

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS  
DEPARTAMENTO DE HIDROBIOLOGIA

MARIANE PATREZI ZANATTA

O impacto da invasão por *Hedychium coronarium* J.  
König (Zingiberaceae) em áreas ripárias

SÃO CARLOS -SP  
2019

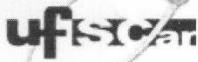
MARIANE PATREZI ZANATTA

O impacto da invasão por *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae) em áreas ripárias

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, para obtenção do título de Doutora em Ciências.

Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Dalva Maria da Silva Matos  
Coorientadora: Raquel Stucchi Boschi



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

---

**Folha de Aprovação**

---

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado da candidata Mariane Patrezi Zanatta, realizada em 25/06/2019:

*Dalva M. Silva Matos*

Profa. Dra. Dalva Maria da Silva Matos  
UFSCar

*Odete Rocha*

Profa. Dra. Odete Rocha  
UFSCar

*Gabriela Strozzi*

Profa. Dra. Gabriela Strozzi  
UFSCar

Prof. Dr. Wagner Antonio Chiba de Castro  
UNILA

*Renata Bovi*

Profa. Dra. Renata Cristina Bovi  
UNESP

Certifico que a defesa realizou-se com a participação à distância do(s) membro(s) Wagner Antonio Chiba de Castro e, depois das arguições e deliberações realizadas, o(s) participante(s) à distância está(ao) de acordo com o conteúdo do parecer da banca examinadora redigido neste relatório de defesa.

*Dalva M. Silva Matos*

Profa. Dra. Dalva Maria da Silva Matos

A todos que me ajudaram a tirar as pedras do caminho e fazer do percurso um pouco mais leve. Minha família que sempre me amparou e esteve ao meu lado.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e à minha família por terem sido meu porto seguro durante todos esses anos e por terem tornado meu caminho um pouco menos difícil. Em especial aos meus pais, Marisa e Silvino e ao meu irmão Murilo por sempre me apoiarem e serem compreensíveis nos momentos que mais precisei. Amo vocês! Ao Jaime por acreditar em mim, até mesmo quando eu deixava de acreditar. Você é um dos poucos que sabe os caminhos e desafios que enfrentei. Te amo!

À Dalva Silva Matos, pela orientação, aprendizado, oportunidades que me apresentou, pelas ótimas e divertidas viagens. Por muitas vezes ser uma mãe e me proteger; pelos puxões de orelha; e por me fazer acreditar que sempre podemos fazer mais.

À Raquel Stucchi Boschi pela co-orientação, pela paciência, calma e objetividade. Por não me deixar desesperar ou me acalmar, pelas conversas e por estar presente na festa da babilônia!!!

Ao Laboratório de Ecologia e Conservação e aos companheiros de lab. Márcia, Lílian, Jair, Rosane. Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, ao departamento de Hidrobiologia e à Universidade Federal de São Carlos. Ao CNPq e à Fapesp pelas bolsas concedidas.

Ao pessoal da Estação Ecológica de Mogi Guaçu por todo apoio e ajuda.

À Driéli por tudo o que você fez por mim, pela amizade e amor. Por ser o ombro amigo que eu sempre corria quando estava desesperada, pelos puxões de orelha, pelas palavras de incentivo e carinho! Pela parceria durante os campos. Por não me abandonar nem nos piores dias, mesmo quando eu não merecia. Você foi fundamental nesse processo, só posso agradecer a Deus e todo o universo por ter te colocado no meu caminho, pelos nossos encontros e reencontros. Obrigada! Te amo amiga. PS: na próxima vida seremos exaltadas!!!

Ao Janderson pelo privilégio de ter te conhecido e por você ter se tornado mais que migo, friend. Obrigada por toda ajuda e por todos os momentos. Pelos caldos de cana, que aliás eu paguei todos!! Por me socorrer de madrugada com o rato na cozinha, por consertar minha lâmpada, e por infinitos quebra galhos. Te amo amigo.

Ao pessoal do SGAS da Ufscar: Gabi, Rose, Altair e Marcelo.

Aos amigos: Du, Karin, AK, Carmen, Carol, Marina, Geo, Neto, Ghetto, Rosane, Gabi e Jhonas pela amizade, e por principalmente, me ensinarem (novamente) que vale a

pena a gente se apegar siiiim, que é essa amizade que vale a pena no fim. Pelo mutirão das folhas “predradras”; até hoje não sei como agradecer o suficiente, a cervejinha ainda foi pouco! Amo todos vocês! Agora nos vemos na fogueira da libertação!

À Nina pelos momentos compartilhados, por chorar as pitangas juntas e por me fazer acreditar que eu não estava sozinha.

Aos amigos: Tainá, Matheus e Douglas por fazerem dos almoços do RU mais comíveis e animados!

À minhas eternas roommates Mônica, Lari e Ana Laura; por dividirem não só as contas e a casa; mais a vida e as alegrias!

Ao Wayne por ter me ajudado de uma forma tão inexplicável.

À Laura por mesmo estando tão longe, se fez presente em todos os momentos! Obrigada por ser minha “pessoa”. Amo você e estou com saudades!

À banca avaliadora pelas considerações e disposição em contribuir com esse trabalho.

Por fim, a todos que fizeram parte desta conquista, vocês têm minha gratidão.  
**MUITO OBRIGADA!**

## RESUMO

Os ambientes ripários estão cada vez mais sendo modificados pelas atividades humanas e isto está levando a mudanças na dinâmica da vegetação. Espécies nativas estão sendo substituídas por espécies exóticas e invasoras. Os impactos das invasões de plantas nesses ambientes incluem a alteração nos processos ecossistêmicos, na entrada de matéria orgânica, na ciclagem de nutrientes, nas comunidades microbianas, na decomposição e em atributos do solo. Nós avaliamos o impacto de *Hedychium coronarium* na produção de biomassa, na ciclagem de nutrientes e na decomposição em ambientes invadidos e não invadidos. Além disso examinamos as tendências gerais na pesquisa sobre invasões de plantas em ambientes ripários nas últimas décadas. O estudo de um ano em dois ambientes ripários mostrou que a produção de serapilheira não difere entre ambientes invadidos e não invadidos; além disso essa produção não é uniforme ao longo do ano, e há um aumento de serapilheira na estação seca. O impacto da invasão de *H. coronarium* nos nutrientes da serapilheira e do solo dependem do contexto ecológico do ambiente e dos atributos do solo, principalmente, a textura; em solos pobres em nitrogênio com uma textura franco argilo-arenosa, *H. coronarium* parece aumentar a concentração total deste nutriente no solo. Na decomposição nossos resultados mostraram um efeito significativo do tratamento ambiental (ambiente não invadido) e da interação entre o tratamento sazonal e o tipo de detrito (maior decomposição na estação seca de detritos de espécies vegetais; e também na estação seca de detritos de mistura). Também encontramos maior quantidade de matéria orgânica no ambiente não invadido. Além disso, os estudos com invasão em ambientes ripários são recentes. Este tópico teve um aumento do número de publicações apenas em 2007. Concluimos que para entender melhor a invasão de *H. coronarium* em ambientes ripários é preciso considerar a espécie em cada contexto e ambiente de invasão; além da importância de se estudar o solo e seus atributos nesses tipos de estudo.

**Palavras-chave:** Ambientes ripários. Atributos do solo. Ciclagem de nutrientes. Decomposição. Invasões biológicas. Serviços ecossistêmicos.

## ABSTRACT

Riparian environments are increasingly being modified by human activities and this causes changes in vegetation dynamics. Native species are being replaced by exotic and invasive ones. Impacts of plant invasions in these environments include changes in ecosystem processes, organic matter entry, nutrient cycling, microbial communities, decomposition, and soil attributes. We evaluated the impact of *Hedychium coronarium* on litter biomass production, nutrient cycling and decomposition in invaded and noninvaded areas. In addition, we have looked at general trends in research on plant invasions in riparian environments in last decades. The one-year study in two distinct riparian environments showed that litter production does not differ between invaded and non-invaded areas. Moreover, this production is not uniform throughout the year, and there is an increase in the dry season. The impact of *H. coronarium* invasion on litter and soil nutrients depends on the ecological context of the environment and soil attributes, mainly the texture; in nitrogen-poor soils with a sandy clay loam texture, *H. coronarium* appears to increase the total N concentration in the soil. In the decomposition, our results showed a significant effect of the environmental treatment (non-invaded area) and the interaction between the seasonal treatment and the type of detritus (higher decomposition in dry season with vegetal species and dry season with mixed detritus too). We also found a higher amount of organic matter (OM) in the non-invaded area. In addition, studies with invasion in riparian environments are recent, this topic had an increase in a number of publications only in 2007. We conclude that to better understand the invasion of *H. coronarium* in riparian environments it is necessary to consider the species in each context and environment of invasion; besides the importance of studying the soil in these types of studies.

**Keywords:** Biological invasions. Decomposition. Ecosystem services. Nutrient cycling. Riparian environments. Soil attributes.



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b>	10
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b>	17
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
<b>3</b>	<b>CARACTERIZAÇÃO DA ESPÉCIE ESTUDADA</b>	18
<b>4</b>	<b>CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS ESTUDADAS</b>	20
<b>5</b>	<b>REFERÊNCIAS</b>	22
<b>7</b>	<b>CAPÍTULO 1</b>	31
	Resumo	31
	Introdução	32
	Material e métodos	33
	Resultados e discussão	35
	Conclusão	45
	Referências	46
<b>8</b>	<b>CAPÍTULO 2</b>	54
	Resumo	54
	Introdução	56
	Material e métodos	57
	Resultados	60
	Discussão	70
	Referências	74
<b>9</b>	<b>CAPÍTULO 3</b>	97
	Resumo	97
	Introdução	98
	Material e métodos	99
	Resultados	102
	Discussão	107
	Referências	111
<b>10</b>	<b>CONCLUSÃO GERAL</b>	119

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Charles Darwin em 1860 já havia chamado a atenção para o crescimento explosivo de certas espécies, porém só em 1958 é que Charles Elton, em seu livro *Ecology of invasions by animals and plants*, advertiu para a necessidade de se conhecer melhor quais seriam essas espécies (WILLIAMSON, 1999). Segundo Elton (1958) a invasão biológica ocorre quando uma espécie introduzida em um novo habitat, no qual ela não é nativa, forme uma população persistente, se estabeleça e de alguma forma se propague descontroladamente. Hoje em dia, as invasões biológicas têm sido considerada uma das causas mais importantes de perda da diversidade biológica (DAWSON; SCHRAMA, 2016; MEA, 2005; SIMBERLOFF, DANIEL, REJMANEK, 2011). As invasões aliadas aos avanços econômicos e tecnológicos têm sido em grande parte, responsável pelas alterações na composição, estrutura e funcionamento dos ecossistemas nativos (VAN KLEUNEN et al., 2015)

A preocupação com as espécies invasoras está no fato de que elas podem causar impactos em todos os níveis ecológicos, desde indivíduos até ecossistemas (CASTRO-DÍEZ; ALONSO, 2017; PARKER et al., 1999). Os impactos mais relatados na literatura são: diminuição de riqueza e abundância de espécies nativas e em casos mais extremos podendo levar à extinção, mudança na composição genética de populações (como por exemplo: hibridizações), alteração nos padrões de comportamento, alteração de redes tróficas e produtividade do ecossistema, mudanças na ciclagem de nutrientes e na hidrologia, alterações na estrutura do habitat e no regime natural de perturbação (BROOKS et al., 2004; PYŠEK et al., 2012; RICCIARDI et al., 2013; SUAREZ; TSUTSUI, 2008; VILÀ et al., 2011).

Outro ponto importante é que espécies invasoras se adaptam muito bem aos ambientes perturbados (ORIAN, 1986; SAX et al., 2007); isso pode acontecer pela existência de nichos vagos (HIERRO; MARON; CALLAWAY, 2005) ou a resistência biótica (LEVINE; ADLER; YELENIK, 2004). Várias hipóteses também foram apresentadas para explicar o sucesso das invasoras como a “Novel weapon hypotheses”, esta hipótese sugere que plantas invasoras possuem produtos bioquímicos que podem atuar como “armas” que atuam contra outras espécies como agentes alelopáticos por exemplo (CALLAWAY; RIDENOUR, 2004). Outras hipóteses enfatizam que estas espécies, geralmente, têm características funcionais em comum que promovem a sua invasão (GROTKOPP; REJMÁNEK; ROST, 2002; ROSECCHI; THOMAS; CRIVELLI, 2001), como por exemplo: elevado crescimento populacional, alta taxa de

reprodução sexuada e vegetativa, capacidade de interação com a comunidade local (KOLAR; LODGE, 2001) e, frequentemente, o fato de não existir inimigos naturais específicos no novo ambiente, podem contribuir para sua rápida dispersão (WOLFE, 2002);

Os efeitos de espécies não nativas sobre a biodiversidade, serviços ecossistêmicos, o uso do habitat e seus impactos para as espécies nativas, comunidades e ecossistemas já são bastante conhecidos (DAVIS et al., 2018). Entretanto, a influência das invasões biológicas sobre os ambientes ripários tem recebido muito menos atenção. Esse conhecimento é ainda mais importante pois as florestas ripárias estão cada vez mais propensas à invasão (TERERAI et al., 2013) pelo fato de estarem frequentemente associadas com atividades antrópicas que promovem alterações no ecossistema (HEJDA; PYŠEK, 2006; JÄGER; TYE; KOWARIK, 2007; MEEK; RICHARDSON; MUCINA, 2010).

Os ambientes ripários são formados por três componentes de interação entre os ecossistemas aquático e terrestre: (1) vegetação ripária, (2) solo e (3) água (MANCI, 1989; SEDELL et al., 1991). As paisagens ripárias são dinâmicas (ASAEDA et al., 2011) e em condições naturais, as inundações (BRUNET; ASTIN, 2000) promovem grandes perturbações que, conseqüentemente, alteram a vegetação (MÜLLER, 1995). Assim, estes ambientes apresentam um tipo vegetacional distinto que variam tanto em relação à estrutura como a função dos ecossistemas terrestres adjacentes (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997). As florestas ripárias fornecem serviços ecossistêmicos importantes, como habitat para outras espécies, os nutrientes no solo e a recarga de água subterrânea (BARLING; MOORE, 1994; HOOD; NAIMAN, 2000; HOOPER et al., 2005).

As zonas ripárias são também conhecidas como "zonas críticas de transição" (EWEL et al., 2001). Como esses habitats são a interface entre os ecossistemas aquáticos e terrestres, essas áreas são frequentemente o foco de atividades antrópicas (RICHARDSON et al., 2007), que causam diferentes tipos de perturbações. Das muitas perturbações, podemos destacar as mudanças hidrológicas e a exploração de água, os diferentes usos da terra (principalmente lavouras e pastagens) próximos ao rio (JANSSON et al., 2000; NILSSON; SVEDMARK, 2002). Estas perturbações modificam o fluxo hídrico e também a dinâmica dos sedimentos (ARNOLD; TORAN, 2018; PLANTY-TABACCHI et al., 1996). As florestas ripárias também funcionam como fonte de biodiversidade e corredores biológicos (ADAMS; WIESE; LEE, 2015). Esses corredores são importantes para a dispersão de plantas; no entanto, desempenham

também um papel central nos processos de invasão e naturalização de plantas exóticas (PYŠEK; PRACH, 1993). Muitas plantas invasoras bem-sucedidas foram registradas pela primeira vez em áreas ripárias (ASAEDA et al., 2011).

Os bens e serviços ecológicos prestados pelos ecossistemas são benefícios que contribuem para tornar a vida possível (DAILY; MATSON; VITOUSEK, 1997). O *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) reconheceu as invasões biológicas como uma das cinco principais causas de redução dos serviços ecossistêmicos prestados em todo o planeta (FENN et al., 2003). Ecossistemas ripários apresentam diversas funções ecológicas importantes (RICHARDSON et al., 2007) e fornecem muitos serviços ecossistêmicos, incluindo o fornecimento de alimentos, moderação da temperatura da água, evapotranspiração, sombreamento, filtra sedimentos e controla os nutrientes (BARLING; MOORE, 1994; HOOD; NAIMAN, 2000). Consequentemente, as invasões biológicas podem causar perdas desses serviços prestados gerando uma preocupação muito grande com a conservação desses ambientes (FENN et al., 2003).

Um dos serviços prestados pelos ecossistemas ripários que pode ser afetado pelas invasões biológicas é a manutenção da integridade do solo. A qualidade do solo é um dos componentes que definem a qualidade do ambiente (ANDREWS; KARLEN; MITCHELL, 2002). A qualidade do solo pode ser definida de uma forma mais ampla como “a capacidade de sustentar a produtividade biológica, mantendo assim, a qualidade ambiental e o bem-estar animal e humano” (DORAN; PARKIN, 1994, 1996). Esta definição demonstra a complexidade e as inúmeras funções e serviços que os solos desempenham para os ecossistemas (BÜNEMANN et al., 2018).

O solo é um componente crítico para os ecossistemas terrestres e aquáticos e muito importante para os animais e microorganismos; além de desempenhar um papel fundamental no crescimento das plantas fornecendo suporte físico, água, nutrientes e oxigênio (DORŠNER, 2018). O solo desempenha papel fundamental para os ciclos biogeoquímicos como o carbono (C), nitrogênio (N), enxofre (S) fósforo (P), entre outros. Além do ciclo dos nutrientes, o solo ajuda a mediar a água, da superfície, proveniente da precipitação para o lençol freático, sendo assim, essencial também ao ciclo da água (DORŠNER, 2018). Os solos são ecossistemas complexos que são fortemente interligado a outros compartimentos ambientais, como água e ar; e por causa dessas interações os solos tem uma importante função mediadora ecológica (NORTCLIFF et al., 2006).

Os solos são fundamentais para a manutenção da vida (MONTANARELLA et al., 2016) e cada vez mais são reconhecidos como principais contribuintes de uma ampla

gama de serviços ecossistêmicos (DOMINATI; PATTERSON; MACKAY, 2010). No entanto, mudanças nos ecossistemas que estão ocorrendo mundialmente são vistas como ameaças à sua contribuição para esses serviços (MONTANARELLA et al., 2016). Alguns exemplos de ameaças à função do solo são erosão, compactação, acidificação, contaminação, vedação, salinização, desequilíbrio de nutrientes e as perdas de carbono orgânico do solo e da biodiversidade (ITPS, 2015).

Os serviços ecossistêmicos fornecidos pelo solo estão diretamente e também indiretamente ligados às suas principais funções (BÜNEMANN et al., 2018; KIBBLEWHITE; RITZ; SWIFT, 2008); e se há ameaças às funções do solo, os serviços por ele prestado podem ser afetados (BÜNEMANN et al., 2018). Os serviços ecossistêmicos baseados no solo são: produção de biomassa, conservação de biodiversidade, armazenamento e ciclagem de nutrientes, filtração da água, fornecimento de habitat para outras espécies, fornecimento de matérias primas, controle de erosão e proteção do patrimônio arqueológico (BRUSSAARD, 2012; KIBBLEWHITE; RITZ; SWIFT, 2008). Além disso, a degradação dos solos pode também causar declínios na fertilidade do solo, perda de biodiversidade, perda de retenção de água, perturbação dos ciclos da água e dos nutrientes (TÓTH; STOLBOVOY; MONTANARELLA, 2007).

Uma das mudanças mundiais que pode estar afetando os solos é o impacto causado pela invasão de espécies exóticas e invasoras. Na literatura encontramos muitos impactos da introdução de espécies sobre as interações planta-solo, principalmente, impactos relacionados à ciclagem de nutrientes e ciclo da água (EHRENFELD, 2003). No entanto, muitos mecanismos que explicam a invasão de plantas nos ecossistemas foram testados com um foco das interações que ocorrem “acima do solo” (DAWSON; SCHRAMA, 2016). A partir do trabalho de Marler, Zabinski e Callaway (1999) mostrando que as invasões também podem ser respostas das interações “abaixo do solo”, cada vez mais estudos focaram nessas interações para entender como o solo pode influenciar nas invasões de plantas.

A principal via pela qual as invasões de plantas alteram as interações planta-solo é através da substituição de espécies nativas por espécies exóticas, mudando a composição da comunidade de plantas (EHRENFELD, 2003) afetando a qualidade e quantidade de entradas de detritos provenientes da decomposição (REINHART; VANDEVOORT, 2006; SWAN; HEALEY; RICHARDSON, 2008). A composição e o funcionamento da biota do solo estão intimamente relacionados com a composição e o funcionamento da biota acima do solo (WARDLE et al., 1994). Assim, quando uma

planta exótica invade uma comunidade, ela pode alterar as interações entre as comunidades nativas acima e sob o solo (ASNER; BEATTY, 1996; CHAPIN et al., 2000; DAWSON; SCHRAMA, 2016; EHRENFELD; SCOTT, 2001).

Portanto, os impactos de plantas invasoras na ciclagem de nutrientes é uma preocupação de qualquer avaliação que leve em conta relações entre planta e solo em um contexto de invasão. Os nutrientes presentes no solo são obtidos pelas plantas através de suas raízes, mas muitos fatores podem afetar essa aquisição. Primeiro, os nutrientes podem não estar disponíveis ou podem estar presentes em formas que as plantas não podem usar. Em segundo lugar, a maioria das plantas desenvolveu mecanismos de absorção de nutrientes que são adaptados aos seus solos nativos como a estrutura da raiz e a presença da relação mutualística com microorganismos (MORGAN; CONNOLLY, 2013). Quando uma nova espécie é introduzida, ela pode modificar toda essa estrutura existente no solo, e isso, influencia diretamente na ciclagem de nutrientes; portanto, o impacto de espécies invasoras nos ciclos dos elementos minerais presentes no solo vai depender de quão diferente são os traços da invasora comparado à comunidade vegetal existente (EHRENFELD, 2003).

Nesse sentido, há uma variedade de mecanismos através do qual as alterações na composição de espécies de uma comunidade podem alterar o ciclo de nutrientes (EHRENFELD; SCOTT, 2001; HODGE; ROBINSON; FITTER, 2000; VAN BREEMEN; FINZI, 1998). De forma geral, a invasão pode resultar em aumento, diminuição ou nenhuma diferença em qualquer uma das variáveis de nutrientes do solo (EHRENFELD, 2003). No entanto, alguns estudos mostram que as invasões podem também ser promovidas devido ao aumento na disponibilidade de nutrientes, em consequência de solos cada vez mais fertilizados pelas atividades agrícolas (HUENNEKE et al., 1990; LEVINE; ANTONIO, 1999; STOHLGREN et al., 1998).

Essa variedade de mecanismos que levam às espécies invasoras a alterar a ciclagem de nutrientes, e até outros serviços ecossistêmicos, demonstram como o processo de invasão é complexo e depende do contexto ecológico do qual a invasão ocorre, do ambiente invadido, da espécie invadida e da interação desta espécie com a comunidade nativa. O interesse em avaliar os serviços ecossistêmicos tem crescido nos últimos anos (BALVANERA; CASTILLO; MARTÍNEZ-HARMS, 2011) pois as perdas destes serviços causadas por espécies invasoras têm aumentado exponencialmente (SUDING; GROSS; HOUSEMAN, 2004; VILÀ; HULME, 2017). A escassez de dados

da região Neotropical atinge todos os processos relacionados com a invasão, a partir do diagnóstico inicial até o estabelecimento de ações de gestão (MICHELAN et al., 2010).

Enquanto que algumas propriedades do solo estão sujeitas a mudanças após a invasão, outras não. A textura dos solos é algo que não muda (BITTAR; FERREIRA; CORRÊA, 2013). A textura do solo tem um papel importante nos processos físicos, químicos, biológicos e no funcionamento dos ecossistemas e nos processos de decomposição (MOUHAMAD et al., 2015). Apesar da textura não mudar com as invasões, ela pode ser uma característica ambiental importante na invasibilidade de um ecossistema. De acordo com Lonsdale (1999) invasibilidade é a suscetibilidade de um ecossistema ao estabelecimento e disseminação de espécies introduzidas. Neste contexto, a textura do solo pode ser um atributo importante, influenciando diretamente no processo de invasão de um ambiente. A textura do solo determina a taxa na qual a água é drenada e isto influencia na quantidade de água disponível para a planta; além disso, solos bem drenados têm boa aeração do solo o que favorece o crescimento saudável das raízes; diferenças na textura do solo também impacta a decomposição e os níveis de matéria orgânica (O'GEEN, 2012), e todas estas características podem favorecer ou não espécies de plantas invasoras.

Tendo em vista os impactos causados por invasões biológicas na perda da biodiversidade, e também da alteração e perda dos serviços ecossistêmicos prestados pelos ambientes ripários, existe a necessidade de estudos que abordem estes temas em conjunto. E neste contexto aliar esses impactos das invasões com a degradação do solo se faz importante. Primeiramente, para entender como estes temas estão sendo tratados na comunidade científica, é importante uma revisão de artigos da área. Diversas maneiras para esse tipo de revisão são feitas, mas ataulamente, a análise bibliométrica mostrou ser uma abordagem promissora e está sendo muito utilizada nas pesquisas das áreas biológicas e ecológicas (GUAN; KANG; LIU, 2018; LIU; ZHANG; HONG, 2011; MORRONE; GUERRERO, 2008; PAUNA et al., 2018; ROMANELLI et al., 2018). Nesse tipo de análise é possível investigar os principais tópicos e lacunas de conhecimento relacionados à qualquer área, inclusive sobre invasão de plantas em ecossistemas ripários e os impactos destas no solo, utilizando mapas e indicadores bibliométricos.

Apesar de inúmeras alterações que as invasões podem causar, o principal objetivo deste estudo é fazer uma revisão das últimas décadas sobre invasões de plantas em ambientes ripários e como o solo é abordado dentro deste tema; e também avaliar se

*Hedychium coronarium* interfere na ciclagem de nutrientes, causando um aumento da concentração de sua matéria orgânica na serapilheira e diminuindo a concentração de nutrientes no solo, além de alterar a taxa de produção e decomposição de biomassa

No capítulo 1 são apresentados os principais tópicos e lacunas de conhecimento relacionados à invasão de plantas em ecossistemas ripários. Para isso nós utilizamos mapas e indicadores bibliométricos. Os objetivos deste capítulo foram: examinar as tendências de pesquisa e apresentar uma visão geral da invasão de plantas em zonas ripárias nos últimos anos (1993 a 2018), de acordo com a distribuição de publicações ao longo dos anos, categorias Web of Science, periódicos, artigos mais citados, palavras-chave; além avaliar redes de colaboração internacional por países, organizações e autores; e, finalmente, avaliar as tendências de pesquisa sobre invasão de plantas e sua influência no solo de matas ciliares.

No capítulo 2 nós comparamos a dinâmica de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S) da serapilheira e também do solo tanto de ambientes invadidos quanto de não invadidos em dois ambientes ripários para avaliar se as características fisiológicas de *Hedychium coronarium*, como: maior área foliar, maiores taxas fotossintéticas e de crescimento e os menores custos de construção foliar, afetariam a química de sua serapilheira e resultaria em diferenças na ciclagem de nutrientes em ambientes invadidos.

Já no capítulo 3 nosso objetivo foi avaliar se o detrito de *Hedychium coronarium* apresenta uma maior taxa de decomposição em ambientes invadidos, enquanto o oposto ocorre para detritos de plantas nativas em ambientes não invadidos; se detritos com mistura de serapilheira apresenta uma menor taxa de decomposição em ambientes não invadidos; se há uma maior taxa de decomposição de todos os detritos na estação chuvosa, devido às maiores temperaturas e umidade neste período e se devido à grande quantidade de matéria orgânica em decomposição proveniente da dominância dessa espécie, haverá maior quantidade de matéria orgânica nos ambientes invadidos.



## 2. OBJETIVOS

Examinar as tendências de pesquisa sobre invasões de plantas em ambientes ripários e os impactos no solo nas últimas décadas; além de avaliar o impacto de *Hedychium coronarium* na ciclagem de nutrientes em ambientes invadidas.

### 2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Examinar a distribuição de publicações ao longo dos anos, categorias Web of Science, periódicos, artigos mais citados, palavras-chave e avaliar as redes de colaboração internacional por países, organizações e autores pelo método de mapeamento bibliométrico nas pesquisas sobre invasões de plantas em ambientes ripários;

- Quantificar a produção de biomassa vegetal e de *H. coronarium* nos ambientes invadidos e não invadidos;

- Quantificar os nutrientes presentes na biomassa vegetal e de *H. Coronarium* e também no solo, nos ambientes invadidos e não invadidos;

- Comparar a produção de biomassa vegetal e de *H. coronarium* nos ambientes invadidos e não invadidos;

- Quantificar a decomposição de espécies nativas, de *H. coronarium* e da mistura de ambas nos ambientes invadidos e não invadidos.

### 3. CARACTERIZAÇÃO DA ESPÉCIE ESTUDADA

*Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae) (Figura 1) é uma macrófita anfíbia bem adaptada nas Américas, especialmente no Brasil (LORENZI; SOUZA, 1995) considerada invasora comum em zonas ripárias (CASTRO et al., 2016; LORENZI; SOUZA, 1995). Nativa da região do Himalaia, na Ásia tropical (MACEDO, 1997), ela é amplamente utilizada para fins ornamentais (KISSMANN; GROTH, 1995) nas regiões onde foi introduzida. Caracteriza-se por ser uma macrófita herbácea, perene e rizomatosa que atinge até 2,0 m de altura (MACEDO, 1997). Suas inflorescências são terminais, com flores brancas e muito perfumadas (KISSMANN; GROTH, 1995). A espécie também é popularmente conhecida como lírio do brejo ou gengibre branco (MACEDO, 1997).

Esta espécie é altamente bem-sucedida e se estabelece rapidamente em ambientes ripários devido à reprodução clonal de seus rizomas (STONE; SMITH; TUNISON, 1992; TUNISON, 1991). Ela invade agressivamente as zonas úmidas e pantanosas, margens de lagos, córregos e canais de drenagem, formando densas populações que substituem a vegetação original (SANTOS; PEDRALLI; MEYER, 2005). Parece ser relativamente tolerante à sombra e se desenvolve bem em locais expostos (TUNISON, 1991). Fragmentos de seus rizomas podem se dispersar pela água e crescer novamente em novas áreas (TUNISON, 1991). Este fato dificulta ainda mais o seu controle.

Apesar de sua reprodução vegetativa eficiente, esta espécie produz frutos maduros de cor alaranjada e sementes com arilos vermelhos (KISSMANN; GROTH, 1995); entretanto, o desenvolvimento destas sementes depende da distribuição geográfica e da altitude (STONE; SMITH; TUNISON, 1992; TUNISON, 1991).

Smith (1985) classificou *H. coronarium* como uma das plantas alienígenas mais disruptivas por causa de sua capacidade de formar extensas áreas de dominância de uma única espécie. O controle e até mesmo remoção desta espécie é complicado, devido à dificuldade de localizar e remover todos os fragmentos de rizoma, que são capazes de rebrotar (TUNISON, 1991). Porém, a combinação de meios manuais e mecânicos intensivos controlou efetivamente algumas populações de *Hedychium coronarium* em algumas áreas do Havaí (TUNISON, 1991).



