



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

UNIVERSIDADE REGIONAL DO CARIRI

UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ETNOBIOLOGIA E  
CONSERVAÇÃO DA NATUREZA - PPGETNO

THEO BRANCO DE OLIVEIRA WANDERLEY

**EFEITOS POSITIVOS DE UMA PLANTA INVASORA: EVIDÊNCIAS DO AUMENTO  
NA SOBREVIVÊNCIA E DIMINUIÇÃO DA HERBIVORIA DE PLANTAS NATIVAS**

RECIFE

2020

THEO BRANCO DE OLIVEIRA WANDERLEY

**EFEITOS POSITIVOS DE UMA PLANTA INVASORA: EVIDÊNCIAS DO AUMENTO  
NA SOBREVIVÊNCIA E DIMINUIÇÃO DA HERBIVORIA DE PLANTAS NATIVAS**

Trabalho de dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação de Etnobiologia e Conservação da Natureza da Universidade Federal Rural de Pernambuco como requisito obrigatório para obtenção do Título de Mestre.

Área de concentração: Etnobiologia e Conservação da Natureza

**Orientadora:** Christini Barbosa Caselli.

**Co-orientador:** Thiago Gonçalves Souza.

RECIFE

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Sistema Integrado de Bibliotecas  
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- BS16e Wanderley, Theo Branco de Oliveira  
EFEITOS POSITIVOS DE UMA PLANTA INVASORA: EVIDÊNCIAS DO AUMENTO NA SOBREVIVÊNCIA  
E DIMINUIÇÃO DA HERBIVORIA DE PLANTAS NATIVAS / Theo Branco de Oliveira Wanderley. - 2020.  
46 f.
- Orientadora: Christini Barbosa Caselli.  
Coorientador: Thiago Goncalves Souza.  
Inclui referências.
- Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, , Recife, 2020.
1. Tradescantia zebrina. 2. Espécie exótica. 3. Regeneração. 4. Floresta Atlântica . 5. Facilitação. I. Caselli, Christini  
Barbosa, orient. II. Souza, Thiago Goncalves, coorient. III. Título

**THEO BRANCO DE OLIVEIRA WANDERLEY**

**EFEITOS POSITIVOS DE UMA PLANTA INVASORA: EVIDÊNCIAS DO AUMENTO  
NA SOBREVIVÊNCIA E DIMINUIÇÃO DA HERBIVORIA DE PLANTAS NATIVAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação de Etnobiologia e Conservação da Natureza da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito obrigatório para obtenção do Título de Mestre.

Aprovado pela banca examinadora dia **21 de fevereiro de 2020**, com conceito “A”.

---

**Dr<sup>a</sup> Christini Barbosa Caselli**

Programa de Pós-Graduação em Etnoecologia e Conservação da Natureza  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

---

**Dr. Rafael Dudeque Zenni**

Departamento de Biologia  
Universidade Federal de Lavras.

---

**Dra. Fernanda Maria Pereira de Oliveira**

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal  
Universidade Federal de Pernambuco

---

**Dr. Felipe Pimentel Lopes de Melo**

Centro de Ciências Biológicas  
Universidade Federal de Pernambuco

---

**Dra. Nicola Schiel**

Departamento de Biologia  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

## AGRADECIMENTOS

À Christini e Thiago, pela competência como orientadores, extraordinários pesquisadores e colegas. Obrigado por todos os conselhos, ensinamentos e experiências ao longo da minha graduação e pós graduação.

Às grandes amigas do ECOFUN, onde pude crescer como ser humano e profissional, e que levarei para o resto da vida. Obrigado Reginaldo, Gabriel, Pedro, Gabriela, Cássio e Paulo(s). Eu não poderia pedir por pessoas melhores para compartilhar todos estes anos.

Ao PPGETNO, no seu corpo técnico e docente, pelo seu grande comprometimento e competência na formação de cidadãos e pesquisadores.

A UFRPE, instituição mãe, onde pude me encontrar como cidadão e apreender tantos ensinamentos que não caberiam em um agradecimento. Tenho muito orgulho de ser filho da “Ruralinda”, uma Universidade pensante, crítica e acolhedora.

À minha avó, mãe e pai, a quem devo apenas -tudo-. Obrigado por acreditarem em mim e compartilharem dos meus sonhos. Amo vocês para sempre.

Aos meus amigos e colegas, com quem compartilhei uma das melhores fases da minha vida, vocês todos estarão para sempre em meu coração e lembranças.

Aos emaranhados sociais e políticos progressistas que também lutaram para que eu e milhares de outras(os) estudantes pudessem ter acesso à uma Universidade Pública, gratuita e de qualidade. “Todo poder emana do povo” Art. 1º, CF 1988.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Mapa de variáveis e suas relações, com as predições
- Figure 1.a** - Map of the State Park Dois Irmãos (green) showing the intern and external trails (red lines).
- Figure 1.b** - Location of experimental blocks (white dots) and intern trails (red lines) inside the Park
- Figure 1.c** - Scheme showing the three zebrina's treatments (T1: no zebrina, T2: low zebrina density, T3: high zebrina density) and its spatial arrangement with each block.
- Figura 2** - Mean and SD plant survival per plot AND TIME
- Figura 3** - Percentage of Leaf damage per plant and its SD
- Figura 4** - Alpha-diversity values (colored dots) and its averages
- Figure S2.a** - Photograph of a damaged leaf on a white background and 10 cm printed scale used to measure leaf area
- Figure S2.b** - Example of the "real leaf area" considered for Estimated Leaf Damage calculations.
- Figure S2.c** - Example of "expected leaf area" used for Estimated Leaf Damage calculations.
- Figure S5.a** - Foliar Damage percentage values (point), tendency (blue line and gray zone) by first axis soil PCA
- Figure S5.b** - Percentage of Leaf damage per plant and its SD

## Sumário

Resumo .....	8
Abstract.....	9
1. Introdução Geral .....	10
1.1. Objetivos e Questionamentos .....	10
1.2. Estratégias de Pesquisa.....	10
1.3. Estrutura da Dissertação .....	12
2. Fundamentação Teórica .....	14
2.1. Crise na Biodiversidade.....	14
2.2. Homogeneização Biótica e Invasão Biológica .....	14
2.3. Dualidades e Mecanismos .....	15
2.4. Aspectos Socioecológicos da Invasão .....	16
3. Short-term effect of an invasive plant on native community richness, seedling abundance and herbivory .....	18
4. Considerações Finais .....	39
4.1. Principais Conclusões.....	39
4.2. Contribuições Teóricas .....	39
4.4. Propostas de Investigações Futuras .....	40
4.5. Orçamento .....	40
Referências Bibliográficas.....	42

Wanderley, Theo Branco de Oliveira; MSc; Universidade Federal Rural de Pernambuco; fevereiro de 2020; EFEITOS POSITIVOS DE UMA PLANTA INVASORA: EVIDÊNCIAS DO AUMENTO NA SOBREVIVÊNCIA E DIMINUIÇÃO DA HERBIVORIA DE PLANTAS NATIVAS; Christini Barbosa Caselli, Thiago Gonçalves Souza.

## **Resumo**

As espécies invasoras são uma das principais ameaças à biodiversidade do mundo e vários estudos resultaram em literatura tradicional focada principalmente em seus efeitos negativos. No entanto, um número crescente de estudos sobre plantas invasoras fornece evidências de que elas também podem ter impactos positivos nos ecossistemas, contribuindo para a restauração de suas funções e no aumento da biodiversidade, com efeitos paradoxais sendo relatados por estudos realizados em diferentes escalas geográficas. É fundamental compreender como as plantas invasoras afetam as comunidades naturais para informar melhor as ações de conservação, reduzindo a incerteza sobre como gerenciar organismos invasores. Em nosso estudo, usamos uma abordagem experimental para investigar o efeito a curto prazo (seis meses) de uma planta invasora espalhada globalmente (*Tradescantia zebrina*) em comunidades nativas de uma área protegida. Analisamos mecanismos envolvidos na dinâmica populacional e pressão de predação, bem como padrões de diversidades entre parcelas com diferentes densidades da planta invasora. Encontramos um aumento de até 55% na sobrevivência das plantas nativas em parcelas com menor densidade de zebrina quando comparadas às parcelas sem zebrina. Em parcelas com maior densidade de zebrina, a herbivoria foliar total diminuiu 57% e a riqueza das plantas aumenta em até 50% em relação às parcelas não invadidas e 32% em parcelas com baixa invasão. Essas descobertas enriquecem a discussão sobre os mecanismos da comunidade afetados por uma planta invasora, sua direção e sua intensidade, aumentando a crescente evidência de que o campo de invasão biológica pode conciliar efeitos multidirecionais como a facilitação inicial, mesmo que posteriormente interações competitivas se sobreponham e ameacem a biodiversidade.

**Palavras-chave:** *Tradescantia zebrina*, Espécie exótica, Regeneração, Floresta Atlântica, Facilitação.



Wanderley, Theo Branco de Oliveira; MSc; Universidade Federal Rural de Pernambuco; fevereiro de 2020; EFEITOS POSITIVOS DE UMA PLANTA INVASORA: EVIDÊNCIAS DO AUMENTO NA SOBREVIVÊNCIA E DIMINUIÇÃO DA HERBIVORIA DE PLANTAS NATIVAS; Christini Barbosa Caselli, Thiago Gonçalves Souza.

### **Abstract**

Invasive species are one of the world's major threats to biodiversity and it has been widely studied resulting in traditional literature focused mainly on negative relationships. However, an increasing number of studies on Invasive Alien Plants provide evidence that it may also have positive impacts on ecosystems, contributing to the restoration of ecosystem functions and the increase of biodiversity, with paradoxical effects being reported by studies conducted on different geographic scales. Understanding how non-native invasive plants effects natural communities is paramount to better inform conservation actions, reducing the uncertainty about how to manage invasive organisms. In our study, we used an experimental approach to investigate the short-term effect (six months) of *Tradescantia zebrina*, a globally spread invasive plant, on native communities of a protected area. We analyzed mechanisms involved in population dynamic and predation pressure, as well as diversities patterns among plots with different densities of the invasive plant. We found up to 55% increase in native plant survival in plots with lower density of zebrina when compared to plot with no zebrina. On higher zebrina density plots the total leaf herbivory decreases 57% and plant richness increases up to 50% than non invaded plot and 32% than low invaded plots. These findings enriching the discussion about community mechanisms affected by an invasive plant, its direction and its intensity in the short-term adding to the growing evidence that biological invasion field can conciliate multi directional effects, such as facilitates interactions in initial stages even if on broader timescale and on last stage invasion it becomes high competitive and danger to biodiversity.

**Keywords:** *Tradescantia zebrina*, Exotic species, Regeneration, Atlantic forest, Facilitation.

## 1. Introdução Geral

### 1.1. Objetivos e Questionamentos

Neste trabalho propomos entender o efeito de uma planta invasora na comunidade de plantas nativas, mais especificamente nas populações, diversidade de plantas nativas e nas relações tróficas, contribuindo para o campo teórico da invasão biológica. Para isso nós utilizamos como modelo a espécie *Tradescantia zebrina* ex. Bosse, uma planta nativa da América Central e considerada exótica invasora em todos os continentes abrangendo diversas ilhas oceânicas (GBIF, 2017). No Brasil a zebrina está presente em ao menos 19 estados (PELLEGRINI, 2018).

