

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

Dissertação de Mestrado

Comunidades de macroinvertebrados de solo respondem à restauração e à fertilidade do solo de florestas ripárias?

Luís Fernando de Abreu Pestana

Orientadora: Profa. Dra. Andréa Lúcia Teixeira de Souza

Coorientador: Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka

SÃO CARLOS - SP

2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

Comunidades de macroinvertebrados de solo respondem à restauração e à fertilidade do solo de florestas ripárias?

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais

SÃO CARLOS - SP

2019

de Abreu Pestana, Luís Fernando

Comunidades de macroinvertebrados de solo respondem à restauração e à fertilidade do solo de florestas ripárias? / Luís Fernando de Abreu Pestana. -- 2019.

55 f. : 30 cm.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação)-Universidade Federal de São Carlos, campus São Carlos, São Carlos

Orientador: Andréa Lúcia Teixeira de Souza

Banca examinadora: Guilherme Rossi Gorni, Victor Satoru Saito

Bibliografia

1. Ecologia da restauração. 2. Macroinvertebrados de solo. 3. Gradiente de nutrientes de solo. I. Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

Bibliotecário(a) Responsável: Ronildo Santos Prado – CRB/8 7325



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Luis Fernando de Abreu Pestana, realizada em 26/02/2019:

Profa. Dra. Andrea Lucia Teixeira de Souza
UFSCar

Prof. Dr. Victor Satoru Saito
UFSCar

Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni
UNIARA

AGRADECIMENTOS

À Deus, primeiramente.

Aos meus pais, irmã e família, que permitiram e sempre apoiaram minhas decisões.

À minha namorada, Jéssica, que me acompanha desde a graduação, me ajudando tanto na vida pessoal quanto acadêmica.

À minha orientadora, Professora Andréa, e ao meu coorientador, Professor Marcel, por toda dedicação cedida a mim, por todos os ensinamentos em ecologia e estatística, pelas conversas, risadas e amizade.

Aos meus amigos da Pós, Débora e Gustavo, pela amizade e pela elevada contribuição nos trabalhos de campo, tornando o experimento possível.

Aos estagiários da Professora Andréa e ao mestrando Pedro que também auxiliaram nos trabalhos de campo.

Aos Professores Facundo, Felipe e Victor, que auxiliaram na identificação dos meus macroinvertebrados.

Ao técnico administrativo, Vinícius, por sempre atender às minhas dúvidas, pela troca de figurinhas e amizade.

Aos meus amigos João Roque e João Romaneli, pelas belas piadas e pela troca de conhecimento.

Ao grupo de futebol, que tornou o tempo de mestrado mais leve.

Ao PPGCam, ao DCam, amigos, funcionários, coordenação e professores, pelo apoio e amizade.

Aos professores Felipe, Victor e Maria Elina, pela participação na banca de qualificação de texto e pelas contribuições.

Aos professores Luiz Eduardo, Marcela e Juliano, pela participação na banca de qualificação de aula e pelas dicas.

Aos membros da banca examinadora da defesa, professores Guilherme e Victor, por aceitarem o convite e pelas contribuições.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

Áreas ripárias tropicais, consideradas como essenciais devido ao seu elevado valor ecológico para qualidade de água, estabilização do solo e conservação da biodiversidade, constituem um exemplo de zonas intensivamente degradadas por atividades agropecuárias. A restauração ecológica, que conduz procedimentos de intervenção de ambientes degradados visando o reestabelecimento de suas funções ecossistêmicas, é um dos mecanismos existentes para minimizar os efeitos antrópicos de degradação. Para o sucesso de uma restauração, um dos fatores essenciais é a qualidade do solo, que mantém a produtividade vegetal e animal de um ecossistema. Para avaliar estas condições, os macroinvertebrados de solo são importantes indicadores das condições de um ecossistema, já que variam com mudanças da qualidade de solo e vegetação. Entretanto, há poucos estudos que consideram estes organismos em áreas de restauração, considerando também as condições de solo. Avaliamos neste estudo se a estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados de solo respondem ao gradiente de restauração em que estão situadas, bem como à disponibilidade de nutrientes do substrato. Conduzimos o estudo em uma área ripária inserida em um contexto agropecuário. Avaliamos a diversidade e composição de macroinvertebrados de solo em três tipos de vegetação adjacentes caracterizados por estarem em diferentes estágios de sucessão - pastagem, área em processo de restauração e fragmento florestal remanescente. A área sob restauração foi manejada através da reintrodução de dez espécies arbóreas nativas da região há cinco anos, projeto implantado em uma área anteriormente usada como pastagem. Além disso, a área que engloba os três tipos de vegetação está sobre um gradiente longitudinal de fertilidade do solo. Obtivemos as variáveis de caracterização ambiental da área (estrutura da vegetação e química do solo). Obtivemos a macrofauna pelo método "pitfall" e identificamos ao nível de morfoespécie. Os indicadores da estrutura das comunidades de macroinvertebrados de solo responderam de forma diferente às condições ambientais. Abundância e riqueza, apesar de indicarem diferenças entre os tipos de vegetação, evidenciando maiores valores no restauro, seguido de pasto e mata, quando utilizados sozinhos podem não fornecer informações importantes sobre os fatores que determinam a estrutura de comunidades de macroinvertebrados que habitam a serapilheira, já que os índices de diversidade, dominância e equitatividade demonstraram que a qualidade do solo também influencia positivamente as comunidades, com maiores diversidades e uniformidades em ambientes com maior disponibilidade de nutrientes. Assim, os índices que consideram a abundância relativa combinado com índices de riqueza parecem ser mais eficazes. Ambientes simplificados e em restauração sofrem efeito positivo com os nutrientes através do aumento da produtividade vegetal, aumentando a disponibilidade de recursos e habitats, o que reflete no aumento da diversidade e

uniformidade das comunidades. Sobre a composição das comunidades, 3 fatores são determinantes para sua estruturação: O tipo de vegetação existente; a disponibilidade de nutrientes, que afeta a produtividade; e a presença de gramíneas. Comunidades de áreas em restauração com aporte de nutrientes e com baixa porcentagem de gramíneas indicam uma aproximação com comunidades de matas remanescentes.

Palavras-chave: disponibilidade de nutrientes, estrutura de vegetação, macroinvertebrados de solo e restauração ecológica;

ABSTRACT

Tropical riparian zones, considered essential due to their high ecological value for water quality, soil stabilization and biodiversity conservation, are an example of areas that are intensively degraded by agricultural activities. Ecological restoration, which leads to intervention procedures of degraded environments aiming at the reestablishment of their ecosystem functions, is one of the existing mechanisms to minimize the anthropic effects of degradation. For the success of restoration, one of the essential factors is soil quality, which maintains the plant and animal productivity of an ecosystem. To evaluate these conditions, soil macroinvertebrates are important indicators of the conditions of an ecosystem, since they vary with changes in soil and vegetation quality. However, there are few studies that consider these organisms in restoration areas, also considering soil conditions. We evaluated in this study whether the structure and composition of the soil macroinvertebrate communities respond to the restoration gradient in which they are located, as well as to the nutrient availability of the substrate. The study was conducted in a riparian area inserted in an agricultural context. The diversity and composition of soil macroinvertebrates were evaluated in three adjacent vegetation types characterized by being at different stages of succession - pasture, restoration area and remnant forest fragment. The area under restoration was managed through the reintroduction of ten tree species native to the region five years ago, a project implanted in an area formerly used as pasture. In addition, the area encompassing the three vegetation types is on a longitudinal gradient of soil fertility. The variables of environmental characterization of the area (vegetation structure and soil chemistry) were obtained. The macrofauna was obtained by the pitfall method and identified at the morphospecies level. Indicators of the structure of the soil macroinvertebrate communities responded differently to the environmental conditions. Abundance and richness, although indicating differences between vegetation types, evidencing higher values in the restoration, followed by pasture and forest, when used alone may not provide important information on the factors that determine the structure of macroinvertebrate communities that inhabit the litter, since the diversity, dominance and fairness indexes showed that soil quality also positively influences communities, with greater diversity and uniformity in environments with greater availability of nutrients. Thus, indices that consider relative abundance combined with wealth indexes seem to be more effective. Simplified and restoration environments have a positive effect on nutrients by increasing plant productivity, increasing the availability of resources and habitats, which reflects increasing the diversity and uniformity of communities. Regarding the composition of the communities, 3 factors are decisive for their structuring: The type of vegetation existing; the availability of nutrients, which affects productivity; and the presence of grasses. Communities of

restoration areas with nutrient inputs and low percentage of grasses indicate an approximation with remnant forest communities

Keywords: ecological restoration, nutrient availability, soil macroinvertebrates and vegetation structure.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Imagem aérea caracterizando a área de estudo. Nota-se a área ripária restaurada dentro de um contexto agropecuário.....	16
Figura 2 - Caracterização da área de estudo evidenciando os 3 tipos de vegetações ao longo do Córrego do Engenho Velho. O restauro está entre a delimitação em preto. A mata está acima e o pasto abaixo do restauro.	17
Figura 3 - Fotos ilustrando os tipos de vegetação. A=Pasto, B=Restauro e C= Mata remanescente.	18
Figura 4 - Imagem aérea de 2018 que continua ilustrando o gradiente da estrutura de vegetação ao longo da área de estudo. A seta representa a diminuição do tamanho das árvores do restauro, bem como a diminuição da disponibilidade de nutrientes.....	18
Figura 5 – Ilustração do gradiente longitudinal de nutriente sob os tipos de vegetação: mata ripária remanescente (M1-M10), floresta restaurada (R1-R10) e campo de gramíneas (P1-P10). As parcelas amostradas estão destacadas em verde.	19
Figura 6 – Estrutura e conteúdo necessários para montagem do pitfall (A) e aplicação no campo (B).....	20
Figura 7 - Exemplificação da disposição dos pitfalls, representados pelos círculos numerados em cada parcela amostrada.	21
Figura 8 - Análise de Componentes Principais das variáveis ambientais de vegetação. As parcelas de pasto estão representadas em vermelho, os restauros em verde e as parcelas de mata em preto. As variáveis têm as respectivas unidades de medida: A. basal (área basal/área parcela); Diâmetro (diâmetro médio das árvores (cm)); % Capim (% da cobertura do solo por capim), Densidade (indivíduos arbóreos/área parcela) e o Coef. Var. (estratificação florestal estimada através do coeficiente de variação (CV) do diâmetro das árvores de cada parcela.	25
Figura 9 - Análise de Componentes Principais das variáveis ambientais de solo. As parcelas de pasto estão representadas em vermelho, os restauros em verde e as parcelas de mata em preto. As siglas representam: M (Saturação por alumínio (%)), Al (alumínio (mmolc/dm ³)), P (fósforo (mg/dm ³)), pH (valores de pH em CaCl ₂), MO (Matéria Orgânica (g/dm ³)), K (Potássio (mmolc/dm ³)), Mg (Magnésio (mmolc/dm ³)), Ca (Cálcio (mmolc/dm ³)), V (saturação de bases (%)), CTC efetivo (Capacidade de Troca Catiônica (mmolc/dm ³)) e N (Nitrogênio (ppm))......	26
Figura 10 - Regressão linear da abundância de macroinvertebrados em relação à variação de nutrientes do solo representada pelo primeiro eixo do PCA (SOLO1) nos três tipos de vegetação.	28

Figura 11 - Riqueza Observada e riqueza estimada Chao 1 de macroinvertebrados de solo em cada tipo de vegetação. As barras representam o erro padrão. Letras iguais representam diferenças não-significativas de acordo com o teste HSD de Tukey.	29
Figura 12 - Valores de inclinação da reta (beta) do índice de diversidade de Shannon dos macroinvertebrados de solo em relação à fertilidade de solo em cada tipo de vegetação.	30
Figura 13 - Valores de inclinação da reta (beta) do índice de dominância de Simpson dos macroinvertebrados de solo em relação à fertilidade de solo em cada tipo de vegetação.	31
Figura 14 - Gráfico de regressão linear da equitabilidade J das assembleias dos macroinvertebrados nos três tipos de vegetação em relação à variação de nutrientes do solo representada pelo primeiro eixo do PCA (SOLO1). Nota-se os pontos dos diferentes tipos de vegetação distribuídos homogeneamente ao longo da reta.	32
Figura 15 - Resultados da Análise de Redundância, indicando a posição das parcelas e a posição das morfoespécies: 1=ara1; 2=ara10; 3=ara14; 4=ara32; 5=ara33; 6=ara48; 7=col1; 8=col10; 9=col13; 10=col2; 11=col21; 12=col29; 13=col4; 14=col40; 15=col41; 16=col5; 17=col6; 18=col9; 19=der1; 20=der2; 21=der3; 22=dip1; 23=dip10; 24=dip16; 25=dip17; 26=dip18; 27=dip22; 28=dip3; 29=dip4; 30=dip5; 31=dip6; 32=hem10; 33=hem2; 34=hem3; 35=hem4; 36=hym1; 37=hym10; 38=hym11; 39=hym12; 40=hym14; 41=hym15; 42=hym2; 43=hym23; 44=hym24; 45=hym28; 46=hym3; 47=hym30; 48=hym31; 49=hym35; 50=hym37; 51=hym38; 52=hym4; 53=hym40; 54=hym43; 55=hym5; 56=hym56; 57=hym57; 58=hym59; 59=hym7; 60=hym8; 61=ixo1; 62=ixo2; 63=oli1; 64=ort3; 65=ort4; 66=ort5; 67=ort6; 68=ort9 em relação as variáveis ambientais, Solo1 e Solo2 (relacionados com a fertilidade do solo) e Veg1 e Veg2 (relacionados a estrutura da vegetação).	34
Figura 16 - Diagrama de Venn ilustrando as espécies compartilhadas entre os três tipos de vegetação.	37
Figura 17 - Diagrama esquemático sobre as variações dos índices de diversidade em relação ao tipo de vegetação e a disponibilidade de nutrientes nas parcelas. Nota-se os maiores valores de Shannon e equitabilidade e menores valores de Simpson nas parcelas iniciais (que apresentam maiores valores de nutrientes no solo). Em relação a riqueza e abundância, nota-se as variações em relação ao tipo de vegetação, devido ao dossel e disponibilidade de habitats. Também está ilustrado o efeito positivo na riqueza e abundância entre restauro, pasto e mata, devido às pequenas distâncias.	40

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Ranking dos melhores modelos examinando o efeito do tipo de vegetação (Veg.) e a fertilidade do solo (Solo1) na abundância de espécies. AICc= Critério de Akaike corrigido; Δ_i = diferença entre o AICc do melhor modelo com o modelo i; w_i =peso do Akaike	28
Tabela 2 - Ranking dos melhores modelos examinando o efeito do tipo de vegetação e solo nos índices de riqueza de espécies. AICc= Critério de Akaike corrigido; Δ_i = diferença entre o AICc do melhor modelo com o modelo i; w_i =peso do Akaike.....	29
Tabela 3 - Ranking dos melhores modelos examinando o efeito do tipo de vegetação e solo no índice de diversidade de Shannon e índice de dominância de Simpson. AICc= Critério de Akaike corrigido; Δ_i = diferença entre o AICc do melhor modelo com o modelo i; w_i =peso do Akaike. ..	30
Tabela 4 - Ranking dos melhores modelos examinando o efeito do tipo de vegetação e solo na equitabilidade J de Pielou.	32
Tabela 5 - Determinação de morfoespécies indicadoras para cada tipo de vegetação pelo IndVal.....	35

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	13
MATERIAL E MÉTODOS	16
Área de estudo	16
Desenho experimental.....	16
Caracterização das variáveis ambientais.....	19
Estrutura da vegetação	19
Química do solo	19
Caracterização de macroinvertebrados de solo.....	20
Análise de dados	21
Variáveis explicativas ambientais.....	21
Variáveis respostas.....	22
RESULTADOS	24
Caracterização das variáveis ambientais.....	24
Avaliação da estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados de solo	27
Estrutura das comunidades de macroinvertebrados de solo.....	27
Composição das comunidades de macroinvertebrados de solo	32
DISCUSSÃO	35
Estrutura das comunidades de macroinvertebrados de solo	35
Riqueza e abundância variando com o tipo de vegetação.....	35
Abundância relativa variando com o solo.....	38
Composição das comunidades de macroinvertebrados de solo	39
CONCLUSÃO	42
REFERÊNCIAS	43
ANEXOS	52

INTRODUÇÃO

Áreas ripárias tropicais são ecossistemas caracterizados por zonas semiterrestres, inseridos em um contexto de transição entre o ambiente aquático e terrestre, com uma alta heterogeneidade de habitats e processos ecológicos (NAIMAN et al., 2010), uma vez que são ambientes que sofrem a influência conjunta dos ecossistemas adjacentes (EWEL et al., 2001). A estrutura florestal ripária é considerada essencial devido ao seu elevado valor ecológico, pois contribui positivamente para a qualidade dos corpos hídricos (SOUZA et al. 2013, MELLO et al., 2017), funcionando como mecanismo de estabilização das margens, retenção de sedimentos, armazenamento de nutrientes, (EWEL et al., 2001), e aumento da disponibilidade de oxigênio dissolvido, o que gera impactos positivos para a biodiversidade (TANAKA et al. 2016). Estas áreas também são consideradas como habitats e corredores ecológicos para a fauna, contribuindo fortemente para a biodiversidade, especialmente em paisagens com grandes proporções de áreas ocupadas por atividades antrópicas (PARDINI et al., 2005; SONDERGAARD; JEPPESEN, 2007; BRAUN et al., 2017, SPINELLI et al., 2016; LABORDA et al., 2018, PAOLINO et al. 2018).