**Figura 1.** *Hedychium coronarium* – espécie invasora de ambientes ripários.

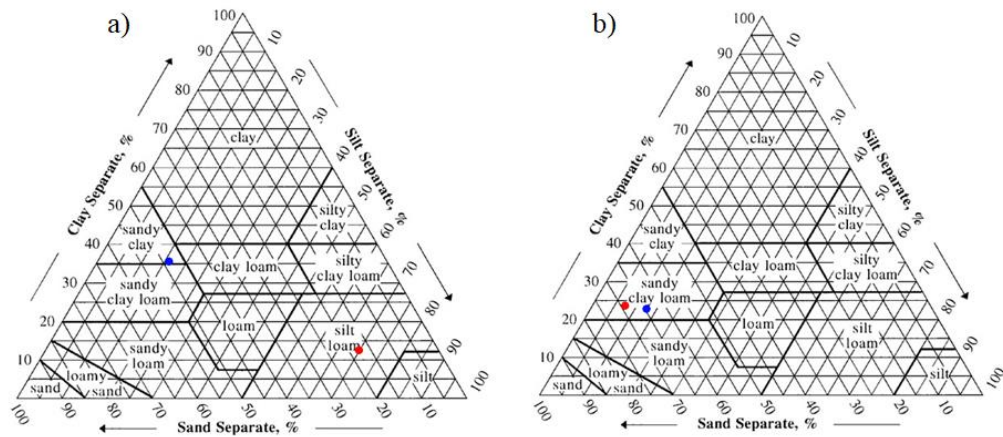
#### 4. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

Os experimentos foram realizados em duas áreas: (1) represa do Fazari (21°58'S e 47°53'W) e (2) Córrego do Cortado (22°14'S e 47°08'W). A represa do Fazari encontra-se no campus da Universidade Federal de São Carlos e imersa em uma área de vegetação típica de cerrado (ALBUQUERQUE, 1990); ela foi construída em 1978 pelo represamento do córrego do Fazari, está localizada a 500 m de sua nascente em uma área de proteção permanente e possui cerca de 1,30 ha (TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1998). O represamento fez com que parte da mata ciliar deste local ficasse submersa (TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1998). Além disso, em toda sua extensão a represa possui afloramentos de águas subterrâneas (FUSARI, 2006). Em São Carlos, o clima é quente e temperado e classificado como uma transição entre Cwai e Awii (TOLENTINO, 1967). As chuvas são bem distribuídas ao longo do ano, porém o verão é mais chuvoso que o inverno. A pluviosidade média anual é 1440 mm. O mês mais seco do ano é julho com uma média de 27 mm. A maioria da precipitação se concentra no mês de janeiro, com uma média de 254 mm. A temperatura máxima média é de 27,3°C, a temperatura mínima média é de 16,1°C e a temperatura média durante o ano é de 19,7°C (INMET). A cidade apresenta altitudes que variam de 520 a 1000 m.

O solo da Represa do Fazari apresenta um pH ácido, textura franco siltosa (*silt loam*, em inglês) no ambiente não invadido (18,7 % de areia, 69,2% de silte e 12,1 de argila). E argilo-arenosa (*sandy clay*, em inglês) no ambiente invadido (49,5% de areia, 15,5% de silte e 35,1 de argila) (Figura 2).

A outra área de estudo, o Córrego do Cortado está localizado na Estação Ecológica e Experimental de Mogi Guaçu no distrito de Martinho Prado Jr (SP) (22°18'S e 47°11'W). A vegetação local é representada por um mosaico de Floresta Estacional Semidecídua, Cerrado e Mata Ciliar com presença de solos hidromórficos de planície de inundação. Apresenta um clima quente e temperado com verão chuvoso e inverno mais seco. De acordo com Köppen e Geiger o clima é classificado como Cwa (INSTITUTO FLORESTAL, 2017). A pluviosidade média anual é 1305 mm. O mês de julho apresenta menor pluviosidade com média de 20 mm e janeiro é o mês de maior precipitação com uma média de 241 mm. A temperatura máxima média é de 27,9°C, a temperatura mínima média é de 16,6°C e a temperatura média durante o ano é de 20,6°C. A área apresenta relevo de colinas amplas e planícies aluviais, com altitudes entre 560 e 700 m (INSTITUTO FLORESTAL, 2017). O solo do local apresenta um pH ácido de 3,7 para

ambas as ambientes e textura franco argilo arenosa (*sandy clay loam*, em inglês) tanto no ambiente não invadido (70,1% de areia, 6,8% de silte e 23,1% de argila) quanto no invadido (65,6% de areia, 12% de silte e 22,4% de argila) (Figura 2).



**Figura 2.** Triângulo textural proposto pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA). Ponto vermelho representa a textura do ambiente não invadido; e o ponto azul a textura do ambiente invadido no a) Fazari localizado no município de São Carlos (SP) e b) no Córrego do Cortado no distrito de Martinho Prado Jr, município de Mogi Guaçu (SP).

## 5. REFERÊNCIAS

- ADAMS, C. R.; WIESE, C.; LEE, L. C. Native recolonization following control of invasive *Ruellia simplex* in a cypress floodplain forest. **Applied Vegetation Science**, v. 18, n. 4, p. 694–704, 2015.
- ALBUQUERQUE, L. B. **Entomofauna aquática do litoral de dois reservatórios da região de São Carlos**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, , 1990.
- ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L.; MITCHELL, J. P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 90, n. 1, p. 25–45, 2002.
- ARNOLD, E.; TORAN, L. Effects of bank vegetation and incision on erosion rates in an urban stream. **Water (Switzerland)**, v. 10, n. 4, p. 1–16, 2018.
- ASAEDA, T. et al. The role of soil characteristics in the succession of two herbaceous lianas in a modified river floodplain. **River Research and Applications**, v. 27, p. 591–601, 2011.
- ASNER, G. P.; BEATTY, S. W. Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry. **Plant and Soil**, v. 186, n. 2, p. 205–211, 1996.
- BALVANERA, P.; CASTILLO, A.; MARTÍNEZ-HARMS, M. J. Ecosystem Services in Seasonally Dry Tropical Forests. In: DIRZO R., YOUNG H.S., MOONEY H.A., C. G. (Ed.). **Seasonally Dry Tropical Forests**. Island Press, Washington, DC, 2011. p. 259–277.
- BARLING, R. D.; MOORE, I. D. Role of Buffer Strips in Management of Waterway Pollution : A Review. **Environmental Management**, v. 18, n. 4, p. 543–558, 1994.
- BITTAR, I. M. B.; FERREIRA, A. DE S.; CORRÊA, G. F. Influência da textura do solo na atividade microbiana, decomposição e mineralização do carbono de serapilheira de sítios do bioma cerrado sob condições de incubação. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 6, p. 1952–1960, 2013.
- BROOKS, M. L. et al. Effects of Invasive Alien Plants on Fire Regimes. **BioScience**, v.

54, n. 7, p. 677–688, 2004.

BRUNET, R. -C.; ASTIN, K. B. A 12-month sediment and nutrient budget in a floodplain reach of the River Adour, southwest France. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 16, n. 3, p. 267–277, 2000.

BRUSSAARD, L. Ecosystem Services Provided by the Soil Biota. In: **Soil Ecology and Ecosystem Services**. Oxford Scholarship Online: December 2013, 2012. p. 45–58.

BÜNEMANN, E. K. et al. Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105–125, 2018.

CALLAWAY, R. M.; RIDENOUR, W. M. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 8, p. 436–443, 2004.

CASTRO-DÍEZ, P.; ALONSO, Á. Effects of non-native riparian plants in riparian and fluvial ecosystems: a review for the Iberian Peninsula. **Limnetica**, v. 36, n. 2, p. 525–541, 2017.

CASTRO, W. A. C. et al. Invasion strategies of the white ginger lily *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae) under different competitive and environmental conditions. **Environmental and Experimental Botany**, v. 127, p. 55–62, 2016.

CHAPIN, F. S. et al. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 234–242, 2000.

DAILY, G. C.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. Ecosystem services supplied by soil. In: DAILY, G. (Ed.). **Nature Services: societal dependence on natural ecosystems**. Island Press, Washington, D.C., 1997. p. 113–132.

DAVIS, E. S. et al. Contrasting impacts of highly invasive plant species on flower-visiting insect communities. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 8, p. 2069–2085, 2018.

DAWSON, W.; SCHRAMA, M. Identifying the role of soil microbes in plant invasions. **Journal of Ecology**, v. 104, p. 1211–1218, 2016.

DOMINATI, E.; PATTERSON, M.; MACKAY, A. A framework for classifying and

quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecological Economics**, v. 69, n. 9, p. 1858–1868, 2010.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, JW; COLEMAN, DC; BEZDICEK, DF and STEWART, B. (Ed.). **Defining and assessing soil quality**. SSSA SPECIAL PUBLICATIONS. 677 S SEGOE RD, MADISON, WI 53711: SOIL SCIENCE SOC AMER, 1994. p. 3–21.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: JONES, J. W. D. and A. J. (Ed.). **Methods for assessing soil quality**. Madison, Wis., USA: Soil Science Society of America, 1996., 1996. p. 25–37.

DORŠNER, K. **Environmental Biology**. Open Oregon Education Resources, 2018.

EHRENFELD, J. G. Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. **Ecosystems**, v. 6, n. 6, p. 503–523, 2003.

EHRENFELD, J. G.; SCOTT, N. **Invasive Species and the Soil: Effects on Organisms and Ecosystem Processes**. Ecological Society of America, 2001.

ELTON, C. S. **The ecology of invasions by animals and plants**. Methuen & Co. Ltd., London, 1958. v. 181

EWEL, K. C. et al. Managing critical transition zones. **Ecosystems**, v. 4, n. 5, p. 452–460, 2001.

FENN, M. E. et al. Ecological Effects of Nitrogen Deposition in the Western United States. **BioScience**, v. 53, n. 4, p. 404–420, 2003.

FUSARI, L. M. **Estudo das Comunidades de Macroinvertebrados Bentônicos das Represas do Monjolinho e do Fazzari no Campus da UFSCar , Município de São Carlos, SP**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

GROTKOPP, E.; REJMÁNEK, M.; ROST, T. L. Toward a Causal Explanation of Plant Invasiveness : Seedling Growth and Life-History Strategies of 29 Pine (Pinus) Species. **The American Naturalist**, v. 159, n. 4, p. 396–419, 2002.



GUAN, Y.; KANG, R.; LIU, J. Evolution of the field of ecological restoration over the last three decades: a bibliometric analysis. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 3, p. 647–660, 2018.

HEJDA, M.; PYŠEK, P. What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? **Biological Conservation**, v. 132, n. 2, p. 143–152, 2006.

HIERRO, J. L.; MARON, J. L.; CALLAWAY, R. M. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. **Journal of Ecology**, v. 93, p. 5–15, 2005.

HODGE, A.; ROBINSON, D.; FITTER, A. Are microorganisms more effective than plants at competing for nitrogen? **Trends in Plant Science**, v. 5, n. 7, p. 304–308, 2000.

HOOD, W. G.; NAIMAN, R. J. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. **Plant Ecology**, v. 148, p. 105–114, 2000.

HOOPER, D. U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, 2005.

HUENNEKE, L. F. et al. Effects of Soil Resources on Plant Invasion and Community Structure in Californian Serpentine Grassland. **Ecology**, v. 71, n. 2, p. 478–491, 1990.

ITPS: **Intergovernmental Technical Panel on Soil: State of the World's Soil Resources report**, FAO Publication, 2015.

JÄGER, H.; TYE, A.; KOWARIK, I. Tree invasion in naturally treeless environments: Impacts of quinine (*Cinchona pubescens*) trees on native vegetation in Galápagos. **Biological Conservation**, v. 140, n. 3–4, p. 297–307, 2007.

JANSSON, R. et al. Effects of river regulation on river-matgin vegetation: a comparison of eight Boreal rivers. **Ecological Applications**, v. 10, n. 1, p. 203–224, 2000.

KIBBLEWHITE, M. G.; RITZ, K.; SWIFT, M. J. Soil health in agricultural systems. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1492, p. 685–701, 2008.

KISSMANN, K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. Basf Brasileira São

Paulo, 1995. v. 3

KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, n. 4, p. 199–204, 2001.

LEVINE, J. M.; ADLER, P. B.; YELENIK, S. G. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. **Ecology Letters**, v. 7, p. 975–989, 2004.

LEVINE, J. M.; ANTONIO, C. M. D. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. **Oikos**, v. 87, n. 1, p. 15–26, 1999.

LIU, X.; ZHANG, L.; HONG, S. Global biodiversity research during 1900-2009: a bibliometric analysis. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 4, p. 807–826, 2011.

LONSDALE, W. M. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. **Ecology**, v. 80, n. 5, p. 1522–1536, 1999.

LORENZI, H.; SOUZA, H. M. DE. **Plantas ornamentais no Brasil –Arbustivas, herbáceas e trepadeiras**. Nova Odessa: Plantarum, 1995.

MACEDO, J. F. O gênero *Hedygium* Koenig (Zingiberaceae) no Estado de Minas Gerais. **Daphne**, v. 7, n. 2, p. 27–31, 1997.

MANCI, K. M. **Riparian ecosystem creation and restoration: a literature summary**. US Dept. of the Interior, Fish and Wildlife Service, Research and Development, 1989.

MARLER, M. J.; ZABINSKI, C. A.; CALLAWAY, R. M. Mycorrhizae Indirectly Enhance Competitive Effects of an Invasive Forb on a Native Bunchgrass. **Ecology**, v. 80, n. 4, p. 1180–1186, 1999.

MEA. **MEA - Millenium Ecosystem Assesment Ecosystems and human well-being: synthesis** Island, Washington, DC, 2005.

MEEK, C. S.; RICHARDSON, D. M.; MUCINA, L. A river runs through it: Land-use and the composition of vegetation along a riparian corridor in the Cape Floristic Region, South Africa. **Biological Conservation**, v. 143, n. 1, p. 156–164, 2010.

MICHELAN, T. S. et al. Effects of an exotic invasive macrophyte (tropical signalgrass) on native plant community composition, species richness and functional diversity.

**Freshwater Biology**, v. 55, n. 6, p. 1315–1326, 2010.

MONTANARELLA, L. et al. World ' s soils are under threat. **Soil**, v. 2, p. 79–82, 2016.

MORGAN, J. B; CONNOLLY, E. L. **Plant-Soil Interactions: Nutrient uptake**. Nature Education Knowledge, 2013.

MORRONE, J. J.; GUERRERO, J. C. General trends in biogeographic literature. v. 52, n. 4, p. 493–499, 2008.

MOUHAMAD, R. et al. Decomposition of organic matter under different soil textures. **Current Science Perspectives**, v. 1, n. 1, p. 22–25, 2015.

MÜLLER, N. River dynamics and floodplain vegetation and their alterations due to human impact. **Large Rivers**, v. 9, n. 3–4, p. 477–512, 1995.

NAIMAN R.J.; DÉCAMPS H. The Ecology of Interfaces : Riparian Zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 621–658, 1997.

NILSSON, C.; SVEDMARK, M. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. **Environmental Management**, v. 30, n. 4, p. 468–480, 2002.

NORTCLIFF, S. et al. Soil, Definition, Function, and Utilization of Soil. In: **Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry**. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co, 2006.

O'GEEN, A. T. Soil Water Dynamics. **Nature Education Knowledge** 3(6):12. 2012

ORIAN, G. H. Site characteristics favoring invasions. In: A., M. H. A.; J., D. (Eds.). **Ecology of biological invasions of North America and Hawaii**. Springer. New York, 1986. p. 133–148.

PARKER, I. M. et al. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, v. 1, p. 3–19, 1999.

PAUNA, V. H. et al. The scientific research on ecosystem services: A bibliometric analysis. **Ecological Questions**, v. 29, n. 3, p. 53–62, 2018.

PLANTY-TABACCHI, A. M. et al. Invasibility of species-rich communities in riparian

zones. **Conservation Biology**, v. 10, n. 2, p. 598–607, 1996.

PYŠEK, P. et al. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: The interaction of impact measures, invading species' traits and environment. **Global Change Biology**, v. 18, n. 5, p. 1725–1737, 2012.

PYŠEK, P.; PRACH, K. Plant invasions and the role of riparian habitats: A comparison of four species alien to Central Europe. **Journal of Biogeography**, v. 20, n. 4, p. 413–420, 1993.

REINHART, K. O.; VANDEVOORT, R. Effect of native and exotic leaf litter on macroinvertebrate communities and decomposition in a western Montana stream. **Diversity and Distributions**, v. 12, n. 6, p. 776–781, 2006.

RICCIARDI, A. et al. Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. **Ecological Monographs**, v. 83, n. 3, p. 263–282, 2013.

RICHARDSON, D. M. et al. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. **Diversity and Distributions**, v. 13, p. 126–139, 2007.

ROMANELLI, J. P. et al. Assessing ecological restoration as a research topic using bibliometric indicators. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 311–320, 2018.

ROSECCHI, E.; THOMAS, F.; CRIVELLI, A. J. Can life-history traits predict the fate of introduced species? A case study on two cyprinid fish in southern France. **Freshwater Biology**, v. 46, n. 6, p. 845–853, 2001.

SANTOS, S. B.; PEDRALLI, G.; MEYER, S. T. Aspectos da fenologia e ecologia de *Hedychium coronarium* (Zingiberaceae) na estação ecológica do Tripuí, Ouro Preto-MG. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 175–180, 2005.

SAX, D. F. et al. Ecological and evolutionary insights from species invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 9, p. 465–471, 2007.

SEDELL, J. R. et al. Restoration of human impacted land-water ecotones. In: HOLLAND M.M., RISSER P.G., N. R. J. (Ed.). **Ecotones**. Springer, Boston, MA, 1991. p. 110–129.

SIMBERLOFF, DANIEL, REJMANEK, M. **Encyclopedia of biological invasions**.

Berkeley , CA: University of California Press, 2011.

STOHLGREN, T. J. et al. Riparian zones as havens for exotic plant species in the central grasslands. **Plant Ecology**, v. 138, p. 113–125, 1998.

STONE, C. P.; SMITH, C. W.; TUNISON, J. T. **Alien plant invasions in native ecosystems of Hawai'i: management and research**. University of Hawaiï, 1992.

SUAREZ, A. V.; TSUTSUI, N. D. The evolutionary consequences of biological invasions. **Molecular Ecology**, v. 17, n. 1, p. 351–360, 2008.

SUDING, K. N.; GROSS, K. L.; HOUSEMAN, G. R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 1, p. 46–53, 2004.

SWAN, C. M.; HEALEY, B.; RICHARDSON, D. C. The role of native riparian tree species in decomposition of invasive tree of heaven (*Ailanthus altissima*) leaf litter in an urban stream. **Ecoscience**, v. 15, n. 1, p. 27–35, 2008.

TERERAI, F. et al. Eucalyptus invasions in riparian forests: Effects on native vegetation community diversity, stand structure and composition. **Forest Ecology and Management**, v. 297, p. 84–93, 2013.

TÓTH, G.; STOLBOVOY, V.; MONTANARELLA, L. **Soil quality and sustainability evaluation. An integrated approach to support soil related policies of the European Union**. JRC position paper, JRC, Italy, 2007.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. Chironomidae (Diptera) associados a troncos de árvores submersos. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 41, n. 2–4, p. 173–178, 1998.

TUNISON, T. **Element Stewardship Abstract for *Hedychium coronarium*: the Nature Conservancy**. Arlington, Virginia, 1991.

VAN BREEMEN, N.; FINZI, A. C. Plant-soil interactions: ecological aspects and evolutionary implications. **Biogeochemistry**, v. 42, n. 1–2, p. 1–19, 1998.

VAN KLEUNEN, M. et al. Global exchange and accumulation of non-native plants.

**Nature**, v. 525, p. 100–103, 2015.

VILÀ, M. et al. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology letters**, v. 14, n. 7, p. 702–708, 2011.

VILÀ, M.; HULME, P. E. **Impact of biological invasions on ecosystem services**. Springer, 2017. v. 12

WARDLE, D. A. et al. Interference effects of the invasive plant *Carduus nutans* L. against the nitrogen fixation ability of *Trifolium repens* L. **Plant and Soil**, v. 163, n. 2, p. 287–297, 1994.

WILLIAMSON, M. Invasions. **Ecography**, v. 22, n. 1, p. 5–12, 1999.

WOLFE, L. M. Why Alien Invaders Succeed: Support for the Escape-from-Enemy Hypothesis. **The American Naturalist**, v. 160, n. 6, p. 705–711, 2002.

## 6. CAPÍTULO 1

### **Invasão de plantas em ecossistemas ripários: uma revisão bibliométrica**

#### **RESUMO**

Os ecossistemas ripários desempenham importantes funções ecológicas e prestam serviços ecossistêmicos, no entanto, devido às ações humanas, esses ecossistemas estão ameaçados em todo o mundo. Nesse sentido, as invasões biológicas têm sido consideradas uma das causas mais importantes de impactos ecossistêmicos e perda de biodiversidade nesses ambientes. Este capítulo apresenta uma tendência de pesquisa global sobre invasões de plantas em ecossistemas ripários nos últimos 25 anos (de 1993 a 2018) com base na revisão bibliométrica da base de dados Web of Science. Em nossa busca encontramos 360 artigos sobre invasões de plantas em ecossistemas ripários e os periódicos com maior número de artigos publicados foram *Biological Invasions*, *Diversity and Distributions* and *Plant Ecology*. Não encontramos relação entre o número de citações e o impacto da revista. Os Estados Unidos, a África do Sul, a Austrália e a França foram os países mais produtivos e cooperativos em termos de número de trabalhos e rede de coautoria. A Lincoln University e a University of Cape Town mostraram a maior rede de colaboração internacional. Dave Richardson foi o autor mais citado. A fim de avaliar e relacionar as tendências de pesquisa sobre solo, invasões biológicas de plantas e ecossistemas ripários, adicionamos o termo "solo" em nossa busca e realizamos uma nova pesquisa na qual encontramos 101 artigos. Este resultado revelou que o solo é um termo muito amplo e engloba ciclo de nutrientes, decomposição, serapilheira, entre outros termos ecológicos. A invasão de plantas em ecossistemas ripários pode ser considerada um tópico emergente nos últimos 25 anos. No entanto, o estudo dessa temática de forma sistêmica e integrada é essencial para compreender os impactos da invasão de plantas em diferentes ambientes, e assim elaborar formas de controle, manejo e até prevenção de futuras invasões.

Palavras-chave: análise bibliométrica, invasões biológicas, solo.

## Introdução

Os impactos das espécies invasoras na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos têm sido amplamente estudados (CHARLES; DUKES, 2008; DAVIS et al., 2018). No entanto, o impacto da invasão de plantas nos ecossistemas ripários recebeu menor atenção. Essa compreensão sobre os impactos das plantas invasoras nas matas ciliares e seu manejo é de extrema importância, pois: 1) a mata ciliar fornece um grande número de recursos para a manutenção da diversidade (NAIMAN; BILBY; BISSON, 2006; SEDELL et al., 1991); 2) fornece serviços ecossistêmicos (COVICH et al., 2004; GILLER et al., 2004; MINORE; WEATHERLY, 1994) e 3) ecossistemas ripários são altamente susceptíveis à invasão de plantas (CASTRO-DÍEZ; ALONSO, 2017; PLANTY-TABACCHI et al., 1996; PYŠEK; PRACH, 1993).

Além de atenuar as inundações, as florestas ripárias desempenham um papel importante no ciclo dos nutrientes e da água, na qualidade e manutenção das águas subterrâneas e em uma série de outros serviços ecossistêmicos tanto ecológica quanto socialmente importantes (COVICH et al., 2004; GILLER et al., 2004). Os regimes hidrológicos nesses ambientes criam um processo dinâmico de perturbações naturais que moldam a diversidade de habitats e a ocorrência de espécies (ASAEDA et al., 2011; BRUNET; ASTIN, 2000). Além disso, como as florestas ripárias ocorrem na interface entre os ecossistemas aquáticos e terrestres, elas fornecem habitat, água e outros recursos para um grande número de espécies, incluindo plantas, pássaros, insetos e mamíferos (ANJOS et al., 2008; CABETTE et al., 2017; CARRASCO-RUEDA; LOISELLE, 2019). As matas ciliares podem servir de corredor para a passagem de espécies entre paisagens distintas (JOHANSSON; NILSSON; NILSSON, 1996; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997); e devido à essa sua função de corredor, os ambientes ripários estão altamente vulneráveis à invasão e naturalização de plantas exóticas (PYŠEK; PRACH, 1993).

Os ecossistemas ripários são também conhecidos como "zonas críticas de transição" porque ocorrem na interface entre os ecossistemas aquáticos e terrestres, sendo estes, muitas vezes o foco de atividades antrópicas (Ewel et al. 2001; Richardson et al. 2007). Estas atividades são as principais causas das mudanças na composição de espécies, facilitando a colonização por espécies exóticas (ALONSO; GONZÁLEZ-MUÑOZ; CASTRO-DÍEZ, 2010; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997; RICHARDSON et al., 2007), modificando a hidrologia e a dinâmica dos sedimentos nos ecossistemas ripários (ARNOLD; TORAN, 2018; CASTRO-DÍEZ; ALONSO, 2017; PLANTY-TABACCHI



et al., 1996; SHACKLETON et al., 2015). Além das mudanças hidrológicas podemos destacar outros distúrbios: a mudança nos usos da terra, especialmente, por culturas e pastagens perto dos rios (HANCOCK; LADD; FROEND, 1996), mudanças nas propriedades do solo (CASTRO-DÍEZ; ALONSO, 2017; FERREIRA et al., 2016; MEDINA-VILLAR et al., 2016), na ciclagem de nutrientes e nas características do solo, que por sua vez, comprometem o processo natural das florestas ripárias (LOVETT et al., 2006; SIMBERLOFF et al., 2013).

Neste contexto, é importante compreender os impactos das invasões em ecossistemas ripários. Primeiramente, para entender como este tema está sendo tratado na comunidade científica e também para encontrar formas de controle e manejo. Para isso é necessário uma revisão de literatura dentro desta área. Atualmente, a análise bibliométrica mostrou ser uma abordagem promissora para isto (RAVICHANDRAN, 2012; SONG; ZHAO, 2013) e muitos autores têm usado em suas pesquisas (GUAN; KANG; LIU, 2018; MORRONE; GUERRERO, 2008; NEFF; CORLEY, 2009; PAUNA et al., 2018; ROMANELLI et al., 2018; ZHANG et al., 2019).

Assim, neste estudo, investigamos os principais tópicos e lacunas de conhecimento relacionados à invasão de plantas em ecossistemas ripários, utilizando mapas e indicadores bibliométricos. Nossos objetivos específicos foram: (1) examinar as tendências da atividade de pesquisa e apresentar uma visão geral da invasão de plantas em ambientes ripários nos últimos anos (1993 a 2018), de acordo com a distribuição de publicações ao longo dos anos, categorias Web of Science, periódicos, artigos mais citados e palavras-chave; 2) avaliar redes de colaboração internacional por países, organizações e autores; e, finalmente, 3) avaliar as tendências de pesquisa quanto à invasão de plantas e sua influência no solo de matas ciliares.

## **Material e métodos**

### *Coleta de dados*

Os dados foram coletados do banco de dados da Science Citation Index Expanded (SCI-E) - Clarivate Analytics ISI - Web of Science © (<https://webofknowledge.com/>) considerando a vasta e multidisciplinar publicações encontradas neste banco de dados (Azevedo et al. 2007; Azevedo et al. 2010; Romanelli et al. 2018). Primeiramente, foi realizada uma busca utilizando as seguintes palavras-chave: plant invasion, riparian forest e todos os sinônimos destes termos seguidos pelo asterisco ("Plant\* Invasion\*" or

"Invasive\* Plant\* Species\*" or "Non Native\* Plant\* Species\*" or "Plant\* Alien\* Species\*" or "Non Indigenous Plant\* Species\*" or "Exotic Plant\* Species\*" or "Introduced Plant\* Species\*" or "Plant\* Bio invasion\*" or "Plant\* Biological\* Invasion\*" or "Plant\* Invader\*" or "Weed\* Plant\*" AND "Riparia\*" or "Riparian\*" or "Riparian\* Ecosystem\*" or "Riparian\* Zone\*" or "Riparian\* Habitat\*" or "Riparian\* Forest\*").

Consideramos os últimos 25 anos de publicações sobre o tema, de 1993 a 2018. Além disso, refinamos nossa pesquisa considerando apenas artigos e revisões, uma vez que estes documentos contêm os resultados mais completos das publicações. Classificamos os trabalhos por: (1) ano de publicação, (2) categorias Web of Science, (3) periódico onde o artigo foi publicado, (4) país(es) do(s) autore(s), (5) autores, (6) organizações e (7) palavras-chave (palavras-chave do autor e palavras-chave *Plus*).

Para entender como o “solo” foi estudado nesse contexto de invasão biológica em ambientes ripários, uma segunda pesquisa foi realizada na Web of Science combinando os principais termos de busca com a palavra “soil”. Do montante inicial de 360 artigos, 101 foram retidos na segunda pesquisa. Em seguida, comparamos as palavras-chave do autor e as palavras-chave *Plus*.

### *Análise de dados*

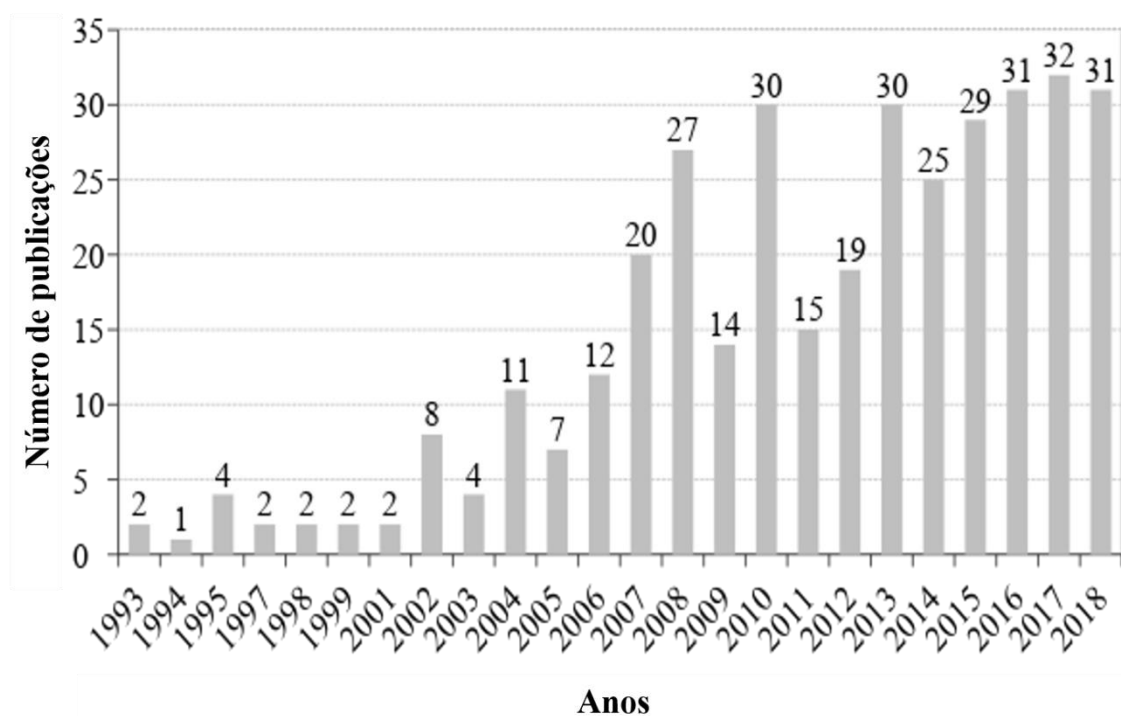
As análises foram realizadas utilizando o conjunto de dados obtidos pela ferramenta "Analyzing Results" fornecida pela Web of Science com o apoio do MS Excel (v. 2016). Também utilizamos o software VOSviewer (versão 1.6.8) para criar mapas de rede em termos de cooperação entre países e autores.

