



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE FUNGOS, ALGAS E
PLANTAS

Indiani Conti Della Vechia

**Efeito do controle de espécie arbórea exótica invasora nas raízes de uma comunidade
vegetal de restinga no Sul do Brasil**

Florianópolis
2021

Indiani Conti Della Vechia

Efeito do controle de espécie arbórea exótica invasora nas raízes de uma comunidade vegetal de restinga no Sul do Brasil

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos, Algas e Plantas da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Fungos, Algas e Plantas.
Orientador: Prof. Rafael Trevisan, Dr.
Coorientadora: Emanuela W. A. Weidlich, Dra.

Florianópolis

2021

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

Della Vechia, Indiani Conti

Efeito do controle de espécie arbórea exótica invasora nas raízes de uma comunidade vegetal de restinga no Sul do Brasil / Indiani Conti Della Vechia ; orientador, Rafael Trevisan, coorientadora, Emanuela Wehmuth Alves Weidlich, 2021.

46 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós Graduação em Biologia de Fungos, Algas e Plantas, Florianópolis, 2021.

Inclui referências.

1. Biologia de Fungos, Algas e Plantas. 2. Restauração ecológica. 3. Restinga. 4. Raízes finas. 5. Ectomicorrizas. I. Trevisan, Rafael . II. Wehmuth Alves Weidlich, Emanuela . III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos, Algas e Plantas. IV. Título.

Indiani Conti Della Vechia

Efeito do controle de espécie arbórea exótica invasora nas raízes de uma comunidade vegetal de restinga no Sul do Brasil

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Rafael Trevisan, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Marina Melo Duarte, Dra.
Universidade de São Paulo

Alexandre Uhlmann, Dr.
Embrapa Florestas

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Biologia de Fungos, Algas e Plantas.

Mayara Krasinski Caddah, Dra.
Coordenadora do Programa

Prof. Rafael Trevisan, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2021

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente e principalmente à minha mãe Delucir. Por todo apoio, dedicação, compreensão, amparo e motivação durante essa etapa. Obrigada por me manter firme nos tempos difíceis, por acreditar que sou capaz e por fazer de tudo por mim. Nós duas sabemos que não foi nada fácil essa caminhada. És a minha inspiração!

À minha família, por torcerem e se preocuparem comigo, por todos os momentos de motivação e alegrias que me deram, e pela compreensão nos momentos em que estive ausente. Ao Lucas, meu companheiro de vida, obrigada por todo o apoio e por me incentivar a sempre seguir meus sonhos. Ao Fred (miau), minha terapia em muitos momentos. Aos meus nonnos, que tenho um amor incondicional, sou muito grata por ter vocês em minha vida!

Aos meus orientadores, Manu e Rafa, por aceitarem a me orientar. Obrigada pelo conhecimento, ajuda e sabedoria que me foi transmitido.

Às minhas amigas Indianara, Taís e Tamires (em ordem alfabética, não de prioridade), obrigada por todas as risadas e conversas que mantivemos mesmo a distância, obrigada por me motivarem e por sempre inflar meu ego. À Nathalia e a Taís (“da bio pra vida”), obrigada por todo apoio e por sempre estarem presente, mesmo longe. Às amigas do antigo laboratório, Mírian e Rahisa, obrigada por todo carinho e amizade.

Às gurias do Micolab, em especial a Carina e a Marivane pela parceria, apoio e amizade em tempos de pandemia. À Angela, pela amizade e momentos de descontração durante o mestrado. À Raryssa (“do italiano pra vida”), grazie mille por todas as risadas (“be careful”) e loucuras durante a pandemia, ed anche quando abbiamo studiato l’italiano insieme. À Mariana e a Beatriz pelos campos, perrengues e risadas durante a realização das coletas e triagem das amostras. À Vivian, pela amizade e parceria em tempos de pandemia.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa que me permitiu uma formação acadêmica de qualidade. À Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) que permitiu estudar numa universidade pública, gratuita e de qualidade. À Fundação Municipal de Meio Ambiente de Florianópolis - FLORAM, pela autorização deste estudo no PNMDLC em Florianópolis – Santa Catarina.

Agradeço ainda, alguns professores, por passarem seu conhecimento ao longo do mestrado e por fazerem parte desta conquista. E, meu muito obrigada a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

*“Considero valore tutte le ferite.
Considero valore risparmiare acqua, riparare un paio di scarpe,
tacere in tempo, accorrere a un grido, chiedere permesso prima di sedersi,
provare gratitudine senza ricordare di che.”
(Erri De Luca, 2002)*

RESUMO

Os impactos causados por espécies exóticas invasoras não diminuem imediatamente após a sua remoção, prejudicando o retorno original do ecossistema. Controlar espécies exóticas invasoras é um dos grandes desafios da restauração ecológica e pouco se sabe sobre o que acontece no solo após a remoção das mesmas em ambientes naturais. Uma melhor compreensão do que acontece no solo ao controlar uma invasora pode ser útil para planejar estratégias de restauração ecológica. Para preencher essa lacuna de conhecimento, usamos a restinga (vegetação costeira arenosa da Mata Atlântica brasileira) como um modelo para investigar parâmetros subterrâneos em comunidades em restauração. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do controle de espécie exótica invasora (*Pinus elliottii*) na biomassa de raízes finas, colonização ectomicorrízica e espessura de serrapilheira em um ambiente de restinga no sul do Brasil. Comparamos uma área não invadida por *P. elliottii*, uma área invadida por *P. elliottii* e uma área onde o *P. elliottii* foi controlado por corte raso. Foram realizadas coletas de solos em cada área para obtenção de raízes onde avaliamos a biomassa e colonização de ectomicorrizas em raízes finas (< 2 mm). Avaliamos também a espessura da serrapilheira em cada uma das três condições. A biomassa de raízes da comunidade foi menor na área invadida, e a remoção da espécie invasora reduziu a colonização de ectomicorrizas. A área invadida apresentou maior espessura de serrapilheira. Estes resultados ressaltam a importância de avaliar os efeitos pós-controle em parâmetros subterrâneos em ambientes naturais como a restinga.

Palavras-chave: Restauração ecológica. Mata Atlântica. Ambientes naturais. Raízes finas. Ectomicorrizas.

ABSTRACT

The impacts caused by invasive alien species do not decrease immediately after their removal, harming the ecosystem's original reestablishment. Controlling invasive alien species is one of the great challenges of ecological restoration and little is known about what happens below ground after they are removed from natural environments. A better understanding of what happens in the soil when controlling a weed can be helpful in planning ecological restoration strategies. To fill this knowledge gap, we use the *restinga* (sandy coastal vegetation of the Brazilian Atlantic Forest) as a model to investigate belowground parameters in communities undergoing restoration. The objective of this work was to evaluate the effect of invasive alien species (*Pinus elliottii*) control on fine root biomass, ectomycorrhizal colonization and litter thickness in a *restinga* environment in southern Brazil. We compared an area not invaded by *P. elliottii*, an area invaded by *P. elliottii* and an area where *P. elliottii* was controlled by clear cut. Soil samples were taken in each area to obtain roots where we evaluated the biomass and colonization of ectomycorrhizas in fine roots (< 2 mm). We also evaluated the litter thickness under each of the three conditions. The root biomass of the community was lower in the invaded area, and the removal of the invasive species reduced the colonization of ectomycorrhizas. The invaded area showed greater litter thickness. These results underscore the importance of evaluating post-control effects on belowground parameters in natural environments such as *restinga*.

Keywords: Restoration ecology. Atlantic Forest. Natural environments. Fine roots. Ectomycorrhizae.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	9
1.1 CONTROLE DE PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....	9
1.2 PARÂMETROS SUBTERRÂNEOS.....	11
1.2.1 Raízes.....	12
1.2.2 Fungos micorrízicos.....	15
1.3 SERAPILHEIRA.....	16
1.4 JUSTIFICATIVA.....	17
2 OBJETIVOS.....	18
2.1 Objetivo Geral.....	18
2.1.2 Objetivos Específicos.....	18
3 CAPÍTULO ÚNICO – PARÂMETROS SUBTERRÂNEOS QUANDO UMA ESPÉCIE EXÓTICA INVASORA É CONTROLADA PARA RESTAURAÇÃO.....	19
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	39
REFERÊNCIAS.....	40

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONTROLE DE PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Espécies exóticas invasoras são aquelas que ocorrem fora do seu ambiente de origem, por ação do homem (intencional ou acidental) (RICHARDSON et al., 2000). Elas têm alta taxa de crescimento, reprodução e dispersão, dominando e prejudicando o ambiente em que se desenvolvem (RICHARDSON et al., 2000). As plantas exóticas invasoras causam impactos negativos aos ecossistemas que invadem. Elas podem alcançar abundância suficiente para influenciar e reduzir a biodiversidade dos ambientes naturais (TYLIANAKIS et al., 2008; WINTER et al., 2009; VILÁ et al., 2011), modificando funções e serviços ecossistêmicos (VILÁ et al., 2011) e prejudicam o funcionamento do ciclo hidrológico (MCNEELY et al., 2001). São capazes de mudar as propriedades, conservação e regeneração de solos, como também a polinização de culturas e dispersão de sementes (MCNEELY et al., 2001). Além disso, têm o potencial de ocasionar extinções de espécies nativas (MACK et al., 2000; WINTER et al., 2009; BRADLEY et al., 2019), competindo diretamente ou indiretamente por recursos, podendo alterar a maneira como os nutrientes são transportados pelo sistema (MCNEELY et al., 2001). As espécies exóticas invasoras apresentam reprodução e crescimento acelerado (MCNEELY et al., 2001), ocupando os espaços vazios mais rapidamente e assim promovendo o sombreamento nas espécies nativas.

Espécies exóticas invasoras além de degradar ambientes naturais também dificultam o processo de restauração (MCNEELY et al., 2001; FUNK et al., 2008; WILLIAMS et al., 2018), uma vez que a regeneração de comunidades vegetais nativas pode ser afetada pela recorrência do invasor ou colonização de novos invasores (FIRN; HOUSE; BUCKLEY, 2010; KETTENRING; ADAMS, 2011) e que irão competir com as espécies nativas novamente (ALBERS et al., 2018) por meio de diversos mecanismos, incluindo competição (interação negativa) por recursos (nutrientes e água) (MCNEELY et al., 2001) e alelopatia (CALLAWAY, 1995; ORR; RUDGERS; CLAY, 2005). Os impactos causados pela espécie invasora não diminuem imediatamente após a sua remoção, pois estas podem deixar um legado de processos alterados no solo, como por exemplo, condições microbianas alteradas (WOLFE; KLIRONOMOS, 2005). Esses efeitos dificultam o retorno do ecossistema original por muitos

anos (MARCHANTE et al., 2009). Com isso, o controle de espécies exóticas invasoras é um dos grandes desafios da restauração ecológica (WEIDLICH et al., 2020a) e o sucesso do controle depende dos métodos usados e das condições do local em estudo (KETTENRING; ADAMS, 2011).

As intervenções podem ter algumas práticas de baixo impacto, como a remoção ou redução das espécies invasoras, usando tratamentos para reduzir a presença, os impactos das invasoras e abundância, favorecendo as espécies nativas, até práticas caras e intensas, como a utilização de tecnologias e reintrodução de espécies nativas (PYŠEK; RICHARDSON, 2010). Uma revisão global sobre o controle de espécies invasoras na restauração mostrou que métodos químicos e não-químicos são usados praticamente na mesma proporção, com destaque para corte, fogo controlado e herbicidas (WEIDLICH et al., 2020a). No Brasil, as diferentes metodologias usadas para controlar espécies invasoras em projetos de restauração representam uma grande parcela nos custos de implantação e manutenção (BRANCALION et al., 2019). Mais precisamente, no bioma Mata Atlântica, o controle de espécies invasoras representam mais de 30% dos custos de manutenção de projetos de restauração (BRANCALION et al., 2019). Portanto, o controle de plantas invasoras em restauração pode ser um processo caro, duradouro e incerto (WEIDLICH et al., 2020a).

As espécies exóticas invasoras alteram ecossistemas de forma irreversível se não forem efetivamente controladas (BLACKWOOD; HASTINGS; COSTELLO, 2010). No hemisfério sul, algumas espécies do gênero *Pinus* L. são conhecidas por serem invasoras (HIGGINS; RICHARDSON, 1998) ocorrendo em ecossistemas e comunidades de baixa biomassa e que estão sujeitos a menor intensidade de competição com outras espécies de árvores. Em projetos de restauração, o grupo mais comum de árvores invasoras relatado é do gênero *Pinus*, com pelo menos 19 espécies observadas invadindo ecossistemas naturais neste hemisfério (WEIDLICH et al., 2020a). Espécies exóticas invasoras como *Pinus* são potenciais invasoras de áreas abertas, sejam elas degradadas ou naturalmente ocupadas por vegetação herbáceo-arbustiva (HIGGINS; RICHARDSON, 1998; ZILLER; GALVÃO, 2002). São conhecidos por cobrir um grande número de fitofisionomias e por sua capacidade de se desenvolver em locais com altos níveis de perturbação (ZENNI; ZILLER, 2011). As sementes de *Pinus* possuem adaptações que facilitam a dispersão pelo vento, como sementes aladas (SIGGINS, 1933) que germinam e crescem rapidamente (HIGGINS; RICHARDSON, 1998).