Estes ambientes têm sido intensivamente degradados por atividades agropecuárias (RICHARDSON et al., 2007 ; SHEAVES et al., 2018; REZENDE et al., 2018; TURUNEN et al., 2019). No Brasil, estima-se que, para o bioma de Mata Atlântica, há pelo menos 7,2 milhões de hectares de áreas ribeirinhas degradadas (REZENDE et al., 2018). Assim, a conversão de habitats de florestas ripárias em campos agropastoris pode afetar a diversidade e composição de organismos e, conseqüentemente, o funcionamento de funções e serviços ecossistêmicos como a produção primária, formação e estabilidade de solos, polinização, relações tróficas, regulação do clima, decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e da água (DIAZ et al., 2006; FOLEY ET AL., 2007; BRIONES, 2014; SER, 2016).

Neste sentido, um dos meios atuais para a tentativa de contornar estas situações de degradação é a restauração ecológica, que conduz procedimentos de intervenção de ambientes degradados visando o reestabelecimento de suas funções ecossistêmicas (GUNARATNE et al., 2014; KOLLMANN et al., 2016; SER, 2016; SHIMAMOTO et al., 2018; KARDIMAN et al., 2019). A restauração de zonas ribeirinhas, com a introdução de espécies vegetais nativas, por exemplo, promove a recuperação do funcionamento destes ecossistemas (MELLO et al., 2017).

A qualidade do solo é fator fundamental para o sucesso de projetos de restauração baseados na reintrodução de espécies vegetais. O sistema solo-serapilheira, formado pelo substrato, biomassa vegetal e animal possibilita a troca de nutrientes entre planta e solo

(ANDRADE et al., 2003), como o nitrogênio e o fósforo, elementos essenciais no desenvolvimento e sucessão dos ecossistemas ripários (NAIMAN et al., 2010). A qualidade do solo pode ser entendida como a sua capacidade de promover, dentro do limite do ecossistema em que está inserido, a produtividade primária e secundária (BLASI et al., 2013). Assim, a qualidade do solo pode explicar a variação da estrutura da vegetação e da fauna (VAN DER WALL, 2009, VASCONCELLOS et al., 2013).

Deste modo, sugere-se que exista um efeito cascata de baixo para cima (do inglês, *bottom-up*), uma vez que a disponibilidade de nutrientes no solo modifica as interações entre os níveis tróficos e, portanto, os fluxos de energia (HUNTER e PRINCE, 1992). Assim, a qualidade do solo pode afetar a estrutura e as condições do habitat, já que aumenta a densidade e produtividade da vegetação (SOUZA et al., 2015), o que leva ao aumento da disponibilidade de recursos e habitats e, conseqüentemente, pode influenciar a estrutura de comunidades edáficas. (LINDBERG E PERSON, 2004, SOUZA-SOUTO et al., 2014). Por conseguinte, é possível inferir que a variação na disponibilidade de nutrientes de solo em áreas sob processo de recobertura vegetal pode promover alterações na estrutura da vegetação e nas comunidades da fauna edáfica.

A fauna edáfica é um importante indicador das condições de um ecossistema. Os macroinvertebrados de solo, por exemplo, constituem-se por organismos de tamanho corporal maiores que 2mm e incluem grupos como Araneae, Diplopoda, Diptera, Orthoptera, Hymenoptera, Coleoptera, Oligochaeta, Chilopodas, Pseudoscorpiones (SWIFT et al., 1979). Estes organismos são importantes mediadores entre o solo e a planta, desenvolvendo interações em processos físicos, químicos e biológicos, como as atividades de decomposição, ciclagem e disponibilidade de nutrientes, estabilidade e aeração do substrato, regulação da infiltração de água, controle de populações através da competição e predação e proteção para as plantas contra pragas (LAVELLE et al., 2006). Ademais, a fauna edáfica ocupa a maioria dos microhabitats disponíveis em uma floresta e é considerada como um grupo sensível, sendo capaz de responder a pequenas mudanças do uso e da qualidade do solo (BARNES et al, 2014; KOOCH et al., 2018), bem como à estrutura e complexidade da comunidade vegetal (LONGCORE, 2003; DERHÉ et al., 2016; BOWIE et al., 2019). Além disto, sua grande abundância permite a obtenção de um grande volume de dados, o que favorece a sua utilização como indicadores ambientais (LONGCORE, 2003; PAIS, VARANDA, 2010).

A utilização de macroinvertebrados de solo como indicador ambiental torna-se essencial já que organismos de solo respondem a vários fatores integrados, como fatores edáficos, estruturais, disponibilidade de recursos, condições do solo e nutrientes, além de perturbações, como as conversões de florestas em pastos e agricultura, por exemplo (BRIONES, 2014; ROY et al.,

2018). Apesar disto, a maioria dos estudos monitora ambientes restaurados usando apenas variáveis relacionadas com a estrutura da vegetação, tais como cobertura do solo com vegetação, densidade de indivíduos nativos regenerantes e diversidade de espécies de plantas e poucos estudos enfocaram a comunidade de polinizadores, dispersores e artrópodes de serapilheira como bioindicadores (LONGCORE 2003; RUIZ-JAEN e AIDE, 2005; HUANG et al., 2019). Realizamos uma análise bibliométrica preliminar do tema em questão na base de dados Web of Science por intermédio do mecanismo de busca utilizando palavras-chaves em inglês relacionadas à restauração ecológica, macroinvertebrados de solo e nutrientes de solo (Anexo 1). Com esta amostragem, observamos que menos de 1% dos estudos em restauração tratam de macroinvertebrados de solo, considerando também a disponibilidade de nutrientes do substrato.

Portanto, avaliamos se a estrutura e composição de macroinvertebrados de solo podem responder ao tipo de vegetação em que estão inseridos, bem como à disponibilidade de nutrientes de solo. Partimos das hipóteses de que a disponibilidade de nutrientes, bem como a estrutura da vegetação podem influenciar positivamente a diversidade e a composição das comunidades de solo devido às diferenças de heterogeneidade de habitats e disponibilidade de recursos. Esperávamos que áreas em restauração apresentassem comunidades em estágios intermediários com relação aos ambientes mais simplificados e os ambientes de referência conservados. Assim, avaliamos diversidade e composição de macroinvertebrados de solo em três tipos de vegetação adjacentes caracterizados por estarem em diferentes estágios de sucessão - pastagem, área em processo de restauração e fragmento florestal remanescente. A área sob restauração foi manejada através da reintrodução de dez espécies arbóreas nativas da região há cinco anos, projeto implantado em uma área anteriormente usada como pastagem. Além disso, a área que engloba os três tipos de vegetação está sobre um gradiente de fertilidade do solo.

Objetivos específicos do estudo:

- Comparamos a estrutura e composição da comunidade de invertebrados edáficos de diferentes tipos de vegetação (floresta ripária restaurada, floresta ripária remanescente e pasto com gramíneas exóticas);
- Avaliamos se a estrutura e composição de comunidades de invertebrados presentes nos três tipos de vegetação variam ao longo de um gradiente de nutrientes de solo;
- Verificamos quais variáveis ambientais que melhor explicam a estrutura e composição das comunidades dos macroinvertebrados.

- Verificamos quais são os melhores índices de diversidade para descrever a estrutura da comunidade e discernir os diferentes tipos de vegetação.
- Identificamos espécies indicadoras que mais distinguem os três tipos de vegetação.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Conduzimos o estudo em uma pequena propriedade agrícola localizada na região rural do município de São Carlos (21°54'43.569"S e 47°51'37.942"W), onde um projeto de restauração realizou a reintrodução de 10 espécies arbóreas nativas em fevereiro de 2013 (Figura 1).



Figura 1 - Imagem aérea caracterizando a área de estudo. Nota-se a área ripária restaurada dentro de um contexto agropecuário.

O clima da região é classificado como Aw (ROLIM et al., 2007), predominantemente subtropical, com verões úmidos de outubro a março e invernos secos de abril até setembro. A precipitação média anual é de 1.429 mm, variando entre 1.138 mm e 1.593 mm (ROLIM et al., 2007). A temperatura média anual varia entre 20 e 25 C° (ROLIM et al., 2007). A formação geológica da região é caracterizada como Serra Geral, composta por rochas vulcânicas de fluxos basálticos e arenitos da formação Botucatu-Pirambóia (SOUSA JUNIOR et al., 2011). O solo é distrófico, com manchas de solo eutróficos composto por Latossolo Vermelho, Latossolo

Vermelho-Amarelo e Nitossolo, com uma textura de argila que varia entre 15 e 34% (CALDERANO FILHO et al.,1998).

A área em restauração possui 200 m de comprimento longitudinal e está localizada ao lado do Córrego Engenho Velho, com uma faixa de vegetação remanescente que varia entre 10 e 20 metros de largura, compondo uma área de preservação permanente (MACERA et al., 2017) (Figura 2). A área apresenta três tipos de vegetação diferentes (Figuras 2 e 3): uma faixa de 10 a 15 metros de largura de gramíneas exóticas, composta basicamente por *Urochloa decumbens* (Stapf) R. D.Webster e *U. brizantha* (A.Rich) R. D Webster; floresta ripária em restauração, que varia entre 10 e 25 m de largura, e a faixa de floresta ripária remanescente. A floresta restaurada tem idade de aproximadamente cinco anos, onde foram reintroduzidas 577 mudas e 1154 sementes sendo que 381 germinaram com sucesso, totalizando 958 plantas das seguintes espécies nativas: *Cedrela fissilis* Vell., *Pterogyne nitens* Tul., *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze, *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Copaifera langsdorffii* Desf., *Platypodium elegans* Vogel, *Enterolobium timbouva* Mart., *Schizolobium paraiba* (Vell.) Blake, *Hymenaea courbaril* Le *Centrolobium tomentosum* Guillemim ex Benth (MACERA et al, 2017). As árvores que compõe a restauração estão mapeadas uma a uma. Todos os indivíduos são acompanhados por medidas de diâmetro e mortalidade constantemente.

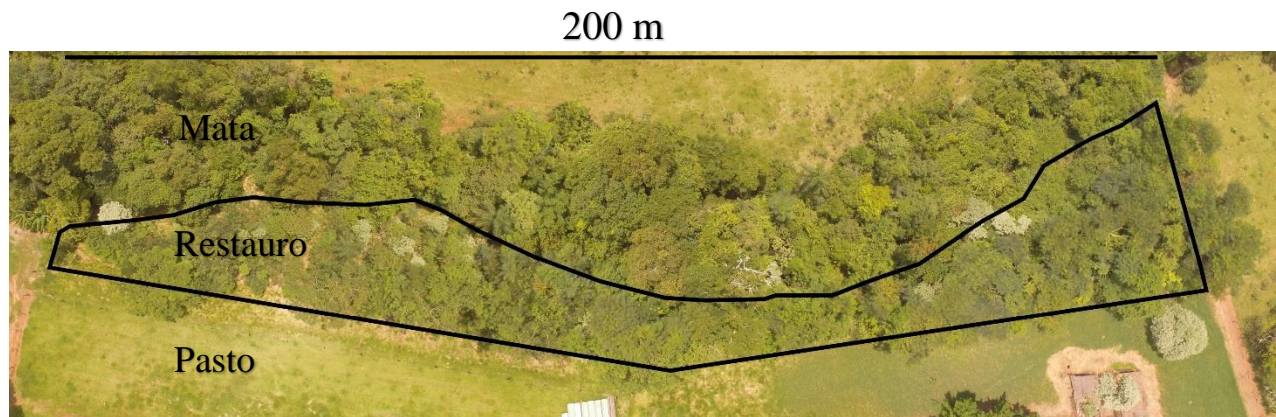


Figura 2 - Caracterização da área de estudo evidenciando os 3 tipos de vegetações ao longo do Córrego do Engenho Velho. O restauro está entre a delimitação em preto. A mata está acima e o pasto abaixo do restauro.

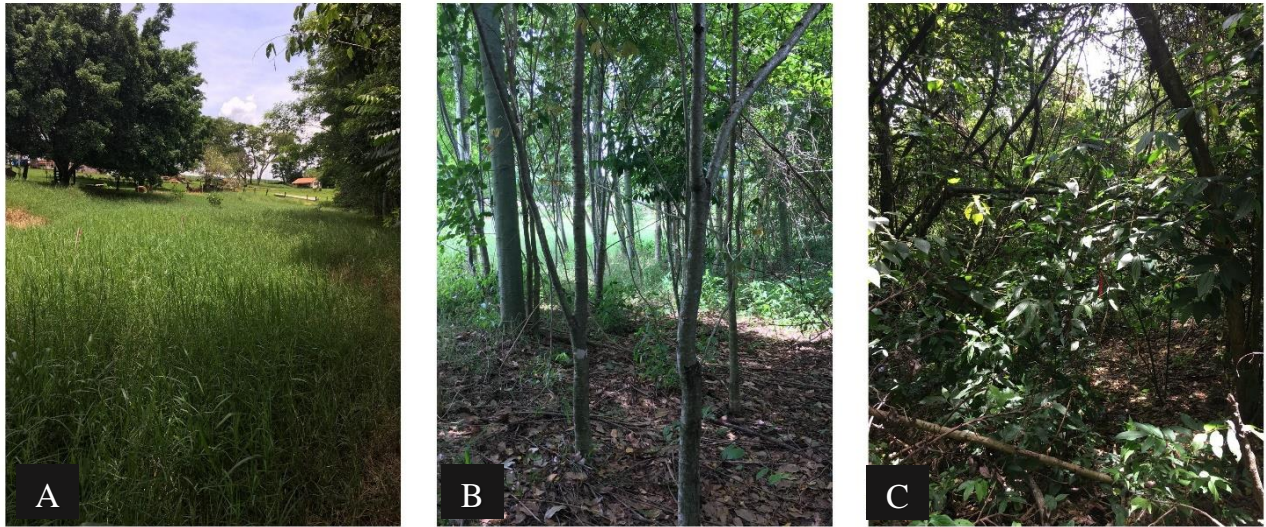


Figura 3 - Fotos ilustrando os tipos de vegetação. A=Pasto, B=Restauo e C= Mata remanescente.