Comparamos as palavras-chave do autor e as palavras-chave *Plus* para avaliar e compreender como nossos tópicos de pesquisa estão relacionados entre si e com outras áreas do conhecimento. Palavras-chave são importantes fontes de informação sobre os temas abordados em uma publicação (LIU; ZHANG; HONG, 2011; WANG et al., 2013). Palavras-chave do autor são os termos listados pelo próprio autor, que são importantes para o seu estudo. As palavras-chave *Plus* fornecem termos de pesquisas adicionais, que são extraídos dos títulos dos artigos citados e de suas notas de rodapé (GARFIELD, 1990), e incluem termos importantes sobre a pesquisa (BOUDRY; BAUDOUIN; MOURIAUX, 2018). Para entender as tendências gerais de um determinado tópico e as lacunas de conhecimento, comparamos as palavras-chave do autor e as palavras-chave *Plus*. Palavras ou termos que foram repetidos nas palavras-chave *Plus* e palavras-chave

do autor nós não consideramos. As palavras restantes foram destacadas por serem consideradas como possíveis lacunas e as separamos em dois grupos: palavras genéricas (representando termos gerais) e palavras diretivas (representando termos específicos).

## Resultados e discussão

Nossa primeira busca gerou um total de 360 publicações científicas (95,3% de artigos e 4,72% de revisões). Com esses números compreendemos que as invasões por plantas em florestas ripárias podem ser consideradas um tópico emergente e importante na ciência nos últimos 25 anos; notavelmente, as pesquisas dentro deste tópico não são constantes ao longo dos anos (Figura 1). No entanto, em 2007 tivemos um aumento considerável de novos trabalhos (20 no total) (Figura 1). As cinco categorias mais importantes de Web of Science foram: Ecologia, Conservação da Biodiversidade, Ciências Vegetais, Ciências Ambientais e Ciências Florestais, representando 75,56% de todas as publicações ao longo desses anos.



**Figura 1.** Publicação total nos últimos 25 anos (1993 a 2018) sobre a temática de invasões de plantas em áreas ripárias.

Os 360 artigos encontrados foram publicados em 150 periódicos diferentes. No entanto, observamos uma assimetria entre os periódicos, uma vez que apenas seis periódicos publicaram pelo menos 10 artigos nos últimos 25 anos. A classificação das 20 revistas mais citadas (Tabela 1) representa cerca de 48% das publicações selecionadas.

**Tabela 1.** Top 20 revistas classificadas pelo total de publicações.

Posição	Revista	NP <sup>a</sup>	Posição	Revista	NP <sup>a</sup>
1	BIOLOGICAL INVASIONS	27	11	JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY	7
2	DIVERSITY AND DISTRIBUTIONS	13	12	RESTORATION ECOLOGY	7
3	PLANT ECOLOGY	12	13	SOUTH AFRICAN JOURNAL OF BOTANY	7
4	BIOLOGICAL CONSERVATION	10	14	PLANT AND SOIL	6
5	ECOLOGICAL APPLICATIONS	10	15	APPLIED VEGETATION SCIENCE	5
6	RIVER RESEARCH AND APPLICATIONS	10	16	AUSTRAL ECOLOGY	5
7	INVASIVE PLANT SCIENCE AND MANAGEMENT	9	17	ECOGRAPHY	5
8	PLOS ONE	9	18	ENVIRONMENTAL MANAGEMENT	5
9	JOURNAL OF VEGETATION SCIENCE	8	19	JOURNAL OF ECOLOGY	5
10	FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT	7	20	LANDSCAPE ECOLOGY	5

a= número de publicações

Não encontramos relação direta entre o número de citações de um trabalho e o impacto de citações do periódico uma vez que a análise dos 15 artigos mais citados nos últimos 25 anos (Tabela 2) revelou que o artigo mais citado foi publicado na revista *Progress in Physical Geography*, que não consta dos 20 principais periódicos. Este artigo é uma revisão geral sobre invasões de plantas e os conceitos de invasividade e invasibilidade, uma questão muito importante em invasões biológicas (Tabela 2), e tem 562 citações.

Revisões sobre a invasão de plantas têm sido importantes para a busca de padrões nos processos de invasão e para a compreensão desses mecanismos nas últimas décadas. (REJMANEK et al., 2005). Assim, podemos ver que seis dos 15 artigos mais citados são revisões, e quatro destes estão entre os quatro artigos mais citados. Pyšek et al. (2012) (2<sup>a</sup> posição) apresentou uma visão global com base em 1552 casos, além de uma ampla discussão sobre impactos significativos e não significativos de espécies de plantas invasoras em populações nativas, comunidades e ecossistemas. Um importante artigo conceitual foi publicado por Richardson et al. (2007) (3<sup>a</sup> posição) que descreve como a invasibilidade é afetada por mudanças nas condições ambientais dos habitats ripários. Pyšek and Richardson (2010) (4<sup>a</sup> posição) focaram em espécies invasoras como um

componente da mudança global e nos aspectos de gestão da invasão. Tickner et al. (2001) (12ª posição) apresentou uma discussão sobre a invasão em zonas ripárias do ponto de vista hídrico, geomorfológico e ecológico.

Estudos de caso sobre invasão biológica podem ajudar a identificar os potenciais efeitos de um invasor e permitir o desenvolvimento de estratégias de conservação pela comunidade científica. (GORDON, 1998; MANCHESTER; BULLOCK, 2000). Os trabalhos restantes (nove), são estudos de caso e a maioria deles desenvolvidos na República Tcheca (HEJDA; PYŠEK, 2006; HEJDA; PYŠEK; JAROŠÍK, 2009; PYŠEK; PRACH, 1993) e Estados Unidos (DEFERRARI; NAIMAN, 1994; STOHLGREN et al., 1998; STROMBERG et al., 2007) (Tabela 2). A espécie *Impatiens glandulifera* foi a mais estudada (HEJDA; PYŠEK, 2006; HULME; BREMNER, 2006; PYSEK; PRACH, 1993). A maioria desses estudos alerta para o impacto de espécies invasoras nesses ecossistemas e quão sensíveis são esses habitats. (CATFORD et al., 2011; DEFERRARI; NAIMAN, 1994; GAERTNER et al., 2009; HEJDA; PYŠEK; JAROŠÍK, 2009; HULME; BREMNER, 2006; PYSEK; PRACH, 1993; STOHLGREN et al., 1998; STROMBERG et al., 2007; TERERAI et al., 2013).

**Tabela 2.** Os 15 artigos mais citados separados por autores, número de citações, tipo de publicação, locais e espécie(s) estudada(s).

Posição	Autores	Número de citações	Tipo de publicação	Local	Espécie(s)
1	Richardson and Pysek (2006)	562	Revisão	-	-
2	Pysek et al. (2012)	408	Revisão	Múltiplo	167
3	Richardson et al. (2007)	387	Revisão	Regiões temperadas e subtropicais	Múltiplas
4	Pysek and Richardson (2010)	378	Revisão	-	-
5	Hejda et al. (2009)	354	Estudo de caso	República Tcheca	13
6	Pysek & Prach (1993)	244	Estudo de caso	República Tcheca	<i>Impatiens glandulifera</i> , <i>Heracleum mantegazzianum</i> , <i>Reynoutria japonica</i> and <i>R. sachalinensis</i>
7	Gaertner et al. (2009)	208	Revisão	África do Sul, Austrália, Califórnia, Chile e a bacia do Mediterrâneo	24
8	Hulme & Bremner (2006)	182	Estudo de caso	RioWear, Durham - Inglaterra	<i>Impatiens glandulifera</i>
9	Stromberg et al. (2007)	174	Estudo de caso	Arizona – Estados Unidos	<i>Populus fremontii</i> , <i>Salix gooddingii</i> and <i>Tamarix spp.</i>
10	Stohlgren et al. (1998)	174	Estudo de caso	Colorado, Wyoming e Dakota do Sul – Estados Unidos	Múltiplas
11	Hejda and Pysek (2006)	129	Estudo de caso	República Tcheca	<i>Impatiens glandulifera</i>
12	Tickner et al. (2001)	119	Revisão	Múltiplo	Múltiplas

13	DeFerrari & Naiman (1994)	111	Estudo de caso	Península Olympic, Washington – Estados Unidos	Múltiplas
14	Catford et al. (2011)	79	Estudo de caso	Rio Murray - Austrália	Múltiplas
15	Tererai et al. (2013)	22	Estudo de caso	Western Cape – África do Sul	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>

Também focamos em entender como está a rede de colaboração internacional entre os países, organizações e autores. As Figuras 2 e 3 e a Tabela 3 mostram estas redes, o tamanho do nó é proporcional ao número de publicações e a cor indica o cluster ao qual pertencem. A rede de cooperação entre os países mostrou a existência de quatro clusters entre os 20 países mais produtivos (Figura 2). O cluster 1 (vermelho) é composto por países Europeus e pela África do Sul. O cluster 2 (verde) tem membros de quatro continentes e apresenta o maior número de publicações, na qual os Estados Unidos foram responsáveis pela maioria dessas publicações. O cluster 3 (amarelo) é representado exclusivamente por países Europeus e o cluster 4 (azul) é representado por outros continentes.

Os EUA contribuíram significativamente para o desenvolvimento de pesquisas sobre invasões de plantas em matas ciliares e publicaram um número considerável de estudos científicos colaborativos (41,43%). Outros três países que contribuíram substancialmente para este tópico de pesquisa são: África do Sul, Austrália e França (9,71, 9,43 e 7,43%, respectivamente). Os EUA, a França e a África do Sul cooperaram com outros 20 países, portanto consideramos estes três países como centrais sobre a temática de invasão de ecossistemas ripários.

A Tabela 3 mostra a colaboração entre os 20 principais autores e, respectivamente, suas organizações e países agrupados por quatro grupos de colaboração. O resultado mostra que as organizações de pesquisa são majoritariamente agrupadas por contribuições dentro do mesmo país e organização (Tabela 3). A Lincoln University e a University of Cape Town apresentaram a maior rede de colaboração internacional: 5 e 4 links, respectivamente. A rede dos 20 autores principais (Figura 3) mostra a existência de cinco clusters de cooperação científica. Existe uma relação muito clara entre os 15 artigos mais citados e a cooperação entre os pesquisadores, especialmente entre o cluster 1 (vermelho) e 2 (verde) (Figura 3). Os outros clusters foram configurados com autores da França e EUA (cluster 3), Austrália e Suécia (cluster 4) e dois autores da Espanha (cluster 5). É importante mencionar que a avaliação da organização dos autores foi realizada com base

nas “informações sobre o autor”, descritas nos artigos e pode não representar seus vínculos acadêmicos no geral.

A análise de como os autores, organizações e países são agrupados é importante porque o controle de espécies invasoras não é uma questão simples (DAVIS et al., 2018) e deve ser feito em cooperação entre países, instituições de pesquisa e educação para entender as perdas e ganhos para a biodiversidade global. As parcerias dentro do mesmo país, ou mesmo dentro do mesmo departamento e/ou instituição de pesquisa, são mais esperadas pela proximidade, além da alta probabilidade de compartilhar os mesmos problemas com uma espécie invasora específica (Tabela 3). No entanto, parcerias com organizações estrangeiras podem ajudar a estabelecer um trabalho colaborativo intercontinental e devem ser encorajadas na busca de soluções mais efetivas de manejo e controle de invasões biológicas.

**Tabela 3.** Top 20 autores separados pelos clusters de colaboração, número de publicações (NP), organização a qual pertencem e o país.

Cluster	Posição	Autor	NP	Organização	País
1	1	RICHARDSON DM	14	Univ Cape Town	África do Sul
1	3	ESLER KJ	7	Univ Stellenbosch	África do Sul
1	8	GAERTNER M	6	Univ Stellenbosch	África do Sul
1	11	HOLMES PM	5	Univ Cape Town	África do Sul
1	15	RUWANZA S	4	Univ Stellenbosch	África do Sul
2	2	PYSEK P	13	Acad Sci Czech Republ	República Tcheca
2	4	HULME PE	7	Lincoln Univ	Nova Zelândia
2	10	JAROSIK V	5	Charles Univ Prague	República Tcheca
2	13	PERGL J	5	Acad Sci Czech Republ	República Tcheca
2	14	HEJDA M	4	Acad Sci Czech Republ	República Tcheca
3	6	TABACCHI E	7	Univ de Toulouse	França
3	15	SHAFROTH PB	4	USGS Fort Collins Science Center	EUA
3	17	COOPER DJ	4	Colorado State Univ	EUA
3	20	FRIEDMAN JM	4	US Geological Survey	EUA
3	16	REYNOLDS LV	4	Colorado State Univ	EUA
4	7	CATFORD JA	7	Univ Melbourne	Austrália
4	9	JANSSON R	6	Umeå University, Landscape Res	Suécia
4	12	NILSSON C	5	Umeå University, Landscape Res	Suécia
5	5	CASTRO-DIEZ P	7	Universidad de Alcalá	Espanha
5	19	GONZALEZ-MUNOZ N	4	Universidad de Alcalá	Espanha

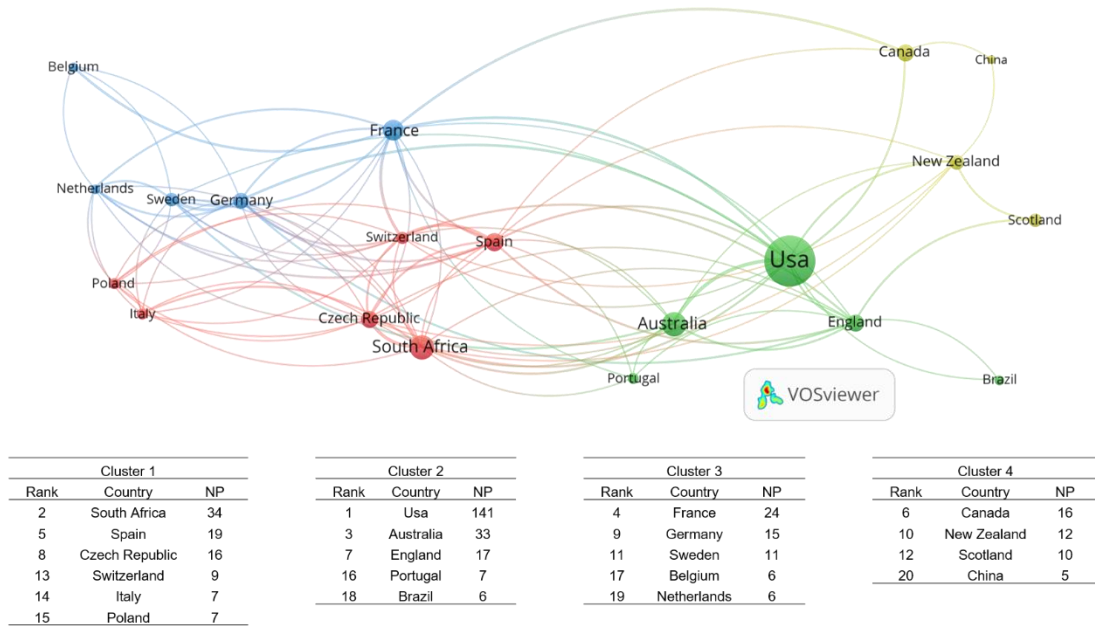


Figura 2. Mapa de visualização da rede de colaborações por países.

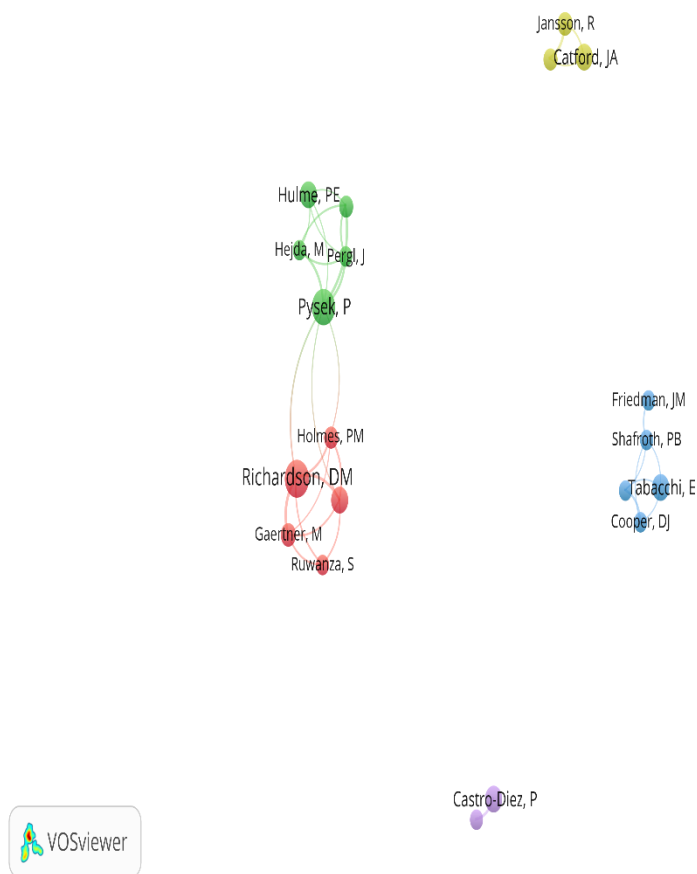


Figura 3. Mapa de visualização da rede de colaboração dos 20 principais autores.



A análise de palavras-chave é importante para entender como certos termos foram usados na tentativa de encontrar possíveis lacunas de conhecimento em uma área específica de pesquisa. A Tabela 4 apresenta as 30 palavras-chave mais frequentemente encontradas quando combinamos os termos de pesquisa de invasões de plantas e ecossistemas ripários em nossa primeira pesquisa. As palavras destacadas em cinza na Tabela 4 são palavras repetidas ou sinônimos quando comparamos as palavras-chave do autor e as palavras-chave *Plus*. A maioria dessas palavras são as mesmas que usamos em nossa pesquisa. Após separar sinônimos, palavras repetidas e termos da pesquisa, obteve-se a seguinte lista de palavras-chave *Plus*: vegetação, comunidades, ecologia, padrões, rio, dinâmica, crescimento, conservação, impactos, floresta. Consideramos todas essas palavras como genéricas, conseqüentemente, a identificação de possíveis lacunas de conhecimento no contexto de invasão biológica em zonas ripárias ficou difícil.

Os ambientes ripários são formados por três componentes da interação entre ecossistema aquático e terrestre: vegetação, solo e água (MANCI, 1989; SEDELL et al., 1991). Devido à importância desses componentes na definição de um ecossistema ripário, ficamos surpresos com a ausência de termos relacionados ao solo entre as palavras-chave; o que pode nos levar a acreditar na falta de informações sobre o solo em estudos de invasão biológica realizados em matas ciliares.

**Tabela 4.** Top 30 das palavras-chave mais usadas por ocorrência em artigos. As palavras destacadas em cinza são palavras repetidas ou sinônimos ao comparar as palavras-chave *Plus* e as palavras-chave do autor.

Posição	Palavras-chave Plus	Ocorrência	Posição	Palavras-chave do autor	Ocorrência
1	Invasões de plantas	92	1	Invasões de espécies	43
2	Diversidade	73	2	Invasões Biológicas	49
3	Vegetação	68	3	Espécies exóticas	30
4	Comunidades	64	4	Invasões Biológicas	13
5	Invasões Biológicas	56	5	Ripária	22
6	Invasibilidade	47	6	Vegetação ripária	17
7	Plantas invasoras	45	7	Invasão de plantas	21
8	Vegetação Ripária	38	8	Restauração	23
9	RestorationRestauração	34	9	Invasão	23
10	Ecologia	29	10	Distúrbios	33
11	Padrões	29	11	Competição	18
12	Riqueza de espécies	28	12	Biodiversidade	12
13	Manejo	27	13	Espécies de plantas invasoras	15

14	Estados Unidos	27	14	Plantas invasoras	14
15	Biodiversidade	26	15	Pressão de propágulos	23
16	Rio	26	16	Riqueza de espécies	20
17	Dinâmicas	24	17	Diversidade	14
18	Zonas ripárias	23	18	Mudanças climáticas	10
19	Habitats ripários	20	19	Espécies invasoras	11
20	Crescimento	19	20	Invasibilidade	16
21	Conservação	18	21	Manejo	12
22	Impactos	18	22	Invasões de plantas	14
23	<i>Impatiens glandulifera</i>	18	23	Tamarisk	17
24	América do Norte	18	24	Invasões de plantas exóticas	13
25	África do Sul	18	25	Germinação	13
26	Invasões de plantas exóticas	17	26	População	12
27	Mudanças climáticas	16	27	Tamarix	14
28	Distúrbios	16	28	Alelopatia	12
29	Florestas	16	29	Hibridização	5
30	Zonas	16	30	<i>Impatiens glandulifera</i>	6

Quando incluímos o termo “soil” (solo) para uma segunda busca, o resultado nos permitiu entender que o solo é um termo muito amplo e abrange vários processos ecológicos, como ciclagem de nutrientes, decomposição, serapilheira, inundação e outros. As palavras destacadas em cinza na Tabela 5 são palavras repetidas ou sinônimos, quando comparamos as 30 palavras-chave do autor mais frequentemente às palavras-chave *Plus*. A lista de palavras-chave *Plus* depois de retirar os sinônimos, termos repetidos e termos de busca inclui: comunidades, crescimento, dinâmica, invasibilidade, padrões, vegetação, impactos, Parque Nacional, restauração, solo, fungos micorrízicos arbusculares, consequências, densidade-dependência, paisagens, serapilheira, fungos micorrízicos, Nova Zelândia, matéria orgânica, Porto Rico. Deste grupo, consideramos como palavras genéricas: comunidades, crescimento, dinâmica, padrões, vegetação, impactos, solo, consequências, densidade-dependência, paisagens, Nova Zelândia e Porto Rico; e como palavras diretas: floresta tropical, invasibilidade, Parque Nacional, restauração, fungos micorrízicos arbusculares, serapilheira, fungos micorrízicos e matéria orgânica. Como neste resultado encontramos palavras diretas pudemos encontrar também possíveis termos que podem ser lacunas de conhecimento no contexto de invasão de plantas em solos de ecossistemas ripários.

Tabela 5. Top 30 principais palavras-chave Plus e palavras-chave de autores mais usadas envolvendo os principais termos de pesquisa (invasão de plantas e ambientes ripários) mais o termo “soil” (solo). As palavras destacadas em cinza são palavras repetidas ou sinônimos ao comparar as palavras-chave Plus e as palavras-chave do autor.

Posição	Palavras-chave Plus	Ocorrência	Posição	Palavras-chave Plus	Ocorrência
1	Floresta Tropical	13	1	Espécies invasoras	6
2	Diversidade	8	2	Invasões de plantas	5
3	Invasões de plantas	8	3	Espécies invasoras	4
4	Invasões biológicas	7	4	<i>Clidemia hirta</i>	3
5	Comunidades	5	5	Distúrbio	2
6	Distúrbio	5	6	Distúrbio	2
7	Crescimento	5	7	Gradientes ambientais	2
8	Floresta Tropical	5	8	Exótico	2
9	Dinâmicas	4	9	Havaí	2
10	Invasibilidade	4	10	Espécies de plantas invasoras	2
11	Padrões	4	11	Ciclagem de nutrientes	2
12	Vegetação	4	12	<i>Sus scrofa</i>	2
13	Germinação	3	13	Floresta Tropical	2
14	Impactos	3	14	Abundância	1
15	Parque Nacional	3	15	Controle biológico	1
16	Invasões de plantas	3	16	Caribe	1
17	Restauração	3	17	<i>Cinchona calisaya</i>	1
18	Solo	3	18	<i>Cinchona pubescens</i>	1
19	Fungos micorrízicos arbusculares	2	19	Costa Rica	1
20	Invasões biológicas	2	20	Funções ecossistêmicas	1
21	<i>Clidemia hirta</i>	2	21	Efeitos de borda	1
22	Consequências	2	22	Hipótese de Libertação do Inimigo	1
23	Densidade-dependência	2	23	Facilitação	1
24	Invasões plantas exóticas	2	24	Estoque de carbono florestal	1
25	Paisagens	2	25	Recuperação Florestal	1
26	Serapilheira	2	26	Traços funcionais	1
27	Fungos micorrízicos	2	27	Fungos patógenos	1
28	Nova Zelândia	2	28	Produtividade Primária Bruta	1
29	Matéria orgânica	2	29	Distribuição de habitat	1
30	Porto Rico	2	30	Modelo de habitat	1

Os impactos mais reportados de espécies invasoras no solo estão relacionados às comunidades microbianas e ao ciclo de nutrientes, especialmente devido a mudanças na dinâmica da vegetação (EHRENFELD, 2003). Curiosamente, quatro (fungos micorrízicos arbusculares, serapilheira, fungos micorrízicos e matéria orgânica) de seis

palavras estão relacionados com ciclagem de nutrientes e decomposição. Em um artigo de revisão, Ehrenfeld (2003) relatou que, em geral, a invasão pode aumentar, diminuir ou não causar nenhuma alteração nas propriedades químicas do solo. A resposta varia de acordo com as espécies invasoras e entre os habitats. Nesse sentido, uma espécie invasora pode alterar as propriedades do solo através de uma ampla gama de mecanismos (EHRENFELD; SCOTT, 2001; HODGE; ROBINSON; FITTER, 2000; VAN BREEMEN; FINZI, 1998).

O primeiro e mais óbvio mecanismo é a mudança na composição e estrutura da vegetação (ALONSO; GONZÁLEZ-MUÑOZ; CASTRO-DÍEZ, 2010; RICHARDSON et al., 2007). A composição e funcionamento da biota do solo estão intimamente relacionados com a composição e funcionamento da biota acima do solo (WARDLE et al., 1994). Como as comunidades contêm um grupo de diferentes espécies de plantas (BEVER; WESTOVER; ANTONOVICS, 1997; WESTOVER; KENNEDY; KELLEY, 1997), cada comunidade difere na riqueza de espécies, abundância e sua interação (ZAK et al., 2003). Portanto, quando uma planta exótica invade uma comunidade, ela pode modificar as interações entre as comunidades acima e abaixo do solo, alterando as propriedades do solo e os ciclos de nutrientes (ASNER; BEATTY, 1996; CHAPIN et al., 2000; EHRENFELD; SCOTT, 2001; TILMAN et al., 1997; VAN BREEMEN; FINZI, 1998). Além disso, a substituição de espécies nativas por espécies exóticas em ecossistemas ripários pode afetar a qualidade e a quantidade de detritos (REINHART; VANDEVOORT, 2006; SWAN; HEALEY; RICHARDSON, 2008). Estas mudanças na quantidade afetam a decomposição dos detritos devido à mudanças nas comunidades microbianas e macrodetritívoras (BÄRLOCHER; GRAÇA, 2002; REINHART; VANDEVOORT, 2006). Finalmente, todas essas mudanças alteram o ciclo de nutrientes e o processo natural de sucessão.

As palavras “Parque Nacional” e “Restauração”, à primeira vista, podem parecer como palavras genéricas. No entanto, decidimos mantê-las no grupo de palavras diretivas por causa de sua importância no contexto de invasões biológicas, conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Os parques nacionais são importantes em todo o mundo para a conservação da biodiversidade, bem como dos aspectos cênicos, estéticos e recreativos (DRUMMOND, 1997; ERVIN, 2003; FRANCO, 2013; HOCKINGS et al., 2006). Embora os Parques tenham um papel importante na conservação, eles estão ameaçados por invasões biológicas em muitos países (FOXCROFT et al., 2017; ZILLER; DECHOUM, 2013). A gestão de ecossistemas invadidos é um problema muito complexo

em todo o mundo (ROURA-PASCUAL et al., 2009). A remoção de espécies invasoras é muitas vezes muito difícil, muito cara, e, em muitos casos, não é suficiente para resolver o problema (DAVIS et al., 2018; ESLER et al., 2010; GAERTNER et al., 2012). Assim, a restauração tem sido cada vez mais vista como uma alternativa. No entanto, é dificultada por muitos obstáculos ecológicos ou metodológicos que produzem resultados inesperados ou imprevisíveis. (DAVIS et al., 2018; ZAVALETA; HOBBS; MOONEY, 2001).

## **Conclusões**

A invasão de plantas em matas ciliares pode ser considerada um tema emergente no contexto científico nos 25 anos. Para tanto, concluímos alguns aspectos que podem ser relevantes para melhorar a qualidade dos estudos: (1) estimular o uso de abordagens sistêmicas e integradas, e incentivar o fortalecimento da cooperação entre organizações e países (2) a importância do solo no contexto de invasões biológicas e como esses impactos podem desequilibrar todo o ambiente; e (3) a importância de disseminar os impactos da invasão biológica nos ecossistemas ribeirinhos, não apenas na comunidade científica, mas para toda a sociedade.

## Referências

- ALONSO, A.; GONZÁLEZ-MUÑOZ, N.; CASTRO-DÍEZ, P. Comparison of leaf decomposition and macroinvertebrate colonization between exotic and native trees in a freshwater ecosystem. **Ecological Research**, v. 25, n. 3, p. 647–653, 2010.
- ANJOS, L. DOS et al. The importance of riparian forest for the maintenance of bird species richness in an Atlantic Forest remnant, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 1078–1086, 2008.
- ARNOLD, E.; TORAN, L. Effects of bank vegetation and incision on erosion rates in an urban stream. **Water (Switzerland)**, v. 10, n. 4, p. 1–16, 2018.
- ASAEDA, T. et al. The role of soil characteristics in the succession of two herbaceous lianas in a modified river floodplain. **River Research and Applications**, v. 27, p. 591–601, 2011.
- ASNER, G. P.; BEATTY, S. W. Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry. **Plant and Soil**, v. 186, n. 2, p. 205–211, 1996.
- AZEVEDO, P. G.; MESQUITA, F. O.; YOUNG, R. J. Fishing for gaps in science: a bibliographic analysis of Brazilian freshwater ichthyology from 1986 to 2005. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 9, p. 2177–2193, 2010.
- BÄRLOCHER, F.; GRAÇA, M. A. S. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 6, p. 1123–1135, 2002.
- BEVER, J. D.; WESTOVER, K. M.; ANTONOVICS, J. Incorporating the soil community into plant population dynamics: the utility of the feedback approach. **Journal of Ecology**, v. 85, n. 5, p. 561–573, 1997.
- BOUDRY, C.; BAUDOUIN, C.; MOURIAUX, F. International publication trends in dry eye disease research: A bibliometric analysis. **The Ocular Surface**, v. 16, n. 1, p. 173–179, 2018.
- BRUNET, R. -C.; ASTIN, K. B. A 12-month sediment and nutrient budget in a floodplain

reach of the River Adour, southwest France. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 16, n. 3, p. 267–277, 2000.

CABETTE, H. S. R. et al. Effects of changes in the riparian forest on the butterfly community (Insecta: Lepidoptera) in Cerrado areas. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 61, n. 1, p. 43–50, 2017.

CARRASCO-RUEDA, F.; LOISELLE, B. A. Do riparian forest strips in modified forest landscapes aid in conserving bat diversity? **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 7, p. 4192–4209, 2019.

CASTRO-DÍEZ, P.; ALONSO, Á. Effects of non-native riparian plants in riparian and fluvial ecosystems: a review for the Iberian Peninsula. **Limnetica**, v. 36, n. 2, p. 525–541, 2017.

CATFORD, J. A. et al. Flow regulation reduces native plant cover and facilitates exotic invasion in riparian wetlands. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 2, p. 432–442, 2011.

CHAPIN, F. S. et al. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 234–242, 2000.

CHARLES, H.; DUKES, J. S. Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services. In: W., N. (Ed.). **Biological Invasions. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2008. v. 193.