Em ecossistemas brasileiros, além de ameaçar a biodiversidade das áreas invadidas, as plantas exóticas invasoras são componentes importantes na mudança da paisagem (MATOS; PIVELLO, 2009; ZENNI; ZILLER, 2011). A restinga, importante ecossistema costeiro característico da costa brasileira pertencente ao domínio da Mata Atlântica (FALKENBERG, 1999), é caracterizada por receber alta radiação solar, solos arenosos e pobres em nutrientes (BARCELOS et al., 2012), alta salinidade, baixa disponibilidade de água, incidência de ventos fortes e a comunidade vegetal apresenta fitofisionomias herbácea/subarbusciva, arbustiva ou arbórea (FALKENBERG, 1999). Por apresentar alguns ambientes abertos e receber alta incidência solar, e por apresentarem uma baixa disponibilidade de nutrientes no solo, a restinga pode ser afetada pela invasão do *Pinus*, uma vez que esses necessitam de luz para o seu crescimento (RICHARDSON; WILLIAMS; HOBBS, 1994) e são menos exigentes quanto à fertilidade (MORAIS et al., 2019). As dunas costeiras são ecossistemas vulneráveis e fortemente afetados pela invasão de espécies exóticas (CARBONI; SANTORO; ACOSTA, 2010; FISCHER et al., 2014), devido à existência de microsítios abertos, baixo número de espécies e um baixo nível de competição (BAKER, 1986; CASTILLO; MORENO-CASASOLA, 1996; FISCHER et al., 2014). Além destas condições ambientais adversas, ambientes de restinga foram e continuam sendo amplamente degradados por urbanização, e estratégias de restauração ainda são pouco exploradas para estes ambientes.

1.2 PARÂMETROS SUBTERRÂNEOS

As plantas exóticas invasoras podem (direta ou indiretamente) afetar processos acima e abaixo do solo de comunidades vegetais nativas (WOLFE; KLIRONOMOS, 2005). As plantas exóticas invasoras podem reduzir a diversidade de plantas acima do solo e/ou alterar a composição de espécies vegetais (HEJDA; PYŠEK; JAROŠÍK, 2009). Alteram a composição e as atividades de micro-organismos no solo (WOLFE; KLIRONOMOS, 2005), por exemplo, interrompendo assim as associações simbióticas entre plantas e fungos (GROVE et al., 2017). Quando ocorre uma invasão biológica, tanto a estrutura da comunidade vegetal como as propriedades associadas são afetadas pelas alterações nas interações que ocorrem acima e abaixo do solo (KARDOL; WARDLE, 2010). Após as invasões, essas interações podem persistir, mas a magnitude ou direção destas pode mudar como resultado do invasor (WOLFE; KLIRONOMOS, 2005).

A biota do solo pode influenciar a interação da comunidade vegetal (BRINKMAN et al., 2017), demonstrando que essas interações entre planta-solo afetam a taxa de recuperação da comunidade vegetal após perturbações (KARDOL; WARDLE, 2010). O processo de invasão por plantas pode ter impactos variados na diversidade de outras espécies vegetais acima do solo e na composição da microbiota subterrânea (GAGGINI; RUSTERHOLZ; BAUR, 2019). Por exemplo, mudanças causadas pelas espécies exóticas invasoras na composição da comunidade do solo levam a mudanças na composição da comunidade vegetal e vice-versa (WOLFE; KLIRONOMOS, 2005). Além disso, as plantas exóticas invasoras podem alterar a qualidade e/ou quantidade dos exsudatos radiculares, alterando os recursos disponíveis para comunidades subterrâneas (WOLFE; KLIRONOMOS, 2005).

1.2.1 Raízes

Dentre os muitos parâmetros que podem ser medidos em plantas, aqueles que focam em raízes são muito importantes, e não são muito comumente mensurados em comparação aos parâmetros acima do solo (POLICELLI et al., 2020). Embora a restauração ecológica tenha crescido muito como ciência, os efeitos da restauração em parâmetros subterrâneos ainda são pouco estudados. Sabe-se muito pouco também sobre como diferentes métodos de controle de invasoras podem afetar a rizosfera, bem como se a inviabilidade de realizar o controle biológico subterrâneo pode ser um dos motivos do insucesso do mesmo. Estudos que avaliam o que está acontecendo no solo podem trazer grandes avanços para a ciência da restauração e controle biológico.

As raízes dependem das interações entre fatores bióticos e abióticos no solo (MCMICHAEL; QUISENBERRY, 1993; WEEMSTRA et al., 2016) e respondem às mudanças no ambiente (BARDGETT; MOMMER; DE VRIES, 2014). Fatores como umidade, fornecimento de nutrientes e propriedades do solo podem alterar a sua densidade e, conseqüentemente, a adaptação da comunidade vegetal no local (SAINJU; GOOD, 1993). Dentre as diversas funções do sistema radicular das plantas, as características morfológicas de raízes, sua capacidade de adquirir água e nutrientes, e liberar exsudatos na rizosfera são importantes impulsionadores de processos ecossistêmicos tais como produtividade, armazenamento de carbono (C), ciclagem de nutrientes e estabilização (KROON et al., 2003; BARDGETT; VAN DER PUTTEN, 2014; RAVENEK et al., 2016). A densidade de biomassa

de raízes está relacionada com a produtividade e estoque de carbono, enquanto o comprimento de raízes, permite estimar o volume de solo explorado por nutrientes disponíveis para a planta (respostas em relação ao desenvolvimento).

O sistema radical é dividido em raízes grossas e finas, as quais apresentam funções diferentes (SELLE et al., 2010). As raízes finas são mais dinâmicas do que as raízes grossas, e diferem na sua habilidade de aquisição de nutrientes e água. As raízes grossas ($\varnothing > 2$ mm) são responsáveis pela fixação das plantas no solo e as raízes finas ($\varnothing \leq 2$ mm) têm como principal função a absorção de água e nutrientes (JACKSON; MOONEY; SCHULZE, 1997; SELLE et al., 2010; RATUCHNE et al., 2016). As raízes finas têm uma maior distribuição no solo (REUBENS et al., 2007) e estão presentes nas camadas superiores do solo (entre os primeiros 30 cm) (GORDON; JACKSON, 2000). A atividade dessas raízes pode alterar as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, impactando em nível de planta e conseqüentemente, em nível de ecossistema (MCCORMACK et al., 2015).

As raízes finas são importantes na ciclagem de nutrientes e nos ciclos biogeoquímicos globais, principalmente o ciclo do carbono (JACKSON; MOONEY; SCHULZE, 1997; JIMÉNEZ et al., 2009). Elas atuam na maior parte de fluxo de C no solo da floresta (GORDON; JACKSON, 2000; JACKSON, 2000; KUJANSUU et al., 2014; NORBY) e podem afetar a maneira como as florestas respondem a mudanças globais (NORBY; JACKSON, 2000). As raízes finas representam cerca de 5% de todo o C contido na atmosfera, apresentam 33% da produtividade líquida primária anual global (JACKSON; MOONEY; SCHULZE, 1997) e são os componentes mais sensíveis no sistema radicular, pois respondem rapidamente às mudanças nas variações no ambiente (MONTAGNOLI et al., 2012). Além disso, a morte anual e a renovação de raízes finas fornece uma grande entrada de biomassa no solo, contendo principalmente C e nutrientes, auxiliando também na reciclagem dos nutrientes (BRUNNER; GODBOLD, 2007). A rotatividade das raízes finas é maior em florestas tropicais do que em florestas temperadas, pois as taxas de respiração aumentam com a elevação da temperatura e presença de doenças por fitopatógenos (LAUENROTH; GILL, 2003). As raízes finas estão constantemente morrendo e sendo substituídas por novas (LAUENROTH; GILL, 2003), e ao se decomporem, podem liberar quantidades de C e nutrientes no solo maiores ou iguais quando comparadas às folhas (CASPER; JACKSON, 1997; MOMMER; WEEMSTRA, 2012; BARDGETT; MOMMER; DE VRIES, 2014). Após o início do processo de restauração das comunidades, o estoque de C também pode ser influenciado por meio de mudanças na

composição de grupos funcionais, alterando o armazenamento de C no âmbito de comunidade (BAER et al., 2002), evidenciando a importância das interações acima e abaixo do solo na restauração das funções do ecossistema (KARDOL; WARDLE, 2010).

As raízes também podem competir por recursos que estão limitados no ambiente, como água e nutrientes essenciais (CALLAWAY, 1995; CASPER; JACKSON, 1997), exercendo um papel importante nas interações planta-planta (CASPER; JACKSON, 1997; KROON et al., 2003; RAVENEK et al., 2016; WEIDLICH et al., 2017; WEIDLICH; TEMPERTON; FAGET, 2018). Por exemplo, para evitar a competição por recursos em solos pobres, as plantas podem aumentar a área de superfície e o comprimento de raízes finas (LI et al., 2017), ou modificar a alocação de biomassa para porções subterrâneas (LIAO et al., 2019). O aumento de biomassa de raízes finas muitas vezes pode estar relacionado quando os recursos no solo são escassos (WEEMSTRA et al., 2017), ou seja, quando os nutrientes disponíveis são baixos, a biomassa de raízes finas são altas. Assim, a alta alocação de biomassa e densidade de raízes finas foi sugerida como uma vantagem competitiva (DE KROON et al., 2012). A alocação de C para as raízes finas também pode aumentar à medida que os solos secam e a limitação de água e nutrientes é exacerbada (BLOOM; MOONEY, 1985). Em uma área em restauração, estas interações podem ser ainda mais intensas, e, o sucesso da restauração pode estar ligado à forma que as interações ocorrem no solo.

As interações entre plantas e outros organismos também podem desempenhar um papel importante no funcionamento de ecossistemas e no fornecimento de serviços ecossistêmicos (ROSCHEER et al., 2005). Por exemplo, a rizosfera abriga diversos organismos que desenvolvem interações com raízes, podendo ter efeitos positivos ou negativos na planta (HINSINGER et al., 2009; RAAIJMAKERS et al., 2009). As raízes possuem a capacidade de interagir diretamente com a biota do solo (MOMMER; WEEMSTRA, 2012). As bactérias fixadoras de nitrogênio são simbiotes que estão presentes em nódulos nas raízes de leguminosas e são importantes para auxiliar as plantas em solos pobres em nutrientes (CALLAWAY, 2007). Fungos micorrízicos também exercem um papel importante na captura de nutrientes (WEEMSTRA et al., 2016), potencializando principalmente a captura de fósforo (P) e água provenientes do solo para a planta (SANNI, 1976; BARDGETT; MOMMER; DE VRIES, 2014; FARIA et al., 2017). São nas raízes finas que naturalmente ocorrem as colonizações por fungos micorrízicos (SANNI, 1976; MCCORMACK et al., 2015).

1.2.2 Fungos micorrízicos

Associações micorrízicas estão presentes de 80 a 92% em todas as plantas terrestres (WANG; QIU, 2006). Plantas com raízes colonizadas por micorrizas conseguem ter maior longevidade e resistência aos patógenos, elementos tóxicos do solo e condições extremas de acidez, umidade e temperatura (BONNASSIS, 2007), como em restinga. As ectomicorrizas (ECMs), um dos grupos de micorrizas, fazem a conexão entre o micélio do fungo e raízes, formando uma rede de conexões subterrâneas, proporcionando a troca de informações que são importantes para o funcionamento dos ecossistemas (BERG; MCCLAUGHERTY, 2008). Neste tipo de associação, o fungo recebe carboidratos da planta, que em troca aumentam a quantidade de água e nutrientes para as plantas, além de facilitar o estabelecimento das comunidades de plantas (KAZUHIDE; HOGETSU, 2004). A presença de micorriza ao redor de sistemas radiculares também pode alterar a química, estrutura e biologia da rizosfera (LANGLEY; HUNGATE, 2003).

