Marcela Xavier Machado

Manejo ambiental com vistas à restauração de área invadida por *Hedychium coronarium* J. Köenig (Zingiberaceae)

Dissertação submetida ao Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Ecologia

Orientadora: Profa. Dra. Tânia Tarabini Castellani
Coorientadora: Profa. Dra. Michele de Sá Dechoum

Florianópolis
2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Machado, Marcela Xavier
Manejo ambiental com vistas à restauração de área invadida por Hedychium coronarium J. Kõenig (Zingiberaceae) / Marcela Xavier Machado ; orientadora, Tânia Tarabini Castellani, coorientadora, Michele de Sá Dechoum, 2019.
107 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Ecologia. 2. Espécies exóticas invasoras. 3. Restauração. 4. Unidade de Conservação. I. Castellani, Tânia Tarabini. II. Dechoum, Michele de Sá. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. IV. Título.

"Manejo ambiental com vistas à restauração de área invadida por *Hedychium coronarium* J. Köenig (Zingiberaceae)"

Por

Marcela Xavier Machado

Dissertação julgada e aprovada em sua forma final pelos membros titulares da Banca Examinadora (002/2019/PPGECO) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia - UFSC.

Prof.(a) Dr.(a) Fábio Gonçalves Daura Jorge
Coordenador(a) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Banca examinadora:

Dr.(a) Tânia Tarabini Castellani (Universidade Federal de Santa Catarina)
Orientador(a)

Dr.(a) Sergio Martin Zalba - participação por videoconferência (Universidad Nacional del Sur)

Dr.(a) Nivaldo Peroni (Universidade Federal de Santa Catarina)

Florianópolis, 25 de fevereiro de 2019.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Tânia Tarabini Castellani, por ter me dado essa oportunidade, pela acolhida carinhosa e por ter estado presente sempre que foi preciso;

À minha coorientadora, Michele de Sá Dechoum pela orientação e auxílio na implementação do experimento e ao longo de todo o percurso;

À Brisa, pela amizade, pela companhia e por tantas pequenas ajudas que nem tenho como descrever;

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Vegetal, especialmente ao Alexandre Schmidt pelo auxílio em campo e à Cecília Dalotto pela ajuda em laboratório;

Aos colegas do PPGECO, que tornaram o caminho mais leve, principalmente na Ecologia de Campo;

Aos professores do PPGECO, em especial ao Nivaldo Peroni e Eduardo Giehl, pelas contribuições na SAPECO, e ao Fábio Daura-Jorge pela contribuição à minha dissertação;

Ao Rafael Suhs, pelas orientações sobre as análises de contrastes;

Ao Luís Funez e ao Rafael Trevisan pela grande ajuda na identificação botânica;

Ao ICMBio, pela oportunidade;

Aos colegas do NGI, Homero, Flávio e Zé, pela amizade, pela ajuda e pelo incentivo;

Ao Xande, pela imensa ajuda em campo e pelo empenho nesses dois anos de idas e vindas;

Ao Vítor, que encarou essa aventura comigo e também aprendeu muito nesse período;

Aos meus irmãos, pela presença constante, mesmo que com seus últimos dois anos tão atribulados quanto os meus. Continuamos crescendo juntos, apesar da distância;

Ao meu pai, pelo apoio, pela grande parceria nas viagens e por estar sempre ali quando precisei;

À minha mãe, que teve muito trabalho esses dois anos, por ter cuidado de mim e do Vítor quando eu não podia.

RESUMO

Espécies exóticas invasoras (EEI) são aquelas que chegam, com ajuda humana, a um hábitat que não ocupavam anteriormente, estabelecem uma ou mais populações e se disseminam de forma autônoma a maiores distâncias. Invasões por plantas exóticas podem afetar os ecossistemas invadidos, causando, dentre demais impactos, uma modificação da composição e riqueza florística. Unidades de conservação vêm sendo invadidas por espécies exóticas, sendo necessário controlar estas espécies de forma a prevenir impactos causados por invasões biológicas. Uma das técnicas de manejo de plantas exóticas invasoras, o controle almeja restringir a abundância e a distribuição de EEI a limites pré-estabelecidos, de forma a reduzir sua competitividade e permitir às espécies nativas a sua recuperação. Efeitos duradouros da presença de EEI nos ambientes invadidos, ou *legacy effects*, podem dificultar a recolonização por espécies nativas após a retirada das EEI, sendo necessárias outras intervenções para restauração destas áreas. Técnicas de restauração fundamentadas nos processos naturais de sucessão ecológica podem acelerar a recolonização local por espécies nativas. Uma destas técnicas, a transposição de solo, consiste da retirada da camada superficial do solo de uma comunidade vegetal local, em estágio sucessional mais avançado, e aplicação deste material sobre a área a ser restaurada, visando a recolonização do solo por microorganismos e introdução de sementes e outros propágulos. *Hedychium coronarium* J. Koenig (Zingiberaceae) é uma espécie herbácea rizomatosa, originária do Himalaia, considerada invasora em diversos países. O presente estudo visa comparar a resposta da assembleia vegetal em uma área invadida por *H. coronarium* após a execução de diferentes medidas de manejo ambiental. A hipótese testada foi que ao associar a transposição de solo ao controle da EEI pelo uso de herbicida seriam observadas maiores riqueza e abundância de espécies comparativamente a áreas manejadas exclusivamente com herbicida, áreas nas quais foi feita somente a transposição de solo e áreas nas quais a espécie não foi manejada. O experimento, implementado na Floresta Nacional de Ibirama (Ibirama, SC, Brasil) foi delineado em 12 blocos casualizados, cada um composto por quatro parcelas de 1 m^2, as quais foram aleatoriamente selecionadas para receber um dos tratamentos: “Solo” - Corte das rametas de *H. coronarium* e transposição de camada de 5 cm de solo de área em estágio avançado de regeneração; “Herb” – Corte das rametas de *H. coronarium* e aplicação foliar de herbicida à base de Glifosato a 3% sobre rebrotas de *H. coronarium*; “Solo+Herb” – Corte das rametas de *H. coronarium*, aplicação foliar de herbicida à base de

Glifosato a 3% sobre rebrotas de *H. coronarium* e transposição de solo; “Controle” - sem intervenção. Antes da aplicação dos tratamentos, e nos onze meses seguintes, as parcelas foram avaliadas quanto ao número de rametas de *H. coronarium*, altura média das rametas (média de dez rametas selecionadas ao acaso), porcentagem de cobertura por *H. coronarium* e por outras espécies (nativas e exóticas), riqueza e abundância de espécies (todas exceto *H. coronarium*). Os dados coletados foram analisados por meio de LMM e GLMM para detectar diferenças entre tratamentos quanto aos parâmetros mensurados, sendo utilizada como variável resposta a diferença entre os valores finais e iniciais de cada parâmetro. Diferenças entre os tratamentos quanto à composição de espécies regenerantes foram avaliadas por Análises de Coordenadas Principais (PCoA). Tratamentos com controle químico (com e sem transposição de solo) tiveram resultados semelhantes em todos os parâmetros avaliados e na composição florística, predominantemente composta por ervas e arbustos. O tratamento que envolveu apenas o corte de rametas de *H. coronarium* e transposição de solo diferiu dos demais tratamentos em todos os parâmetros analisados: não houve efeito na redução de *H. coronarium* e o estabelecimento de espécies regenerantes foi inferior aos demais tratamentos, quanto à riqueza, abundância e cobertura. Quanto à composição florística nestas parcelas, houve predominância de espécies arbóreas. Não foi possível corroborar a hipótese de que a transposição de solo proporcionaria maior riqueza e abundância de espécies em parcelas tratadas com herbicida, dada a semelhança entre os resultados dos tratamentos que receberam herbicida. Como a transposição de solo em parcelas não manejadas com herbicida permitiu o estabelecimento de plântulas de espécies arbóreas, há indícios de que o sombreamento proporcionado por *H. coronarium* nestas parcelas possa ter influência sobre a composição da assembleia de plantas na área manejada. Em virtude da dormência de sementes observada em espécies arbóreas da Floresta Atlântica, é provável que ainda ocorra germinação de sementes nas parcelas manejadas com transposição de solo (com e sem herbicida). Neste cenário, seria interessante acompanhar o experimento por mais tempo, para verificar se a composição florística das parcelas do tratamento que recebeu solo e herbicida será mais influenciada, no futuro, pelos propágulos de espécies arbóreas recebidos. Os dados obtidos até o momento indicam que o manejo da área por meio de controle químico é suficiente para proporcionar aumento na riqueza e abundância de espécies, e a transposição de solo permite a colonização por espécies que podem acelerar o processo de restauração.

Palavras-chave: 1. Controle químico, 2. Espécies exóticas invasoras, 3. Plantas exóticas invasoras, 4. Transposição de solo, 5. Unidades de conservação

ABSTRACT

Invasive alien species (IAS) are those which arrive, with human assistance, in a habitat they did not occupy before, establishing a population and spreading to other areas by themselves. Alien plant invasions may affect both the biotic and abiotic components of an ecosystem, leading to several impacts besides the modification of assemblage and diversity of native plant communities. Considering that protected areas, which are currently the main conservation strategy in many countries, are being invaded by alien species, it is of utmost importance to manage these areas to prevent the impact of such invasions. An option concerning alien plant invasions management is called control. Control consists on a strategy that aims to restrict the abundance and occurrence of IAS to previously established limits in order to allow native species to recover. Persistent impacts of alien plant invasions, known as legacy effects, may constrain recolonization by native species after IAS removal, often making it necessary to perform interventions to achieve the intended restoration goals. Native species occupation in managed sites might be accelerated by restoration techniques that promote natural succession processes, which in turn might enhance resistance to reinvasions and, therefore, improve both control and restoration results. One of those techniques is topsoil transposition, which consists in transferring a layer of soil and litter from a well-preserved site to the managed site. This technique aims to promote soil recolonization by microorganisms and also introduce seeds and propagules. *Hedychium coronarium* J. Koenig (Zingiberaceae) is an herbaceous rhizomatous plant from the Himalayas, known as invasive in several countries. This study aims to evaluate plant assemblage response to topsoil transposition on an invaded site after IAS control with herbicide application. Our hypothesis was that managing invaded sites by associating topsoil transposition and chemical control would result in augmented native species richness and abundance compared to chemical control alone, topsoil transposition alone and no intervention (control group). An experiment was conducted on an invaded site situated in Ibirama National Forest, a protected area located in Ibirama, SC, Brazil. The experiment was designed in 12 randomized blocks with four plots (1 m^2) each, in which one of the following treatments were applied: Soil – cutting and topsoil transposition; Herb – cutting, Glyphosate 3% herbicide foliar application over resprouts; Soil+Herb – cutting, Glyphosate 3% herbicide foliar application over resprouts and topsoil transposition; Control – no

intervention. The plots were evaluated prior to treatment application and in the following eleven months regarding the number of ramets, average ramet height, coverage percentage by *H. coronarium* and by other species (both native and alien), species richness and abundance (of all species except *H. coronarium*). LMMs and GLMMs were adjusted to detect different responses to treatments. Differences on species composition between treatments were evaluated through PCoA. Chemically-controlled plots (regardless of topsoil transposition) were similar in all measured parameters and also species composition, which showed a predominance of herbs and shrubs. Results from plots managed solely by topsoil transposition (without herbicide application) were different from the other treatments in all measured parameters. This treatment had no effect on *H. coronarium*, and regarding other species richness, abundance and coverage, results were inferior to the other treatments. Beyond that, species composition was different, more diverse on life forms, with similar species richness of lianas, trees and herbs. Given the similarities between plots in which herbicide was applied irrespective of topsoil transposition, the hypothesis that topsoil transposition would enhance species richness and abundance on herbicide treated plots was refuted. Establishment of tree species on plots managed solely with topsoil transposition indicates a possible role played by shading on plant assemblage composition. Since a high proportion of native trees have dormant seeds, topsoil transposition effects might still occur on plots managed by topsoil transposition, as seeds from this treatment might still germinate. In such scenario, it would be interesting to re-evaluate the managed area in future to determine if, over time, species composition on topsoil transposition treated plots will be more influenced by the tree species propagules received. Chemical control was sufficient to control *H. coronarium* invasion and augment species richness and abundance on the managed site. Topsoil transposition promoted colonization by species which might accelerate restoration.
Keywords: 1. Chemical control 2. Invasive non-native species 3. Invasive alien plants 4. Topsoil transposition 5. Protected areas

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - a. Área 1 de coleta de solo para transposição (coordenadas geográficas: -27,044764º S, -49,458728º W); b. Área 2 de coleta de solo para transposição (coordenadas geográficas: -27,037943º S, -49,461157º W); c. Solo coletado armazenado sobre carreta; d. Parcela após aplicação de camada de solo em experimento realizado na área de estudo localizada na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. 37

Figura 2 - Média e erro padrão das variáveis conforme dados da avaliação inicial das parcelas destinadas aos diferentes tratamentos, realizada em julho/2017 na área de estudo localizada na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. O eixo x corresponde aos tratamentos Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). No eixo y: a. número de rametas de *Hedychium coronarium*; b. altura média das rametas; c. cobertura por *H. coronarium*; d. riqueza de espécies regenerantes; e. abundância de espécies regenerantes; f. cobertura por espécies regenerantes. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre resultados detectadas em contrastes a posteriori, com valores de p ajustados. 40

Figura 3 - Média e erro padrão ao longo dos meses (eixo x) das variáveis: a. número de rametas de *Hedychium coronarium*; b. altura média de rametas; c. cobertura por *H. coronarium*. As cores correspondem aos tratamentos Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). Datas de intervenções: Jul/17 – avaliação inicial e corte subsequente; Ago/17 – transposição de solo; Ago/17, Set/17, Jan/18 e Fev/18 – aplicações de herbicida; Jul/18 – avaliação final. 42

Figura 4 - Média e erro padrão da diferença entre os valores das avaliações final (julho/2018) e inicial (julho/2017) na área de estudo localizada na Floresta Nacional de Ibirama (Ibirama, SC). O eixo x corresponde aos tratamentos Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). No eixo y: a. diferença no número de rametas de *Hedychium coronarium*; b. diferença na altura média das rametas; c. diferença na cobertura por *H. coronarium*. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre resultados detectadas em contrastes a posteriori, com valores de p ajustados..... 44

Figura 5 - Média e erro padrão ao longo dos meses (eixo x) dos valores encontrados nas avaliações mensais do experimento realizado na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. No eixo y estão as variáveis: a. riqueza de espécies regenerantes; b. abundância de espécies regenerantes; c. cobertura por espécies regenerantes. As cores correspondem aos tratamentos Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). Datas de intervenções: Jul/17 – avaliação inicial e corte subsequente; Ago/17 – transposição de solo; Ago/17, Set/17, Jan/18 e Fev/18 – aplicações de herbicida; Jul/18 – avaliação final. 46

Figura 6 - Média e erro padrão da diferença entre os valores das avaliações final e inicial realizadas em julho/2018 e julho/2017 respectivamente na área de estudo localizada na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. O eixo x corresponde aos tratamentos Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). No eixo y: a. diferença na riqueza de espécies regenerantes; b. diferença na abundância de espécies regenerantes; c. diferença na cobertura das espécies regenerantes. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre resultados detectadas em contrastes a posteriori, com valores de p ajustados..... 48

Figura 7 - Representação gráfica da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da composição florística das parcelas nos diferentes tratamentos na área de estudo localizada na Floresta Nacional de Ibirama (Ibirama, SC, Brasil) nos meses de: a. janeiro/2018; b. julho/2018. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo); Herb (corte e aplicação de herbicida); Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo); Controle (sem intervenção)..... 50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Número total de espécies e abundância (entre parênteses) de espécies regenerantes por tratamento amostradas na avaliação final do experimento instalado na Floresta Nacional de Ibirama (Ibirama, SC, Brasil), classificadas por porte. Tanto espécies nativas como exóticas foram consideradas. Os tratamentos foram: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 44

Tabela 2 - Número total de indivíduos regenerantes (n) das cinco espécies nativas e exóticas mais abundantes em cada tratamento na avaliação final do experimento instalado na Floresta Nacional de Ibirama (Ibirama, SC, Brasil). As espécies exóticas estão indicadas com um asterisco. Os tratamentos foram: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 51

Tabela 3 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de número de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 71

Tabela 4 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos dados de número de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017, com valores de p ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 71

Tabela 5 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de altura de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 72

Tabela 6 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos dados de altura de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil)

realizada em julho/2017, com valores de p ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção)..... 72

Tabela 7 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de cobertura por *Hedychium coronarium* por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção)..... 73

Tabela 8 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos dados de cobertura por *Hedychium coronarium* por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017, com valores de p ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 73

Tabela 9 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de riqueza de espécies por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 74

Tabela 10 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos dados de riqueza de espécies por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017, com valores de p ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 74

Tabela 11 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de abundância por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 75

Tabela 12 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos dados de abundância de espécies regenerantes por tratamento na avaliação inicial da área de

estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017, com valores de p ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 75

Tabela 13 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de cobertura por regenerantes por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção)..... 76

Tabela 14 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos dados de cobertura por regenerantes por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017, com valores de p ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 76

Tabela 15 - Estatística do LMM ajustado aos resultados da diferença entre os números final e inicial de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento no experimento implementado na área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil). Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 77

Tabela 16 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do LMM aos resultados da diferença entre os números final e inicial de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento no experimento implementado na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. Os valores de p foram ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 77

Tabela 17 - Estatística do GLMM ajustado aos resultados da diferença na altura média final e inicial de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento no experimento implementado na área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil). Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 78

Tabela 18 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas sobre após ajuste do GLMM aos resultados da diferença entre a altura média final e inicial de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento no experimento implementado na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. Os valores de p foram ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção)..... 78

Tabela 19 - Estatística do LMM ajustado aos resultados da diferença na porcentagem de cobertura final e inicial de *Hedychium coronarium* por tratamento no experimento implementado na área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil). Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção)..... 79

Tabela 20 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do LMM aos resultados da diferença entre a porcentagem de cobertura final e inicial por *Hedychium coronarium* por tratamento no experimento implementado na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. Os valores de p foram ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção)..... 79

Tabela 21 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de incremento da riqueza de espécies por tratamento no experimento implementado na área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil). Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção)..... 80

Tabela 22 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos resultados da diferença entre a riqueza de espécies final e inicial por tratamento no experimento implementado na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. Os valores de p foram ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 81