Nós buscamos esclarecer o processo de invasão integrando questões-chave sugeridas por GALLIEN & CARBONI (2017), como: demografia, interações multitróficas e os impactos na diversidade de espécies nativas. Assim, buscamos responder: (i) Qual o efeito da invasão biológica na dinâmica de populacional das espécies nativas? (ii) Qual o efeito da invasão biológica na diversidade das comunidades de plantas invadidas? (iii) Como a invasão biológica afeta a pressão de predação das comunidades de plantas invadidas? Nossas hipóteses são que: H(i) - A *T. zebrina* afete negativamente a germinação e sobrevivência de plantas nativas; H(ii) – A *T. zebrina* diminua a riqueza de plantas cause homogeneização biótica nas comunidades invadidas; H(iii) – A *T. zebrina* diminua a herbivoria dentro das comunidades invadidas.

### 1.2. Estratégias de Pesquisa

Estudos que se propõem entender o processo de invasão em ambiente natural geralmente empregam abordagens observacionais (STRICKER; HAGAN; FLORY, 2015) e apesar do seu potencial para generalização (por poderem ser realizados em grande escalas), existem limitações para entender se o observado é um efeito da invasão ou se a invasão seria um sintoma secundário (MACDOUGALL; TURKINGTON, 2005). A abordagem experimental em campo, utilizada nesse estudo, seria uma alternativa para contornar esta questão. Ela possibilita manipular as condições importante para a invasão biológica, como o estabelecimento inicial das plantas (Efeito de Prioridade, FRASER; BANKS; WATERS, 2015; WILSEY; BARBER; MARTIN, 2015) sem abrir mão interações complexas de serem replicadas em laboratório, como a influência de uma variedade de herbívoros influenciando na pressão de predação e *fitness* das espécies (KEANE; CRAWLEY, 2002; LIU; STILING, 2006).

Decidimos que para entender melhor os efeitos da invasão na comunidade deveríamos considerar uma abordagem não binária (presença ou ausência da planta invasora), já que o processo de invasão envolve questões denso dependentes, como as densidade populacionais iniciais da planta invasora (POWELL; CHASE; KNIGHT, 2013). Assim, determinamos tratamentos com três diferentes densidades da zebrina, representando diferentes estágios de invasão, incluindo um controle sem a presença da planta invasora. Para determinar as densidades a serem utilizadas em cada tratamento consideramos questões fisiológicas das plantas e logísticas em campo, como o transplante das plantas no menor intervalo de tempo entre o local original e a parcela a serem replantadas, reduzindo assim estresses sobre as plantas.

Por se tratar de um experimento de campo e para minimizar o efeito de fatores não controlados no desenho experimental incluímos medições relacionadas à heterogeneidade do habitat, como a disponibilidade de luz, nutrientes e propriedades do solo (CRAINE; DYBZINSKI, 2013). Nós replicamos nossos tratamentos espacialmente em um desenho em blocos distribuído aleatoriamente ao longo de trilhas na área de estudo. Também foi necessária a remoção da vegetação, serapilheira e camada superficial de raízes das parcelas para garantir que os efeitos observados eram dos nossos tratamentos e não de fatores pretéritos ao transplante.

A decisão de acompanhar o experimento temporalmente, com visitas de coletas a intervalos de 15 a 20 dias, garante que variações temporais sejam registradas, considerando que tais variações são necessárias para entender mudanças na direção do efeito da invasão (DAVIS; GRIME; THOMPSON, 2000; GALLIEN; CARBONI, 2017). O acompanhamento temporal também foi necessário pois um único registro das comunidades não seria capaz responder a questões dependentes do tempo, como as taxas de germinação, a sobrevivência e o processo de herbivoria.

A decisão de usar morfoespécies baseadas em padrões foliares para as análises de diversidades partiu da dificuldade técnica de identificar taxonomicamente plantas recém germinadas que não apresentam estruturas reprodutivas. Utilizamos um limite mínimo de 5 cm para selecionar plântulas com folhas minimamente desenvolvidas para identificação por morfotipagem. A sobrevivência observada e as taxas de germinação foram registradas contabilizando todas as plantas nativas presentes nas parcelas, independente do morfotipos ou comprimento. A sobrevivência foi calculada

considerando o total de plântulas em cada parcela, descrevendo o sucesso das populações em sobreviver ao meio; enquanto as taxas de germinação foram o resultado da quantidade de plantas germinadas na visita  $n$ , menos as plantas germinadas na visita  $n-1$ .

O cálculo das taxas de dano foliar (proxy para herbivoria) foi realizado sem comprometer as folhas para a próxima coleta de dados, uma vez que o experimento foi replicado temporalmente. Para isso utilizamos fotografias das folhas vivas utilizando cartões em fundo branco e com escala, evitando a remoção das folhas. Para medir o dano foliar estimado consideramos a “área esperada” da folha saudável, conectando as regiões danificadas nas bordas e criando um polígono convexo. Acreditamos que apesar de conservador esse método proporciona mais confiabilidade e replicabilidade, pois a “área esperada” da folha não é desenhada arbitrariamente.

### **1.3. Estrutura da Dissertação**

A presente dissertação possui como capítulo principal um artigo a ser submetido para a revista “Biological Invasion”, com título “Short-term effect of an invasive plant on native community richness, seedling abundance and herbivory”. Para o desenvolvimento do texto nós utilizamos a método IMRAD, acrônimo de Introdução, Métodos, Resultados e Discussão. O desenvolvimento do trabalho dentro de cada seção orientou-se sequencialmente, seguindo as seguintes predições (Figura 1).

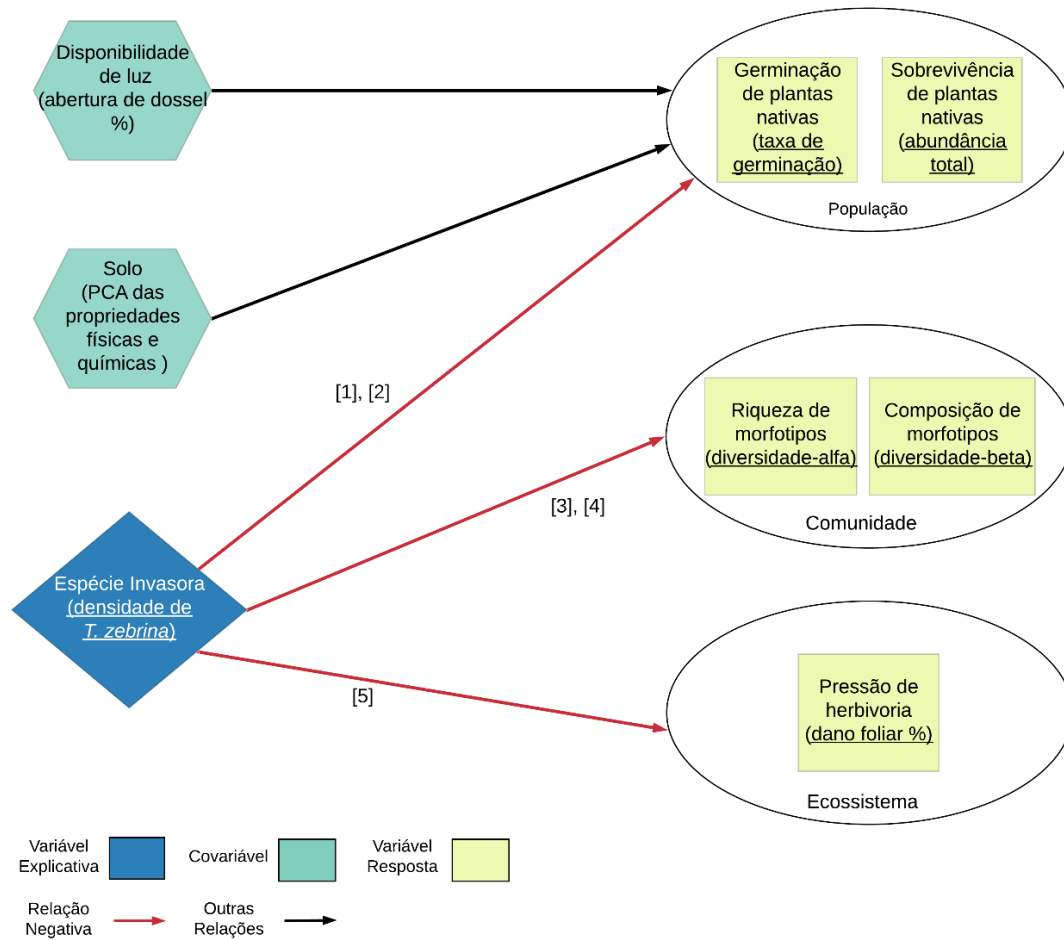


Figura 1. Mapa de variáveis e suas relações, com as predições (1) *T. zebrina* diminui as taxas de germinação das plantas nativas; (2) *T. zebrina* diminui a sobrevivência das plantas nativas; (3) *T. zebrina* diminui a diversidade de plantas nativas; (4) *T. zebrina* reduz a diversidade beta das comunidades nativas; (5) *T. zebrina* aumenta o dano foliar das comunidades nativas.

## **2. Fundamentação Teórica**

### **2.1. Crise na Biodiversidade**

A capacidade do ser humano em descaracterizar habitats pela degradação das suas características físicas e químicas (ex: desmatamento e fragmentação florestal) tem sido os maiores fatores de perda de biodiversidade no planeta (CHAPIN, et al., 1998). Todos estes distúrbios que resultam na degradação e perda de habitat, têm submetido comunidades biológicas a filtros ambientais altamente limitantes para suas populações (DUFFY, 2003).

A extinção de espécies devido a alterações geofísicas e geoquímicas nos níveis de sistemas globais tem feito muitos cientistas considerarem o início de uma nova era geológica chamada “Antropoceno”, na qual o ser humano atua como uma força geotransformadora (CRUTZEN, 2006; STEFFEN et al., 2011a; STEFFEN; CRUTZEN; MCNEILL, 2007). Porém é válido ressaltar que a história da interação do ser humano com o ambientais e efeitos negativos desta interação não remetem apenas aos últimos três séculos, relacionados ao início das revoluções industriais. Modificações ambientais e extinções de espécies vêm ocorrendo desde o tempo dos nossos ancestrais hominídeos, temporalmente correlacionadas com atividades de caça e modificações ambientais para aquisição de recursos (STEFFEN et al., 2011b).

A extinção de espécies e perdas populacionais tem atingido níveis tão altos que considera-se que estamos passando pelo 6º evento de extinção em massa no planeta (BARNOSKY et al., 2011). Cálculos conservadores mostram que no último século perdemos cerca 200 espécies de vertebrados. Quando comparado a números médios de extinções nos registros fósseis dos últimos 2 milhões de anos, a perda de 200 espécies seria considerada “normal” apenas em uma janela de tempo de 10.000 anos (CEBALLOS et al., 2015; MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999). A problemática da degradação ambiental torna-se ainda mais preocupante quando áreas de grande biodiversidade estão sobrepostas com áreas degradadas ou ameaçadas por ações antrópicas (MYERS et al., 2000; SECHREST et al., 2002).

### **2.2. Homogeneização Biótica e Invasão Biológica**

Quando as populações não conseguem sobreviver e se manter frente aos novos filtros ambientais ou então existe perda de espécies que são competitivamente inferiores à aquelas resistentes às mudanças (CLAVEL; JULLIARD; DEVICTOR, 2011; RADER

et al., 2014), ocorre um processo chamado de homogeneização biológica. Esta problemática torna-se mais urgente quando inserimos o ser humano ou suas atividades como agentes dispersores (SIMBERLOFF, 2009). A dispersão de espécies para áreas fora de sua distribuição natural pode resultar em seu estabelecimento em comunidades com histórias evolutivas diferentes, onde estas são consideradas espécies exóticas, e quando estas são capazes de se estabelecer, tornam-se invasoras (SERRANO-CINCA; FUERTES-CALLÉN; MAR-MOLINERO, 2005).