As plantas exóticas invasoras podem explorar os recursos das plantas vizinhas por meio de conexões hifais entre as plantas (WOLFE; KLIRONOMOS, 2005), e podem estar associadas a tipos diferentes de micorrizas do que as espécies nativas (GROVE et al., 2017). Espécies do gênero *Pinus* necessitam de associação ectomicorrízica para seu crescimento, estabelecimento e sobrevivência (YOKOMIZO; RODRIGUES, 1998). A facilitação do estabelecimento do *Pinus* por fungos ectomicorrízicos no hemisfério sul, é um exemplo dramático de como os organismos do solo atuam no estabelecimento e domínio de uma planta exótica invasora (WOLFE; KLIRONOMOS, 2005). Espécies de *Pinus* frequentemente invadem comunidades nativas que não possuem hospedeiros ectomicorrízicos (NUÑEZ; HORTON; SIMBERLOFF, 2009). Essa rápida invasão de *Pinus* está associada a chegada de esporos de fungos ectomicorrízicos pelo vento, por exemplo, de plantações vizinhas (NUÑEZ; HORTON; SIMBERLOFF, 2009).

Em regiões subtropicais, pesquisadores têm descoberto simbioses ectomicorrízicas, incluindo o Sul do Brasil (ROY et al., 2017), diferente do que se reporta, de que fungos ectomicorrízicos são típicos de árvores de clima temperado. Mais recentemente, estudos confirmam as associações ectomicorrízicas em ambiente de restinga em Santa Catarina (SLODKOWSKI, 2020; GENEBRA, 2021). Slodkowski (2020) observou que as ECMs podem estar influenciando o desenvolvimento de *Guapira opposita* (Nyctaginaceae), uma espécie-

chave no processo de sucessão em restinga, que atua como uma planta nucleadora (DALOTTO et al., 2018), auxiliando assim o estabelecimento de outras plantas, podendo então ser componentes chave em projetos de restauração de restinga (WEIDLICH et al., 2020b). Plantas com associações ECMs se beneficiam também por ter uma maior tolerância a estresses ambientais como pH, salinidade, temperatura e água (SMITH; READ, 2008). E isso pode ser importante para plantas que vivem em condições adversas como a restinga, auxiliando na proteção e sobrevivência das plantas nesse ambiente.

1.3 SERAPILHEIRA

A serapilheira pode ser definida como uma camada de detritos vegetais (folhas/acículas, caules, ramos, cascas, frutos e flores) e animais em decomposição presentes na superfície do solo (NETO et al., 2001; VIERA; SCHUMACHER, 2010). A decomposição da serapilheira é realizada pela comunidade de micro-organismos decompositores de matéria orgânica, principalmente bactérias e fungos (BERG; MCCLAUGHERTY, 2008). A ciclagem de nutrientes se correlaciona com a decomposição da serapilheira (BERG; MCCLAUGHERTY, 2008), onde os nutrientes liberados ao solo são absorvidos pelas plantas (AUER et al., 2006).

A matéria orgânica acumulada no solo pode aumentar consideravelmente a capacidade de troca catiônica (CTC) e ter impactos positivos na capacidade de retenção de nutrientes desse solo (BERG; MCCLAUGHERTY, 2008). Fatores como o tempo em que a serapilheira está estabelecida e a velocidade com que a matéria orgânica é decomposta interferem na quantidade de nutrientes disponibilizados à planta, como o nitrogênio, fósforo, cálcio e magnésio. Altas taxas de decomposição da serapilheira atendem as necessidades das plantas, já as taxas lentas de decomposição resultam no acúmulo de matéria orgânica e nutrientes no solo (ISAAC; NAIR, 2005). A serapilheira também influencia na composição das espécies e produtividade das plantas (BRADFORD et al., 2016).

1.4 JUSTIFICATIVA

Apesar do amplo conhecimento já existente sobre os efeitos da invasão biológica em comunidades vegetais, pouco se sabe sobre o que acontece no solo em áreas em restauração e após a remoção de espécies vegetais invasoras. Avaliar se o controle de invasoras pode alterar padrões de densidade de raízes finas e a presença de ECM torna-se essencial, e isso pode fornecer informações importantes sobre a produtividade e armazenamento de C e apresentar os primeiros passos para compreender o papel das ECMs na restauração de restingas.

Existem poucos estudos que investigam a dinâmica de raízes finas no contexto da restauração ecológica. Portanto, esta pesquisa traz resultados originais que fornecem os primeiros passos para a compreensão deste complexo sistema de interações subterrâneas (planta-planta e planta-fungo), que podem ser promissores para a restauração de ambientes costeiros.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o efeito do controle de espécie exótica invasora (*Pinus elliottii*) em uma área em restauração de vegetação costeira da Mata Atlântica.

2.1.2 Objetivos Específicos

- Comparar o efeito do controle do *P. elliottii* na biomassa seca de raízes, entre áreas invadidas, não invadidas e controladas.
- Identificar a taxa de colonização ectomicorrízica em comunidades vegetais em áreas invadidas, não invadidas e controladas.
- Comparar o efeito do controle do *P. elliottii* na espessura de serapilheira, entre áreas invadidas, não invadidas e controladas.

3 CAPÍTULO ÚNICO – PARÂMETROS SUBTERRÂNEOS QUANDO UMA ESPÉCIE EXÓTICA INVASORA É CONTROLADA PARA RESTAURAÇÃO

Na raiz da questão: como as raízes finas são afetadas quando uma planta exótica invasora é controlada para restauração?

Indiani Conti Della Vechia^{1*}, Emanuela Wehmuth Alves Weidlich¹, Rafael Trevisan¹.

¹*Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Botânica, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil.*

*Autor para correspondência: indianiconti@gmail.com

RESUMO

Estudos sobre o efeito do controle de *Pinus* em ambientes de restinga são escassos. Compreender os efeitos do controle de uma espécie exótica invasora na recuperação da flora local é importante para o desenvolvimento de estratégias de restauração. Avaliamos o efeito do controle do *Pinus elliottii* em parâmetros subterrâneos (biomassa de raízes finas e colonização ectomicorrízica) em um ambiente de restinga, localizado em Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. Comparamos três áreas, uma não invadida por *P. elliottii*, uma área invadida por *P. elliottii* e uma área após o corte do *P. elliottii* (seis anos desde o corte). Foram realizadas coletas de solos em cada área e, em laboratório, as raízes finas (< 2 mm) foram lavadas, secadas e pesadas. A colonização ectomicorrízica deu-se por contagem de pontas de raízes em lupa, contando quais raízes possuíam ou não ectomicorrizas. Na área controlada e não invadida houve maior quantidade de biomassa de raízes finas do que a área invadida. Não observamos diferença significativa na taxa de colonização ectomicorrizas, porém, na área invadida houve uma maior colonização ectomicorrízica do que as áreas controladas e não invadidas. Nossos resultados mostraram que a remoção da espécie invasora teve efeitos positivos nas raízes finas, e num primeiro momento efeito negativo para a colonização ectomicorrízica nas plantas locais. Essas descobertas ressaltam a importância de controlar o *P. elliottii* e verificar os efeitos após o controle em ambientes naturais como a restinga.

Palavras-chave: Restauração ecológica. Raízes finas. Ectomicorrizas. Regeneração natural; *Pinus elliottii*.

INTRODUÇÃO

Espécies exóticas invasoras alteram os ecossistemas de forma irreversível se não forem efetivamente controladas (Blackwood et al. 2010), e são apontadas como uma das cinco principais ameaças da perda de biodiversidade (WWF 2020). Espécies exóticas invasoras ameaçam ambientes naturais causando impactos significativos na abundância e diversidade das espécies nativas (Pyšek & Richardson 2010), impedindo e prejudicando o desenvolvimento dessas plantas. A flora nativa pode ser prejudicada por plantas invasoras através da competição por recursos (nutrientes e água) (McNeely et al. 2001) e alelopatia (Callaway 1995; Orr et al. 2005). Espécies exóticas invasoras alteram não somente a construção de comunidades naturais, mas também aquelas em restauração (Kettenring & Adams 2011; Weidlich, Flórido, et al. 2020). Quando colonizam o sistema, essas plantas que apresentam características morfológicas e estratégias de alocação específicas, maximizam a captura de recursos em situações de alta incidência de luz e de nutrientes (Thomas et al. 2019) podendo excluir competitivamente as espécies nativas.

Invasões biológicas alteram a microbiota e os nutrientes do solo, e esses efeitos podem permanecer mesmo após a remoção da invasora, o que é conhecido como efeito de legado (Dickie et al. 2014; Grove et al. 2017). Esses efeitos dificultam o processo de restauração da comunidade local (Funk et al. 2008), assim como o retorno do ecossistema original por muitos anos (Marchante et al. 2009). O controle das espécies exóticas invasoras é um dos grandes desafios da restauração ecológica (Funk et al. 2008), que aumenta de forma significativa os custos de implantação e manutenção das ações de restauração (Sobanski and Marques 2014), podendo inviabilizar a implantação de plantios (Jardine & Sanchirico 2018; Brancalion et al. 2019). Quanto menor a resiliência local e da paisagem, maior a necessidade, intensidade e custos de intervenções de restauração e necessidade de restauração ativa (Brancalion et al. 2019). Criar comunidades ecologicamente funcionais com custos reduzidos, controlando espécies invasoras representam desafios da restauração. O sucesso da restauração e do controle de espécies exóticas invasoras normalmente é medido por parâmetros acima do solo (e.g. altura, área basal), enquanto parâmetros subterrâneos são poucos explorados (e.g. biomassa de raízes finas e microbiota).

Dentre os muitos parâmetros que podem ser mensurados em estudos sobre plantas, aqueles focados em dados subterrâneos podem trazer respostas não encontradas em avaliações

acima do solo. Raízes e suas habilidades de interagir com organismos do solo são importantes impulsionados de processos ecossistêmicos como a produtividade, estoque de carbono, ciclagem de nutrientes, e formação do solo. Mais especificamente, raízes finas ($\varnothing \leq 2$ mm) são mais dinâmicas do que as raízes grossas, e diferem na sua habilidade de aquisição de nutrientes e água, tendo como principal função a absorção de água e nutrientes (Jackson et al. 1997; Selle et al. 2010; Ratuchne et al. 2016). São nas raízes finas também que ocorrem associações simbióticas, através de micorrizas (Smith & Read 2008). As micorrizas são distintamente agrupadas de acordo com suas características morfológicas e anatômicas e são divididas em dois grandes grupos: endomicorrizas e ectomicorrizas (Henriques et al., 2010). As ectomicorrizas (ECMs), são caracterizadas por formarem associações planta-fungo de forma que o micélio penetra o espaço intercelular do córtex da raiz formando uma rede, conhecida como “rede de Hartig” (Smith & Read 2008). Os fungos ECMs exercem um papel importante na captura de nutrientes (P e N) e água provenientes do solo para as plantas e em troca ganham carboidratos (Bardgett et al. 2014). Essas interações positivas subterrâneas podem desempenhar um papel chave na sobrevivência das plantas. Desta forma, avaliar padrões de desenvolvimento de raízes e suas interações simbióticas pode auxiliar na compreensão do que acontece quando uma invasora é controlada para restauração.

Embora a restauração ecológica tenha crescido muito como ciência, são poucos estudos que avaliam o que acontece no solo quando espécies invasoras são controladas, e se a inviabilidade de realizar o controle biológico no solo pode ser um dos motivos do insucesso do mesmo. Para preencher essa lacuna de conhecimento, este trabalho usou a restinga (vegetação costeira da Mata Atlântica) como modelo para investigar parâmetros subterrâneos em comunidades em restauração. Essas áreas são comumente invadidas por espécies do gênero *Pinus* e controlá-los é uma estratégia de restauração. Um estudo recente mostrou que as ectomicorrizas podem desempenhar um papel importante na restauração de comunidades costeiras em regiões neotropicais (Weidlich, Miotto, et al. 2020), mostrando que interações subterrâneas podem explicar a manutenção de comunidades nestes ambientes de clima inóspito.

Uma melhor compreensão do que acontece no solo ao controlar espécies invasoras para restaurar a vegetação costeira pode ser útil para planejar melhor a restauração. Desta forma, o objetivo deste estudo foi responder a seguinte pergunta: Qual é o efeito do controle de uma espécie arbórea invasora (*P. elliottii*) na produtividade de raízes finas e a taxa de colonização ectomicorrízica, e na deposição de serapilheira em uma comunidade vegetal costeira? Para isso,

realizamos coletas em áreas invadidas e não invadidas por *P. elliotii*, e também em áreas onde o mesmo foi controlado, visando avaliar como interações subterrâneas são afetadas pelo controle de uma espécie invasora.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

As coletas de solo para a obtenção de raízes e avaliação de presença de ECMs foram realizadas no Parque Natural Municipal Dunas da Lagoa da Conceição (PNMDLC), sob autorização nº 058/2019. A área de estudo encontra-se na região leste da Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis, Brasil (Figura 1). O PNMDLC possui uma área total de 706,76 hectares junto à margem sudeste da Lagoa da Conceição. Segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, o clima é considerado cfa (clima mesotérmico úmido com verão quente). O PNMDLC está inserido em um segmento de restinga, que compreende um ecossistema de alta diversidade, com dunas fixas, semifixas e móveis (Guimarães 2006). A vegetação é composta por espécies herbáceas-subarbusivas, arbustivas e arbóreas, e o ambiente possui locais com baixadas secas, úmidas e alagadas (Falkenberg 1999; Guimarães 2006).

