucesso é a erradicação desses indivíduos no local e a maior aposta para que isso aconteça é o rápido sombreamento da área por fechamento do dossel. Nosso estudo objetivou entender, para além do sombreamento do dossel, quais outros fatores podem influenciar na ausência de gramíneas no sub-bosque da floresta. As análises apontam que o aporte de serapilheira no solo é um fator determinante no controle da gramínea e essa ação pode não depender da filtragem da luz pelos estratos superiores.

4.1 Efeito dos fatores serapilheira, RFA, cobertura de dossel e estratificação da floresta na cobertura de gramíneas no sub-bosque de florestas restauradas

Ao contrário do que esperávamos, não houve correlação entre estratificação do dossel e cobertura de serapilheira e de gramíneas (Tabelas 2 e 3 e Figura 4), nem entre estratificação e cobertura de dossel ou RFA. Nossa primeira hipótese é de que haveria uma forte correlação da cobertura do dossel e estratificação com diminuição da intensidade da radiação no sub-bosque e aumento da cobertura do solo por serapilheira. Essa relação entre dossel e estratificação atuando na filtragem da luz e/ou na produção de serapilheira é consolidada há tempos na ciência (ver exemplos em ELLSWORTH e REICH, 1993; PORTES *et al.*, 1996; GANDOLFI, 2000; NEVES *et al.*, 2001; PRESCOTT, 2002; GANDOLFI *et al.*, 2007; ISERNHAGEN *et al.*, 2009; MATSUO *et al.*, 2021), mas não conseguimos captar essa interação em nossas áreas, já que a estratificação não foi significativa na análise de correlação e, juntamente com a cobertura de dossel, não atraída nos GLM escolhidos. Para a resposta para a estratificação do sub-bosque não ter sido significativa nas análises, inferimos: (i) método utilizado pode não ter sido adequado para descrever de forma correta a estratificação ou (ii) talvez a estratificação não seja tão relevante quando o

ambiente apresenta outros fatores para o processo de bloqueio ou controle das gramíneas.

Montgomery e Chazdon (2001) testaram estratificação em sua análise com método semelhante à que utilizamos. No entanto, enquanto eles registraram a presença/ausência de folhagem a cada 2 m ao longo de um transecto, coletamos apenas no centro das subdivisões do transecto (0 a 5; 5 a 10; 10 a 20; e 20 a 30 m), sem considerar a distância entre essas coletas, o que pode ter subestimado a estratificação das parcelas deste estudo. Duas alternativas para solucionar essa subestimativa são: (i) aumentar os pontos de coleta dentro da subdivisão ou (ii) coletar as amostras nos mesmos pontos de amostragem dos gabaritos, para garantir uma melhor captura do estrato do sub-bosque, caso haja, das áreas.

Além disso, florestas restauradas podem não apresentar um estrato intermediário entre o superior e o sub-bosque (OLIVEIRA *et al.*, 2019) de tal modo que, a intensidade do sombreamento no sub-bosque pode não aumentar ao longo do tempo (BROWN; PARKER, 1994) alterando as tendências dos regimes de luz abaixo do dossel de modo contrário ao que se espera de uma floresta que apresenta um dossel adensado (HALPERN; LUTZ, 2013), pois os padrões de luz no sub-bosque nem sempre mostram clara dependência da estrutura florestal (MONTGOMERY; CHAZDON, 2001). Isso sugere que a verticalidade de até 3 m do sub-bosque pode ter sido captada, mas não foi suficiente para responder ao padrão desejado (dossel estratificado influenciando na população de gramíneas no sub-bosque).

As únicas correlações altas (positivas) foram entre biomassa de gramíneas e % de cobertura de gramíneas ($r^2=0,9$), e mais baixa entre biomassa de serapilheira e profundidade de cobertura de serapilheira ($r^2=0,5$). Também há de considerar as espécies de gramíneas presentes nas áreas (Tabela 1), pois a morfologia e massa de forragem divergem de espécie para espécie, ou seja, 100% de cobertura do solo por gramínea não significa maior quantidade de biomassa. Por esse fator, a correlação entre biomassa e porcentagem de gramínea dificilmente chegará a 1, embora próximo a isso. Já a correlação entre as variáveis de serapilheira, apesar de positiva, foi menor que o esperado. Uma possível resposta para isso é a composição da mesma, uma vez que, dependendo do tipo de matéria (pecíolos, folhas grandes ou pequenas, pequenos gravetos, cascas de frutos e outros) que a compõe, haverá mais ou menos biomassa e/ou mais ou

menos camada (profundidade) cobrindo o piso florestal. As áreas estudadas apresentam os mais diversos tipos de serapilheira e a base da composição de cada uma, em cada área, também está na Tabela 1.

Observamos correlações mais fracas entre gramíneas e cobertura do dossel (negativas), entre gramíneas e serapilheira (negativas) e entre gramíneas e RFA (positivas) (Figura 4). As relações negativas da cobertura do dossel sobre as gramíneas já eram conclusivas, uma vez que, o dossel podendo aumentar a frequência do sombreamento, cria condições específicas para o estabelecimento de outras espécies no sub-bosque, dificultando a permanência de espécies naturalmente dependentes da luz (MONTGOMERY; CHAZDON, 2002; GANDOLFI *et al.*, 2007; MAGNAGO *et al.*, 2015). Já as relações negativas da serapilheira sobre as gramíneas deste presente estudo eram apenas expectáveis. Facelli e Pickett (1991) alertam para serapilheira atuando como barreira física impedindo a chegada de sementes no solo e na emergência de plântulas de diferentes espécies, mas nada referente à *U. decumbens* e *M. maximus*. A permanência de gramíneas sob o aumento de RFA, também já era conclusiva, uma vez que esses indivíduos requerem, como recurso principal para se garantirem presentes no sistema, a luminosidade (WHITMORE, 1989; MEIRA-NETO *et al.*, 2005).

Ao submeter as preditoras nos GLM, cobertura do dossel não foi atraída para responder nos modelos escolhidos como os melhores (Tabela 3) – sendo biomassa de serapilheira e RFA igualmente atraídas em ambos, excluindo as demais preditoras e contrariando nossa hipótese. Mas cobertura do dossel está presente nos demais modelos selecionados (Apêndice A). Mesmo sem a presença da variável cobertura, pelos modelos escolhidos, podemos considerar que as duas preditoras atraídas, RFA e biomassa de serapilheira, podem ser medidas indiretas da cobertura de dossel, pelas correlações entre as mesmas (Figura 4); o mesmo vale para profundidade de serapilheira, mas não para estratificação do sub-bosque.

Meloun *et al.* (2002) atentam para as combinações de variáveis com parâmetros de valor quase ou igual a zero em que, pelo fato de essas variáveis não apresentarem proximidade, ambas serão atraídas para responder nos GLM. Consequentemente, os melhores modelos são aqueles em que as preditoras não apresentam relação entre si, essa foi a razão final de escolha dos melhores GLM

(Tabela 3), uma vez que biomassa de serapilheira tem ausência de relação com RFA.

As Figuras 5B e 6B mostram que, as gramíneas estudadas conseguem sobreviver bem sob RFA até 40%, havendo uma queda brusca na presença desses indivíduos, seja por menor quantidade de biomassa ou números de indivíduos, quando a RFA atinge menos de 15%, sugerindo um limiar. Isso corrobora com o apontado em literatura que as gramíneas são drasticamente afetadas quando em sombreamento intenso (KINGEL; KOLLER, 1970; OVALLE; AVENDAÑO, 1994; CASTRO *et al.*, 1999; DIAS FILHO, 2000; OLIVEIRA; SOUTO, 2001; PACIULLO *et al.*, 2008; MARTUSCELLO *et al.*, 2009).