Uma vez que alcançam novos ambientes, o sucesso do estabelecimento das plantas exóticas pode se dar pelo nível de perturbação da comunidade invadida, pela diversidade de espécies nativas, pela capacidade de propagação da espécie invasora, pela pressão de predação, flutuação de recursos, entre outros (DAVIS; GRIME; THOMPSON, 2000; KEANE; CRAWLEY, 2002; LAKE; LEISHMAN, 2004; LEVINE et al., 2003; VON HOLLE; SIMBERLOFF, 2005). Porém, ainda estamos começando a entender a importância relativa destes fatores e a direção de seus efeitos sobre a comunidade nativa.

### **2.3. Dualidades e Mecanismos**

Apesar do pressuposto negativo da invasão biológica em relação à diversidade de espécies nativas e até mesmo a processos de sucessão (FLORY; CLAY, 2010), a invasão biológica não é sempre negativa. Plantas invasoras podem agir como facilitadoras aumentando a disponibilidade de recursos limitantes e criando um efeito de liberação de predadores ao diminuir populações de níveis tróficos superiores (RODRIGUEZ, 2006). Estas podem ainda servir para fins de restauração de funções ecossistêmicas, ao aumentar a complexidade estrutural do habitat e recriar nichos (EVINER et al., 2012; SCHLAEPFER, 2018; SCHLAEPFER; SAX; OLDEN, 2011).

Outro exemplo da falta de consenso na área da invasão biológica é o efeito da invasão biológica em diferentes escalas de habitat, conhecido como Paradoxo da Invasão (FRIDLEY et al., 2007). O Paradoxo da Invasão demonstrou que em pequenas escalas espaciais existe uma relação negativa entre a diversidade de plantas e a invasão biológica, enquanto em maiores escalas a invasão biológica está relacionada com a maior diversidade de plantas. Posteriormente ALTIERI et al. (2010) relaciona os efeitos positivos observados em grande escala como a consequência de uma cascata de

facilitação trófica que beneficia a diversidade através de espécies engenheiras que alteram propriedades do habitat.

A questão da facilitação dentro da problemática de espécies invasoras tem recebido maior atenção para tentar entender a falta de unanimidade nas consequências da invasão biológica. Entender os meios, quais os mecanismos envolvidos na invasão biológica e estudar outras dimensões além dos padrões de diversidade é essencial para entender os resultados multidirecionais deste processo (GARCÍA-DÍAZ et al., 2015). Estudar como os mecanismos envolvidos na invasão biológica geram efeitos multidirecionais são de grande valor para informar estratégias de manejo das espécies invasoras (RODRIGUEZ, 2006; ZAVALA; HOBBS; MOONEY, 2001).

#### **2.4. Aspectos Socioecológicos da Invasão**

O uso plantas não-nativas pelos seres humanos, com para fins medicinais, na culinária, extração de recursos, decoração e até mesmo para conexão afetiva, acarreta na dispersão artificial de várias espécies pelo globo, seja de forma intencional ou não (MARTÍNEZ; MANZANO-GARCÍA, 2019; MAZUMDAR; MAZUMDAR, 2012; SIMBERLOFF, 2009). Ao se estabelecerem, estas espécies prestam serviços à populações locais, que podem fazer o uso diários dos recursos agregando a elas um valor de uso independente da sua origem (SOUZA et al., 2018). Desta forma, quando são avaliadas soluções de manejo para a retirada de espécies invasoras, é fundamental a avaliação dos seus usos e da importância relativa da espécie para a população local (BARDSLEY; EDWARDS-JONES, 2006).

Apesar do estabelecimento dessas plantas estarem atrelados ao uso de comunidades locais dos recursos disponibilizados, também existem efeitos negativos atrelados a presença de espécies invasoras ou exóticas, como a perda de áreas de pastagens e perdas nas produções (NGORIMA; SHACKLETON, 2019). Tais efeitos negativos não são observados apenas em comunidades locais, se estendendo a grandes produções e monoculturas. De acordo com pesquisas da última década, a presença de plantas invasora acarretam de forma direta ou indireta perdas econômicas anuais de 335 bilhões de dólares em países como Brasil, Estados Unidos, Reino Unido, Austrália e Índia (PIMENTEL et al., 2001).



O estabelecimento de plantas invasoras e usos desses recursos por populações locais, podem ainda resultar em conflitos em áreas de preservação, como quando restrições do uso dessas áreas são feitas sem considerar as demandas das comunidades locais (BARDSLEY; EDWARDS-JONES, 2006) Nessas situações a participação da população é fundamental para a resolução dessas problemáticas, garantindo o uso sustentável dos recursos sem prejudicar a biodiversidade alvo de proteção.

1 **3. Short-term effect of an invasive plant on native community richness, seedling**  
2 **abundance and herbivory**

3 O artigo a seguir será submetido para a revista “Biological Invasion”, (ISSN:  
4 1387-3547 (Print) 1573-1464 (Online), seguindo os critérios editoriais disponíveis em:  
5 <https://www.springer.com/journal/10530/submission-guidelines>.

6 **Short-term effect of an invasive plant on native community richness, seedling**  
7 **abundance and herbivory**

8  
9 Authors: **Theo Branco O. Wanderley<sup>1,2</sup>, Thiago Gonçalves Souza<sup>1,2</sup>, Christini**  
10 **Barbosa Caselli<sup>1</sup>**

11  
12 Affiliation:

13 1 - Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza,  
14 Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife,  
15 Pernambuco, Brazil

16 2- Laboratório de Síntese Ecológica e Conservação da Biodiversidade, Departamento  
17 de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brazil

18  
19 Author for correspondence: Theo Branco de Oliveira Wanderley, E-mail:  
20 [theowanderley@outlook.com](mailto:theowanderley@outlook.com)

21

## 22 **Abstract**

23 Invasive species are one of the world's major threats to biodiversity and it has been  
24 widely studied resulting in traditional literature focused mainly on its negative effects on  
25 natural communities. However, an increasing number of studies on invasive alien plants  
26 provide evidence that it may also have positive impacts on ecosystems, contributing to  
27 the increase of biodiversity and restoration of ecosystem functions, with paradoxical  
28 effects being reported by studies conducted on different geographic scales. Understanding  
29 how non-native invasive plants effects natural communities is paramount to better inform  
30 conservation actions, reducing the uncertainty about how to manage invasive organisms.  
31 In our study, we used an experimental approach to investigate the short-term effect (six  
32 months) *Tradescantia zebrina*, a globally spread invasive plant, on the native plant  
33 community of a protected area. We analyzed the mechanisms involved in population  
34 dynamic and predation pressure, as well as the diversity patterns among plots with  
35 different densities of the invasive plant. We found up to 55% increase in native plant  
36 survival in plots with lower density of zebrina when compared to plot with no zebrina.  
37 Under higher zebrina's density the total leaf herbivory decreases 57% and plant richness  
38 increases up to 50% than non invaded plot and 32% than in simulated low invaded plots.  
39 Our findings enrich the discussion on the community mechanisms affected by an invasive  
40 plant, the direction of its effects and its intensity in the short-term, contributing to the  
41 growing evidence that biological invasion can exert multi directional effects, such as  
42 facilitation of native species on initial invasion stages and competitive interactions on  
43 latter stages.

44

## 45 **Keywords**

46 Plant Invasion, Alien Species, Atlantic Forest, Regeneration, Invasive Relative  
47 Abundance.

48

## 49 **Acknowledgment**

50 We would like to thank the forest engineer Nara Lúcia da Silva for her support on  
51 behalf of Dois Irmãos State Park and Gabriel Xavier Boldorini Ariero for the field  
52 activities support. This research was funded by the Pernambuco State Science and  
53 Technology Support Foundation (FACEPE, IBPG-1052-2.05/17) with a master's degree  
54 grant for Wanderley, TBO.

55 **Introduction**

56 Biological invasion is one of the major threats to biodiversity in the world (Pejchar  
57 and Mooney 2009). Introduced species have decreased species richness, homogenized  
58 communities, and harmed the ability of nature to provide ecosystem services (McKinney  
59 and Lockwood 1999; Socolar et al. 2016; Hulme and Vilà 2017). For instance, invasive  
60 plant species might change soil properties, through allelopathic phytochemicals  
61 production or by removing the symbiotic rhizosphere of native plants, negatively  
62 affecting seed germination and seedlings establishment (Inderjit and Duke 2003; Batten  
63 et al. 2006; Inderjit and van der Putten 2010; Weidenhamer and Callaway 2010; Coats  
64 and Rumpfo 2014). Plant invasion may also increase the predation pressure over native  
65 plants, once natives can be a more attractive resource to herbivorous than exotic plants  
66 (Bennett et al. 2011; Maoela et al. 2019).

67 Despite the negative relationship between non-native and native plant  
68 populations highlighted in the published literature, a growing number of studies add  
69 evidence that invasion could also have positive effects on native populations by  
70 increasing habitat structural complexity (Schlaepfer et al. 2011; Schlaepfer 2018),  
71 nutrient addiction (Quinn and Harrison 1988), and by releasing natural enemies of native  
72 populations through phytochemical production (Kim and Underwood 2015). Due to its  
73 positive impacts on some natural communities, invasive plants can facilitate native  
74 species, contributing to the restoration of ecosystem functions and biodiversity  
75 (Schlaepfer et al. 2011). For instance, invasive trees growing on abandoned meadows has  
76 been observed to promote native species succession and field restoration (Lugo 2004).

77 The complex interaction between invasive plant species and natural communities  
78 is further complicated by spatial-temporal scale of its effects, such as that contradictory  
79 patterns found by Fridley et al. (2007) demonstrating that at fine scale there is a negative  
80 relationship between native and invasive species richness, while at broad scale this  
81 relationship is positive. With respect to the temporal scale, most studies have only  
82 observed the effect of non-native species in a unique time frame, possibly losing time-  
83 dependents effects (Strayer et al. 2006). Thus, whether invasion effects change over time  
84 scale remains to be explored. Theory predicts that over time invasive plant species will  
85 affect plant dispersion and resource fluctuation, key-factors to invasion theory (Davis et  
86 al. 2000; Richardson and Pyšek 2012). Understanding how this species effects natural  
87 communities on different spatial-temporal scales is paramount to better inform

88 conservation actions, reducing the uncertainty about how to manage invasive organisms  
89 to avoid its negative impacts (Zavaleta et al. 2001; Rodriguez 2006).

90 Our study analyzed the effects of a globally invasive herbaceous plant,  
91 *Tradescantia zebrina* Heynh. ex Bosse (Zenni and Ziller 2011) hereafter referred as  
92 zebrina, on native plant community through time. In Brazil, this species has been  
93 registered in at least 19 states reaching many legal protected areas at all phytogeographic  
94 domains, except for Pantanal (Pellegrini 2018; I3N 2019). Zebrina colonization is  
95 predicted to impact population dynamics, community composition and trophic  
96 relationships through its already evidenced allelopathic, bactericidal, and insecticidal  
97 activity (Pérez and Iannacone 2004; Tan et al. 2014; Moura et al. 2018). In fact, negative  
98 effects of zebrina were already reported on native community diversity (Mantoani et al.  
99 2013).