Tabela 23 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de incremento da abundância por tratamento no experimento implementado

na área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil). Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). 81

Tabela 24 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos resultados da diferença entre a abundância de espécies final e inicial por tratamento no experimento implementado na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. Os valores de p foram ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção)..... 82

Tabela 25 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de incremento da cobertura de regenerantes por tratamento no experimento implementado na área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil). Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção)..... 82

Tabela 26 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos resultados da diferença entre a cobertura por espécies regenerantes final e inicial por tratamento no experimento implementado na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. Os valores de p foram ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção)..... 83

Tabela 27 - Lista de espécies encontradas durante as avaliações do experimento realizado na Floresta Nacional de Ibirama (Ibirama, SC, Brasil), por família. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). As espécies exóticas estão identificadas por um asterisco..... 85

Tabela 28 - Abundância de espécies regenerantes nativas e exóticas por tratamento observadas ao longo dos meses de Janeiro/2018 a Julho/2018 no experimento instalado na Floresta Nacional de Ibirama (Ibirama, SC, Brasil), classificadas por porte. Porte: L – Liana; H – Herbácea; A – Árvore; S – Arbusto, SA – Sub-arbusto. Os tratamentos foram: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). Espécies exóticas estão identificadas por um asterisco. 93

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 25
2 MATERIAL E MÉTODOS 32
2.1 SISTEMA DE ESTUDO 32
2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E COLETA DE DADOS 34
2.3 ANÁLISE DE DADOS 37
3 RESULTADOS 39
4 DISCUSSÃO 52
5 CONCLUSÃO 59
REFERÊNCIAS 61
APÊNDICE A – Resultados dos testes estatísticos 71
APÊNDICE B – Listas de Espécies 84

1 INTRODUÇÃO

Espécies exóticas invasoras (EEI) são aquelas que chegam, com ajuda humana, a um hábitat que não ocupavam anteriormente, estabelecem uma ou mais populações e se disseminam de forma autônoma a maiores distâncias (Simberloff, 2010). Este processo, denominado por Elton (1958) como invasão biológica, ocorre em etapas, que podem ser definidas de acordo com as barreiras que devem ser superadas (Richardson *et al*., 2000). A primeira etapa do processo de invasão é a introdução da espécie, por ação humana direta ou indireta, de modo a superar barreiras geográficas à sua ocorrência. A segunda etapa, após a qual a espécie é considerada estabelecida, ocorre quando barreiras ambientais são superadas e a espécie é capaz de estabelecer populações que se reproduzem por meio de sementes ou estruturas vegetativas, por pelo menos 10 anos, independentemente de intervenção humana. O passo seguinte, determinante para o estabelecimento de uma invasão, envolve superar barreiras à dispersão. Quando as populações estabelecidas têm a capacidade de se disseminar a partir dos locais onde houve a introdução para outros locais a distâncias maiores do que 100 metros (no caso de reprodução por sementes) ou dois metros por ano (no caso de reprodução vegetativa), em um intervalo de tempo de 50 anos, a espécie pode ser considerada exótica invasora (Richardson *et al*., 2000; Richardson & Pyšek, 2006).

Invasões por plantas exóticas podem afetar tanto o ambiente físico quanto os organismos em ecossistemas invadidos, e causar impactos em diferentes níveis de organização ecológica, indo desde o nível individual até impactos sobre ecossistemas (Pyšek & Richardson, 2010; Vilà *et al*., 2011). Ao nível de espécie, invasões por plantas exóticas podem afetar o *fitness* e o crescimento de espécies nativas. Ao nível de comunidade, podem causar alterações na produtividade, na riqueza e na abundância de espécies. Já ao nível de ecossistemas, podem causar impactos ao alterar, por exemplo, o pH, a disponibilidade de carbono, nitrogênio e fósforo e o teor de matéria orgânica (Vilà *et al*., 2011).

Um dos mecanismos pelos quais as plantas exóticas invasoras podem modificar a composição e diversidade de comunidades de plantas é a competição por recursos, como luz. *Fallopia japonica*, por exemplo, é uma espécie herbácea que se alastra por meio de rizomas formando densas aglomerações de até três metros de altura. Invasora em florestas ripárias na Pensilvânia, EUA, esta espécie, ao diminuir a quantidade de luz que chega ao solo, vem reduzindo a diversidade e abundância de espécies de sub-bosque e suprimindo o recrutamento de árvores (Wilson

et al., 2017). Outro exemplo aborda um estudo realizado em áreas de campos, no sul do Brasil, invadidas por tojo (*Ulex europaeus*), uma espécie arbustiva nativa da Europa (León Cordero *et al*., 2016). Foram encontradas diferenças na composição de espécies em áreas invadidas, que ainda apresentaram menor diversidade e cobertura por espécies nativas, além de aumento na abundância de espécies lenhosas e diminuição de gramíneas sob as copas deste arbusto. Segundo os autores, a presença da espécie pode facilitar o estabelecimento de algumas formas de vida e inibir o estabelecimento de outras, possivelmente devido ao sombreamento, acidificação do solo e retenção da precipitação.

Atualmente, as unidades de conservação são a principal estratégia de conservação em grande parte do mundo, e há indícios de que realmente estejam contribuindo não somente para a conservação da biodiversidade como também para o bem-estar de populações humanas (Leverington *et al*., 2010). Entretanto, as unidades de conservação não estão imunes à invasão biológica. Os impactos causados por EEI nestas áreas podem ter implicações econômicas inclusive ao afetar o turismo e ao acarretar custos para controle das espécies exóticas invasoras (Sakai *et al*., 2001; Pyšek & Richardson, 2010; Foxcroft *et al.*, 2013). Na reserva Kaupulehu (Havaí, EUA), por exemplo, o aumento da frequência de incêndios devido ao acúmulo de biomassa resultante da invasão de florestas secas pela gramínea africana *Pennisetum setaceum* levou à destruição de grande parte destas florestas (Questad *et al*., 2012). A invasão por espécies exóticas constitui uma grande ameaça à capacidade das unidades de conservação de conservar biodiversidade e de prestar serviços ecossistêmicos fundamentais ao bem-estar humano (Foxcroft *et al*., 2013), de modo que é necessário manejar estas áreas de forma a prevenir impactos causados por invasões biológicas.

A melhor estratégia para se lidar com invasões biológicas é a prevenção, uma vez que os custos relacionados a programas de controle de longo prazo podem ser altos. Um exemplo é a invasão pela liana asiática *Pueraria montana*, introduzida como ornamental na América do Norte, onde forma densas populações sobre a vegetação (Lindgren *et al*., 2013). Desta forma, destrói pomares, plantações e reflorestamentos. Em florestas nativas, domina rapidamente as clareiras, impedindo o estabelecimento de espécies pioneiras nativas (Lindgren *et al*., 2013). Além disso, causa interrupções no fornecimento de luz ao danificar linhas de transmissão e pode provocar descarrilhamento de trens ao invadir ferrovias. Os custos de seu controle, de cerca de U$500 por hectare/ano por um período de cinco anos, podem ser mais altos do que os lucros obtidos em plantios de florestas de pinheiros, o que causou abandono de

áreas anteriormente produtivas. Os altos custos para controle da espécie em parques, florestas plantadas, ferrovias e linhas de transmissão acarretados pela invasão desta EEI, além da ameaça aos ecossistemas, poderiam ter sido evitados se sua introdução tivesse sido prevenida. Estudos de impacto prévios à introdução de espécies, identificação de áreas mais vulneráveis a invasões, identificação de rotas de entrada de espécies exóticas invasoras são alguns exemplos de ações que podem subsidiar a prevenção de invasões biológicas (McGeoch *et al*., 2016).

Quando a prevenção falha, outras abordagens precisam ser consideradas. Segundo Simberloff, (2010), uma delas é a erradicação, que consiste na completa retirada da EEI do ambiente invadido. Para se ter sucesso, deve ser realizada o mais rápido possível após a introdução da espécie, o que depende de um monitoramento rigoroso para a detecção precoce da presença da espécie e ação imediata de manejo. Outra medida de manejo é o controle, que almeja restringir a abundância e/ou a distribuição das EEI a limites pré-estabelecidos, de forma a reduzir sua competitividade e permitir às espécies nativas a sua recuperação (Simberloff, 2010).

Efeitos duradouros da presença de espécies exóticas invasoras nos ambientes invadidos, conhecidos como *legacy effects*, podem dificultar a recolonização destes ambientes por espécies nativas após a retirada da EEI (Gaertner *et al.*, 2012). Segundo Mostert *et al*. (2017), o potencial de recuperação da flora nativa em áreas de *fynbos* na África do Sul, após remoção de espécies exóticas invasoras, varia em função do número de ciclos de invasão ocorridos e da EEI. O estudo comparou áreas invadidas por duas espécies arbóreas, *Acacia saligna* (nativa da Austrália) e *Pinus radiata* (nativa da costa da Califórnia e do México). Após o controle, observou-se que áreas anteriormente ocupadas por *A. saligna* tinham maior cobertura por espécies exóticas invasoras do que áreas previamente ocupadas por *P. radiata*. Segundo os autores, o aumento na disponibilidade de nutrientes do solo provocado por *A. saligna* favorece o estabelecimento de EEI herbáceas, por estas serem mais competitivas do que as nativas, que estão adaptadas a um ambiente de recursos limitados. Estes efeitos podem ser persistentes, como observado por Maclean *et al*. (2017), que observaram áreas invadidas por *Rhododendron ponticum* (nativa da península ibérica e do leste europeu) na Escócia após a remoção da espécie. Alterações na composição de espécies devido à depleção no banco de sementes causada pela presença da EEI foram observadas 30 anos após a remoção da mesma. Portanto, não se deve pressupor que a recuperação de áreas invadidas ocorra naturalmente após a remoção de espécies exóticas invasoras, sendo frequentemente

necessárias outras intervenções para a restauração destas áreas (Maclean *et al*., 2017).

A restauração ecológica consiste na tentativa de se retornar aos níveis naturais de variação da composição, dinâmica e estrutura de um ecossistema que tenha sofrido degradação (Palmer *et al.*, 2016). A abordagem para a restauração de uma área invadida depende do grau de degradação causado ao ecossistema, o que pode afetar sua resiliência. Gaertner *et al.* (2012) propõem um roteiro para tomada de decisão quanto à abordagem e ao objetivo na restauração de ecossistemas invadidos baseado no tipo e grau de alterações sofridas. Caso o ecossistema tenha sofrido apenas alterações bióticas incipientes, como mudanças na composição da vegetação, a retirada da espécie exótica invasora pode ser suficiente para possibilitar a recuperação do mesmo. Por outro lado, alterações nos ecossistemas que permanecem após a remoção da EEI, como alterações nas condições abióticas, que podem ser equiparadas aos *legacy effects*, são um indicador de que a restauração ativa será necessária. Neste cenário, compreender a resposta inicial da assembleia vegetal ao controle da EEI é um valioso subsídio para a tomada de decisões quanto à abordagem de manejo necessária para restauração (Gaertner *et al.* (2012).

A composição de espécies da assembleia em um local é influenciada pelas diferentes capacidades das plantas para enfrentar as condições do ambiente. Deste modo, depende das diferenças na performance das espécies (influenciada por disponibilidade de recursos e competição, por exemplo), diferenças na disponibilidade de espécies (influenciada pela disponibilidade de vetores para dispersão, conectividade, banco de sementes) e da disponibilidade de hábitat (Pickett & Cadenasso, 2005). HilleRisLambers *et al*. (2012) descrevem os processos envolvidos na montagem de comunidades, iniciando com uma amostra do *pool* regional de espécies que, por meio de dispersão e/ou acaso, chega a um novo local. Neste ambiente as espécies são submetidas aos filtros ambientais, de fatores abióticos e bióticos, para então compor uma comunidade. Uma vez estabelecidas, as espécies continuam a interagir, afetando não apenas umas às outras como também o ambiente.

Um exemplo de como esses processos agem sobre o estabelecimento de espécies foi observado por Minden *et al*. (2010), em áreas de floresta úmida montana dominadas pela EEI *Hedychium gardnerianum*, no Havaí. Os autores analisaram a composição florística dos diferentes estratos da floresta seis anos após o controle de *H. gardnerianum* com herbicida, e compararam com áreas não manejadas. Foi observada a recolonização por espécies nativas nos estratos herbáceo

e arbóreo, o que era esperado, uma vez que a proximidade das áreas manejadas com áreas de florestas nativas poderia facilitar a chegada de propágulos. Entretanto, a abundância de indivíduos nas áreas manejadas foi inferior à encontrada em áreas de vegetação nativa nunca invadidas. Observou-se ainda que a EEI reinvadiu parte dos locais manejados onde, graças a uma redução na disponibilidade de luz provocada pela sua alta densidade, houve redução no estabelecimento de plântulas de árvores nativas. Além disso, alterações causadas por *H. gardnerianum* nos ecossistemas invadidos, como sombreamento e acúmulo de matéria orgânica no solo, facilitaram o estabelecimento de outra EEI, *Psidium cattleianum*. Deste modo, a presença de *H. gardnerianum* no ambiente modifica os filtros abiótico (luz) e biótico (ao facilitar a presença de outra EEI) pelo qual as espécies nativas precisam passar para se estabelecerem na comunidade. Sendo assim, é bastante provável que o controle da EEI não seja suficiente para restaurar áreas invadidas, em virtude dos *legacy effects*.

Considerando que o controle de EEI isoladamente pode não ser o suficiente para garantir a restauração da área manejada, técnicas de restauração que promovam processos naturais de sucessão podem acelerar a ocupação de áreas manejadas por espécies nativas, o que pode torná-las mais resistentes a possíveis reinvasões e, portanto, aumentar a chance de sucesso no controle e na restauração. Uma destas técnicas, a transposição de solo, consiste da retirada da camada superficial do solo de uma comunidade vegetal local, em estágio sucessional mais avançado, e aplicação deste material sobre o solo da área a ser restaurada. Esta técnica visa aumentar a probabilidade de recolonização do solo por microorganismos, e introduzir propágulos e sementes (Siminski & Tres, 2014). A transposição de solo pode proporcionar aumento na riqueza de espécies nas áreas manejadas, uma vez que a diversidade encontrada em bancos de sementes no solo pode ser maior do que a das comunidades estabelecidas, o que os torna valiosos reservatórios de biodiversidade (Vandvik *et al*., 2016).

Experimentos sobre o uso de transposição de solo na recuperação de áreas degradadas tiveram resultados promissores, principalmente quanto ao enriquecimento de espécies nas áreas manejadas (Jacovac, 2007; Rodrigues *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2015; Piaia *et al.*, 2017). O uso bem-sucedido da técnica em áreas previamente ocupadas por espécies exóticas invasoras também foi documentado. Áreas de Cerrado invadidas por *Urochloa decumbens* (gramínea africana) e manejadas com transposição de solo apresentaram aumento de riqueza e cobertura de gramíneas nativas (Pilon *et al*., 2018). Em um estudo comparando seis

técnicas de restauração em áreas de mata ciliar em Santa Catarina previamente ocupadas por *Pinus elliottii*, observou-se que a transposição de solo e a chuva de sementes foram as técnicas que proporcionaram valores mais elevados de densidade de indivíduos (Schorn *et al.*, 2010).

Hedychium coronarium J. Koenig (Zingiberaceae) é uma espécie herbácea rizomatosa, originária do Himalaia, que é considerada invasora em países como Kênia, África do Sul, Austrália, EUA, Cuba e Brasil (ISSG, 2007; Motooka, 2002; Sampaio & Schmidt, 2013; Witt *et al*., 2018). Esta EEI forma densas colônias por meio de propagação vegetativa de seus rizomas (Kissmann & Groth, 1997; Manish, 2013). Há evidência de que o sombreamento causado por estes adensamentos funcione como uma barreira ao estabelecimento de plântulas de espécies nativas (Haider *et al*., 2016).

Conhecida no Brasil como lírio-do-brejo, a espécie está presente em diversas unidades de conservação (Ziller & Dechoum, 2013; I3N Brasil, 2019), entre as quais a Floresta Nacional (FLONA) de Ibirama. Esta FLONA é uma unidade de conservação federal de 520 hectares localizada no município de Ibirama, SC, Brasil. Sua cobertura vegetal predominante é de Floresta Tropical Atlântica, porém, cerca de dois hectares se encontram invadidos por *H. coronarium*.

Tentativas de controle de *H. coronarium* no Havaí com aplicações foliares de herbicidas mostraram que a espécie é sensível ao Picloram; muito sensível ao Metsulfuron e moderadamente sensível ao Triclopir (CTAHR, 2003). No Brasil, uma comparação entre métodos de controle por arranquio e por roçada determinou que o arranquio pode ser considerado o mais eficaz (Maciel, 2011). Em um esforço para estabelecer métodos de controle para diversas espécies exóticas invasoras, Dechoum & Ziller (2013) determinaram que, para *Hedychium coronarium*, dentre dez métodos testados, a aspersão foliar de herbicida à base de Triclopir + Fluroxipir a 2% foi o mais eficaz, seguido pelo método de aspersão foliar de Glifosato a 3%. Além disso, foram realizados testes para diferentes agentes de controle biológico, como a bactéria *Ralstonia solanacearum* (Anderson & Gardner, 1999) e diversas espécies de fungos (Soares & Barreto, 2008), os quais não geraram resultados promissores.

O presente estudo visa avaliar a resposta da assembleia vegetal em uma área invadida por *H. coronarium* na Floresta Nacional de Ibirama após o manejo desta EEI com herbicida e posterior transposição de solo. A hipótese a ser testada é de que ao associar a transposição de solo ao controle da espécie exótica invasora pelo uso de herbicida serão observadas maiores riqueza e abundância de espécies nestas áreas em comparação às áreas manejadas exclusivamente com herbicida, às áreas

nas quais será feita somente a transposição de solo e áreas nas quais a espécie não será manejada.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 SISTEMA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se dentro da Floresta Nacional (FLONA) de Ibirama, Unidade de Conservação (UC) federal com cerca de 520 ha situada na região do Vale do Itajaí, na Bacia do Rio Itajaí (coordenadas geográficas -27,039573º S, -49,471389º W). O clima na região é do tipo Cfa segundo a classificação de Koeppen, ou Subtropical constantemente úmido (ICMBio, 2008). No ano de 2017, a precipitação total na região foi entre 1400 e 1600 mm, e a temperatura média anual ficou entre 18 e 20ºC (INMET, 2018). De acordo com o Plano de Manejo desta UC, aproximadamente 460 ha de sua área estão cobertos por vegetação nativa (Floresta Ombrófila Densa Montana e Submontana), a maior parte composta por floresta secundária em estágio avançado de regeneração. O restante é coberto por fragmentos de floresta primária e áreas em estágios sucessionais inicial e intermediário. Há seis espécies exóticas invasoras documentadas na UC, dentre estas, *Hedychium coronarium*[1] (ICMBio, 2008).