Porém mesmo com incidência de RFA reduzida, ainda ocorre presença de gramíneas nas áreas. Pilon *et al.* (2020) relatam que gramíneas savânica tendem a perder capacidade de reprodução sob sombreamento, ficando presentes no sistema como “zumbis”, ou seja, dependentes de suas reservas nutricionais e que, posteriormente, as espécies tendem a diminuir sua população. Gautier *et al.* (1999) concluem que, sob redução da luminosidade natural, as gramíneas reduzem sua produção de perfilhos, conseqüentemente, podendo diminuir sua área de ocupação. Em nossas áreas de estudo observamos que, *M. maximus* apresenta redução de toda sua parte área: colmo menos rigoroso, folhas menores e mais abundantes; porém, de modo geral, a gramínea se distribui em toda a área (borda-centro). Já para *U. decumbens* observamos que, os indivíduos eram mais presentes nas bordas, pontos de clareira ou transmitância acentuada de luz. Para os casos em que as gramíneas eram presentes em áreas mais sombreadas, consideramos então, classificar esses indivíduos como “zumbis”; mas é necessário averiguar a viabilidade de reprodução e propagação vegetativa dessa população.

Fonseca (2011), ao estudar a seleção de indicadores ecológicos para restauração em áreas degradadas, observou que, onde há maior incidência de luz haverá maior presença de gramíneas. Porém em uma de suas áreas, mesmo com menor incidência de luz, há significativa presença de gramíneas e o autor justifica relatando maior número de regenerantes cujas espécies são não-pioneiras. Submetendo essa área à efeitos de borda (MURCIA, 1995; KAPOS, 1989), sendo fragmentos menores mais sensíveis aos efeitos (GASCON *et al.*, 2000). Logo, para nossas áreas que apresentam gramíneas em locais mais sombreados,

podemos também considerar essa presença como sendo uma perturbação intermediária (CONNEL, 1978), uma vez que, ocorre um alto número de regenerantes (ROEDAS, 2021 – *no prelo*).

As Figuras 5A e 6A sugerem ainda um limiar de 200 g/m² de serapilheira sobre o solo para controlar ou anular a presença de gramíneas, sobretudo *U. decumbens*. *M. maximus*, entretanto, apresentou uma maior resistência, o que já era esperado, sendo, possivelmente, 400 g/m² uma proporção que venha começar controlar a presença dessa espécie. Fowler (1986) ao testar a emergência de *Bouteloua rigidiseta*, *Aristida longiseta* e *Stipa leucotric*, chuva e banco de sementes, em camadas de serapilheira – classificadas pela autora como cobertura pesada (200g) e cobertura leve (100g) de serapilheira, distribuídos num quadrante de 1 m x 90 cm – relata uma menor incidência de plântulas de *B. rigidiseta* e *A. longiseta* quando em camadas pesadas de serapilheira; enquanto que *S. leucotric* não apresentou diferença entre os tratamentos, devido a uma germinação lenta e errática ao longo de todo o experimento. Esses resultados, mesmo que para diferentes tipos de gramíneas, alertam para a possibilidade de que, 200 g/m² de serapilheira diversificada podem acarretar na diminuição da presença de capins cujo os morfotipos são parecidos.

Comparando as Figuras 5 e 6, consideramos a existência de um *trade-off* (KNEITEL; CHASE, 2004) entre RFA e serapilheira, na presença das gramíneas. Observando que ocorre uma alta concentração de pontos (dados de coleta) entre o centro e lado esquerdo de ambos os gráficos, sugerimos que mesmo havendo uma quantidade significativa de RFA (acima de 20%), o fato de também haver uma quantidade significativa de biomassa de serapilheira (média aproximada de 300 g/m²) demonstra um maior poder desse material orgânico na exclusão ou controle das gramíneas no sub-bosque. Isso também é demonstrado na Tabela 3, quando apontado serapilheira como sendo a variável de maior influência sobre essas plantas.

Os padrões de resposta frente à serapilheira e incidência de luz se diferenciam conforme o tipo de gramínea (Figuras 5 e 6). *M. maximus* pode assumir diferentes interações de acordo com as espécies arbóreas presentes, devido sua alta plasticidade tanto em ambientes luminosos como em ambientes sombreados (DEINUM *et al.*, 1996; DURR; RANGEL, 2003; DIAS *et al.*, 2016). É consenso que a espécie é persistente sob restauração e, quando localizada em

áreas com elevada abundância de arbóreas decíduas, pode prejudicar o desenvolvimento da floresta (DIAS *et al.*, 2016; MANTOANI; TOREZAN, 2016; DIAS; TOREZAN, 2020). Também, chega a produzir grandes quantidades de biomassa, a depender das características da espécie arbórea dominante no dossel (AMMONDT; LITTON, 2011). A área A1 (Tabela 1) do estudo, exemplifica essa questão.

As gramíneas do gênero *Urochloa*, por sua vez, apresentam certa adaptação à ambientes parcialmente sombreados, mas sob maior nível de sombreamento os indivíduos tendem a desaparecer do sistema (SOARES *et al.*, 2009; GOBBI *et al.*, 2009; MACEDO *et al.*, 2010). Também é observado que os estudos que interligam restauração e gramíneas exóticas focam em métodos para controle dessas espécies (WEIDLICH *et al.*, 2020), principalmente braquiárias, no pré implantação dos projetos de restauração ou nos anos iniciais visando sombreamento por dossel, faltando uma compreensão da dinâmica dessas gramíneas no sub-bosque em áreas sob processo de restauração. Isso dificulta a compreensão das áreas que, pós os anos iniciais do restauro, ainda apresentam esse tipo de gramínea no sub-bosque.

4.2 Separando os efeitos diretos do sombreamento e da cobertura de serapilheira na germinação de *Urochloa decumbens*

O experimento de viveiro possibilitou a separação do efeito da serapilheira e sombreamento sobre a germinação de sementes de *U. decumbens*. Para esta espécie, o sombreamento não provocou efeito significativo na emergência, nem sua interação com os tratamentos (Figura 7), e apenas a presença da serapilheira foi o fator de supressão da germinação. Constatamos que a serapilheira proporcionou uma barreira física na emergência de plântulas dessa gramínea, tanto para as sementes já existentes no solo (banco de sementes) como aquelas dispersadas sobre a camada (chuva de sementes), confirmando nossa segunda hipótese.