100 Most studies on impacts of invasive plants are single observational with little  
101 focused on other mechanisms than plant-plant interaction (Strayer et al. 2006; Stricker et  
102 al. 2015). This limitation leaves a lacuna on how invasive plants acts on processes and  
103 mechanisms through time and how it effects native diversity. Therefore, here we  
104 experimentally manipulated the abundance of an invasive species to investigate its effects  
105 on plant population dynamic and multitrophic interactions processes through time.  
106 Specifically, we asked: How does biological invasion (1) influence the native plant  
107 population dynamics, (2) affect community herbivory and (3) affect community  
108 diversity? To answer these questions, we evaluated the following hypothesis: (i) the  
109 invasive species will negatively affect the population dynamics of native plants, (ii)  
110 increases the predation pressure over invaded native communities and (iii) decreases plant  
111 diversity. We thus predict that higher zebrina's densities will (i.a) decreases seed  
112 germination and (i.b) decreases plant survival; (ii.a) promote higher foliar damages on  
113 native plants and (iii.a) reduces alfa and (iii.b) beta diversity of invaded communities.

114

## 115 **Methods**

### 116 **Study Area and Organisms**

117 We conducted the field experiment for six months (from February to August 2019)  
118 at Dois Irmãos State Park (PEDI; **Figure 1a**), a legally protected area in the state of  
119 Pernambuco, Brazil. The State Parke comprises an area of approximately 1,200 ha  
120 composed of secondary Dense Ombrophilous vegetation, with Köppen type "As" climate  
121 (IBGE 2012; SEMAS 2014).

122 The invasive plant *Tradescantia zebrina* is listed as control-priority in the Park's  
123 Management Plan (SEMAS 2014), occupying at least half of the internal trails. Moreover,  
124 the Park's Management Plan classified zebrina at the highest level of invasion, its risk  
125 category is described as the lowest one, making zebrina invasion a low priority plant to  
126 be managed at the local. Zebrina reproduces mainly vegetatively by ramets resulting in  
127 high-density patches 15-25 cm high in the forest understory (McGinley 2010) with  
128 potential to shades competitors, potentially suppressing natural succession process (I3N  
129 2019).

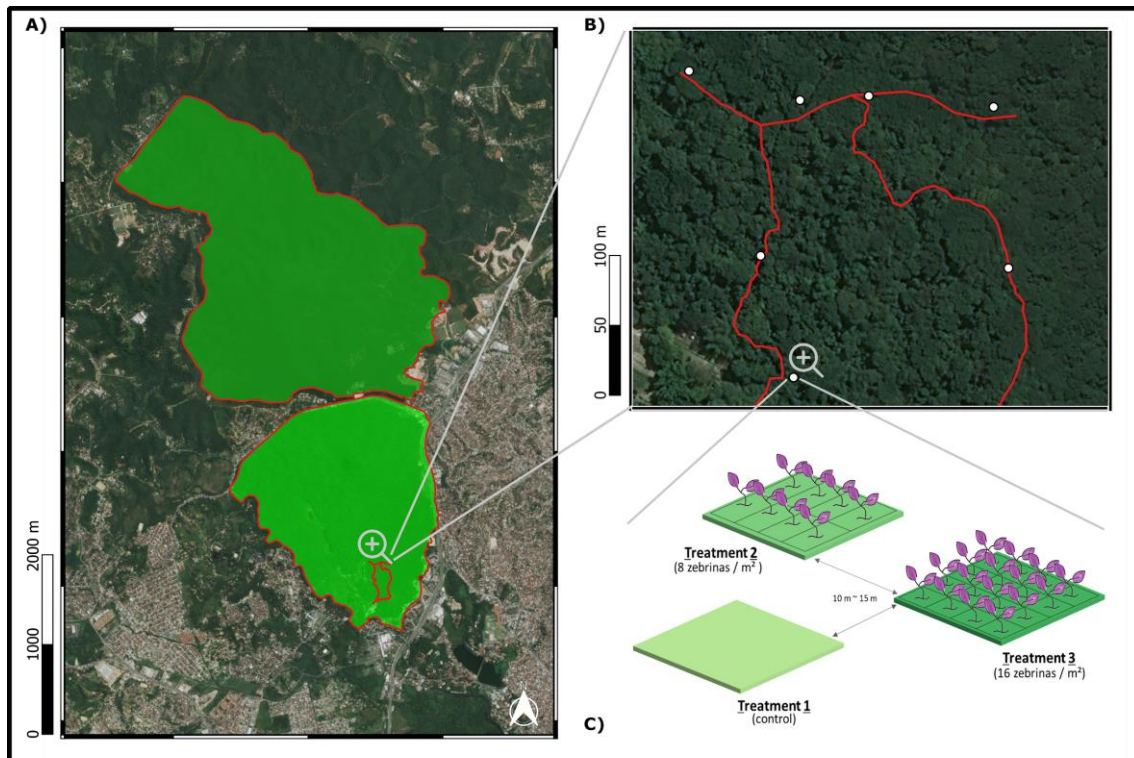
130

### 131 **Experiment Design and Plants Management**

132 We performed a randomized blocks field experiment using three treatments to  
133 manipulate the density of zebrina (**Figure 1c**): no individuals/m<sup>2</sup> (control), 8  
134 individuals/m<sup>2</sup> (low-density treatment), and 16 individuals/m<sup>2</sup> (high-density treatment).  
135 Treatments were spaced 10-15 meters apart within the blocks and replicated 10 times  
136 along the park internal trails on a minimum distance of 30 m, totaling 30 plots (**Figure**  
137 **1b**). All plots were installed in areas with exclusively herbaceous vegetation lower than  
138 30 cm high to avoid over plant suppression on the sorted plots and avoid negative effects  
139 on the preserved area.

140 Before transplanting the zebrina into the sorted plots we removed the surface  
141 vegetation, litter and roots to minimally guarantee that new germination was due to the  
142 events that took place after transplanting rather than due to seed banks. The individuals  
143 of the invasive plant were collected from four zebrinas' patches inside the protected area,  
144 where we randomly sorted 60 individuals inside each patch, totalizing 280 ramets. All  
145 procedures were submitted and approved by the competent environmental control agency  
146 (Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation, n° 69204-1) and Dois Irmãos  
147 State Park Management.

148



149

150 **Figure 1.** (a) Map of the State Park Dois Irmãos (green) showing the intern and external  
 151 trails (red lines). (b) Location of experimental blocks (white dots) and intern trails (red  
 152 lines) inside the Park. (c) Scheme showing the three zebra's treatments (T1: no zebra,  
 153 T2: low zebra density, T3: high zebra density) and its spatial arrangement with each  
 154 block.

155

### 156 **Environmental variables**

157 We collected data on soil properties and light availability at plot level because  
 158 they might be important confounding variables. In fact, they are limiting resources that  
 159 may hinder or favor plant community development and trophic interactions, directly  
 160 interfering with response variables (Tilman 1982; Craine and Dybzinski 2013; McPeck  
 161 2019). For soil characterization, we analyzed physical and chemical properties of soil  
 162 samples collected from the first 15 cm of soil in the center of each plot (**Table S1**,  
 163 supplementary material). Light availability was measured by canopy hemispheric  
 164 photographs on each plot taken once between 8:00 AM and 10:00 PM. The hemispheric  
 165 photographs were analyzed using the Gap Light Analyzer 2.0 © software (Frazer et al.  
 166 2000) and the canopy aperture percentage values were extracted by applying a blue color  
 167 filter and 150 Threshold limits.

168

169 **Sampling procedure**

170 Data collection consisted of monitoring the experimental plots on 15-20 days interval (n  
171 = 8 samplings along the six months). On each visit we collected the following data in  
172 accordance to our tree research questions:

173 **How does biological invasion influence native plant population dynamics?**

174 To verify how the invasive plant affects native plant population dynamics, we  
175 counted the number of newly germinated native species per plot on each visit. These  
176 values were used to calculate the native plant's survival (the total abundance per plot of  
177 germinated plants alive) and germination rate (the nonnegative values of germinated  
178 plants at sampling  $n$  minus the number of germinated plants at the immediately previous  
179 sampling,  $n - 1$ ).

180 **How does biological invasion affect community herbivory?**

181 To calculate herbivory, we marked all newly germinated plants over 5 cm in  
182 length (which presented minimally developed leaves for measuring herbivory and for  
183 morphotype identification) per plot/visit. We also randomly selected and marked (with  
184 straw segments of ~ 5 mm in the sheaths) two healthy leaves per plant and photographed  
185 them on each visit (**Figure S2.a**, supplementary material). Then, we calculated the  
186 Estimated Leaf Damage – ELD (Lowman 1984) using the “real leaf area (mm)” and  
187 “expected leaf area” (mm) generated by the leaves’ surface analysis on the Adobe®  
188 Photoshop CC 2018 software. The “real leaf area” was calculated using the leaf  
189 boundaries present at the time of collection (**Figure S2.b**, supplementary material), while  
190 the “expected leaf area” had the damaged regions connected at its edges, forming a  
191 convex polygon (**Figure S2.c**, supplementary material). The calculation of ELD was  
192 given by:

193

194 
$$ELD = \left[ \frac{(\text{“expected leaf area”} - \text{“real leaf area”})}{\text{“expected leaf area”}} \right]$$

195 ELD varies from 0 (no apparent damage) to 0.99 (almost completely damaged leaf).

196

197 **How does biological invasion affect community diversity?**

198 We used the information obtained from all marked plants (previous sampling) to  
199 calculate alpha diversity as the accumulated number of morphotypes per plot, while beta-



200 diversity was measured using an occurrence matrix with the identity and abundance of  
201 the morphospecies (see below on Data Analysis).

202

### 203 **Statistical analysis**

204 To reduce the number of soil variables and avoid the interference of correlations  
205 among them we performed a Principal Component Analysis (PCA, **Table S3**,  
206 supplementary material) and retained as predictor variables the two first axes with a  
207 cumulative variation of 80%. We used mixed effect models considering zebrina density  
208 as a fixed independent variable, while block and time were considered random variables  
209 (except for diversities analysis, where time was not included given that the values were  
210 cumulative). The two main axes of soil PCA and canopy opening were included as  
211 covariates.

212 In addition, we used Generalized Mixed Effect Linear Models (GLMM) with  
213 Poisson distribution to test the effects of non-native density on germination rates  
214 (prediction i.a) and the number of alive seedlings (prediction i.b). To test for differences  
215 on the leaf damage (prediction ii.a) among treatments, we used Mixed Generalized  
216 Additive Models (GAMM) with regular beta distribution and considering only Estimated  
217 Leaf Damage values greater than zero (to analysis considering all Estimated Leaf Damage  
218 values see supplementary material **S4**).