COVICH, A. P. et al. The Role of Biodiversity in the Functioning of Freshwater and Marine Benthic Ecosystems. **BioScience**, v. 54, n. 8, p. 767–775, 2004.

DAVIS, E. S. et al. Contrasting impacts of highly invasive plant species on flower-visiting insect communities. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 8, p. 2069–2085, 2018.

DE AZEVEDO, C. S.; CIPRESTE, C. F.; YOUNG, R. J. Environmental enrichment: A GAP analysis. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 102, n. 3–4, p. 329–343, 2007.

DEFERRARI, C. M.; NAIMAN, R. J. A multi-scale assessment of the occurrence of exotic plants on the Olympic Peninsula, Washington. **Journal of Vegetation Science**, v. 5, n. 2, p. 247–258, 1994.

DRUMMOND, J. A. **Devastação e preservação ambiental: os parques do estado do Rio de Janeiro**. Niterói, RJ: Niterói: EDUFF, 1997.

EHRENFELD, J. G. Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. **Ecosystems**, v. 6, n. 6, p. 503–523, 2003.

EHRENFELD, J. G.; SCOTT, N. **Invasive Species and the Soil: Effects on Organisms and Ecosystem Processes**. Ecological Society of America, 2001.

ERVIN, J. Protected Area Assessments in Perspective. **BioScience**, v. 53, n. 9, p. 819–822, 2003.

ESLER, K. J. et al. How wide is the “knowing-doing” gap in invasion biology? **Biological Invasions**, v. 12, p. 4065–4075, 2010.

EWEL, K. C. et al. Managing critical transition zones. **Ecosystems**, v. 4, n. 5, p. 452–460, 2001.

FERREIRA, V. et al. A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. **Forest Ecology and Management**, v. 364, p. 27–38, 2016.

FOXCROFT, L. C. et al. Biological invasions in South African National Parks. **Bothalia - African Biodiversity & Conservation**, v. 47, n. 2, p. 1–12, 2017.

FRANCO, J. L. DE A. O conceito de biodiversidade e a história da biologia da conservação: da preservação da wilderness à conservação da biodiversidade. **História (São Paulo)**, v. 32, n. 2, p. 21–48, 2013.

GAERTNER, M. et al. Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. **Progress in Physical Geography**, v. 33, n. 3, p. 319–338, 2009.

GAERTNER, M. et al. Insights into invasion and restoration ecology: Time to collaborate towards a holistic approach to tackle biological invasions. **NeoBiota**, v. 12, p. 57–76, 2012.

GARFIELD, E. **KeyWords plus: ISI's breakthrough retrieval method. Part 1.**



**Expanding your searching power on current contents on diskette. Current Contents.**

Disponível em: <<http://garfield.library.upenn.edu/essays/v13p295y1990.pdf>>.

GILLER, P. S. et al. Biodiversity effects on ecosystem functioning: emerging issues and their experimental test in aquatic environments. **Oikos**, v. 104, n. 3, p. 423–436, 2004.

GORDON, D. R. Effects of invasive, non-indigenous plant species on ecosystem processes: Lessons from Florida. **Ecological Applications**, v. 8, n. 4, p. 975–989, 1998.

GUAN, Y.; KANG, R.; LIU, J. Evolution of the field of ecological restoration over the last three decades: a bibliometric analysis. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 3, p. 647–660, 2018.

HANCOCK, C. N.; LADD, P. G.; FROEND, R. H. Biodiversity and management of riparian vegetation in western Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 85, n. 1–3, p. 239–250, 1996.

HEJDA, M.; PYŠEK, P. What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? **Biological Conservation**, v. 132, n. 2, p. 143–152, 2006.

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.

HOCKINGS, M. et al. **Evaluating effectiveness: a framework for assessing management effectiveness of protected areas**. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK ©, 2006.

HODGE, A.; ROBINSON, D.; FITTER, A. Are microorganisms more effective than plants at competing for nitrogen? **Trends in Plant Science**, v. 5, n. 7, p. 304–308, 2000.

HULME, P. E.; BREMNER, E. T. Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 1, p. 43–50, 2006.

JOHANSSON, M. E.; NILSSON, C.; NILSSON, E. Do rivers function as corridors for plant dispersal? **Journal of Vegetation Science**, v. 7, n. 4, p. 593–598, 1996.

LIU, X.; ZHANG, L.; HONG, S. Global biodiversity research during 1900-2009: a bibliometric analysis. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 4, p. 807–826, 2011.

LOVETT, G. M. et al. Forest ecosystem responses to exotic pests and pathogens in Eastern North America. **BioScience**, v. 56, n. 5, p. 395–405, 2006.

MANCHESTER, S. J.; BULLOCK, J. M. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. **Journal of Applied Ecology**, v. 37, p. 845–864, 2000.

MANCI, K. M. **Riparian ecosystem creation and restoration: a literature summary**. US Dept. of the Interior, Fish and Wildlife Service, Research and Development, 1989.

MEDINA-VILLAR, S. et al. Impacts of the alien trees *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle and *Robinia pseudoacacia* L. on soil nutrients and microbial communities. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 96, p. 65–73, 2016.

MINORE, D.; WEATHERLY, H. G. Riparian trees, shrubs, and forest regeneration in the coastal mountains of Oregon. **New Forests**, v. 8, n. 3, p. 249–263, 1994.

MORRONE, J. J.; GUERRERO, J. C. General trends in biogeographic literature. v. 52, n. 4, p. 493–499, 2008.

NAIMAN, R. J.; BILBY, R. E.; BISSON, P. A. Riparian Ecology and Management in the Pacific Coastal Rain Forest. **BioScience**, v. 50, n. 11, p. 996–1011, 2006.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The ecology of the interface: riparian zones. **Annual Review in Ecology, Evolution and Systematics**, v. 28, p. 621–658, 1997.

NEFF, M. W.; CORLEY, E. A. 35 years and 160,000 articles: A bibliometric exploration of the evolution of ecology. **Scientometrics**, v. 80, n. 3, p. 657–682, 2009.

PAUNA, V. H. et al. The scientific research on ecosystem services: A bibliometric analysis. **Ecological Questions**, v. 29, n. 3, p. 53–62, 2018.

PLANTY-TABACCHI, A. M. et al. Invasibility of species-rich communities in riparian zones. **Conservation Biology**, v. 10, n. 2, p. 598–607, 1996.

PYŠEK, P. et al. A global assessment of invasive plant impacts on resident species,

communities and ecosystems: The interaction of impact measures, invading species' traits and environment. **Global Change Biology**, v. 18, n. 5, p. 1725–1737, 2012.

PYŠEK, P.; PRACH, K. Plant invasions and the role of riparian habitats: A comparison of four species alien to Central Europe. **Journal of Biogeography**, v. 20, n. 4, p. 413–420, 1993.

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

RAVICHANDRAN, P. Bibliometric Analysis on Publication Trends in the Biodiversity Research: A study. **Journal of Advances in Library and Information Science**, v. 1, n. 2, p. 94–99, 2012.

REINHART, K. O.; VANDEVOORT, R. Effect of native and exotic leaf litter on macroinvertebrate communities and decomposition in a western Montana stream. **Diversity and Distributions**, v. 12, n. 6, p. 776–781, 2006.

REJMANEK, M. et al. Ecology of invasive plants: state of the art. In: **Invasive Alien Species: a New Synthesis**. p. 104.

RICHARDSON, D. M. et al. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. **Diversity and Distributions**, v. 13, p. 126–139, 2007.

ROMANELLI, J. P. et al. Assessing ecological restoration as a research topic using bibliometric indicators. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 311–320, 2018.

ROURA-PASCUAL, N. et al. Ecology and management of alien plant invasions in South African fynbos: Accommodating key complexities in objective decision making. **Biological Conservation**, v. 142, n. 8, p. 1595–1604, 2009.

SEDELL, J. R. et al. Restoration of human impacted land-water ecotones. In: HOLLAND M.M., RISSER P.G., N. R. J. (Ed.). **Ecotones**. Springer, Boston, MA, 1991. p. 110–129.

SHACKLETON, R. T. et al. The impact of invasive alien *Prosopis* species ( mesquite ) on native plants in different environments in South Africa. **South African Journal of Botany**, v. 97, p. 25–31, 2015.

SIMBERLOFF, D. et al. Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, n. 1, p. 58–66, 2013.

SONG, Y.; ZHAO, T. A bibliometric analysis of global forest ecology research during 2002-2011. **SpringerPlus**, v. 2, n. 1, p. 1–9, 2013.

STOHLGREN, T. J. et al. Riparian zones as havens for exotic plant species in the central grasslands. **Plant Ecology**, v. 138, p. 113–125, 1998.

STROMBERG, J. C. et al. Altered stream-flow regimes and invasive plant species: The Tamarix case. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 3, p. 381–393, 2007.

SWAN, C. M.; HEALEY, B.; RICHARDSON, D. C. The role of native riparian tree species in decomposition of invasive tree of heaven (*Ailanthus altissima*) leaf litter in an urban stream. **Ecoscience**, v. 15, n. 1, p. 27–35, 2008.

TERERAI, F. et al. Eucalyptus invasions in riparian forests: Effects on native vegetation community diversity, stand structure and composition. **Forest Ecology and Management**, v. 297, p. 84–93, 2013.

TICKNER, D. P. et al. Riparian plant invasions: hydrogeomorphological control and ecological impacts. **Progress in Physical Geography**, v. 25, n. 1, p. 22–52, 2001.

TILMAN, D. et al. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277, p. 1300–1302, 1997.

VAN BREEMEN, N.; FINZI, A. C. Plant-soil interactions: ecological aspects and evolutionary implications. **Biogeochemistry**, v. 42, n. 1–2, p. 1–19, 1998.

WANG, H. et al. A historical review and bibliometric analysis of GPS research from 1991-2010. **Scientometrics**, v. 95, n. 1, p. 35–44, 2013.

WARDLE, D. A. et al. Interference effects of the invasive plant *Carduus nutans* L. against the nitrogen fixation ability of *Trifolium repens* L. **Plant and Soil**, v. 163, n. 2, p. 287–297, 1994.

WESTOVER, K. M.; KENNEDY, A. C.; KELLEY, S. E. Patterns of Rhizosphere Microbial Community Structure Associated with Co-Occurring Plant Species. **The**

**Journal of Ecology**, v. 85, n. 6, p. 863–873, 1997.

ZAK, D. R. et al. Soil Nitrogen Cycling under Elevated CO<sub>2</sub> : A Synthesis of Forest Face Experiments. **Ecological Applications**, v. 13, n. 6, p. 1508–1514, 2003.

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

ZHANG, X. et al. Bibliometric analysis of highly cited articles on ecosystem services. **PLoS ONE**, v. 14, n. 2, p. 1–16, 2019.

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

## 7. CAPÍTULO 2

### **A ciclagem de nutrientes em ambientes ripários invadidos por *Hedychium coronarium* é mediado pelas propriedades do solo?**

#### **Resumo**

As invasões de plantas podem alterar processos ecossistêmicos, afetando assim a qualidade e quantidade de entrada de matéria orgânica e nutrientes, consequentemente afetando a decomposição. No entanto, o impacto dessas invasões nos processos de feedback entre planta e solo dependem, principalmente, das características da espécie invasora e também do ambiente invadido. Para entender como *Hedychium coronarium* afeta a ciclagem de nutrientes em ambientes invadidos comparamos a dinâmica de N, P, K, Ca, Mg e S da serapilheira e também do solo de ambientes invadidos e não invadidos em duas áreas ripárias distintas. Para isso, nós alocamos unidades amostrais perpendiculares ao corpo d'água tanto no ambiente invadido quanto no não invadido, e em cada unidade colocamos dois coletores de serapilheira. Mensalmente, todo o material era coletado de cada coletor e levado para laboratório, e seco em estufa até peso constante. O conteúdo da serapilheira total e separado por frações (miscelânea, folhas inteiras, folhas predadas, folhas em decomposição, galhos, partes reprodutivas; e para as áreas invadidas, também separamos *H. coronarium*) de cada mês era pesado para avaliar a produção de serapilheira e nutrientes durante o ano. Para quantificar os nutrientes do solo coletamos aleatoriamente três amostras de solo em cada unidade amostral em duas profundidades diferentes (0-5 cm e 5-10 cm). Análise de componentes principais (PCA) foram realizados para comparar os nutrientes da serapilheira e os nutrientes do solo em cada local do estudo. A produção de serapilheira não difere entre ambientes invadidos e não invadidos; além disso, essa produção, tanto de espécies vegetais quanto de *H. coronarium* não é uniforme ao longo do ano, e há um aumento na sua produção durante a estação seca. Houve um aumento dos teores de nitrogênio no solo no ambiente invadido no Córrego do cortado, o que pode ser consequência da invasão já que no ambiente não invadido não evidenciamos esse aumento. No entanto na represa do Fazari, não encontramos nenhuma relação entre o nitrogênio e os pontos muito ou pouco invadidos pela espécie; o alto teor de N no ambiente invadido pode ser consequência do tipo de textura do solo dessa área

que é mais argiloso. Nossos resultados sugerem que o impacto da invasão de *H. coronarium* depende do contexto ecológico do ambiente e das propriedades do solo. Nesse caso, não é aconselhável criar padrões que reflitam efeitos específicos dessa espécie; é preciso considerar a espécie em cada contexto e ambiente de invasão.

Palavras-chave: ciclagem de nutrientes, invasão biológica, propriedades do solo, serviços ecossistêmicos.

## **Introdução**

A decomposição de detritos vegetais desempenha um papel importante na manutenção da fertilidade e na produtividade de ecossistemas florestais (CUFFNEY, 1988; VITOUSEK; SANFORD, 1986). Essa decomposição é influenciada por condições climáticas, pela diversidade de espécies, qualidade e quantidade da serapilheira e propriedades do solo (CORNWELL et al., 2008; GARTNER; CARDON, 2004; HÄTTENSCHWILER; JØRGENSEN, 2010; LEROY et al., 2007; MOORE et al., 2010; SARIYILDIZ; ANDERSON, 2005). A decomposição a partir da deposição de serapilheira é o principal caminho de transferência de matéria orgânica e nutrientes dos vegetais para o solo (SPAIN, 1984). Esta transferência ocorre a partir da ciclagem de nutrientes, e assim, ela pode ser analisada quantificando os nutrientes armazenados na serapilheira (POGGIANI; SCHUMACHER, 2000), e também em outros compartimentos do ecossistema, como nas rochas, na atmosfera, no solo e também nos organismos vivos (BORMANN; LIKENS, 1970).

Como a decomposição é influenciada pela diversidade de espécies, mudanças nessa composição pode afetar diretamente nesse processo ecossistêmico. Nesse sentido, as invasões biológicas são consideradas como um elemento de mudança global (DAILY; MATSON; VITOUSEK, 1997; MACK; D'ANTONIO; LEY, 2001). A via mais direta pela qual as invasões podem alterar processos ecossistêmicos é através da substituição de espécies nativas por espécies exóticas, afetando assim a qualidade e quantidade de entrada de detritos, conseqüentemente afetando a decomposição e a ciclagem de nutrientes (REINHART; VANDEVOORT, 2006; SWAN; HEALEY; RICHARDSON, 2008).

A invasão de plantas pode alterar vários componentes dos ciclos dos nutrientes (LIAO et al., 2007). Entre essas alterações, as mais documentadas são: aumento da produção primária em ecossistemas invadidos (LETT et al., 2004; WILSEY; POLLEY, 2006); taxas de decomposição mais altas comparadas às espécies nativas (ALLISON; VITOUSEK, 2004; ROTHSTEIN; VITOUSEK; SIMMONS, 2004); maior produção de serapilheira (ALLISON; VITOUSEK, 2004); maiores estoques de carbono e nitrogênio (HIBBARD et al., 2011) nos ambiente após a invasão, além de maiores taxas de nitrificação e mineralização (EHRENFELD; KOURTEV; HUANG, 2001). No entanto, outros estudos mostraram que a invasão de plantas também pode ter efeitos negativos (JACKSON et al., 2002; WINDHAM; EHRENFELD, 2003).

A alta variabilidade de respostas que as invasões de plantas podem causar nos ecossistemas podem ser devido às diferenças na forma de vida das espécies invasoras



(LIAO et al., 2007). Além disso, essa alta variabilidade pode vir dos diferentes tipos de ecossistemas que são invadidos, como florestas, pastagens, ambientes ripários, entre outros (NORRIS; BLAIR; JOHNSON, 2001; WINDHAM; WEIS; WEIS, 2004). Portanto, é muito difícil generalizar os efeitos da invasão de plantas na ciclagem de nutrientes, já que há uma dependência das espécies invasoras e dos ecossistemas invadidos; é preciso verificar caso a caso, e assim aumentar o conhecimento sobre uma ampla gama de ambientes e espécies.

Diante do exposto, nós hipotizamos que as características fisiológicas do *Hedychium coronarium*, como: maior área foliar, maiores taxas fotossintéticas e de crescimento e os menores custos de construção foliar, afetariam a química de sua serapilheira e levaria às diferenças na ciclagem de nutrientes em ambientes invadidos. Para testar essa previsão, comparamos a dinâmica de N, P, K, Ca, Mg e S da serapilheira e também do solo de ambientes invadidos e não invadidos em duas áreas ripárias distintas. Ao longo do estudo descobrimos que em uma das áreas havia uma diferença na textura entre o ambiente invadido e não invadido; por isso, para este local, também examinamos o efeito da textura do solo na dinâmica desses nutrientes.

## **Material e métodos**

### *Áreas de estudo*

O trabalho de campo foi realizado em duas áreas ripárias: (1) a represa do Fazari e (2) Córrego do cortado. Em cada área escolhemos ambientes invadidos e não invadidos por *H. coronarium*. A represa do Fazari está localizada na Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, Brasil (21 ° 58 'S e 47 ° 53' W), imersa em um fragmento de Cerrado, a 500 m de sua nascente em uma área de proteção permanente de 1,30 há (TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1998). O represamento fez com que parte da mata ciliar fosse submersa (TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1998). Além disso, em toda a sua extensão, a barragem tem afloramentos de águas subterrâneas (FUSARI, 2006). O clima da região é quente e temperado e classificado como Cwa. Em São Carlos, o clima é quente e temperado e classificado como uma transição entre Cwa e Aw (TOLENTINO, 1967). Existe uma pluviosidade significativa ao longo do ano, porém o verão é mais chuvoso que o inverno. A pluviosidade média anual é 1.440 mm (INMET, 2018). A cidade apresenta altitudes que variam de 520 a 1.000 m.

A outra área de estudo, Córrego do cortado, está localizada na Estação Ecológica e Experimental de Mogi Guaçu, no distrito de Martinho Prado Jr - São Paulo, Brasil (22°18'S e 47°11'W). A vegetação local é representada por um mosaico de Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e mata ciliar, com presença de solos de várzea hidromórfica. Tem um clima quente e temperado com verão chuvoso e inverno mais seco. Segundo Köppen e Geiger o clima é classificado como Cwa (INSTITUTO FLORESTAL, 2017). A média anual de pluviosidade é de 1.305 mm. Relevo de morros e planícies aluviais, com altitudes entre 560 e 700 m (INSTITUTO FLORESTAL, 2017).

### *Desenho experimental*

Nos dois locais de estudo foram alocadas oito unidades amostrais (transectos) perpendiculares ao corpo d'água (quatro no ambiente invadido por *H. coronarium* e mais quatro no ambiente não invadido). Em cada unidade de amostragem colocamos dois coletores de serapilheira distantes um do outro em 5 m (Figura 1). No Córrego do Cortado a distância entre as unidades amostrais era de pelo menos 50 m, e na represa do Fazari essa distância era de 10 m. A diferença entre as distâncias é devida à área total de invasão por *H. coronarium* que nem sempre eram contínuas. Os coletores foram alocados em locais com a mesma porcentagem de cobertura de dossel de mata (> 70%), eliminando assim questões relacionadas à variação natural no dossel que influencia diretamente no decaimento da serapilheira.

Os coletores foram alocados para interceptar o material produzido pela vegetação. As dimensões do coletor eram de 1 × 1 m<sup>2</sup>, com a base sempre a 0,5 m acima do solo. O material produzido pela vegetação foi coletado mensalmente para avaliar a produção de serapilheira e nutrientes durante um ano (novembro de 2017 a outubro de 2018).



**Figura 1.** Vista geral dos coletores instalados em campo. A) no ambiente não invadido; B) no ambiente invadido.

Posteriormente, as amostras de serapilheira que eram coletadas em cada coletor foram secas em estufa a 60 ° C até atingir um peso constante. Mensalmente, pesamos e separamos o conteúdo das serapilheiras nas seguintes frações: (i) miscelânea, (ii) folhas inteiras, (iii) folhas predadas, (iv) folhas em decomposição, (v) galhos, (vi) partes reprodutivas; e para as áreas invadidas, além dessas classes, também separamos o (vii) *H. coronarium* quando presente nos coletores; para assim avaliarmos a proporção de cada classe na produção total de serapilheira.

Como em cada unidade de amostragem tivemos duas repetições (dois coletores), homogeneizamos as amostras de vegetação da serapilheira para obter uma única amostra total. As amostras homogeneizadas foram enviadas para o Departamento de Ciência do Solo - ESALQ - USP Piracicaba - São Paulo, Brasil, para quantificação de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S).

Para quantificar os nutrientes do solo (N, P, K, Ca e Mg) coletamos aleatoriamente três amostras de solo (ponto 1, ponto 2 e ponto 3) em cada unidade amostral de cada ambiente (invadido e não invadido). Estas amostras foram coletadas em duas profundidades diferentes (0-5 cm e 5-10 cm). As amostras de solo também foram homogeneizadas para obter uma amostra única de cada unidade em cada profundidade diferente. As amostras de solo também foram analisadas no Departamento de Ciência do Solo - ESALQ - USP Piracicaba - Brasil.

### *Análise de dados*

A serapilheira total, a serapilheira por classes e a serapilheira de *H. coronarium* em ambientes invadidos e não invadidos foram comparadas pelo Teste t (para dados paramétricos) e Mann Whitney (para dados não paramétricos).

Análise de componentes principais (PCA) foram realizados para os nutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) da serapilheira e os nutrientes do solo (N, P, K, Ca e Mg) em cada local do estudo. No Córrego do cortado, a PCA foi feita comparando o tratamento (ambientes invadidos e não invadidos), o mês e a estação (chuvosa e seca) e os nutrientes tanto para serapilheira quanto para o solo.

Já para a represa do Fazari, como as texturas dos ambientes invadidos e não invadidos são diferentes, fizemos uma análise separada por ambientes. No ambiente não invadido comparamos o mês e a estação (chuvosa e seca) e os nutrientes tanto para serapilheira quanto para o solo. E para ambiente invadido, para tentar entender se a espécie invasora tinha alguma influência nos nutrientes separamos os pontos amostrais entre muito (cobertura de *H. coronarium* > 60%) e pouco (cobertura < 40%) invadidos. Na PCA comparamos o tratamento (ponto muito e pouco invadidos), o mês e a estação (chuvosa e seca) e os nutrientes de serapilheira e solo.

### **Resultados**

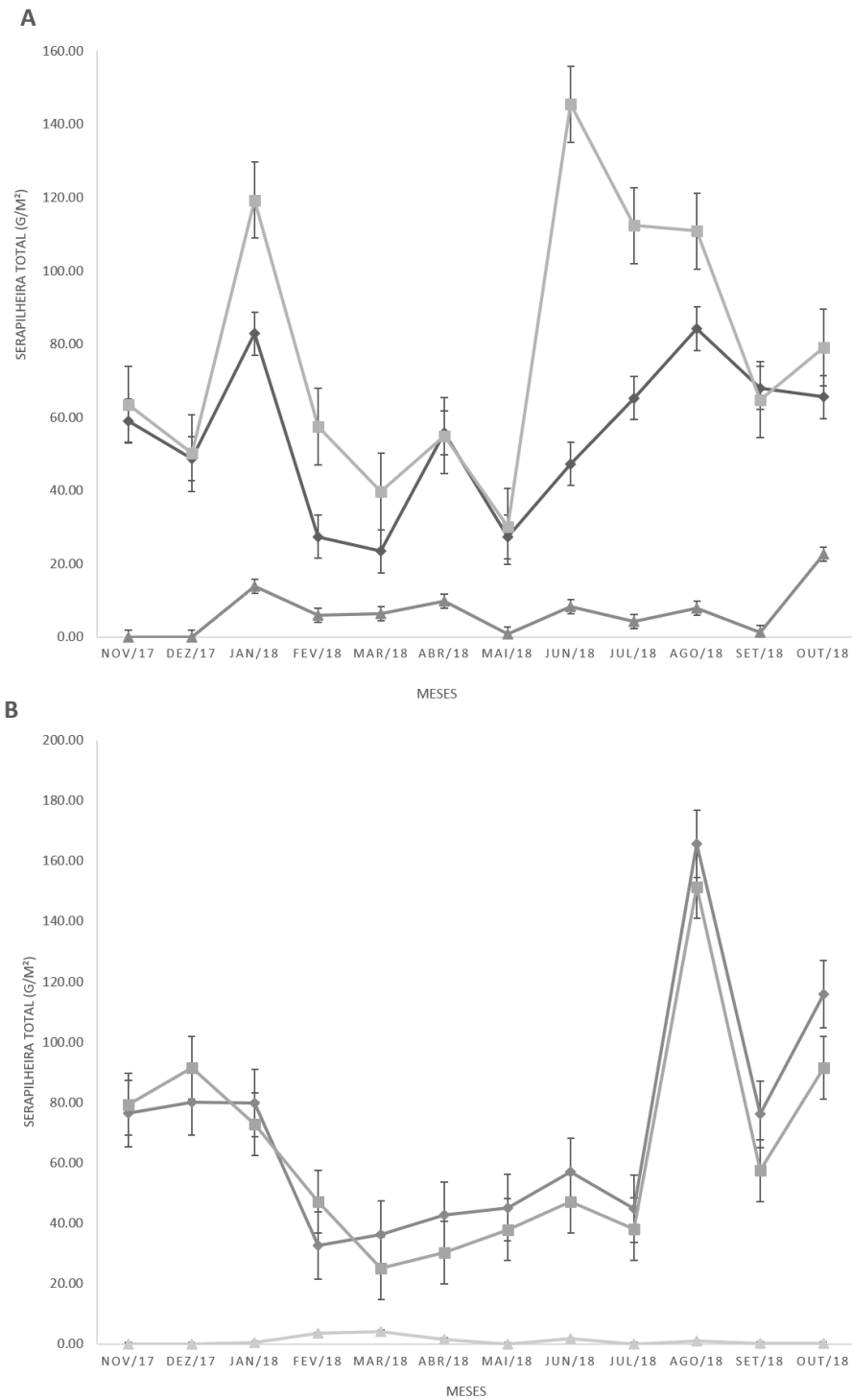
O solo na Represa do Fazari apresenta um pH ácido que varia de 3,6 (ambiente não invadido) e 4,1 (invadido) e apresenta um maior teor de nitrogênio no solo do ambiente invadido (Apêndice 1). Este local apresenta também uma textura franco siltosa (*silt loam*) no ambiente não invadido (18,7 % de areia, 69,2% de silte e 12,1 de argila) e argila-arenosa (*sandy clay*) no invadido (49,5% de areia, 15,5% de silte e 35,1 de argila). Já o solo do Córrego do Cortado apresenta um pH ácido de 3,7 e o teor nutricional do solo parece igual também em ambos os ambientes (Apêndice 2). No Córrego do Cortado encontramos uma textura franco argilo arenosa (*sandy clay loam*) tanto no ambiente não invadido (70,1% de areia, 6,8% de silte e 23,1% de argila) quanto no invadido (65,6% de areia, 12% de silte e 22,4% de argila)

A produção de serapilheira total nos ambientes invadidos (AI) e não invadidos (ANI) não tiveram diferenças significativas tanto na represa do Fazari ( $t = -1,8968$ ,  $p = 0,07454$ ) quanto no Córrego do cortado ( $W = 79$ ,  $p = 0,7125$ ). A dinâmica da serapilheira da vegetação é semelhante em AI e ANI nos dois locais de estudo (Figura 2). Mas, no Córrego do Cortado, encontramos uma quantidade menor de serapilheira de vegetação de

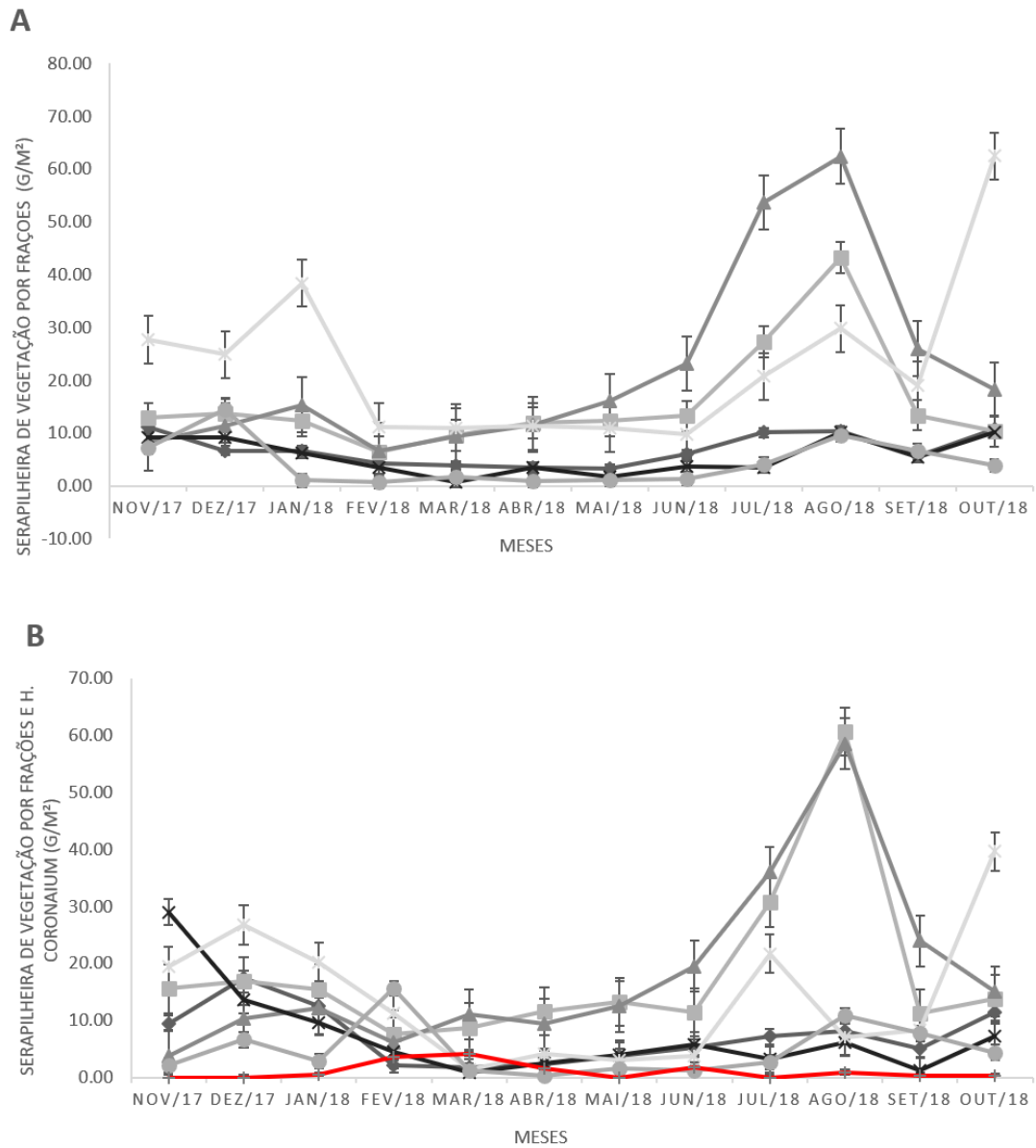
fevereiro até julho; e na represa do Fazari uma menor quantidade é produzida em fevereiro, março e maio (Figura 2). Para ambos os locais tivemos uma menor produção de serapilheira de *H. coronarium* durante todo o ano (Figura 2).