Pouco mais de 10% (chuva de sementes) e menos que 5% (banco de sementes) de sementes foram emergidas nas profundidades de 2 e 4 cm; no contraste aproximado de 30% a 50% ao banco de sementes sem camada de serapilheira (Figura 7). Bueno e Baruch (2011) testaram, em campo, o efeito da

serapilheira (camada de 6 cm) produzida por pinheiros plantados, no bloqueio da emergência de plântulas presentes no banco de sementes do solo, e averiguaram uma redução de 50% nessa emergência, sendo espécies de gramíneas as menos afetadas; os autores também alegam que as acículas não evitaram a chegada de sementes no solo. Hamrick e Lee (1987), ao testarem camadas de serapilheira no recobrimento do solo – quatro tratamentos: (i) 1 cm de serapilheira grossa, composta por caules e plantas; (ii) 2,5 cm de serapilheira grossa; (iii) 1 cm de serapilheira fina, composta por gramíneas e fragmentos de folhas e (iv) 2,5 cm de serapilheira fina – na emergência de *Carduus nutans*, averiguaram que a herbácea apresentou menor taxa de plântulas sob camadas mais espessas de serapilheira. Collins e Quinn (1982) relatam que uma fina camada de serapilheira (1 cm) de *Myrica peensylvanica* não impediu a emergência de brotos de *Andropogon virginicus*, podendo camadas mais espessas influenciarem na presença do capim. Isso sugere que a serapilheira diversificada como a utilizada em nosso experimento, assim como ou somada às camadas mais espessas, pode ser mais eficaz no bloqueio da gramínea.

O critério de escolha na decisão de isolar e avaliar a camada (profundidade) de serapilheira sobre a gramínea, teve respaldo em: (i) a profundidade é de fácil medição em campo, com resultados imediatos, (ii) serapilheira (biomassa e profundidade) está correlacionada negativamente com gramíneas no campo (biomassa e cobertura) e (iii) a análise de correlação apontou forte relação entre biomassa e profundidade de serapilheira (Figura 4). Apesar de haver diferença entre os tratamentos (Tabela 4), não houve diferença entre as profundidades (Figura 7, Tukey). Logo, inferimos que uma camada de 2 cm de serapilheira é suficiente para bloquear a gramínea tanto na chuva de sementes como, e principalmente, no banco de sementes do solo e que esta atua como filtro negativo para a gramínea, independentemente da quantidade de radiação solar incidente acima desta camada.

O tempo de proteção no solo, pela serapilheira, dependerá da composição do material orgânico (quantidade de lignina, proteína, celulose e outros) e clima, influenciando nas taxas de decomposição. Entretanto, em florestas tropicais a permanência da camada de serapilheira no solo pode variar entre sete (tecidos menos resistentes) e vinte e nove meses (tecidos mais resistentes) (ANDRADE *et al.*, 2003). Por outro lado, as taxas de decomposição podem ser compensadas

pela entrada de serapilheira via deposição, cujo balanço dependerá da estrutura da floresta, e principalmente da idade da mesma, com tendência de equilíbrio entre esses dois processos à medida em que a floresta amadurece (VITOUSEK; SANFORD JR., 1986; PORTES *et al.*, 1996; NEVES *et al.*, 2001; PRESCOTT, 2002; ANDRADE *et al.*, 2003). Ou seja, com o avanço da sucessão, haveria uma tendência de uma cobertura de serapilheira praticamente constante no tempo, pelo equilíbrio entre as taxas de produção e de decomposição, tornando a comunidade cada vez menos susceptível à invasão por gramíneas.

Nosso experimento teve duração de quatro meses, sendo interrompido após duas semanas em que não observamos mais emergência da gramínea em nenhum tratamento e ambiente. Dantas Jr. e Miranda (2018) relatam que as sementes de *U. decumbens* podem garantir germinação por até seis meses, no banco de sementes, em campo; e o aumento da vida útil das sementes, de acordo com Gardener *et al.* (2001), pode ser maior sob certo sombreamento, devido à redução da temperatura. É possível que algumas de nossas sementes possam ter apodrecido por excesso de umidade (MARCOS FILHO *et al.*, 1987), devido às chuvas frequentes no início do experimento. Também, para os tratamentos sob chuva de sementes, parte dessas sementes podem ter ido para camadas inferiores da serapilheira, tornando a disponibilidade de luz quase que ausente (FACELLI; PICKETT, 1991) e, somado ao possível ocorrido, a morte de muitas dessas sementes por meio da fermentação da serapilheira (EMBRAPA, 1998). Contudo, o tratamento “banco de sementes ausente de serapilheira” nos mostra que houve germinação ao longo dos quatro meses, reforçando a serapilheira como uma barreira à presença da braquiária, nos outros tratamentos.

A taxa de contaminação (Figura 7), cerca de 10%, mostra que houve certa dispersão de sementes no próprio viveiro, sendo mais expressiva no ambiente sob sombrite 50%. O sombrite pode ter evitado perdas dessas sementes como consequência das frequentes ventanias que ocorrem na cidade de Botucatu/SP, local onde o experimento foi implantado, com maior intensidade (média maior de 1.87 m/s) entre os meses de agosto a dezembro (SCHUBERT *et al.*, 2016). Essa dispersão pode ter afetado os outros tratamentos, podendo ser, a taxa de emergência de plântulas nos tratamentos com e sem serapilheira, menor do que o contabilizado.

A diferença no bloqueio da emergência de plântulas de *U. decumbens* quando comparado banco (menor emergência) e chuva de sementes (maior emergência) pode ter ocorrido, além da dispersão pelo vento, pela igual disponibilidade hídrica nos tratamentos. Wellstein (2012), ao testar serapilheira (biomassa morta de capim) no bloqueio de espécies herbáceas comuns em pastagens europeias, encontrou que ocorria uma diminuição na emergência dessas plantas quando semeadas acima da serapilheira seca, devido à falta de água para germinação; enquanto que no banco de sementes sob serapilheira e na serapilheira (chuva de sementes) irrigada a umidade foi mantida e, conseqüentemente, houve um maior número de sementes emergentes.

Não se sabe se as sementes da chuva de sementes, germinadas sobre camadas de serapilheira irão, de fato, se tornarem plantas adultas. É possível que essas plântulas se estabeleçam no sistema, mesmo que sua estrutura radicular, no início de vida, esteja acima do nível do solo, em situação de estresse térmico e hídrico? O que se sabe é que gramíneas do gênero *Urochloa* têm boa capacidade de desenvolvimento radicular (SILVA, 1997; SALTON; TOMAZI, 2014) e média resistência à seca (OLIVEIRA *et al.*, 2018). Fowler (1986) relata que sementes de *Aristida longiseta*, germinadas sobre a serapilheira, tiveram grande parte de suas plântulas mortas porque não conseguiram atingir o solo.

Estando a produção de serapilheira relacionada com a densidade de árvores, mas não com a riqueza de espécies (LOPES *et al.*, 2015) e sua profundidade atuando como barreira física na emergência ou germinação de espécies cujas sementes são fotoblásticas (VÁZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1993), nossa pesquisa revela esse material orgânico como filtro no bloqueio de sementes de *U. decumbens*, com proporção de 200 g/m² em campo ou numa profundidade de 2 cm da camada. Em áreas cujo tamanho é relativamente pequeno, também reforçamos a importância desse material orgânico, uma vez que, sob efeito de borda, a serapilheira pode atuar como proteção do solo na emergência de gramíneas; pois a mesma tende a ter maior acúmulo (LAURANCE *et al.*, 2002) e menor taxa de decomposição (MORENO *et al.*, 2014), forrando o solo por mais tempo.

4.3 Implicações para a prática na restauração

A serapilheira é um importante indicador para estágios de regeneração das florestas (MOREIRA; SILVA, 2004) sendo, esse material orgânico, eficiente e sensível para detectar e comparar os diferentes caminhos a serem seguidos pela área em processo de restauração (MACHADO *et al.*, 2008; CHAVES, 2015), ou seja, podendo indicar possíveis alterações ou tendências e prevendo mudanças no ambiente (SCORIZA; PINÃ-RODRIGUES, 2013). Indicadores ecológicos são descritos como substitutos de algo difícil ou caro de medir em totalidade, promovendo um entendimento dinâmico do meio, detectando e/ou monitorando tendências ou fenômenos de interesse, isolando os aspectos-chaves de complexas situações; podendo se dar por medidas diretas ou combinadas em valores de resumo (NEWTON, 2008).