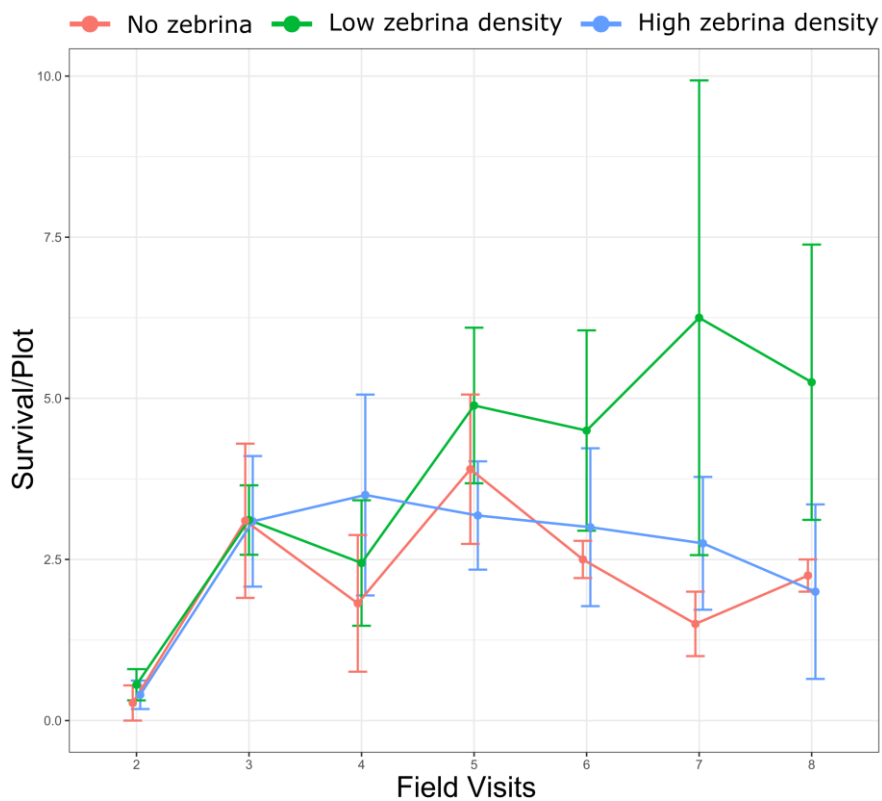
219 We also used a GLMM to evaluate the influence of zebrina on native alpha-  
220 diversity among treatments (prediction iii.a). Moreover, the effects of the non-native  
221 species density on beta-diversity (iii-b) were evaluated by using a Bray-Curtis distance  
222 matrix from a Hellinger's transformation of relative abundances per plot. We analyzed  
223 the distance matrix using Multivariate Permutational Variance Analysis  
224 (PERMANOVA) considering block as random variable (argument *strata*). All statistical  
225 analyses and models were performed using R Studio (R Studio Team 2019) and the  
226 following packages: car, dplyr, factoextra, FactoMineR, gamlss, ggplot2, lme4 and  
227 vegan.

### 228 **Results**

229 We counted 201 germinations with an average rate per plot / visit of  $1.8 \pm 2.3$  and  
230 average plant survival of  $2.7 \pm 3.2$  individuals. We identified 18 morphospecies out of 78  
231 individuals, with an overall average of  $1.7 \pm 1.2$  morphospecies per plot. The difference  
232 between the number of germinations and identified individuals is because no minimum

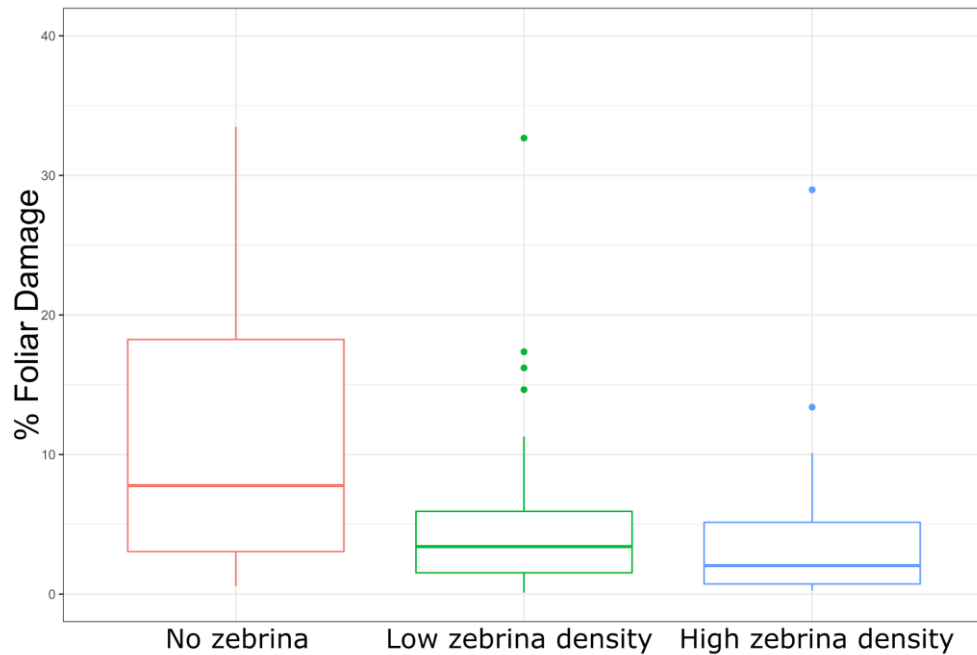
233 size was used to count germinations, while species identity only accounts for plants larger  
 234 than 5 cm. Regarding to foliar damage, we recorded an average damage per individual of  
 235  $6.35\% \pm 9.6\%$ .

236 Zebrina density did not affect the germination rates of native species ( $X^2(2, 113)$   
 237  $= 1.56, p = 0.45$ ). However, it did affect seedling survival, with low zebrina density  
 238 treatment showing the highest averages (**Figure 2**), about 55% higher than treatment  
 239 without zebrina ( $Z_{(2,156)} = 3.9, p < 0.01$ ) and 32% higher than the high density treatment  
 240 ( $Z_{(2,156)} = -2.7, p = 0.02$ ). There was no difference in plant survival between treatments  
 241 with the highest zebrina density and without zebrina ( $Z_{(2,156)} = 1.38, p = 0.35$ ). Seedling  
 242 survival also varied according to the canopy openness and most irradiated plots had  
 243 greater survival (condicional  $R^2 = 0.78, \text{Chisq}(1, 156) = 19.02, p < 0.01$ ). High density  
 244 zebrina plots had the most preserved plant leaves ( $t(7,95) = 2.62, p < 0.01$ ), presenting  
 245 63% less foliar damages than plots without the invasive plant (3.9% vs. 10.7%), but the  
 246 treatment with low zebrina density did not differ from other treatments ( $p > 0.05$ ).



247  
 248 **Figure 2.** Mean and SD plant survival per plot (total abundance) in treatments without  
 249 zebrina (control, red), with low (green) and high (blue) zebrina densities through field  
 250 visits.

251

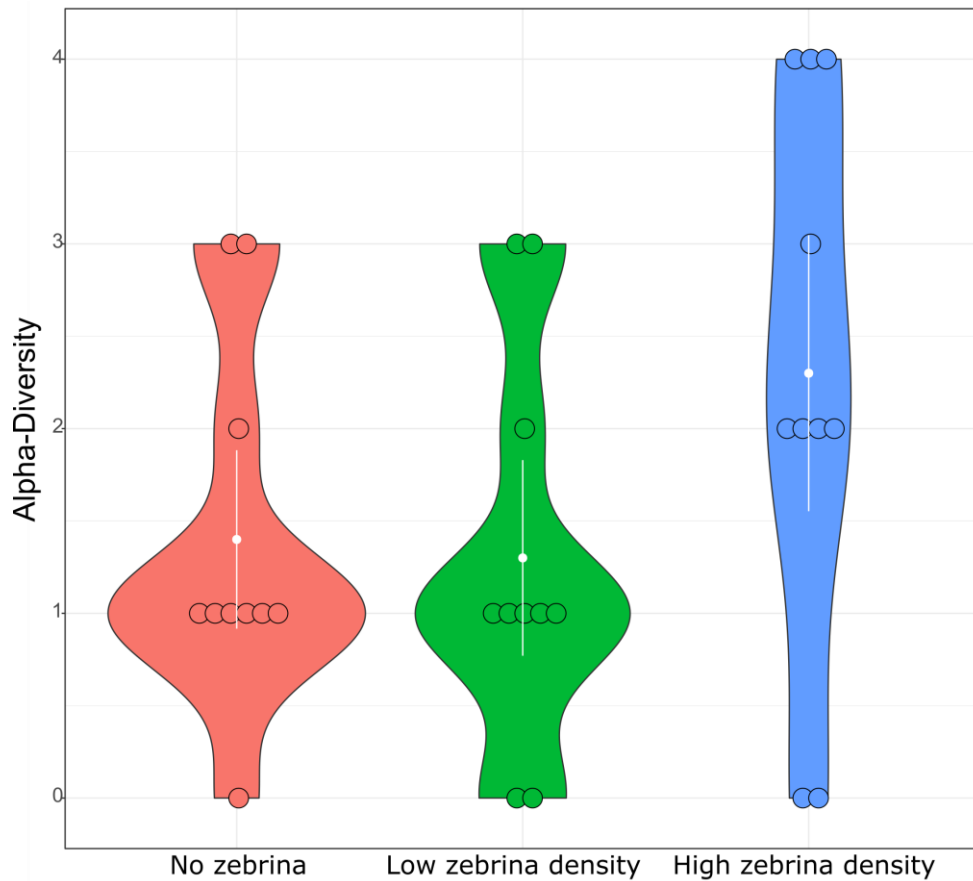


252

253 **Figure 3.** Percentage of Leaf damage per plant and its SD by treatment with no zebrina  
 254 (red), low zebrina density (green), and high zebrina density (blue).

255

256 Plots with high zebrina density had greater alpha-diversity ( **Figure 4**), with 36%  
 257 more morphospecies than low density plots (1.5 vs. 1.1,  $t(2,30) = -2.63$ ,  $p = 0.01$ ) and  
 258 50% more than plots without zebrina (1.5 vs. 1.0,  $t(2,30) = -2.43$ ,  $p = 0.02$ ). Community  
 259 composition (beta diversity) of morphospecies did not answer to zebrina presence ( $F_{(2, 30)} = 0.36$ ,  $\text{Pr}_{(>F)} = 0.985$ ), however, it responded to the first axis of the soil PCA ( $F_{(2, 24)} = 2,17$ ,  $\text{Pr}_{(>F)} = 0.038$ ) which mostly represents total nitrogen, organic matter, effective  
 260 cation exchange capacity, percentage of soil clay and remaining phosphorus .  
 261  
 262



263

264 **Figure 4.** Alpha-diversity values (colored dots) and its averages (white dots) on  
 265 treatments with no zebrina (red), low zebrina density (green) and high zebrina density  
 266 (blue).

267 **Discussion**

268 We found that low and high densities of the invasive plant can positively modify  
 269 native populations dynamics and diversity patterns at short term. In the six months of the  
 270 experiment, we observed less herbivory in plots with high invasive plant compared to  
 271 plots with only native plants, while plants survival (abundance) in plots with low zebrina  
 272 density were higher than plots with no zebrina. Moreover, we find that the invasive plant  
 273 density is positively correlated with community richness. These evidences suggest that  
 274 even with no detectable effect on germination rates, the invasive plant may have initial  
 275 positive effects in native plant community and its recolonization process, suggesting a  
 276 facilitation role of invasive species (Rodriguez 2006).

277 Although previous laboratory studies showed lettuce seedling suppression (Moura  
 278 et al. 2018), none of the invasive plant treatments affected native germination rates. This  
 279 could evidence that lab experiments have limited power to simulate the complex

280 interactions present in natural environments and that some cautions are recommended to  
281 extrapolate these finds. *Zebrina* affected positively the native plant dynamics by  
282 increasing survival at low densities (contrary to our hypotheses i) and they could be the  
283 result of limiting nutrients addition by the invasive plant (Quinn and Harrison 1988).  
284 However, it would not explain alone why invasive treatment with high density had no  
285 effect on plant survival. Allelopathy may play an important role on this result, since some  
286 studies showed that small amounts of phytochemicals, as could be found under low  
287 invasive abundances, can benefit plant development (Inderjit and Duke 2003). On the  
288 other hand, higher amounts of allelopathic substances, as on high invasive abundances,  
289 could overcome nutritional benefits for native plants, reinforcing the presence of positive  
290 density-dependent effects favoring invasive plant populations (Fitter 2003; Chengxu et  
291 al. 2011; Del Fabbro and Prati 2015).