A espécie *Hedychium coronarium* J Köenig (Zingiberaceae) é uma erva perene originária das regiões do Nepal e da Índia próximas ao Himalaia, onde ocorre em altitudes de até 1900 metros. A partir de seus rizomas erguem-se os pseudocaules (ora designados como rametas) de cerca de dois metros de altura, com folhas alternas oblongo-lanceoladas, inflorescências terminais com flores brancas trímeras, zigomorfas, perfumadas. Os frutos são elipsoides a oblongos, com cerca de 22-25 mm, contendo numerosas sementes de cerca de 5 mm laranja-avermelhadas (Chiba, 2014).

Apesar de se encontrar ameaçada de extinção em sua região de origem, devido ao uso popular como planta medicinal, *H. coronarium* foi disseminada por ação humana, havendo no Brasil populações estabelecidas em diferentes Biomas como Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (Zenni & Ziller, 2011; Manish, 2013). Entre os impactos causados por esta espécie estão a obstrução do fluxo de água em canais, riachos e áreas úmidas e, além disso, sua rápida propagação vegetativa impede a ocupação do hábitat por espécies nativas (CABI, 2014; Haider *et al*., 2016). Além da propagação vegetativa, a espécie também se reproduz sexuadamente. Há registros de dispersão de espécies do gênero

---

[1]Esta foi erroneamente identificada no Plano de Manejo como *Hedychium coccineum.*

Hedychium em florestas primárias do Havaí e Ilhas Reunião por meio de aves (Rejmánek, 1996). Ao se alimentar do arilo das sementes de *H. gardnerianum*, aves podem facilitar a dispersão da espécie, o que pode tornar imprevisível o estabelecimento de novas populações e, consequentemente, mais difícil o controle de populações da espécie.

Introduzida em propriedades na microbacia do Ribeirão do Coxo, o lírio-do-brejo se alastrou pelas margens do rio, a montante da FLONA, propagando-se em direção à esta. A espécie estabeleceu uma colônia às margens da lagoa formada pela barragem do Ribeirão do Coxo, dentro da UC. Esta área, sujeita a alagamentos ocasionais, principalmente durante a primavera, vem recebendo depósito de aluvião, que causa assoreamento das margens do rio e formação de bancos de areia na lagoa. Estes depósitos vêm sendo rapidamente colonizados por *H. coronarium*, constatando-se, atualmente, uma área de 0,64 ha com ocupação da espécie (coordenadas geográficas -27,038368º S, -49,470281º W). O presente estudo foi realizado nesta área.

Além da ocupação da lagoa da barragem, a espécie ocupou as margens do rio à jusante, após a vertente da barragem, e também está presente ao longo da estrada que acompanha o rio (coordenadas geográficas -27,040584º S, -49,469870º W). Esta última área, de 1,23 ha, é mais estreita e tem menor continuidade quanto à colonização por lírio-do-brejo, principalmente nos locais mais secos. Esta descontinuidade sugere que esteja ocorrendo estabelecimento de indivíduos não somente pela propagação dos rizomas (e emissão de rametas), como também oriundos da dispersão e germinação de sementes (designados como genetas).

Almeida (2015) ressaltou o elevado potencial invasor de *Hedychium coronarium* ao detectar plasticidade fenotípica da espécie em diferentes ambientes: quando em ambiente não-alagado, há maior acúmulo de amiloplastos em seu rizoma, uma adaptação a condições menos favoráveis que contribui para que a espécie possa ocupar uma gama maior de ambientes. A autora afirma ainda que a espécie pode rebrotar a partir de pequenos fragmentos do rizoma, o que deve ser considerado ao determinar as técnicas de manejo a serem empregadas, de forma a evitar que uma tentativa de controle, como arranquio, por exemplo, acabe por promover a sua dispersão para outros locais.

2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E COLETA DE DADOS

O experimento, instalado entre os dias 18 e 22 de julho de 2017, foi delineado em 12 blocos casualizados, cada um composto por quatro parcelas de 1 m^2, resultando em um total de 48 parcelas. As parcelas foram estabelecidas em intervalos de um metro, de modo a impedir a influência dos tratamentos em rametas de parcelas vizinhas, uma vez que os rizomas da espécie podem atingir até 60 cm, de acordo com medições feitas na área de estudo. Dentro de cada bloco, cada parcela foi aleatoriamente selecionada para receber um dos seguintes tratamentos:

"Solo" - Corte e transposição de solo;

"Herb" - Corte e aplicação foliar de herbicida à base de Glifosato a 3% sobre rebrotas de *H. coronarium*;

"Solo+Herb" - Corte, aplicação foliar de herbicida à base de Glifosato a 3% sobre rebrotas de *H. coronarium* e transposição de solo;

"Controle" - sem intervenção.

As parcelas foram delimitadas por estacas de madeira e no espaço entre as parcelas e entre blocos a vegetação foi roçada periodicamente, conforme necessidade, mantendo a altura das rametas inferior a 15 cm. A distância mínima entre blocos foi de quatro metros.

Antes da aplicação dos tratamentos, as parcelas foram avaliadas quanto ao número de rametas de *H. coronarium*, altura média das rametas (média de dez rametas selecionadas ao acaso), porcentagem de cobertura por *H. coronarium* e por outras espécies (nativas e exóticas), riqueza de espécies (todas exceto *H. coronarium*) e abundância de indivíduos por espécie (todas exceto *H. coronarium*). As porcentagens de cobertura por *H. coronarium* e por outras espécies foram estimadas visualmente, e classificadas da seguinte forma: Classe 1: 0 - 5% de cobertura (mediana: 3%); Classe 2: 5 - 25% (mediana: 15%); Classe 3: 25 - 50% (mediana: 37,5%); Classe 4: 50 - 75% (mediana: 62,5%); Classe 5: 75 - 95% (mediana: 85%); Classe 6: 95 - 100% (mediana: 97,5%) (Daubenmire, 1959). Os valores de medianas foram utilizados posteriormente nas análises estatísticas. Nesta ocasião, as rametas foram cortadas com facão rente ao solo nas parcelas dos tratamentos "Solo", "Herb" e "Solo+Herb".

Cerca de um mês após o corte (16/08/2017), as rebrotas receberam aplicação pontual e direcionada de herbicida quando atingiram aproximadamente 15 cm de altura. A aplicação foi realizada com pulverizador manual de 1,25 lt (marca Guarany) nas parcelas dos tratamentos Herb e Solo+Herb. O herbicida utilizado (Nortox 480 br) tem como princípio ativo o Glifosato, aplicado na concentração de 3% com adição de corante para uma melhor visualização das plantas já tratadas,

conforme metodologia descrita por Dechoum & Ziller (2013). O Glifosato provoca a morte de plantas ao impedir a síntese de aminoácidos necessários ao crescimento e sobrevivência das mesmas, e pelo efeito de seu metabólito AMPA em vários processos metabólicos (Tu *et al*., 2001; Gomes *et al*., 2014). Anteriormente considerado como um princípio ativo de baixa toxicidade (Tu *et al*., 2001; Duke & Powles, 2008), atualmente há indícios de que maiores estudos são necessários para determinar níveis de segurança no uso do Glifosato. Os indícios de toxicidade são possivelmente relacionados a mudanças na forma de uso (como dessecante pré-colheita, por exemplo) e ao surgimento de resistência ao princípio ativo, que resultaram na aplicação de quantidades maiores de herbicida na produção de alimentos destinados ao consumo humano e animal (Myers *et al*., 2016). Como ferramenta para controle de espécies exóticas invasoras, o uso de herbicidas é eficiente e seguro desde que sejam tomados os cuidados apropriados, sendo muitas vezes o único método disponível (Simberloff, 2013). No presente estudo foram tomados cuidados quanto à segurança durante a aplicação, como o uso de equipamentos de proteção individual e pulverizador, que minimizam riscos de exposição ao produto. O uso de jato contínuo, direcionado, corante e a aplicação sobre rebrotas proporcionam o efeito esperado com uso de menor volume de herbicida em relação à aspersão foliar sobre as rametas em sua altura máxima (Dechoum & Ziller, 2013).

Nos dois dias seguintes à aplicação do controle químico, foi feita a transposição de solo nas parcelas dos tratamentos Solo e Solo+Herb (Figura 1). O solo utilizado para transposição foi coletado em duas áreas próximas, dentro da FLONA de Ibirama (coordenadas geográficas: -27,044764º S, -49,458728º W e -27,037943º S, -49,461157º W). Estas áreas são cobertas por floresta nativa em estágio sucessional avançado, conforme as Resoluções CONAMA 04/1994 e 388/2007. As áreas de coleta tinham fisionomia similar, sendo caracterizadas por uma grande abundância de *Euterpe edulis* e predominância de espécies das famílias Myrtaceae, Lauraceae, Euphorbiaceae e Rubiaceae, com epífitas em abundância (ICMBIO, 2008). Após a coleta, o solo foi depositado na carreta de um trator, onde foi revolvido, de maneira a misturar e homogeneizar as porções coletadas em cada área, e transportado para posterior aplicação sobre as parcelas. Uma camada de cerca de cinco centímetros de espessura do solo coletado foi depositada nas parcelas dos tratamentos Solo e Solo+Herb.

Cerca de um mês depois, no dia 19/09/2017, foi realizada a primeira das 11 avaliações mensais do experimento posteriores à aplicação das medidas de manejo pertinentes à cada tratamento. Foram

determinados o número e altura média de rametas de *H. coronarium* rebrotadas, a porcentagem de cobertura por *H. coronarium*, e a riqueza, abundância e porcentagem de cobertura de espécies regenerantes (todas exceto *H. coronarium*, tanto nativas quanto exóticas). Nesta ocasião, observou-se que o herbicida não proporcionou o efeito esperado, sendo que grande parte das rebrotas tratadas continuaram crescendo, ainda que mais lentamente e apresentando amarelecimento das folhas. Portanto, foi realizada nova aplicação do herbicida, repetindo o procedimento anterior.

Nos meses seguintes foram avaliados os mesmos parâmetros já mencionados acima, havendo uma terceira aplicação de herbicida no dia 19/01/2018, e uma quarta aplicação no dia 16/03/2018. As espécies presentes nas parcelas foram identificadas e classificadas quanto ao porte (Klein, 1979; Reflora, 2018) e origem (nativa ou exótica) (*Tropicos*, 2018; Reflora, 2018).

a

b

c d

Figura 1 - a. Área 1 de coleta de solo para transposição (coordenadas geográficas: -27,044764º S, -49,458728º W); b. Área 2 de coleta de solo para transposição (coordenadas geográficas: -27,037943º S, -49,461157º W); c. Solo coletado armazenado sobre carreta; d. Parcela após aplicação de camada de solo em experimento realizado na área de estudo localizada na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil.

2.3 ANÁLISE DE DADOS

Os dados coletados na avaliação inicial do experimento, antes da aplicação dos tratamentos, foram analisados por meio de Modelos Generalizados Lineares Mistos (GLMM) para detectar diferenças entre as parcelas destinadas aos diferentes tratamentos quanto às variáveis resposta. Ainda que os dados desta análise tenham sido coletados antes da aplicação dos tratamentos, foram considerados como efeito fixo os tratamentos e como efeito aleatório os blocos, para efeitos de avaliação da uniformidade da área de estudo.

Foram ajustados GLMM com distribuição de Poisson e função de ligação logarítmica para a relação entre as variáveis resposta número de rametas, riqueza e cobertura de regenerantes e a variável explanatória (tratamento). Foram ajustados modelos com distribuição normal e função de ligação logarítmica para a relação entre as variáveis resposta altura

média das rametas e porcentagem de cobertura por *H. coronarium* e os tratamentos. A variável abundância teve modelo ajustado com distribuição de Poisson e função de ligação quadrática.

Para avaliar diferenças nas respostas aos tratamentos ao final do experimento, foram utilizadas como variáveis resposta as diferenças entre os valores da última avaliação do experimento e os valores da avaliação inicial (antes da aplicação dos tratamentos) para os parâmetros observados. Os tratamentos foram inseridos nos modelos como efeito fixo e os blocos como efeito aleatório. Foram ajustados Modelos Lineares Mistos (LMM) para a relação entre as variáveis resposta número de rametas rebrotadas e porcentagem de cobertura por *H. coronarium* e a variável explanatória (tratamento), uma vez que estas variáveis atenderam ao pressuposto de normalidade dos resíduos. Às demais variáveis resposta, foram ajustados GLMM. As variáveis resposta riqueza e abundância de regenerantes tiveram modelos ajustados com distribuição de Poisson e função de ligação logarítmica. A variável altura média das rametas teve modelo ajustado com distribuição normal para a variável resposta e função de ligação inversa. Já a porcentagem de cobertura por regenerantes teve modelo ajustado com distribuição Binomial Negativa para a variável resposta. A validação dos modelos foi feita a partir da análise gráfica de resíduos. Foram estabelecidos contrastes entre os fatores da variável explanatória para cada modelo, e ajustados os valores de p para múltiplas comparações pelo método de Holm-Bonferroni (Holm, 1979).

Diferenças entre os tratamentos quanto à composição de espécies regenerantes das parcelas foram avaliadas por meio de Análise de Coordenadas Principais (PCoA). Para tanto, matrizes de abundância por parcela por tratamento foram construídas para os meses de janeiro e julho de 2018. A partir desses dados, matrizes de dissimilaridade na composição de espécies baseadas no índice de Bray-Curtis foram utilizadas para a representação gráfica por meio da PCoA e para comparação por meio de Análises de Variância Multivariada Permutacionais (Permanova). As análises foram realizadas para os dados de janeiro e de julho de 2018, com todos os tratamentos, utilizando os dados de abundância por espécie das parcelas nos meses de janeiro e julho de 2018. Todas as análises foram realizadas em ambiente RStudio versão 1.0.153 (R Core Team, 2017), tendo sido utilizados os pacotes lme4 (Bates *et al.*, 2015), multcomp (Hothorn *et al.*, 2008), vegan (Oksanen *et al.*, 2017), sciplot (Morales, 2017), car (Fox & Weisberg, 2011), MASS (Venables & Ripley, 2002) e ggplot2 (Wickham, 2009).

3 RESULTADOS

Na avaliação inicial da área de estudo, realizada antes da aplicação dos tratamentos, foram encontradas diferenças apenas quanto ao número de rametas (Figura 2a) entre as parcelas destinadas aos diferentes tratamentos: as parcelas destinadas ao tratamento Herb (média = 65,5 ± erro padrão = 6,6) apresentaram mais rametas do que aquelas destinadas ao tratamento Solo (52,7 ± 7,4) e ao Controle (52 ± 3,5). As parcelas destinadas ao tratamento Solo+Herb (59,1 ± 6,9) não diferiram das demais (Apêndice A: Tabelas 3 e 4). A altura média das rametas (Figura 2b) foi de 2,25 m (± 0,08) no tratamento Solo, 2,24 m (± 0,05) no tratamento Herb, 2,14 m (± 0,07) no tratamento Solo+Herb e 2,23 m (± 0,05) no Controle, não havendo diferença entre as parcelas destinadas aos diferentes tratamentos (Apêndice A: Tabelas 5 e 6). Quanto à porcentagem de cobertura por *H. coronarium* (Figura 2c) foram encontrados valores de 49,% (± 9,26) no tratamento Solo, 53,80% (± 9,64) no tratamento Herb, 57,08% (± 8,61) no tratamento Solo+Herb e 50,83% (± 6,8) no Controle, não havendo diferenças entre as parcelas destinadas aos diferentes tratamentos (Apêndice A: Tabelas 7 e 8).

Na avaliação inicial, foram encontrados indivíduos de outras espécies em cinco das 48 parcelas do experimento (Figura 2d). Destas cinco parcelas, cada uma continha apenas uma espécie, não havendo diferença na riqueza entre as parcelas destinadas aos diferentes tratamentos (Apêndice A: Tabelas 9 e 10). Foram registradas três espécies *Cyperus* sp. (Cyperaceae), *Sphagneticola trilobata* (Asteraceae) e *Brugmansia suaveolens* (Solanaceae), sendo esta última uma espécie exótica. Quanto à abundância inicial (Figura 2e), em três das cinco parcelas onde havia outras espécies foi encontrado apenas um indivíduo, e quanto às demais, uma continha dois e outra três espécimes de *B. suaveolens*. Não houve diferença entre as parcelas destinadas aos diferentes tratamentos (Apêndice A: Tabelas 11 e 12). A porcentagem de cobertura por espécies regenerantes foi semelhante (Figura 2f) entre as parcelas destinadas aos diferentes tratamentos, variando entre 3% (± 0) (Solo e Controle) e 4% (± 1) (Herb e Solo+Herb) (Apêndice A: Tabelas 13 e 14).