Indivíduos do gênero *Pinus* têm invadido o PNMDLC e apesar da ausência de um plano de manejo (em fase de elaboração), o Instituto Hórus em parceria com a Universidade Federal de Santa Catarina realizou por mais de 10 anos o manejo de populações invasoras de *Pinus* spp. presentes no PNMDLC (Dechoum et al. 2018). Cerca de 372.000 indivíduos de *Pinus* spp. foram eliminados (com corte e/ou arranquio) no PNMDLC, possibilitando (ou favorecendo) a restauração de uma área de quase 200 hectares de restinga (Hórus 2020).

Delineamento amostral e coleta de dados

As amostras foram coletadas em três áreas do PNMDLC (Figura 1):

- 1) Área não invadida por *P. elliotii*, composta por vegetação nativa herbáceo-arbustiva;
- 2) Área invadida por *P. elliotii*, apresenta vegetação arbórea e indivíduos adultos da espécie invasora, indivíduos esparsos de espécies arbustivas e baixa cobertura de espécies herbáceas.
- 3) Área invadida controlada, onde foi realizado o corte do *P. elliotii* no ano de 2013.

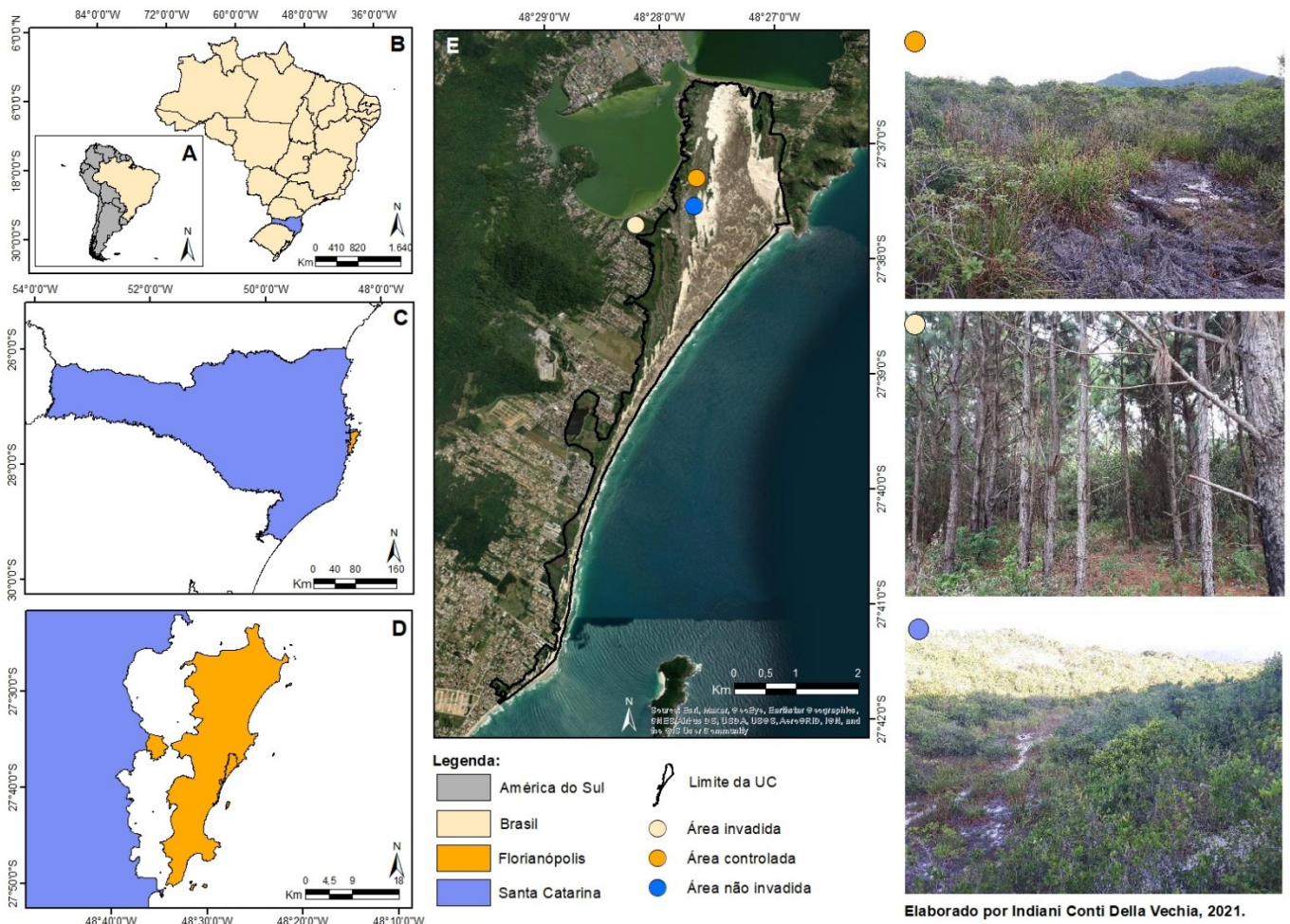


Figura 1 - Localização e entorno do município de Florianópolis em Santa Catarina – Brasil. A) Em cinza, América do Sul e em rosa claro, Brasil. B) Brasil (rosa claro) e estado de Santa Catarina (azul). C) Santa Catarina (azul) e município de Florianópolis (laranja). D) Município de Florianópolis (laranja) e destaque do PNMDLC (preto). E) Delimitação e vista aérea do PNMDLC (em preto); Ponto laranja: localização e foto da área controlada; Ponto rosa claro: localização e foto da área invadida; Ponto azul: localização e foto da área não invadida.

Densidade de biomassa seca de raízes finas

As áreas amostrais foram definidas conforme levantamento florístico realizado em 2018 por Mesacasa (2020). As coletas foram realizadas nos meses de outubro e dezembro de 2019. Foram coletadas 30 amostras de solo em cada uma das três áreas amostrais, totalizando 90 amostras (Figura 2). Na área não invadida (área 1) as coletas de solo foram feitas em locais de vegetação arbustiva. Na área invadida (área 2) as amostras de solo foram coletadas a uma distância máxima de 1,5 m de indivíduos de *P. elliotii* com no mínimo 5 m de altura. As coletas realizadas na área onde indivíduos de *P. elliotii* foram controlados (área 3) foram amostradas

em locais com indício de corte raso do pínus (presença de toco), a uma distância máxima de 1,5 m da base do toco e com presença de vegetação arbustiva. Todas as amostras foram coletadas com cilindros de coleta de solo de 30 cm de comprimento e 4 cm de diâmetro. Além disso, foi realizada a medição da espessura (cm) da camada de serapilheira, com auxílio de uma trena em cada ponto de coleta.

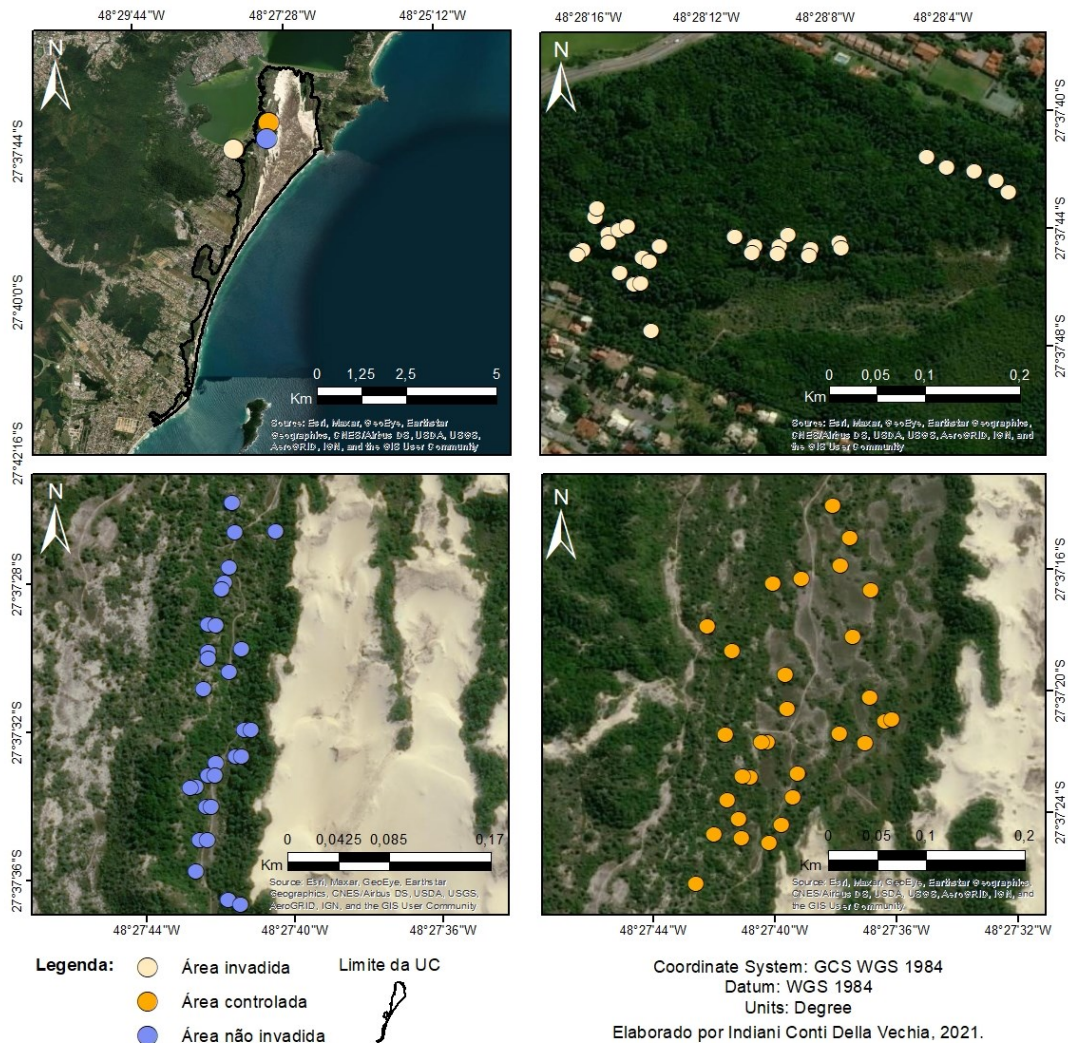


Figura 2 - Localização dos pontos das coletas de raízes finas nas três áreas de estudo no PNMDLC – Florianópolis/SC.

As amostras coletadas foram armazenadas em freezer - 80 °C. Em laboratório, as amostras foram submersas em água e a separação das raízes deu-se com auxílio de uma peneira (1 mm) e água corrente. Para obtenção de biomassa seca, as raízes foram processadas na estufa a 60 °C por 72 h e pesadas em balança analítica. Foram selecionadas as raízes finas com $\varnothing \leq 2$ mm, e raízes $\varnothing > 2$ mm foram excluídas deste estudo.

A densidade de biomassa seca das raízes, foi calculada pelos seguintes cálculos:

Cálculo da densidade (g/cm³): $D = \frac{m}{v}$

m: peso da biomassa seca;

v: volume do cilindro.

Taxa de colonização ectomicorrízica

Foram realizadas dez coletas adicionais em cada uma das três áreas de estudos. Estas foram realizadas no período de janeiro a fevereiro de 2020. Os pontos foram escolhidos conforme as coletas anteriormente realizadas para a biomassa. A escolha deu-se pelo melhor acesso ao local. As amostras coletadas foram armazenadas em sacolas plásticas e mantidas sob refrigeração (± 5 °C), e processadas em um período de 48 h. A lavagem das raízes deu-se igualmente como a lavagem para a biomassa de raiz.

Para cada dez amostras de cada área coletada, 20 fragmentos de raízes foram selecionados aleatoriamente (subamostras) em pontos específicos marcados em bandejas contendo as raízes distribuídas em água. Selecionamos raízes que possuíam mais de uma ramificação, pois não foi possível diferenciar se estas eram pontas de raízes primárias, secundárias ou terciárias. Em seguida, as raízes selecionadas foram observadas e triadas sob microscópio estereoscópico, verificando se as pontas das raízes tinham presença e/ou ausência de ECMs. Na contagem não foi considerado o eixo central da raiz.