292         Contrary to our hypothesis ii, the invasive plant did not increase overall herbivory  
293 on experimental plots but decreased foliar damages. Our finds suggest the production of  
294 phytochemicals with effective anti-herbivory proprieties by the invasive plant that could  
295 result in a protective buffer with a positive effect on native plants (Hambäck et al. 2014;  
296 Underwood et al. 2014), expanding the invasive herbivory resistance among native  
297 neighborhoods. Also, changes on community nutritional balance of specific nutrients  
298 (such as reduction on soil nitrogen) could cause changes on the herbivory pressure, as  
299 described on (Maoela et al. 2019), where invasive removal increased the overall leaf  
300 nitrogen content on the community, consecutively increasing herbivory.

301         We did not confirm any negative effects on community diversity by the invasive  
302 plant (hypothesis iii), instead we found that in short time all densities of the invasive plant  
303 increased native morphospecies richness on invaded communities, but without  
304 significant changes on community composition. Evidences of invasive plants  
305 facilitation effect are not a novelty (Rodriguez 2006; Meira-Neto et al. 2017) and shows  
306 that invasion process goes beyond competitive effects. The relative abundance of the  
307 invasive plant plays an important role influencing whenever it will have a facilitation or  
308 competitive effect on native communities, that is, interactions among invasive and native  
309 species may change along invasion stages (Iler and Goodell 2014). Thus, the positive  
310 effects detected on morphospecies richness may not evidence an absolute *zebrina*  
311 property and this effect might be modulated by its relative abundance, with potential of  
312 becoming prejudicial on higher abundances than our density treatments.

313 Changes on abiotic conditions generated by zebrinas' growth, such as reduction  
314 of light availability and stem and leaf network, can act as an intense competitive trait  
315 (Flory and Clay 2010). In these deeply invaded areas shade could negatively affect plant  
316 survival and richness, overcoming potential facilitation effects, such as nutrient addition  
317 and predator release. Physical barrier generated by the invasive plant (~20 cm high) at  
318 long time invaded plots could prevent native seed germination as evidenced by Flory and  
319 Clay (2010), explaining why most studies find negative association between zebrina and  
320 number of native individuals (Mantoani et al. 2013; Castro-Díez et al. 2019). In fact,  
321 (Kelly and Skipworth 1984) have demonstrated a discrepancy between the number of  
322 seedlings above patches and the number of developed plants surpassing the invasive layer  
323 using the plant *Tradescantia fluminensis*, a zebrina close related plant. This find suggest  
324 that the aggressive growthy of zebrina (Ribeiro et al. 2014) may form physical barriers  
325 above the ground that can be a key-factor for its invasion success and threats to  
326 biodiversity.

327 Even though at advanced stages of invasion zebrina's population can reach greater  
328 densities and growth higher than those individuals used on our treatments, we consider  
329 that our finds are of great relevance for understanding the role of biological invasion in a  
330 temporal scale perspective. It shades light on the initial stages of plant invasion process  
331 and the role of community mechanisms affected by an invasive plant. Here we brought  
332 evidences that plant biological invasion can have a facilitation effect on early colonization  
333 stages by the improvement of native plant survival and the release of predation pressure,  
334 besides increases plant species richness. We suggest that future studies should investigate  
335 the substitution of facilitation for competitive interactions considering longer times scales  
336 and among various invasion stages to better inform the discussion on how to proper  
337 manage invasive species.

338

339 **References**

- 340 Batten KM, Scow KM, Davies KF, Harrison SP (2006) Two Invasive Plants Alter Soil  
341 Microbial Community Composition in Serpentine Grasslands. *Biol Invasions* 8:217–  
342 230. <https://doi.org/10.1007/s10530-004-3856-8>
- 343 Bennett AE, Thomsen M, Strauss SY (2011) Multiple mechanisms enable invasive  
344 species to suppress native species. *Am J Bot* 98:1086–1094.  
345 <https://doi.org/10.3732/ajb.1000177>
- 346 Castro-Díez P, Vaz AS, Silva JS, et al (2019) Global effects of non-native tree species on  
347 multiple ecosystem services. *Biol Rev* 0: <https://doi.org/10.1111/brv.12511>
- 348 Chengxu W, Mingxing Z, Xuhui C, Bo Q (2011) Review on Allelopathy of Exotic  
349 Invasive Plants. *Procedia Eng* 18:240–246.  
350 <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.proeng.2011.11.038>
- 351 Coats VC, Rumpho ME (2014) The rhizosphere microbiota of plant invaders: an  
352 overview of recent advances in the microbiomics of invasive plants . *Front.*  
353 *Microbiol.* 5:368
- 354 Craine JM, Dybzinski R (2013) Mechanisms of plant competition for nutrients, water and  
355 light. *Funct Ecol* 27:833–840. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12081>
- 356 Davis MA, Grime JP, Thompson K (2000) Fluctuating resources in plant communities:  
357 A general theory of invasibility. *J Ecol* 88:528–534. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>
- 359 Del Fabbro C, Prati D (2015) The relative importance of immediate allelopathy and  
360 allelopathic legacy in invasive plant species. *Basic Appl Ecol* 16:28–35.  
361 <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.10.007>
- 362 Fitter A (2003) Making Allelopathy Respectable. *Science* (80- ) 301:1337 LP – 1338.  
363 <https://doi.org/10.1126/science.1089291>
- 364 Flory SL, Clay K (2010) Non-native grass invasion suppresses forest succession.  
365 *Oecologia* 164:1029–1038. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1697-y>
- 366 Frazer G, Canham C, Lertzman K (2000) Gap Light Analyzer, Version 2.0. *Bull Ecol Soc*  
367 *Am* 81:191–197. <https://doi.org/10.2307/20168436>

368 Fridley JD, Stachowicz JJ, Naeem S, et al (2007) The invasion paradox: Reconciling  
369 pattern and process in species invasions. *Ecology* 88:3–17.  
370 [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88\[3:TIPRPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[3:TIPRPA]2.0.CO;2)

371 Hambäck PA, Inouye BD, Andersson P, Underwood N (2014) Effects of plant  
372 neighborhoods on plant-herbivore interactions: Resource dilution and associational  
373 effects. *Ecology* 95:1370–1383. <https://doi.org/10.1890/13-0793.1>

374 Hulme PE, Vilà M (2017) Integrating the Impacts of Non-native Species on Ecosystem  
375 Services into Environmental Policy. In: Vilà M, Hulme PE (eds) *Impact of*  
376 *Biological Invasions on Ecosystem Services*. Springer International Publishing,  
377 Cham, pp 327–341

378 IBN (2019) Base de dados de espécies exóticas invasoras do Brasil

379 IBGE (2012) *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*, 1st edn. Rio de Janeiro

380 Iler A, Goodell K (2014) Relative floral density of an invasive plant affects pollinator  
381 foraging behavior on a native plant. *J Pollinat Ecol* 13:173–183.  
382 [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2014\)15](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2014)15)

383 Inderjit, Duke SO (2003) Ecophysiological aspects of allelopathy. *Planta* 217:529–539.  
384 <https://doi.org/10.1007/s00425-003-1054-z>

385 Inderjit, van der Putten WH (2010) Impacts of soil microbial communities on exotic plant  
386 invasions. *Trends Ecol Evol* 25:512–519.  
387 <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.06.006>

388 Kelly D, Skipworth JP (1984) *Tradescantia fluminensis* in a Manawatu (New Zealand)  
389 forest: I. Growth and effects on regeneration. *New Zeal J Bot* 22:393–397.  
390 <https://doi.org/10.1080/0028825X.1984.10425270>

391 Kim T, Underwood N (2015) Plant neighborhood effects on herbivory: Damage is both  
392 density and frequency dependent. *Ecology* 96:1431–1437.  
393 <https://doi.org/10.1890/14-1097.1>

394 Lugo AE (2004) The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. *Front Ecol Environ*  
395 2:265–273. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0265:TOOATI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0265:TOOATI]2.0.CO;2)



- 396 Mantoani M, Dias J, Orsi M, Torezan J (2013) Efeitos da invasão por *Tradescantia*  
397 *zebrina* Heynh. sobre regenerantes de plantas arbóreas em um fragmento de floresta  
398 estacional semidecidual secundária. *Rev Biotemas* 26:63–70.  
399 <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2013v26n3p63>
- 400 Maela MA, Esler KJ, Jacobs SM, Roets F (2019) Invasive plant removal increases insect  
401 herbivory pressure on a native tree due to an increase in resource quality. *Plant Ecol*  
402 220:649–661. <https://doi.org/10.1007/s11258-019-00942-z>
- 403 McGinley M (2010) Invasive species. *Encycl. Earth* 3:1–4
- 404 McKinney ML, Lockwood JL (1999) Biotic homogenization: A few winners replacing  
405 many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol Evol* 14:450–453.  
406 [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)
- 407 McPeck MA (2019) Mechanisms influencing the coexistence of multiple consumers and  
408 multiple resources: resource and apparent competition. *Ecol Monogr* 89:e01328.  
409 <https://doi.org/10.1002/ecm.1328>
- 410 Meira-Neto J, Silva M, Tolentino G, et al (2017) Early *Acacia* invasion in a sandy  
411 ecosystem enables shading mediated by soil, leaf nitrogen and facilitation. *Biol*  
412 *Invasions*. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1647-2>
- 413 Moura DR de, Araujo ECG, Silva TC, et al (2018) Efeitos alelopáticos de extratos de  
414 *Tradescantia zebrina* na germinação de *Lactuca sativa*. *Rev Ecol e Nutr Florest* -  
415 *ENFLO*; v 6, n 2. <https://doi.org/10.5902/2316980X30681>
- 416 Pejchar L, Mooney HA (2009) Invasive species, ecosystem services and human well-  
417 being. *Trends Ecol Evol* 24:497–504. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.016>
- 418 Pellegrini MOO (2018) *Tradescantia* in Flora do Brasil 2020 em construção. In: *Jard.*  
419 *Botânico do Rio Janeiro*. <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB126861>.  
420 Accessed 15 Jul 2018
- 421 Pérez D, Iannaccone J (2004) Efecto insecticida de *sacha yoco* (*Paullinia clavifera* var.  
422 *bullata* Simpson) (Sapindaceae) y *oreja de tigre* (*Tradescantia zebrina* Hort ex  
423 Bosse) (Commelinaceae) en el control de *Anopheles benarrochi* Gabaldon, Cova  
424 García y López, 1941, principal vector de . *Ecol. Apl.* 3:64–72

425 Quinn JF, Harrison SP (1988) Effects of habitat fragmentation and isolation on species  
426 richness: evidence from biogeographic patterns. *Oecologia* 75:132–140.  
427 <https://doi.org/10.1007/BF00378826>

428 R Studio Team (2019) RStudio Cloud: Integrated Development for R.

429 Ribeiro DBC, Fabricante JR, Albuquerque MB de (2014) Bioinvasion of *Tradescantia*  
430 *zebrina* Heynh. (Commelinaceae) in uplands, State of Paraíba, Brazil. *Brazilian J*  
431 *Biol Sci* 1:1. <https://doi.org/10.21472/bjbs.010101>

432 Richardson DM, Pyšek P (2012) Naturalization of introduced plants: Ecological drivers  
433 of biogeographical patterns. *New Phytol* 196:383–396.  
434 <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04292.x>

435 Rodriguez LF (2006) Can Invasive Species Facilitate Native Species? Evidence of How,  
436 When, and Why These Impacts Occur. *Biol Invasions* 8:927–939.  
437 <https://doi.org/10.1007/s10530-005-5103-3>

438 Schlaepfer MA (2018) Do non-native species contribute to biodiversity? *PLoS Biol* 16:1–  
439 6. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2005568>

440 Schlaepfer MA, Sax DF, Olden JD (2011) The Potential Conservation Value of Non-  
441 Native Species. *Conserv Biol* 25:428–437. [https://doi.org/10.1111/j.1523-](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01646.x)  
442 [1739.2010.01646.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01646.x)