A produção de serapilheira por frações (miscelânea, folhas inteiras, folhas predadas, folhas em decomposição, galhos, partes reprodutivas; e para os ambientes invadidos, o *H. coronarium*) foram semelhantes entre as AI e ANI no Córrego do cortado (Tabela 1). No entanto, encontramos uma menor quantidade de serapilheira de *H. coronarium* durante todo o ano (Figura 3).

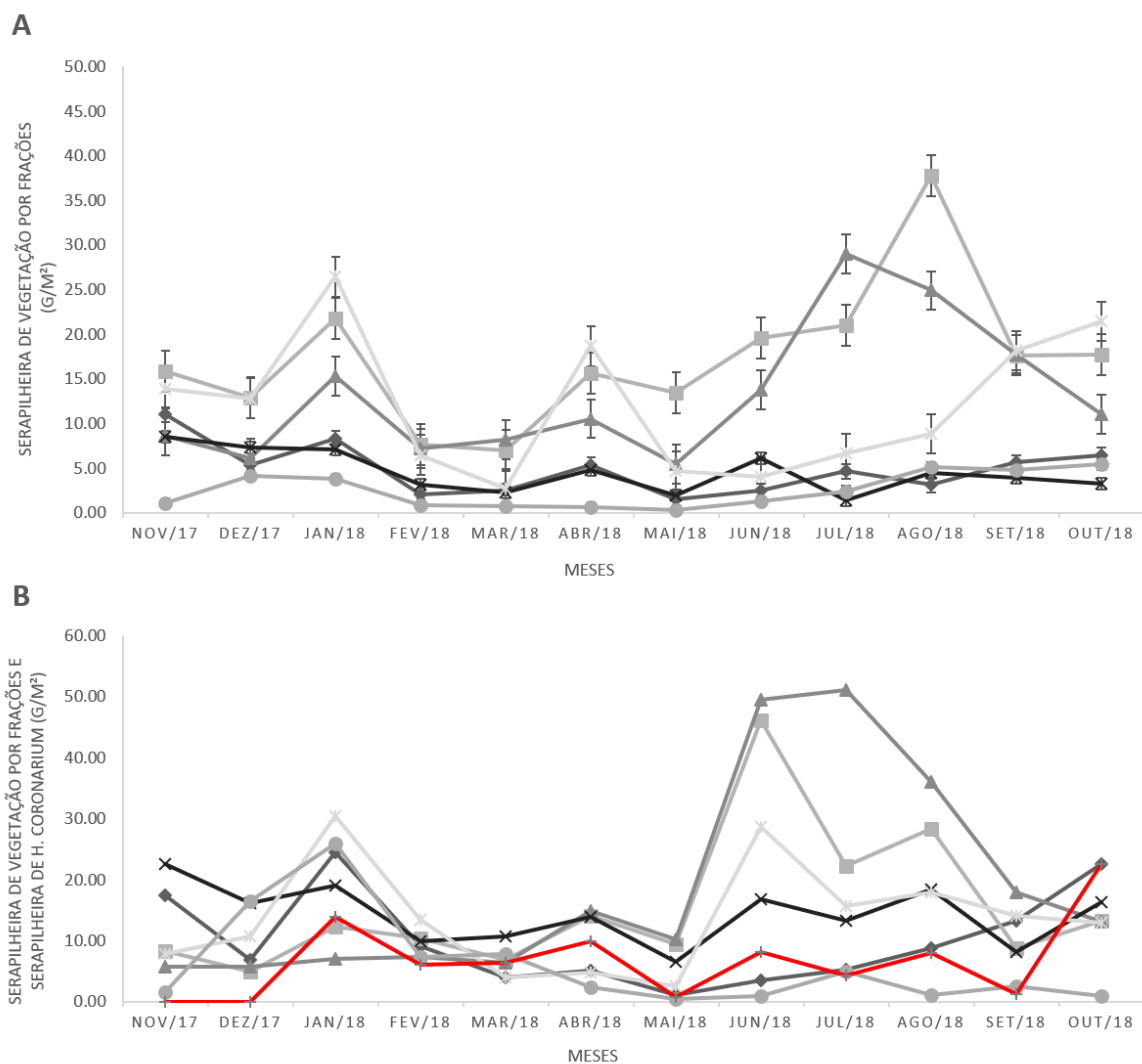
Na represa do Fazari encontramos diferenças significativas, entre os ambientes, nas frações de miscelânea e nas folhas em decomposição (Tabela 1). Mas, a dinâmica da serapilheira de *H. coronarium* é semelhante a dinâmica da serapilheira da vegetação; e, em alguns meses do ano, é ainda maior que algumas classes, como: miscelânea, folhas predadas, galhos e partes reprodutivas (Figura 4).



**Figura 2.** Serapilheira de vegetação e serapilheira de *H. coronarium* em ambientes invadidos (AI) e não invadidos (ANI) localizadas no A) Represa do Fazari localizada no município de São Carlos (SP) e B) Córrego do Cortado, no município de Mogi-Guaçu (SP). Pontos\* indicam médias e barras verticais representam erros padrão. \* —◆— Serapilheira de vegetação (ANI). —■— Serapilheira de vegetação (AI). —▲— Serapilheira de *H. coronarium*.



**Figura 3.** Quantidade de serapilheira da vegetação separada por frações e serapilheira de *H. coronarium* em ambientes não invadidos (A) e invadidos (B) no Córrego do Cortado, no município de Mogi-Guaçu (SP). Pontos\* indicam médias e barras verticais representam erros padrão. \* —◆— Miscelânea; —■— Folhas inteiras; —▲— Folhas predadas; —×— Folhas em decomposição; —\*— Galhos; —●— Partes Reprodutivas; e —+— *H. coronarium*.



**Figura 4.** Quantidade de serapilheira da vegetação separada por frações e serapilheira de *H. coronarium* em ambientes não invadidos (A) e invadidos (B) na Represa do Fazari localizada no município de São Carlos (SP). Pontos\* indicam médias e barras verticais representam erros padrão. \* —●— Miscelânea; —■— Folhas inteiras; —▲— Folhas predadas; —×— Folhas em decomposição; —\*— Galhos; —●— Partes Reprodutivas; e —■— *H. coronarium*.



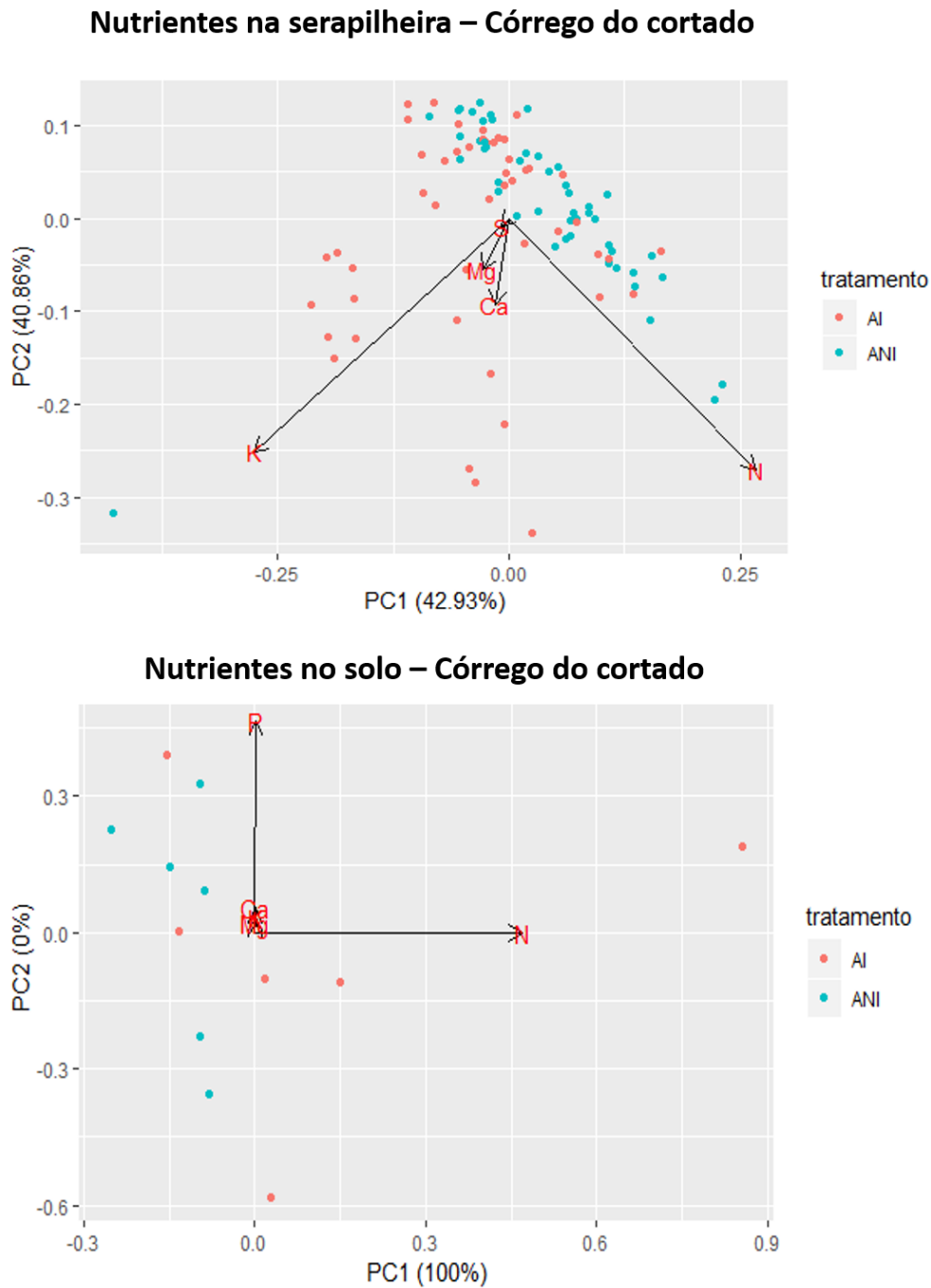
Tabela 1. Massa seca da serapilheira de vegetação total, serapilheira de *H. coronarium* e serapilheira por classes de frações (FI: folhas inteiras; FP: folhas predadas; FD: folhas decompostas; G: galhos e PR: partes reprodutivas) em ambientes não invadidos (ANI) e invadidos (AI) na Represa do

\* diferença significativa entre ambiente invadido e não invadido.

Local		Serapilheira			Serapilheira por frações				
		Total (g/m <sup>2</sup> /ano)	<i>H. coronarium</i> (g/m <sup>2</sup> /ano)	Miscelânea (g/m <sup>2</sup> /ano)	FI (g/m <sup>2</sup> /ano)	FP (g/m <sup>2</sup> /ano)	FD (g/m <sup>2</sup> /ano)	G (g/m <sup>2</sup> /ano)	PR (g/m <sup>2</sup> /ano)
Represa do Fazari	ANI	654,92 ± 20,56	-	58,61 ± 2,83	208,17 ± 7,95	158,06 ± 7,49	54,44 ± 2,29	144,83 ± 7,74	30,69 ± 1,96
	AI	928,13 ± 36,14	81,4 ± 6,60	121,36 ± 7,67	185,15 ± 11,70	225,06 ± 17,00	171,68 ± 4,81	163,05 ± 8,90	72,46 ± 7,77
	p	0,07454		0,04384 *	0,2415	0,8874	< 0,001 *	0,6599	0,3186
Córrego cortado	ANI	852,74 ± 38,40	-	82,21 ± 3,01	186,55 ± 10,02	261,97 ± 17,98	66,75 ± 3,42	277,05 ± 15,46	52,84 ± 4,31
	AI	769,74 ± 35,79	12,97 ± 1,43	86,42 ± 4,80	216,90 ± 14,65	218,51 ± 15,38	87,24 ± 7,74	166,78 ± 11,74	57,26 ± 4,64
	p	0,7125		0,8338	0,6297	0,5512	0,8852	0,08873	0,6707

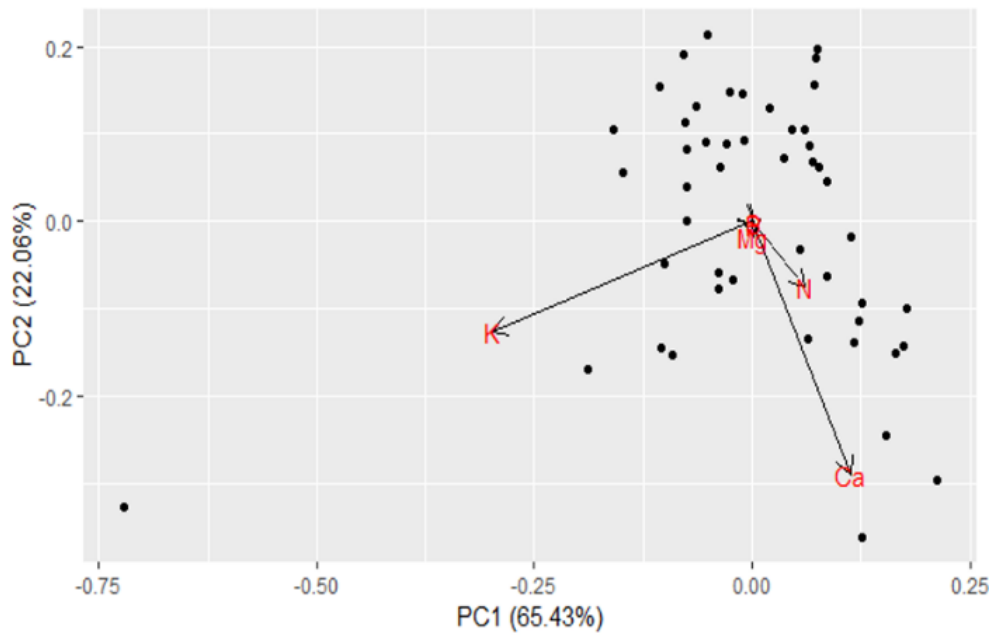
Os resultados da análise de componentes principais (PCA) indicaram que o primeiro eixo (PCA 1) explicou 42,93% e o segundo eixo (PCA 2) explicou 40,86%, para um total de 83,79% da variabilidade dos dados de nutrientes na serapilheira no Córrego do Cortado (Figura 5). Enquanto que para os dados de nutrientes no solo o eixo principal (PCA 1) explicou 100% dos dados (Figura 5). Esta análise evidenciou a formação de dois grupos bem distintos, representados pelos pontos de coleta nos ANI e AI para os nutrientes na serapilheira. Os nutrientes tiveram uma maior relação com os pontos do AI, porém N e K mostraram uma relação maior e oposta (Figura 5). Já para os dados de nutrientes no solo apenas N teve um aumento em alguns pontos nos AI (Figura 5).

Já na represa do Fazari não comparamos entre ambientes. Separadamente fizemos uma PCA para o ANI. E para AI, comparamos entre muito (cobertura de *H. coronarium* > 60%) e pouco (cobertura < 60%) invadidos. Para os nutrientes na serapilheira do ambiente não invadido (ANI) o eixo (PCA1) explicou 65,43% e o segundo eixo (PCA2) explicou 22,06% de um total de 87,49% da variabilidade dos dados; e os nutrientes no solo foram explicados 100% pelo eixo 1 (PCA1) (Figura 6). Na ANI tivemos uma relação oposta entre Ca e N com K na serapilheira (Figura 6A). Para o ambiente invadido (AI), os nutrientes na serapilheira tiveram uma explicação total na variabilidade dos dados de 89,27 %, sendo que 75,46% eram explicados pelo eixo 1 e 13,81% pelo eixo 2; novamente para os nutrientes no solo o eixo 1 explicou 100% da variabilidade dos dados (Figura 6B1-2). Também encontramos uma relação oposta entre Ca e N com K na serapilheira para o AI (Figura 6B1). No entanto para os nutrientes do solo, tanto para a ANI quanto para a AI, o nitrogênio não está muito relacionado com nenhum dos pontos, mas no geral, há uma diminuição na ANI e um aumento na AI (Figura 6 - A2 e B2).

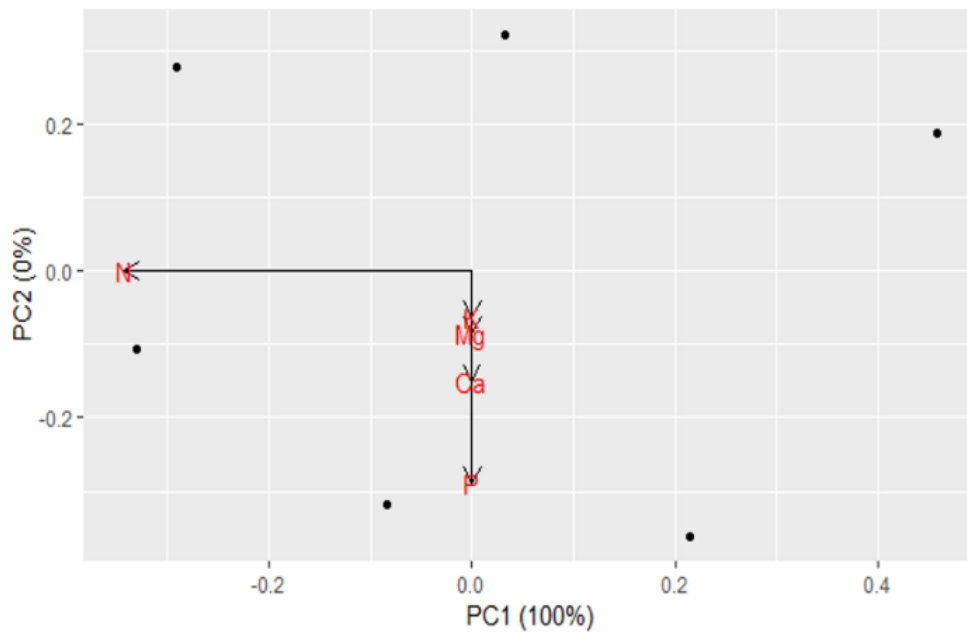


**Figura 5.** Dispersão de escores da Análise de Componentes Principais (PCA), tanto para os nutrientes na serapilheira quanto para os nutrientes no solo, das variáveis consideradas, ambas representadas nos dois primeiros eixos para o Córrego do cortado. N: nitrogênio total, Ca: cálcio, Mg: magnésio, S: enxofre, P: fósforo, K: potássio.

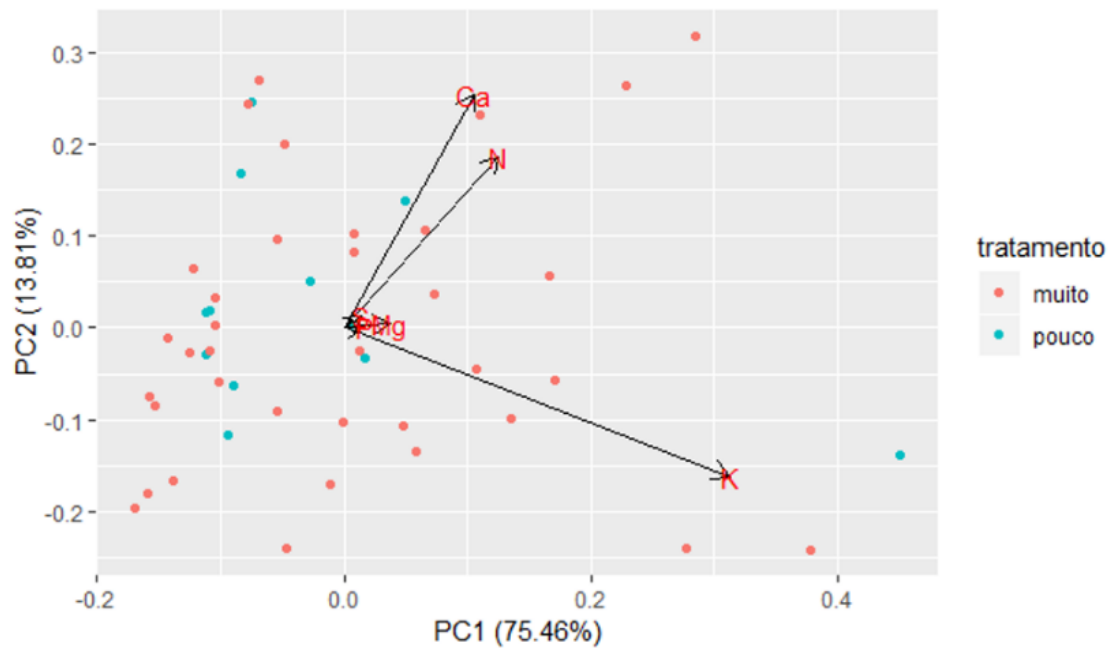
### A.1) Nutrientes na serapilheira – Fazari - ANI



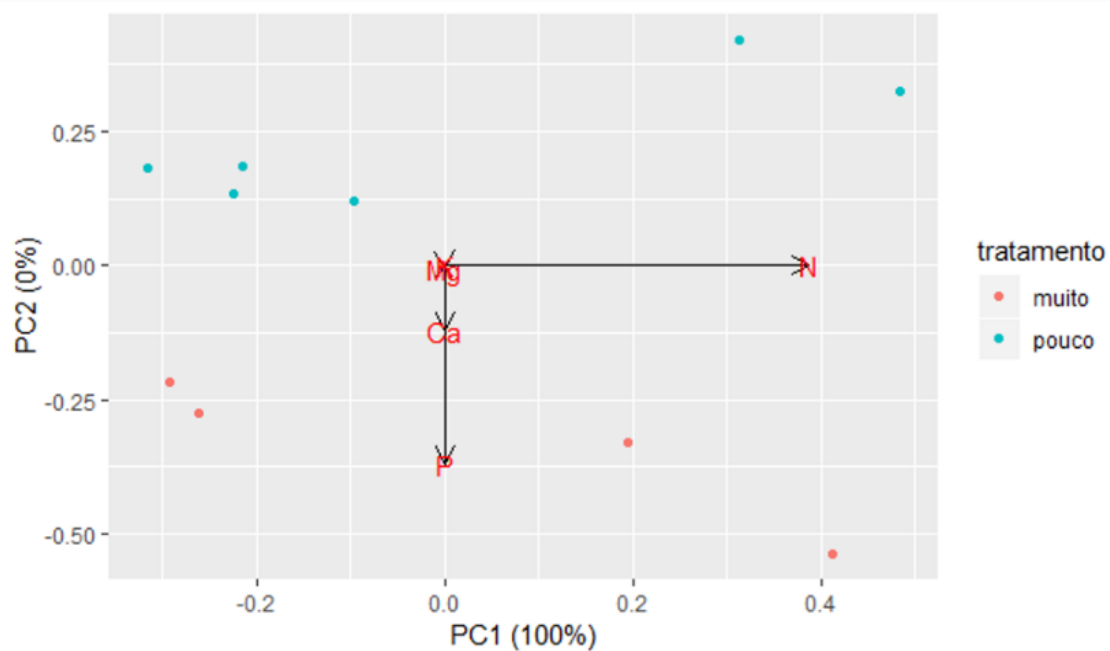
### A.2) Nutrientes no solo – Fazari - ANI



### B.1) Nutrientes na serapilheira – Fazari - AI



### B.2) Nutrientes no solo – Fazari - AI



**Figura 6.** Dispersão de escores da Análise de Componentes Principais (PCA), tanto para os nutrientes na serapilheira quanto para os nutrientes no solo, das variáveis consideradas, ambas representadas nos dois primeiros eixos para a represa do Fazari. Como as texturas do solo nesse local são diferentes, as análises foram feitas separadas. N: nitrogênio total, Ca: cálcio, Mg: magnésio, S: enxofre, P: fósforo, K: potássio.

## Discussão

A produção de serapilheira não foi uniforme durante o ano, encontramos uma maior produção durante a estação seca (de junho a setembro). Durante todo o ano também houve uma maior produção de serapilheira de folhas e galhos. Na literatura, encontramos que as folhas são consideradas o componente mais importante da serapilheira e respondem muito bem às mudanças climáticas (LIU et al., 2004). Na estação seca, há uma diminuição na umidade do solo e na temperatura do ar (BATALHA; MANTOVANI, 2000; MANTOVANI; MARTINS, 1988). Esta variação faz com que as espécies tentem de alguma forma economizar água com o decaimento das folhas, diminuindo assim, a área foliar total e a transpiração (MORAES; PRADO, 1998; VALENTI; CIANCIARUSO; BATALHA, 2008).

Os nutrientes são armazenados no tronco, ramos e folhagem das espécies vegetais; para retornarem ao solo, estes nutrientes dependem da queda dessas porções, da biomassa aérea para a biomassa da serapilheira (LOPEZ-ESCOBAR et al., 2017). Esse tempo médio de decaimento indica a velocidade da ciclagem de nutrientes e influencia diretamente na produtividade dos ambientes naturais (IMBERT et al., 2004; RODRÍGUEZ-SANFUENTES; ÁLVAREZ-MUÑOZ, 2010). No entanto, a ciclagem de nutrientes não está somente relacionada com o decaimento de biomassa aérea, na verdade, ela depende também das taxas de decomposição e mineralização, dos elementos climáticos, da qualidade da serapilheira, dos atributos do solo e também da biota decompositora (CORNWELL et al., 2008; GARTNER; CARDON, 2004; HÄTTENSCHWILER; JØRGENSEN, 2010; LEROY et al., 2007; MOORE et al., 2010; SARIYILDIZ; ANDERSON, 2005).

Encontramos um alto teor de Ca na serapilheira de ambas as áreas, o que pode ser explicado pela baixa mobilidade deste nutriente nas plantas. O Ca se fixa nas estruturas e fica no material aportado (VILLA et al., 2016). Já o K é um elemento que flui através do floema e é distribuído para órgãos novos em crescimento, e também auxilia na manutenção dos frutos (HOLANDA et al., 2017; SCHUMACHER et al., 2003). Talvez por este motivo ele estava relacionado negativamente aos eixos; pela baixa presença de órgãos novos e frutos na serapilheira. Para os teores de P foram poucas as diferenças entre as áreas. Segundo Schumacher et al. (2004), pode existir uma alta eficiência na translocação desse elemento antes da abscisão para investimento em processos importantes da planta.

A semelhança na produção de serapilheira entre os ambientes invadidos e não invadidos nas duas áreas estudadas sugere que a invasão por *H. coronarium* não influencia a entrada de serapilheira em ambos os locais. No entanto, há uma variedade de mecanismos que as espécies invasoras podem alterar a ciclagem de nutrientes (EHRENFELD; SCOTT, 2001; HODGE;

ROBINSON; FITTER, 2000; VAN BREEMEN; FINZI, 1998). No Córrego do cortado observamos uma relação oposta entre o nitrogênio total na serapilheira e o potássio dos ambientes invadidos. Além disso nos ambientes invadidos há também um aumento do nitrogênio no solo. Ehrenfeld (2003) já havia mostrado as características de plantas invasoras que podem afetar os processos de nutrientes no solo; segundo ele, as plantas invasoras podem estar em simbiose com organismos fixadores de nitrogênio e aumentar as concentrações deste nutriente no solo, resultado de altas taxas de nitrificação. Outros estudos também reportaram o aumento de nitrogênio no solo após invasões (BELSHAW; BOLTON, 1993; DENSLOW; VITOUSEK; SCHULTZ, 1987; WITKOWSKI, 1991). Alguns desses relatam também que esse aumento do N estava correlacionado com um aumento de biomassa da espécie invasora e também um aumento na produção de serapilheira (EHRENFELD, 2003).

Outro fator importante para aumentos de N são as diferenças sazonais desse nutriente documentadas para ambientes ripários invadidos (STROMBERG, 1998). O nitrogênio do solo também é influenciado pela quantidade de matéria orgânica no solo, o pH e a textura (AMIN; FLOWERS, 2004). A concentração total de nitrogênio no solo mostra uma maior associação com partículas finas, ou seja, em solos com maior teor de argila há uma maior concentração de N, em contraste com solos com maior teor de areia e silte (NAJMADEEN, 2011). A textura do solo no Córrego do cortado é franco argilo-arenoso, ou seja, possui maiores teores de partículas de areia o que representaria uma menor concentração de N, como observado no ambiente não invadido deste local. No entanto, encontramos um aumento de N em alguns pontos do ambiente invadido. Tal fato indica que a espécie invasora *H. coronarium* aparentemente aumenta a quantidade de N no solo.

Os ambientes invadidos e não invadidos da represa do Fazari, apresentaram resultado semelhante para a concentração de nitrogênio no solo. Encontramos um baixo teor de N no ambiente não invadido (solo franco siltoso) o que vai de acordo com os achados de Najmadeen (2011); e um alto teor de N no ambiente invadido (solo com mais teor de argila). Não encontramos nenhuma relação entre o nitrogênio e os pontos muito ou pouco invadidos pela espécie, o que pode ser apenas uma relação entre o tipo de textura de solo encontrado nesta área. No entanto, é possível notar um aumento na quantidade de nitrogênio na serapilheira de ambientes invadidos na represa do Fazari. Isto pode ser explicado pela necessidade de nitrogênio para manter o crescimento acelerado em termos de tamanho individual e número de rametas da invasora *H. coronarium* (ASNER; BEATTY, 1996; SILVA-MATOS; PIVELLO, 2009). Este fato, aliado ao tipo de textura do solo podem explicar a concentração de N no solo do ambiente invadido da represa do Fazari. O aumento de N no AI do Córrego do cortado

corroborar a idéia que o aumento na concentração total de nitrogênio pode ser causado pela espécie *H. coronarium*. Este fato é ainda mais interessante pois ocorre em solos mais pobres em N, como é o caso de solos franco argilo-arenoso.

Este aumento de N em solos empobrecidos deste nutriente poderia contribuir para o estabelecimento de outras espécies que não conseguiriam se estabelecer em solos pobres de N. Entretanto, considerando a influência negativa sobre a germinação (COSTA et al., 2019) e estabelecimento de espécies nativas de floresta ripária (COSTA, 2018), este aumento na quantidade de N, aparentemente, favorece a própria invasora. De acordo com a “hipótese de colapso invasivo” ou “meltdown hypothesis” (SIMBERLOFF; VON HOLLE, 1999) é possível que a presença de uma espécie invasora poderia facilitar a invasão de outras espécies, bem como aumentar a probabilidade de sobrevivência, o impacto ecológico e a magnitude do impacto causado pela própria invasora. Isto pode ocorrer inclusive por alterações nos atributos e conteúdo nutricional do solo que sejam capazes de favorecer populações de espécies invasoras (BRAGA et al., 2018, SIMBERLOFF, 2006).

Os efeitos das espécies invasoras nos solos podem dar uma vantagem competitiva à própria invasora e também à outras que poderão se beneficiar desses efeitos em relação às espécies nativas; isto apoiou a hipótese de que plantas invasoras criam “legados biológicos” no solo que inibem o crescimento nativo e beneficiam o invasor (JORDAN; LARSON; HUERD, 2011). Resultados semelhantes foram encontrados por outros autores (ALLEN et al., 2003; BRAY ET AL., 2003; CORBIN; D'ANTONIO 2004; EHRENFELD, 2003; JORDAN et al., 2008; KLIRONOMOS 2002; ORTEGA; PEARSON, 2005; RICHARDSON et al. 2000; STINSON et al., 2006).