Para quantificar a taxa de colonização ectomicorrízica das raízes, utilizou-se a metodologia de Gehring & Whitham (1994): $TMT = \frac{PM}{PT}$

Onde: TMT: Taxa de colonização ectomicorrízica total;

PM: Número de pontas de raízes com presença de ECMs;

PT: Número total de pontas encontradas nas raízes;

Análise estatística

Foi calculada a média para cada uma das variáveis resposta mensurada, nos três níveis analisados. Avaliamos a normalidade através do teste de Shapiro-Wilk. Aplicamos análise de variância (ANOVA) de um fator para verificar o efeito do controle do *P. elliotii* em cada uma das variáveis resposta medidas (biomassa seca de raízes finas, taxa de colonização ectomicorrízica e espessura de serapilheira). Os valores médios foram comparados através do

teste Newman e Keuls usando o pacote agricolae (de Mendiburu 2015). Todas as análises foram realizadas com o software estatístico RStudio versão 1.2.5033 (RStudio Team, 2020).

RESULTADOS

Densidade de biomassa seca de raízes finas

A área invadida por *P. elliottii* apresentou menor densidade de biomassa seca de raízes finas, diferindo da área onde a espécie foi controlada e da área não invadida (Figura 3).

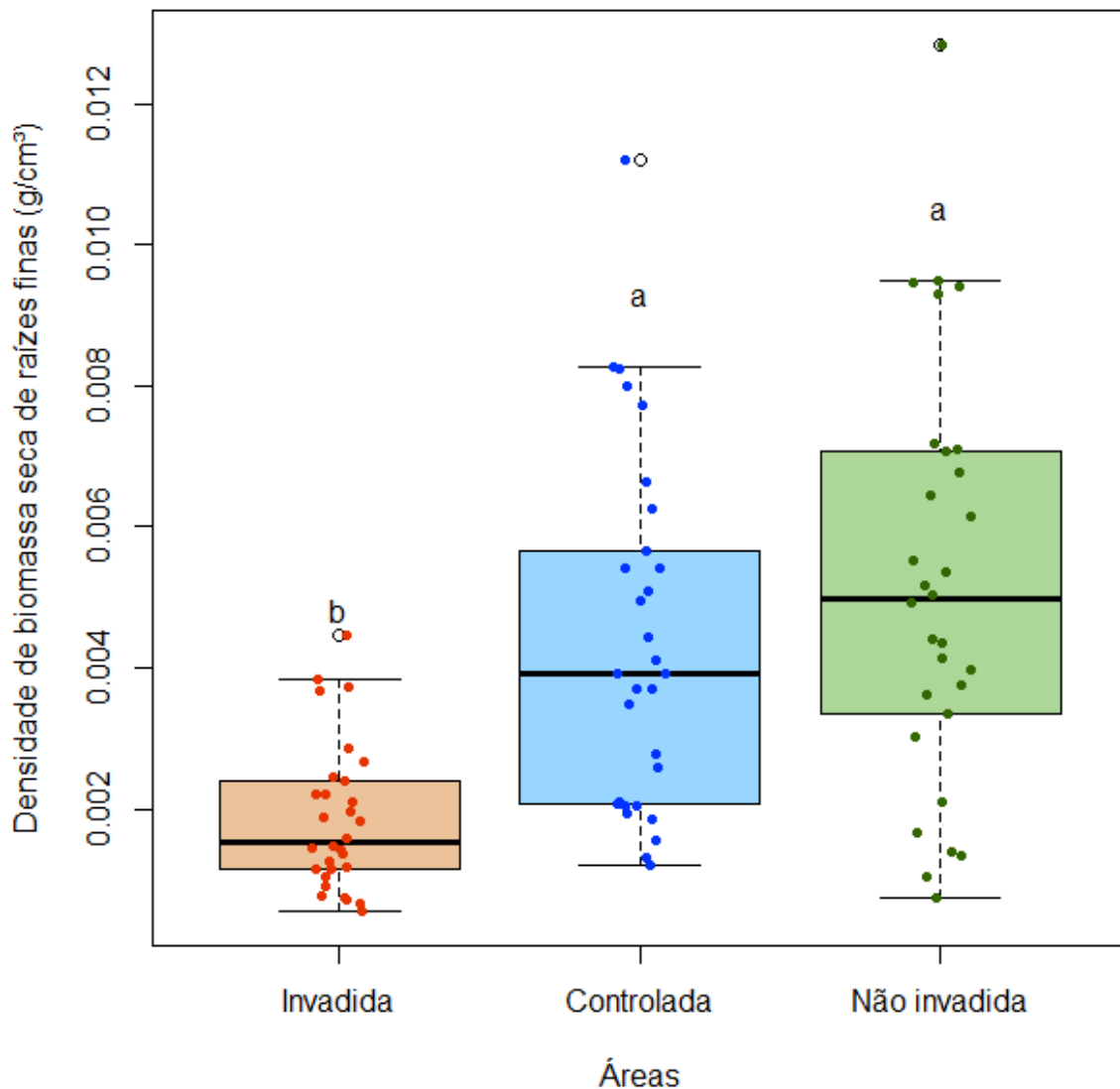


Figura 3 - Resultado da densidade de biomassa seca de raízes finas nas três áreas de estudo (área onde houve o controle do *P. elliottii*, área não invadida e área invadida por *P. elliottii*). Letras diferentes mostram diferenças estatísticas entre os tratamentos (Anova seguido por Newman, $P < 0,05$). Linha dividindo a barra ao meio indica a mediana. Pontos mostram as amostras.

Taxa de colonização ectomicorrízica

Não observamos diferenças significativas entre as áreas. Porém, observamos uma tendência de que a área invadida por *P. elliotii* e a área não invadida apresentaram maiores taxas de colonização ectomicorrízica e a área onde houve o controle do *P. elliotii* obteve a menor taxa de colonização ectomicorrízica (Figura 4).

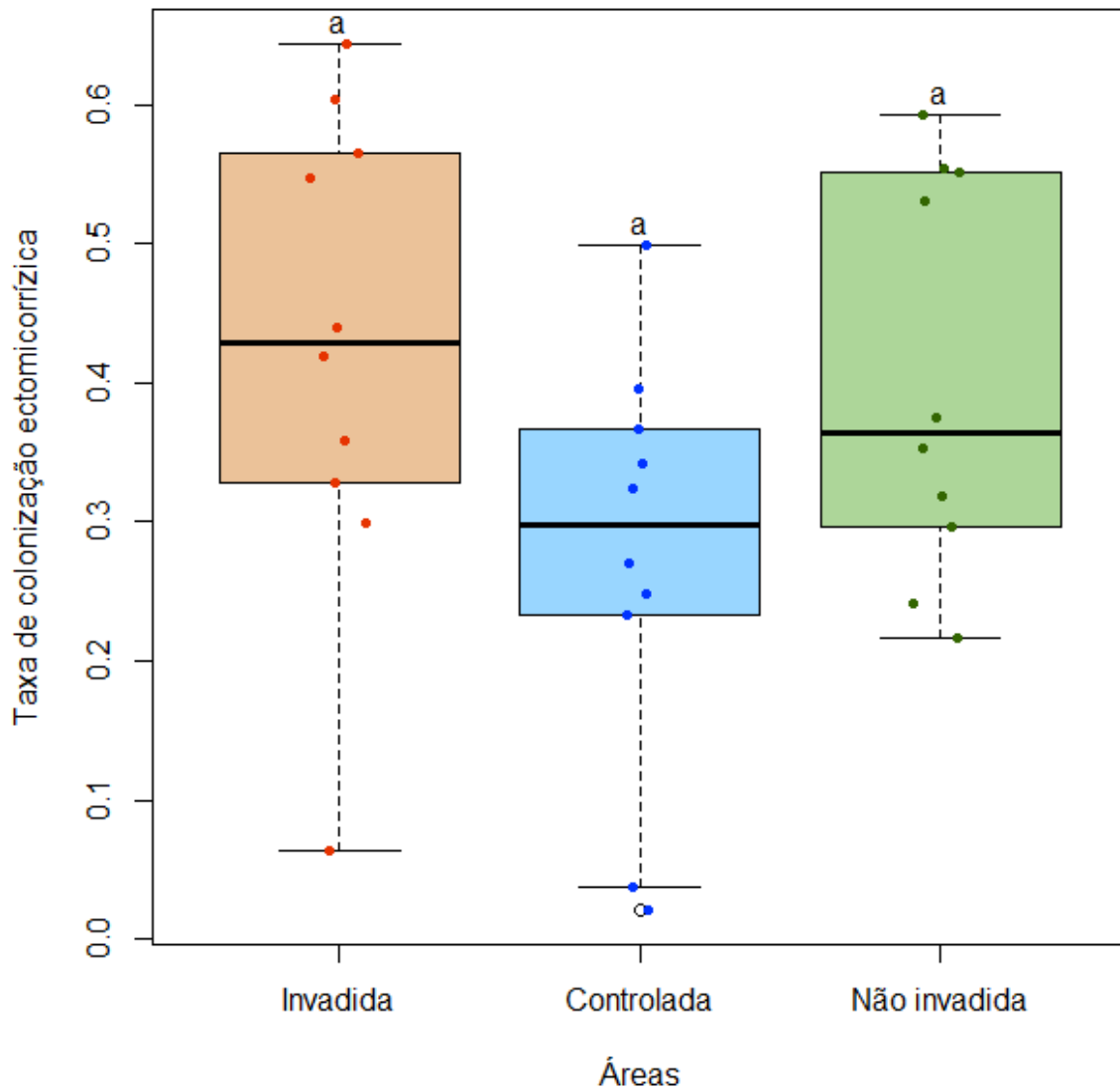


Figura 4 - Resultado da taxa de colonização ectomicorrízica nas três áreas de estudo (área onde houve o controle do *P. elliotii*, área não invadida e área invadida por *P. elliotii*). Letras diferentes mostram diferenças estatísticas entre os tratamentos (Anova seguido por Newman, $P < 0,05$). Linha dividindo a barra ao meio indica a mediana. Pontos mostram as amostras.

Espessura de serapilheira

A área invadida apresentou a maior espessura de serrapilheira, seguida pela área não invadida e área controlada (Figura 5).

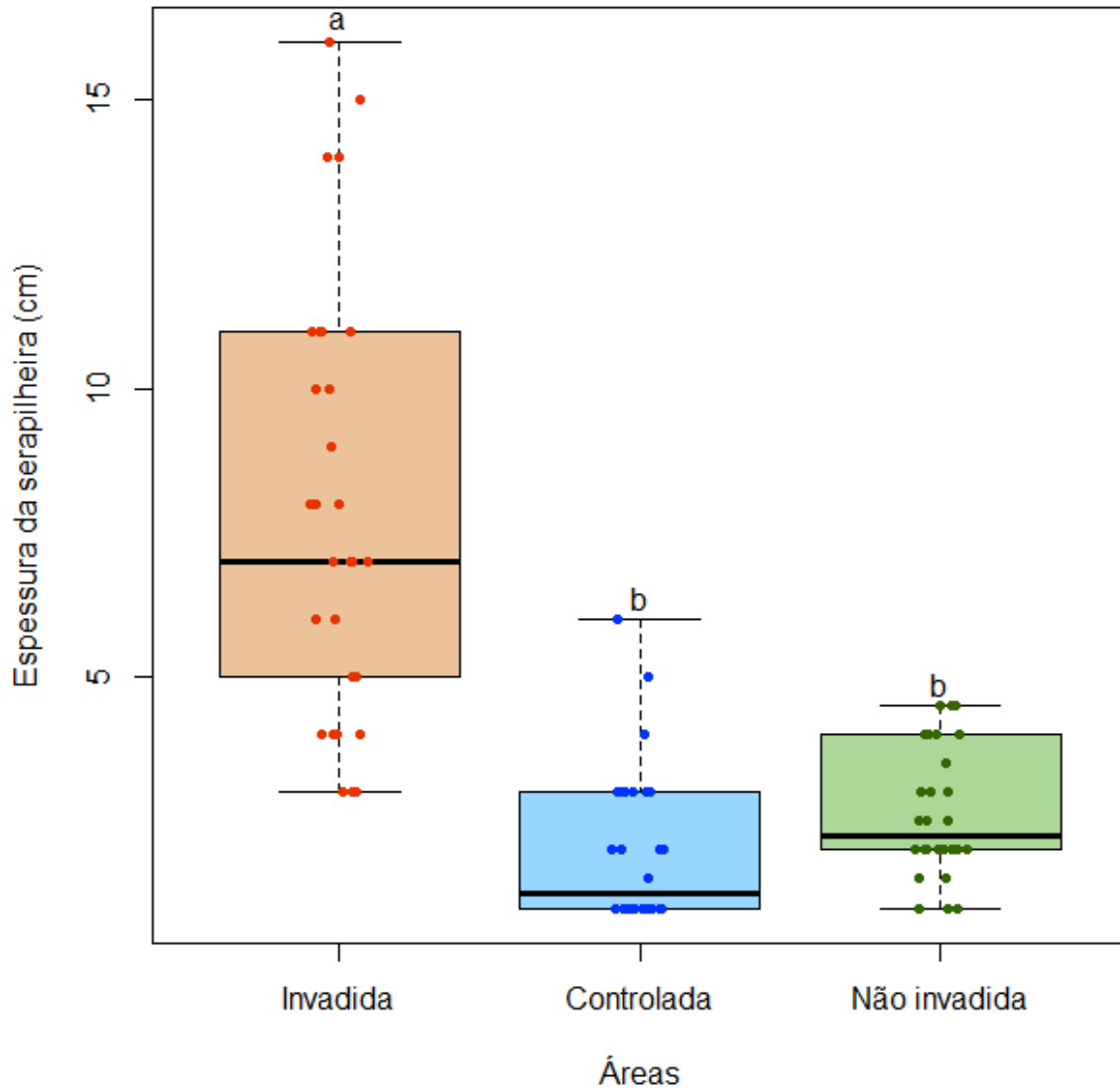


Figura 5 - Resultado da espessura da serapilheira nas três áreas de estudo onde foram realizadas as coletas para biomassa de raízes (área onde houve o controle do *P. Elliottii*, área não invadida e área invadida por *P. Elliottii*). Letras diferentes mostram diferenças estatísticas entre os tratamentos (Anova seguido por Newman, $P < 0,05$). Linha dividindo a barra ao meio indica a mediana. Pontos mostram as amostras.