443 SEMAS (2014) Plano de Manejo. Recife

444 Socolar JB, Gilroy JJ, Kunin WE, Edwards DP (2016) How Should Beta-Diversity  
445 Inform Biodiversity Conservation? *Trends Ecol Evol* 31:67–80.  
446 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>

447 Strayer DL, Eviner VT, Jeschke JM, Pace ML (2006) Understanding the long-term effects  
448 of species invasions. *Trends Ecol Evol* 21:645–651.  
449 <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.07.007>

450 Stricker KB, Hagan D, Flory SL (2015) Improving methods to evaluate the impacts of  
451 plant invasions: lessons from 40 years of research. *AoB Plants* 7:.  
452 <https://doi.org/10.1093/aobpla/plv028>

453 Tan J, Yap W, Tan S, et al (2014) Antioxidant Content, Antioxidant Activity, and  
454 Antibacterial Activity of Five Plants from the Commelinaceae Family. *Antioxidants*  
455 3:758–769. <https://doi.org/10.3390/antiox3040758>

456 Tilman D (1982) Resource competition and community structure. *Monogr Popul Biol*  
457 17:1–296

458 Underwood N, Inouye BD, Hambäck PA (2014) A Conceptual Framework for  
459 Associational Effects: When Do Neighbors Matter and How Would We Know? *Q*  
460 *Rev Biol* 89:1–19. <https://doi.org/10.1086/674991>

461 Weidenhamer JD, Callaway RM (2010) Direct and Indirect Effects of Invasive Plants on  
462 Soil Chemistry and Ecosystem Function. *J Chem Ecol* 36:59–69.  
463 <https://doi.org/10.1007/s10886-009-9735-0>

464 Zavaleta ES, Hobbs RJ, Mooney HA (2001) Viewing invasive species removal in a  
465 whole-ecosystem context. *Trends Ecol Evol* 16:454–459.  
466 [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02194-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02194-2)

467 Zenni RD, Ziller SR (2011) An overview of invasive plants in Brazil. *Rev Bras Botânica*  
468 34:431–446. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042011000300016>

469

## Supplementary Material

470

471 Title: **Short-term effect of an invasive plant on native community richness, seedling**  
472 **abundance and herbivory**

473

474 Authors: **Theo Branco O. Wanderley<sup>1,2</sup>, Thiago Gonçalves Souza<sup>1,2</sup>, Christini**  
475 **Barbosa Caselli<sup>1</sup>**

476 Affiliation:

477 1 - Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza,  
478 Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife,  
479 Pernambuco, Brazil.

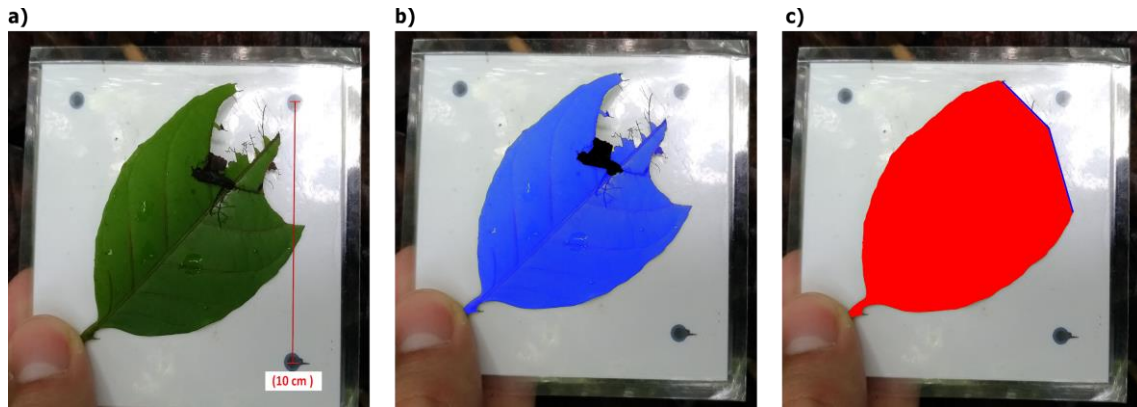
480 2- Laboratório de Síntese Ecológica e Conservação da Biodiversidade, Departamento  
481 de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brazil

482 \*Author for correspondence: **Theo Branco de Oliveira Wanderley**. E-mail:  
483 theowanderley@outlook.com.br

484

485 **Table S1.** Chemical and physical analyses performed on soil samples from each plot at  
486 the beginning of the experiment.

Analysis Type	Description
Chemical	Total Nitrogen (dag/kg)
	Total Phosphorus (mg/dm <sup>3</sup> )
	Total Potassium (mg/dm <sup>3</sup> )
	Remaining Phosphorus (mg/L)
	Organic Matter (dag/kg)
	Effective Cation Exchange Capacity (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )
	Base Saturation Index (%)
	Aluminium Saturation Index (%)
	Potential Hydrogen Ion Concentration
Physical	Clay (kg/kg)



487

488 **Figure S2.** (a) Photograph of a damaged leaf on a white background and 10 cm printed  
 489 scale used to measure leaf area. b) Example of the “real leaf area” considered for  
 490 Estimated Leaf Damage calculations. c) Example of “expected leaf area” used for  
 491 Estimated Leaf Damage calculations.

492

493 **Table S3.** Contribution of each soil analysis components (lines) to PCA axes (Dim1,  
 494 Dim2) and the cumulative percentage variance and eigenvalues for each axis.

495

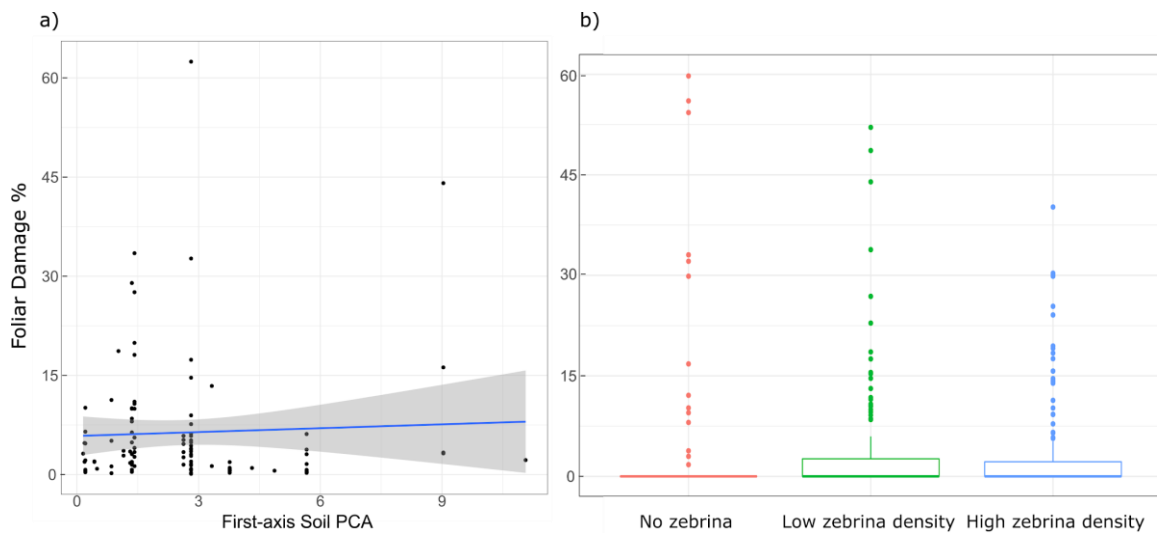
Component	Dim 1	Dim 2
Total Nitrogen (dag/kg)	14.07	1.3
Total Phosphorus (mg/dm <sup>3</sup> )	0	44.1
Total Potassium (mg/dm <sup>3</sup> )	10.03	7.71
Remaining Phosphorus (mg/L)	12.99	0.02
Organic Matter (dag/kg)	13.62	0
Effective Cation Exchange Capacity (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	13.37	5.55
Base Saturation Index (%)	7	19.46
Aluminium Saturation Index (%)	8.5	19.22
Potential Hydrogen Ion Concentration	7.2	2.54
Clay (kg/kg)	13.22	0.1
Cumulative percentage of variance	65.07%	80.17%
Eigenvalue	6.51	1.51

496

497

498 **S4.** Statistical model for Leaf Damage Estimation with all values:

499 To analyse the Leaf Damage Estimation variation among zebrina densities we  
500 used Mixed Generalized Additive Models (GAMM) with zero beta inflate distribution.  
501 Plots with high density zebrina treatment showed to have plants with more preserved  
502 leaves, presenting 44% (**Figure S5.a**) less foliar damage than plots without the invasive  
503 plant (marginally significant,  $t(21,336) = 1.9, p = 0.58$ ). The treatment with low zebrina  
504 density did not differed from other treatments ( $p > 0.05$ ). Additionally, this model showed  
505 soil PCA first-axis, which mostly represents total nitrogen ( $r = 0,96$ ), organic matter ( $r =$   
506  $0.94$ ), effective cation exchange capacity ( $r = 0.93$ ), percentage of soil clay ( $r = 0.93$ ) and  
507 remaining phosphorus ( $r = -0.91$ ), negative interfered with leaf damage (  $t(21,336) = -$   
508  $3.552, p < 0.01$ , **Figure S5.b**).



509 **Figure S5.** (a) Foliar Damage percentage values (point), tendency (blue line and gray  
510 zone) by first axis soil PCA. (b) Percentage of Leaf damage per plant and its SD by  
511 treatment with no zebrina (red), low zebrina density (green) and high zebrina density  
512 (blue).

514

## **4. Considerações Finais**

### **4.1.Principais Conclusões**

Nosso experimento revelou que a sobrevivência e a herbivoria nas comunidades são influenciadas pela presença da zebrina. A curto prazo (seis meses de experimento) observamos que comparação a parcelas sem zebrina, os tratamentos com densidades baixas da zebrina apresentaram 60% mais abundância de plantas nativas e que em maiores densidade de zebrina houve até 57% menos herbivoria de plantas nativas. Esses resultados reforçam que as relações competitivas não devem ser as únicas presentes no debate sobre plantas invasoras e que possivelmente questões temporais tem influência na direção do efeito da invasão biológica. O efeito de facilitação evidenciado neste estudo pode ser alterado em situações em que a presença da planta invasora seja ainda mais intensa que as estudadas. Nestes casos questões abióticas, como o sombreamento gerado pela concentração da zebrina na formação de “manchas”, pode ser decisivo para o sucesso competitivo sobre as plantas nativas. Estudos com plantas taxonomicamente próximas mostraram que apesar de existir germinação de plantas nativas sob as manchas, poucas plantas conseguem sobreviver e se desenvolver a ponto de garantir uma posição sobre as folhas da espécie invasoras (KELLY; SKIPWORTH, 1984).

### **4.2.Contribuições Teóricas**

Nosso estudo contribui para a literatura da invasão biológica ao mostrar que em escalas temporais menores as relações entre plantas invasoras e plantas nativas podem ser positivas, mesmo em pequenas escalas espaciais. Especificamente, nossos resultados se somam às evidências mais recentes que mostram que plantas invasoras podem ter efeito facilitador para populações de plantas nativas (RODRIGUEZ, 2006). Não avaliar componentes envolvidos na montagem das comunidades, como a dinâmica das populações e interações negativas entre níveis tróficos, pode levar a conclusões insuficientes do processo de invasão. Estudos experimentais que abordem tais componentes parecem ter maior capacidade de identificar a origem das alterações exercidas nas comunidades invadidas (STRICKER; HAGAN; FLORY, 2015).