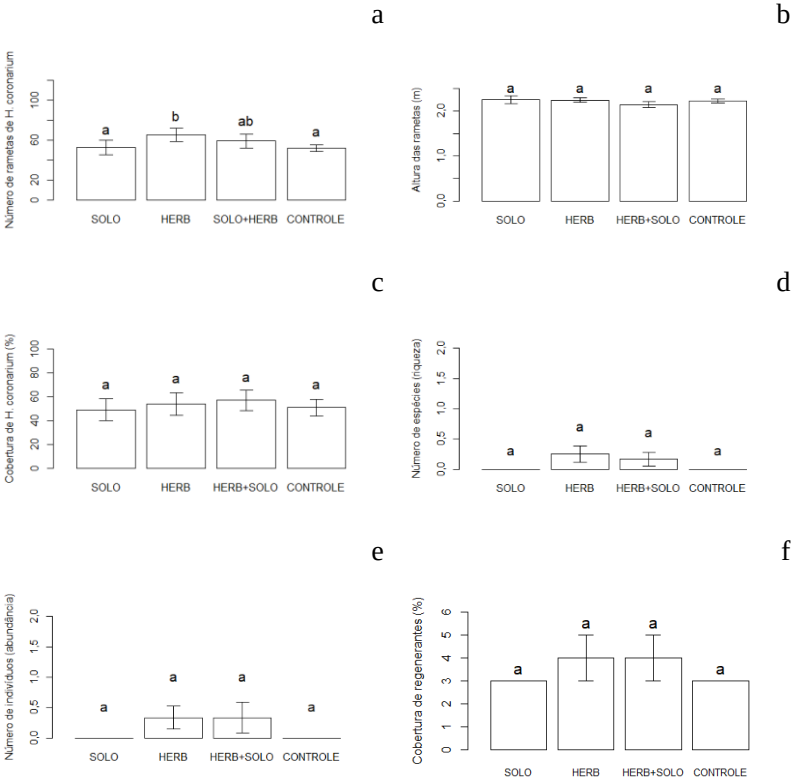


Figura 2 - Média e erro padrão das variáveis conforme dados da avaliação inicial das parcelas destinadas aos diferentes tratamentos, realizada em julho/2017 na área de estudo localizada na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. O eixo x corresponde aos tratamentos Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). No eixo y: a. número de rametas de *Hedychium coronarium*; b. altura média das rametas; c. cobertura por *H. coronarium*; d. riqueza de espécies regenerantes; e. abundância de espécies regenerantes; f. cobertura por espécies regenerantes. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre resultados detectadas em contrastes a posteriori, com valores de p ajustados.

Ao longo dos meses foram observadas diferenças na evolução do número de rametas entre tratamentos (Figura 3a): parcelas dos tratamentos Herb e Solo+Herb tiveram diminuição progressiva e parcelas do tratamento Solo e do Controle tiveram aumento progressivo no número de rametas. Ao final do experimento, o número de rametas (Figura 4a) foi maior que o inicial nas parcelas do Controle (46,4 ± 5,6) e do tratamento Solo (57,8 ± 6,3) e menor nas parcelas dos tratamentos Herb (-63,3 ± 6,8) e Solo+Herb (-56,9 ± 7,2) (Apêndice A: Tabelas 15 e 16).

A altura média das rametas diminuiu cerca de 0,5 m nos primeiros meses em relação ao valor inicial e depois variou pouco ao longo dos meses nas parcelas dos tratamentos Solo e Controle (Figura 3b). Nos tratamentos Herb e Solo+Herb houve uma diminuição mais acentuada nos primeiros meses, seguida de algumas oscilações e nova queda nos últimos meses. A diferença entre a altura final e a inicial (Figura 4b) foi maior nos tratamentos Herb (-1,88 m ± 0,10) e Solo+Herb (-1,77 m ± 0,10) em relação ao tratamento Solo (-0,65 m ± 0,06) e o Controle (-0,63 m ± 0,05) (Apêndice A: Tabelas 17 e 18).

De forma semelhante ao número de rametas, a porcentagem de cobertura por *H. coronarium* aumentou gradualmente nas parcelas que não receberam herbicida e diminuiu nas parcelas tratadas com herbicida (Figura 3c). Ao final do experimento, os valores desta variável aumentaram em relação aos valores da avaliação inicial (Figura 4c) nas parcelas do tratamento Solo (40,4 ± 7,9) e do Controle (38,3 ± 6,6) e diminuíram nas parcelas dos tratamentos Herb (-50,8 ± 9,6) e Solo+Herb (-54,1 ± 8,6) (Apêndice A: Tabelas 19 e 20).

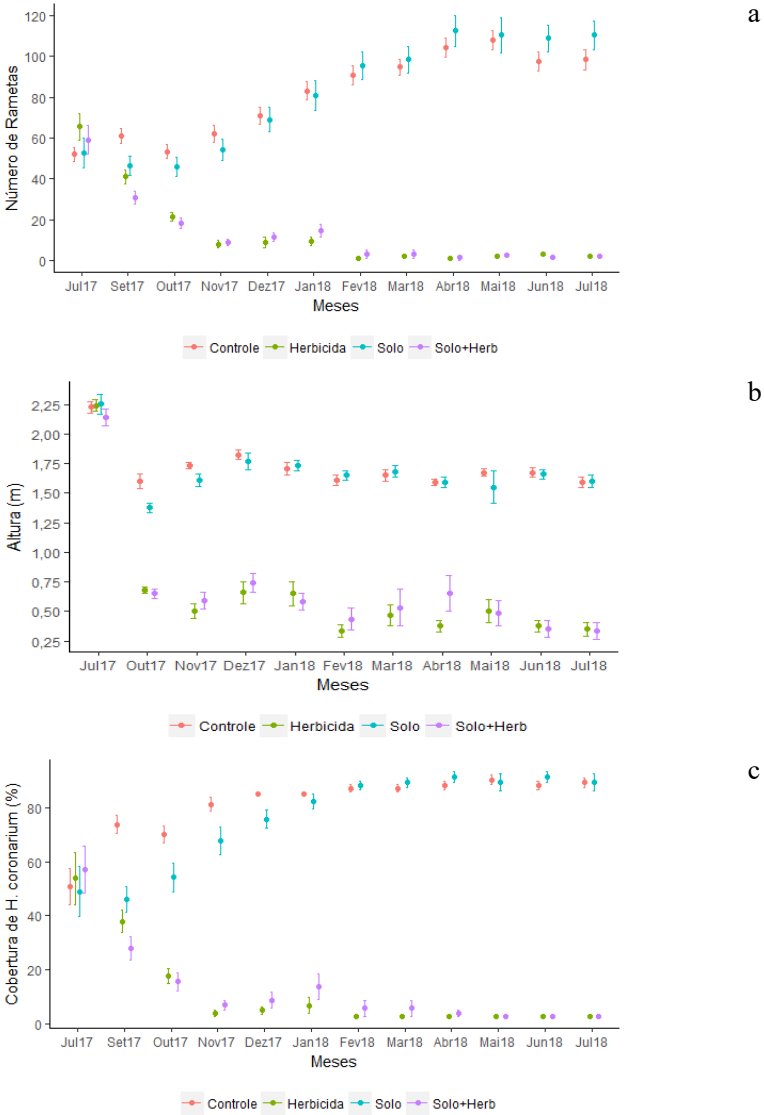
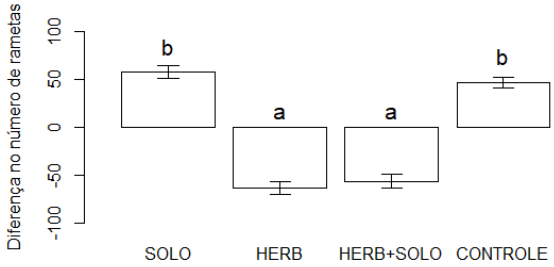


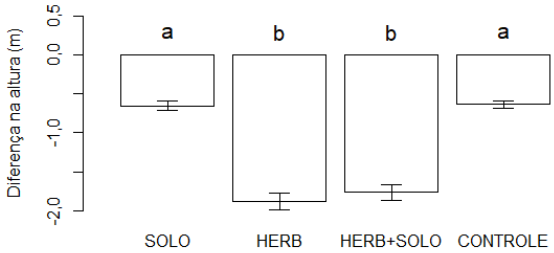
Figura 3 - Média e erro padrão ao longo dos meses (eixo x) das variáveis: a. número de rametas de *Hedychium coronarium*; b. altura média de rametas; c. cobertura por *H. coronarium*. As cores correspondem aos tratamentos Solo (corte e transposição de solo),

Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). Datas de intervenções: Jul/17 – avaliação inicial e corte subsequente; Ago/17 – transposição de solo; Ago/17, Set/17, Jan/18 e Fev/18 – aplicações de herbicida; Jul/18 – avaliação final.

a



b



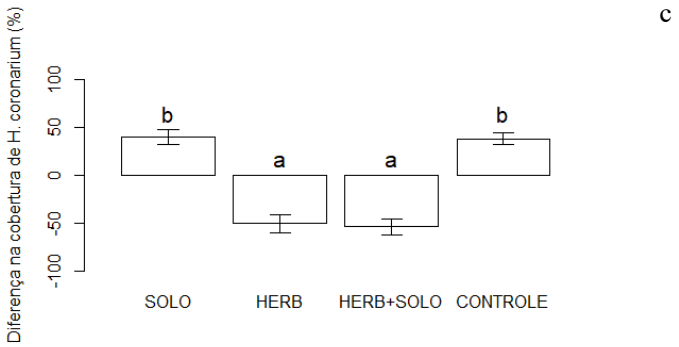


Figura 4 - Média e erro padrão da diferença entre os valores das avaliações final (julho/2018) e inicial (julho/2017) na área de estudo localizada na Floresta Nacional de Ibirama (Ibirama, SC). O eixo x corresponde aos tratamentos Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). No eixo y: a. diferença no número de rametas de *Hedychium coronarium*; b. diferença na altura média das rametas; c. diferença na cobertura por *H. coronarium*. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre resultados detectadas em contrastes a posteriori, com valores de p ajustados.

Ao longo dos meses, foram observados indivíduos de 109 espécies, das quais 76 foram identificadas a nível de espécie, 23 de gênero, oito de família e duas permaneceram sem identificação (Apêndice B: Tabela 27). Na última avaliação do experimento, predominaram espécies herbáceas nas parcelas do Controle e dos tratamentos Herb e Solo+Herb, enquanto no tratamento Solo havia um número semelhante de espécies arbóreas, lianas e herbáceas, e abundância maior de indivíduos de espécies arbóreas (Tabela 1).

Tabela 1 - Número total de espécies e abundância (entre parênteses) de espécies regenerantes por tratamento amostradas na avaliação final do experimento instalado na Floresta Nacional de Ibirama (Ibirama, SC, Brasil), classificadas por porte. Tanto espécies nativas como exóticas foram consideradas. Os tratamentos foram: Solo (corte e transposição de

solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Tratamento	Árvore	Arbusto	Sub Arbusto	Liana	Erva	Total
Controle	1(1)	2(4)	1(5)	2(9)	11(15)	17(34)
Herb	0	2(81)	4(25)	3(7)	43(298)	52(411)
Solo	11(117)	1(2)	3(5)	10(22)	9(23)	34(169)
Solo+Herb	4(10)	3(73)	1(14)	3(12)	39(273)	50(382)

De modo geral, ao final do experimento, a riqueza de espécies aumentou em relação aos valores encontrados antes da aplicação dos tratamentos (Figura 5a). Entretanto, este incremento (Figura 6a) ocorreu de forma diferente entre tratamentos, pois foi maior nas parcelas dos tratamentos Herb (12,4 ± 0,9) e Solo+Herb (10,8 ± 0,6 em relação ao tratamento Solo (6,8 ± 0,8) e ao Controle (2,4 ± 0,8) (Apêndice A: Tabelas 21 e 22).

Assim como a riqueza de espécies, a abundância de indivíduos regenerantes aumentou gradativamente (Figura 4b) em relação aos valores encontrados antes da aplicação dos tratamentos, também de forma diferente entre tratamentos. O incremento na abundância (Figura 5b) foi maior nos tratamentos Herb (33,9 ± 3,6), e Solo+Herb (32,0 ± 4,2) em relação ao tratamento Solo (14,3 ± 2,1) e ao Controle (2,8 ± 1,1) (Apêndice A: Tabelas 23 e 24).

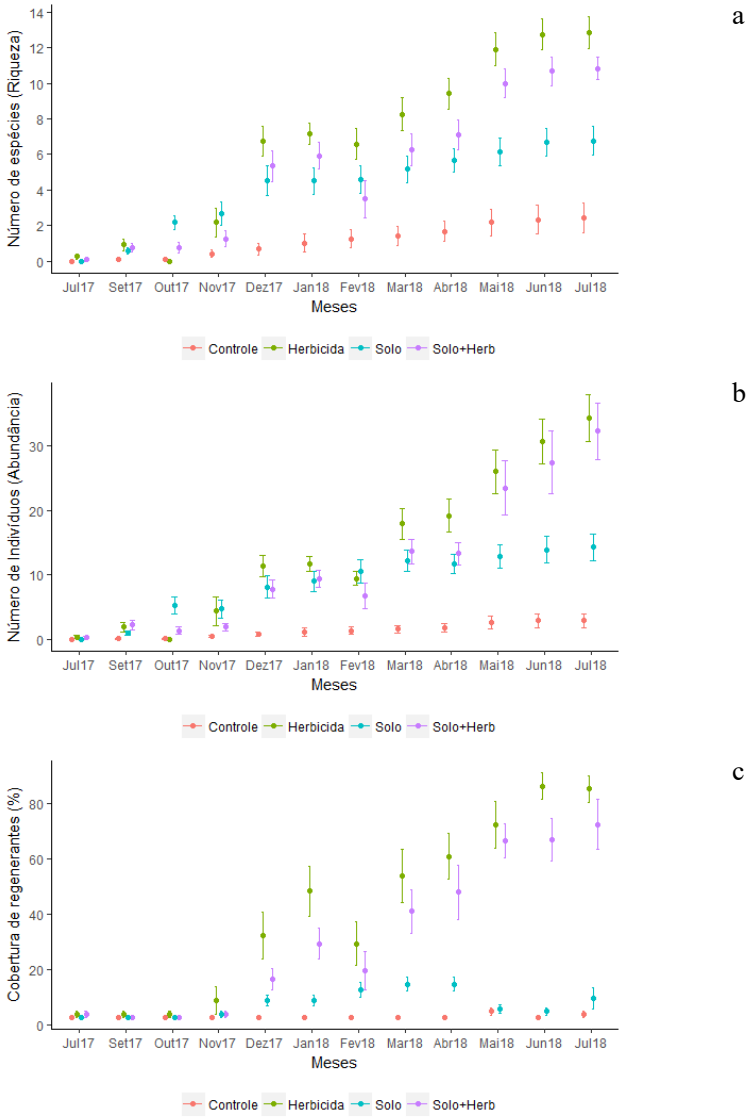
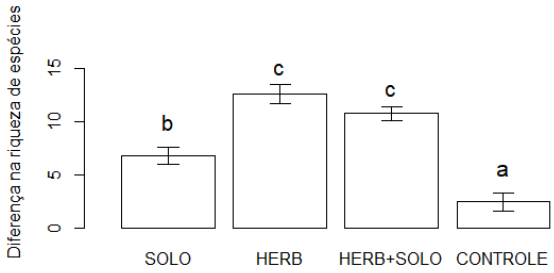


Figura 5 - Média e erro padrão ao longo dos meses (eixo x) dos valores encontrados nas avaliações mensais do experimento realizado na Floresta Nacional de Ibirama –

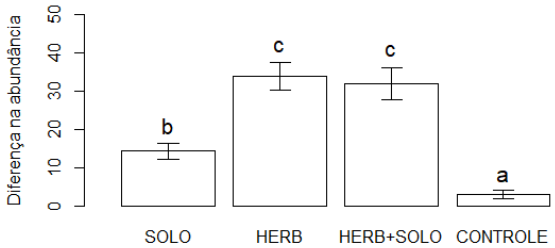
Ibirama, SC, Brasil. No eixo y estão as variáveis: a. riqueza de espécies regenerantes; b. abundância de espécies regenerantes; c. cobertura por espécies regenerantes. As cores correspondem aos tratamentos Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). Datas de intervenções: Jul/17 – avaliação inicial e corte subsequente; Ago/17 – transposição de solo; Ago/17, Set/17, Jan/18 e Fev/18 – aplicações de herbicida; Jul/18 – avaliação final.

Da mesma forma que a riqueza e a abundância, a porcentagem de cobertura dos regenerantes aumentou ao longo do experimento em todos os tratamentos (Figura 5c). A diferença entre a porcentagem de cobertura (Figura 6c) observada na última avaliação do experimento e os valores iniciais foi maior nas parcelas dos tratamentos Herb (81,2 ± 4,8) e Solo+Herb (68,5 ± 9,4) quando comparada aos valores encontrados nas parcelas do tratamento Solo (6,8 ± 3,9) e do Controle (1,0 ± 1,0) (Apêndice A: Tabelas 25 e 26).

a



b



c

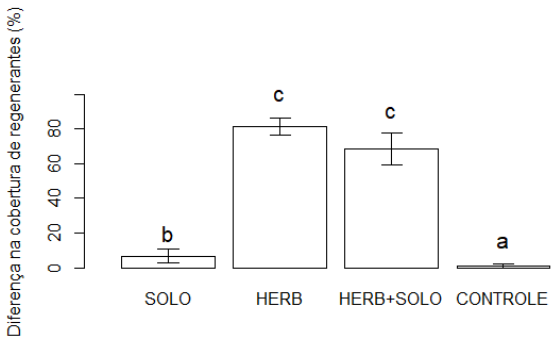
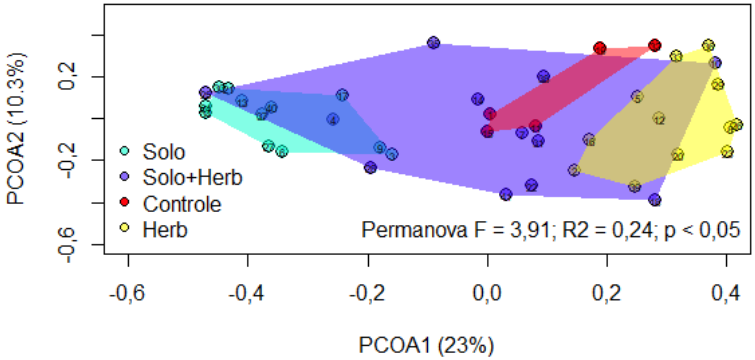


Figura 6 - Média e erro padrão da diferença entre os valores das avaliações final e inicial realizadas em julho/2018 e julho/2017 respectivamente na área de estudo localizada na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. O eixo x corresponde aos tratamentos Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). No eixo y: a. diferença na riqueza de espécies regenerantes; b. diferença na abundância de espécies regenerantes; c. diferença na cobertura das espécies regenerantes. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre resultados detectadas em contrastes a posteriori, com valores de p ajustados.

A composição de espécies nas parcelas no sexto mês do experimento diferiu entre tratamentos (PERMANOVA - F=3,91; R2=0,24; p<0,05) (Figura 7a). Não houve sobreposição entre Controle, Solo e Herb. O tratamento Solo+Herb teve maior variação na sua composição, e apresentou sobreposição parcial com todos os demais. A Análise de Coordenadas Principais (PCoA) explicou 33,3% da variação destes dados [eixo 1 (PCoA 1) = 23%, eixo 2 (PCoA 2) = 10,3%].