A resistência das gramíneas ao sombreamento pode diferir de acordo com sua espécie ou gênero (CASTRO *et al.*, 1999), mas é possível que populações cujos morfotipos assemelham-se respondam de forma igualitária a uma dada quantidade de serapilheira. Nesta pesquisa, a serapilheira é considerada como um filtro ecológico (CORNWELL *et al.*, 2006), que é atuante sobre as gramíneas e capaz de gerar um bloqueio na emergência de plântulas. É tomada, portanto, como um potencial indicador para monitorar projetos de restauração ecológica, controlando a entrada de invasoras ou bloqueando sua emergência via chuva ou banco de sementes.

Desse modo, é preciso pensar em como garantir uma significativa produção de serapilheira logo nos anos iniciais dos projetos de restauração. Uma possível estratégia é utilizar um conjunto de espécies que produzem quantidades significativas de serapilheira, de forma a garantir a formação de uma camada espessa (mínima de 200 g/m² ou 2 cm, conforme apontado pelo presente estudo), como uma saída de baixo custo para evitar a presença das gramíneas no sub-bosque. Assim, apontamos também a necessidade de conhecer o aporte de serapilheira por espécies que são utilizadas em projetos de restauração. Não encontramos estudos que tenham avaliado a produção média de serapilheira de espécies arbóreas por indivíduo, sendo este um campo de estudo a ser explorado.

A heterogeneidade na deposição da serapilheira no solo, para além das características de clima, densidade e espécies arbóreas, pode sofrer influência de

manchas na floresta que sejam mais ou menos produtivas, da topografia (que favorece a remoção da camada sobre o solo e eventuais quedas de galhos), herbivoria ou escavações por animais (FACIELLI; PICKETT, 1991). Apesar de a profundidade ser menos dependente da qualidade e da composição da serapilheira, também é preciso pensar em uma metodologia cuja captura dos dados não subestime nem superestime a camada ao longo da parcela. Esta pesquisa apresenta um ponto de partida essencial, ao verificar que 2 cm de camada ou 200g/m² de serapilheira em toda a área ocasiona o bloqueio da braquiária.

Também propomos que o método de coleta, tanto para serapilheira como para gramínea, é passível de escolha, a depender do objetivo do (a) pesquisador (a) ou extensionista. Para fins de pesquisa, inferimos que biomassa (g) de gramínea e de serapilheira seja o melhor método, uma vez que é mais robusto e preciso, entretanto, requer mais esforço na coleta e preparação do material para análise. Se o intuito vier a ser monitorar uma área em processo de restauração, porcentagem (%) de gramínea e profundidade (cm) de serapilheira podem ser mais viáveis devido a rapidez para coletar e analisar os dados.

5 CONCLUSÃO

A serapilheira (camada de 2 cm ou 200 g/m²) diversificada deve ser pensada como um novo indicador para o monitoramento de áreas em processo de restauração, primordialmente nos anos iniciais, podendo controlar ou impedir a emergência e permanência de novas plântulas de gramíneas do tipo braquiária no sub-bosque.

REFERÊNCIAS

- ALIN, A. Multicollinearity. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics**. v. 2, p. 370-374. 2010.
- ALMEIDA, C.; VIANI, R. A. G. Selection of shade trees in forest restoration plantings should not be based on crown tree architecture alone. **Restoration Ecology**. v 27. p 832-839. 2019.
- ALVARES, C. A. *et al.* Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol.** 2013.
- AMMONDT, S. A.; LITTON, C. M. Competition between native hawaiian plants and the invasive grass *Megathyrsus maximus*: implications of functional diversity for ecological restoration. **Restoration Ecology**. v 20. p 638-646. 2011.
- ANDRADE, A. G.; TAVARES, S. R. L.; COUTINHO, H. L. C. Contribuição da serapilheira para a recuperação de áreas degradadas e para a manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Agroecologia – Informe Agropecuário**, Embrapa. v 24. n 220. p 55-63. 2003.
- ANDRADE, C. M. S. de *et al.* Fatores limitantes ao crescimento do capim-Tanzânia em um sistema agrossilvipastoril com eucalipto, na região dos Cerrados de Minas Gerais. **Revista brasileira de zootecnia**. Viçosa. v 30. n 4. 2001.
- ANDRADE, C. M. S. *et al.* Crescimento de gramíneas e leguminosas forrageiras tropicais sob sombreamento. **Pesquisa de agropecuária brasileira**. v 39. p 263-270. 2004.
- ARATO, H. D.; MARTINS, A. V.; FERRARI, S. H. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa/MG. **Revista Árvore**. v 27. p 715-721. 2003.
- ARAÚJO, R. S. *et al.* Aporte de serapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica e Poço das Antas, Silva Jardim/RJ. **Floresta e Ambiente**. v 12. p 15-21. 2006.
- BARBOSA, E. G. *et al.* Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrado. In: **Brazilian Archives of Biology and Technology**. Curitiba. v 51. n 4. 2008.
- BARBOSA, L. M. Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo. **Governo do Estado de São Paulo**. 344 p. 2017.

BATISTA, E. K. L. *et al.* Estabilidade de ecossistemas: uma abordagem teórica. In: PEREIRA, I. M. *et al.* **Invasão biológica em áreas de Mata Atlântica: os desafios para a conservação, controle e restauração florestal**. 196 p. 2018.

BAZZAZ, F. A.; PICKETT, S. T. A. Physiological ecology of tropical succession: a Comparative review. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v 11. p 287-310. 1980.

BENCKE, C. S. C.; MORELLATO, L. P. Estudo comparativo da fenologia de nove espécies arbóreas em três tipos de floresta atlântica no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**. v 25. n 2. p 237-428. 2002.

BINGGELI, P. *et al.* An overview of invasive woody plants in the tropics. **School of Agricultural and Forest Sciences**. University of Wales, Bangor. n 13. 1998.

BINKLEY, D. *et al.* Light absorption and use efficiency in forests: Why patterns differ for trees and stands. **Forest Ecology and Management**. v 288. p 5-13. 2013.

BOOTH, G. D.; NICCOLUCCI, M. J.; SCHUSTER, E. V. Identifying proxy sets in multiple linear regression: an aid to better coefficient interpretation. **United States Department of Agriculture: Forest Service**. 10 p. 1994.

BROWN, M. J.; PARKER, G. G. Canopy light transmittance in a chronosequence of mixed-species deciduous forests. **Canadian Journal of Forest Research**. v 24. p 1694-1703. 1994.

BUENO, A.; BARUCH, Z. Soil seed bank and the effect of needle litter layer on seedling emergence in a tropical pine plantation. **Biology Tropical**. v 59. p 1071-1079. 2011.

BURKE, M. J. W.; GRIME, J. P. An experimental study of plant community invasibility. **Ecology**. v 77. n 3. 1996.

CABIN, R. J. *et al.* Effects of light, alien grass and native species additions on hawaiian dry forest restoration. **Ecological Applications**. v 12. p 1595-1610. 2002.

CALEGARI, L. *et al.* Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Revista Árvore**. v 37. n 5. 2013.