Dados preliminares mostraram que o solo da área (que foi previamente dividida em 10 parcelas por tipo de vegetação) tem diferentes quantidades de nutrientes compondo um gradiente de fertilidade, já que nas parcelas de 1 a 3 (porção à direita da Figura 2) existe um aporte de nutrientes devido ao declive da área, provenientes de fezes de animais que se origina num curral localizado numa área adjacente. Análises de solo do local realizadas dois anos após o plantio, coletadas de 0-20 cm de profundidade, apontam uma variação ao longo deste gradiente de diversos elementos do solo, como o nitrogênio, que variou entre 950 e 2000 ppm e o fósforo, que variou entre 12 e 115mg/dm³. Consequentemente, a estrutura da vegetação variava visivelmente ao longo deste gradiente (figura 4), onde a vegetação nas primeiras parcelas (1-3) era 57% mais alta em relação à vegetação das outras parcelas (6-10) e 53% maiores em relação ao diâmetro, segundo medidas realizadas em 2015.



Figura 4 - Imagem aérea de 2018 que continua ilustrando o gradiente da estrutura de vegetação ao longo da área de estudo. A seta representa a diminuição do tamanho das árvores do restauo, bem como a diminuição da disponibilidade de nutrientes.

Desenho experimental

Marcamos seis parcelas por tipo de vegetação seguindo o gradiente de vegetação e nutrientes de análises anteriores (Figura 5). Escolhemos apenas estas parcelas pois já ilustravam o gradiente crescente de nutrientes e vegetação, além de serem constituídas por uma faixa mais larga de restauro, diminuindo os possíveis efeitos de borda de outras vegetações. Assim, um total de 18 parcelas constituíram o desenho experimental. Para cada parcela, amostramos os macroinvertebrados de solo (variável resposta), além de dados de química do solo e estrutura da vegetação, consideradas como variáveis ambientais explicativas.

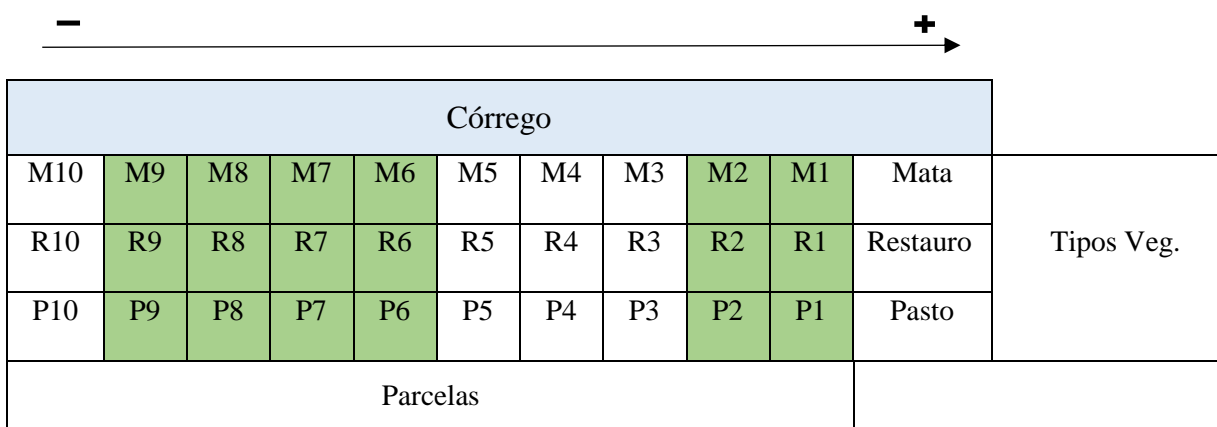


Figura 5 – Ilustração do gradiente longitudinal de nutriente sob os tipos de vegetação: mata ripária remanescente (M1-M10), floresta restaurada (R1-R10) e campo de gramíneas (P1-P10). As parcelas amostradas estão destacadas em verde.

Caracterização das variáveis ambientais

Estrutura da vegetação

Mensuramos a estrutura da vegetação através da obtenção de medidas do diâmetro a altura no peito (DAP – 1.3 metros) com fita métrica graduada, de todas as árvores de cada parcela com circunferência maior que 15 centímetros. A partir dessas medidas, foi possível obter os dados de densidade de indivíduos, área basal, diâmetro médio e estratificação florestal, seguindo as metodologias empregadas por Souza et al (2013) e Fernandes et al. (2014). A porcentagem de gramíneas recobrando o solo das parcelas foi estimada visualmente por três observadores independentes, onde obtivemos um valor médio por parcela.

Química do solo

Coletamos três sub-amostras do solo (0 - 20 cm de profundidade) de cada parcela com o auxílio de um trado-caneco. As sub-amostras foram misturadas e homogeneizadas e enviadas para

laboratório para a análise dos seguintes parâmetros químicos, seguindo os procedimentos de Raij et al. (2001) e Embrapa (1997): nitrogênio (ppm), fósforo (mg/dm³), potássio (mmolc/dm³), cálcio (mmolc/dm³), magnésio (mmolc/dm³), matéria orgânica (g/dm³), pH (CaCl₂), CTC efetiva (mmolc/dm³), alumínio (mmolc/dm³), saturação por bases (V%) e saturação por alumínio (M%).

Caracterização de macroinvertebrados de solo

Para coleta dos macroinvertebrados de solo, utilizamos coletores do tipo pitfalls (armadilhas de queda), (THOMAZINI; THOMAZINI, 2000; AQUINO et al., 2006; BROWN; MATTHEWS, 2016). Baseamos a estrutura na metodologia proposta por Brown e Matthews (2016), com o objetivo de propor um modelo padrão para evitar distorções nas taxas de captura. Realizamos a coleta no mês de março de 2018, final da estação chuvosa. Utilizamos armadilhas transparentes de plástico, enterradas ao nível do solo, sendo o diâmetro da abertura de 9 cm. Em cada recipiente, adicionamos 100 ml de solução formol a 4% e algumas gotas de detergente para quebra da tensão superficial da água. Colocamos uma proteção na parte superior para evitar queda de galhos e transbordamento do líquido com possíveis chuvas (Figura 6).

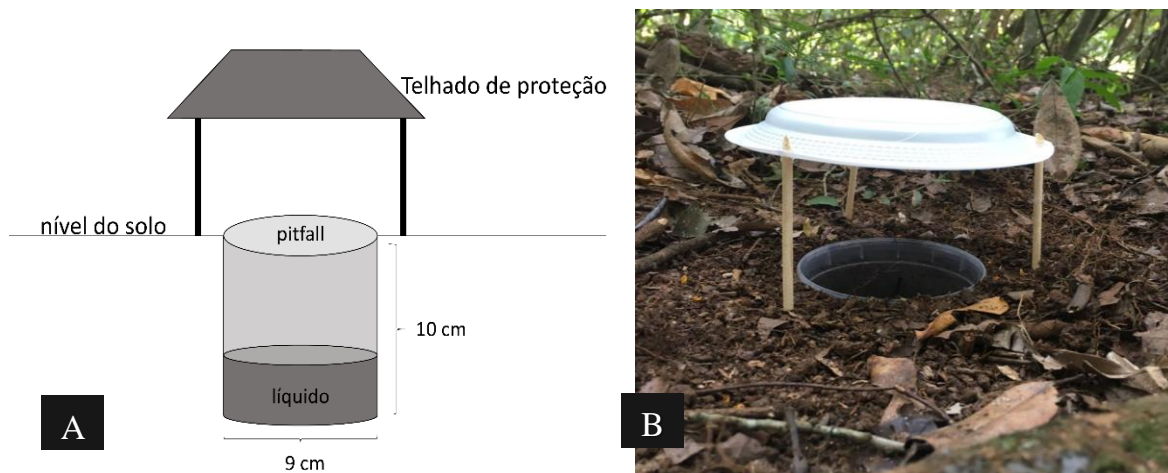


Figura 6 – Estrutura e conteúdo necessários para montagem do pitfall (A) e aplicação no campo (B).

Implantamos um total de 90 pitfalls, sendo 30 em cada tipo de vegetação. Delimitamos, em cada parcela, um transecto na região central e, em cada transecto, instalamos cinco pitfalls (Figura 7). Para evitar possíveis efeitos de borda nos resultados, instalamos as armadilhas há uma distância de pelo menos dois metros das bordas das parcelas. Enterramos os potes e mantivemos tampados por um período de sete dias para diminuir os efeitos de perturbação da implantação, e, posteriormente, inserimos o líquido e retiramos as tampas retiradas. O experimento ficou ativo no

local por mais sete dias, seguindo as recomendações gerais adaptadas de Aquino et al. (2006) e Machado et al. (2015).

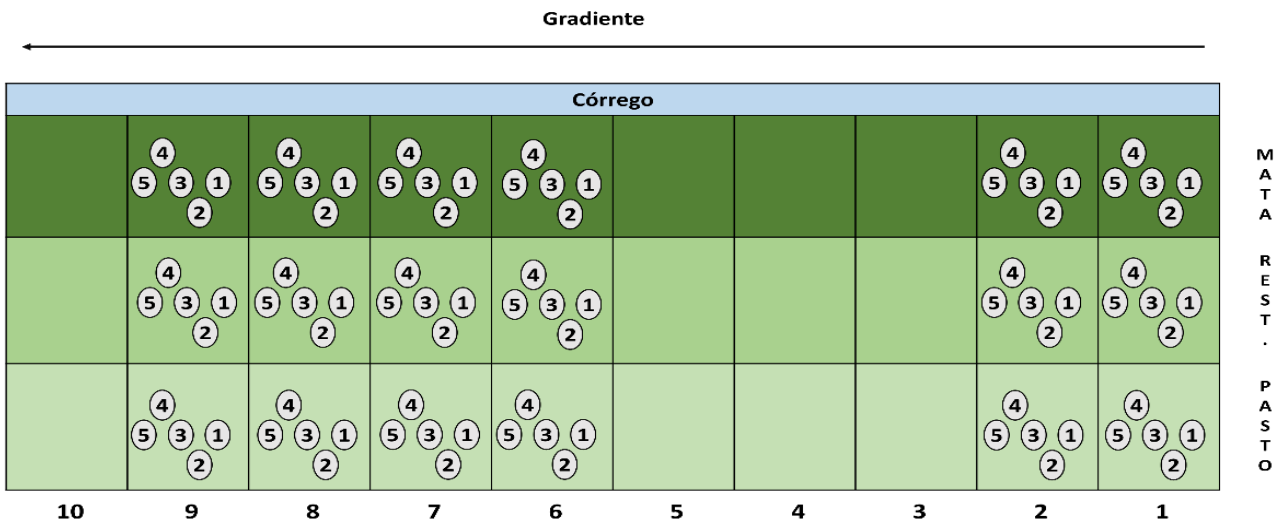


Figura 7 - Exemplificação da disposição dos pitfalls, representados pelos círculos numerados em cada parcela amostrada.

As amostras foram então transportadas para o laboratório, onde os organismos foram retirados dos potes, lavados, separados de fragmentos de vegetação e solo. Utilizamos uma peneira de malha de 2 mm para a seleção apenas dos macroinvertebrados de solo, que foram acondicionados em álcool 70% para conservação (MENEZES et al., 2009; MACHADO et al. 2015).

Identificamos os organismos com o auxílio de microscópio estereoscópio binocular até o nível de ordem, com base na chave de identificação de Zucchi (1995) e, posteriormente, ao nível de morfoespécie. Essa técnica permitiu uma avaliação rápida da composição da biodiversidade de um local através do agrupamento de organismos em unidades taxonômicas reconhecíveis, o que torna possível a utilização destes dados para monitoramento ambiental (OLIVER e BEATTIE, 1993; OLIVER e BEATTIE, 1996; MATHIEU et al., 2004; MARCHÃO et al., 2009; COLE et al., 2016). Quando necessário, táxons foram identificados com auxílio de especialistas.

Análise de dados

Variáveis explicativas ambientais

Utilizamos as variáveis ambientais de solo (N, P, K, Ca, Mg, MO, Al, v%, m% e CTC) em uma Análise de Componentes Principais (PCA), com o objetivo de reduzir o número de dimensões do conjunto de dados. O Teste de Shapiro-Wilk foi conduzido para verificar a

normalidade dos dados de todas as variáveis. Para as variáveis em que não detectamos a normalidade, transformamos os dados utilizando o método de Box-Cox (Legendre & Legendre 2012). Esta transformação não foi conduzida para as variáveis pH, Mg e V, que já possuíam distribuição normal.

Utilizamos as variáveis ambientais de vegetação (densidade de indivíduos, área basal, diâmetro médio, estratificação florestal (representado pelo coeficiente de variação do diâmetro) e porcentagem de gramíneas) em uma Análise de Componentes Principais (PCA) para redução do número de variáveis. Transformamos estas variáveis em logaritmo natural ($\ln(x+1)$), com exceção da estratificação e da porcentagem de capim, que já possuíam distribuição normal.

Analizamos os escores dos principais eixos com autovalor maior que um (Kaiser, 1958), extraídos das variáveis de solo e vegetação, em uma correlação de Pearson, considerando também a área (m^2) de cada parcela como uma variável. Este passo foi necessário para detectarmos possíveis correlações entre as variáveis, evitando a multicolinearidade. Realizamos também uma regressão completa com as variáveis para obtenção dos intervalos de confiança dos coeficientes e os fatores de inflação de variância (VIF). Valores elevados do VIF e do intervalo de confiança também podem indicar multicolinearidade. Utilizamos o software Systat 13. A variável “área” foi excluída das análises pois apresentava alta correlação com dois eixos dos PCAs e um intervalo de confiança extenso (Veja resultados).

Variáveis respostas

Para descrever as comunidades de macroinvertebrados de solo, obtivemos as medidas de abundância (N), que considera o número de indivíduos total e por espécie; a riqueza observada (S), que consiste na contagem no número de espécies; a riqueza estimada (Chao1), que é baseada na riqueza de espécies observadas somadas a uma estimativa a partir de espécies raras com abundância entre um e dois organismos cujo objetivo é considerar espécies não detectadas na amostragem; o índice de diversidade de Shannon (H'), que considera a abundância relativa de cada espécie; o índice de dominância de Simpson (D), que também considera a abundância relativa, porém estabelece um peso maior para espécies dominantes e o índice de equitabilidade J' de Pielou, que utiliza o índice de Shannon e a riqueza observada para determinar o grau de uniformidade de uma comunidade, ou seja, visa determinar o quão as espécies estão igualmente distribuídas em termos de abundância (MAGURRAN, 2013). Para isso, utilizamos o software online SpadeR (CHAO et al., 2015). O índice Chao 1, riqueza observada (S) e abundância (N) foram transformados em logaritmo natural (\ln) para obtermos a normalidade dos dados.

Avaliamos os efeitos do tipo de vegetação (variável categórica) e da fertilidade do solo (variável contínua) nos índices de diversidade através de Modelos Lineares Generalizados. Utilizamos a vegetação como variável categórica pois além dos três tipos de vegetação estarem bem separados na análise de componentes principais, (Veja Resultados), os três tipos de vegetação têm diferenças de parâmetros que não medimos na nossa amostragem como por exemplo, árvores mortas, troncos e galhos caídos, heterogeneidade da superfície do solo fragmentos grandes de rocha exposta e musgo. Utilizamos apenas o primeiro eixo do PCA do solo (SOLO1) como variável preditora explicativa para a fertilidade do solo, pois este eixo representou 70% da variação dos dados (veja Resultados). Para cada índice, realizamos uma seleção de modelos que melhor representava a variação dos dados utilizando quatro Modelos: (I) considerando apenas o tipo de vegetação; (II) considerando apenas o SOLO1; (III) considerando o tipo de vegetação mais o SOLO1 e (IV) considerando o tipo de vegetação mais o SOLO1 e a interação destas duas variáveis. Estas análises foram conduzidas no software Systat 13, utilizando a função GLM (Modelo Linear Generalizado). Consideramos o critério de Akaike corrigido – AICc para a seleção do melhor modelo de cada índice de diversidade (BURNHAM e ANDERSON, 2002). Utilizamos um diagrama de Venn para ilustrar graficamente as espécies compartilhadas e exclusivas entre os tipos de vegetação.