DISCUSSÃO

Densidade de biomassa seca de raízes finas

O fato de que a área onde não houve invasão de *P. elliotii* e a área onde este foi controlado terem o mesmo padrão de biomassa, e a área invadida apresentar a menor produtividade de raízes, nos permite inferir sobre três informações relevantes. Primeiro, a maior quantidade de biomassa de raízes finas nas áreas não invadidas e controladas se deve provavelmente porque a comunidade nativa tem maior diversidade de herbáceo-arbustivas. Segundo, como nas áreas invadidas praticamente não existem espécies nativas, a ausência destas refletiu na menor quantidade de raízes finas, já que os indivíduos de *P. elliotii* nos locais são todos adultos (raízes grossas). Terceiro, o fato de a área controlada e não invadida apresentarem parcialmente o mesmo padrão de biomassa de raízes demonstra que o controle da invasora é eficiente para restaurar essas comunidades vegetais.

Na área onde ocorreu o controle do *P. elliotii* a densidade de biomassa de raízes finas foi maior do que na área invadida por *P. elliotii*, indicando que a retirada da espécie invasora aumentou a biomassa de raízes finas das plantas locais. Kitchen; Blair; Callaham (2009), observaram 13 anos depois, que os efeitos do uso do fogo anual e roçada em pradarias nativas, influenciaram a quantidade, profundidade e a alocação de carbono nas raízes finas, enquanto a queima aumentou a biomassa a roçada reduziu a biomassa das raízes finas. O uso do desbaste de curto prazo (um ano após) em plantações de *Pinus massoniana* aumentou a biomassa de raízes finas (assim como os níveis de nutrientes no solo diminuíram ligeiramente após o desbaste) (Shen et al. 2017). No presente estudo observamos uma menor biomassa na área onde foi realizado o corte quando comparado com a área não invadida, e possivelmente a biomassa aumentará ainda mais nos anos seguintes. Visto que o presente estudo foi realizado seis anos após a remoção da invasora, a recuperação pode ocorrer em períodos mais longos. Por exemplo, Nakane & Lee (1995) explicam que o corte raso pode alterar drasticamente as condições ambientais do solo (como a temperatura e umidade do solo) e isso provavelmente afeta o processo de decomposição das raízes finas. Explicando que talvez boa parte das raízes da área onde ocorreu o corte do *P. elliotii* já haviam se degradado ou que estão se renovando à medida que ocorre a regeneração natural. Esses trabalhos também evidenciam que diferentes métodos de controle podem ocasionar diferentes respostas nas raízes finas.

Na área não invadida observamos a maior quantidade de biomassa de raízes finas, essa maior quantidade possibilita uma maior captura de C das plantas nativas. Por exemplo, quando comparado às plantações (silvicultura), Lewis et al. (2019) explicam que as florestas naturais são mais eficientes no armazenamento de C e que continuam a captar C por muitas décadas. Em ambiente de restinga, onde a água é uma condição limitante para o crescimento das plantas, as raízes podem aumentar em biomassa e diferir no uso do C. Nossos resultados também sugerem que a biomassa de raízes finas aumenta com a diversidade de espécies (área não invadida). Porém, estudos sobre a relação da biomassa de raízes finas e a diversidade de espécies de árvores são divergentes, enquanto alguns estudos encontraram resultados negativos, alguns encontram resultados positivos e/ou inconclusivos (Finér et al. 2017). Em plantios mistos (com diversidade de espécies), a biomassa e produção anual de raízes finas foram maiores do que em monoculturas (Ma & Chen 2016). Já no estudo de Finér et al. (2017), foi relatado que a biomassa de raízes finas aumentou com a diversidade de espécies de árvores em florestas decíduas temperadas mas não em florestas de coníferas.

A área invadida por *P. elliotii* apresentou a menor quantidade de biomassa de raízes finas, acredita-se que é devido aos indivíduos de *P. elliotii* serem adultos e apresentarem menos raízes finas. Por exemplo, Andersen et al. (2008) observaram que em povoamentos mais jovens de *Pinus ponderosa* houve maiores taxas de produções anuais de raízes finas devido à sua mortalidade quando comparado a povoamentos mais antigos que o C pode se acumular mais rápido nos povoamentos mais jovens. No estudo de Chen et al. (2016), onde avaliaram a biomassa das raízes finas em povoamentos com presença de *Pinus tabulaeformis* (com 10, 25 e 40 anos de idade) também observaram que a biomassa de raízes finas do *P. tabulaeformis* diminuíram com o aumento da idade. Embora não comparamos a biomassa entre diferentes anos de povoamentos de *P. elliotii*, nossos resultados mostraram que das três áreas de estudo, a área invadida por *P. elliotii* foi a que obteve a menor biomassa de raízes finas, sugerindo que, como os indivíduos de *P. elliotii* na área invadida são adultos, há então uma baixa produtividade de raízes finas.

Mesmo com pouca serapilheira disponível na área não invadida e área controlada, essas áreas apresentaram alta densidade de biomassa de raízes finas. A área invadida apresentou a maior espessura de serapilheira e menor quantidade de biomassa de raízes finas. Esta redução de raízes finas pode estar relacionada com a quantidade e qualidade de serapilheira, pois as espécies invasoras podem alterar as taxas de decomposição dentro de um ecossistema, alterando

a qualidade da serapilheira que entra no sistema (Ashton et al. 2005). Ambientes com presença de *Pinus* spp. apresentam grandes quantidades de serapilheira (acículas), porém, a decomposição da serapilheira de *Pinus* é lenta e a disponibilidade da mesma não é muito sensível às variações climáticas (de Carvalho et al. 2019). Sabe-se que a serapilheira do *Pinus* é caracterizada por ser pobre em nutrientes, rica em lignina e compostos fenólicos, e apresenta menor atividade da microbiota neste material, explicando o maior acúmulo de serapilheira (Carvalho et al. 2008). Ainda, o gênero *Pinus* apresenta também características alelopáticas, ou seja, liberam metabólitos secundários (denominados aleloquímicos), prejudicando a germinação de outras espécies de plantas ao seu redor.

Taxa de colonização ectomicorrízica

Embora não observamos diferença significativa entre as áreas, observamos uma tendência de que a área invadida por *P. elliotii* e a área não invadida apresentaram maiores taxas de colonização ectomicorrízica e a área controlada obteve a menor taxa de colonização ectomicorrízica. Possivelmente, a partir do momento em que o *P. elliotii* foi cortado na área controlada, o número de ECMs associadas começou a decair, pois as mesmas acabaram perdendo as condições necessárias para perpetuar sua colonização, como por exemplo, o parceiro simbiote, resultando em menor taxa de ECMs. Além disso, possivelmente as ECMs nativas que habitavam a área de estudo antes da invasão do *P. elliotii* ainda não tiveram tempo e condições necessárias para estabelecerem seus micélios e formarem novas comunidades.

A área onde houve o corte do *P. elliotii* apresentou a menor taxa de colonização ectomicorrízica e isso pode estar relacionado com baixa espessura de serapilheira encontrada nessa área, uma vez que pode deixar o solo mais exposto à incidência solar, prejudicando assim a manutenção da umidade do solo, pois os fatores ambientais conduzem as mudanças na comunidade ectomicorrízica (Grebenc et al. 2009). O tipo de distúrbio (corte) também pode impactar as comunidades subterrâneas (como ECMs) (Collado et al. 2020) e conseqüentemente afetar o estabelecimento das plantas e esses efeitos podem permanecer por um período (Dickie et al. 2014). Num primeiro momento o corte do *P. elliotii* pode ter um efeito negativo na colonização ectomicorrízica, assim como observado por Durall et al. (2006), onde o corte raso reduziu a abundância e composição de ECMs. Nesse sentido, Kipfer et al. (2011) observaram que eventos de incêndio também podem mudar a composição da comunidade de ECMs, e que podem demorar muito mais de duas décadas para que as comunidades de ECMs alcancem a

composição de espécies semelhantes à anterior ao fogo. Então, à medida que ocorre a regeneração natural, acreditamos que as ECMs nativas que habitavam a área antes da invasão do *P. elliotii* ainda não tiveram tempo e condições necessárias para estabelecerem seus micélios e formarem novas associações com as plantas em regeneração, indicando que o processo de estabilização das comunidades ECMs está recomeçando. É importante ressaltar ainda, que existem ECMs que são capazes de residir por muitas décadas no solo (Dickie et al. 2014), evidenciando que caso o *Pinus* retorne a esse ambiente, as ECMs que sobreviveram podem auxiliar no estabelecimento da planta.

A área não invadida apresentou parcialmente a mesma quantidade de colonização de ECMs quando comparada a área invadida. O fato de a área não invadida não ter a presença de *P. elliotii*, e conseqüentemente não ter as ECMs exóticas que são associadas a ele (não observamos as ECMs típicas do *P. elliotii* nas raízes das plantas locais), possivelmente, as plantas desse local possuem ECMs nativas. Porém, sabe-se que as árvores invasoras são capazes de se estabelecer e crescer em locais ainda não invadidos (e que predominam espécies arbóreas nativas) (Policelli et al. 2020), evidenciando a importância de realizar o controle dessas espécies para que não cheguem em ambientes naturais como a restinga. É sabido que, globalmente, à medida que a introdução de espécies se acelera, aumenta também a possibilidade de novas interações mutualísticas entre espécies nativas e não nativas (Aslan et al. 2015). Essas novas interações positivas, podem afetar a aptidão dos organismos nas comunidades invadidas, assim como, os invasores podem aumentar as redes de mutualismo nativo, substituir parceiros ou interromper os mutualismos nativos (Aslan et al. 2015).

Na área invadida por *P. elliotii* observamos a maior taxa de colonização ectomicorrízica. No Chile, Policelli et al. (2020) observaram que os pínus invasores (*Pinus contorta*) também têm alta porcentagem de colonização de ECMs. Moeller et al. (2015), observou que a espécie invasora *Pseudotsuga menziesii* (Pinaceae) na Nova Zelândia pode fazer associações com diversos fungos nativos. Embora neste estudo não identificamos quais são os fungos ectomicorrízicos (exóticos e/ou nativos) associados ao *P. elliotii*, isso pode explicar a maior quantidade de ECMs encontradas na área invadida. Foi observado durante a triagem que as amostras coletadas nos locais com *Pinus* a maioria das raízes apresentava ECMs típicas do gênero *Pinus*, mas observou-se também diferentes morfotipos de ECMs, podendo ser ECMs nativas. Vlk et al. (2020), explicam que na América do Sul, espécies da família Pinaceae (como do gênero *Pinus*) podem formar novas interações com ECMs nativas, assim como adotar

diferentes estratégias para estabelecerem parcerias com ECMs. O fato de que essa área apresentou baixa quantidade de biomassa de raízes finas e alta colonização de ECMs, demonstra que estas interações simbióticas são de extrema importância para o crescimento e sobrevivência da espécie exótica invasora.