A composição de espécies nas parcelas ao final do experimento também diferiu entre tratamentos (PERMANOVA - F=6,28; R2=0,31; p<0,05) (Figura 7b). Assim como observado em janeiro, não houve sobreposição entre Controle, Solo e Herb, enquanto que o tratamento Solo+Herb apresentou maior variação na composição e sobreposição parcial com o tratamento Herb. A Análise de Coordenadas Principais (PCoA) explicou 35,3% da variação destes dados [eixo 1 (PCoA 1) = 24,8%, eixo 2 (PCoA 2) = 10,5%].

a



b

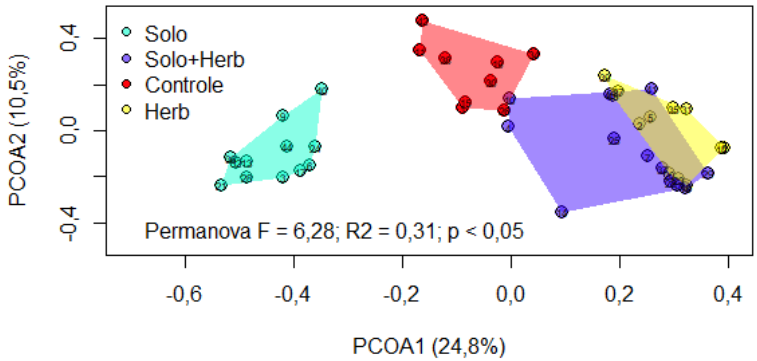


Figura 7 - Representação gráfica da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da composição florística das parcelas nos diferentes tratamentos na área de estudo localizada na Floresta Nacional de Ibirama (Ibirama, SC, Brasil) nos meses de: a. janeiro/2018; b. julho/2018. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo); Herb (corte e aplicação de herbicida); Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo); Controle (sem intervenção).

No decorrer do experimento, das 109 espécies registradas, nove espécies (8,26%) apareceram em todos os tratamentos: *Boehmeria caudata*, *Borreria palustris*, *Chusquea* sp, uma Commelinaceae, *Cyperus hermaphroditus*, *Drymaria cordata*, *Ipomoea cairica*, *Ludwigia peruviana* e *Mikania cordifolia* (Apêndice B: Tabelas 27 e 28). Foi também observada a ocorrência de onze espécies exóticas (10,1%), sendo estas *Amaranthus blitum*, *Brugmansia suaveolens*, *Cardamine bonariensis*, *Drymaria cordata*, *Eucalyptus* sp., *Galinsoga parviflora*, *Pilea microphylla*, *Solanum lycopersicum*, *Stellaria media*, *Urochloa* sp. e *Youngia japonica*. Tanto *Eucalyptus* sp. quanto *Solanum lycopersicum* apresentaram apenas um indivíduo que, em ambos os casos, morreu antes do final do experimento.

A sobreposição parcial na composição florística entre as parcelas dos tratamentos Herb e Solo+Herb (Figura 7b) observada ao final do experimento (julho/2018) decorre, em parte, do fato que estes apresentaram 35 espécies em comum (Apêndice B: Tabela 28). Entre as

cinco espécies mais frequentes nestes dois tratamentos, três coincidiram: *Cardamine bonariensis*, *Ageratum conyzoides* e *Boehmeria caudata*. Destas três, uma é exótica: *Cardamine bonariensis*.

Quanto à composição de espécies regenerantes mais abundantes nas parcelas do tratamento Solo, não houve espécies em comum com os demais tratamentos, havendo predomínio de duas espécies nativas: *Euterpe edulis* e *Trema micrantha* (Tabela 2). Indivíduos destas espécies também foram observados durante avaliações mensais do experimento nas parcelas do tratamento Solo+Herb, mas poucas plântulas sobreviveram até o último mês (Apêndice B: Tabela 28).

Observou-se que a presença de espécies exóticas entre as cinco mais frequentes ocorreu apenas nas parcelas tratadas com herbicida (Herb e Solo+Herb).

Tabela 2 - Número total de indivíduos regenerantes (n) das cinco espécies nativas e exóticas mais abundantes em cada tratamento na avaliação final do experimento instalado na Floresta Nacional de Ibirama (Ibirama, SC, Brasil). As espécies exóticas estão indicadas com um asterisco. Os tratamentos foram: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Controle	**n**	**Herb**	**n**
Mikania cordifolia	6	*Boehmeria caudata*	80
Ludwigia peruviana	5	*Cardamine bonariensis**	57
Boehmeria caudata	3	*Ageratum conyzoides*	31
Borreria palustris	3	*Borreria palustris*	25
Ipomoea cairica	3	*Ludwigia peruviana*	22

Solo+Herb	**n**	**Solo**	**n**
*Cardamine bonariensis**	104	*Euterpe edulis*	52
Boehmeria caudata	68	*Trema micrantha*	45
Ageratum conyzoides	30	*Chusquea* sp	9
*Drymaria cordata**	16	*Jacaranda puberula*	5
*Amaranthus blitum**	15	*Mikania cordifolia*	5

4 DISCUSSÃO

A hipótese testada foi parcialmente corroborada tendo em vista que a abundância e a riqueza de espécies nativas foram maiores nas parcelas dos tratamentos que receberam aplicação de herbicida (Herb e Solo+Herb) do que nas parcelas onde ocorreu somente a transposição de solo (Solo) e onde nenhuma intervenção de manejo foi realizada (Controle). Sendo assim, o controle químico não apenas foi efetivo para diminuir a abundância de *H. coronarium* na área de estudo, como também permitiu a regeneração da vegetação, especialmente de espécies herbáceas nativas e ruderais. A composição de espécies e a ocorrência de diferentes formas de vida variou entre os tratamentos. Destaca-se que, quando ocorreu a transposição de solo sem controle químico (tratamento Solo), uma maior variação na composição de espécies e um maior equilíbrio entre diferentes formas de vida foram observadas, com destaque para a ocorrência de espécies arbóreas dentre as espécies mais abundantes.

O aumento na riqueza, abundância e cobertura de regenerantes, bem como a composição florística predominantemente de espécies herbáceas das áreas manejadas com herbicida podem ter sido influenciados pelas características das áreas próximas à área de estudo. O local de estudo é próximo de margens de estradas rurais, áreas de cultivo e pastagens em propriedades vizinhas, áreas sujeitas a distúrbios frequentes, nas quais espécies ruderais nativas e exóticas são abundantes. Sabe-se que a ocorrência de distúrbios frequentes seleciona espécies de crescimento rápido, alta fecundidade, ciclo de vida curto e habilidade colonizadora, conhecidas como ruderais (Chiuffo *et al*., 2018). Sendo assim, uma maior disponibilidade de recursos nas áreas manejadas com herbicida (com e sem transposição de solo) pode ter favorecido a colonização por espécies ruderais presentes no entorno. Por outro lado, isto pode ter dificultado o estabelecimento de espécies arbóreas nativas nas parcelas do tratamento Solo+Herb, nas quais se esperava uma maior abundância de espécies arbóreas em virtude da transposição de propágulos no solo depositado.

O estabelecimento de espécies nativas de grupos funcionais similares às EEI ou ainda, espécies de crescimento rápido que resultam em rápida cobertura do solo, pode ajudar a evitar reinvasões ao aumentar a resistência biótica da comunidade manejada (Byun *et al*., 2018). Os efeitos da chegada de espécies antes das demais (*priority effects*) são um

dos mecanismos pelos quais a resistência biótica pode se manifestar. Ao comparar a composição florística de áreas manejadas após semeadura simultânea ou intercalada de gramíneas nativas e exóticas na Califórnia, Young *et al*. (2015) encontraram evidências destes efeitos. Quando as espécies nativas eram semeadas antes das exóticas, apresentavam maior cobertura ao final do período observado. Já quando a semeadura era simultânea, as espécies exóticas predominavam. Desta forma, a ordem de chegada das espécies às áreas manejadas pode influenciar a composição florística resultante, sendo um fator determinante no sucesso tanto do controle da EEI quanto da restauração das áreas manejadas. Em áreas manejadas para controle de EEI onde a chegada de propágulos de espécies pioneiras de crescimento rápido não é suficiente para inibir a reinvasão, uma alternativa viável para restauração e aumento da resistência biótica é a semeadura destas espécies. Seria interessante testar a influência da semeadura de espécies nativas de crescimento rápido sobre a composição florística de áreas manejadas após o controle químico de *H. coronarium*. Espécies nativas que proporcionaram rápida cobertura no presente experimento, como *Ageratum conyzoides* e *Ludwigia peruviana*, poderiam ser utilizadas para este fim.

Em um experimento em que avaliou áreas manejadas com e sem transposição de solo no Cerrado, Ferreira & Vieira (2017) observaram que, nos primeiros meses após a transposição, houve predomínio de espécies herbáceas e arbustivas, como no presente estudo. A partir de doze meses após o manejo, observou-se o predomínio de espécies arbóreas nas áreas que receberam solo. Os autores observaram uma baixa abundância de sementes no solo transposto, e relacionaram ao fato de que a coleta foi realizada antes do período em que ocorre a produção de sementes naquela floresta estacional. Neste caso, a cobertura por espécies herbáceas e arbustivas desempenhou um importante papel ao atrair dispersores de sementes e facilitar o estabelecimento de espécies arbóreas pioneiras em seu experimento.

A transposição de solo sem controle químico (tratamento Solo) aumentou a riqueza e a abundância de espécies regenerantes, porém, com resultados inferiores aos dos demais tratamentos. Mesmo com o aumento na riqueza e abundância, a porcentagem de cobertura de regenerantes nas parcelas do tratamento Solo teve pouca variação. Ao avaliar a regeneração de parcelas manejadas com corte de *H. coronarium*, Chiba (2016) observou que a espécie tende a emitir um grande número de rametas e a investir menos em altura depois deste tipo de tratamento, o que também foi observado neste experimento. O aumento na densidade e diminuição na altura das rametas em condições de menor competição

intraespecífica vem ao encontro dos relatos de ocorrência de plasticidade fenotípica para a espécie, que apontam um *trade-off* entre número e altura de rametas em diferentes condições de competição e umidade (Chiba *et al.*, 2016; Costa *et al.*, 2016; Almeida, 2015). É possível, então, que a maior disponibilidade de luz e espaço possa ter permitido a alocação de recursos que antes eram destinados a crescimento em altura para a formação de novas rametas, causando o aumento na densidade observado. Sendo assim, tanto o crescimento das plântulas de espécies arbóreas que se estabeleceram nestas parcelas quanto o estabelecimento das espécies ruderais, que foram abundantes nas parcelas dos tratamentos com controle químico (Herb e Solo+Herb), podem ter sido dificultados pela menor oferta de recursos resultante da competição com *H. coronarium* nas parcelas em que o herbicida não foi aplicado.

A composição florística das parcelas manejadas com transposição de solo sem herbicida foi bastante diferente dos tratamentos em que houve aplicação de herbicida. Houve uma distribuição mais equilibrada no número de espécies arbóreas, lianas e herbáceas, e uma abundância maior de espécies arbóreas. Em parcelas manejadas com transposição de solo no Cerrado também foi observada uma maior riqueza de lianas (Ferreira e Vieira, 2017). Os autores apontam a vantagem da transposição de solo em projetos de restauração, uma vez que a transposição acelera a recolonização não só por árvores como também por lianas, o que vem ao encontro dos resultados observados no tratamento com transposição de solo sem controle químico.

Analisando áreas invadidas por *Hedychium coronarium* na Costa Rica, Haider et al. (2016) não encontraram efeito desta EEI sobre o número e a cobertura de espécies lenhosas. Os resultados obtidos na avaliação inicial da área do presente estudo não estão de acordo com os obtidos por estes autores, uma vez que havia um número insignificante de indivíduos de espécies nativas. Deste modo, é pouco provável que as plântulas de espécies regenerantes presentes nas parcelas do tratamento Solo consigam se desenvolver cercadas pelas rametas de *H. coronarium*, de modo que a transposição de solo sem aplicação de herbicida não seria uma alternativa viável para manejo de áreas invadidas por esta EEI. Entretanto, a presença de espécies arbóreas e lianas nestas parcelas é mais um indicativo de que esta técnica pode agregar riqueza em projetos de restauração.

Entre as três espécies mais frequentes nas parcelas dos tratamentos que receberam herbicida, duas são herbáceas (*Cardamine bonariensis* e *Ageratum conyzoides*) e uma é arbustiva (*Boehmeria caudata*). *Cardamine bonariensis* é uma espécie ruderal exótica, anual, que se

desenvolve nos meses mais frios (Moreira & Bragança, 2011), portanto seu pico de abundância coincidiu com a avaliação final do experimento. *Ageratum conyzoides* é uma espécie ruderal nativa, muito abundante em áreas degradadas, que produz uma grande quantidade de sementes (Lorenzi, 1982). *Boehmeria caudata* é uma espécie nativa pioneira, de porte arbustivo e crescimento rápido, que pode proporcionar, num futuro próximo, o sombreamento necessário para controlar a EEI e diminuir a abundância de espécies herbáceas ruderais (Montoya-Pfeiffer *et al.*, 2016; Evangelista *et al.*, 2016; Gerber *et al.*, 2017). A presença de espécies arbustivas pode facilitar o estabelecimento de espécies secundárias ao fornecer sombreamento, reduzindo a radiação solar, a temperatura do solo e a evaporação (evitando stress hídrico), além de protegê-las de herbivoria (Nsikani *et al*., 2018).

A resposta à transposição de solo pode ocorrer tardiamente na área manejada, uma vez que a germinação de sementes advindas do solo depositado ainda pode ocorrer. Em um trabalho de revisão de 162 espécies arbóreas da Floresta Atlântica, Souza *et al*. (2015) encontraram que cerca de 40% das espécies amostradas apresentaram sementes dormentes, o que pode conservá-las por mais tempo no solo. Há registros de que sementes de *Trema micrantha* tenham se mantido viáveis no solo por cerca de dez anos (Dalling *et al*., 1997), de modo que os efeitos da transposição de solo ainda podem se manifestar de forma tardia nas parcelas manejadas. Deste modo, seria interessante um período maior de observação do experimento para verificar a evolução da composição destas parcelas após o crescimento das espécies arbustivas e possível estabelecimento de espécies arbóreas.

Duas espécies de porte arbóreo foram predominantes nas parcelas do tratamento que recebeu apenas transposição de solo, *Trema micrantha* e *Euterpe edulis*. Plântulas destas espécies também foram registradas em parcelas manejadas com transposição e aplicação de herbicida, em menor abundância, com declínio ao longo do experimento. As plântulas de *Euterpe edulis* não toleram incidência direta de luz solar, e necessitam de sombreamento para se desenvolver (Lorenzi, 2000; Nakazono *et al.*, 2001; Tavares *et al.*, 2008), o que pode ser a causa da baixa sobrevivência das mesmas nas parcelas do tratamento que recebeu herbicida e transposição de solo. Já nas parcelas do tratamento que recebeu somente transposição de solo, a presença das rametas de *H. coronarium* pode ter proporcionado o sombreamento necessário ao desenvolvimento das plântulas de *Euterpe edulis*.

No caso da espécie *Trema micrantha*, a baixa sobrevivência nas parcelas do tratamento com herbicida e transposição de solo não poderia

ser explicada pela maior incidência de luz, uma vez que a espécie é pioneira, heliófita, sendo frequentemente a primeira a ocupar áreas degradadas (Fonseca *et al.*, 2002; Stolarski *et al.*, 2018). Uma possível explicação seria a abundância de espécies herbáceas nas parcelas deste tratamento, que podem ter excluído, por competição, as plântulas de *T. micrantha*. Um experimento realizado no México mostrou que a sobrevivência da espécie é menor quando espécies herbáceas próximas não são controladas (García-Orth & Martínez-Ramos, 2011). Além disso, em algumas parcelas deste tratamento houve presença de *Urochloa* sp. Espécies do gênero *Urochloa* são invasoras agressivas, sendo sua presença um dos principais limitantes para o sucesso em iniciativas de restauração em diversos ecossistemas (Gorgone-Barbosa *et al.*, 2014). Há indícios de que exsudatos das raízes de *U. decumbens* tem efeitos alelopáticos sobre *T. micrantha*, o que poderia ser mais um fator a influenciar a mortalidade das plântulas desta espécie (Da Silva *et al.*, 2017).

Euterpe edulis é uma espécie que oferece recursos para a fauna até 10 meses ao ano, com pico de frutificação no inverno, quando há menor disponibilidade de outras fontes de alimento. Seus frutos são consumidos por uma grande diversidade de aves e mamíferos, havendo registros de dispersão de outras espécies arbóreas em visitas a seus cachos (Silva, 2011; Silva *et al.*, 2017). Espécies como *Trema micrantha*, pioneiras, de crescimento rápido e que produzem frutos dispersados por animais, não somente podem melhorar as condições para o estabelecimento de espécies secundárias, como também aumentar a diversidade e a densidade destas em ambientes em restauração (Vázquez-Yanez, 1998; Viani *et al.*, 2015). Em vista destas características de *Trema micrantha* e *Euterpe edulis*, observa-se que, apesar da menor riqueza, abundância e cobertura de regenerantes do tratamento com transposição de solo sem herbicida, este proporcionou o estabelecimento de espécies que podem desempenhar um papel significativo na restauração da área a médio e longo prazos.

O estabelecimento de outras espécies exóticas nas áreas manejadas não difere muito do esperado após o controle de uma EEI. Segundo Richardson *et al.* (2007), após o controle de aglomerações densas de espécies exóticas invasoras em áreas ripárias, a probabilidade de reinvasão pela mesma espécie e de invasão por outras espécies é alta. O autor cita a implementação de núcleos de áreas com vegetação nativa como método para promover a restauração de zonas ripárias a longo prazo. Em seu experimento, ao controlar a gramínea exótica *Megathyrsus maximus* em área de reflorestamento com espécies nativas, Mantoani & Torezan (2016) verificaram que, até o segundo ano após o manejo da EEI,

outras espécies exóticas invasoras se estabeleceram nas áreas manejadas. Entretanto, com a regeneração do estrato arbóreo, no quarto ano do experimento, já não havia invasão por outras espécies exóticas no local. No presente experimento, é possível que o crescimento das espécies arbustivas e arbóreas já presentes nas parcelas seja suficiente para controlar a maior parte das espécies exóticas que se estabeleceram. Entretanto, no caso de *Urochloa* sp., devem ser recomendadas medidas de manejo para controle. Espécies deste gênero causam dificuldades em projetos de restauração onde estão presentes, e são consideradas invasoras agressivas, com alta produção de sementes e longevidade (Da Silva et al., 2017; Thomas *et al*., 2018).