Em nossos resultados algo semelhante está acontecendo. No Córrego do cortado, *H. coronarium* está aumentando o nitrogênio no solo, isto poderia ser algo positivo para o ambiente. No entanto esse aumento no nitrogênio parece beneficiar ainda mais a espécie, criando um ambiente propício para sua dominância. Na represa do Fazari, a área já favorece a invasora pelo tipo de textura do solo. Nesse sentido, *H. coronarium* se beneficia dessa textura do solo para sua invasão. Aliado à isso vem os efeitos causados pela própria espécie que transforma o ambiente em seu próprio benefício, isto gera um “looping de feedbacks positivos” para a espécie; mantendo assim sua dominância e vantagem competitiva sobre as nativas.

Nossos resultados são importantes pois reforçam dois conceitos muito utilizados no contexto de invasões biológicas. O conceito de “espécies transformadoras”, que mudam o ambiente para facilitar seu estabelecimento e dominância (RICHARDSON et al., 2000); e o conceito de “invasion meltdown”, que introduziu a ideia de interações positivas causadas pelas



invasões que facilitariam seu estabelecimento e dominância, aumentando ainda mais seu impacto sobre a comunidade nativa (SIMBERLOFF; VON HOLLE, 1999).

No entanto é preciso ter cautela com esses resultados. As invasões de plantas podem alterar os processos do ecossistema, como a ciclagem de nutrientes (EHRENFELD, 2003). No entanto, o impacto da invasão depende também do contexto ecológico do ambiente, dos atributos do solo e das características da própria espécie invasora. Nesse caso, não podemos criar padrões que reflitam efeitos específicos de *H. coronarium* se considerarmos ambientes distintos. Outros autores chegaram às mesmas conclusões, considerando outras espécies (BOLTON; SMITH; WILDUNG, 1990; EVANS et al., 2001; MEYERSON et al., 2000). Por hora, o que podemos concluir é que em ambientes ripários com solos com baixos teores de nitrogênio, *H. coronarium* parece aumentar as concentrações deste nutriente; por outro lado, em solos que normamalmente apresentam maiores concentrações de N, *H. coronarium* mantém essas concentrações e utiliza isto em benefício próprio.

## Referências

- ALLEN, E. B. et al. Impacts of early- and late-seral mycorrhizae during restoration in seasonal tropical forest, Mexico. **Ecological Applications**, v. 13, n. 6, p. 1701-1717, 2003.
- ADAMS, C. R.; WIESE, C.; LEE, L. C. Native recolonization following control of invasive *Ruellia simplex* in a cypress floodplain forest. **Applied Vegetation Science**, v. 18, n. 4, p. 694–704, 2015.
- AERTS, R. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. **Oikos**, v. 79, p. 439–449, 1997.
- ALBUQUERQUE, L. B. **Entomofauna aquática do litoral de dois reservatórios da região de São Carlos**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1990.
- ALLISON, S. D.; VITOUSEK, P. M. Rapid nutrient cycling in leaf litter from invasive plants in Hawai'i. **Oecologia**, v. 141, n. 4, p. 612–619, 2004.
- ALMEIDA, R. V. DE. **Invasividade de *Hedychium coronarium* J. Koenig (Zingiberaceae) em diferentes umidades do solo**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2015. Disponível em: <<https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/2131>>
- ALONSO, A.; GONZÁLEZ-MUÑOZ, N.; CASTRO-DÍEZ, P. Comparison of leaf decomposition and macroinvertebrate colonization between exotic and native trees in a freshwater ecosystem. **Ecological Research**, v. 25, n. 3, p. 647–653, 2010a.
- AMIN, M.; FLOWERS, T. H. Effect of two applications of substrate on nitrification and pH of soils. **Journal of Research (Science)**, v. 15, n. 3, p. 263–269, 2004.
- ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L.; MITCHELL, J. P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 90, n. 1, p. 25–45, 2002.
- ANJOS, L. DOS et al. The importance of riparian forest for the maintenance of bird species richness in an Atlantic Forest remnant, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 1078–1086, 2008.

ARNOLD, E.; TORAN, L. Effects of bank vegetation and incision on erosion rates in an urban stream. **Water (Switzerland)**, v. 10, n. 4, p. 1–16, 2018.

ASAEDA, T. et al. The role of soil characteristics in the succession of two herbaceous lianas in a modified river floodplain. **River Research and Applications**, v. 27, p. 591–601, 2011.

ASNER, G. P.; BEATTY, S. W. Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry. **Plant and Soil**, v. 186, n. 2, p. 205–211, 1996.

AUGUIE, B. **gridExtra: functions in Grid graphicsR package version 0.9**, 2012.

AUSTIN, A. T.; VITOUSEK, P. M. Precipitation, decomposition and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* in native forests on Hawai'i. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 1, p. 129–138, 2000.

AZEVEDO, P. G.; MESQUITA, F. O.; YOUNG, R. J. Fishing for gaps in science: a bibliographic analysis of Brazilian freshwater ichthyology from 1986 to 2005. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 9, p. 2177–2193, 2010.

BALVANERA, P.; CASTILLO, A.; MARTÍNEZ-HARMS, M. J. Ecosystem Services in Seasonally Dry Tropical Forests. In: DIRZO R., YOUNG H.S., MOONEY H.A., C. G. (Ed.). **Seasonally Dry Tropical Forests**. Island Press, Washington, DC, 2011. p. 259–277.

BARLING, R. D.; MOORE, I. D. Role of Buffer Strips in Management of Waterway Pollution: A Review. **Environmental Management**, v. 18, n. 4, p. 543–558, 1994.

BÄRLOCHER, F.; GRAÇA, M. A. S. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 6, p. 1123–1135, 2002.

BATALHA, M. A.; MANTOVANI, W. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and woody floras. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 1, p. 129–145, 2000.

BATES, D. et al. Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1–48, 2015.

- BATES, J. D.; MILLER, R. F.; DAVIES, K. W. Restoration of Quaking Aspen Woodlands Invaded by Western Juniper Restora. **Rangeland Ecology &**, v. 59, n. 1, p. 88–97, 2006.
- BELSHAW, R.; BOLTON, B. The effect of forest disturbance on the leaf litter ant fauna in Ghana. **Biodiversity and Conservation**, v. 2, p. 656–666, 1993.
- BEVER, J. D.; WESTOVER, K. M.; ANTONOVICS, J. Incorporating the soil community into plant population dynamics: the utility of the feedback approach. **Journal of Ecology**, v. 85, n. 5, p. 561–573, 1997.
- BITTAR, I. M. B.; FERREIRA, A. DE S.; CORRÊA, G. F. Influência da textura do solo na atividade microbiana, decomposição e mineralização do carbono de serapilheira de sítios do bioma cerrado sob condições de incubação. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 6, p. 1952–1960, 2013.
- BOLTON, H. J.; SMITH, J. L.; WILDUNG, R. E. Nitrogen Mineralization Potentials of Shrub-Steppe Soils with Different Disturbance Histories. **Soil Science Society of America Journal**, v. 54, n. 3, p. 887–891, 1990.
- BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E. The Nutrient Cycles of an Ecosystem. **Scientific American**, v. 223, n. 4, p. 92–101, 1970.
- BOTTOLLIER-CURTET, M. et al. Chemical composition rather than plant geographic origin drives the breakdown of riparian plant litter with changes in associated invertebrate diversity. **Plant and Soil**, v. 390, n. 1–2, p. 265–278, 2015.
- BOUDRY, C.; BAUDOUIN, C.; MOURIAUX, F. International publication trends in dry eye disease research: A bibliometric analysis. **The Ocular Surface**, v. 16, n. 1, p. 173–179, 2018.
- BROOKS, M. L. et al. Effects of Invasive Alien Plants on Fire Regimes. **BioScience**, v. 54, n. 7, p. 677–688, 2004.
- BRUNET, R. -C.; ASTIN, K. B. A 12-month sediment and nutrient budget in a floodplain reach of the River Adour, southwest France. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 16, n. 3, p. 267–277, 2000.
- BRUSSAARD, L. Ecosystem Services Provided by the Soil Biota. In: **Soil Ecology and Ecosystem Services**. Oxford Scholarship Online: December 2013, 2012. p. 45–58.

- BÜNEMANN, E. K. et al. Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105–125, 2018.
- BURTON, M. L.; SAMUELSON, L. J.; PAN, S. Riparian woody plant diversity and forest structure along an urban-rural gradient. **Urban Ecosystems**, v. 8, n. 1, p. 93–106, 2005.
- CABETTE, H. S. R. et al. Effects of changes in the riparian forest on the butterfly community (Insecta: Lepidoptera) in Cerrado areas. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 61, n. 1, p. 43–50, 2017.
- CALLAWAY, R. M.; RIDENOUR, W. M. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 8, p. 436–443, 2004.
- CARRASCO-RUEDA, F.; LOISELLE, B. A. Do riparian forest strips in modified forest landscapes aid in conserving bat diversity? **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 7, p. 4192–4209, 2019.
- CASTRO-DÍEZ, P. et al. Effects of exotic and native tree leaf litter on soil properties of two contrasting sites in the Iberian Peninsula. **Plant and Soil**, v. 350, n. 1–2, p. 179–191, 2012.
- CASTRO-DÍEZ, P.; ALONSO, Á. Effects of non-native riparian plants in riparian and fluvial ecosystems: a review for the Iberian Peninsula. **Limnetica**, v. 36, n. 2, p. 525–541, 2017.
- CASTRO, W. A. C. **Ecologia da Invasora Hedychium Coronarium J. König (Zingiberaceae)**. Universidade Federal de São Carlos, 2014.
- CASTRO, W. A. C. et al. Invasion strategies of the white ginger lily *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae) under different competitive and environmental conditions. **Environmental and Experimental Botany**, v. 127, p. 55–62, 2016.
- CATFORD, J. A. et al. Flow regulation reduces native plant cover and facilitates exotic invasion in riparian wetlands. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 2, p. 432–442, 2011.
- CHAPIN, F. S. et al. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 234–242, 2000.
- CHARLES, H.; DUKES, J. S. Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services. In: W., N.

(Ed.). **Biological Invasions. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2008. v. 193.

CIANCIARUSO, M. V. et al. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 1, p. 49–59, 2006.

CORNWELL, W. K. et al. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. **Ecology letters**, v. 11, n. 10, p. 1065–71, 2008.

COÛTEAUX, M.-M.; BOTTNER, P.; BERG, B. Litter decomposition, climate and litter quality. **Tree**, v. 10, n. 2, p. 63–66, 1995.

COVICH, A. P. et al. The Role of Biodiversity in the Functioning of Freshwater and Marine Benthic Ecosystems. **BioScience**, v. 54, n. 8, p. 767–775, 2004.

CUFFNEY, T. F. Input, movement and exchange of organic matter within a subtropical coastal black water river-floodplain system. **Freshwater Biology**, v. 19, n. 3, p. 305–320, 1988.

DAILY, G. C.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. Ecosystem services supplied by soil. In: DAILY, G. (Ed.). **Nature Services: societal dependence on natural ecosystems**. Island Press, Washington, D.C., 1997. p. 113–132.

DASSONVILLE, N. et al. Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. **Oecologia**, v. 157, n. 1, p. 131–140, 2008.

DAVIS, E. S. et al. Contrasting impacts of highly invasive plant species on flower-visiting insect communities. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 8, p. 2069–2085, 2018.

DAWSON, F. H.; HOLLAND, D. The distribution in bankside habitats of three alien invasive plants in the U.K. in relation to the development of control strategies. **Hydrobiologia**, v. 415, p. 193–201, 1999.

DAWSON, W.; SCHRAMA, M. Identifying the role of soil microbes in plant invasions. **Journal of Ecology**, v. 104, p. 1211–1218, 2016.

DE AZEVEDO, C. S.; CIPRESTE, C. F.; YOUNG, R. J. Environmental enrichment: A GAP analysis. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 102, n. 3–4, p. 329–343, 2007.

DEFERRARI, C. M.; NAIMAN, R. J. A multi-scale assessment of the occurrence of exotic plants on the Olympic Peninsula, Washington. **Journal of Vegetation Science**, v. 5, n. 2, p. 247–258, 1994.

DENSLOW, J. S.; VITOUSEK, P. M.; SCHULTZ, J. C. Bioassays of nutrient limitation in a tropical rain forest soil. **Oecologia (Berlin)**, v. 74, p. 370–376, 1987.

DOMINATI, E.; PATTERSON, M.; MACKAY, A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecological Economics**, v. 69, n. 9, p. 1858–1868, 2010.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, JW; COLEMAN, DC; BEZDICEK, DF and STEWART, B. (Ed.). **Defining and assessing soil quality**. SSSA SPECIAL PUBLICATIONS. 677 S SEGOE RD, MADISON, WI 53711: SOIL SCIENCE SOC AMER, 1994. p. 3–21.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: JONES, J. W. D. AND A. J. (Ed.). **Methods for assessing soil quality**. Madison, Wis., USA: Soil Science Society of America, 1996., 1996. p. 25–37.

DORŠNER, K. **Environmental Biology**. Open Oregon Education Resources, 2018.

DRUMMOND, J. A. **Devastação e preservação ambiental: os parques do estado do Rio de Janeiro**. Niterói, RJ: Niterói: EDUFF, 1997.

DUDGEON, D. Endangered ecosystems: a review of the conservation status of tropical Asian rivers. **Hydrobiologia**, v. 248, n. 3, p. 167–191, 1992.

EHRENFELD, J. G. Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. **Ecosystems**, v. 6, n. 6, p. 503–523, 2003.

EHRENFELD, J. G. Ecosystem Consequences of Biological Invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 41, n. 1, p. 59–80, 2010.

EHRENFELD, J. G.; KOURTEV, P.; HUANG, W. Changes in Soil Functions Following Invasions of Exotic Understory Plants in Deciduous Forests. **Ecological Applications**, v. 11, n. 5, p. 1287–1300, 2001.

EHRENFELD, J. G.; SCOTT, N. **Invasive Species and the Soil: Effects on Organisms and Ecosystem Processes** Ecological Society of America, , 2001.

ELTON, C. S. **The ecology of invasions by animals and plants**. Methuen & Co. Ltd., London, 1958. v. 181

ERVIN, J. Protected Area Assessments in Perspective. **BioScience**, v. 53, n. 9, p. 819–822, 2003.

ESLER, K. J. et al. How wide is the “knowing-doing” gap in invasion biology? **Biological Invasions**, v. 12, p. 4065–4075, 2010.

EVANS, R. D. et al. Exotic plant invasion alters nitrogen dynamics in an arid grassland. **Ecological Applications**, v. 11, n. 5, p. 1301–1310, 2001.

EWEL, K. C. et al. Managing critical transition zones. **Ecosystems**, v. 4, n. 5, p. 452–460, 2001.

FARRER, E. C.; GOLDBERG, D. E. Litter drives ecosystem and plant community changes in cattail invasion. **Ecological Applications**, v. 19, n. 2, p. 398–412, mar. 2009.

FENN, M. E. et al. Ecological Effects of Nitrogen Deposition in the Western United States. **BioScience**, v. 53, n. 4, p. 404–420, 2003.

FERREIRA, A. DE S.; DOS SANTOS, M. A.; CORRÊA, G. F. Soil microbial response to glucose and phosphorus addition under agricultural systems in the Brazilian Cerrado. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 1, p. 395–403, 2013.

FOLLSTAD SHAH, J. J.; HARNER, M. J.; TIBBETS, T. M. *Elaeagnus angustifolia* elevates soil inorganic nitrogen pools in riparian ecosystems. **Ecosystems**, v. 13, n. 1, p. 46–61, 2010.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An R Companion to Applied Regression**. Sage Publications, 2018.

FOXCROFT, L. C. et al. Biological invasions in South African National Parks. **Bothalia - African Biodiversity & Conservation**, v. 47, n. 2, p. 1–12, 2017.

FRANCO, J. L. DE A. O conceito de biodiversidade e a história da biologia da conservação: da preservação da wilderness à conservação da biodiversidade. **História (São Paulo)**, v. 32, n. 2, p. 21–48, 2013.



FUSARI, L. M. **Estudo das Comunidades de Macroinvertebrados Bentônicos das Represas do Monjolinho e do Fazzari no Campus da UFSCar , Município de São Carlos, SP.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

GAERTNER, M. et al. Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. **Progress in Physical Geography**, v. 33, n. 3, p. 319–338, 2009.

GAERTNER, M. et al. Insights into invasion and restoration ecology: Time to collaborate towards a holistic approach to tackle biological invasions. **NeoBiota**, v. 12, p. 57–76, 2012.

GARFIELD, E. **KeyWords plus: ISI's breakthrough retrieval method. Part 1. Expanding your searching power on current contents on diskette.** Current Contents. Disponível em: <<http://garfield.library.upenn.edu/essays/v13p295y1990.pdf>>.

GARTNER, T. B.; CARDON, Z. G. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. **Oikos**, v. 104, n. 2, p. 230–246, 2004.

GILLER, P. S. et al. Biodiversity effects on ecosystem functioning: emerging issues and their experimental test in aquatic environments. **Oikos**, v. 104, n. 3, p. 423–436, 2004.

GORDON, D. R. Effects of invasive, non-indigenous plant species on ecosystem processes: Lessons from Florida. **Ecological Applications**, v. 8, n. 4, p. 975–989, 1998.

GROFFMAN, P. M. et al. Down by the riverside: urban riparian ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 1, n. 6, p. 315–321, 2016.

GROTKOPP, E.; REJMÁNEK, M. High seedling relative growth rate and specific leaf area are traits of invasive species: Phylogenetically independent contrasts of woody angiosperms. **American Journal of Botany**, v. 94, n. 4, p. 526–532, 2007.

GROTKOPP, E.; REJMÁNEK, M.; ROST, T. L. Toward a Causal Explanation of Plant Invasiveness : Seedling Growth and Life-History Strategies of 29 Pine (Pinus) Species. **The American Naturalist**, v. 159, n. 4, p. 396–419, 2002.

GUAN, Y.; KANG, R.; LIU, J. Evolution of the field of ecological restoration over the last three decades: a bibliometric analysis. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 3, p. 647–660, 2018.

HALL, R. O.; WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L. Organic matter flow in stream food webs with reduced detrital resource base. **Ecology**, v. 81, n. 12, p. 3445–3463, 2000.

HANCOCK, C. N.; LADD, P. G.; FROEND, R. H. Biodiversity and management of riparian vegetation in western Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 85, n. 1–3, p. 239–250, 1996.

HARNER, M. J. et al. Decomposition of leaf litter from a native tree and an actinorhizal invasive across riparian habitats. **Ecological Applications**, v. 19, n. 5, p. 1135–1146, 2009.

HÄTTENSCHWILER, S.; JØRGENSEN, H. B. Carbon quality rather than stoichiometry controls litter decomposition in a tropical rain forest. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 4, p. 754–763, 2010.

HAWKES, C. V. et al. Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. **Ecology Letters**, v. 8, n. 9, p. 976–985, 2005.

HEJDA, M.; PYŠEK, P. What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? **Biological Conservation**, v. 132, n. 2, p. 143–152, 2006.

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.

HIBBARD, K. . et al. Biogeochemical changes accompanying woody plant encroachment in a subtropical Savanna. **Ecology**, v. 82, n. 7, p. 1999–2011, 2011.

HIERRO, J. L.; MARON, J. L.; CALLAWAY, R. M. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. **Journal of Ecology**, v. 93, p. 5–15, 2005.

HOBBIE, S. E. Plant species effects on nutrient cycling: revisiting litter feedbacks. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 6, p. 357–363, 2015.

HOCKINGS, M. et al. **Evaluating effectiveness: a framework for assessing management effectiveness of protected areas**. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK ©, 2006.

HODGE, A.; ROBINSON, D.; FITTER, A. Are microorganisms more effective than plants at

competing for nitrogen? **Trends in Plant Science**, v. 5, n. 7, p. 304–308, 2000.

HOLANDA, A. C. DE et al. Aporte de serapilheira e nutrientes em uma área de Caatinga. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 2, p. 621–633, 2017.

HOOD, W. G.; NAIMAN, R. J. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. **Plant Ecology**, v. 148, p. 105–114, 2000.

HOOPER, D. U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, 2005.

HUENNEKE, L. F. et al. Effects of Soil Resources on Plant Invasion and Community Structure in Californian Serpentine Grassland. **Ecology**, v. 71, n. 2, p. 478–491, 1990.

HULME, P. E.; BREMNER, E. T. Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 1, p. 43–50, 2006.

JACKSON, R. B. et al. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. **Nature**, v. 418, n. 6898, p. 623–626, 2002.

JÄGER, H.; TYE, A.; KOWARIK, I. Tree invasion in naturally treeless environments: Impacts of quinine (*Cinchona pubescens*) trees on native vegetation in Galápagos. **Biological Conservation**, v. 140, n. 3–4, p. 297–307, 2007.

JANSSON, R. et al. Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight Boreal rivers. **Ecological Applications**, v. 10, n. 1, p. 203–224, 2000.

JOHANSSON, M. E.; NILSSON, C.; NILSSON, E. Do rivers function as corridors for plant dispersal? **Journal of Vegetation Science**, v. 7, n. 4, p. 593–598, 1996.

KIBBLEWHITE, M. G.; RITZ, K.; SWIFT, M. J. Soil health in agricultural systems. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1492, p. 685–701, 2008.

KISSMANN, K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. Basf Brasileira São Paulo, 1995. v. 3

KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in**

**Ecology and Evolution**, v. 16, n. 4, p. 199–204, 2001.

LEROY, C. J. et al. Within-species variation in foliar chemistry influences leaf-litter decomposition in a Utah river. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 26, n. 3, p. 426–438, 2007.

LETT, M. S. et al. Influence of shrub encroachment on aboveground net primary productivity and carbon and nitrogen pools in a mesic grassland. **Canadian Journal of Botany**, v. 82, n. 9, p. 1363–1370, 2004.

LEVINE, J. M.; ADLER, P. B; YELENIK, S. G. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. **Ecology Letters**, v. 7, p. 975–989, 2004.

LEVINE, J. M.; ANTONIO, C. M. D. Elton revisited : a review of evidence linking diversity and invasibility. **Oikos**, v. 87, n. 1, p. 15–26, 1999.

LIAO, C. et al. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. **New Phytologist**, v. 177, p. 706–714, 2007.

LIU, C. et al. Variation in litterfall-climate relationships between coniferous and broadleaf forests in Eurasia. **Global Ecology and Biogeography**, v. 13, n. 2, p. 105–114, 2004.

LIU, X.; ZHANG, L.; HONG, S. Global biodiversity research during 1900–2009: a bibliometric analysis. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 4, p. 807–826, 2011.

LOPEZ-ESCOBAR, N. F. et al. Reservoirs and nutrient dynamics in two stands of *Pinus montezumae* Lamb. in Tlaxcala, Mexico. **Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente**, v. 24, n. 1, p. 115–129, 2017.

LORENZI, H.; SOUZA, H. M. DE. **Plantas ornamentais no Brasil –Arbustivas, herbáceas e trepadeiras**. Nova Odessa: Plantarum, 1995.

LOVETT, G. M. et al. Forest ecosystem responses to exotic pests and pathogens in Eastern North America. **BioScience**, v. 56, n. 5, p. 395–405, 2006.

MACEDO, J. F. O gênero *Hedychium* Koenig (Zingiberaceae) no Estado de Minas Gerais. **Daphne**, v. 7, n. 2, p. 27–31, 1997.

MACK, M. C.; D'ANTONIO, C. M.; LEY, R. E. Alteration of Ecosystem Nitrogen Dynamics

by Exotic Plants : A Case Study of C4 Grasses in Hawaii. **Ecological Applications**, v. 11, n. 5, p. 1323–1335, 2001.

MANCHESTER, S. J.; BULLOCK, J. M. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. **Journal of Applied Ecology**, v. 37, p. 845–864, 2000.

MANCI, K. M. **Riparian ecosystem creation and restoration: a literature summary**. US Dept. of the Interior, Fish and Wildlife Service, Research and Development, 1989.

MANTOVANI, W.; MARTINS, F. R. Variações fenológicas das espécies do cerrado da Reserva Biológica de Moji Guaçu , Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 11, p. 101–112, 1988.

MARLER, M. J.; ZABINSKI, C. A.; CALLAWAY, R. M. Mycorrhizae Indirectly Enhance Competitive Effects of an Invasive Forb on a Native Bunchgrass. **Ecology**, v. 80, n. 4, p. 1180–1186, 1999.

MARTINS, M. B. . et al. Caracterização anatômica e fitoquímica de folhas e rizomas de *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae). **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, v. 12, n. 2, p. 179–187, 2010.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n. 3, p. 405–412, 1999.

MAYER, P. M. et al. Invasive grass alters litter decomposition by influencing macrodetritivores. **Ecosystems**, v. 8, n. 2, p. 200–209, 2005.

MEA. **MEA - Millenium Ecosystem Assesment Ecosystems and human well-being: synthesis** Island, Washington, DC, 2005.

MEEK, C. S.; RICHARDSON, D. M.; MUCINA, L. A river runs through it: Land-use and the composition of vegetation along a riparian corridor in the Cape Floristic Region, South Africa. **Biological Conservation**, v. 143, n. 1, p. 156–164, 2010.

MEESON, N.; ROBERTSON, A. I.; JANSEN, A. The effects of flooding and livestock on post-dispersal seed predation in river red gum habitats. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 2, p.

247–258, 2002.

MEYERSON, L. A. et al. A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. **Wetlands Ecology and Management**, v. 8, n. 2–3, p. 89–103, 2000.

MICHELAN, T. S. et al. Effects of an exotic invasive macrophyte (tropical signalgrass) on native plant community composition, species richness and functional diversity. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 6, p. 1315–1326, 2010.

MINORE, D.; WEATHERLY, H. G. Riparian trees, shrubs, and forest regeneration in the coastal mountains of Oregon. **New Forests**, v. 8, n. 3, p. 249–263, 1994.

MONTANARELLA, L. et al. World ' s soils are under threat. **Soil**, v. 2, p. 79–82, 2016.

MOORE, T. R. et al. Nature and nurture in the dynamics of C, N and P during litter decomposition in Canadian forests. **Plant Soil**, v. 339, n. 1, p. 163–175, 2010.

MORAES, J. DE; PRADO, C. H. B. A. **Photosynthesis And Water Relations In Cerrado vegetation Oecologia Brasiliensis - (Ejemplar dedicado a: Ecophysiological strategies of xerophytic and amphibious plants in the neotropics)**, 1998.

MORELLATO, L. P. C. Nutrient cycling in two south-east Brazilian forests. I Litterfall and litter standing crop. **Journal of Tropical Ecology**, v. 8, n. 2, p. 205–215, 1992.

MORRONE, J. J.; GUERRERO, J. C. General trends in biogeographic literature.pdf. v. 52, n. 4, p. 493–499, 2008.

MOUHAMAD, R. et al. Decomposition of organic matter under different soil textures. **Current Science Perspectives**, v. 1, n. 1, p. 22–25, 2015.

MÜLLER, N. River dynamics and floodplain vegetation and their alterations due to human impact. **Large Rivers**, v. 9, n. 3–4, p. 477–512, 1995.

NAIMAN, R. J.; BILBY, R. E.; BISSON, P. A. Riparian Ecology and Management in the Pacific Coastal Rain Forest. **BioScience**, v. 50, n. 11, p. 996–1011, 2006.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The ecology of the interface: riparian zones. **Annual Review in Ecology, Evolution and Systematics**, v. 28, p. 621–658, 1997.

NAIMAN R.J.; DÉCAMPS H. The Ecology of Interfaces : Riparian Zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 621–658, 1997.

NAJMADEEN, H. H. Effects of Soil Organic Matter, Total Nitrogen and Texture on Nitrogen Mineralization Process. **Journal of Al-Nahrain University Science**, v. 14, n. 2, p. 144–151, 2011.

NEFF, M. W.; CORLEY, E. A. 35 years and 160,000 articles: A bibliometric exploration of the evolution of ecology. **Scientometrics**, v. 80, n. 3, p. 657–682, 2009.

NILSSON, C.; SVEDMARK, M. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. **Environmental Management**, v. 30, n. 4, p. 468–480, 2002.

NORRIS, M. D.; BLAIR, J. M.; JOHNSON, L. C. Land cover change in eastern Kansas: litter dynamics of closed-canopy eastern redcedar forests in tallgrass prairie. **Canadian Journal of Botany**, v. 79, n. 2, p. 214–222, 2001.

NORTCLIFF, S. et al. Soil, Definition, Function, and Utilization of Soil. In: **Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry**. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co, 2006.

ORIAN, G. H. Site characteristics favoring invasions. In: A., M. H. A.; J., D. (Eds.). **Ecology of biological invasions of North America and Hawaii**. Springer. New York, 1986. p. 133–148.

PARKER, I. M. et al. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, v. 1, p. 3–19, 1999.

PATTEN, D. T. Riparian ecosystems on semi-arid North America: Diversity and human impacts. **Wetlands**, v. 18, n. 4, p. 498–512, 1998.

PATTISON, R. R.; GOLDSTEIN, G.; ARES, A. Growth, biomass allocation and photosynthesis of invasive and native Hawaiian rainforest species. **Oecologia**, v. 117, n. 4, p. 449–459, 1998.

PAUNA, V. H. et al. The scientific research on ecosystem services: A bibliometric analysis. **Ecological Questions**, v. 29, n. 3, p. 53–62, 2018.

PLANTY-TABACCHI, A. M. et al. Invasibility of species-rich communities in riparian zones. **Conservation Biology**, v. 10, n. 2, p. 598–607, 1996.

PRAKASH, O. et al. Chemical composition and antibacterial activity of rhizome oils from *Hedychium coronarium* Koenig and *Hedychium spicatum* Buch-Ham. **Journal of Essential Oil-Bearing Plants**, v. 13, n. 2, p. 250–259, 2010.

PYŠEK, P. et al. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: The interaction of impact measures, invading species' traits and environment. **Global Change Biology**, v. 18, n. 5, p. 1725–1737, 2012.

PYŠEK, P.; PRACH, K. Plant invasions and the role of riparian habitats: A comparison of four species alien to Central Europe. **Journal of Biogeography**, v. 20, n. 4, p. 413–420, 1993.

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

QUESTED, H. M. et al. Decomposition of sub-arctic plants with differing nitrogen economies: a functional role for hemiparasites. **Ecology**, v. 84, n. 12, p. 3209–3221, 2003.

RAVICHANDRAN, P. Bibliometric Analysis on Publication Trends in the Biodiversity Research: A study. **Journal of Advances in Library and Information Science**, v. 1, n. 2, p. 94–99, 2012.

REINHART, K. O.; VANDEVOORT, R. Effect of native and exotic leaf litter on macroinvertebrate communities and decomposition in a western Montana stream. **Diversity and Distributions**, v. 12, n. 6, p. 776–781, 2006.

REJMANEK, M. et al. Ecology of invasive plants: state of the art. In: **Invasive Alien Species: a New Synthesis**. p. 104.

RICCIARDI, A. et al. Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. **Ecological Monographs**, v. 83, n. 3, p. 263–282, 2013.