CARPANEZZI, A. A.; NICODEMO, M. L. F. Recuperação de mata ciliar e reserva legal florestal no noroeste paulista. **Embrapa Pecuária Sudeste**. 35 p. 2009.

CARVALHO, D. F. *et al.* Perda de solo e água em um argissolo vermelho amarelo, submetido a diferentes intensidades de chuva simulada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v 6. p 385-389. 2002.

CASTRO, C. R. T; CARVALHO, M. M. Florescimento de gramíneas forrageiras cultivadas sob luminosidade reduzida. **Ciência Rural**. v 30. n 1. 2000.

CASTRO, C. R. T. *et al.* Produção forrageira de gramíneas cultivadas sob luminosidade reduzida. **Revista brasileira de zootecnia**. v 28. p 919-927. 1999.

CHAVES, R. B. Avaliação e monitoramento de projetos de restauração florestal. *In*: BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. 431 p. 2015.

CHAZDON, R. L. PEARCY, R. W. Importance of sunflecks for forest understory plants. **BioScience**. v 41. p 760-766. 1991.

COLLINS, B. S.; QUINN, J. A. Displacement of *Andropogon scoparius* on the New Jersey piedmont by the successional Shrub *Myrica pensylvanica*. **American Journal of Botany**. v 69. n 5. p 680-689. 1982.

CONNEL, J. H. Diversity in tropical rainforest and coral reefs. **Science**. v 199. p 1320-1310. 1978.

CORNWELL, W. K.; SCHWILK, D. W.; ACKERLY, D. D. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. **Ecology**. v 87. p 1465-1471. 2006.

CUEVAS, E.; MEDINA, E. The role of nutriente cycling in the conservation of soil fertility in tropical forested ecosystems. *Ecology Today: Na Anthology of Contemporany*. **Ecological Research**. p 263-278. 1998.

DAEE. Departamento de água e energia elétrica. Disponível em: <<http://sibh.daee.sp.gov.br/chuva>>. Acessado em 18 de novembro de 2019.

DAIREL, M.; FIDELIS, A. The presence of invasive grasses affects the soil seed bank composition and dynamics of both invaded and non-invaded areas of open savannas. **Journal of Environmental Management**. v 276. 2020.

DANTAS JR., A. B.; MUSSO, C.; MIRANDA, H. S. Seed longevity and seedling emergence rate of *Urochloa decumbens* as influence by sowing depth in a cerrado soil. **Grass and Forage Science**. v 73. p 811-814. 2018.

D'ANTONIO, C.; MEYERSON, L. A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. **Restoration Ecology**. v 10. p 703-713. 2002.

DEINUM, B. *et al.* Effects of light intensity on growth, anatomy and forage quality of two tropical grasses (*Brachiaria brizantha* and *Panicum maximum* var. trichoglume). **Wageningen Journal of Life Sciences**. v 44. 1996.

DIAS FILHO, M. B. Colônia como planta pioneira. *In*: PEIXOTO, A. M. *et al.* **Anais do 12º simpósio sobre manejo da pastagem**. 1995.

DIAS FILHO, M. B. Growth and biomass allocation of the C4 grasses *Brachiaria brizantha* and *B. humidicola* under shade. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília. v 35. n 12. 2000.

DIAS FILHO, M. B. Photosynthetic light response of the C4 grasses *Brachiaria brizantha* and *B. humidicola* under shade. **Scientia Agricola**. v 59. n 1. 2002.

DIAS, J. *et al.* Crescimento de *Megathyrsus maximus* (capim colônia) e duas espécies nativas arbóreas em diferentes condições ambientais. **Revista Floresta**. v 46. p 325-333. 2016.

DIAS, J.; TOREZAN, J. M. D. Factors affecting the abundance of ruderal species and *Megathyrsus maximus*, in invasive C4 grass in Atlantic Forest restoration sites. **Revista Floresta**. v 50. p 1931-1938. 2020.

DORMANN, C. F. *et al.* Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**. v. 36. p. 27-46. 2012.

DURR, P. A.; RANGEL, J. The response of *Panicum maximum* to a simulated subcanopy environment. **Tropical Grasslands**. v 37. p 1-10. 2003.

ELLSWORTH, D. S; REICH, P. B. Canopy structure and vertical patterns of photosynthesis and related leaf traits in a deciduous forest. **Oecologia**. v 96. p 169-178. 1993.

EMBRAPA. 1998. Empresa brasileira de pesquisa agropecuária. Passo a passo para a boa formação de uma pastagem. Disponível em: <<http://old.cnpqg.embrapa.br/publicacoes/naoseriadas/passoapasso/passapasso.html>>. Acessado em 05 de novembro de 2020.

ESPÍNOLA, L. A.; FERREIRA, J. H. Espécies invasoras: conceitos, modelos e atributos. **Interciência**. v 32. n 9. p 580-585. 2007.

FACELLI, J. M.; PICKETT, S. T. Plant Litter: Its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**. v 57. n 1. 1991

FONSECA, V. H. de C. Seleção de indicadores ecológicos para avaliação de planos de restauração de áreas degradadas. Dissertação de mestrado. **Universidade Federal de São Carlos**, Campus de Sorocaba/SP. 2011.

FONSECA, D. M.; MARTUSCELLO, J. A.; FARIA, D. J. G. Adubação em gramíneas do gênero *Brachiaria*: mitos e realidades *In: Simpósio sobre manejo estratégico das pastagens. Anais...* Universidade Federal de Viçosa, p. 153-182. 2006.

FOWLER, N. L. Microsite requirements for germination and establishment of three grass species. **The American Midland Naturalist**. v 115. p 131-145. 1986.

FRAGOSO, R. O. *et al.* Barreiras ao estabelecimento da regeneração natural em áreas de pastagem abandonadas. **Ciência Florestal**, Santa Maria. v 27. n 4. 2017.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; COMERFORD, N. B. Biomass and nutrient cycling in pure and mixed stands of native tree species in southeastern Bahia/Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v 31. p 287-297. 2007.

GANDOLFI, S. História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil). Tese de doutorado. **Universidade Estadual de Campinas** (UNICAMP). 2000.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability-impermeability: canopytrees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**. v 64. p 433-438. 2007.

GARDENER, C. J.; WHITEMAN, L. V.; JONES, R. M. Patterns of seedling emergence over 5 years from seed of 38 species placed on the soil surface under shade and full sunlight in seasonally dry tropics. **Tropical Grasslands**. v 35. p 218-225. 2001.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; FONSECA, G. A. B. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**. v 288. p 1356-1358. 2000.

GAUTIER, H.; VARLET-GRANCHER, C.; HAZARD, L. Tillering responses to the light environment and to defoliation in populations of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) selected for contrasting leaf length. **Annals of Botany Company**. v 83. p 423-429. 1999.

GOBBI, K. F. *et al.* Características morfológicas, estruturais e produtividade do capim braquiária e do amendoim forrageiro submetidos ao sombreamento. **Revista Brasileira de Zootecnia**. v 38. p 1645-1654. 2009.

GRAHAM, M. H. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. **Ecology**. Cv. 84, p. 2809-2815. 2003.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**. v 135. p 147-186. 2000.

HAMRICK, J. L.; LEE, J. M. Effect of soil surface topography and litter cover on the germination, survival, and growth of musk thistle (*Carduus nutans*). **American Journal of Botany**. v 74. n 3. p 451-457. 1987.