O sucesso no controle de rametas nas parcelas tratadas com herbicida vem ao encontro dos resultados obtidos por Dechoum e Ziller (2013), que obtiveram 95% de diminuição no número de rametas de *H. coronarium* com aplicações do mesmo herbicida. Já nas parcelas do tratamento de transposição de solo sem herbicida não houve efeito da transposição sobre *H. coronarium*. A rebrota e o crescimento de rametas após o corte ocorreram rapidamente e em cerca de três meses as rametas atingiram a altura em que permaneceriam até a avaliação final. O aumento na diversidade proporcionado pelas plântulas de espécies regenerantes que conseguiram se estabelecer nestas parcelas não foi suficiente para aumentar a resistência biótica e controlar a espécie invasora. Uma vez que já na avaliação inicial ficou clara a capacidade de *H. coronarium* formar densos agrupamentos, não era esperado que as espécies nativas conseguiriam se desenvolver sem uma intervenção específica para controle da EEI. Quando realizadas individualmente, intervenções de manejo são frequentemente ineficientes, porque não consideram todos os fatores que impedem a restauração. Deste modo, a combinação de técnicas e realização de um esforço de manejo integrado parece ser a melhor estratégia para restauração da área estudada (Nsikani *et al*., 2018).

5 CONCLUSÃO

O manejo com aplicação de herbicida é eficaz tanto para o controle de *Hedychium coronarium* quanto para o aumento da riqueza e abundância de espécies regenerantes nas áreas manejadas. A transposição de solo sobre parcelas tratadas com herbicida não proporcionou maior riqueza e abundância de espécies, e pouco alterou a composição florística das parcelas, predominantemente de espécies herbáceas e arbustivas, em relação ao tratamento somente com herbicida no período observado. Como a transposição de solo em parcelas não manejadas com herbicida permitiu o estabelecimento de plântulas de espécies arbóreas, seria interessante acompanhar o experimento por mais tempo, para verificar se a composição florística das parcelas que receberam controle químico e transposição de solo será mais influenciada, no futuro, pelos propágulos de espécies arbóreas recebidos. Caso isto ocorra, a metodologia recomendada para manejo da área poderia ser semelhante à realizada no tratamento de controle químico e transposição de solo. Entretanto, os dados obtidos até o presente momento indicam que o controle químico é suficiente para controlar as populações de *H. coronarium* e aumentar a riqueza e abundância de espécies das áreas manejadas. A transposição de solo é recomendada caso os objetivos de manejo incluam a restauração da floresta a um estágio avançado de regeneração.

O controle de *H. coronarium* no entorno da FLONA de Ibirama é necessário não somente para evitar reinvasões na UC, como também para impedir a disseminação das populações pela microbacia. Além disso, o cultivo da espécie é proibido no Estado de Santa Catarina (CONSEMA, 2012), de modo que é importante divulgar aos moradores locais os impactos decorrentes de invasões por esta espécie e métodos para controle das populações estabelecidas.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R.V. **Invasividade de *Hedychium coronarium* J. Köenig (Zingiberaceae) em diferentes umidades do solo**. 72 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, 2015.

ANDERSON, R.C.; GARDNER, D.E. An evaluation of the wilt-causing bacterium *Ralstonia solanacearum* as a potential biological control agent for the alien Kahili Ginger (*Hedychium gardnerianum*) in Hawaiian forests. **Biological Control**, v. 15, 1999.

BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1-48, 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **CONAMA nº 04**. Resolução nº 04 de 4 de maio de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no estado de Santa Catarina.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **CONAMA nº 388**. Resolução nº 388 de 23 de fevereiro de 2007. Dispõe sobre a convalidação das resoluções que definem a vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica para fins do disposto no art. 4o § 1o da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006.

BYUN, C.; DE BLOIS, S.; BRISSON, J. Management of invasive plants through ecological resistance. **Biological Invasions**, v. 20, p. 13-27, 2018.

CABI - Centre for Agricultureand Biosciences International. **Invasive Species Compendium: *Hedychium coronarium*.** 2014. Disponível em: http://www.cabi.org/isc/datasheet/26678. Acesso em: 12 de dezembro de 2017.

CHIBA, W.A.C. **Ecologia da invasora *Hedychium coronarium* Koenig (Zingiberaceae)** 87 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, 2014.

CHIBA, W. A. C., ALMEIDA, R. V., LEITE, M. B., MARRS, R. H., & SILVA MATOS, D. M. Invasion strategies of the white ginger lily *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae) under different competitive and environmental conditions. **Environmental and Experimental Botany**, v. 127, p. 55-62, 2016.

CHIUFFO, M.C.; COCK, M.C.; PRINA, A.O. Response of native and non-native ruderals to natural and human disturbance. **Biological Invasions**, v. 20, n. 10, p. 2915-2925, 2018.

CONSEMA - CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras no Estado de Santa Catarina e dá outras providências. Resolução Consema n°. 08 de 14 de setembro de 2012.

COSTA, R.O.; CHIBA, W.A.C.; MOYA, H.M.; BATISTELI, A.F.; ALMEIDA, R.V.; ESPINDOLA, E.L.G.; MATOS, D.M.S. Density effect on *Hedychium coronarium* growth under different light conditions. **Anais do II International Symposium of Ecology**, São Paulo, p. 75-79, 2016.

CTAHR. **Weeds of Hawaii: *Hedychium coronarium***. 2003. Disponível em: http://www.ctahr.hawaii.edu/invweed/WeedsHI/W_Hedychium_coronarium.pdf. Acesso em: 10 de novembro, 2016.

DA SILVA, L. M. I., DA SILVA, M. J., ROCHA, J. S., BIANCHINI, E., PIMENTA, J. A., STOLF-MOREIRA, R., & OLIVEIRA, H. C. Potential allelopathic effect of *Brachiaria decumbens* root exudates on neotropical tree seedlings. **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, v. 29, n. 4, p. 177-186, 2017.

DALLING, J.; SWAINE, M.; GARWOOD, N. Soil seed bank community dynamics in seasonally moist lowland tropical forest, Panama. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, n. 5, p. 659-680, 1997.

DAUBENMIRE, R.F. Canopy coverage method of vegetation analysis. **Northwest Science**. v. 33, p. 43-64, 1959.

DECHOUM, M.S.; ZILLER, R.S. Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. **Biotemas**, Florianópolis, v. 26, n. 1, p. 69-77, 2013.

DUKE, S.O.; POWLES, S.B. Glyphosate: a once-in-a-lifetime herbicide. **Pest Management Science**, v. 64, p. 319-325, 2008.

ELTON, C.S. **The Ecology of Invasions by Animals and Plants**. London: Methuen, 1958. 181p.

EVANGELISTA, H. B., MICHELAN, T. S., GOMES, L. C., & THOMAZ, S. M. Shade provided by riparian plants and biotic resistance by macrophytes reduce the establishment of an invasive Poaceae. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 2, p. 648-656, 2016.

FERREIRA, M.C. & VIEIRA, D.L.M. Topsoil for restoration: Resprouting of root fragments and germination of pioneers trigger

tropical dry forest regeneration. **Ecological Engineering**, V. 103, Parte A, p. 1-12, 2017.

FONSECA, E.P.; VALÉRI, S.V.; MIGLIORANZA, E.; FONSECA, N.A.N.; COUTO, L. Padrão de qualidade de mudas de *Trema micrantha* (L.) Blume, produzidas sob diferentes períodos de sombreamento. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v.26, n.4, p. 515-523, 2002.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An {R} Companion to Applied Regression**, Sec. Ed. Thousand Oaks: Sage. 2011.

FOXCROFT, L.C.; PYSEK, P.; RICHARDSON, D.M.; PERGL, J.; HULME, P.E. The Bottom Line: Impacts of Alien Plant Invasions in Protected Areas. In: FOXCROFT, L.C.; PYSEK, P.; RICHARDSON, D.M.; GENOVESI, P. (Eds.) **Plant Invasions in Protected Areas**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2013. p. 19-41.

GAERTNER, M.; HOLMES, P.M.; RICHARDSON, D.M. Biological invasions, resilience and restoration. In: ANDEL, J.V.; ARONSON, J. (Eds.) **Restoration Ecology: the new frontier**. Hoboken: Blackwell, 2012. 381p.

GARCÍA-ORTH, X., & MARTÍNEZ-RAMOS, M. Isolated Trees and Grass Removal Improve Performance of Transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) Saplings in Tropical Pastures. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 1, p. 24-34, 2011.

GERBER, D.; KIWARA, T.Y.; SOUZA, P.R.; LUBKE, M.; VISMARA, E.S. & BECHARA, F.C. Canopy cover and invasive grasses effects in distinct ecological restoration technologies: 5-y monitoring in a Brazilian subtropical forest. **Acta Biológica Catarinense**, Joinville, v. 4, n. 2, p. 54-59, 2017.

GOMES, M.P.; SMEDBOL, E.; CHALIFOUR, A.; HENAULT-ETHIER, L.; LABRECQUE, M.; LEPAGE, L. et al. Alteration of plant physiology by glyphosate and its by-product aminomethylphosphonic acid: an overview. **J Exp Bot**, v. 65, p. 4691-4703, 2014.

GORGONE-BARBOSA, E.; PIVELLO, V. R.; BAUTISTA, S.; ZUPO, T.; RISSI, M. N.; FIDELIS, A. How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. **Biological Invasions**, v. 17, n. 1, p. 423-431, 2014.

HAIDER, J.A; HÖBART, R.; KOVACS, N.; MILCHRAM, M.; DULLINGER, S.; HUBER, W.; ESSL, F. The role of habitat, landscape structure and residence time on plant species invasions

in a neotropical landscape. **Journal of Tropical Ecology**, v. 32, p. 240-249, 2016.

HILLERISLAMBERS, J.; ADLER, P.B.; HARPOLE, W.S.; LEVINE, J.M.; MAYFIELD, M.M. Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.,** v. 43, p. 227-248, 2012.

HOLM, S. A Simple Sequentially Rejective Multiple Test Procedure. **Scandinavian Journal of Statistics**, v. 6, n. 2, p. 65-70, 1979.

HOTHORN, T.; BRETZ, F.; WESTFALL, P. Simultaneous Inference in General Parametric Models. **Biometrical Journal**, v. 50, n. 3, p. 346-363, 2008.

I3N BRASIL. Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras. **Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental**, Florianópolis–SC. Disponível em: http://i3n.institutohorus.org.br. Acesso em 17/01/2019.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de manejo da Floresta Nacional de Ibirama Santa Catarina: **Informações gerais**. Brasília: ICMBio, 2008. 158p.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/page&page=anomaliaTempMediaAnual e http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/page&page=desvioChuvaAnual. Acesso em: 12/12/2018.

ISSG - Invasive Species Specialist Group. **Invasive alien species and protected areas: A scoping report Part 1**. 2007. Disponível em: http://www.issg.org/pdf/publications /GISP/Resources/IAS_ ProtectedAreas_Scoping_I.pdf. Acesso em: 04 de novembro, 2016.

JACOVAC, A.C.C. **O uso do banco de sementes florestal contido no *topsoil* como estratégia de recuperação de áreas degradadas**. 2007. 142 p. Dissertação Mestrado em Biologia Vegetal – Universidade de São Paulo.

KISSMANN, K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. 2.ed. São Paulo: BASF, 1997. Tomo I. 825 p.

KLEIN, R.M. Ecologia da Flora e Vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, Itajaí. N. 31, 1979.

LEÓN CORDERO, R.; TORCHELSEN, F. P.; OVERBECK, G. E.; ANAND, M. Invasive gorse (Ulex europaeus, Fabaceae) changes plant community structure in subtropical forest–grassland mosaics of southern Brazil. **Biological invasions**, v. 18, n. 6, p. 1629-1643, 2016.

LEVERINGTON, F.; COSTA, K. L.; PAVESE, H.; LISLE, A.; HOCKINGS, M. A Global Analysis of Protected Area Management Effectiveness. **Environmental Management**, v. 46, n. 5, p. 685-698, 2010.

LINDGREN, C. J.; CASTRO, K. L.; COINER, H. A.; NURSE, R. E.; DARBYSHIRE, S. J. The Biology of Invasive Alien Plants in Canada. 12. *Pueraria montana* var. *lobata* (Willd.) Sanjappa & Predeep. **Can. J. Plant Sci**. 93, p. 71-95, 2013.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. 3.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. 373 p.

LORENZI, H. **Plantas Daninhas do Brasil - terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. Nova Odessa: Ed. Autor, 1982. 425p.

MACIEL, L. A. **Controle mecânico da herbácea exótica invasora lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* Koenig) no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR, SP**. 2011. 99 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo.

MACLEAN, J.E.; MITCHELL, R.J.; BURSLEM. D.F.R.P.; GENNEY, D.; HALL, J.; PAKEMAN, R.J. Understorey plant community composition reflects invasion history decades after invasive Rhododendron has been removed. **J. Appl. Ecol.**, p. 1-11, 2017.

MANISH, M. Current status of endangered Medicinal plant *Hedychium coronarium* and causes of Population decline in the natural forests of Anuppur and Dindori districts of Madhya Pradesh, India. **Int. Res. J. Biological Sci**., Indore., vol. 2, n. 3, p. 1-6, 2013.

MANTOANI, M. C.; TOREZAN, J. M. D. Regeneration response of Brazilian Atlantic Forest woody species to four years of *Megathyrsus maximus* removal. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 359, n. 1, p. 141-146, 2016.

MCGEOCH, M.A., GENOVESI, P., BELLINGHAM, P.J. Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. **Biological Invasions**, v.18, n. 2, p. 299-314, 2016.

MINDEN, V.; HENNENBERG, K.J.; POREMBSKI, S.; BOEHMER, H.J. Invasion and management of alien *Hedychium gardnerianum* (kahili ginger, Zingiberaceae) alter plant species composition of a montane rainforest on the island of Hawai'i. **Plant Ecology**, v. 206, p. 321-333, 2010.

MONTOYA-PFEIFFER, P. M., KEVAN, P. G., GONZÁLEZ-CHAVES, A., QUEIROZ, E. P., & DEC, E. Explosive pollen release, stigma

receptivity, and pollen dispersal pattern of *Boehmeria caudata* Sw. (Urticaceae) in a Brazilian rain forest. **Botany**, v. 94, n. 8, p. 607-614, 2016.

MORALES, M. **Sciplot**: Scientific Graphing Functions for Factorial Designs**.** R package version, 2017.

MOREIRA, H.J.C. & BRAGANÇA, H.B.N. **Manual de identificação de plantas infestantes: hortifrúti.** São Paulo: FMC Agricultural Products, 2011. 1017 p.

MOSTERT, E; GAERTNER, M.; HOLMES, P.M.; REBELO, A.G.; RICHARDSON, D.M. Impacts of invasive alien trees on threatened lowland vegetation types in the Cape Floristic Region, South Africa. **South African Journal of Botany**, v. 108, 2017.

MOTOOKA, P.; CHING, L.; NAGAI, G. **Herbicidal weed control methods for pastures and natural areas**. Hawaii: Cooperative Extension Service, University of Hawaii, 2002. 36 p

MYERS, J.P.; ANTONIOU, M.N.; BLUMBERG, B.; CARROLL, L.; COLBORN, T. et al. Concerns over use of glyphosate-based herbicides and risks associated with exposures: a consensus statement. **Environmental Health**, v. 15, n. 19, p. 1-13, 2016.

NAKAZONO, E.M.; COSTA, M.C.; FUTATSUGI, K.; PAULILO, M.T.S. Crescimento inicial de *Euterpe edulis* Mart. em diferentes regimes de luz. **Revta brasil. Bot**., São Paulo, v. 24, n. 2, p. 173-179, 2001.

NSIKANI, M. M., VAN WILGEN, B. W. AND GAERTNER, M., Barriers to ecosystem restoration presented by soil legacy effects of invasive alien N_2-fixing woody species: implications for ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 26, p. 235-244, 2018.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H.; SZOECS, E. & WAGNER, H. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.4-4, 2017.

PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B; FALK, D.A. **Foundations of Restoration Ecology**. 2a Ed. Washington: Island Press, 2016. 550p.

PIAIA, B.B.; ROVEDDER, A.P.M; COSTA, E.A.; FELKER, R.M.; PIAZZA, E.M.; STEFANELLO, M.M. Transposição de banco de sementes para restauração ecológica da Floresta Estacional no Rio Grande do Sul. **Agrária**, Recife, v. 12, n. 2, p. 227-235, 2017.

PICKETT, S.T.A; CADENASSO, M.L. Vegetation dynamics. In: VAN DER MAAREL, E. (Ed.) **Vegetation Ecology**. Oxford: Blackwell, p.172-198, 2005.

PILON, N. A., BUISSON, E. AND DURIGAN, G. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. **Restoration Ecology**, n. 26, p. 73-81, 2018.

PYŠEK, P. & RICHARDSON, D. M.: Invasive species, environmental change and management, and health. **Annual Review of Environment and Resources**. v. 35, p. 25-55, 2010.

QUESTAD, E.J.; THAXTON, J.M.; CORDELL, S. Patterns and consequences of re-invasion into a Hawaiian dry forest restoration. **Biological Invasions**, v. 14, n. 12, p. 2573-2586, 2012.

REFLORA. **Flora do Brasil 2020 under construction.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB6729. Acessado em: 20 de dezembro, 2018.

REJMANEK, M. Species richness and resistance to invasions. In: ORIANS, G.H.; DIRZO, R. & CUSHMAN, J.H. (Eds.) **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Berlim: Springer Verlag, 1996. p. 153-172.

RICHARDSON, D.M.; PYŠEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, F.D.; WEST, C.J.: Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, v. 6, p. 93-107, 2000.

RICHARDSON, D.M. & PYSEK, P. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. **Progress in Physical Geography**, v. 30, n. 3, p. 409-431, 2006.