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



- RICHARDSON, D. M. et al. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. **Diversity and Distributions**, v. 13, p. 126–139, 2007.
- ROMANELLI, J. P. et al. Assessing ecological restoration as a research topic using bibliometric indicators. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 311–320, 2018.
- ROSECCHI, E.; THOMAS, F.; CRIVELLI, A. J. Can life-history traits predict the fate of introduced species? A case study on two cyprinid fish in southern France. **Freshwater Biology**, v. 46, n. 6, p. 845–853, 2001.
- ROTHSTEIN, D. E.; VITOUSEK, P. M.; SIMMONS, B. L. An exotic tree alters decomposition and nutrient cycling in a Hawaiian montane forest. **Ecosystems**, v. 7, n. 8, p. 805–814, 2004.
- ROURA-PASCUAL, N. et al. Ecology and management of alien plant invasions in South African fynbos: Accommodating key complexities in objective decision making. **Biological Conservation**, v. 142, n. 8, p. 1595–1604, 2009.
- SANTOS, S. B.; PEDRALLI, G.; MEYER, S. T. Aspectos da fenologia e ecologia de *Hedychium coronarium* (Zingiberaceae) na estação ecológica do Tripuí, Ouro Preto-MG. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 175–180, 2005.
- SARIYILDIZ, T.; ANDERSON, J. M. Variation in the chemical composition of green leaves and leaf litters from three deciduous tree species growing on different soil types. **Forest Ecology and Management**, v. 210, n. 1–3, p. 303–319, 2005.
- SAX, D. F. et al. Ecological and evolutionary insights from species invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 9, p. 465–471, 2007.
- SCHUMACHER, M. V. et al. Retorno de nutrientes via deposição de serapilheira em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) no Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Árvore**, v. 27, n. 6, p. 791–798, 2003.
- SCHUMACHER, M. V. et al. Produção de serapilheira em uma floresta de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande-RS. **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 29–37, 2004.
- SEDELL, J. R. et al. Restoration of human impacted land-water ecotones. In: HOLLAND M.M., RISSER P.G., N. R. J. (Ed.). **Ecotones**. Springer, Boston, MA, 1991. p. 110–129.

SILVA-MATOS, D. M.; PIVELLO, V. R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres - alguns casos brasileiros. **Ciencia e Cultura**, v. 61, n. 1, p. 27–30, 2009.

SIMBERLOFF, DANIEL, REJMANEK, M. **Encyclopedia of biological invasions**. Berkeley, CA: University of California Press, 2011.

SIMBERLOFF, D. et al. Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, n. 1, p. 58–66, 2013.

SONG, Y.; ZHAO, T. A bibliometric analysis of global forest ecology research during 2002–2011. **SpringerPlus**, v. 2, n. 1, p. 1–9, 2013.

SPAIN, A. V. Litterfall and the Standing Crop of Litter in Three Tropical Australian Rainforests. **The Journal of Ecology**, v. 72, n. 3, p. 947–961, 1984.

STEFANOWICZ, A. M. et al. Species-specific effects of plant invasions on activity, biomass, and composition of soil microbial communities. **Biology and Fertility of Soils**, v. 52, n. 6, p. 841–852, 2016.

STEFANOWICZ, A. M. et al. Differential influence of four invasive plant species on soil physicochemical properties in a pot experiment. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 4, p. 1409–1423, 2017.

STOHLGREN, T. J. et al. Riparian zones as havens for exotic plant species in the central grasslands. **Plant Ecology**, v. 138, p. 113–125, 1998.

STONE, C. P.; SMITH, C. W.; TUNISON, J. T. **Alien plant invasions in native ecosystems of Hawai'i: management and research**. University of Hawai'i, 1992.

STROMBERG, J. C. Functional equivalency of saltcedar (*Tamarix chinensis*) and fremont cottonwood (*Populus fremontii*) along a free-flowing river. **Wetlands**, v. 18, n. 4, p. 675–686, 1998.

STROMBERG, J. C. et al. Altered stream-flow regimes and invasive plant species: The Tamarix case. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 3, p. 381–393, 2007.

STROMBERG, J. C.; TILLER, R.; RICHTER, B. Effects of groundwater decline on riparian

vegetation of semiarid regions: The San Pedro, Arizona. **Ecological Applications**, v. 6, n. 1, p. 113–131, 1996.

SUAREZ, A. V.; TSUTSUI, N. D. The evolutionary consequences of biological invasions. **Molecular Ecology**, v. 17, n. 1, p. 351–360, 2008.

SUDING, K. N.; GROSS, K. L.; HOUSEMAN, G. R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 1, p. 46–53, 2004.

SWAN, C. M.; HEALEY, B.; RICHARDSON, D. C. The role of native riparian tree species in decomposition of invasive tree of heaven (*Ailanthus altissima*) leaf litter in an urban stream. **Ecoscience**, v. 15, n. 1, p. 27–35, 2008.

TABACCHI, E. et al. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. **Freshwater Biology**, v. 40, p. 497–516, 1998.

TATENO, R. et al. Comparison of litterfall production and leaf litter decomposition between an exotic black locust plantation and an indigenous oak forest near Yan'an on the Loess Plateau, China. **Forest Ecology and Management**, v. 241, n. 1–3, p. 84–90, 2007.

TERERAI, F. et al. Eucalyptus invasions in riparian forests: Effects on native vegetation community diversity, stand structure and composition. **Forest Ecology and Management**, v. 297, p. 84–93, 2013.

TICKNER, D. P. et al. Riparian plant invasions: hydrogeomorphological control and ecological impacts. **Progress in Physical Geography**, v. 25, n. 1, p. 22–52, 2001.

TILMAN, D. et al. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277, p. 1300–1302, 1997.

TÓTH, G.; STOLBOVOY, V.; MONTANARELLA, L. **Soil quality and sustainability evaluation An integrated approach to support soil related policies of the European Union**. JRC position paper, JRC, Italy., 2007.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. Chironomidae (Diptera) associados a troncos de árvores submersos. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 41, n. 2–4, p. 173–178, 1998.

TRUSCOTT, A.-M. et al. Consequences of invasion by the alien plant *Mimulus guttatus* on the

species composition and soil properties of riparian plant communities in Scotland. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 10, n. 4, p. 231–240, 2008.

TUNISON, T. **Element Stewardship Abstract for *Hedychium coronarium***. The Nature Conservancy. Arlington, Virginia, 1991.

VALENTI, M.; CIANCIARUSO, M.; BATALHA, M. Seasonality of litterfall and leaf decomposition in a cerrado site. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 3, p. 459–465, 2008.

VAN BREEMEN, N.; FINZI, A. C. Plant-soil interactions: ecological aspects and evolutionary implications. **Biogeochemistry**, v. 42, n. 1–2, p. 1–19, 1998.

VAN KLEUNEN, M. et al. Global exchange and accumulation of non-native plants. **Nature**, v. 525, p. 100–103, 2015.

VAN KLEUNEN, M.; WEBER, E.; FISCHER, M. A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. **Ecology Letters**, v. 13, n. 2, p. 235–245, 2010.

VAN VEEN, J. A.; KUIKMAN, P. J. Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. **Biogeochemistry**, v. 11, n. 3, p. 213–233, 1990.

VILÀ, M. et al. Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 5, p. 853–861, 2006.

VILÀ, M. et al. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology letters**, v. 14, n. 7, p. 702–708, 2011.

VILÀ, M.; HULME, P. E. **Impact of biological invasions on ecosystem services**. Springer, 2017. v. 12

VILLA, E. B. et al. Aporte de serapilheira e nutrientes em área de restauração florestal com diferentes espaçamentos de plantio. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 1, p. 90–99, 2016.

VINHAL-FREITAS, I. C. et al. Influence of Phosphorus and Carbon on Soil Microbial Activity in a Savannah Agroecosystem of Brazil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 43, n. 9, p. 1291–1302, 2012.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD, R. L. J. Nutrient Cycling in Moist Tropical Forest. **Annual**

**Review of Ecology and Systematics**, v. 17, n. 1, p. 137–167, 1986.

WALLACE, J. B. et al. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science**, v. 277, n. 5322, p. 102–104, 1997.

WANG, H. et al. A historical review and bibliometric analysis of GPS research from 1991–2010. **Scientometrics**, v. 95, n. 1, p. 35–44, 2013.

WARDLE, D. A. et al. Interference effects of the invasive plant *Carduus nutans* L. against the nitrogen fixation ability of *Trifolium repens* L. **Plant and Soil**, v. 163, n. 2, p. 287–297, 1994.

WESTOVER, K. M.; KENNEDY, A. C.; KELLEY, S. E. Patterns of Rhizosphere Microbial Community Structure Associated with Co-Occurring Plant Species. **The Journal of Ecology**, v. 85, n. 6, p. 863–873, 1997.

WICKHAM, H. **ggplot2: elegant graphics for data analysis**. Springer, 2016.

WILLIAMSON, M. Invasions. **Ecography**, v. 22, n. 1, p. 5–12, 1999.

WILSEY, B. J.; POLLEY, H. W. Aboveground productivity and root-shoot allocation differ between native and introduced grass species. **Oecologia**, v. 150, n. 2, p. 300–309, 2006.

WINDHAM, L.; EHRENFELD, J. G. Net impact of a plant invasion on nitrogen-cycling processes within a brackish tidal marsh. **Ecological Applications**, v. 13, n. 4, p. 883–896, 2003.

WINDHAM, L.; WEIS, J. S.; WEIS, P. Metal dynamics of plant litter of *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* in metal-contaminated salt marshes. Part 1: Patterns of decomposition and metal uptake. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, n. 6, p. 1520–1528, 2004.

WITKOWSKI, E. T. F. Effects of Invasive Alien Acacias on Nutrient Cycling in the Coastal Lowlands of the Cape Fynbos. **The Journal of Applied Ecology**, v. 28, n. 1, p. 1–15, 1991.

WOLFE, L. M. Why Alien Invaders Succeed: Support for the Escape-from-Enemy Hypothesis. **The American Naturalist**, v. 160, n. 6, p. 705–711, 2002.

YELENIK, S. G.; STOCK, W. D.; RICHARDSON, D. M. Functional group identity does not predict invader impacts: differential effects of nitrogen-fixing exotic plants on ecosystem function. **Biological Invasions**, v. 9, n. 2, p. 117–125, 2007.

ZAK, D. R. et al. Soil Nitrogen Cycling under Elevated CO<sub>2</sub>: A Synthesis of Forest Face Experiments. **Ecological Applications**, v. 13, n. 6, p. 1508–1514, 2003.

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

ZHANG, X. et al. Bibliometric analysis of highly cited articles on ecosystem services. **PLoS ONE**, v. 14, n. 2, p. 1–16, 2019.

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

ZIPPERER, W. C. Species composition and structure of regenerated and remnant forest patches within an urban landscape. **Urban Ecosystems**, v. 6, p. 271–290, 2002.

## Material Suplementar

### Apêndice 1. Tabela de análises químicas do solo da represa do Fazari, cidade de São Carlos – SP, Brasil.

	Ambiente não invadido						Ambiente invadido					
	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3	
	(0-5 cm)	(5-10 cm)	(0-5 cm)	(5-10 cm)	(0-5 cm)	(5-10 cm)	(0-5 cm)	(5-10 cm)	(0-5 cm)	(5-10 cm)	(0-5 cm)	(5-10 cm)
pH	3,6	3,7	3,5	3,6	3,6	3,7	4,1	4,1	4,1	4,1	4,3	4,1
Matéria Orgânica (g.dm <sup>-3</sup> )	243	284	234	303	251	211	173	150	183	119	123	107
P (mg.dm <sup>-3</sup> )	34	28	28	32	33	27	39	32	31	27	70	65
K (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	6,1	4,6	5,1	5,3	6,1	4,7	2,8	1,9	3,1	1,5	2,5	0,9
Ca (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	10	6	9	11	9	5	19	8	24	11	14	9
Mg (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	7	4	8	9	7	5	7	4	7	3	7	3
N (mg.kg <sup>-1</sup> )	13.328	12.67	14.49	14.714	11.641	10.276	7.000	5.369	5.229	3.962	4.718	4.305
H+Al (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	253	281	185	228	253	205	149	166	149	135	109	109
SB (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	23,1	14,6	22,1	25,3	22,1	14,7	28,8	13,9	34,1	15,5	23,5	12,9
CTC (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	276,1	295,6	207,1	253,3	275,1	219,7	177,8	179,9	183,1	150,5	132,5	121,9
V	8	5	11	10	8	7	16	8	19	10	18	11

**Apêndice 2.** Tabela de análises químicas do solo do Córrego do Cortado, distrito de Martinho Prado Junior – SP, Brasil.

	Ambiente não invadido						Ambiente invadido					
	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3	
	(0-5 cm)	(5-10 cm)	(0-5 cm)	(5-10 cm)	(0-5 cm)	(5-10 cm)	(0-5 cm)	(5-10 cm)	(0-5 cm)	(5-10 cm)	(0-5 cm)	(5-10 cm)
pH	3,7	3,9	3,6	3,7	3,6	3,7	3,5	3,8	3,8	3,9	3,7	3,9
Matéria Orgânica (g.dm <sup>-3</sup> )	59	51	50	46	41	36	143	80	58	48	58	48
P (mg.dm <sup>-3</sup> )	10	11	14	14	16	14	21	14	13	9	16	13
K (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	4,1	1,3	1,1	0,9	1	<0,9
Ca (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	3	3	2	2	2	2	4	<1	2	<1	3	<1
Mg (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1
N (mg.kg <sup>-1</sup> )	1.820	1.778	1.799	1.624	1.778	1.337	4.445	2.464	2.093	2.121	1.61	1.673
H+Al (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	121	109	121	109	98	79	166	135	88	79	88	79
SB (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	4,4	4,5	3,8	3,7	3,7	3,4	11,1	3,3	4,1	2,9	5	2,7
CTC (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	125,4	113,5	124,8	112,7	101,7	82,4	177,1	138,3	92,1	81,9	93	81,7
V	4	4	3	3	4	4	6	2	4	4	5	3



## 8. CAPÍTULO 3

### **Decomposição de diferentes tipos de detritos em ambientes ripários invadidos e não invadidos por *Hedychium coronarium***

#### **Resumo**

Os ambientes ripários estão sendo modificados pelas atividades humanas e isto está levando a mudanças na dinâmica da vegetação. Espécies nativas estão sendo substituídas por espécies exóticas e invasoras. Os impactos das invasões de plantas nesses ambientes incluem a alteração na ciclagem de nutrientes e nas comunidades microbianas. O nosso objetivo foi avaliar a decomposição dos diferentes tipos de detritos (*Hedychium coronarium*, de outras espécies vegetais e de uma mistura de ambas) a partir de dois tipos diferentes de tratamentos (i) tratamento ambiental (ambientes invadidos e não invadidos) e (ii) tratamento sazonal (estação seca e chuvosa). Nós avaliamos a influência de ambos os tratamentos, juntos e separadamente, usando Modelos Mistos Lineares Generalizados usando como variáveis resposta a matéria orgânica particulada remanescente (MOP) dos diferentes tipos de detritos. Nossos resultados mostraram um efeito significativo do tratamento ambiental (ambiente não invadido) e da interação entre o tratamento climático e o tipo de detrito (estação seca com espécies vegetais; e estação seca com detrito de mistura). Além disso, as análises de solo mostraram que o ambiente não invadido e o invadido apresentam classes de texturas diferentes. O ambiente não invadido apresentou textura franco-siltosa e o invadido foi argilo-arenosa. Também encontramos maior quantidade de matéria orgânica (MO) no ambiente não invadido. Sob diferentes texturas de solo é errôneo afirmar que as diferenças na decomposição de MOP é causado apenas pela presença de *H. coronarium*, uma vez que a textura do solo é um importante fator na decomposição, e por si só, diferentes texturas podem promover diferentes respostas na decomposição. Entretanto, a textura argilo-arenosa do ambiente invadido pode ser um dos motivos de invasibilidade de *H. coronarium* nessa área. Dessa forma, é fundamental entender as características do ambiente que está sendo invadido e considerar o impacto das invasões sobre o solo.

**Palavras-chave:** experimento in situ, invasibilidade, matéria orgânica particulada, textura do solo.

## **Introdução**

O detrito vegetal é a principal fonte de matéria orgânica nos solos e é um fator importante na ciclagem de nutrientes nos ecossistemas (HOBBIE, 2015). A principal fonte de entrada de detritos é a partir da decomposição foliar (SWAN; HEALEY; RICHARDSON, 2008). A decomposição de matéria orgânica senescente é uma função importante do ecossistema, principalmente para os fluxos de energia e nutrientes. Como a taxa de decomposição está diretamente relacionada à composição taxonômica (QUESTED et al., 2003), a substituição de espécies nativas por espécies invasoras leva a mudanças nesses padrões (HALL; WALLACE; EGGERT, 2000; WALLACE et al., 1997). Consequentemente, isso pode alterar profundamente a decomposição de detritos e a ciclagem de nutrientes (EHRENFELD, 2010).

Durante as últimas décadas, os ambientes ripários foram extensivamente modificados pelas atividades humanas (ADAMS; WIESE; LEE, 2015; ALONSO; GONZÁLEZ-MUÑOZ; CASTRO-DÍEZ, 2010). Isso levou à mudanças na hidrologia (GROFFMAN et al., 2016) e, principalmente, na dinâmica da vegetação (BOTTOLLIER-CURTET et al., 2015; TABACCHI et al., 1998). Essas mudanças, se refletem principalmente, na composição das espécies. Espécies nativas foram substituídas por espécies exóticas e invasoras (Naiman and Décamps, 1997; Richardson et al., 2007). A substituição de espécies nativas por espécies exóticas pode ser o resultado de exclusão competitiva ou também de mudanças de nicho e nas propriedades de habitat (BOTTOLLIER-CURTET et al., 2015). Os impactos mais documentados de invasões de plantas nesses ambientes incluem declínios na riqueza de espécies nativas (HULME; BREMNER, 2006), influência na cascata trófica (ZAVALETA; HOBBS; MOONEY, 2001), desestabilização de bancos de sementes (DAWSON; HOLLAND, 1999) e mudanças nas propriedades do solo (TRUSCOTT et al., 2008), principalmente em comunidades microbianas e na ciclagem de nutrientes (EHRENFELD, 2003; HARNER et al., 2009).

A introdução de plantas exóticas pode alterar a ciclagem de nutrientes de duas formas: (i) diretamente, modificando a qualidade e a quantidade de serapilheira; ou (ii) indiretamente, alterando as propriedades físico-químicas do local invadido (FOLLSTAD SHAH; HARNER; TIBBETS, 2010; TATENO et al., 2007; YELENIK; STOCK; RICHARDSON, 2007). Consequentemente, estas alterações afetam a estrutura e a atividade da biota decompositora (HAWKES et al., 2005; MACK; D'ANTONIO; LEY, 2001; MAYER et al., 2005), finalmente afetando a disponibilidade de nutrientes para as

plantas (EHRENFELD; SCOTT, 2001; VILÀ et al., 2006). Estas mudanças físicas e químicas na qualidade nas propriedades do solo, e também dos detritos, podem aumentar a dominância de espécies invasoras (BATES; MILLER; DAVIES, 2006) e inibir o desenvolvimento de plantas nativas (CALLAWAY; RIDENOUR, 2004). Isso cria um “feedback” positivo para as espécies invasoras (FARRER; GOLDBERG, 2009).

Muitas espécies de plantas invasoras possuem um rápido crescimento formando densas populações, que aumentam a oferta de detritos no ambiente durante sua decomposição (GROTKOPP; REJMÁNEK, 2007; PATTISON; GOLDSTEIN; ARES, 1998). Esta estratégia é um outro mecanismo pelo qual uma espécie invasora pode deslocar e substituir as espécies de plantas nativas. Porém, em geral, as comunidades ripárias não são completamente substituídas por espécies invasoras (BURTON; SAMUELSON; PAN, 2005; ZIPPERER, 2002). Assim, os processos que ocorrem nesse ambiente são mediados por uma interação nativa-invasora, o que gera respostas ainda mais complexas e pouco avaliadas.

Considerando a importância de estudos in situ experimentais envolvendo mecanismos de invasão de plantas e seus impactos no funcionamento do ecossistema, nosso objetivo foi avaliar se 1) o detrito de *Hedychium coronarium* apresenta uma maior taxa de decomposição em ambientes invadidos, enquanto o oposto ocorre para detritos de plantas nativas em ambientes não invadidos; 2) detritos com mistura de serapilheira apresenta menor taxa de decomposição em ambientes não invadidos devido à presença de detritos de *H. coronarium*; 3) maior taxa de decomposição dos detritos na estação chuvosa, devido à maior temperatura e umidade nesta estação; e 4) devido à grande quantidade de matéria orgânica em decomposição proveniente da dominância dessa espécie, haverá maior quantidade de matéria orgânica nos ambientes invadidos.

## **Material e métodos**

### Espécie estudada

*H. coronarium* é uma macrófita anfíbia bem adaptada nas Américas, especialmente no Brasil (Lorenzi and Souza, 1995). Nativa da região do Himalaia, na Ásia tropical (MACEDO, 1997), ela é amplamente utilizada para fins ornamentais (KISSMANN; GROTH, 1995) nas regiões onde foi introduzida. É considerada uma espécie invasora muito comum em zonas ripárias (CASTRO et al., 2016; LORENZI; SOUZA, 1995) devido ao seu rápido crescimento e à reprodução clonal de seus rizomas

(STONE; SMITH; TUNISON, 1992; TUNISON, 1991). Nestas áreas, ela forma densas populações que substituem a vegetação original (SANTOS; PEDRALI; MEYER, 2005).

### Área estudada

O estudo foi realizado na represa do Fazari, imersa em um fragmento de Cerrado localizado na Universidade Federal de São Carlos, São Paulo - Brasil (21 ° 58'S e 47 ° 53'W) (ALBUQUERQUE, 1990). O local é considerado um ambiente lêntico. Nosso grupo de pesquisa trabalha neste local há mais de 10 anos, por isso, é conhecido que em um ambiente desta área, há uma invasão bem estabelecida e ainda crescente de *H. coronarium* e um ambiente adjacente de vegetação não invadida localizada a poucos metros de distância. Este fragmento apresenta espécies típicas de áreas úmidas algumas espécies exóticas (CASTRO et al., 2016). Por causa do represamento do córrego Fazari, parte da mata ciliar no local é submersa (TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1998). Além disso, em toda a sua extensão tem afloramentos de águas subterrâneas (FUSARI, 2006). O clima é quente e temperado em São Carlos e é classificado como uma transição entre Cwa e Aw (TOLENTINO, 1967). A pluviosidade média anual é significativa ao longo do ano, mas o verão é mais frio que o inverno; a precipitação média anual é de 1440 mm (INMET).

### Metodologia

O experimento in situ de curto prazo explorou dois tipos diferentes de tratamentos. O primeiro tratamento considera a variação ambiental (ambientes invadidos e não invadidos) e o segundo considera a variação climática (estação seca e chuvosa). Avaliamos a influência de ambos os tratamentos, juntos e separadamente, em três diferentes tipos de detritos (*H. coronarium*, espécies vegetais sem *H. coronarium* e uma mistura de ambos).

Um mês antes de iniciar o experimento, coletamos aleatoriamente detritos de rametas de *H. coronarium* e folhas de espécies vegetais presentes na serapilheira da mata ripária. Ambos os detritos foram secos a 60 °C em estufa de circulação forçada durante 72 horas. Todos os rametas foram cortados, incluindo folhas e flores secas, em pedaços de 15 cm. Preparamos 180 sacos de tecido sintético ou “litterbags” (20 × 20 cm,  $\phi$  pore = 0,3 cm), dos quais: 60 litterbags continham 15 g de folhas de espécies vegetais secas,

60 com 15 g de biomassa seca de *H. coronarium* e 60 com uma mistura de folhas de espécies vegetais (7,5 g) e biomassa de *H. coronarium* (7,5 g).

Alocamos 20 transectos perpendiculares ao corpo hídrico, sendo que 10 transectos estavam no ambiente invadido por *H. coronarium* e os outros 10 no ambiente não invadido. A distância entre os transectos era 10 m. Em cada transecto colocamos aleatoriamente três réplicas formadas por três litterbags de decomposição (uma de biomassa seca de *H. coronarium*, uma com folhas secas de espécies vegetais e outra com uma mistura de ambas). No total, foram distribuídas nove litterbags por transecto.

Em março de 2018, no final da estação chuvosa, colocamos os litterbags em campo. Em cada um dos 10 dias de amostragem (dias 1, 3, 5, 10, 15, 20, 30, 40, 50 e 60), foram retirados aleatoriamente 18 litterbags de cada local, sendo nove do ambiente invadido e nove do não invadido. Em laboratório, lavamos cuidadosamente os litterbags para remover macroinvertebrados e material particulado grosso. Após a lavagem, os litterbags foram secos a 60 °C em estufa de circulação forçada até peso constante e, em seguida, pesados para quantificar a matéria orgânica particulada remanescente (MOP). Todos os procedimentos foram repetidos em julho de 2018, no início da estação seca.

Para quantificar a textura, matéria orgânica do solo (MO) e pH, coletamos aleatoriamente três amostras de solo em cada transecto nos ambientes invadidos e não invadidos. Estas amostras foram coletadas em duas profundidades diferentes (0-5 cm e 5-10 cm). Cada amostra, separada por profundidade foi homogeneizada para obter uma amostra única de cada transecto/profundidade. As amostras de solo foram analisadas no Departamento de Ciência do Solo - ESALQ - USP Piracicaba - Brasil.

Para avaliar a umidade do solo, coletamos três amostras aleatórias de solo em cada transecto com um coletor de 25 cm x 25 cm x 5 cm. Estas amostras foram levadas para o laboratório, onde inicialmente foram retiradas 20 g cada amostra que foram levadas para secar em estufa de circulação forçada a 60 ° C, até peso constante. Posteriormente, as amostras de solo foram pesadas novamente. A diferença entre o peso fresco e o peso seco de cada amostra de 20g foi considerada como sendo a umidade do solo, que foi transformada em porcentagem considerando:  $\text{umidade do solo (\%)} = (\text{Peso da água} * 100) / 20$ .

A temperatura média e os dados de precipitação foram utilizados para construir um diagrama climático durante o período do estudo. Os dados microclimáticos foram registrados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) localizado na Universidade Federal de São Carlos - Brasil (1,8 Km da área de estudo).

### Análises

Nós avaliamos o efeito em conjunto e separado de nossos dois tratamentos: ambiental e sazonal usando Modelos Mistos Lineares Generalizados (GLMM com função “lme”). Nossas variáveis de resposta foram: a matéria orgânica particulada remanescente (MOP) dos diferentes tipos de detritos (*H. coronarium*, espécies vegetais e mistura), com os dados obtidos em cada um dos 10 dias de amostragem.

Os dados de solo (textura, matéria orgânica e pH) foram comparados entre as profundidades pelo teste de Análise de Variância (ANOVA) dois fatores; já a umidade do solo foi comparado entre as profundidades pelo teste de Mann Whitney.

Para todas as análises foi utilizado o ambiente estatístico R (Team, 2018), especificamente os pacotes lme (BATES et al., 2015), car (FOX; WEISBERG, 2018), gridExtra (AUGUIE, 2012) e ggplot2 (WICKHAM, 2016).

## **Resultados**

Como esperado, o clima durante o período de amostragem mostrou duas estações bem marcadas. Uma estação seca com temperaturas mais baixas de maio a agosto de 2018. Enquanto a outra estação, chuvosa, foi mais quente e úmida, de janeiro a abril e de setembro a novembro de 2018. A precipitação média do período de amostragem foi de cerca de 80 mm e a temperatura média máxima e média mínima foram 29 e 15 °C, respectivamente (Figura 1).

Encontramos um efeito significativo do ambiente não invadido e da interação entre a sazonalidade e o tipo de detrito. A estação seca foi o tratamento ambiental com maior relevância nas taxas de decomposição, a decomposição foi maior nesta época do ano para detritos de espécies vegetais e também de mistura (Tabela 1). Nós também encontramos um efeito positivo com os detritos de espécies vegetais quando esta não está associada a nenhum tipo de tratamento; a decomposição deste detrito é maior (Tabela 1).

O solo dos dois ambientes tem um pH ácido. O ambiente não invadido apresentou textura franco-siltosa; e o ambiente invadido apresenta textura argilo-arenosa. O ambiente não invadido também apresentou maior quantidade de matéria orgânica (MO) em ambas as profundidades (Tabela 2).

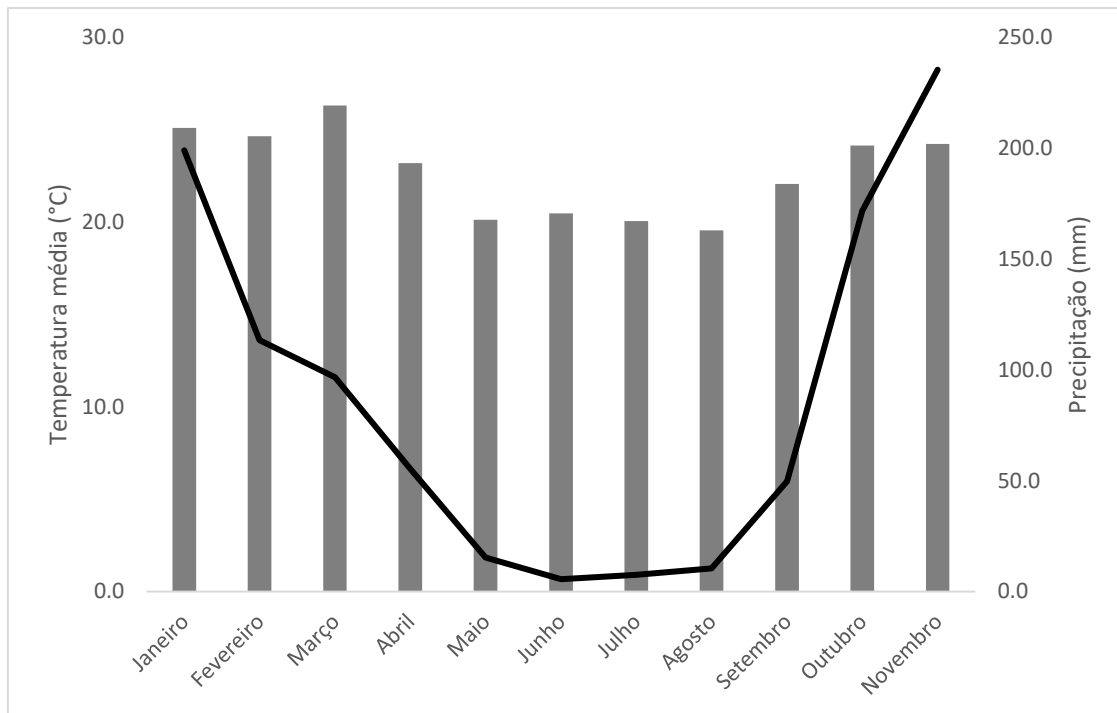


Figura 1. Diagrama climático da Represa do Fazari, localizado na cidade de São Carlos (SP) com dados de janeiro a novembro de 2018. O diagrama apresenta sazonalidade com déficit hídrico e baixas temperaturas entre maio e agosto.

■ Temperatura média (°C); — Precipitação (mm).

Tabela 1. Resultados dos Modelos Lineares Mistos Generalizados ajustados às diferenças entre matéria orgânica particulada (MOP) de cada tipo de detrito (*H. coronarium*, espécies vegetais e mistura) os tratamentos (ambiental e climático) e as interações. Os níveis de significância são representados por asteriscos (\*).