HAGNER, M. *et al.* Effects of a glyphosate-based herbicide on soil animal trophic groups and associated ecosystem functioning in a northern agricultural field. **Scientific Reports** 9. Nº do artigo: 8540. 2019.

HALPERN, C. B.; LUTZ, J. A. Canopy closure exerts weak controls on understory dynamics: a 30-year study of overstory – understory interactions. **Ecological Monographs**. v 83. p 221-237. 2013.

HARDWICK, S. *et al.* The relationship between leaf area index and microclimate in tropical forest and oil palm plantation: Forest disturbance drives changes in microclimate. **Agricultural and Forest Meteorology**. p 187-195. 2015.

HERRERA, H. A. R. *et al.* Análise florística e fitossociológica do componente arbóreo da floresta ombrófila mista, presente na reserva florestal EMBRAPA/EPAGRI, Caçador/SC. **Revista Floresta**. v 39. p 485-500. 2009.

IBGE. Instituto brasileiro de geografia e estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. **Série Manuais Técnicos em Geociências**, Rio de Janeiro: IBGE. 2 ed. 271 p. 2012.

ISERNHAGEN, I. *et al.* Abandono da cópia de um modelo de floresta madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela reconstrução de uma floresta. *In*: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 264 p. 2009.

JORGE, L. A. B; SARTORI, M. S. Land use and temporal analysis of natural vegetation at Edgardia experimental farm Botucatu/SP. **Revista Árvore**. v 26. p 585-592. 2002.

KAMEL, M.S. A physiological study of shading and density effects on the growth and the efficiency of solar energy conversion in some field crops. Netherlands **Journal of Agriculture Science**. v 59. n 1. 1959.

KAGEYAMA, P. Y. *et al.* **Recuperação Ecológica de Ecossistemas Naturais**. 1. Ed. Rev. Botucatu: FEPAF. 340 p, 2008.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**. v 5. p 173-185. 1989.

KARIA, C. T.; DUARTE, J. B.; ARAÚJO, A. C. G. **Desenvolvimento de cultivares do gênero *Brachiaria* (trin.) Griseb. no Brasil**. EMBRAPA. 2006.

KEPHART, K. D. *et al.* Growth of C3 and C4 perennial grasses under reduced irradiance. **Crop Science**. v 32. 1992.

KIGEL, J., KOLLER, D. Analysis of the control of development in *Oryzopsis miliacea* by the light environment. **Journal of Experimental Botany**. v 21. n 69. 1970.

KLUMPP, A. Utilização de bioindicadores de poluição em condições temperadas e tropicais. *In*: MAIA, N. B. *et al.* **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. 2001.

KNEITEL, J. M.; CHASE, J. M. Trade-offs in community ecology: linking spatial scales and species coexistence. **Ecology Letters**. v 7. p 69-80. 2004.

KRUGER, F. J. *et al.* Processes of invasion by alien plants. *In*: MACDONALD, I. A. W. *et al.* **The ecology and management of biological invasions in Southern Africa**. Cape Town: Oxford University Press, 1986.

LAURANCE, W. F. *et al.* Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22 years investigation. **Conservation Biology**. v 16. p 605-618. 2002.

LELES, P. S. S. *et al.* Restauração florestal em diferentes espaçamentos. *In*: **Restauração florestal e a Bacia do Rio Guandu**. p 101-153. 2015.

LEMAIRE, G.; CHAPMAN, D. Tissue flows in grazed plant communities. *In*: HODGSON, J. ILLIUS, A. W. **The ecology and management of grazing systems**. 466 p. 1996.

LONGHI, S. J. *et al.* Composição florística e fitossociológica de um "capão" de *Podocarpus lambertii*. **Ciência Florestal**. v 2. p 9-26. 1992.

LOPES, M. C. A.; ARAÚJO, V. F. P.; VASCONCELLOS, A. The effects of rainfall and vegetation on litterfall production in the semiarid region of northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v 75. p 703-708. 2015.

LOPES, M. I. M. S.; DOMINGOS, M.; VUONO, Y. S. de. Ciclagem de nutrientes. *In*: SYLVESTRE, L. S.; ROSA, M. M. T. **Manual metodológico para estudos botânicos na Mata Atlântica**. EDUR. 123 p. 2002.

MACEDO, R. L. G; do VALE, A. B.; VENTURIN, N. **Eucalipto em sistemas agroflorestais**. 331 p. 2010.

MACHADO, M. R.; PINÃ RODRIGUES, F. C. M.; PEREIRA, M. G. Produção de serapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. **Revista Árvore**. v 32. p 143-151. 2008.

MAGNAGO, L. F. S.; VENZKE, T. S.; IVANAUSKAS, N. M. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica, como referência para a restauração florestal. *In*: MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 376 p. 2015.

MANTOANI, M. C.; TOREZAN, J. M. D. Regeneration response of Brazilian Atlantic Forest woody species to four years of *Megathyrus maximus* removal. **Forest Ecology and Management**. v 359. p 141-146. 2016.

MATSUO, T. *et al.* Forest structure drives changes in light heterogeneity during tropical secondary forest succession. **Journal of Ecology**. 2021.

MARCOS FILHO, J.; CÍCERO, S. M.; SILVA, W. R. **Avaliação da qualidade de sementes**. Fealq. 230 p. 1987.

MARCOS, S. C.; MATOS, D. M. S. Estrutura de populações de palmitreiro (*Euterpe edulis* Mart.) em áreas com diferentes graus de impactação na floresta da Tijuca, RJ. **Floresta e Ambiente**. v 10. 2003.

MARTINEZ, M. I. *et al.* Germination response to temperature, salinity, light and depth of sowing of them tropical dune species. **Oecologia**. 1992.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes e de mineração**. 270 p. 2014.

MARTUSCELLO, J. A. *et al.* Produção de gramíneas do gênero *Brachiaria* sob níveis de sombreamento. **Revista Brasileira de Zootecnia**. v 38. p 1183-1190. 2009.

MEIRA-NETO, J. A. A.; MARTINS, F. R.; SOUZA, A. L. Influência da cobertura e do solo na composição florística do sub-bosque em uma floresta estacional semidecidual em Viçosa/MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v 19. p 476-486. 2005.

MELOUN, M. *et al.* Crucial problems in regression modelling and their solutions. **The Analyst**. v. 127. p. 433-450. 2002.

MONTGOMERY, R. A.; CHAZDON, R. L. Forest structure, canopy architecture and light transmittance in tropical wet forests. **Ecology**. v 82. p 2707-2718. 2001.

MONTGOMERY, R., CHAZDON, R. Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. **Oecologia**. v 131. p 165-174. 2002.

MOREIRA, P. R.; SILVA, O. V. Produção de serapilheira em área reflorestada. **Revista Árvore**. v 28. p 49-59. 2004.

MORELLATO, L. P. Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. Tese de Doutorado. **Unicamp**. 1991.

MORENO, M. L. *et al.* Area and edge effects on leaf-litter decomposition in a fragmented subtropical dry forest. **Oecologia**. v 60. p 26-29.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**. v 10. p 58-62. 1995.

NAVE, A. G. *et al.* Descrição das ações operacionais de restauração. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 264 p. 2009.

NOGUEIRA JR, L. R. Caracterização de solos degradados pela atividade agrícola e alterações biológicas após reflorestamento com diferentes associações de espécies de Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. **Universidade de São Paulo, ESALQ**. 2000.

NEVES, E. J. M.; MARTINS, E. G.; REISSMANN, C. B. Deposição de serapilheira e de nutrientes de duas espécies da Amazônia. **Boletim de Pesquisa Florestal**. v 7. p 47-60. 2001.