Avaliamos a influência das características ambientais (utilizando os eixos dos PCAS de solo e vegetação) na composição das comunidades de macroinvertebrados de solo utilizando a Análise de Redundância (RDA). As matrizes de dados que utilizamos para esta análise foram as variáveis ambientais e a abundância de espécies (consideradas apenas as espécies com pelo menos 3 organismos por parcela). Transformamos a abundância em logaritmo natural ($\ln(x+1)$) para reduzir a influência das espécies mais dominantes. Previamente, medimos o comprimento do gradiente ambiental a partir da matriz de dados de espécies utilizando a Análise de Correspondência Destendenciada (DCA), sendo obtido um valor de 2.6. Segundo Ter Braak e Prentice (1988), valores entre 1.5 e 3 representam uma janela ótima que tanto a Análise de Correspondência Canônica (CCA) ou RDA podem ser utilizados. Como a RDA explicou 75% da variação dos dados, enquanto que o CCA apenas 61%, optou-se pela RDA. Utilizamos o critério de Akaike para a escolha do melhor modelo. Conduzimos as análises usando o software R (R Core Team, 2018), utilizando o pacote *vegan* (OKSANEN et al. 2018).

Para avaliar se a variação na abundância dos táxons poderia ser explicada pela distância espacial (por intermédio de coordenadas obtidas por GPS), realizamos uma análise de partição da variação multivariada seguindo Peres-Neto & Legendre (2010). Mapas de autovetores de Morin (MEM) foram gerados usando o pacote *adespatial* (DRAY et al. 2018) no software R. Utilizamos

os vetores com correlação espacial positiva na análise de partição da variação, juntamente com as variáveis ambientais independentes, usando o pacote *vegan*; o efeito espacial puro foi de 1.3% (R^2) e o efeito conjunto da variação espacial e ambiental foi de 3.7% e, portanto, analisamos o RDA considerando apenas as variáveis ambientais. Realizamos também uma análise de indicadores, com o objetivo de identificar as espécies indicadoras de cada tipo de vegetação estudada através da IndVal (DUFRENE E LEGENDRE, 1997), que calcula o peso de uma espécie como indicadora através de sua abundância em determinado habitat, bem como a fidelidade da espécie em ambientes de mesmo habitat. Conduzimos esta análise usando o pacote *labdsv* (ROBERTS, 2016) no software R. Identificamos as morfoespécies selecionadas até o nível de família ou gênero. Para todas as análises consideramos um valor de significância de $P < 0.05$.

RESULTADOS

Avaliação das características ambientais

A Análise de Componentes Principais das variáveis da vegetação explicou 93.95% nos dois primeiros eixos (84.03% para o primeiro eixo – VEG1 e 9.93% para o segundo eixo – VEG2). Os autovalores para cada eixo foram, respectivamente, 4.20 e 0.49. O primeiro eixo (VEG1) separou as parcelas em relação à complexidade estrutural da vegetação florestal, e foi correlacionado com estratificação, área basal, densidade de indivíduos e o diâmetro médio das árvores (Figura 8). Já o segundo eixo (VEG2) separou as parcelas em relação à porcentagem de capim ocupante de cada parcela (Figura 8). A PCA agrupou as parcelas de pasto com exceção de P1, que estava associada com a porcentagem de capim, mas que também havia uma árvore que influenciou a sua posição no espaço bidimensional gerado pelo PCA. A maioria das parcelas de restauro foram também agrupadas e positivamente correlacionadas com VEG2. No entanto, a estrutura da vegetação de R1 e R2 aproximou mais das parcelas do remanescente de mata, as quais foram positivamente correlacionadas com VEG1.

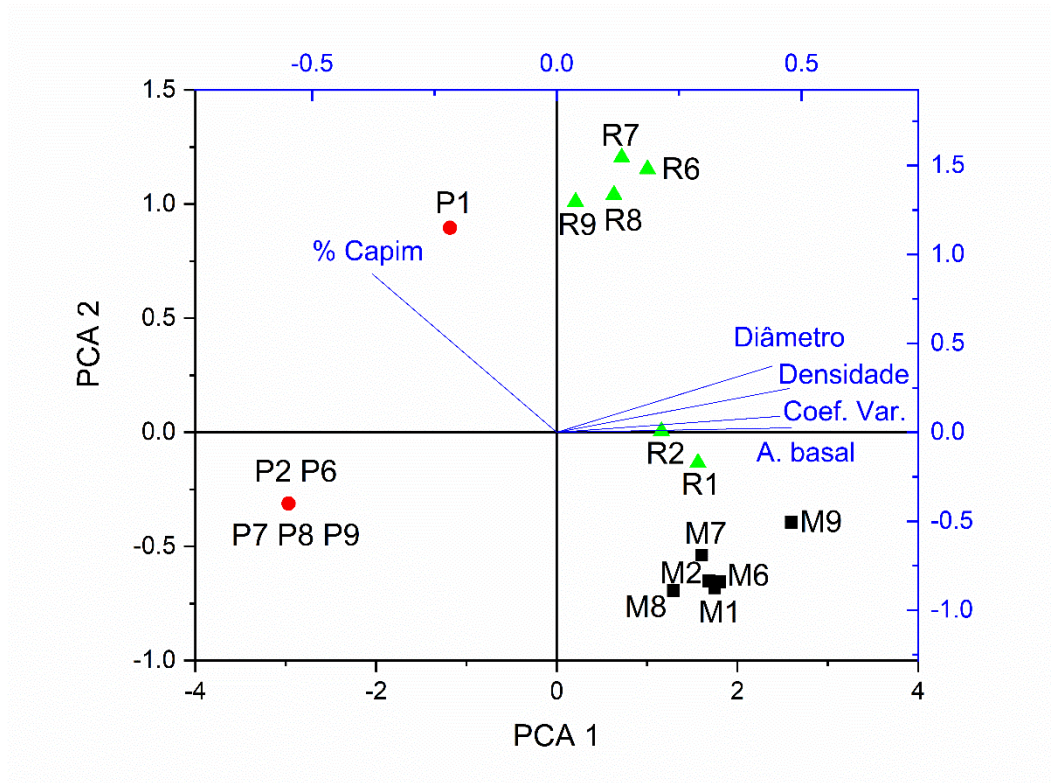


Figura 8 - Análise de Componentes Principais das variáveis ambientais de vegetação. As parcelas de pasto estão representadas em vermelho, os restauros em verde e as parcelas de mata em preto. As variáveis têm as respectivas unidades de medida: A. basal (área basal/área parcela); Diâmetro (diâmetro médio das árvores (cm)); % Capim (% da cobertura do solo por capim), Densidade (indivíduos arbóreos/área parcela) e o Coef. Var. (estratificação florestal estimada através do coeficiente de variação (CV) do diâmetro das árvores de cada parcela).

A Análise de Componentes Principais das variáveis ambientais de solo explicou 91.45% nos três primeiros eixos (68.37% para o primeiro – SOLO1, 13.51% para o segundo – SOLO2 e 9.57% para o terceiro – SOLO3). Os autovalores para cada eixo foram, respectivamente, 7.52, 1.48 e 1.05. O primeiro eixo (SOLO1) foi positivamente correlacionado com a CTC efetiva e a saturação por bases (V), Ca, Mg e MO e negativamente correlacionado com AL e M. As parcelas M1, M2, M6, P1, P2, R2 e R1 foram separadas das demais ao longo do SOLO1 (Figura 9). O segundo eixo (SOLO2) separou as parcelas principalmente em relação a maiores valores de Al, N e menores valores de pH (Figura 9). Já o terceiro eixo (SOLO3) separou as parcelas basicamente pelo teor de P disponível, separando as parcelas da mata remanescente (com exceção de M7) das demais parcelas (com exceção de R9) (Figura 9). Como todos os eixos representam basicamente os nutrientes do solo, para as análises de escolha de melhor modelo utilizamos apenas o SOLO1, que explicou aproximadamente 70% da variação dos dados.

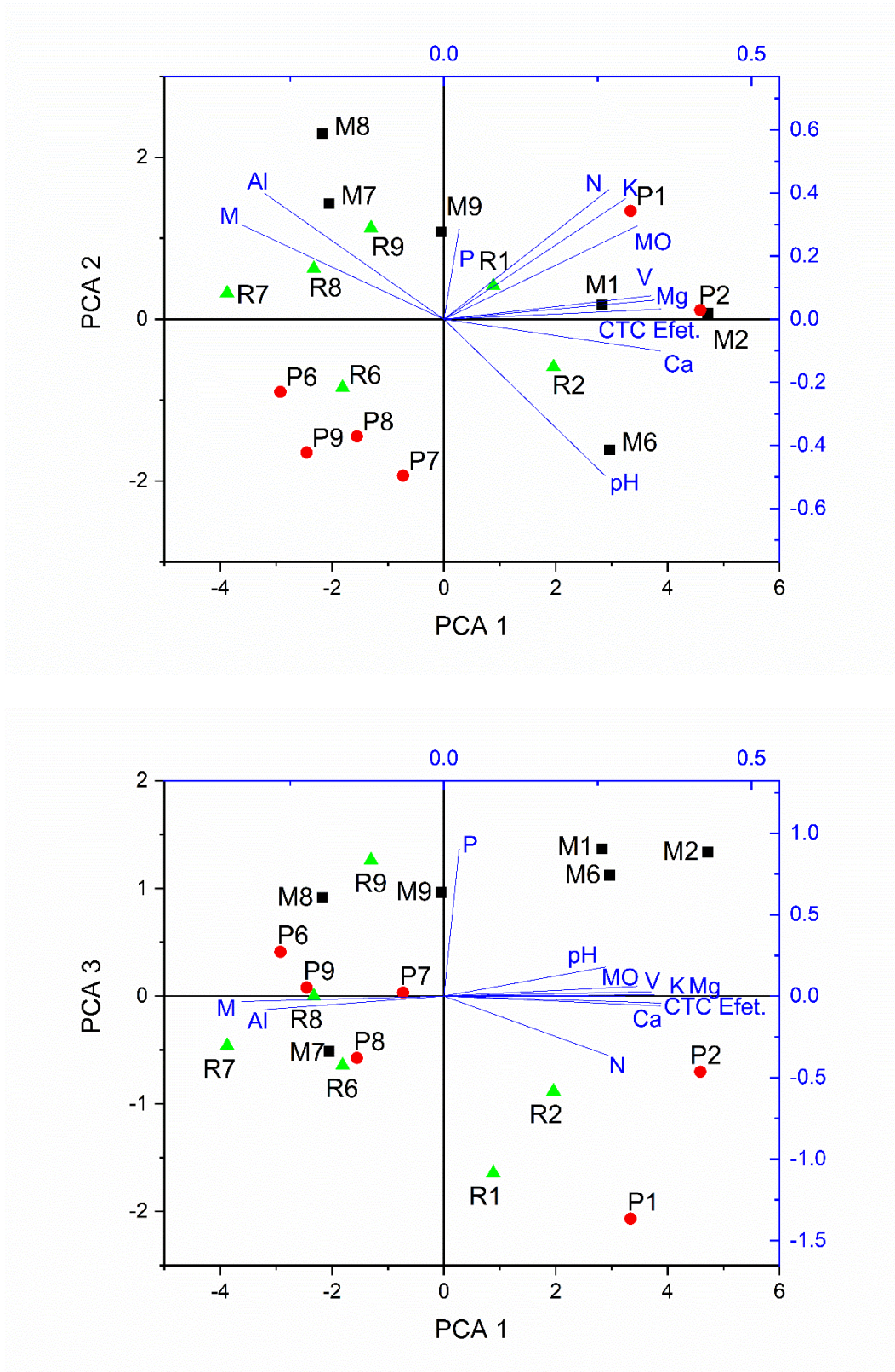


Figura 9 - Análise de Componentes Principais das variáveis ambientais de solo. As parcelas de pasto estão representadas em vermelho, os restauraões em verde e as parcelas de mata em preto. As siglas representam: M (Saturação por alumínio (%)), Al (alumínio (mmolc/dm³)), P (fósforo (mg/dm³)), pH (valores de pH em CaCl₂), MO (Matéria Orgânica (g/dm³)), K (Potássio (mmolc/dm³)), Mg (Magnésio (mmolc/dm³)), Ca (Cálcio (mmolc/dm³)), V (saturação de bases (%)), CTC efetivo (Capacidade de Troca Catiônica (mmolc/dm³)) e N (Nitrogênio (ppm)).

A análise de correlação não indicou correlações significativas entre os eixos ambientais de vegetação (VEG1 e VEG2) e solo (SOLO1, SOLO2, SOLO3), exceto entre VEG1 e SOLO2 ($r = 0.506$, $P = 0.032$). Inserimos também a variável de área (m^2) de cada parcela na correlação para identificar se o tamanho das parcelas estava relacionado com as variáveis ambientais e indicou alta correlação com o eixo VEG2 ($r = 0.619$, $P = 0,006$) e SOLO3 ($r = -0.682$, $P = 0.002$). A regressão completa que estimou os intervalos de confiança e valores de VIF indicou que a variável área (m^2) apresentou valores elevados do intervalo de confiança. Assim esta variável foi retirada das análises.

Avaliação da estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados de solo

Estrutura das comunidades de macroinvertebrados de solo

Coletamos 2884 indivíduos nas 18 parcelas amostradas, sendo 353 indivíduos na mata remanescente, 1056 no pasto e 1475 no restauro. Identificamos 17 ordens (Anexo 2), divididas em 238 morfoespécies. A mata apresentou 70 morfoespécies, o pasto apresentou 94 e o restauro apresentou 164 (Anexo 3). Na mata, destacaram-se os táxons Hymenoptera, Diptera, Araneae e Coleoptera pela riqueza e abundância. No restauro, os táxons mais ricos e abundantes foram Hymenoptera, Diptera, Coleoptera, Hemiptera e Araneae. No pasto, os táxons os táxons mais frequentes foram Hymenoptera e Coleoptera.

A abundância de macroinvertebrados de solo variou com os atributos do solo e com o tipo de vegetação (Figura 10). A abundância foi negativamente relacionada com os escores do primeiro eixo do Solo (Solo 1) sugerindo que parcelas com maiores valores de fertilidade de solo apresentava menores valores de abundância de macroinvertebrados. No entanto, os resultados da seleção dos modelos através do sistema de Akaike mostraram que o Modelo III (Veg. + Solo1) foi o que melhor explicou a variação dos dados e foi 1.8 vezes mais explicativo do que o Modelo I (Veg.), de acordo com os pesos de Akaike (Tabela 1), sugerindo que o tipo de vegetação influenciou a abundância dos macroinvertebrados, além da disponibilidade de nutrientes (Figura 10). Os pontos que representam as parcelas de restauro estão distribuídos, em sua maioria, acima da reta, enquanto que os de pasto estão homogeneamente distribuídos ao longo da reta e os pontos de mata abaixo da reta. O peso do efeito do tipo de vegetação foi maior do que o solo na abundância de macroinvertebrados de solo, uma vez que o Modelo I (Veg.) explica 2.3 vezes mais que o Modelo II (Solo1).

Tabela 1 - Ranking dos melhores modelos examinando o efeito do tipo de vegetação (Veg.) e a fertilidade do solo (Solo1) na abundância de espécies. AICc= Critério de Akaike corrigido; Δ_i = diferença entre o AICc do melhor modelo com o modelo i; w_i =peso do Akaike.