A disponibilidade de nutrientes minerais é um fator limitante para o crescimento de plantas e fungos em ecossistemas pobres em nutrientes (Tedersoo et al. 2020), como a restinga. Assim como a serapilheira de *Pinus* pode inibir a germinação e crescimento de plantas no local, ao produzir aleloquímicos as plantas também podem inibir associações de fungos micorrízicos a outras plantas (Tedersoo et al. 2020). As concentrações e produções de aleloquímicos podem mudar com a idade da invasão e abundância de invasores (Grove et al. 2017). A alelopatia afeta negativamente os fungos micorrízicos nativos (Grove et al. 2017) e a aptidão de outras plantas, beneficiando a planta produtora (Cipollini et al. 2012). No entanto, as ECMs podem proteger seus hospedeiros dos efeitos prejudiciais dos aleloquímicos ou estender seu impacto além da rizosfera (Cipollini et al. 2012). Entre organismos aparentados (mesmas espécies ou em níveis taxonômicos mais elevados) a sinalização e transferência de nutrientes são fortes, podendo a planta adulta sustentar suas mudas quando elas se estabelecem próxima às suas raízes (Tedersoo et al. 2020). Por fim, as plantas exóticas invasoras são normalmente tratadas como invasões de espécies individuais, porém, as interações entre plantas e fungos simbióticos (mutualistas) impactam a sobrevivência das plantas, os traços fisiológicos e a reprodução e, portanto, o sucesso de invasão (Dickie et al. 2017).

CONCLUSÃO

Não observamos diferença significativa na taxa de colonização ectomicorrízica entre as áreas, porém observamos que o controle do *P. elliotii* teve efeito positivo na produtividade de raízes finas, confirmando que essas interações subterrâneas devem ser levadas em consideração na restauração ecológica.

REFERÊNCIAS

- Andersen CP et al. (2008) Fine root growth and mortality in different-aged ponderosa pine stands. *Canadian Journal of Forest Research* 38:1797–1806
- Ashton IW et al. (2005) Invasive species accelerate decomposition and litter nitrogen loss in a mixed deciduous forest. *Ecological Applications* 15:1263–1272

- Aslan CE, Sikes BA, Gedan KB (2015) Research on mutualisms between native and non-native partners can contribute critical ecological insights. *NeoBiota* 26:39–54
- Bardgett RD, Mommer L, De Vries FT (2014) Going underground: root traits as drivers of ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 29:692–699
- Blackwood J, Hastings A, Costello C (2010) Cost-effective management of invasive species using linear-quadratic control. *Ecological Economics* 69:519–527
- Brancalion PHS et al. (2019) What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. *Biological Conservation* 240:108274
- Callaway RM (1995) Positive interactions among plants. *The Botanical Review* 61:306–349
- Carvalho AMX de et al. (2008) Atividade microbiana de solo e serapilheira em áreas povoadas com *Pinus elliottii* e *Terminalia ivorensis*. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 32:2709–2716
- de Carvalho FF et al. (2019) Litterfall and litter decomposition in pinus and native forests. *Floresta e Ambiente* 26:1–10
- Chen L et al. (2016) Soil nutrients and water affect the age-related fine root biomass but not production in two plantation forests on the Loess Plateau, China. *Journal of Arid Environments* 135:173–180
- Cipollini D, Rigsby CM, Barto EK (2012) Microbes as Targets and Mediators of Allelopathy in Plants. *Journal of Chemical Ecology* 38:714–727
- Collado E et al. (2020) Divergent above- and below-ground responses of fungal functional groups to forest thinning. *Soil Biology and Biochemistry* 150
- Dechoum M de S et al. (2018) Citizen engagement in the management of non-native invasive pines : Does it make a difference ? *Biological Invasions* 0
- Dickie IA et al. (2014) Belowground legacies of *Pinus contorta* invasion and removal result in multiple mechanisms of invasional meltdown. *AoB PLANTS* 6:1–15
- Dickie IA et al. (2017) The emerging science of linked plant–fungal invasions. *New Phytologist* 215:1314–1332
- Durall DM et al. (2006) Effects of clearcut logging and tree species composition on the diversity and community composition of epigeous fruit bodies formed by ectomycorrhizal fungi. *Canadian Journal of Botany* 84:966–980
- Falkenberg D de B (1999) Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. *INSULA Revista de Botânica* 28:01

- Finér L et al. (2017) Conifer proportion explains fine root biomass more than tree species diversity and site factors in major European forest types. *Forest Ecology and Management* 406:330–350
- Funk JL et al. (2008) Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology and Evolution* 23:695–703
- Grebenc T et al. (2009) Response of ectomycorrhizal community structure to gap opening in natural and managed temperate beech-dominated forests. *Canadian Journal of Forest Research* 39:1375–1386
- Grove S et al. (2017) Mycorrhizae, invasions, and the temporal dynamics of mutualism disruption. *Journal of Ecology* 105:1496–1508
- Guimarães TDB (2006) Florística e fenologia reprodutiva de plantas vasculares na restinga do parque municipal das dunas da Lagoa da Conceição, Florianópolis, SC. *Revista Brasileira de Bot* 24:107
- Hórus I (2020) 10 anos de voluntariado! <https://institutohorus.org.br/programa-de-voluntariado-2/>
- Jackson RB, Mooney HA, Schulze ED (1997) A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Ecology* 94:7362–7366
- Jardine SL, Sanchirico JN (2018) Estimating the cost of invasive species control. *Journal of Environmental Economics and Management* 87:242–257
- Kettenring KM, Adams CR (2011) Lessons learned from invasive plant control experiments: A systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 48:970–979
- Kipfer T et al. (2011) Ectomycorrhiza succession patterns in *Pinus sylvestris* forests after stand-replacing fire in the Central Alps. *Oecologia* 167:219–228
- Kitchen DJ, Blair JM, Callahan MA (2009) Annual fire and mowing alter biomass, depth distribution, and C and N content of roots and soil in tallgrass prairie. *Plant and Soil* 323:235–247
- Lewis SL et al. (2019) Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. *Nature* 568:25–28
- Ma Z, Chen HYH (2016) Effects of species diversity on fine root productivity in diverse ecosystems: a global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography* 25:1387–1396
- Marchante E et al. (2009) Soil recovery after removal of the N₂-fixing invasive *Acacia longifolia*: Consequences for ecosystem restoration. *Biological Invasions* 11:813–823

- McNeely JA et al. (2001) Global Strategy on Invasive Alien Species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK in collaboration with the Global Invasive Species Programme.
- de Mendiburu F (2015) agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research. R package version 1.2-3. <https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>.
- Mesacasa L (2020) Efeito do tempo de invasão biológica e do manejo de populações de *Pinus elliottii* em parâmetros estruturais e funcionais de comunidades vegetais de restinga no sul do Brasil.
- Moeller H V. et al. (2015) Mycorrhizal co-invasion and novel interactions depend on neighborhood context.
- Nakane K, Lee NJ (1995) Simulation of soil carbon cycling and carbon balance following clear-cutting in a mid-temperate forest and contribution to the sink of atmospheric CO₂. *Vegetatio* 121:147–156
- Orr SP, Rudgers JA, Clay K (2005) Invasive plants can inhibit native tree seedlings: Testing potential allelopathic mechanisms. *Plant Ecology* 181:153–165
- Policelli N et al. (2020) Native and non-native trees can find compatible mycorrhizal partners in each other's dominated areas. *Plant and Soil* 454:285–297
- Pyšek P, Richardson DM (2010) Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. *Annual Review of Environment and Resources* 35:25–55
- Ratuchne LC et al. (2016) Estado da Arte na Quantificação de Biomassa em Raízes de Formações Florestais. *Floresta e Ambiente* 23:450–462
- Selle GL et al. (2010) Biomassa radicular, densidade do solo e análise química do solo de um povoamento de *Pinus* sp. *Ambiência* 6:61–74
- Shen Y et al. (2017) Short-term effects of low intensity thinning on the fine root dynamics of *Pinus massoniana* plantations in the three Gorges Reservoir Area, China. *Forests* 8:1–13
- Smith SE, Read D (2008) Mycorrhizal Symbiosis.
- Tedersoo L, Bahram M, Zobel M (2020) How mycorrhizal associations drive plant population and community biology. *Science* 367
- Vlk L et al. (2020) Alien ectomycorrhizal plants differ in their ability to interact with co-introduced and native ectomycorrhizal fungi in novel sites. *ISME Journal* 14:2336–2346
- Weidlich EWA, Miotto PT, et al. (2020) Using ectomycorrhizae to improve the restoration of Neotropical coastal zones. *Restoration Ecology* 28:1324–1326
- Weidlich EWA, Flório FG, et al. (2020) Controlling invasive plant species in ecological

restoration: A global review. *Journal of Applied Ecology* 57:1806–1817

WWF (2020) Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss.
Almond, R.E.A., Grooten M. and Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O aumento da biomassa de raízes finas na área controlada foi estatisticamente significativo quando comparado à área invadida, mostrando que as espécies exóticas invasoras dificultaram o desenvolvimento das espécies nativas e, portanto, reduziram o número de raízes finas. Para as ectomicorrizas, não houve diferença estatística entre as áreas, porém resultou em uma menor taxa de colonização ectomicorrízica na área controlada, possivelmente porque as ECMs exóticas já estavam decompostas enquanto as nativas ainda não colonizaram essas raízes. Bermúdez-Contreras et al. (2020) explicam que uma métrica de sucesso da restauração pode ser medida como o nível de similaridade em comunidades microbianas subterrâneas entre plantas revegetadas e vegetação existente mais antiga. Estudos como este, que buscam entender as respostas do controle de uma espécie exótica invasora em parâmetros subterrâneos são de grande importância para a restauração ecológica.

A partir disso, questionamos diversas outras perguntas para projetos futuros, como: Quais são as espécies de plantas e parceiros fúngicos que realizam as associações ECMs? A salinidade do solo de restinga pode interferir na colonização por ectomicorrizas? Quais os parâmetros abióticos (pH, temperatura, umidade, etc.) têm maior influência no estabelecimento e manutenção da interação ectomicorrízica?

REFERÊNCIAS

- ALBERS, H. J. et al. The Role of Restoration and Key Ecological Invasion Mechanisms in Optimal Spatial-Dynamic Management of Invasive Species. **Ecological Economics**, v. 151, n. July 2017, p. 44–54, 2018.
- AUER, C. G. et al. Fungos em acículas da serapilheira de *Pinus taeda* L. em povoamentos com diferentes idades. **Floresta**, v. 36, n. 3, p. 433–438, 2006.
- BAER, S. G. et al. Changes in ecosystem structure and function along a chronosequence of restored grasslands. **Ecological Applications**, v. 12, n. 6, p. 1688–1701, 2002.
- BAKER, H. G. Patterns of Plant Invasion in North America. In: MOONEY, H. A.; DRAKE, J. A. (Eds.). . **The Invasions of Plants and Animals into California**. [s.l: s.n.]. v. 58p. 44–55.
- BARCELOS, M. E. F. et al. Uma visão panorâmica sobre os solos das restingas e seu papel na definição de comunidades vegetais nas planícies costeiras do sudeste do Brasil An outlook on sandbank soils and their roles on the definition of plant communities in costal sand plains from. **Natureza on line**, v. 10, p. 71–76, 2012.
- BARDGETT, R. D.; MOMMER, L.; DE VRIES, F. T. Going underground: root traits as drivers of ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 29, n. 12, p. 692–699, 2014.
- BARDGETT, R. D.; VAN DER PUTTEN, W. H. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. **Nature**, v. 515, n. 7528, p. 505–511, 2014.
- BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. **Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration**. [s.l: s.n.].
- BLACKWOOD, J.; HASTINGS, A.; COSTELLO, C. Cost-effective management of invasive species using linear-quadratic control. **Ecological Economics**, v. 69, n. 3, p. 519–527, 2010.
- BLOOM, A. J.; MOONEY, H. A. *Plants-an Economic Analogy*. 1985.
- BONNASSIS, P. A. P. **Caracterização de isolados fúngicos ectomicorrízicos na promoção do crescimento e na colonização radicular de *Eucalyptus dunnii* Maiden**. [s.l: s.n.].
- BRADFORD, M. A. et al. Understanding the dominant controls on litter decomposition. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 1, p. 229–238, 2016.
- BRADLEY, B. A. et al. Disentangling the abundance–impact relationship for invasive species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, p. 201818081, 2019.
- BRANCALION, P. H. S. et al. What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. **Biological Conservation**, v. 240, n. October, p. 108274, 2019.

BRINKMAN, E. P. et al. Changing soil legacies to direct restoration of plant communities. **AoB PLANTS**, v. 9, n. 5, p. 1–10, 2017.

BRUNNER, I.; GODBOLD, D. L. Tree roots in a changing world. **Journal of Forest Research**, v. 12, n. 2, p. 78–82, 2007.

CALLAWAY, R. M. Positive interactions among plants. **The Botanical Review**, v. 61, n. 4, p. 306–349, 1995.

CALLAWAY, R. M. Positive Interactions and Interdependence in Plant Communities. In: **Springer-**. [s.l: s.n.]. p. 1–330.

CARBONI, M.; SANTORO, R.; ACOSTA, A. T. R. Are some communities of the coastal dune zonation more susceptible to alien plant invasion? **Journal of Plant Ecology**, v. 3, n. 2, p. 139–147, 2010.

CASPER, B. B.; JACKSON, R. B. Plant competition belowground. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 545–570, 1997.