RICHARDSON, D. M.; HOLMES, P. M.; ESLER, K. J.; GALATOWITSCH, S. M.; STROMBERG, J.; KIRKMAN, S. P.; HOBBS, R. J. Riparian vegetation: Degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. **Diversity and Distributions**, v. 13, n. 1, p. 126-139, 2007.

RODRIGUES, B.D.; MARTINS, S.V.; LEITE, H.G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 4, n. 1, p. 65-73, 2010.

SAKAI, A.K.; ALLENDORF, F.W.; HOLT, J.S.; LODGE, D.M.; MOLOFSKY, J. WITH, K.A *et al.* The population biology of invasive species. **Annu. Rev. Ecol. Syst.,** California, v. 32, n. 305, 2001.

SAMPAIO, A.B.; SCHMIDT, I.B. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, v. 3, n. 2, 2013.

SCHORN, L.A.; KRIEGER, A.; NADOLNY, M.C.; FENILLI, T.A.B. Avaliação de técnicas para indução da regeneração natural em área de preservação permanente sob uso anterior do solo com *Pinus elliotti*. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 2, p. 281-294, 2010.

SILVA, A.R.; SILVEIRA, R.R.; AUMOND, A.; SILVEIRA, A.B.; CADEMARTORI, C.V. Frugivoria e Dispersão de Sementes de *Euterpe edulis* Mart. (Arecacea) por Mamíferos e Aves Silvestres na Mata Atlântica do Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 18, n. 3, p. 138-158, 2017.

SILVA, J. Z. **Fundamentos da produção e consumo de frutos em populações naturais de *Euterpe edulis* Martius**. 262 p. Tese (Doutorado em Recursos Genéticos Vegetais) - Universidade Federal de Santa Catarina, 2011.

SILVA, K.A.; MARTINS, S.V.; NETO, A.M.; CAMPOS, W.H. Semeadura direta com transposição de serapilheira como metodologia de restauração ecológica. **Revista Árvore**, Viçosa. V. 39, n. 5, p. 811-820, 2015.

SIMBERLOFF, D. Invasive Species. In: SODHI, N.S.; EHRLICH, P.R. (Eds.) **Conservation Biology for All**. New York: Oxford University Press, 2010. p. 131-151.

SIMBERLOFF, D. Invasive Species: What everyone needs to know. Oxford: Oxford University Press, 2013. P. 200-231.

SIMINSKI, A.; TRES, D. R. Práticas de Recuperação da Mata Ciliar. In: BELLI F°, P.; REIS, A.; SIMINSKI, A.; TRES, D. (Eds.) **Recuperação da mata ciliar.** Florianópolis: UFSC (Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental), 2014. p. 103-109.

SOARES, D.J.; BARRETO, R.W. Fungal pathogens of the invasive riparian weed *Hedychium coronarium* from Brazil and their potential for biological control. **Fungal Diversity**, Kunming, v. 28, p 85-96, 2008.

SOUZA, T. V., TORRES, I. C., STEINER, N., & PAULILO, M. T. S. Seed dormancy in tree species of the Tropical Brazilian Atlantic Forest and its relationships with seed traits and environmental conditions. **Brazilian Journal of Botany**, v. 38, n. 2, p. 243-264, 2015.

STOLARSKI, O.C.; GORENSTEIN, M.R.; LUBKE, M.; LUBKE, L.; O'CONNOR, P.H.P.; BECHARA, F.C. *Trema micrantha* (L.) Blume. In plantations for ecological restoration: early development

in the Brazilian Subtropical Forest. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 3, p. 1217-1229, 2018.

TAVARES, A.R.; RAMOS, D.P.; AGUIAR, F.F.A.; KANASHIRO, S. Jussara palm seed germination under different shade levels. **Horticultura Brasileira** v. 26, p. 492-494, 2008.

THOMAS, P.A.; SCHÜLER, J.; BOAVISTA, L.D.R.; TORCHELSEN, F.P.; OVERBECK, G.E.; MÜLLER, S.C. Controlling the invader *Urochloa decumbens*: Subsidies for ecological restoration in subtropical Campos grassland. **Appl Veg Sci**, p. 1-9, 2018.

TROPICOS.ORG. Missouri Botanical Garden. Disponível em: http://www.tropicos.org/Name/ Acessado em: 07/12/2018.

TU, M.; HURD, C.; RANDALL, J. M. **Weed control methods handbook: tools & techniques for use in natural areas**. Davis: The Nature Conservancy, 2001. 219 p.

VANDVIK, V.; KLANDERUD, K.; MEINERI, E.; MÅREN, I. E.; TÖPPER, J. (2016), Seed banks are biodiversity reservoirs: species–area relationships above versus below ground. **Oikos**, v. 125, p. 218-228, 2016.

VÁZQUEZ-YANES, C. *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae): A promising neotropical tree for site amelioration of deforested land. **Agroforestry Systems**, Columbia, v.40, p. 97–104,1998.

VENABLES, W. N. & RIPLEY, B. D. **Modern Applied Statistics with S**. Fourth Edition. Springer, New York. 2002.

VIANI, R.; VIDAS, N.B.; PARDI, M. M.; *et al.* Animal-dispersed pioneer trees enhance the early regeneration in Atlantic Forest restoration plantations. **Natureza & Conservação**, Curitiba, 2015.

VILÀ, M., ESPINAR, JL., HEJDA, M., HULME, PE., JAROŠÍK, V., MARON, JL., PERGL, J., SCHAFFNER, U., SUN, Y. AND PYŠEK, P. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology Letters**, v. 14, n. 7, p. 702-708, 2011.

WICKHAM, H. **ggplot2**: Elegant Graphics for Data Analysis. **Springer-Verlag**, New York, 2009.

WILSON, M.; FREUNDLICH, A.; MARTINE, C. Understory dominance and the new climax: Impacts of Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) invasion on native plant diversity and recruitment in a riparian woodland. **Biodiversity Data Journal**, v. 5, 2017.

WITT, A.; BEALE, T; VAN WILGEN, B.W. An assessment of the distribution and potential ecological impacts of invasive alien plant

species in eastern Africa. **Transactions of the Royal Society of South Africa**, 2018.

YOUNG, T.P., ZEFFERMAN, E.P., VAUGHN, K.J., FICK, S. Initial success of native grasses is contingent on multiple interactions among exotic grass competition, temporal priority, rainfall and site effects. **AoB PLANTS** 7, 2015.

ZENNI, R.D.; ZILLER, S.R. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasil. Bot.**, São Paulo. V. 34, n. 3, p.431-446, 2011.

ZILLER, S.R.; DECHOUM, M.S. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 4-31, 2013.

APÊNDICE A – Resultados dos testes estatísticos

Tabela 3 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de número de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Efeitos fixos	Estimativa	Erro Padrão	Z	P
Intercepto	3,939	0,07691	51,22	**<0,05**
Herb	0,218	0,05338	4,09	**<0,05**
Solo+Herb	0,115	0,05466	2,10	**<0,05**
Controle	-0,013	0,05638	-0,23	0,821

Tabela 4 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos dados de número de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017, com valores de p ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Hipótese linear	Estimativa	Erro Padrão	Z	P_{adj}
Herb = Solo	0,218	0,053	4,085	**<0,05**
Solo+Herb = Solo	0,115	0,055	2,104	0,05
Controle = Solo	-0,013	0,056	-0,226	0,82
Solo+Herb = Herb	-0,103	0,052	-1,992	0,06
Controle = Herb	-0,231	0,054	-4,309	**<0,05**

Controle = Solo+Herb	-0,128	0,055	-2,329	**<0,05**

Tabela 5 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de altura de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Efeitos fixos	Estimativa	Erro Padrão	t	P
Intercepto	0,807	0,036	22,424	**<0,05**
Herb	-0,009	0,025	-0,367	0,713
Solo+Herb	-0,051	0,026	-1,980	**<0,05**
Controle	-0,017	0,025	-0,670	0,503

Tabela 6 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos dados de altura de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017, com valores de p ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Hipótese linear	Estimativa	Erro Padrão	Z	P_{adj}
Herb = Solo	-0,009	0,025	-0,37	0,76
Solo+Herb = Solo	-0,051	0,026	-1,98	0,29
Controle = Solo	-0,017	0,025	-0,67	0,75
Solo+Herb = Herb	-0,042	0,026	-1,61	0,32

Controle = Herb	-0,008	0,025	-0,30	0,76
Controle = Solo+Herb	0,034	0,026	1,31	0,38

Tabela 7 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de cobertura por *Hedychium coronarium* por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Hipótese linear	Estimativa	Erro Padrão	t	P
Intercepto	3,801	0,174	21,839	<0,05
Herb	0,083	0,144	0,580	0,562
Solo+Herb	0,120	0,142	0,841	0,400
Controle	0,004	0,148	0,028	0,978

Tabela 8 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos dados de cobertura por *Hedychium coronarium* por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017, com valores de p ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Hipótese linear	Estimativa	Erro Padrão	Z	P_{adj}
Herbicida = Solo	0,083	0,144	0,580	0,871
Solo+Herb = Solo	0,120	0,142	0,841	0,871
Controle = Solo	0,004	0,148	0,028	0,978

Solo+Herb Herbicida	=	0,036	0,135	0,269	0,946
Controle Herbicida	=	-0,079	0,143	-0,552	0,871
Controle Solo+Herb	=	-0,116	0,140	-0,827	0,871

Tabela 9 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de riqueza de espécies por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Efeitos fixos	Estimativa	Erro Padrão	Z	P
Intercepto	<0,001	0,204	0	1,000
Herb	0,500	0,250	2,000	**0,046**
Solo+Herb	0,408	0,250	1,633	0,103
Controle	<0,001	0,289	0	1,000

Tabela 10 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos dados de riqueza de espécies por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017, com valores de p ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Hipótese linear	Estimativa	Erro Padrão	Z	P_{adj}
Herb = Solo	0,500	0,250	2,000	0,137
Solo+Herb = Solo	0,408	0,250	1,633	0,154
Controle = Solo	<0,001	0,289	0,000	1,000

Solo+Herb = Herb	-0,091	0,204	-0,449	0,784
Controle = Herb	-0,500	0,250	-2,000	0,137
Controle = Solo+Herb	-0,408	0,250	-1,633	0,154

Tabela 11 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de abundância por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Efeitos fixos	Estimativa	Erro Padrão	Z	P
Intercepto	<0,001	0,207	0,000	1,000
Herb	0,536	0,259	2,068	**0,039**
Solo+Herb	0,519	0,267	1,945	0,052
Controle	<0,001	0,289	0,000	1,000

Tabela 12 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos dados de abundância de espécies regenerantes por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017, com valores de p ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Hipótese linear	Estimativa	Erro Padrão	Z	P_{adj}
Herb = Solo	0,536	0,259	2,068	0,078
Solo+Herb = Solo	0,519	0,267	1,945	0,078

Controle = Solo	<0,001	0,289	0,000	1,000
Solo+Herb = Herb	-0,0177	0,216	-0,082	1,000
Controle = Herb	-0,536	0,259	-2,068	0,078
Controle = Solo+Herb	-0,519	0,267	-1,945	0,078

Tabela 13 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de cobertura por regenerantes por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Efeitos fixos	Estimativa	Erro Padrão	Z	P
Intercepto	1,099	0,226	4,868	**<0,05**
Herb	0,288	0,282	1,020	0,308
Solo+Herb	0,288	0,282	1,020	0,308
Controle	<0,001	0,319	0	1,000

Tabela 14 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos dados de cobertura por regenerantes por tratamento na avaliação inicial da área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil) realizada em julho/2017, com valores de p ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Hipótese linear	Estimativa	Erro Padrão	Z	P_{adj}
Herb = Solo	0,288	0,282	1,02	0,462

Solo+Herb = Solo	0,288	0,282	1,02	0,462
Controle = Solo	<0,001	0,319	0,00	1,000
Solo+Herb = Herb	<0,001	0,239	0,00	1,000
Controle = Herb	-0,288	0,282	-1,02	0,462
Controle = Solo+Herb	-0,288	0,282	-1,02	0,462

Tabela 15 - Estatística do LMM ajustado aos resultados da diferença entre os números final e inicial de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento no experimento implementado na área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil). Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Efeitos fixos	Estimativa	Erro Padrão	t
Intercepto	57,833	6,492	8,909
Herb	-121,167	9,181	-13,198
Solo+Herb	-114,75	9,181	-12,499
Controle	-11,417	9,181	-1,244

Tabela 16 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do LMM aos resultados da diferença entre os números final e inicial de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento no experimento implementado na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. Os valores de p foram ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Hipótese linear	Estimativa	Erro Padrão	Z	P_{adj}

Herb = Solo	-121,167	9,181	-13,198	**<0,05**
Solo+Herb = Solo	-114,750	9,181	-12,499	**<0,05**
Controle = Solo	-11,417	9,181	-1,244	0,256
Solo+Herb = Herb	6,417	9,181	0,699	0,485
Controle = Herb	109,750	9,181	11,954	**<0,05**
Controle = Solo+Herb	103,333	9,181	11,255	**<0,05**

Tabela 17 - Estatística do GLMM ajustado aos resultados da diferença na altura média final e inicial de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento no experimento implementado na área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil). Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Efeitos fixos	Estimativa	Erro Padrão	t	P
Intercepto	-1,528	0,113	-13,567	**<0,05**
Herb	0,950	0,113	8,395	**<0,05**
Solo+Herb	0,941	0,112	8,417	**<0,05**
Controle	0,069	0,162	-0,427	0,67

Tabela 18 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas sobre após ajuste do GLMM aos resultados da diferença entre a altura média final e inicial de rametas de *Hedychium coronarium* por tratamento no experimento implementado na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. Os valores de p foram ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e

aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Hipótese linear	Estimativa	Erro Padrão	Z	P_{adj}
Herb = Solo	0,950	0,113	8,395	**<0,05**
Solo+Herb = Solo	0,942	0,112	8,417	**<0,05**
Controle = Solo	-0,069	0,162	-0,427	0,767
Solo+Herb = Herb	-0,008	0,027	-0,296	0,767
Controle = Herb	-1,019	0,121	-8,407	**<0,05**
Controle = Solo+Herb	-1,011	0,121	-8,388	**<0,05**

Tabela 19 - Estatística do LMM ajustado aos resultados da diferença na porcentagem de cobertura final e inicial de *Hedychium coronarium* por tratamento no experimento implementado na área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil). Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Efeitos fixos	Estimativa	Erro Padrão	t
Intercepto	40,375	8,261	4,887
Herb	-91,167	9,040	-10,085
Solo+Herb	-94,458	9,040	-10,449
Controle	-2,042	9,040	-0,226

Tabela 20 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do LMM aos resultados da diferença entre a porcentagem de cobertura final e inicial por

Hedychium coronarium por tratamento no experimento implementado na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. Os valores de p foram ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Hipótese linear	Estimativa	Erro Padrão	Z	P_{adj}
Herb = Solo	-91,167	9,040	-10,085	**<0,05**
Solo+Herb = Solo	-94,458	9,040	-10,449	**<0,05**
Controle = Solo	-2,042	9,040	-0,226	0,821
Solo+Herb = Herb	-3,292	9,040	-0,364	0,821
Controle = Herb	89,125	9,040	9,859	**<0,05**
Controle = Solo+Herb	92,417	9,040	10,223	**<0,05**

Tabela 21 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de incremento da riqueza de espécies por tratamento no experimento implementado na área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil). Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Efeitos fixos	Estimativa	Erro Padrão	Z	P
Intercepto	1,905	0,115	16,636	**<0,05**
Herb	0,623	0,138	4,524	**<0,05**
Solo+Herb	0,465	0,142	3,284	**<0,05**
Controle	-1,027	0,216	-4,748	**<0,05**

Tabela 22 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos resultados da diferença entre a riqueza de espécies final e inicial por tratamento no experimento implementado na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. Os valores de p foram ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Hipótese linear	Estimativa	Erro Padrão	Z	P_{adj}
Herb = Solo	0,623	0,138	4,524	**<0,05**
Solo+Herb = Solo	0,465	0,142	3,284	**<0,05**
Controle = Solo	-1,027	0,216	-4,748	**<0,05**
Solo+Herb = Herb	-0,158	0,120	-1,314	0,189
Controle = Herb	-1,650	0,203	-8,141	**<0,05**
Controle = Solo+Herb	-1,493	0,205	-7,265	**<0,05**

Tabela 23 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de incremento da abundância por tratamento no experimento implementado na área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil). Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Efeitos fixos	Estimativa	Erro Padrão	Z	P
Intercepto	2,636	0,096	27,387	**<0,05**
Herb	0,867	0,091	9,532	**<0,05**
Solo+Herb	0,809	0,092	8,815	**<0,05**
Controle	-1,615	0,187	-8,618	**<0,05**

Tabela 24 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos resultados da diferença entre a abundância de espécies final e inicial por tratamento no experimento implementado na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. Os valores de p foram ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Hipótese linear	Estimativa	Erro Padrão	Z	P_{adj}
Herb = Solo	0,867	0,091	9,532	**<0,05**
Solo+Herb = Solo	0,809	0,092	8,815	**<0,05**
Controle = Solo	-1,615	0,187	-8,618	**<0,05**
Solo+Herb = Herb	-0,058	0,071	-0,819	0,413
Controle = Herb	-2,482	0,178	-13,931	**<0,05**
Controle = Solo+Herb	-2,424	0,179	-13,573	**<0,05**

Tabela 25 - Estatística do GLMM ajustado aos dados de incremento da cobertura de regenerantes por tratamento no experimento implementado na área de estudo (Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil). Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Efeitos fixos	Estimativa	Erro Padrão	Z	P
Intercepto	0,938	0,522	1,797	0,072
Herb	3,608	0,613	5,883	**<0,05**

Solo+Herb	3,324	0,594	5,599	**<0,05**
Controle	-1,942	0,618	-3,145	**<0,05**

Tabela 26 - Comparações par a par entre os fatores da variável explanatória realizadas após ajuste do GLMM aos resultados da diferença entre a cobertura por espécies regenerantes final e inicial por tratamento no experimento implementado na Floresta Nacional de Ibirama – Ibirama, SC, Brasil. Os valores de p foram ajustados pelo método Holm-Bonferroni. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção).