Abundância	P	R ² ajustado	AICc	Δ_i	w_i
Tipo Veg. + Solo1 (III)	0.003	0.53	42.64	0	0.502
Tipo Veg. (I)	0.007	0.41	43.80	1.17	0.280
Solo1 (II)	0.015	0.27	45.48	2.84	0.121
Tipo Veg+Solo1+ Tipo Veg.*Solo1 (IV)	0.003	0.63	45.94	3.30	0.096
Modelo nulo	0.858	-	49.40	6.72	0.017

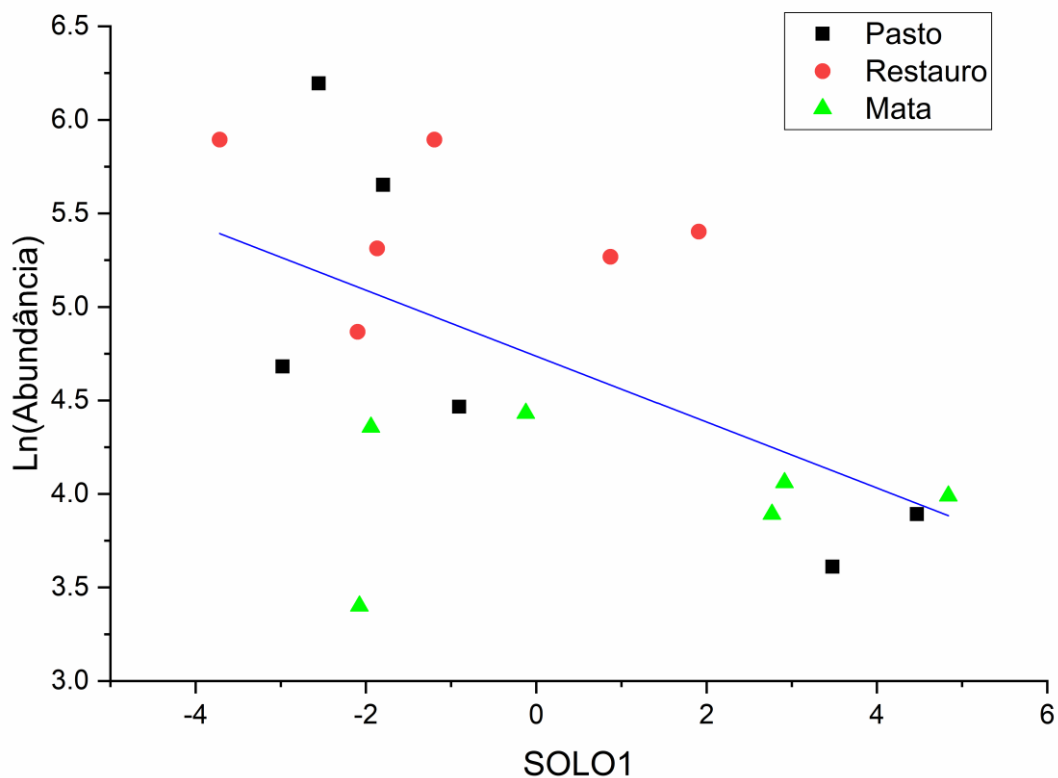


Figura 10 - Regressão linear da abundância de macroinvertebrados em relação à variação de nutrientes do solo representada pelo primeiro eixo do PCA (SOLO1) nos três tipos de vegetação.

O Modelo I representou melhor a variação dos indicadores de riqueza (Tabela 2). Para riqueza observada, este modelo é aproximadamente seis vezes mais explicativo do que o segundo melhor modelo (Modelo III). Para a riqueza estimada este padrão foi similar, o melhor modelo foi também seis vezes mais explicativo que o segundo melhor modelo. A riqueza observada e a riqueza estimada Chao 1 apresentaram valores maiores no restauro, seguido do pasto, e, por último, a mata remanescente (Figura 11).

Tabela 2 - Ranking dos melhores modelos examinando o efeito do tipo de vegetação e solo nos índices de riqueza de espécies. AICc= Critério de Akaike corrigido; Δ_i = diferença entre o AICc do melhor modelo com o modelo i; w_i =peso do Akaike.

Riqueza observada	P	R ² ajustado	AICc	Δ_i	w_i
Tipo Veg. (I)	0.000	0.64	8.49	0	0.852
Tipo Veg. + Solo 1 (III)	0.000	0.62	12.06	3.57	0.143
Tipo Veg. + Solo1 + Tipo Veg*Solo1 (IV)	0.003	0.63	18.95	10.45	0.004
Modelo nulo	0.411	-	22.80	14.33	0.001
Solo1 (II)	0.174	0.06	23.59	15.09	0.000

Riqueza estimada - Chao 1	P	R ² ajustado	AICc	Δ_i	w_i
Tipo Veg. (I)	0.005	0.44	33.74	0	0.834
Tipo Veg. + Solo 1 (III)	0.015	0.41	37.33	3.59	0.138
Modelo nulo	0.664	-	40.10	6.38	0.033
Solo1 (II)	0.209	0.04	41.19	7.46	0.020
Tipo Veg. +Solo1+ Tipo Veg.*Solo1 (IV)	0.024	0.46	43.11	9.37	0.008

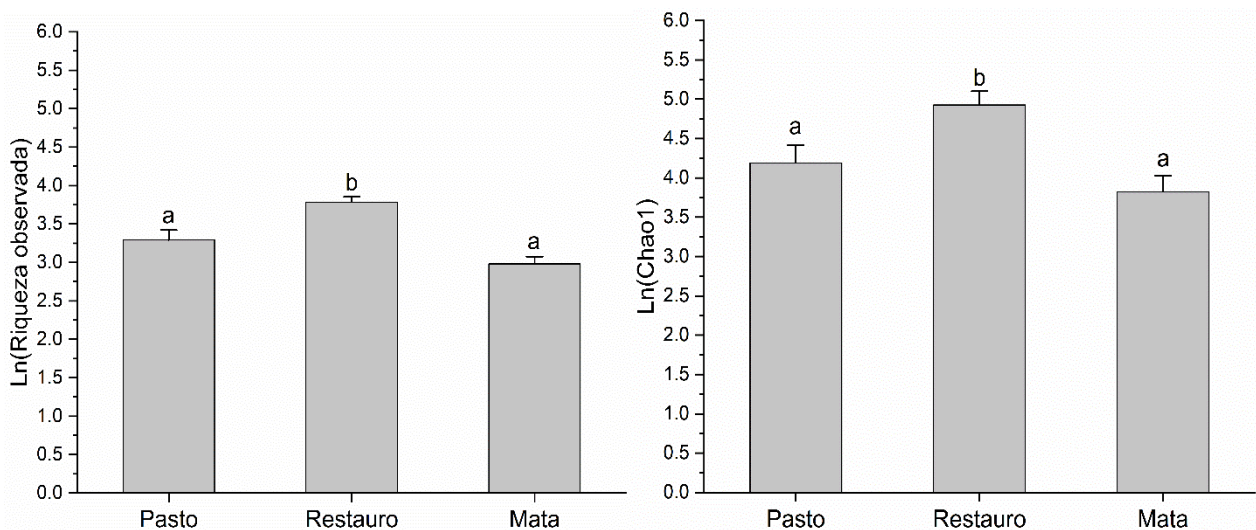


Figura 11 - Riqueza Observada e riqueza estimada Chao 1 de macroinvertebrados de solo em cada tipo de vegetação. As barras representam o erro padrão. Letras iguais representam diferenças não-significativas de acordo com o teste HSD de Tukey.

O índice de diversidade de Shannon (anexo 4) apresentou o modelo completo como o mais explicativo (Tabela 3). Apesar do tipo de vegetação ter influenciado os resultados, a variável de maior peso foi Solo1, uma vez que o modelo II (Solo1), explicou 50 vezes mais que o modelo I (Veg.), ou seja, há uma grande influência dos nutrientes do solo neste índice. O tipo de vegetação apresentou um baixo peso do AICc, assim como o modelo que considerou o tipo de vegetação mais o solo.

A comparação dos valores de inclinação das retas sugeriu que a influência positiva do solo na diversidade de Shannon nos ambientes mais simplificados (Pasto) foi mais intensa quando

comparado com ambientes mais complexos (Mata) (Figura 12). Nas parcelas de mata, o valor da inclinação da reta foi próximo de zero, sugerindo que o solo quase não influenciou a diversidade dos macroinvertebrados de solo. O restauro alcançou valores intermediários de inclinação da reta (Figura 12).

Tabela 3 - Ranking dos melhores modelos examinando o efeito do tipo de vegetação e solo no índice de diversidade de Shannon e índice de dominância de Simpson. AICc= Critério de Akaike corrigido; Δ_i = diferença entre o AICc do melhor modelo com o modelo i; w_i =peso do Akaike.

Índice de Div. de Shannon	P	R ² ajustado	AICc	Δ_i	w_i
Tipo Veg.+Solo1+ Tipo Veg.*Solo1 (IV)	0.004	0.609	38.29	0	0.577
Solo1 (II)	0.038	0.19	39.03	0.740	0.399
Modelo nulo	0.682	-	41.1	2.80	0.124
Tipo Veg. + Solo 1 (III)	0.196	0.12	45.47	7.18	0.016
Tipo Veg. (I)	0.820	-0.10	46.89	8.61	0.008

Índice de Dom. de Simpson	P	R ² ajustado	AICc	Δ_i	w_i
Tipo Veg+Solo1+ Tipo Veg*Solo1 (IV)	0.003	0.63	-22.86	0	0.536
Solo1 (II)	0.019	0.25	-22.14	0.715	0.375
Tipo Veg. + Solo 1 (III)	0.037	0.32	-19.05	3.81	0.079
Modelo nulo	0.129	-	-18.70	4.16	0.063
Tipo Veg. (I)	0.386	0.00	-14.71	8.15	0.009

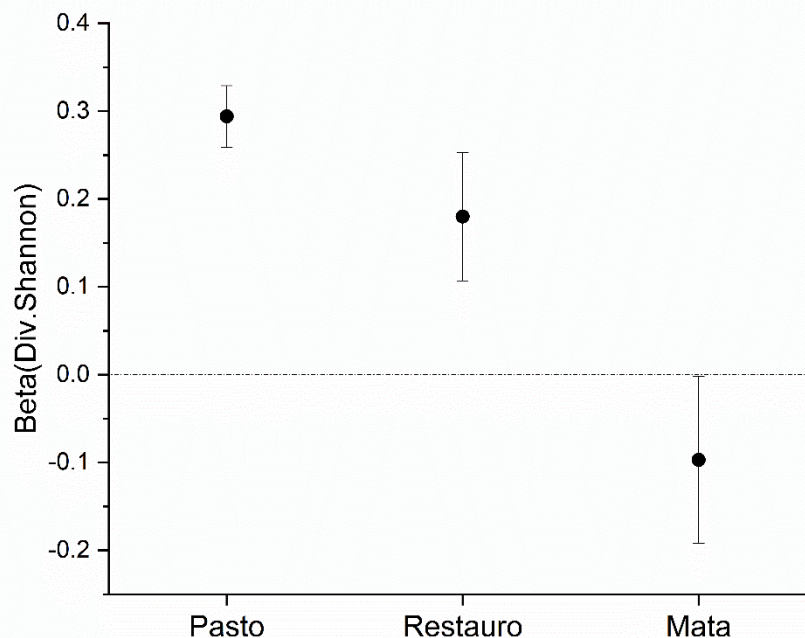


Figura 12 - Valores de inclinação da reta (beta) do índice de diversidade de Shannon dos macroinvertebrados de solo em relação à fertilidade de solo em cada tipo de vegetação.

Do mesmo modo, para o índice de dominância de Simpson (anexo 4), o Modelo IV explicou melhor a variação dos dados (Tabela 3), com a interação Solo1 \times Tipo Veg. Porém, a variável de maior peso foi Solo1, uma vez que o Modelo II (Solo1), explicou 50 vezes mais que o modelo I (Veg.), ou seja, detectamos uma grande influência dos nutrientes do solo neste índice. O tipo de vegetação apresentou um baixo peso do AIC, assim como o modelo que considerou o tipo de vegetação mais o solo.

A fertilidade do solo influenciou negativamente o índice de dominância de Simpson, mas este efeito foi mais intenso nos ambientes mais simplificados, quando comparado com os ambientes de mata (Figura 13). Para a mata, o valor da inclinação da reta foi próximo de zero, sugerindo que o solo também não influenciou a dominância de espécies neste ambiente.

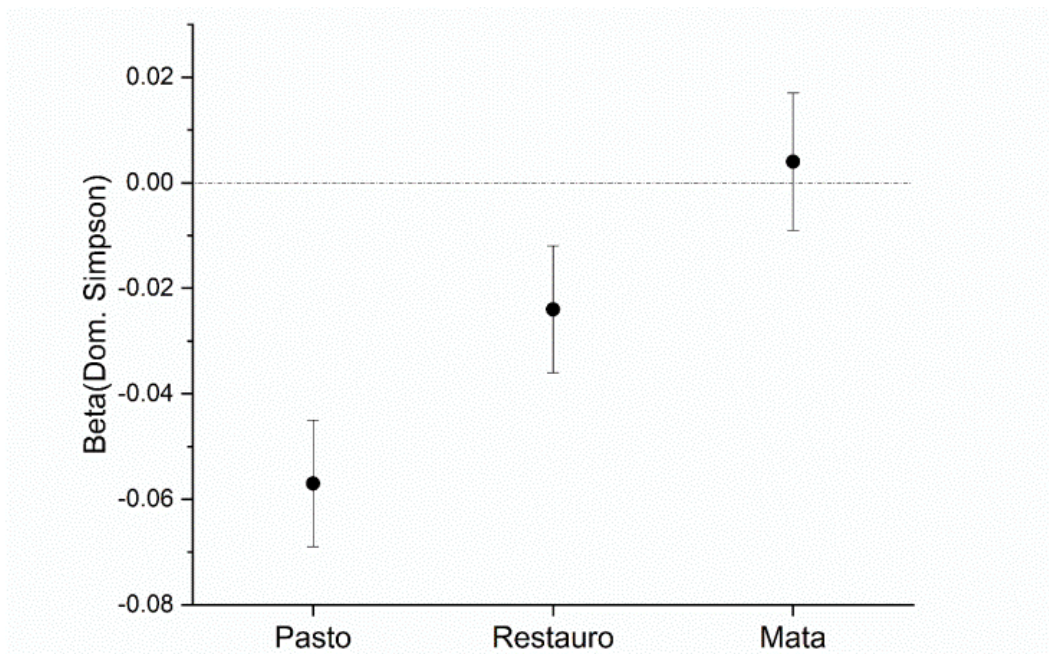


Figura 13 - Valores de inclinação da reta (beta) do índice de dominância de Simpson dos macroinvertebrados de solo em relação à fertilidade de solo em cada tipo de vegetação.

O melhor modelo que explicou a variação do índice de equitabilidade J de Pielou foi o que envolveu apenas a fertilidade do solo (Modelo II) (Tabela 4). Este modelo foi 8,5 vezes mais explicativo que o segundo (Modelo IV). Ou seja, a variação da equitabilidade foi fortemente explicada apenas pela fertilidade do solo. O índice de equitabilidade foi positivamente influenciado pela fertilidade do solo (Figura 14). Os resíduos incluindo os diferentes tipos de vegetação foram homogeneamente distribuídos ao longo da reta, ou seja, o tipo de vegetação teve influência mínima neste índice (Figura 14).

Tabela 4 - Ranking dos melhores modelos examinando o efeito do tipo de vegetação e solo na equitabilidade J de Pielou. AICc= Critério de Akaike corrigido; Δ_i = diferença entre o AICc do melhor modelo com o modelo i; w_i =peso do Akaike.