CASTILLO, S. A.; MORENO-CASASOLA, P. Coastal sand dune vegetation: An extreme case of species invasion. **Journal of Coastal Conservation**, v. 2, n. 1, p. 13–22, 1996.

DALOTTO, C. E. S. et al. Facilitation influences patterns of perennial species abundance and richness in a subtropical dune system. **AoB PLANTS**, v. 10, n. 2, p. 1–8, 2018.

DE KROON, H. et al. Root responses to nutrients and soil biota: Drivers of species coexistence and ecosystem productivity. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 1, p. 6–15, 2012.

FALKENBERG, D. DE B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. **INSULA Revista de Botânica**, v. 28, n. 0, p. 01, 1999.

FARIA, A. B. D. C. et al. Uso de ectomicorrizas na biorremediação florestal. **Ciencia Florestal**, v. 27, n. 1, p. 21–29, 2017.

FIRN, J.; HOUSE, A. P. N.; BUCKLEY, Y. M. Alternative states models provide an effective framework for invasive species control and restoration of native communities. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 1, p. 96–105, 2010.

FISCHER, F. M. et al. The role of invasive pine on changes of plant composition and functional traits in a coastal dune ecosystem. **Natureza a Conservacao**, v. 12, n. 1, p. 19–23, 2014.

FUNK, J. L. et al. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 12, p. 695–703, 2008.

GAGGINI, L.; RUSTERHOLZ, H. P.; BAUR, B. The invasion of an annual exotic plant species affects the above- and belowground plant diversity in deciduous forests to a different

extent. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 38, n. January, p. 74–83, 2019.

GENEBRA, C. C. **Relações ectomicorrízicas em Russulaceae Lotsy: estudo de caso em áreas de Mata Atlântica da Ilha de Santa Catarina**. [s.l: s.n.]. 2021.

GORDON, W. S.; JACKSON, R. B. Nutrient concentrations in fine roots. **Ecology**, v. 81, n. 1, p. 275–280, 2000.

GROVE, S. et al. Mycorrhizae, invasions, and the temporal dynamics of mutualism disruption. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 6, p. 1496–1508, 2017.

HEJDA, M.; PYŠEK, P.; JAROŠÍK, V. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. **Journal of Ecology**, v. 97, n. 3, p. 393–403, 2009.

HIGGINS, S. I.; RICHARDSON, D. M. Pine invasions in the southern hemisphere: Modelling interactions between organism, environment and disturbance. **Plant Ecology**, v. 135, n. 1, p. 79–93, 1998.

HINSINGER, P. et al. Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. **Plant and Soil**, v. 321, n. 1–2, p. 117–152, 2009.

ISAAC, S. R.; NAIR, M. A. Biodegradation of leaf litter in the warm humid tropics of Kerala, India. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 9, p. 1656–1664, 2005.

JACKSON, R. B.; MOONEY, H. A.; SCHULZE, E. D. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. **Ecology**, v. 94, n. July, p. 7362–7366, 1997.

JIMÉNEZ, E. M. et al. Fine root dynamics for forests on contrasting soils in the colombian Amazon. **Biogeosciences Discussions**, v. 6, n. 2, p. 3415–3453, 2009.

KARDOL, P.; WARDLE, D. A. How understanding aboveground-belowground linkages can assist restoration ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 11, p. 670–679, 2010.

KAZUHIDE, N.; HOGETSU, T. Ectomycorrhizal Fungi on Established Shrubs Facilitate Subsequent Seedling Establishment of Successional Plant Species. **Ecology**, v. 85, n. 6, p. 1700–1707, 2004.

KETTENRING, K. M.; ADAMS, C. R. Lessons learned from invasive plant control experiments: A systematic review and meta-analysis. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 4, p. 970–979, 2011.

KROON, H. DE et al. Root competition: Towards a mechanistic understanding. **Root ecology**, v. 168, p. 215–234, 2003.

KUJANSUU, J. L. et al. Fine root longevity and carbon input into soil from below- and aboveground litter in climatically contrasting forests. **Forest Ecology and Management**, v.

326, p. 79–90, 2014.

LANGLEY, J. A.; HUNGATE, B. A. Mycorrhizal controls on belowground litter quality. **Ecology**, v. 84, n. 9, p. 2302–2312, 2003.

LAUENROTH, W. K.; GILL, R. Turnover of Root Systems. **Springer-**, v. 168, p. 61–89, 2003.

LI, D. et al. Responses of nutrient capture and fine root morphology of subalpine coniferous tree *Picea asperata* to nutrient heterogeneity and competition. **PLoS ONE**, v. 12, n. 11, p. 1–20, 2017.

LIAO, Y. et al. Competition increased fine root biomass in Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) plantations in Subtropical China. **Forest Ecology and Management**, v. 435, n. August 2018, p. 151–157, 2019.

MACK, R. et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications**, v. 10, n. 3, p. 689–710, 2000.

MARCHANTE, E. et al. Soil recovery after removal of the N₂-fixing invasive *Acacia longifolia*: Consequences for ecosystem restoration. **Biological Invasions**, v. 11, n. 4, p. 813–823, 2009.

MATOS, D. M. S.; PIVELLO, V. R. O impacto das plantas invaso-ras nos recursos naturais de ambientes terrestres - alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, p. 27–30, 2009.

MCCORMACK, M. L. et al. Redefining fine roots improves understanding of below-ground contributions to terrestrial biosphere processes. **New Phytologist**, v. 207, n. 3, p. 505–518, 2015.

MCMICHAEL, B. L.; QUISENBERRY, J. E. The impact of the soil environment on the growth of root systems. **Environmental and Experimental Botany**, v. 33, n. 1, p. 53–61, 1993.

MCNEELY, J. A. et al. **Global Strategy on Invasive Alien Species**. [s.l.] IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK in collaboration with the Global Invasive Species Programme., 2001.

MOMMER, L.; WEEMSTRA, M. The role of roots in the resource economics spectrum. **New Phytologist**, v. 195, n. 4, p. 725–727, 2012.

MONTAGNOLI, A. et al. Fine-root seasonal pattern, production and turnover rate of European beech (*Fagus sylvatica* L.) stands in Italy Prealps: Possible implications of coppice conversion to high forest. **Plant Biosystems**, v. 146, n. 4, p. 1012–1022, 2012.

MORAIS, M. C. et al. Is richer always better? Consequences of invaded N-rich soils for the early growth of a native and an invasive species. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 260, n. September, p. 151469, 2019.

NETO, T. DE A. C. et al. Deposição De Serrapilheira E Mesofauna Edáfica Em Áreas De Eucalipto E Floresta Secundária Abstract Litter Deposition and Soil Mesofauna of a Secondary Forest and Eucalyptus Plantation. v. 8, n. 1, p. 70–75, 2001.

NORBY, R. J.; JACKSON, R. B. Root dynamics and global change: seeking an ecosystem perspective. **Bulletin of the Ecological Society of America**, v. 147, n. 1, p. 97–99, 2000.

NUÑEZ, M. A.; HORTON, T. R.; SIMBERLOFF, D. Lack of belowground mutualisms hinders Pinaceae invasions. **Ecology**, v. 90, n. 9, p. 2352–2359, 2009.

ORR, S. P.; RUDGERS, J. A.; CLAY, K. Invasive plants can inhibit native tree seedlings: Testing potential allelopathic mechanisms. **Plant Ecology**, v. 181, n. 2, p. 153–165, 2005.

POLICELLI, N. et al. Native and non-native trees can find compatible mycorrhizal partners in each other's dominated areas. **Plant and Soil**, v. 454, n. 1–2, p. 285–297, 2020.

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M. Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 35, n. 1, p. 25–55, 2010.

RAAIJMAKERS, J. M. et al. The rhizosphere: a playground and battlefield for soilborne pathogens and beneficial microorganisms. **Plant and Soil**, v. 321, n. 1–2, p. 341–361, 2009.

RATUCHNE, L. C. et al. Estado da Arte na Quantificação de Biomassa em Raízes de Formações Florestais. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 3, p. 450–462, 2016.

RAVENEK, J. M. et al. Linking root traits and competitive success in grassland species. **Plant and Soil**, v. 407, p. 39–53, 2016.

REUBENS, B. et al. The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: A review. **Trees - Structure and Function**, v. 21, n. 4, p. 385–402, 2007.

RICHARDSON, D. M. et al. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definition. **Diversity and Distributions**, v. 6, p. 93–107, 2000.

RICHARDSON, D. M.; WILLIAMS, P. A.; HOBBS, R. J. Pine Invasions in the Southern Hemisphere: Determinants of Spread and Invasibility. **Journal of Biogeography**, v. 21, n. 5, p. 511, 1994.

ROSCHE, C. et al. **Overyielding in experimental grassland communities - Irrespective of species pool or spatial scale.** [s.l: s.n.].

ROY, M. et al. The (re)discovery of ectomycorrhizal symbioses in Neotropical ecosystems sketched in Florianópolis. **New Phytologist**, v. 214, n. 3, p. 920–923, 2017.

SAINJU, U. M.; GOOD, R. E. Vertical root distribution in relation to soil properties in New

Jersey Pinelands forests. **Plant and Soil**, v. 150, n. 1, p. 87–97, 1993.

SANNI, S. O. Vesicular-Arcuscular Mycorrhiza in Some Nigerian Soils: the Effect of *Gigaspora Gigantea* on the Growth of Rice. **New Phytologist**, v. 77, n. 3, p. 673–674, 1976.

SELLE, G. L. et al. Biomassa radicular, densidade do solo e análise química do solo de um povoamento de *Pinus sp.* **Ambiência**, v. 6, p. 61–74, 2010.

SIGGINS, H. W. Distribution and rate of fall of conifer seeds. **Journal of Agricultural Research**, v. 47163, n. 2, p. 119–128, 1933.

SLODKOWSKI, M. C. **Contribuições das ectomicorrizas sobre o metabolismo da *Guapira opposita* (Vell.) Reitz (Nyctaginaceae Juss.), uma espécie-chave na sucessão da restinga.** [s.l: s.n.]. 2020.

SMITH, S. E.; READ, D. **Mycorrhizal Symbiosis.** [s.l: s.n.].

TYLIANAKIS, J. M. et al. Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. **Ecology letters**, v. 11, n. 12, p. 1351–63, 2008.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V. Variação mensal da deposição de serapilheira em povoamento de *Pinus taeda* L. em área de campo nativo em Cambará do SUL-RS. **Revista Arvore**, v. 34, n. 3, p. 487–494, 2010.

VILÁ, M. et al. Ecological impacts of invasive alien plants : a meta-analysis of their effects on species , communities and ecosystems. **Ecology Letters**, v. 14, p. 702–708, 2011.

WANG, B.; QIU, Y. L. Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. **Mycorrhiza**, v. 16, n. 5, p. 299–363, 2006.

WEEMSTRA, M. et al. Towards a multidimensional root trait framework: a tree root review. **The New phytologist**, v. 211, n. 4, p. 1159–1169, 2016.

WEEMSTRA, M. et al. Fine-root trait plasticity of beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea abies*) forests on two contrasting soils. **Plant and Soil**, v. 415, n. 1–2, p. 175–188, 2017.

WEIDLICH, E. W. A. et al. Priority effects caused by plant order of arrival affect below-ground productivity. **Journal of Ecology**, v. 106, n. 2, p. 774–780, 2017.

WEIDLICH, E. W. A. et al. Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 9, p. 1806–1817, 2020a.

WEIDLICH, E. W. A. et al. Using ectomycorrhizae to improve the restoration of Neotropical coastal zones. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 6, p. 1324–1326, 2020b.

WEIDLICH, E. W. A.; TEMPERTON, V. M.; FAGET, M. Neighbourhood stories: role of neighbour identity, spatial location and order of arrival in legume and non-legume initial interactions. **Plant and Soil**, v. 424, n. 1–2, p. 171–182, 2018.

WILLIAMS, E. W. et al. In tallgrass prairie restorations, relatedness influences neighborhood-scale plant invasion while resource availability influences site-scale invasion. **Basic and Applied Ecology**, v. 33, p. 37–48, 2018.

WINTER, M. et al. Plant extinctions and introductions lead to phylogenetic and taxonomic homogenization of the European flora. v. 106, n. 51, 2009.

WOLFE, B. E.; KLIRONOMOS, J. N. Breaking New Ground: Soil Communities and Exotic Plant Invasion. **BioScience**, v. 55, n. 6, p. 477, 2005.

YOKOMIZO, N. K. S.; RODRIGUES, E. Associação ectomicorrízica entre *Suillus luteus* E *Pinus elliotti* Engelman var. *elliottii*. **Rev. Inst. Flor.**, v. 10, n. 1515, p. 73–79, 1998.

ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 3, p. 431–446, 2011.

ZILLER, S. R.; GALVÃO, F. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliottii* e *P. taeda*. **Floresta**, v. 32, n. 1, p. 41–47, 2002.