Hipótese linear	Estimativa	Erro Padrão	Z	P_{adj}
Herb = Solo	3,608	0,613	5,88	**<0,05**
Solo+Herb = Solo	3,324	0,594	5,599	**<0,05**
Controle = Solo	-1,942	0,618	-3,145	**<0,05**
Solo+Herb = Herb	-0,283	0,443	-0,639	0,523
Controle = Herb	-5,549	0,717	-7,736	**<0,05**
Controle = Solo+Herb	-5,266	0,701	-7,510	**<0,05**

APÊNDICE B – Listas de Espécies

Tabela 27 - Lista de espécies encontradas durante as avaliações do experimento realizado na Floresta Nacional de Ibirama (Ibirama, SC, Brasil), por família. Tratamentos: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). As espécies exóticas estão identificadas por um asterisco.

	Controle	Herb	Solo	Solo+Herb
AMARANTHACEAE				
Alternanthera sessilis (L.) R. Br. ex DC.				x
Amaranthus blitum L. *		x		x
APIACEAE				
Daucus pusillus Michx.		x		
APOCYNACEAE				
Peltastes peltatus (Vell.) Woodson			x	
ARALIACEAE				
Hydrocotyle sp		x		x
ARECACEAE				
Euterpe edulis Mart.			x	x
ASTERACEAE				
Adenostemma brasilianum (Pers.) Cass	x			
Ageratum conyzoides L.	x	x		x
Conyza canadensis (L.) Cronquist		x	x	x

Eclipta prostrata (L.) L.	x	x		x
Erechtites hieracifolia Raf.				x
Erechtites valerianifolia C.E.C. Fisch.		x	x	x
Eupatorium hecatanthum (D.C.) Baker		x		
Galinsoga parviflora Cav.*	x	x		x
Gamochaeta simplicicaulis (Willd. ex Spreng.) Cabrera		x		x
Jaegeria hirta (Lag.) Less.		x		x
Lactuca serriola L.		x	x	
Mikania cordifolia (L. f.) Willd.	x	x	x	x
Piptocarpha angustifolia Dusén ex Malme			x	
Pterocaulon balansae Chodat				x
Sonchus oleraceus L.		x		
Sphagneticola trilobata (L.) Pruski		x	x	x
Vernonanthura tweedieana (Baker) H. Rob.				x
Youngia japonica (L.) DC. *	x	x		x
BEGONIACEAE				
Begonia sp		x		x
BIGNONIACEAE				
Amphilophium dolichoides (Cham.) L.G. Lohmann			x	x
Bignoniaceae1				x

Jacaranda puberula Cham.			x	x
BLECHNACEAE				
Neoblechnum brasiliense (Desv.) Gasper & V.A.O. Dittrich		x		
BRASSICACEAE				
Cardamine bonariensis Pers.*	x	x		x
CARYOPHYLLACEAE				
Drymaria cordata (L.) Willd. ex Schult.*	x	x	x	x
Stellaria media (L.) Vill.*				x
COMMELINACEAE				
Commelina sp		x	x	x
Commelinaceae1	x	x	x	x
Tradescantia sp		x		
CONVOLVULACEAE				
Ipomoea cairica (L.) Sweet	x	x	x	x
CUCURBITACEAE				
Melothria cucumis Vell.		x	x	
CYPERACEAE				
Cyperaceae1		x		x
Cyperus hermaphroditus (Jacq.) Standl.	x	x	x	x

Cyperus hortensis (Salzm.) Dorr.		x		x
Cyperus sp	x	x		x
Fimbristylis miliacea (L.) Vahl.		x		
Fimbristylis sp		x		
Scleria sp			x	x
DRYOPTERIDACEAE				
Polybotrya sp			x	
EUPHORBIACEAE				
Alchornea glandulosa Poepp.		x	x	x
Euphorbia heterophylla L.			x	x
Sapium glandulatum (Vell.) Pax			x	
FABACEAE				
Senna neglecta (Vogel) H.S. Irwin & Barneby		x		
HYDROLEACEAE				
Hydrolea spinosa L.		x		
LAMIACEAE				
Hyptis inodora Schrank		x	x	
Hyptis suaveolens (L.) Poit.		x		
LAURACEAE				
Lauraceae1			x	

Lauraceae2			x	
LINDERNIACEAE				
Lindernia rotundifolia (L.) Alston		x		x
Micranthemum umbrosum (J.F. Gmel.) S.F. Blake				x
LYTHRACEAE				
Cuphea carthagenensis (Jacq.) J.F. Macbr.		x		x
MAGNOLIACEAE				
Magnolia ovata (A. St.-Hil.) Spreng.			x	
MALPIGHIACEAE				
Heteropterys sp			x	
MALVACEAE				
Sida rhombifolia L.		x		x
MELASTOMATACEAE				
Tibouchina clinopodifolia (DC.) Cogn.				x
MENISPERMACEAE				
Cissampelos andromorpha DC.			x	x
MORACEAE				
Sorocea bomplandii (Baill.) W.C.Burger et al.	x			x
MYRTACEAE				
Eucalyptus sp*				x

ONAGRACEAE				
Ludwigia longifolia (DC.) H. Hara		x		x
Ludwigia peruviana (L.) H. Hara	x	x	x	x
Ludwigia leptocarpa (Nutt.) H. Hara		x		x
OXALIDACEAE				
Oxalis sp	x	x		
PASSIFLORACEAE				
Passiflora capsularis L.			x	
Passiflora porophylla Vell.			x	
PHYLLANTHACEAE				
Hyeronima alchorneoides Allemão			x	
PHYTOLACCACEAE				
Phytolacca thyrsiflora Fenzl ex J.A. Schmidt			x	x
PIPERACEAE				
Manekia obtusa (Miq.) T. Arias, Callejas & Bornst.			x	
PLANTAGINACEAE				
Callitriche deflexa A. Braun ex Hegelm.		x		x
Plantago sp		x		
Scoparia dulcis L.	x	x		x
POACEAE				

Axonopus sp		x		
Chusquea sp	x	x	x	x
Digitaria sp		x		
Panicum sp		x		
Paspalum conjugatum P.J. Bergius				x
Paspalum sp		x		x
Poaceae1		x		
Sacciolepis indica (L.) Chase		x		
Urochloa sp*	x	x	x	x
POLYGONACEAE				
Polygonum hydropiperoides Michx.	x	x		x
PONTEDERIACEAE				
Heteranthera reniformis Ruiz & Pav.		x	x	x
PRIMULACEAE				
Myrsine coriacea (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.		x	x	
PTERIDACEAE				
Pteridaceae1		x		x
RUBIACEAE				
Borreria palustris (Cham. & Schltdl.) Bacigalupo & E.L. Cabral	x	x	x	x

Diodia saponariifolia (Cham. & Schltdl.) K. Schum.		x		
Psychotria sp1			x	
Psychotria sp2			x	
SCROPHULARIACEAE				
Stemodia verticillata (Mill.) Hassl.		x		x
SOLANACEAE				
Brugmansia suaveolens (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Sweet*	x	x	x	x
Solanum americanum Mill.	x	x		
Solanum lycopersicum L.*		x		
Solanum mauritianum Scop.		x	x	x
Solanum sp1				x
Solanum sp2			x	
THELYPTERIDACEAE				
Christella sp				x
Thelypteridaceae1		x		x
ULMACEAE				
Trema micrantha (L.) Blume			x	x
URTICACEAE				
Boehmeria caudata Sw.	x	x	x	x

Boehmeria cylindrica (L.) Sw.	x		x	
Cecropia glaziovii Snethl.		x	x	x
Pilea microphylla (L.) Liebm.*		x		x
IND18	x			
IND19			x	

Tabela 28 - Abundância de espécies regenerantes nativas e exóticas por tratamento observadas ao longo dos meses de Janeiro/2018 a Julho/2018 no experimento instalado na Floresta Nacional de Ibirama (Ibirama, SC, Brasil), classificadas por porte. Porte: L – Liana; H – Herbácea; A – Árvore; S – Arbusto, SA – Sub-arbusto. Os tratamentos foram: Solo (corte e transposição de solo), Herb (corte e aplicação de herbicida), Solo+Herb (corte, aplicação de herbicida e transposição de solo) e Controle (sem intervenção). Espécies exóticas estão identificadas por um asterisco.

	Controle							**Herb**							
	Meses							**Meses**							
Espécies	**J**	**F**	**M**	**A**	**M**	**J**	**J**	**J**	**F**	**M**	**A**	**M**	**J**	**J**	**Porte**
Adenostemma brasilianum	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	H
Ageratum conyzoides	0	0	0	0	1	1	0	18	13	20	23	26	33	31	H

Alchornea glandulosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
Alternanthera sessilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
*Amaranthus blitum**	0	0	0	0	0	0	0	12	10	53	12	10	6	3	H
Amphilophium dolichoides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L
Axonopus sp	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	H
Begonia sp	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	5	6	12	19	H
Bignoniaceae1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L
Boehmeria caudata	0	1	1	2	4	4	3	5	6	8	15	39	50	80	S
Boehmeria cylindrica	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	SA
Borreria palustris	0	0	0	0	1	3	3	6	8	15	15	23	25	25	H
*Brugmansia suaveolens**	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	S
Callitriche deflexa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	H
*Cardamine bonariensis**	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	20	37	44	57	H
Cecropia glaziovii	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	A
Christella sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Chusquea sp	0	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	1	2	H
Cissampelos andromorpha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L
Commelina sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	H
Commelinaceae1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	2	3	H

Conyza canadensis	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	7	8	H
Cuphea carthagenensis	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3	8	8	5	6	H
Cyperaceae1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Cyperus hermaphroditus	1	1	1	1	1	1	1	3	4	4	2	0	1	0	H
Cyperus hortensis	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3	3	6	5	5	H
Cyperus sp	0	0	0	0	0	1	1	3	3	6	6	6	3	4	H
Daucus pusillus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	H
Digitaria sp	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	H
Diodia saponariifolia	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	4	4	H
*Drymaria cordata**	1	0	1	1	1	3	2	8	8	8	7	11	13	19	H
Eclipta prostrata	0	0	0	1	1	1	1	7	0	5	3	9	4	4	H
Heteranthera reniformis	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3	2	2	H
Erechtites hieracifolia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Erechtites valerianifolia	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	3	3	4	H
Eucalyptus sp*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
Eupatorium hecatanthum	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	H
Euphorbia heterophylla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Euterpe edulis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
Fimbristylis miliaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	H

Fimbristylis sp	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	1	0	0	0	H
*Galinsoga parviflora**	1	1	1	1	0	0	0	2	2	9	9	3	3	0	H
Gamochaeta simplicicaulis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	H
Heteropterys sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L
Hydrocotyle sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	9	13	17	H
Hydrolea spinosa	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	8	8	H
Hyeronima alchorneoides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
Hyptis inodora	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	H
Hyptis suaveolens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	H
Indeterminado18	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Ipomoea cairica	0	2	2	4	4	2	3	2	1	3	4	4	4	4	L
Jacaranda puberula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
Jaegeria hirta	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	3	3	H
Lactuca serriola	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	H
Lauraceae1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
Lauraceae2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
Lindernia rotundifolia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	3	3	3	H
Ludwigia longifolia	0	0	0	0	0	0	0	5	3	4	4	3	3	1	SA
Ludwigia peruviana	3	3	3	4	4	5	5	29	21	22	39	36	32	22	SA

Ludwigia leptocarpa	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	SA
Magnolia ovata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
Manekia obtusa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L
Melothria cucumis	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	L
Micranthemum umbrosum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Mikania cordifolia	1	1	2	2	6	6	6	1	1	1	3	3	2	2	L
Myrsine coriacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	A
Neoblechnum brasiliense	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	H
Oxalis sp	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	H
Panicum sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	H
Paspalum conjugatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Paspalum sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3	3	3	H
Passiflora capsularis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L
Passiflora porophylla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L
Peltastes peltatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L
Phytolacca thyrsiflora	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	SA
*Pilea microphylla**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	H
Piptocarpha angustifolia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
Plantago sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	H

Polybotrya sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Polygonum hydropiperoides	1	1	1	0	0	0	0	1	2	2	3	4	10	11	H
Psychotria sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	S
Psychotria sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	S
Pteridaceae1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	3	3	H
Pterocaulon balansae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Sacciolepis indica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	H
Sapium glandulosum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
Scleria sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Scoparia dulcis	1	0	0	0	1	1	1	3	6	7	5	6	8	7	H
Senna neglecta	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	S
Sida rhombifolia	0	0	0	0	0	0	0	7	3	5	5	5	5	5	H
Solanum americanum	0	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	3	H
*Solanum lycopersicum**	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	H
Solanum mauritianum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	S
Solanum sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	S
Solanum sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	S
Sonchus oleraceus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	H
Sorocea bomplandii	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	A

Sphagneticola trilobata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	H
*Stellaria media**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Stemodia verticillata	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	1	H
Thelypteridaceae1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2	2	H
Tibouchina clinopodifolia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Tradescantia sp	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	H
Trema micrantha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
Urochloa sp*	0	0	0	0	0	0	0	4	4	7	6	5	6	6	H
Vernonanthura tweediana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	S
*Youngia japonica**	0	0	0	0	2	0	0	1	0	5	4	15	18	15	H
	Solo							**Solo+Herb**							
	Meses							**Meses**							
Espécies	**J**	**F**	**M**	**A**	**M**	**J**	**J**	**J**	**F**	**M**	**A**	**M**	**J**	**J**	**Porte**
Adenostemma brasilianum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Ageratum conyzoides	0	0	0	0	0	0	0	9	5	12	18	13	20	30	H
Alchornea glandulosa	1	1	1	1	1	1	1	2	0	0	0	0	0	0	A
Alternanthera sessilis	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	2	1	0	0	H
*Amaranthus blitum**	0	0	0	0	0	0	0	15	19	61	26	47	38	15	H
Amphilophium dolichoides	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	L

Axonopus sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Begonia sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	4	H
Bignoniaceae1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	L
Boehmeria caudata	1	2	2	2	3	2	2	1	0	1	2	22	50	68	S
Boehmeria cylindrica	0	0	1	1	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	SA
Borreria palustris	0	0	0	0	1	0	0	2	2	5	6	6	11	11	H
*Brugmansia suaveolens**	0	0	0	0	0	0	0	6	2	0	0	1	2	2	S
Callitriche deflexa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3	H
*Cardamine bonariensis**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	17	60	77	104	H
Cecropia glaziovii	1	1	2	2	2	2	2	0	1	2	2	2	2	2	A
Christella sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	H
Chusquea sp	0	0	0	2	3	7	9	1	0	0	1	2	2	2	H
Cissampelos andromorpha	1	1	3	3	4	4	4	2	0	0	0	0	0	0	L
Commelina sp	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	2	2	2	H
Commelinaceae1	0	0	0	0	1	2	2	1	0	0	0	4	5	3	H
Conyza canadensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	3	4	H
Cuphea carthagenensis	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	7	7	6	H
Cyperaceae1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Cyperus hermaphroditus	3	3	3	4	7	1	1	7	5	5	3	4	1	0	H

Cyperus hortensis	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	3	3	3	4	H
Cyperus sp	0	0	0	0	0	0	0	7	2	2	3	3	3	3	H
Daucus pusillus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Digitaria sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Diodia saponariifolia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
*Drymaria cordata**	2	2	3	4	4	3	3	2	2	6	9	10	13	16	H
Eclipta prostrata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	H
Heteranthera reniformis	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	2	2	2	H
Erechtites hieracifolia	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	H
Erechtites valerianifolia	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	H
Eucalyptus sp*	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	A
Eupatorium hecatanthum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Euphorbia heterophylla	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	H
Euterpe edulis	28	46	48	43	47	51	52	9	9	7	8	4	4	4	A
Fimbristylis miliaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Fimbristylis sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
*Galinsoga parviflora**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	5	3	H
Gamochaeta simplicicaulis	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	1	4	H
Heteropterys sp	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	L

Hydrocotyle sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	15	H
Hydrolea spinosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Hyeronima alchorneoides	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
Hyptis inodora	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	H
Hyptis suaveolens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Indeterminado18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Ipomoea cairica	4	5	6	4	4	4	4	1	2	7	9	8	8	7	L
Jacaranda puberula	2	2	6	6	5	4	5	1	0	0	0	0	0	0	A
Jaegeria hirta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	8	2	3	H
Lactuca serriola	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Lauraceae1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	A
Lauraceae2	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	A
Lindernia rotundifolia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	H
Ludwigia longifolia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	SA
Ludwigia peruviana	1	2	2	2	2	2	1	9	5	15	15	18	15	14	SA
Ludwigia leptocarpa	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	SA
Magnolia ovata	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	A
Manekia obtusa	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	L
Melothria cucumis	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L

Micranthemum umbrosum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	H
Mikania cordifolia	2	2	2	2	3	5	5	0	0	0	1	2	3	3	L
Myrsine coriacea	0	0	0	2	3	3	5	0	0	0	0	0	0	0	A
Neoblechnum brasiliense	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Oxalis sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Panicum sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Paspalum conjugatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	H
Paspalum sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	H
Passiflora capsularis	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	L
Passiflora porophylla	1	1	1	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	L
Peltastes peltatus	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	L
Phytolacca thyrsiflora	2	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	SA
*Pilea microphylla**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	2	2	H
Piptocarpha angustifolia	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	A
Plantago sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Polybotrya sp	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	H
Polygonum hydropiperoides	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	2	1	1	1	H
Psychotria sp1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	S
Psychotria sp2	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	S

Pteridaceae1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	3	H
Pterocaulon balansae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	H
Sacciolepis indica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Sapium glandulosum	3	3	3	3	3	3	3	0	0	0	0	0	0	0	A
Scleria sp	2	3	3	3	4	5	4	0	0	0	0	1	1	1	H
Scoparia dulcis	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	1	2	2	1	H
Senna neglecta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	S
Sida rhombifolia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3	3	2	H
Solanum americanum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
*Solanum lycopersicum**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Solanum mauritianum	1	1	1	1	0	0	0	5	2	2	2	2	3	3	S
Solanum sp1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	S
Solanum sp2	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	S
Sonchus oleraceus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Sorocea bomplandii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	A
Sphagneticola trilobata	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	H
*Stellaria media**	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	H
Stemodia verticillata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	0	H
Thelypteridaceae1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	H

Tibouchina clinopodifolia	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2	2	2	H
Tradescantia sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	H
Trema micrantha	39	39	44	42	40	46	45	11	7	7	7	4	4	3	A
Urochloa sp*	1	1	1	1	1	1	1	4	1	4	4	6	4	5	H
Vernonanthura tweediana	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	3	S
*Youngia japonica**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4	7	H