Índice de Equitabilidade J	P	R ² ajustado	AICc	Δ_i	w_i
Solo1 (II)	0.002	0.40	-18.61	0	0.847
Tipo Veg + Solo1 + Tipo Veg.*Solo1 (IV)	0.004	0.62	-14.45	4.16	0.106
Tipo Veg. + Solo 1 (III)	0.025	0.36	-12.66	5.95	0.043
Modelo nulo	0.1594	-	-11.20	7.36	0.021
Tipo Veg. (I)	0.303	0.03	-7.83	10.78	0.004

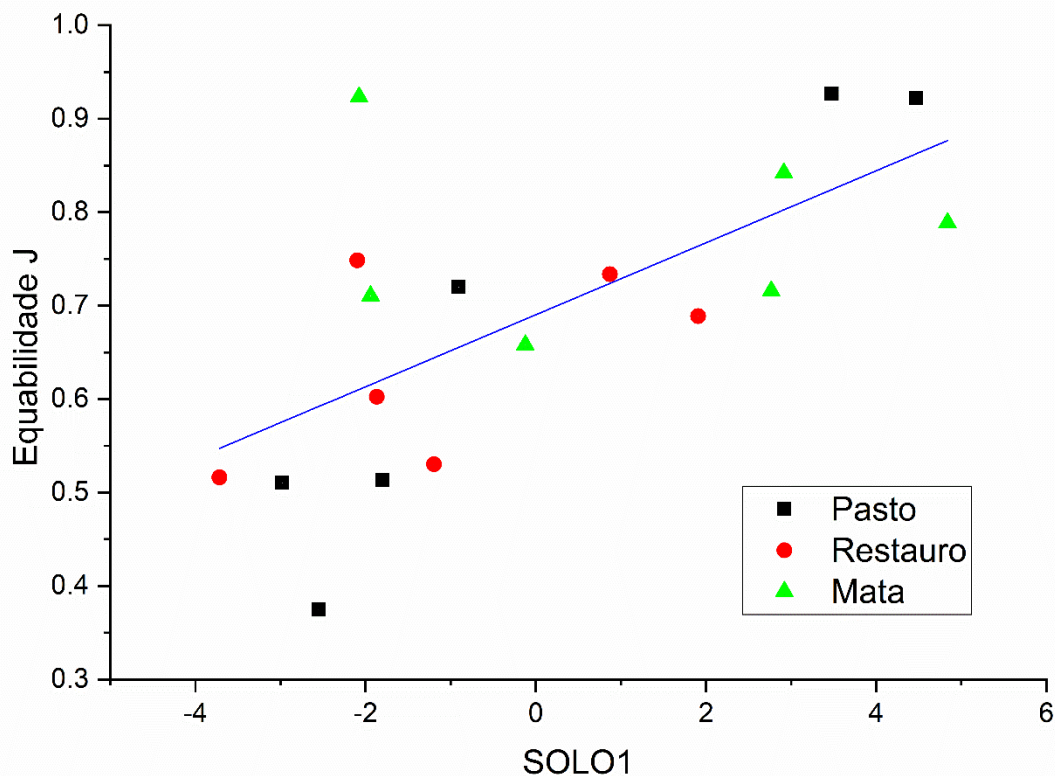
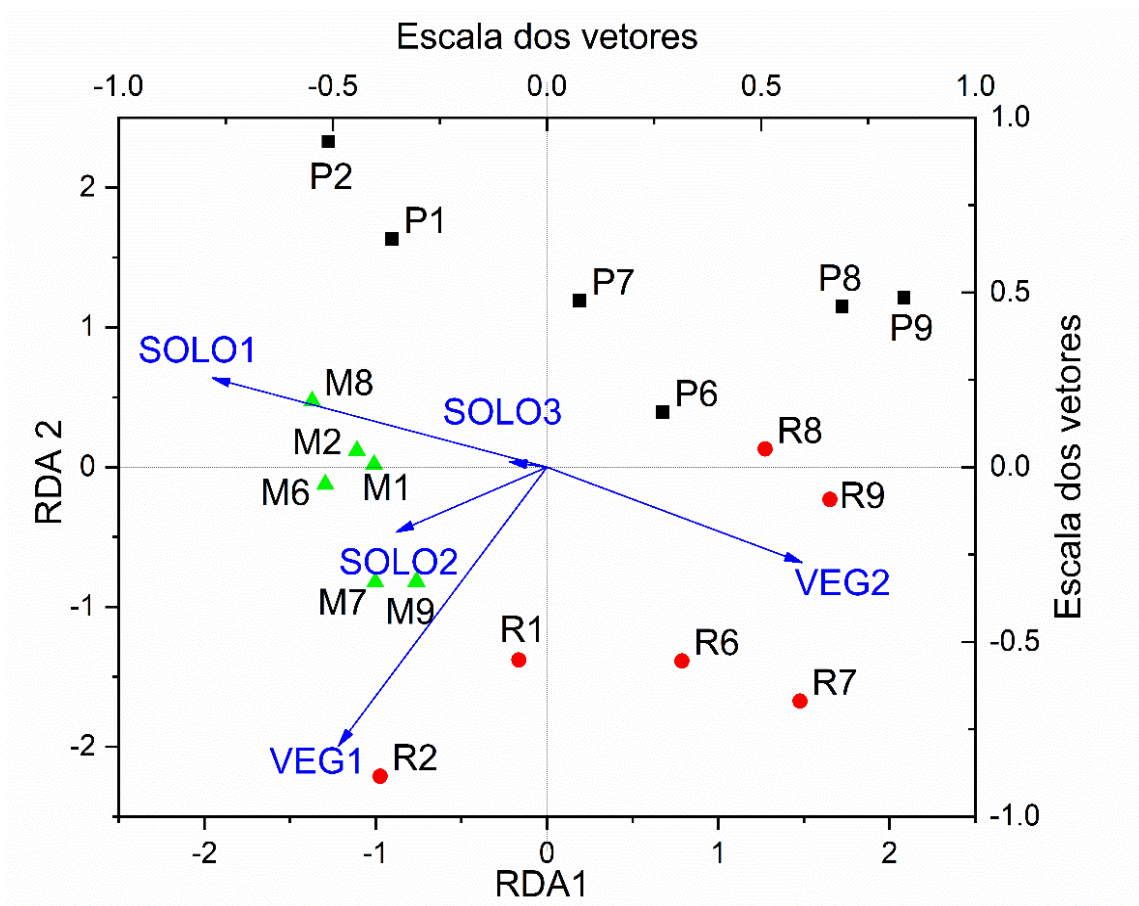


Figura 14 - Gráfico de regressão linear da equitabilidade J das assembleias dos macroinvertebrados nos três tipos de vegetação em relação à variação de nutrientes do solo representada pelo primeiro eixo do PCA (SOLO1). Nota-se os pontos dos diferentes tipos de vegetação distribuídos homogeneamente ao longo da reta.

Composição das comunidades de macroinvertebrados de solo

Os dois primeiros eixos da Análise de Redundância (figura 15) explicaram 74.92% da variação dos dados, sendo 46.94% no primeiro e 27.98% no segundo eixo. Os autovalores para cada eixo foram, respectivamente, 5.38 ($P < 0,001$) e 3.21 ($P = 0,007$). O melhor modelo da análise extraído pelo critério de Akaike foi o que envolveu apenas as variáveis VEG1 e SOLO1 (AIC= 57.42), o que ilustra a influência dos nutrientes e da vegetação na composição das

comunidades de macroinvertebrados de solo. O primeiro eixo separou as parcelas principalmente em relação à disponibilidade de nutrientes (SOLO1) e também em relação à proporção de gramíneas exóticas (VEG2). As parcelas na mata remanescente e R1, R2, P1 e P2 foram positivamente relacionadas com a fertilidade do solo e as demais parcelas foram positivamente associadas com a maior proporção de gramíneas (Figura 15). As morfoespécies que mais se associaram a fertilidade do solo foram as pertencentes às ordens Orthoptera, Dermaptera, Diptera e o grupo taxonômico Oligochaeta, enquanto as morfoespécies que mais se associaram à proporção de gramíneas foram aquelas pertencentes à ordem Hymenoptera. O segundo eixo foi correlacionado com VEG1 (densidade, área basal, diâmetro das árvores e estratificação) e separou as parcelas de pasto das parcelas de restauro e mata remanescente (Figura 15). As morfoespécies mais relacionadas com este eixo pertenceram às ordens Dermaptera, Diptera, Hymenoptera e Araneae, sugerindo uma maior diversidade de ordens relacionada ao aumento da complexidade estrutural do ambiente, assim como uma menor dominância.



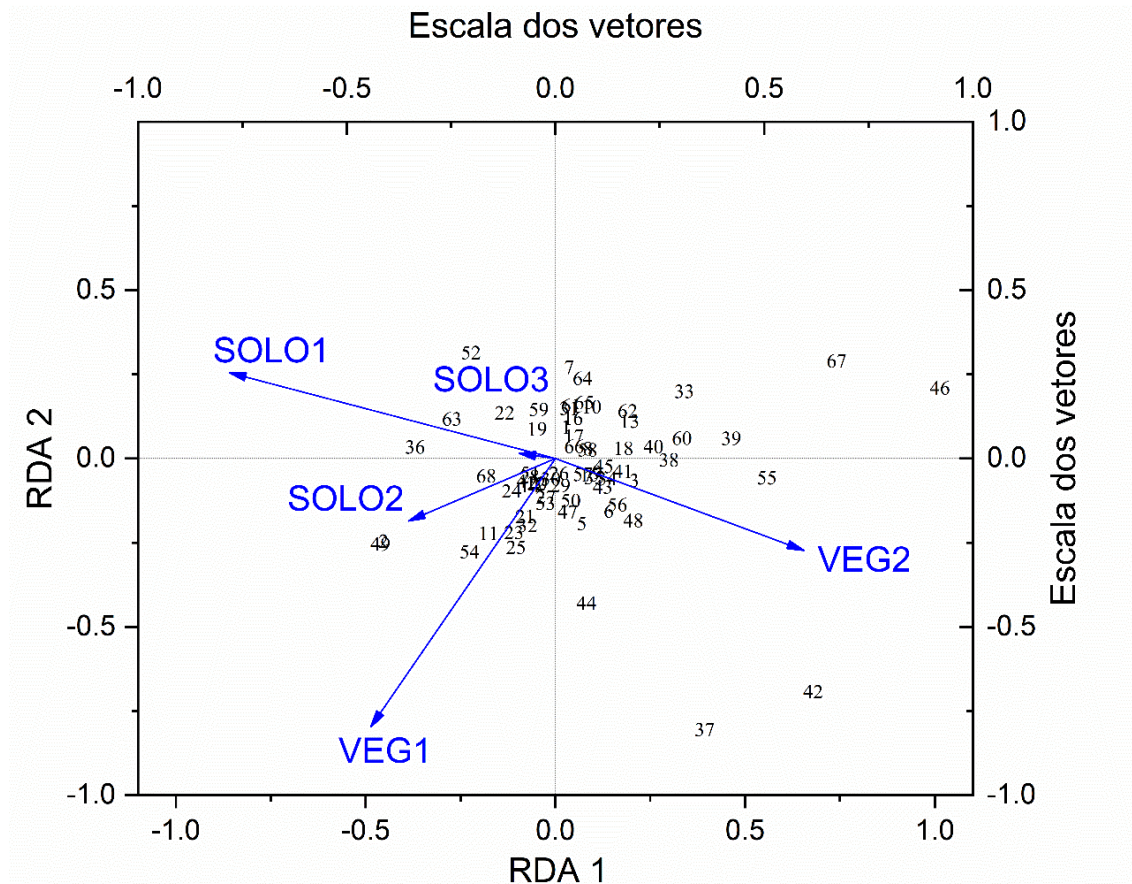


Figura 15 - Resultados da Análise de Redundância, indicando a posição das parcelas e a posição das morfoespécies: 1=ara1; 2=ara10; 3=ara14; 4=ara32; 5=ara33; 6=ara48; 7=col1; 8=col10; 9=col13; 10=col2; 11=col21; 12=col29; 13=col4; 14=col40; 15=col41; 16=col5; 17=col6; 18=col9; 19=der1; 20=der2; 21=der3; 22=dip1; 23=dip10; 24=dip16; 25=dip17; 26=dip18; 27=dip22; 28=dip3; 29=dip4; 30=dip5; 31=dip6; 32=hem10; 33=hem2; 34=hem3; 35=hem4; 36=hym1; 37=hym10; 38=hym11; 39=hym12; 40=hym14; 41=hym15; 42=hym2; 43=hym23; 44=hym24; 45=hym28; 46=hym3; 47=hym30; 48=hym31; 49=hym35; 50=hym37; 51=hym38; 52=hym4; 53=hym40; 54=hym43; 55=hym5; 56=hym56; 57=hym57; 58=hym59; 59=hym7; 60=hym8; 61=ixo1; 62=ixo2; 63=oli1; 64=ort3; 65=ort4; 66=ort5; 67=ort6; 68=ort9 em relação as variáveis ambientais, Solo1 e Solo2 (relacionados com a fertilidade do solo) e Veg1 e Veg2 (relacionados a estrutura da vegetação).

Segundo a IndVal, as morfoespécies mais associadas à mata pertenciam as ordens Orthoptera, Araneae e Hymenoptera. Apenas as morfoespécies da ordem Hymenoptera foram associadas significativamente às parcelas de restauro e apenas uma morfoespécie da ordem Coleoptera foi significativamente associada às parcelas de pasto (Tabela 5).

Tabela 5 - Determinação de morfoespécies indicadoras para cada tipo de vegetação pelo IndVal. O nível mais próximo de identificação está entre parênteses.

Morfoespécie	Tipo de Vegetação	IndVal	P
Ort9 (<i>Gryllidae</i>)	Mata	0.67	0.010
Ara10 (<i>Hogna</i>)	Mata	0.59	0.017
Hym35 (<i>Camponotus</i>)	Mata	0.59	0.033
Col1 (<i>Canthon</i>)	Pasto	0.57	0.028
Hym24 (<i>Formicidae</i>)	Restauro	0.51	0.049
Hym2 (<i>Solenopsis</i>)	Restauro	0.47	0.010
Hym10 (<i>Atta</i>)	Restauro	0.46	0.004

DISCUSSÃO

Estrutura das comunidades de macroinvertebrados de solo

Riqueza e abundância variando com tipo de vegetação.