### **4.3.Principais Limitações do Estudo**

Nosso estudo se restringiu a uma abordagem em escalas espaciais e temporais pequenas, não sendo possível inferir com segurança como extrapolações nessas escalas

poderiam influenciar nos efeitos detectados e em sua direção. Nós acreditamos que tais limitações não possuem um impacto significativo para nossos resultados, uma vez que nossa abordagem considerou uma gama de variáveis ambientais além da replicação e aleatorização espacial, reduzindo a possibilidade de um fator não identificado influenciar nossos resultados. Destacamos que o tempo de execução do experimento foi suficiente para observarmos variações a nível de populações, de comunidades e de interações tróficas. Apesar de um tempo mais longo ou densidades mais altas da zebrina talvez permitir detectar efeitos não observados aqui, consideramos que novos resultados irão complementar e não refutar as evidências encontradas e nos permitirá avaliar mudanças na direção dos efeitos observados ao longo do tempo e sob diferentes estágios de invasão.

#### **4.4. Propostas de Investigações Futuras**

Sugerimos que futuros estudos em escalas temporais maiores e com maiores populações da espécie invasora investiguem a existência da substituição de interações de facilitação por interações competitivas, desvendando como a direção do efeito da invasão varia e discutindo as implicações dessas mudanças para o manejo apropriado dessas espécies. Sugerimos também que demais propriedades relacionadas ao solo, como as comunidades de microrganismos nas áreas invadidas, sejam investigadas para entender especificamente as contribuições do solo na redução da herbivoria no efeito observado na sobrevivência das plantas nativas (STEFANOWICZ et al., 2019). Estudos capazes de acessar mudanças na composição de herbívoros também poderiam prover em um melhor entendimento dos processos que influenciaram a menor pressão de predação sobre as comunidades invadidas.

#### **4.5. Orçamento**

Este estudo foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Pernambuco (FACEPE) por meio de Bolsa de Mestrado (proc. n. IBPG-1052-17) para o discente Theo Branco de Oliveira Wanderley e com auxílio pesquisa em 2018 no valor de R\$650,00 (**Item 1**). As despesas para material de campo (**Item 3**) incluem a compra de material de primeiros socorros, para instalação e manutenção das 30 parcelas e coleta de material, com preço médio de R\$10,96/parcela. Os custos de transporte (**Item 4**) referem-se a trajetos para transporte de material e da equipe de campo voluntária, com uma média de R\$16,25/trajeto. A alimentação (**Item 5**) refere-se a dias de instalação do experimento e de coleta de material com duração maior que 8 horas que totalizam uma



média de R\$10,50/coleta. As despesas para análises de solo (**Item 6**) referem-se a 45 análises de solo com preço médio R\$ 23,69/amostra.

Ao total foram investidos **R\$1.523,40** durante 4 semestres (2018.1-2020.1) de atividades pré-experimento, experimento e pós experimento, com um gasto médio de **R\$380,85/semestre**. Para fechar o orçamento foram investidos de fontes próprias o montante de R\$ 873,40 (**Item 2**).

Tabela 1. Itens de despesa com respectivo valor gasto durante o desenvolvimento do projeto de pesquisa entre os meses de março/2018 a novembro/2019.

<b>ITEM DE RECEITA</b>	<b>VALOR</b>
1. Auxílio Pesquisa (fonte PPGETNO)	R\$ 650,00
2. Financiamento Próprio	R\$ 873,40
<b>ITEM DE DESPESA</b>	<b>VALOR</b>
3. Material de campo	R\$ 328,90
4. Transporte	R\$ 65,00
5. Alimentação	R\$ 63,00
6. Análises químicas e físicas do solo	R\$ 1.066,50
<b>Total de Despesas</b>	<b>R\$1.523,40</b>

## Referências Bibliográficas

- ALTIERI, A. H. et al. Facilitation cascade drives positive relationship between native biodiversity and invasion success. **Ecology**, v. 91, n. 5, p. 1269–1275, 1 May 2010.
- BARDSLEY, D.; EDWARDS-JONES, G. Stakeholders' perceptions of the impacts of invasive exotic plant species in the Mediterranean region. **GeoJournal**, v. 65, n. 3, p. 199–210, 2006.
- BARNOSKY, A. D. et al. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? **Nature**, v. 471, n. 7336, p. 51–57, 2 Mar. 2011.
- CEBALLOS, G. et al. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. **Science Advances**, v. 1, n. 5, p. 1–6, 1 Jun. 2015.
- CHAPIN, F. S. et al. Ecosystem Consequences of Changing Biodiversity. **BioScience**, v. 48, n. 1, p. 45–52, 11 May 1998.
- CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 4, p. 222–228, 2 Jun. 2011.
- CRAINE, J. M.; DYBZINSKI, R. Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. **Functional Ecology**, v. 27, n. 4, p. 833–840, 1 Aug. 2013.
- CRUTZEN, P. J. The anthropocene. In: EHLERS, E.; KRAFFT, T. (Eds.). . **Earth System Science in the Anthropocene**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2006. p. 13–18.
- DAVIS, M. A.; GRIME, J. P.; THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 3, p. 528–534, 24 Dec. 2000.
- DUFFY, J. E. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. **Ecology Letters**, v. 6, n. 8, p. 680–687, 16 Jul. 2003.
- EVINER, V. T. et al. Measuring the Effects of Invasive Plants on Ecosystem Services: Challenges and Prospects. **Invasive Plant Science and Management**, v. 5, n. 1, p. 125–136, 2012.

FLORY, S. L.; CLAY, K. Non-native grass invasion suppresses forest succession. **Oecologia**, v. 164, n. 4, p. 1029–1038, 2010.

FRASER, C. I.; BANKS, S. C.; WATERS, J. M. Priority effects can lead to underestimation of dispersal and invasion potential. **Biological Invasions**, v. 17, n. 1, p. 1–8, 2015.

FRIDLEY, J. D. et al. The invasion paradox: Reconciling pattern and process in species invasions. **Ecology**, v. 88, n. 1, p. 3–17, Jan. 2007.

GALLIEN, L.; CARBONI, M. The community ecology of invasive species: where are we and what's next? **Ecography**, v. 40, n. 2, p. 335–352, 1 Feb. 2017.

GARCÍA-DÍAZ, P. et al. Understanding the biological invasion risk posed by the global wildlife trade: propagule pressure drives the introduction and establishment of Nearctic turtles. **Global Change Biology**, v. 21, n. 3, p. 1078–1091, 1 Mar. 2015.

GBIF. **Tradescantia zebrina** Bosse. Disponível em: <<https://doi.org/10.15468/39omei>>. Acesso em: 16 jul. 2018.

KEANE, R. M.; CRAWLEY, M. J. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 17, n. 4, p. 164–170, 2002.

KELLY, D.; SKIPWORTH, J. P. *Tradescantia fluminensis* in a Manawatu (New Zealand) forest: I. Growth and effects on regeneration. **New Zealand Journal of Botany**, v. 22, n. 3, p. 393–397, Jul. 1984.

LAKE, J. C.; LEISHMAN, M. R. Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: The role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. **Biological Conservation**, v. 117, n. 2, p. 215–226, 2004.

LEVINE, J. M. et al. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 270, n. 1517, p. 775–781, 22 Apr. 2003.

LIU, H.; STILING, P. Testing the enemy release hypothesis: A review and meta-analysis. **Biological Invasions**, v. 8, n. 7, p. 1535–1545, 2006.

MACDOUGALL, A. S.; TURKINGTON, R. Are invasive species the drivers or

passengers of change in degraded ecosystems? **Ecology**, v. 86, n. 1, p. 42–55, 1 Jan. 2005.

MARTÍNEZ, G. J.; MANZANO-GARCÍA, J. **Perception and use of non-native and invasive flora from Sierras de Córdoba in central Argentina Acta Botanica Brasilica** scielo , , 2019.

MAZUMDAR, S.; MAZUMDAR, S. Immigrant home gardens: Places of religion, culture, ecology, and family. **Landscape and Urban Planning**, v. 105, n. 3, p. 258–265, 2012.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 14, n. 11, p. 450–453, 1999.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 24 Feb. 2000.

NGORIMA, A.; SHACKLETON, C. M. Livelihood benefits and costs from an invasive alien tree (*Acacia dealbata*) to rural communities in the Eastern Cape, South Africa. **Journal of environmental management**, v. 229, p. 158–165, Jan. 2019.

PELLEGRINI, M. O. O. **Tradescantia in Flora do Brasil 2020 em construção**. Disponível em: <<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB126861>>. Acesso em: 15 jul. 2018.

PIMENTEL, D. et al. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 84, n. 1, p. 1–20, 2001.

POWELL, K.; CHASE, J.; KNIGHT, T. Invasive Plants Have Scale-Dependent Effects on Diversity by Altering Species-Area Relationships. **Science (New York, N.Y.)**, v. 339, p. 316–318, 18 Jan. 2013.

RADER, R. et al. The winners and losers of land use intensification: Pollinator community disassembly is non-random and alters functional diversity. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 8, p. 908–917, 22 May 2014.

RODRIGUEZ, L. F. Can Invasive Species Facilitate Native Species? Evidence of How, When, and Why These Impacts Occur. **Biological Invasions**, v. 8, n. 4, p. 927–939, 2006.

SCHLAEPFER, M. A. Do non-native species contribute to biodiversity? **PLoS Biology**, v. 16, n. 4, p. 1–6, 2018.

SCHLAEPFER, M. A.; SAX, D. F.; OLDEN, J. D. The Potential Conservation Value of Non-Native Species. **Conservation Biology**, v. 25, n. 3, p. 428–437, Jun. 2011.

SECHREST, W. et al. Hotspots and the conservation of evolutionary history. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 99, n. 4, p. 2067–2071, 19 Feb. 2002.

SERRANO-CINCA, C.; FUERTES-CALLÉN, Y.; MAR-MOLINERO, C. Measuring DEA efficiency in Internet companies. **Decision Support Systems**, v. 38, n. 4, p. 557–573, 2005.

SIMBERLOFF, D. The Role of Propagule Pressure in Biological Invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, n. 1, p. 81–102, 2009.

SOUZA, A. O. et al. Local ecological knowledge concerning the invasion of Amerindian lands in the northern Brazilian Amazon by *Acacia mangium* (Willd.). **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 14, n. 1, p. 33, 2018.

STEFANOWICZ, A. M. et al. Invasive plant species identity affects soil microbial communities in a mesocosm experiment. **Applied Soil Ecology**, v. 136, p. 168–177, 2019.

STEFFEN, W. et al. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 369, n. 1938, p. 842–867, 13 Mar. 2011a.

STEFFEN, W. et al. The anthropocene: From global change to planetary stewardship. **Ambio**, v. 40, n. 7, p. 739–761, 25 Oct. 2011b.

STEFFEN, W.; CRUTZEN, P. J.; MCNEILL, J. R. The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 36, n. 8, p. 614–621, 1 Dec. 2007.

STRICKER, K. B.; HAGAN, D.; FLORY, S. L. Improving methods to evaluate the impacts of plant invasions: lessons from 40 years of research. **AoB PLANTS**, v. 7, 4 May 2015.

VON HOLLE, B.; SIMBERLOFF, D. Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. **Ecology**, v. 86, n. 12, p. 3212–3218, 1 Dec. 2005.

WILSEY, B. J.; BARBER, K.; MARTIN, L. M. Exotic grassland species have stronger priority effects than natives regardless of whether they are cultivated or wild genotypes. **New Phytologist**, v. 205, n. 2, p. 928–937, 2015.

ZAVALETA, E. S.; HOBBS, R. J.; MOONEY, H. A. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 8, p. 454–459, 2001.