NEWTON, A. C. **Forest ecology and conservation**. Editora: Oxford (Biology). 454 p. 2008.

OLIVEIRA, C. D. C. *et al.* Overstory trees in excess: a threat to restoration success in Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**. v 449. 2019.

OLIVEIRA, F. L.; SOUTO, S. M. Efeito do sombreamento no crescimento inicial de gramíneas forrageiras tropicais. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**. v 7. p 221-226. 2001.

OLIVEIRA, N. S. A. Influência do manejo da *Brachiaria* spp. sobre o crescimento inicial de espécies florestais. Monografia apresentada à **Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro**. 2010.

OLIVEIRA, P. A. *et al.* Aspectos ecológicos e métodos de controle de gramíneas africanas na restauração ecológica. *In*: PEREIRA, I. M. *et al.* **Invasão biológica em áreas de Mata Atlântica: os desafios para a conservação, controle e restauração florestal**. Editora: Nerad. 196 p. 2018.

ORTEGA, V. R.; ENGEL, V. L. Conservação da biodiversidade de remanescentes de Mata Atlântica na região de Botucatu/SP. II Congresso nacional sobre essências nativas. São Paulo: **Revista do Instituto Florestal**. v 4. p 839-852. 1992

OVALLE, C.; AVEDAÑO, J. Influencia del árbol sobre la vegetación en los espinales (*Acacia caven*) de la zona mediterránea de Chile. *In*: **Congresso brasileiro sobre sistemas agroflorestais**. 1994.

PACIULLO, D. S. C. *et al.* Morfofisiologia e valor nutritivo do capim braquiária sob sombreamento natural e a sol pleno. **Pesquisa agropecuária brasileira**. v 42. n 4. 2007.

PARIZ, C. M. *et al.* Qualidade fisiológica de sementes de *Brachiaria* e avaliação da produtividade de massa seca, em diferentes sistemas de integração lavoura-pecuária sob irrigação. **Pesquisa Agropecuária Tropical**. v 40. p 330-340. 2010.

PILON, N. A. L. *et al.* Shade alters savanna grass layer structure and function along a gradient of canopy cover. **Journal of Vegetation Science**. 2020.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. *et al.* Efeito de revegetação florestal no aporte de serrapilheira, Seropédica/RJ. **Revista Agrogeoambiental**. v 7. n 2. p 59-67. 2015.

PIROLI, E. L. Geoprocessamento na determinação da capacidade de uso e avaliação do uso da terra no município de Botucatu/SP. Tese de doutorado. **Universidade Estadual Paulista – Faculdade de Ciências Agrônômicas (UNESP FCA) – Campus Botucatu/SP**. 2002.

PORTES, M. C. G. O.; KOEHLER, A.; GALVÃO, F. Variação sazonal da deposição de serapilheira em um Floresta Ombrófila Densa Altomontana no morro do Anhangava/PR. **Floresta**. v 26. p 3-10. 1996.

PRESCOTT, C. E. The influence of the forest canopy on nutrient cycling. **Tree Physiology**. v 22. p 1193-1200. 2002.

RANDALL, J.M.; MARINELLI, J. **Invasive plants: weeds of the the global Garden**. Brooklyn Botanic Garden. 111 p. 1996.

RESENDE, A. S.; LELES, P. S. S. **Controle de plantas daninhas em restauração florestal**. Embrapa. 2017.

RODRIGUES, A. P. D. C. *et al.* Alelopatia de duas espécies de braquiária em sementes de três espécies de estilosantes. **Ciência Rural**. v 42. n 10. 2012.

RICHARDSON, D. M. *et al.* Naturalizaiton and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**. p 93-107. 2000.

RICKLEFS, R.; RELYEA, R. **A economia da natureza**. Tradução por Ana Cláudia de Macedo Vieira *et al.* 806 p. 2016.

RODRIGUES, E. Restauração Biológica. IN: RODRIGUES, E. **Ecologia da Restauração**. 300 p. 2013.

RODRIGUES, R. R. Restauração de florestas tropicais: indicadores de avaliação e monitoramento vegetal. **IV Simpósio de ecossistemas brasileiros. Anais...** 1998.

ROEDAS, M. P. Eficácia do uso de indicadores para o monitoramento da restauração ecológica: o exemplo do Estado de São Paulo. Dissertação de mestrado. **Universidade Estadual Paulista – Faculdade de Ciências Agrômicas (UNESP FCA) – Campus Botucatu/SP**. 2021. *No prelo*.

ROSSATTO, D. R. *et al.* Photosynthetic responses of understory savanna plants: implications for plant persistence in savannas under tree encroachment. **Flora**. v 240. p 34-39. 2018.

SALTON, J. C.; TOMAZI, M. Sistema radicular de plantas e qualidade do solo. Embrapa. **Comunicado técnico 198**. 2014.

SANTOS, F. A. M. Formação de povoamento para restauração florestal sob estratégias de controle de *Urochloa* spp. Dissertação de Mestrado. **Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro**, Campus Seropédia/RJ. 2016.

SANTOS, F. A. M dos. *et al.* Estratégias de controle de braquiárias *Urochloa* spp. na formação de povoamento para restauração florestal. **Ciência Florestal**. v 30, p 29-42. 2020.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Embrapa. 3 ed. 2013.

- SARI, V.; PAIVA, E. M. C. D.; PAIVA, J. B. D. Interceptação da chuva em diferentes formações florestais na região sul do Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. p 65-79. 2016.
- SCHUBERT, A. N.; PAI, A. Dal; RODRIGUES, S. A. Evolução temporal da velocidade dos ventos a dois metros de altura no município de Botucatu/SP. 5º **Jornada Científica e Tecnológica**. Fatec. 2016.
- SCORIZA, R. N.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Aporte de serapilheira como indicador ambiental em fragmentos de floresta estacional semidecidual em Sorocaba/SP. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. v 8. p 634-640. 2013.
- SCORIZA, R. N. *et al.* Métodos para coleta e análise de serapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e Ambiente**. v 2. p 01-18. 2012.
- SETTE, T. C. C. Desenvolvimento de uma proposta de indicadores para avaliação do desempenho ambiental dos processos produtivos industriais sob a ótica da biomimética. Dissertação de mestrado. **Universidade do Vale do Rio dos Sinos**. 2010.
- SILVA, A. A. *et al.* Biologia de plantas daninhas. *In*: SILVA, A. A.; SILVA, J. F. **Tópicos em manejo de plantas daninhas**. 367 p. 2009.
- SILVA, M. S. C. Indicadores de qualidade do solo em sistemas agroflorestais em Paraty/RJ. Dissertação de mestrado. **Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro**. 2006.
- SILVA, W da. Interferência da *Brachiaria brizantha* sobre *Eucalyptus citriodora* e *E. grandis*, cultivados em solos com diferentes teores de água. Tese de Doutorado. **Universidade Federal de Viçosa**, Campus Viçosa/MG. 1997.
- SOARES, A. B. *et al.* Influência da luminosidade no comportamento de onze espécies forrageiras perenes de verão. **Revista Brasileira de Zootecnia**. v 38. p 443-451, 2009.
- SYLVÉUS, A. Efeito da deciduidade de *Schizolobium parahyba* (Vellozo) Blake sobre a dinâmica de regeneração da comunidade vegetal em Floresta Ombrófila Densa no Sul do Brasil. Dissertação de mestrado. **Universidade Federal de Santa Catarina**. 68 p. 2018.
- TOLEDO, L.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, C. E. G. Produção de serapilheira e transferência de nutrientes em florestas secundárias localizadas na região de Pinheiral/RJ. **Ciência Florestal**. v 12. p 9-16. 2002.
- TORREZ, F. E. *et al.* Produção de gramíneas forrageiras tropicais sob diferentes níveis de sombreamento. **Revista Agrária**. v 10. p 336-342. 2017.
- TRIMBLE, S. The forest canopy: structure, roles and measurement. CID Bio-Science. 2019. Disponível em: <<https://cid-inc.com/blog/the-forest-canopy-structure-roles-measurement/>>. Acessado em 28 de janeiro de 2021.

VÁZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVI A. Patterns of Seed Longevity and Germination in the Tropical Rainforest. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v 24. p 69-87. 1993.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD, Jr., R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Ecology and Systematics**. v 17. p 137-167. 1986.

VON ARX, G. *et al.* Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: potential implications for seedling establishment in a changing climate. **Journal of Ecology**. v 101. p 1201-1213. 2013.

WEIDLICH, E. W. A. *et al.* Controlling invasive plant species in ecological restoration: a global review. **Journal of Applied Ecology**. v 57. p 1806-1817. 2020.

WELLSTEIN, C. Seed-litter-position drives seedling establishment in grassland species under recurrent drought. **Plant Biology**. v 14. p 1006-1010. 2012.

WESTBROOKS, R. **Invasive plants: changing the landscape of America, fact book**. Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotic Weeds. 107 p. 1998.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**. v 70. p 536-538. 1989.

ZALBA, S.; ZILLER, S. R. Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. **Natureza e Conservação**. v 5. p 16-22. 2007.

ZANIN, R. Aspectos da introdução das espécies exóticas: o capim gordura e a braquiária no Parque Nacional de Brasília. Dissertação de Mestrado. Centro de Desenvolvimento Sustentável. **Universidade de Brasília**. 2009.

ZILLER, S. R. A. Estepe gramíneo-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica. Tese de Doutorado, **Universidade Federal do Paraná**. 268 p. 2000.

**APÊNDICE A – GLM SELECIONADOS POR *stepwise* E POSTERIORMENTE
DESCARTADOS**

Tabela 5 – Representação dos GLM e seus respectivos AIC e significância para biomassa (g/m²) de gramínea

Grama (g/m²) ~ Serap (cm) + Serap (g/m²) + % RFA + % Estrato + % Cobertura			
AIC	D²	Pseudo r²	P valor
266.52	0.38	0.41	3.4216 ⁻¹⁰
Grama (g/m²) ~ Serap (cm) + Serap (g/m²) + % RFA + % Cobertura			
AIC	D²	Pseudo r²	P valor
264.53	0.38	0.41	8.7177 ⁻¹¹
Grama (g/m²) ~ Serap (cm) + Serap (g/m²) + % RFA			
AIC	D²	Pseudo r²	P valor
262.57	0.38	0.41	2.0034 ⁻¹¹

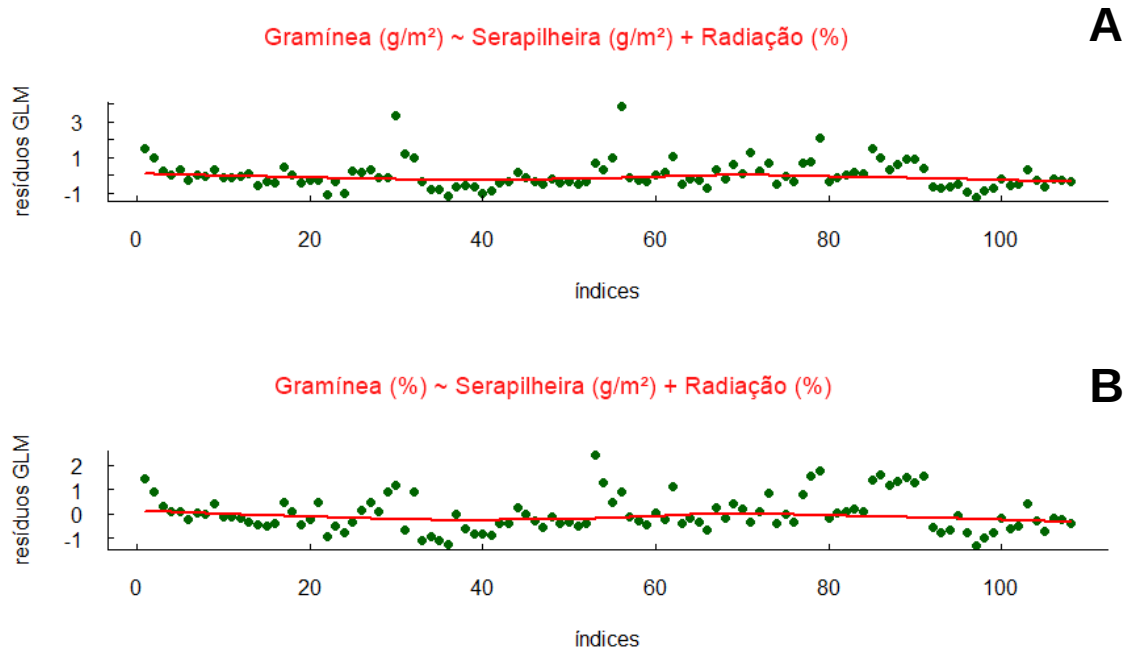
Legenda: Grama (g/m²): biomassa de gramínea; Serap (cm): profundidade da camada de serapilheira; Serap (g/m²): biomassa de serapilheira; % RFA: porcentagem de radiação fotossinteticamente ativa; % Estrato: porcentagem de estratificação do sub-bosque; % Cobertura: porcentagem de cobertura do dossel; AIC: Critério de Informação de Akaike; D² e Pseudo r²: ajuste dos modelos.

Tabela 6 – Representação dos GLM e seus respectivos AIC e significância para cobertura (%) de gramínea

% Grama ~ Serap (cm) + Serap (g/m²) + % RFA + % Estrato + % Cobertura			
AIC	D²	Pseudo r²	P valor
252.01	0.46	0.49	3.425 ⁻¹³
% Grama ~ Serap (g/m²) + % RFA + % Estrato + % Cobertura			
AIC	D²	Pseudo r²	P valor
250.25	0.46	0.49	8.7012 ⁻¹⁴
% Grama ~ Serap (g/m²) + % RFA + % Cobertura			
AIC	D²	Pseudo r²	P valor
249.28	0.45	0.48	2.7675 ⁻¹⁴

Legenda: % Grama: porcentagem de cobertura de gramínea; Serap (cm): profundidade da camada de serapilheira; Serap (g/m²): biomassa de serapilheira; % RFA: porcentagem de radiação fotossinteticamente ativa; % Estrato: porcentagem de estratificação do sub-bosque; % Cobertura: porcentagem de cobertura do dossel; AIC: Critério de Informação de Akaike; D² e Pseudo r²: ajuste dos modelos.

**APÊNDICE B – COMPORTAMENTO DOS RESÍDUOS DOS GLM
ESCOLHIDOS (TABELA 3), PARA BIOMASSA (A) E COBERTURA DE
GRAMÍNEA (B)**



Legenda: Radiação: radiação fotossinteticamente ativa.