O tipo de vegetação, e a fertilidade do solo influenciaram fortemente a estrutura das comunidades de macroinvertebrados que habitam a superfície do solo. A abundância, riqueza observada e riqueza estimada variaram entre os tipos de vegetação (Figura 17). Nos três índices, encontramos maiores valores nas parcelas de restauro quando comparados com mata e pasto, que não diferiram entre si. Alguns estudos mostraram que o aumento da oferta de recursos alimentares e abrigo podem influenciar positivamente as condições de microhabitats como umidade e temperatura, o que reflete em maiores índices de abundância e riqueza de macroinvertebrados de solo (TEWS et al., 2003; BURTON e EGGLETON et al., 2016; PEREIRA et al., 2017). Por outro lado, a simplificação de habitats também pode contribuir para o aumento da abundância total de organismos, graças ao aumento da dominância de algumas espécies, como as pertencentes a família Formicidae (PUNTTILA et al., 1994; ROUSSEAU et al., 2013). Nossos resultados sugerem que a heterogeneidade de habitats, como a presença de árvores, mas principalmente a maior heterogeneidade de microhabitats na superfície do solo composta por gramíneas e serapilheira das parcelas localizadas nos sítios de restauro influenciou positivamente a abundância e a riqueza de macroinvertebrados. No pasto, a riqueza e a abundância foram influenciadas pela presença de espécies abundantes da ordem dos Hymenoptera, principalmente da família Formicidae. Menezes et al. (2009) também encontraram maior abundância de insetos sociais em condições de pastagem, se comparada com áreas em estágios sucessionais mais avançados, já que grande parte das formigas tem hábitos generalistas (SCHMIDT et al., 2005) e podem estar

presentes nos mais diversos tipos de vegetação e graus de perturbação (WHITFORD et al., 1999, ROUSSEAU et al., 2014), favorecendo a dominância de algumas espécies (VASCONCELOS et al., 1998; GARLET et al., 2013). Esta ordem de insetos é comumente dominante em vários estudos, devido à sua capacidade de utilização de diversos recursos e maior faixa de tolerância aos mais diversos tipos habitats (VASCONCELLOS et al., 2013; ROUSSEAU et al., 2013; GARLET et al., 2017; PEREIRA et al., 2017). Do mesmo modo, registramos uma grande abundância e riqueza de espécies de Hymenoptera nas parcelas localizadas no restauro. Neste tipo de vegetação, apesar de existir uma grande quantidade de árvores, há a presença de uma alta porcentagem de gramíneas em quatro das seis parcelas amostradas, com a vegetação menos desenvolvida e com menor cobertura de dossel, o que pode justificar o maior número de indivíduos e de espécies dominantes, como as formigas. Elevados valores de abundância de Formicidae foram registrados em áreas de restauros jovens de cinco anos (VASCONCELLOS et al. 2013). Rousseau et al. (2013) também encontraram maior abundância de Hymenoptera e abundância total de macroinvertebrados de solo em ambientes silvipastoris (presença de árvores e gramíneas), se comparado com áreas de florestas em estágios sucessionais mais avançados, sugerindo que muitos grupos de formigas são favorecidos em ambientes simplificados e em estágios iniciais de sucessão, onde há maior incidência de luz solar e de recursos requeridos por este grupo (NAKAMURA et al., 2007; LIMA et al., 2011; LAWES et al., 2017).

Por outro lado, espécies de Diptera, que exercem papel fundamental na decomposição de serapilheira, também contribuíram com a riqueza e abundância no restauro e também na mata. Geralmente, a riqueza e abundância de dípteros podem variar conforme o tipo de vegetação, onde ambientes com maior aporte de matéria orgânica apresentam maiores abundâncias destes organismos quando comparados com ambientes mais simplificados, com menor umidade e matéria orgânica (FROUZ, 1999).

Ainda assim, o restauro, por apresentar um estrato florestal, com presença de serapilheira e um estrato de gramíneas, fornece maior diversidade estrutural de microhabitats na camada superficial, e por isso, apresenta os maiores valores de riqueza e abundância de espécies de diferentes ordens, como, por exemplo, de Coleoptera, que apresentam uma elevada diversidade de espécies saprófagos e predadores, sendo abundantes nos mais diferentes ecossistemas (MOÇO et al., 2005; MACHADO et al., 2018); Hemiptera, que apresentam maior riqueza em ambientes mais complexos como florestas (Luz et al., 2013; Rosa et al., 2015) e Araneae, que habitam locais preferencialmente mais estruturados e com disponibilidade de presas (BARETTA et al., 2007; RUIZ-COBO et al., 2010; VASCONCELLOS et al., 2013). Assim, condições de maior diversificação de microhabitats e, portanto, maior disponibilidade de recursos, podem contribuir

para o aumento da riqueza e da abundância de vários grupos de macroinvertebrados de solo (MACHADO et al., 2015; BURTON e EGGLETON et al., 2016; DERHÉ et al., 2016; PENONE et al., 2019).

Por outro lado, a proximidade de fontes colonizadoras pode ter influenciado nossos resultados. Os sítios de restauro eram adjacentes ao pasto e à mata, podendo receber constantemente aporte de organismos dos dois ambientes. Os macroinvertebrados de solo observados no pasto também podem ter sido influenciados pela proximidade dos outros dois tipos de vegetação, que podem funcionar como fonte colonizadora de organismos. De fato, o estudo de Marichal et al. (2014), mostrou que os tipos de vegetação, como o pasto, localizados mais próximos de fontes formadas por uma estrutura florestal apresentam maiores valores de abundância e diversidade da fauna edáfica se comparados com pastos isolados. No entanto, quando quantificamos as espécies comuns entre os três tipos de vegetação e comparamos com o número de espécies que ocorreram apenas num tipo de vegetação através do diagrama de Venn (Figura 16), os resultados sugerem um efeito relativamente pequeno das áreas adjacentes nas comunidades de macroinvertebrados, principalmente nos sítios de restauro. Das 164 espécies registradas no restauro, 58% ocorreram apenas no restauro contra 18.3% espécies comuns entre restauro e pasto e 11.6% entre restauro e mata e 12.2% que ocorreram nos três ambientes (Figura 16). Portanto os efeitos das características da estrutura da vegetação e do solo devem ter um efeito mais forte na determinação destas comunidades.

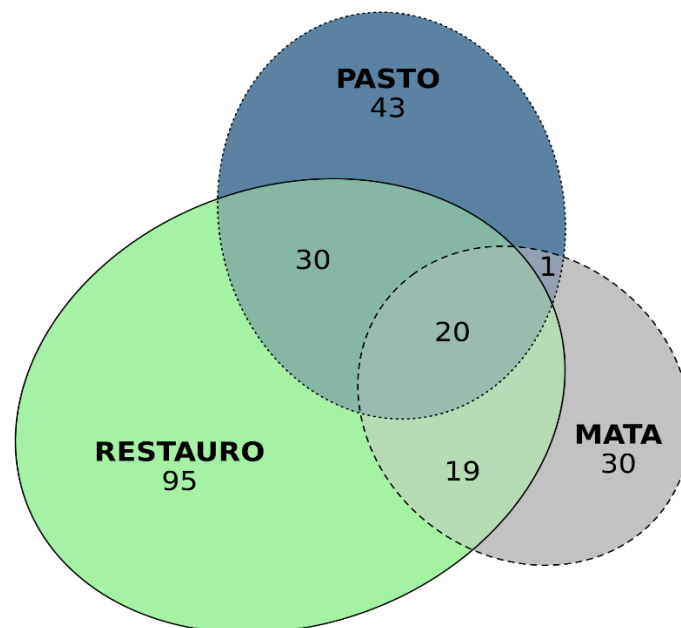


Figura 16 - Diagrama de Venn ilustrando as espécies compartilhadas entre os três tipos de vegetação.

As parcelas de mata foram as que apresentaram os menores valores de abundância e riqueza quando comparadas às parcelas de restauro, o que pode ser justificado por uma menor abundância e riqueza de espécies de Hymenoptera, se comparado com os outros dois tipos de vegetação. Seriam esperados maiores valores de riqueza para a mata nativa se comparado com áreas replantadas ou em estágios iniciais de sucessão, devido principalmente à complexidade dos habitats, à maior quantidade de serapilheira, a melhores condições de solo e microclima mais favorável a estes organismos (MELONI e VARANDA, 2015; PEREIRA et al. 2017). De fato, ambientes mais estabelecidos, como matas remanescentes, tendem a ser mais complexos. No entanto, as áreas de sucessão ou as áreas replantadas descritas nos estudos citados não apresentavam um estrato de gramíneas, o que, em nossos resultados, pode ter sido um fator importante na determinação da riqueza e da abundância nas parcelas de restauro. Por exemplo, Lima et al. (2010) encontraram menores valores de riqueza em ambientes nativos quando comparados com agrossistemas que possuem estrato de gramíneas e maior incidência solar, os quais parecem favorecer grupos como Hymenoptera. Além disto, o aumento da cobertura de dossel pode exercer um efeito negativo nestes índices, diminuindo a incidência de luz, o que aumentaria a especialização de táxons e a diminuição da abundância de alguns grupos de macroinvertebrados de solo (PENONE et al. 2019).

Abundância relativa variando com o solo

Os índices que consideram a abundância relativa, como a diversidade de Shannon, dominância de Simpson e equitabilidade de Pielou não variaram significativamente com o tipo de vegetação. O estudo de Pereira et al. (2017) também não encontrou diferenças destes índices entre diferentes tipos de vegetação, como áreas nativas e plantadas, justificando que diferentes padrões de distribuição de organismos nos diferentes tipos de vegetação, como a riqueza e abundância de organismos, podem influenciar e refletir em valores similares dos índices de diversidade. Quando os índices de diversidade são aplicados em comunidades que diferem em riqueza e abundância relativa, valores similares podem ser obtidos, porém por razões diferentes (MELO, 2008). Por exemplo, parcelas com alta riqueza, porém com alta dominância de alguns organismos podem diminuir valores de diversidade.

O destaque dos nossos resultados é que a variação destes índices foi determinada principalmente pela disponibilidade de nutrientes no solo, mas apenas nos ambientes mais simplificados como no pasto e no restauro. Os atributos químicos influenciaram fortemente a distribuição da diversidade de macroinvertebrados de solo nestes dois tipos de vegetação, ou seja,

quanto maior era a fertilidade do solo, mais uniformes e diversas eram as comunidades de macroinvertebrados. Maior diversidade, menor dominância e maior equitabilidade foram encontradas principalmente em parcelas com mais nutrientes no solo (parcelas 1 e 2, conforme Figura 11 e Anexo 4).

A diversidade de Shannon e Equitabilidade J foram positivamente relacionadas e a dominância negativamente relacionada com a fertilidade do solo (Figura 17). De maneira geral, quando se considera a abundância relativa de macroinvertebrados, a fertilidade do solo parece ser um fator mais importante do que o tipo de vegetação, nas áreas de pasto e restauro, mas não no ambiente de mata. A distribuição de macroinvertebrados na serapilheira parece estar positivamente associada à qualidade das camadas iniciais de solo dos ambientes devido a maiores quantidades de recursos e melhores condições microclimáticas para estes organismos. Este efeito pode ser indireto, uma vez que solos férteis, principalmente com maior disponibilidade de nitrogênio, fósforo e potássio, propiciam um aumento da produtividade vegetal e, conseqüentemente, um aumento da quantidade e diversidade de matéria orgânica disponível, fonte de alimentos para os organismos edáficos (VAN DER WAL et al. 2009), resultando em maiores valores da diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou (LIMA et al. 2010; VASCONCELLOS et al., 2013). Assim, sugere-se que há um efeito cascata de baixo para cima, onde a tendência de entrada de diferentes tipos de recursos no solo promove efeitos positivos na fauna de solo, reduzindo a dominância e aumentando a diversidade de macroinvertebrados (COLE et al., 2005). De fato, as comunidades mais diversas estão inseridas nos locais com maior disponibilidade de recursos. Estudos indicam que a aplicação de fertilizantes orgânicos pode promover uma maior diversidade de comunidades da fauna edáfica pelo aumento da disponibilidade de matéria orgânica (WARREN E ZOU, 2002, ZHU E ZHU, 2015).

O efeito da fertilidade do solo na diversidade e dominância da macroinvertebrados foi mais intenso no pasto seguido das parcelas no restauro do que na mata, onde não se observou este efeito (Figuras 12 e 13). Yang et al. (2007) avaliaram experimentalmente o efeito da fertilização numa mata subtropical úmida e não observaram diferenças na diversidade de Shannon de artrópodes entre tratamentos com e sem fertilização, mesmo com aumento do aporte de serapilheira devido ao aumento da produtividade. Este resultado sugere que, em ambientes de estágios sucessionais tardios, um maior aporte de nutrientes pode não ser determinante na diversidade e equitabilidade da macroinvertebrados. Neste tipo de ambiente, a quantidade de nutrientes no solo pode ser alta o suficiente para não limitar as populações de macroinvertebrados locais. Variações adicionais na fertilidade do solo teriam um efeito negligenciável quando comparado à intensidade de outros fatores, como condições microclimáticas e interações bióticas.

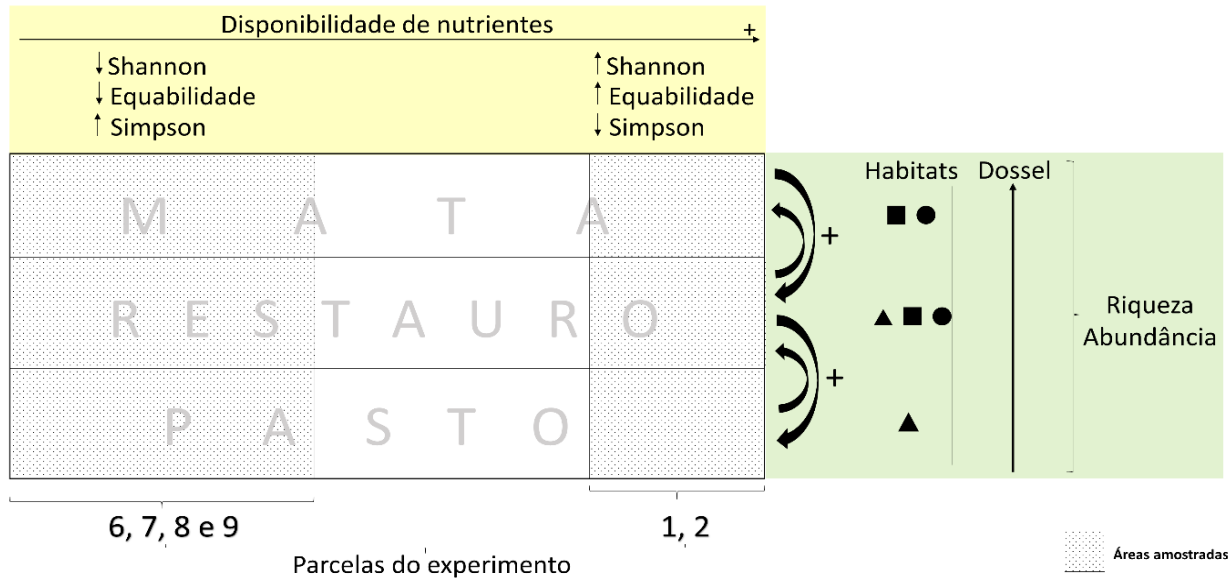


Figura 17 - Diagrama esquemático sobre as variações dos índices de diversidade em relação ao tipo de vegetação e a disponibilidade de nutrientes nas parcelas. Nota-se os maiores valores de Shannon e equitabilidade e menores valores de Simpson nas parcelas iniciais (que apresentam maiores valores de nutrientes no solo). Em relação a riqueza e abundância, nota-se as variações em relação ao tipo de vegetação, devido ao dossel e disponibilidade de habitats. Também está ilustrado o efeito positivo na riqueza e abundância entre restauração, pasto e mata, devido às pequenas distâncias.

Composição das comunidades de macroinvertebrados de solo

A composição de macroinvertebrados de solo variou com a estrutura de habitats e com a disponibilidade de nutrientes do solo. Os resultados do RDA mostraram uma maior similaridade da composição das comunidades entre todas as parcelas de mata e as parcelas 1 e 2 de restauração, que são ambientes com árvores maiores e de maior número, maior quantidade de serapilheira, não possuem gramíneas ou, quando possuem, apresentam uma baixa porcentagem de cobertura e maior fertilidade do solo (Figura 15). Por outro lado, no pasto e nas parcelas de restauração com gramíneas, as comunidades eram dominadas por Hymenoptera. O aumento da cobertura do estrato herbáceo em florestas plantadas pode induzir a uma tendência ao aumento de espécies dominantes (FALY e BRIGADYRENKO, 2018). Estas parcelas apresentavam também, em sua maioria, menores quantidades de nutrientes de solo, apesar das parcelas 1 e 2 do pasto diferirem das demais parcelas em relação à composição de espécies provavelmente devido à maior fertilidade do solo mesmo com a presença de gramíneas. Ou seja, a disponibilidade de nutrientes de solo também afetou a composição das comunidades dentro de um dado tipo de vegetação. Em um contexto geral, a composição das comunidades de mata e restauração 1 e 2 foram compostas por organismos de uma variedade maior de ordens do que ambientes com presença de gramíneas, com a presença de espécies das ordens incluindo Araneae, Diptera, Hymenoptera e Orthoptera. Machado et al. (2018)

mostrou que a recuperação de áreas degradadas com a introdução de espécies florestais contribui para restabelecer grupos de fauna, aumentando a semelhança das comunidades com ambientes nativos conservados. Assim, sugere-se que três variáveis são fundamentais para a composição da fauna neste estudo: presença de gramíneas, a estrutura florestal e a fertilidade do solo.