<b>Tratamentos</b>	<b>Variáveis</b>	<b>Valor</b>	<b>Std.Error</b>	<b>DF</b>	<b>t</b>	<b>p</b>
	Intercepto	0.8796	0.0147	17	59.645	-
	Mistura	0.0178	0.0106	374	1.678	0.0942
	Espécies vegetais	0.0266	0.0106	374	2.503	0.0128 *
<b>Ambiental</b>	Ambiente não invadido	0.0242	0.0106	374	2.275	0.0235 *
<b>Climático</b>	Estação seca	0.0142	0.0106	374	1.337	0.1822
	Detrito de mistura x ambiente não invadido	-0.0233	0.0150	374	-1.548	0.1224
	Detrito espécies vegetais x ambiente não invadido	-0.0236	0.0150	374	-1.569	0.1176
	Detrito de mistura x estação seca	0.0318	0.0150	374	2.112	0.0354 *
<b>Interações</b>	Detrito de espécies vegetais x estação seca	0.0296	0.0150	374	1.971	0.0495 *
	Ambiente não invadido x estação seca	0.0042	0.0150	374	0.282	0.7785
	Detrito de mistura x ambiente não invadido x estação seca	-0.0121	0.0213	374	-0.569	0.5698
	Detrito de espécies vegetais x ambiente não invadido x estação seca	-0.0003	0.0213	374	-0.014	0.9887

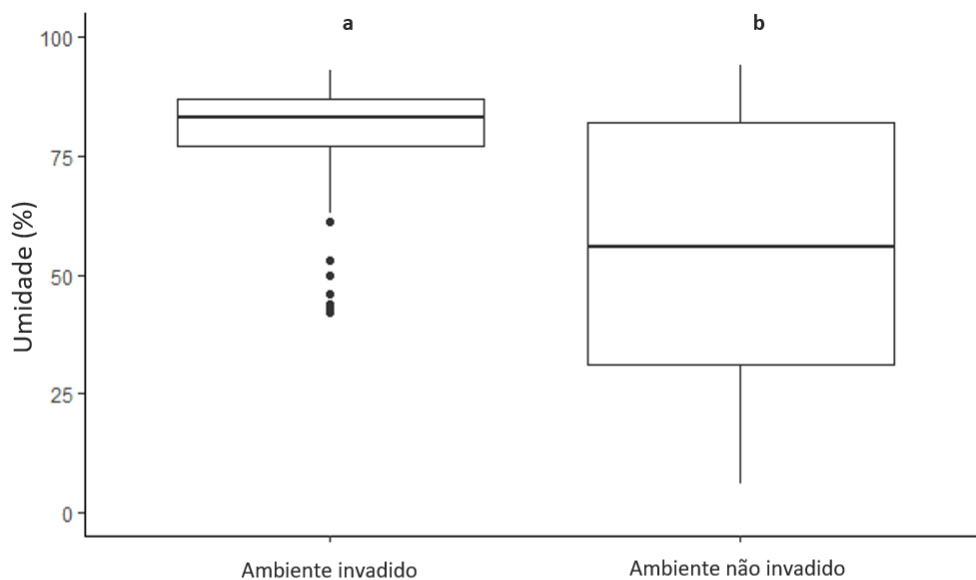


Tabela 2. Propriedades físico-químicas do solo da Represa do Fazari, localizado na cidade de São Carlos (SP). Os níveis de significância entre profundidades são representados por asteriscos.

	<b>Ambiente não invadido</b>			<b>Ambiente invadido</b>		
	<b>0 - 5 cm</b>	<b>5 - 10 cm</b>	<b>p</b>	<b>0 - 5 cm</b>	<b>5 - 10 cm</b>	<b>p</b>
<b>Textura</b>	Franco-siltosa	Franco-siltosa	-	Argilo-arenosa	Argilo-arenosa	-
<b>Areia (g kg<sup>-1</sup>)</b>	187,7 ± 33,1	187,0 ± 53,1	0,0187 *	474,3 ± 149,7	515,0 ± 148,7	0,0285 *
<b>Silte (g kg<sup>-1</sup>)</b>	691,7 ± 56,6	692,0 ± 80,6	0,00759 *	168,73 ± 162,0	141,3 ± 131,4	0,0114 *
<b>Argila (g kg<sup>-1</sup>)</b>	121,0 ± 29,4	120,3 ± 29,2	0,00341 *	357,3 ± 12,7	343,3 ± 17,6	0,00379 *
<b>pH</b>	3,6 ± 0,1	3,7 ± 0,1	-	4,2 ± 0,1	4,1 ± 0,0	-
<b>Matéria orgânica (g.dm<sup>-3</sup>)</b>	242,7 ± 8,5	266,0 ± 48,6	0,0421 *	159,7 ± 32,1	125,3 ± 22,2	0,0338*

Em ambas as estações há diferença na umidade do solo entre áreas invadidas e não invadidas ( $W = 5986,5$ ,  $p < 0,0001$ ;  $W = 6377$ ,  $p < 0,0001$ , chuvoso e seco, respectivamente) (Figura 2). Na área invadida, a umidade do solo é maior e não difere entre as estações (Figura 2).

2.1



2.2

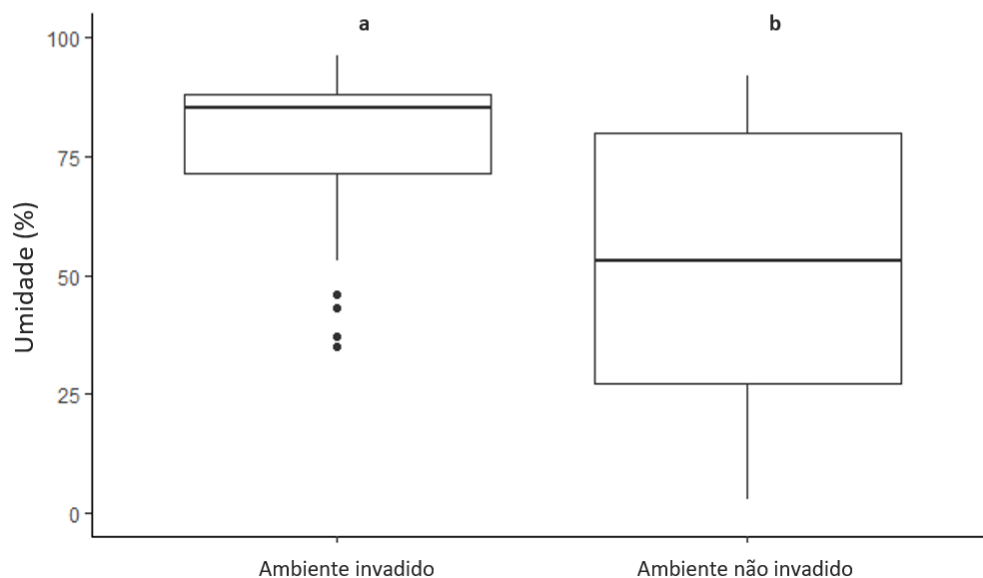


Figura 2 - Umidade do solo na Represa do Fazari nos ambientes invadidos e não invadidos por *H. coronarium*. Em diferentes estações do ano: 2.1) estação chuvosa e 2.2) estação seca. Letras diferentes significam que houve diferença estatística.

## Discussão

Todas as premissas deste estudo estavam apoiadas na hipótese de que *H. coronarium* afetaria a decomposição de matéria orgânica em ambientes invadidos. No entanto, as diferenças que foram encontradas em nossos resultados não podem ser totalmente atribuídas à presença de *H. coronarium*. Isto porque a textura do solo difere entre o ambiente invadido e não invadido. Além da textura do solo ser um fator muito importante na decomposição da matéria orgânica, também pode ser um fator crucial na invasibilidade de *H. coronarium*. A textura franco argila-arenosa do ambiente invadido pode criar um ambiente mais úmido devido à permeabilidade mais lenta deste tipo de solo (O'GEEN, 2012), o que pode favorecer esta espécie; em ambientes mais úmidos ou até mesmo alagados esta espécie forma adensamentos mono dominantes, além de apresentar maior espessura e altura o que ajuda sua sobrevivência (ALMEIDA, 2015).

A partir dos nossos resultados, podemos pensar em uma nova hipótese para explicar a dominância de *H. coronarium* em ambientes ripários. As características do ambiente, neste caso, texturas mais argilosas (textura no ambiente invadido), facilitam o processo de invasão desta macrófita. Uma vez que o ambiente foi invadido, a espécie causa mudanças no ambiente e se beneficia das próprias mudanças, o que facilita ainda mais sua dominância. Richardson et al. (2000) chamam essas espécies de "transformadores de ecossistemas" (conceito de "transformadoras"). Segundo esse conceito, a espécie interage com as variáveis bióticas e abióticas locais, alterando-as e beneficiando-se ainda mais dessas mudanças. Isto também tem impacto nos processos e serviços ecossistêmicos desses ambientes.

Alguns atributos do solo estão sujeitos a mudanças após a invasão. No entanto, a textura dos solos não se altera (BITTAR; FERREIRA; CORRÊA, 2013). A textura do solo tem um papel importante nos processos físicos, químicos e biológicos, interferindo no funcionamento dos ecossistemas (BAYER et al., 2006; DILUSTRO et al., 2005; SYLVIA et al., 1999) e nos processos de decomposição (MOUHAMAD et al., 2015). Os mecanismos pelos quais a textura do solo influencia o processo de decomposição pode ocorrer quando 1) solos mais argilosos formam uma camada protetora de macro agregados contra a degradação da matéria orgânica e 2) com isso, ocorre uma diminuição do acesso da biota decompositora (VAN VEEN; KUIKMAN, 1990).

Plantas invasoras podem alterar funções ecossistêmicas; no entanto, essas alterações dependem da espécie e das características ambientais (DASSONVILLE et al., 2008). A maior concentração de matéria orgânica no ambiente não invadido mostrou que

a decomposição é aparentemente mais lenta no ambiente invadido. Porém, neste caso, é preciso considerar as características do solo encontrado no ambiente não invadido, que favorece a decomposição. A textura do solo franco-siltosa apresenta uma permeabilidade moderada (O'GEEN, 2012) mantendo os níveis de umidade do solo favoráveis ao processo de decomposição (AUSTIN; VITOUSEK, 2000). Além disso, o baixo teor de argila no solo favorece os processos de mineralização e a ação de microorganismos decompositores (Rice, 2002).

A porosidade do solo (PAUL, 2007; SYLVIA et al., 1999), pH, nutrientes e textura do solo (FERREIRA; DOS SANTOS; CORRÊA, 2013; VINHAL-FREITAS et al., 2012) encontrados no ambiente não invadido afetam a atividade microbiana na decomposição. Além da questão da textura, outro ponto favorável a decomposição no ambiente não invadido, que também deve ser levado em consideração, é a ausência da própria espécie invasora neste ambiente. Os detritos de *H. coronarium* possuem substâncias antimicrobianas (MARTINS et al., 2010), larvicidas (PRAKASH et al., 2010) e compostos alelopáticos que podem afetar o metabolismo e a composição da biota decompositora do solo (HARNER et al., 2009) e assim, interferir no processo de decomposição em áreas invadidas. Esta ideia pode ser corroborada pela baixa decomposição de detritos de espécies vegetais misturados com detritos de *H. coronarium*, na área não invadida.

Verificamos que a decomposição é maior na estação seca, contrário à nossa expectativa e também com resultados encontrados em outros estudos (AUSTIN; VITOUSEK, 2000; SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979); porém similar ao encontrado em outras áreas de Cerrado (CIANCIARUSO et al., 2006) e também em florestas semidecíduas (MORELLATO, 1992). A temperatura e a precipitação são os fatores abióticos que controlam muitos processos naturais (Liu et al., 2004), um deles é o decaimento e a decomposição de serapilheira (AERTS, 1997; CIANCIARUSO et al., 2006; LIU et al., 2004; MARTINS; RODRIGUES, 1999). Durante a estação seca pode haver um aumento no decaimento de detrito vegetal devido à diminuição da umidade do solo e da temperatura do ar (BATALHA; MANTOVANI, 2000; MANTOVANI; MARTINS, 1988), uma vez que o clima é uma forte variável das taxas de perda de biomassa (AUSTIN; VITOUSEK, 2000). Com isso, as taxas de decomposição podem aumentar devido a um aumento na quantidade de biomassa na serapilheira (GARTNER; CARDON, 2004).

As espécies arbóreas e arbustivas produzem biomassa mais recalcitrante e lignocelulolítica do que as espécies herbáceas, como: troncos, galhos e folhas. Isto torna seu processo de decomposição mais lento do que observado em áreas dominadas por espécies herbáceas. Isto pode favorecer o aumento da matéria orgânica no solo dos ambientes não invadidos, como foi encontrado em nossos resultados. A qualidade da serapilheira é uma variável importante e que afeta diretamente os processos de decomposição (COÛTEAUX; BOTTNER; BERG, 1995). Nossa hipótese era que haveria um aumento da MO em ambientes invadidos, devido à elevada biomassa produzida por *H. coronarium*. Porém, nossa hipótese não foi confirmada, a quantidade de MO foi menor nestes ambientes. Sabe-se que a medida que *H. coronarium* cresce, seu metabolismo também fica acelerado (CASTRO, 2014; SANTOS; PEDRALI; MEYER, 2005). Dessa forma, acreditamos que sua forma de crescimento faz com que *H. coronarium* utilize de forma mais rápida e eficiente a matéria orgânica particulada no solo, diminuindo a sua quantidade no solo. Isso gera um “feedback” positivo: quanto mais biomassa a espécie invasora produz, maior a sua necessidade nutricional e com isso, menor a quantidade de matéria no solo (DASSONVILLE et al., 2008). Essa diminuição na quantidade de matéria orgânica disponível no solo pode impedir o estabelecimento de outras espécies aumentando cada vez mais a dominância da espécie invasora (STEFANOWICZ et al., 2017). Este feedback positivo causado pelas plantas invasoras afetam as taxas de decomposição e mineralização da serapilheira (CASTRO-DÍEZ et al., 2012; LIAO et al., 2007; VILÀ et al., 2011). Isso ocorre porque as espécies invasoras investem cada vez mais na alocação de recursos para aumentar sua área foliar, aumentar suas taxas de crescimento e melhorar sua aptidão física, e isso afeta diretamente os ciclos de matéria e nutrientes no solo (LIAO et al., 2007; VAN KLEUNEN; WEBER; FISCHER, 2010).

Dassonville et al (2008) verificaram que em áreas invadidas, espécies invasoras apresentavam um maior crescimento e maior biomassa aérea, conseqüentemente, usando mais os estoques de matéria e nutrientes do solo (EHRENFELD, 2003; EHRENFELD; SCOTT, 2001; LIAO et al., 2007). Outros estudos já encontraram que plantas invasoras podem mudar os processos do solo desde de mudanças na biota do solo até mudanças no uso de matéria orgânica e nutrientes (EHRENFELD; SCOTT, 2001). No entanto, esses processos dependem de quais são as espécies de plantas invasoras, as características do solo, a estação do ano, a umidade e as interações entre esses fatores (DASSONVILLE et al., 2008; STEFANOWICZ et al., 2016). Mudanças nos atributos do solo desencadeadas pela invasão podem levar a reações positivas que podem acelerar a invasão, e então,

podem criar mecanismos de feedback que aumentam sua invasibilidade promovendo efeitos em cascata em outras espécies (EHRENFELD; SCOTT, 2001; STEFANOWICZ et al., 2017).

Esta espécie é agressiva em ambientes ripários formando densas formações mono dominantes de biomassa viva e morta, alterando esses ambientes tanto na estrutura micro como macro ecológica. Esta espécie possui alto nível de produtividade, principalmente devido ao seu caráter altamente competitivo (COSTA, 2018; COSTA et al., 2019) e grande plasticidade fenotípica (ALMEIDA, 2015; SANTOS; PEDRALLI; MEYER, 2005). Neste estudo, verificamos que, assim como observado para outras espécies invasoras (EHRENFELD, 2003; EHRENFELD; SCOTT, 2001; LIAO et al., 2007), aparentemente *H. coronarium* apresenta um “feedback” positivo considerando sua elevada taxa de crescimento faz com que esta espécie invasora utilize de forma mais rápida e eficiente a matéria orgânica produzida, o que explica os menores valores encontrados na área invadida, o que também favorece sua dominância.

## Referências

- ADAMS, C. R.; WIESE, C.; LEE, L. C. Native recolonization following control of invasive *Ruellia simplex* in a cypress floodplain forest. **Applied Vegetation Science**, v. 18, n. 4, p. 694–704, 2015.
- AERTS, R. Climate , leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. **Oikos**, v. 79, p. 439–449, 1997.
- ALBUQUERQUE, L. B. **Entomofauna aquática do litoral de dois reservatórios da região de São Carlos**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1990.
- ALMEIDA, R. V. DE. **Invasividade de *Hedychium coronarium* J. Koenig (Zingiberaceae) em diferentes umidades do solo**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2015. Disponível em: <<https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/2131>>
- ALONSO, A.; GONZÁLEZ-MUÑOZ, N.; CASTRO-DÍEZ, P. Comparison of leaf decomposition and macroinvertebrate colonization between exotic and native trees in a freshwater ecosystem. **Ecological Research**, v. 25, n. 3, p. 647–653, 2010.
- AUGUIE, B. **gridExtra: functions in Grid graphicsR package version 0.9**, 2012.
- AUSTIN, A. T.; VITOUSEK, P. M. Precipitation, decomposition and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* in native forests on Hawai'i. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 1, p. 129–138, 2000.
- BATALHA, M. A.; MANTOVANI, W. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and woody floras. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 1, p. 129–145, 2000.
- BATES, D. et al. Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1–48, 2015.
- BATES, J. D.; MILLER, R. F.; DAVIES, K. W. Restoration of Quaking Aspen Woodlands Invaded by Western Juniper Restora. **Rangeland Ecology &**, v. 59, n. 1, p.

88–97, 2006.

BITTAR, I. M. B.; FERREIRA, A. DE S.; CORRÊA, G. F. Influência da textura do solo na atividade microbiana, decomposição e mineralização do carbono de serapilheira de sítios do bioma cerrado sob condições de incubação. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 6, p. 1952–1960, 2013.

BOTTOLLIER-CURTET, M. et al. Chemical composition rather than plant geographic origin drives the breakdown of riparian plant litter with changes in associated invertebrate diversity. **Plant and Soil**, v. 390, n. 1–2, p. 265–278, 2015.

BURTON, M. L.; SAMUELSON, L. J.; PAN, S. Riparian woody plant diversity and forest structure along an urban-rural gradient. **Urban Ecosystems**, v. 8, n. 1, p. 93–106, 2005.

CALLAWAY, R. M.; RIDENOUR, W. M. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 8, p. 436–443, 2004.

CASTRO-DÍEZ, P. et al. Effects of exotic and native tree leaf litter on soil properties of two contrasting sites in the Iberian Peninsula. **Plant and Soil**, v. 350, n. 1–2, p. 179–191, 2012.

CASTRO, W. A. C. **Ecologia da Invasora *Hedychium Coronarium* J. König (Zingiberaceae)**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, 2014.

CASTRO, W. A. C. et al. Invasion strategies of the white ginger lily *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae) under different competitive and environmental conditions. **Environmental and Experimental Botany**, v. 127, p. 55–62, 2016.

CIANCIARUSO, M. V. et al. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 20, n. 1, p. 49–59, 2006.

COSTA, R.O., JOSÉ, C. M., GROMBONE-GUARATINI, M.T., SILVA MATOS, D. M. Chemical characterization and phytotoxicity of the essential oil from the invasive *Hedychium coronarium* on seeds of Brazilian riparian trees. **Flora**. 2019. doi:



10.1016/j.flora.2019.05.010

COSTA, R.O. **Estratégias de invasão de *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae)**. Universidade Federal de São Carlos, 2018.

COÛTEAUX, M.-M.; BOTTNER, P.; BERG, B. Litter decomposition, climate and litter quality. **Tree**, v. 10, n. 2, p. 63–66, 1995.

DASSONVILLE, N. et al. Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. **Oecologia**, v. 157, n. 1, p. 131–140, 2008.

DAWSON, F. H.; HOLLAND, D. The distribution in bankside habitats of three alien invasive plants in the U.K. in relation to the development of control strategies. **Hydrobiologia**, v. 415, p. 193–201, 1999.

EHRENFELD, J. G. Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. **Ecosystems**, v. 6, n. 6, p. 503–523, 2003.

EHRENFELD, J. G. Ecosystem Consequences of Biological Invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 41, n. 1, p. 59–80, 2010.

EHRENFELD, J. G.; SCOTT, N. **Invasive Species and the Soil: Effects on Organisms and Ecosystem Processes**. Ecological Society of America, 2001.

FARRER, E. C.; GOLDBERG, D. E. Litter drives ecosystem and plant community changes in cattail invasion. **Ecological Applications**, v. 19, n. 2, p. 398–412, mar. 2009.

FERREIRA, A. DE S.; DOS SANTOS, M. A.; CORRÊA, G. F. Soil microbial response to glucose and phosphorus addition under agricultural systems in the Brazilian Cerrado. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 1, p. 395–403, 2013.

FOLLSTAD SHAH, J. J.; HARNER, M. J.; TIBBETS, T. M. *Elaeagnus angustifolia* elevates soil inorganic nitrogen pools in riparian ecosystems. **Ecosystems**, v. 13, n. 1, p. 46–61, 2010.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An R Companion to Applied Regression**. Sage Publications, 2018.

FUSARI, L. M. **Estudo das Comunidades de Macroinvertebrados Bentônicos das**

**Represas do Monjolinho e do Fazzari no Campus da UFSCar , Município de São Carlos, SP.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, , 2006.

GARTNER, T. B.; CARDON, Z. G. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. **Oikos**, v. 104, n. 2, p. 230–246, 2004.

GROFFMAN, P. M. et al. Down by the riverside: urban riparian ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 1, n. 6, p. 315–321, 2016.

GROTKOPP, E.; REJMÁNEK, M. High seedling relative growth rate and specific leaf area are traits of invasive species: Phylogenetically independent contrasts of woody angiosperms. **American Journal of Botany**, v. 94, n. 4, p. 526–532, 2007.

HALL, R. O.; WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L. Organic matter flow in stream food webs with reduced detrital resource base. **Ecology**, v. 81, n. 12, p. 3445–3463, 2000.

HARNER, M. J. et al. Decomposition of leaf litter from a native tree and an actinorhizal invasive across riparian habitats. **Ecological Applications**, v. 19, n. 5, p. 1135–1146, 2009.

HAWKES, C. V. et al. Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. **Ecology Letters**, v. 8, n. 9, p. 976–985, 2005.

HOBBIE, S. E. Plant species effects on nutrient cycling: revisiting litter feedbacks. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 6, p. 357–363, 2015.

HULME, P. E.; BREMNER, E. T. Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 1, p. 43–50, 2006.

KISSMANN, K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. Basf Brasileira São Paulo, 1995. v. 3

LIAO, C. et al. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. **New Phytologist**, v. 177, p. 706–714, 2007.

LIU, C. et al. Variation in litterfall-climate relationships between coniferous and

broadleaf forests in Eurasia. **Global Ecology and Biogeography**, v. 13, n. 2, p. 105–114, 2004.

LORENZI, H.; SOUZA, H. M. DE. **Plantas ornamentais no Brasil –Arbustivas, herbáceas e trepadeiras**. Nova Odessa: Plantarum, 1995.

MACEDO, J. F. O gênero *Hedychium* Koenig (Zingiberaceae) no Estado de Minas Gerais. **Daphne**, v. 7, n. 2, p. 27–31, 1997.

MACK, M. C.; D'ANTONIO, C. M.; LEY, R. E. Alteration of Ecosystem Nitrogen Dynamics by Exotic Plants: A Case Study of C4 Grasses in Hawaii. **Ecological Applications**, v. 11, n. 5, p. 1323–1335, 2001.

MANTOVANI, W.; MARTINS, F. R. Variações fenológicas das espécies do cerrado da Reserva Biológica de Moji Guaçu, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 11, p. 101–112, 1988.

MARTINS, M. B. . et al. Caracterização anatômica e fitoquímica de folhas e rizomas de *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae). **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, v. 12, n. 2, p. 179–187, 2010.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n. 3, p. 405–412, 1999.

MAYER, P. M. et al. Invasive grass alters litter decomposition by influencing macrodetritivores. **Ecosystems**, v. 8, n. 2, p. 200–209, 2005.

MORELLATO, L. P. C. Nutrient cycling in two south-east Brazilian forests. Litterfall and litter standing crop. **Journal of Tropical Ecology**, v. 8, n. 2, p. 205–215, 1992.

MOUHAMAD, R. et al. Decomposition of organic matter under different soil textures. **Current Science Perspectives**, v. 1, n. 1, p. 22–25, 2015.

NAIMAN R.J.; DÉCAMPS H. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 621–658, 1997.

PATTISON, R. R.; GOLDSTEIN, G.; ARES, A. Growth, biomass allocation and

photosynthesis of invasive and native Hawaiian rainforest species. **Oecologia**, v. 117, n. 4, p. 449–459, 1998.

PRAKASH, O. et al. Chemical composition and antibacterial activity of rhizome oils from *Hedychium coronarium* Koenig and *Hedychium spicatum* Buch-Ham. **Journal of Essential Oil-Bearing Plants**, v. 13, n. 2, p. 250–259, 2010.

QUESTED, H. M. et al. Decomposition of sub-arctic plants with differing nitrogen economies: a functional role for hemiparasites. **Ecology**, v. 84, n. 12, p. 3209–3221, 2003.

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

RICHARDSON, D. M. et al. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects RID A-1495-2008 RID F-5883-2010. **Diversity and Distributions**, v. 13, n. 1, p. 126–139, 2007.

SANTOS, S. B.; PEDRALLI, G.; MEYER, S. T. Aspectos da fenologia e ecologia de *Hedychium coronarium* (Zingiberaceae) na estação ecológica do Tripuí, Ouro Preto-MG. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 175–180, 2005.

STEFANOWICZ, A. M. et al. Species-specific effects of plant invasions on activity, biomass, and composition of soil microbial communities. **Biology and Fertility of Soils**, v. 52, n. 6, p. 841–852, 2016.

STEFANOWICZ, A. M. et al. Differential influence of four invasive plant species on soil physicochemical properties in a pot experiment. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 4, p. 1409–1423, 2017.

STONE, C. P.; SMITH, C. W.; TUNISON, J. T. **Alien plant invasions in native ecosystems of Hawai'i: management and research**. University of Hawai'i, 1992.

SWAN, C. M.; HEALEY, B.; RICHARDSON, D. C. The role of native riparian tree species in decomposition of invasive tree of heaven (*Ailanthus altissima*) leaf litter in an urban stream. **Ecoscience**, v. 15, n. 1, p. 27–35, 2008.

TABACCHI, E. et al. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. **Freshwater Biology**, v. 40, p. 497–516, 1998.

TATENO, R. et al. Comparison of litterfall production and leaf litter decomposition between an exotic black locust plantation and an indigenous oak forest near Yan'an on the Loess Plateau, China. **Forest Ecology and Management**, v. 241, n. 1–3, p. 84–90, 2007.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. Chironomidae (Diptera) associados a troncos de árvores submersos. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 41, n. 2–4, p. 173–178, 1998.

TRUSCOTT, A.-M. et al. Consequences of invasion by the alien plant *Mimulus guttatus* on the species composition and soil properties of riparian plant communities in Scotland. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 10, n. 4, p. 231–240, 2008.

TUNISON, T. **Element Stewardship Abstract for *Hedychium coronarium*. The Nature Conservancy**. Arlington, Virginia, 1991.

VAN KLEUNEN, M.; WEBER, E.; FISCHER, M. A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. **Ecology Letters**, v. 13, n. 2, p. 235–245, 2010.

VAN VEEN, J. A.; KUIKMAN, P. J. Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. **Biogeochemistry**, v. 11, n. 3, p. 213–233, 1990.

VILÀ, M. et al. Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 5, p. 853–861, 2006.

VILÀ, M. et al. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology letters**, v. 14, n. 7, p. 702–708, 2011.

VINHAL-FREITAS, I. C. et al. Influence of Phosphorus and Carbon on Soil Microbial Activity in a Savannah Agroecosystem of Brazil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 43, n. 9, p. 1291–1302, 2012.

WALLACE, J. B. et al. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter

inputs. **Science**, v. 277, n. 5322, p. 102–104, 1997.

WICKHAM, H. **ggplot2: elegant graphics for data analysis**. Springer, 2016.

YELENIK, S. G.; STOCK, W. D.; RICHARDSON, D. M. Functional group identity does not predict invader impacts: differential effects of nitrogen-fixing exotic plants on ecosystem function. **Biological Invasions**, v. 9, n. 2, p. 117–125, 2007.

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

ZIPPERER, W. C. Species composition and structure of regenerated and remnant forest patches within an urban landscape. **Urban Ecosystems**, v. 6, p. 271–290, 2002.

## 9. CONCLUSÃO GERAL

Apesar de todo conhecimento de que os ambientes ripários estão cada vez mais sendo pressionados e alterados pelas atividades humanas, de que estes ambientes são altamente suscetíveis à invasão e que isto está levando à mudança na dinâmica da vegetação; a invasão de plantas em matas ciliares pode ser considerada um tema emergente no contexto científico. O recente aumento do número de publicações, tem demonstrado isso e aumenta ainda mais a preocupação com este tema. A compreensão dos impactos das plantas invasoras nos ambientes ripários é de extrema importância devido a todos os bens e serviços que estes ambientes prestam. Por isso cada vez mais se faz necessário estimular a cooperação entre organizações e países e buscar usar abordagens mais sistêmicas e integradas.

A espécie *Hedychium coronarium* é altamente invasora nos ambientes ripários onde apresenta uma alta taxa de produção de biomassa, no entanto, a produção de serapilheira não diferiu entre ambientes invadidos e não invadidos. A produção de serapilheira tanto de espécies vegetais quanto de *H. coronarium* não é uniforme ao longo do ano, e há um aumento na produção durante a estação seca. A ciclagem de nutrientes é um processo complexo e essencial para a manutenção da produtividade e da qualidade dos ecossistemas naturais. No entanto, ela depende de muitos fatores tanto abióticos quanto bióticos. Um desses fatores que é essencial para o entendimento desse processo, é a textura do solo. Em ambientes com textura de solo franco argilo-arenoso e com baixos teores de nitrogênio, *H. coronarium* parece aumentar as concentrações deste nutriente no solo. Isto parece estar de acordo com idéia de que as espécies invasoras transformam o ambiente para seu próprio benefício e/ou, com a “invasion meltdown hypothesis” que considera que espécies invasoras transformam o ambiente facilitando seu estabelecimento e também a entrada de outras invasoras.

Apesar de também termos encontrado *H. coronarium* em solos de texturas mais arenosas, a produção de biomassa da espécie foi maior em solos de textura argilosa. Baseado neste resultado, podemos inferir que a textura do solo pode ser um fator de invasibilidade da espécie. Ao contrário do que esperávamos, não encontramos maior taxa de decomposição dos detritos de *H. coronarium*. Outros estudos acharam altas taxas de decomposição de espécies invasoras no ambiente na qual elas invadem. Porém, a menor taxa de matéria orgânica encontrada nos ambientes invadidos, comparada com as áreas

não invadidas, pode ser explicada pela elevada demanda de nutrientes e matéria para manter o elevado crescimento desta espécie invasora.

Portanto, a partir deste estudo nós pudemos entender a importância do contexto ecológico, das propriedades físico-químicas do solo e também da qualidade da serapilheira dos ambientes invadidos. Um ponto importante que ressaltamos, é a difícil construção de padrões quando se trata de invasões biológicas. A forma como uma espécie invasora influencia a ciclagem de nutrientes não é específica e igual para qualquer ambiente; ela depende, além dos traços e história de vida da espécie, das características ambientais, nesse caso, destacamos as diferentes texturas de solo.

Mais estudos devem ser desenvolvidos para compreender a relação entre plantas invasoras e solo de ambientes ripários. Estes estudos devem levar em consideração o contexto ecológico do ambiente invadido, as características físico-químicas do ambiente, e as características da espécie invasora.