Três espécies de três ordens diferentes foram indicadoras de mata: uma espécie de Araneae (gênero *Hogna*), uma espécie de Orthoptera (família Gryllidae) e uma espécie de Formicidae (gênero *Camponotus*). Aranhas foram mais frequentes em ambientes nativos e com alta disponibilidade de nutrientes no solo. Uma maior presença de Araneae em áreas nativas, quando comparado com áreas em restauração e pastagens, sugere que habitats de floresta são mais favoráveis para este grupo quando comparados com ambientes mais abertos provavelmente devido a maior complexidade estrutural, disponibilidade de presas e condições microclimáticas mais favoráveis (RUIZ-COBO et al. 2010, BARETTA et al. 2013, VASCONCELLOS et al. 2013).

No caso de Orthoptera, Camara et al. (2018) também encontraram uma maior proporção relativa de indivíduos desta ordem em florestas em estágios sucessionais mais avançados se comparados com estágios mais iniciais de sucessão. Áreas tropicais conservadas podem influenciar positivamente a distribuição de grilídeos, já que este grupo geralmente não tem afinidade com ambientes descampados, ou seja, em matas ele é favorecido devido às condições mais amenas de temperatura, presença de serapilheira e matéria orgânica (AZEVEDO et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2013). A presença de uma espécie de Hymenoptera do gênero *Camponotus* também foi encontrada como parte da comunidade de formigas em um ambiente de floresta antiga, justificado pela tolerância de espécies do gênero a sombra (PUNTTILA et al., 1994).

Nas parcelas de restauro, três espécies de Formicidae pertencentes aos gêneros *Solenopsis* e *Atta* foram consideradas indicadoras deste ambiente. De maneira geral, indivíduos da família Formicidae foram encontradas principalmente nas parcelas de restauração menos desenvolvidas e com incidência de luz mais alta. Formigas do gênero *Atta* também foram comuns em áreas de restauração jovens de cinco anos ou de estágios iniciais de sucessão, o que demonstra o potencial de indicador deste gênero para áreas em estágios iniciais de sucessão, com maior incidência de luz e onde um futuro fechamento do dossel pode promover um rápido declínio da sua abundância e riqueza (PUNTTILA et al. 1994, SEGAT et al., 2017).

Para o pasto, uma única espécie foi considerada como indicadora, que é um coleóptero do gênero *Canthon*, característico de áreas de pastagem. Este gênero é ilustrado por espécies que são de hábito generalista, adaptadas a ambientes com pastagem pela grande disponibilidade de fezes de gado que são utilizadas como recurso alimentar e nidificação (SILVA et al., 2014).

CONCLUSÃO

Os indicadores da estrutura das comunidades de macroinvertebrados de solo responderam de forma diferente às condições ambientais. Abundância e riqueza, apesar de indicarem diferenças entre os tipos de vegetação, quando utilizados sozinhos podem obscurecer informações importantes sobre os fatores que determinam a estrutura de comunidades de macroinvertebrados que habitam a serapilheira. Assim, os índices que consideram a abundância relativa combinados com índices de riqueza parecem ser mais eficazes, já que os índices de riqueza demonstraram uma diferença das comunidades de macroinvertebrados entre tipos de vegetação e os índices que consideram a abundância relativa revelaram um forte efeito da fertilidade do solo nas comunidades de macroinvertebrados.

Abundância e riqueza apresentaram menores valores na mata, um ambiente onde ocorrem espécies mais especialistas e de maneira mais uniforme. Além disso, a maior disponibilidade de nutrientes no solo na mata não influenciou os índices de diversidade. Por outro lado, nossos resultados sugerem que ambientes mais simplificados como no pasto e até mesmo nos sítios em restauração sofreram efeito positivo da maior disponibilidade de nutrientes, provavelmente devido ao aumento da produtividade vegetal, resultando num aumento da diversidade e equitabilidade das comunidades edáficas, ilustrando o efeito de baixo para cima dentro do ecossistema.

De maneira geral, identificamos que pelo menos três fatores foram determinantes na estruturação e composição da comunidade de macroinvertebrados: O estágio sucessional – representado aqui pelo tipo de vegetação; a disponibilidade de nutrientes no solo, que afeta a produtividade primária e os fluxos de matéria e energia da área; e a presença de gramíneas exóticas. Assim, a avaliação dos atributos do solo é de extrema importância para o manejo de ambientes em restauração, já que a disponibilidade de nutrientes foi uma importante variável explicativa neste estudo. As áreas de restauro com aporte de nutrientes foram as que mais se aproximaram das parcelas de mata remanescente com relação a composição e diversidade das comunidades de macroinvertebrados, ou seja, a disponibilidade de nutrientes pode impulsionar áreas em restauração para estágios mais próximos de ambientes de referência, como matas remanescentes.

RERERÊNCIAS

ANDRADE, A.G. et al. Contribuição da serapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Informe Agropecuário**, v. 24, n. 220, p. 55-63, 2003.

AQUINO, A. M. et al. **Recomendações para coleta de artrópodes terrestres por armadilhas de queda ("Pitfall-Traps")**. Seropédica-RJ: Embrapa Agrobiologia. 2006. 8p. Circular Técnica 18.

AZEVEDO, F. R. et al. Composição da entomofauna da Floresta Nacional do Araripe em diferentes vegetações e estações do ano. **Ceres**, v. 58, n. 6, p. 740-748, 2011.

BARBOSA, L. M.; MARTINS, S. E. **Diversificando o reflorestamento no Estado de São Paulo**: espécies disponíveis por região e ecossistema. São Paulo: Inst. de Botânica, 2003. 64 p.

BARETTA, D. et al. Trap and soil monolith sampled edaphic spiders (Arachnida: Araneae) in Araucaria angustifolia forest. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 375-383, 2007.

BARNES, A. D. et al. Consequences of tropical land use for multitrophic biodiversity and ecosystem functioning. **Nature communications**, v. 5, n. 5341, 2014.

BLASI, S. et al. Soil microarthropod communities from Mediterranean forest ecosystems in Central Italy under different disturbances. **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, n. 2, p. 1637-1655, 2013.

BOWIE, M. H. et al. Identification of potential invertebrate bioindicators of restoration trajectory at a quarry site in Hunua, Auckland, New Zealand. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 43, n. 1, p. 3360, 2019.

BRAUN, B. M. et al. Effects of riparian vegetation width and substrate type on riffle beetle community structure. **Entomological Science**, v. 21, n. 1, p. 66-75, 2017.

BRIONES, M. J. I. Soil fauna and soil functions: a jigsaw puzzle. **Frontiers in Environmental Science**, v. 2, n. 7, p. 1-22, 2014.

BROWN, G. R.; MATTHEWS, I. M. A review of extensive variation in the design of pitfall traps and a proposal for a standard pitfall trap design for monitoring ground-active arthropod biodiversity. **Ecology and evolution**, v. 6, n. 12, p. 3953-3964, 2016.

BURTON, V. J.; EGGLETON, P. Microhabitat heterogeneity enhances soil macrofauna and plant species diversity in an Ash – Field Maple woodland. **European Journal Of Soil Biology**, v. 75, p.97-106, 2016.

CALDERANO FILHO, B. et al. **Os solos da fazenda Canchim**. Levantamento semidetalhado, propriedades e potenciais. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS/São Carlos, 1998.

CAMARA, R. et al. Effects of Natural Atlantic Forest Regeneration on Soil Fauna, Brazil. **Floresta e Ambiente** v. 25, n. 1, e20160017, 2018.

CHAO, A. et al. **Online Program SpadeR** (Species-richness Prediction And Diversity Estimation in R). Program and User's Guide. 2015. Disponível em:<http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/>.

COLE, L. et al. Relating microarthropod community structure and diversity to soil fertility manipulations in temperate grassland. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 9, p. 1707-1717, 2005.

COLE, R. J et al. Leaf litter arthropod responses to tropical forest restoration. **Ecology and evolution** vol. 6, n. 15, p. 5158-68, 2016.

DAVID, W. R. **labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology**. R package version 1.8-0, 2016. Disponível em:<<https://CRAN.R-project.org/package=labdsv>>.

DERHÉ, M. A. et al. Measuring the success of reforestation for restoring biodiversity and ecosystem functioning. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 6, p. 1714-1724, 2016.

DIAZ, S. et al. Biodiversity loss threatens human well-being. **PLoS biology**, v. 4, n. 8, p. 277, 2006.

DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise do solo**. Embrapa, Rio de Janeiro. 1997

EWEL, K. C. et al. Managing Critical Transition Zones. **Ecosystems**, v. 4, n. 5, p. 452-460, 2001.

FALY, L. I.; BRYGADYRENKO, V. V. Influence of the herbaceous layer and litter depth on the spatial distribution of litter macrofauna in a forest plantation. **Biosystems Diversity**, v. 26, n. 1, p.46-51, 2018.

FERNANDES, J. F. et al. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. **Hydrobiologia**, v. 724, n. 1, p. 175-185, 2014.

FOLEY, J. A. et al. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 1, p. 25-32, 2007.

FROUZ, J. Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. In: **Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes**. 1999. p. 167-186.

GARLET, J. et al. Fauna edáfica em plantio inicial de Eucalyptus sob diferentes alternativas de controle de plantas daninhas. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 91, p. 403-408, 2017.

GUNARATNE, A. M. T. A. et al. Overcoming ecological barriers to tropical lower montane forest succession on anthropogenic grasslands: Synthesis and future prospects. **Forest ecology and management**, v. 329, p. 340-350, 2014.

HUANG, C. et al. How is biodiversity changing in response to ecological restoration in terrestrial ecosystems? A meta-analysis in China. **Science Of The Total Environment**, v. 650, p.1-9, 2019

HUNTER, M. D.; PRICE, P. W. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. **Ecology**, v. 73, n. 3, p. 724-732, 1992.

KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, v. 23, n. 3, p. 187-200, 1958.

KARDIMAN, R. et al. Restoration of tropical rain forest success improved by selecting species for specific microhabitats. **Forest Ecology and Management**, v. 434, p. 235-243, 2019.

KOLLMANN, J. et al. Integrating ecosystem functions into restoration ecology—recent advances and future directions. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 6, p. 722–730, 2016.

KOOCH, Y. et al. Tree species could have substantial consequences on topsoil fauna: a feedback of land degradation/restoration. **European Journal of Forest Research**, v. 137, n. 6, p.793-805 2018

LABORDA, A. et al. The spider fauna from Uruguay River islands: understanding its role in a biological corridor. **Biodiversity data journal**, v. 6, e27319, 2018.

LAVELLE, P. et al. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p. 3-15, 2006.

LAWES, M. J. et al. Ants as ecological indicators of rainforest restoration: Community convergence and the development of an Ant Forest Indicator Index in the Australian wet tropics. **Ecology And Evolution**, v. 7, n. 20, p. 8442-8455, 2017.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3rd ed. Elsevier. 2012

LIMA, S. S. et al. Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 3, p. 322-331, 2011.

LINDBERG, N; PERSSON, T. Effects of long-term nutrient fertilisation and irrigation on the microarthropod community in a boreal Norway spruce stand. **Forest ecology and management**, v. 188, n. 1-3, p. 125-135, 2004.

LONGCORE, T. Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, USA). **Restoration Ecology**, v. 11, n. 4, p. 397-409, 2003.

LUZ, R. A. et al. Diversity of the Arthropod edaphic fauna in preserved and managed with pasture areas in Teresina-PiauÍ-Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 3, p. 483-489, 2013.

MACERA, L. G. Survival and growth of tree seedlings as a function of seed size in a gallery forest under restoration. **Acta Botanica Brasílica**, v. 31, n. 4, p. 539-545, 2017 .

MACHADO, D. L. et al. Fauna edáfica na dinâmica sucessional da mata atlântica em floresta estacional semidecidual na bacia do rio Paraíba do Sul-RJ. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 1, p. 91-106, 2015.

MACHADO, D. N. et al. Solo Macrofauna como Indicador de Recuperação Ambiental em área de mineração. **Floresta e Ambiente**. v. 25, n. 4, e20170769, 2018.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade Biológica**. Curitiba: Editora UFPR, 261p, 2013.

MARCHÃO, R. L. et al. Soil macrofauna under integrated crop-livestock systems in a Brazilian Cerrado Ferralsol. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 8, p. 1011-1020, 2009.

MARICHAL, R. et al. Soil macroinvertebrate communities and ecosystem services in deforested landscapes of Amazonia. **Applied soil ecology**, v. 83, p. 177-185, 2014.

MATHIEU, J et al. A multi-scale study of soil macrofauna biodiversity in Amazonian pastures. **Biology and Fertility of Soils**, v. 40, n. 5, p. 300-305, 2004.

MELLO, K. et al. Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. **Ecological Engineering**, v. 108, p.514-524, nov. 2017.

MELONI, F.; VARANDA, E. M. Litter and soil arthropod colonization in reforested semi-deciduous seasonal Atlantic forests. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 5, p. 690-697, 2015.

MENEZES, C. E. G. et al. Soil macrofauna in three succession stages of a seasonal semideciduous forest and a mixed pasture in Pinheiral - Rio de Janeiro State. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1647-1656. 2009 .

MOÇO, M. K. S. et al. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte Fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 4, p. 555-564, 2005.

NAIMAN, R. J. et al. **Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities**. Academic Press, 2010.

NAKAMURA, A. et al. The use of ants and other soil and litter arthropods as bio-indicators of the impacts of rainforest clearing and subsequent land use. **Journal of Insect Conservation**, v. 11, n. 2, p. 177-186, 2007.

OKSANEN, J. F. et al. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-2. 2018. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.

OLIVEIRA, C. S. P. et al. Composição e Diversidade da Fauna de Grilos (Orthoptera: Grylloidea) em um Fragmento de Floresta Pluvial Atlântica do Estado do Rio de Janeiro. **EntomoBrasilis**, v. 6, n. 3, p. 184-192, 2013.

OLIVER, I.; BEATTIE, A. J. A possible method for the rapid assessment of biodiversity. **Conservation biology**, v. 7, n. 3, p. 562-568, 1993.

OLIVER, I; BEATTIE, A J. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. **Conservation Biology**, v. 10, n. 1, p. 99-109, 1996.

PAIS, M. P.; VARANDA, E. M. Arthropod recolonization in the restoration of a semideciduous forest in southeastern Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 39, n. 2, p. 198-206, 2010.

PAOLINO, R. M. et al. Importance of riparian forest corridors for the ocelot in agricultural landscapes. **Journal of Mammalogy**, v. 99, n. 4, p. 874-884, 2018.

PARDINI, R. et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological conservation**, v. 124, n. 2, p. 253-266, 2005.

PENONE et al. Specialisation and diversity of multiple trophic groups are promoted by different forest features. **Ecology Letters**, v. 22, p. 170–180, 2019.

PEREIRA, J. M. et al. Soil macrofauna as a Soil Quality Indicator in Native and replanted *Araucaria angustifolia* Forests. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, p. 1-15, 2017.

PERES-NETO, P. R.; LEGENDRE, P. et al. Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities. **Global Ecology And Biogeography**, v. 19, n. 2, p.174-184, 2009.

PUNTTILA, P. et al. Ant communities in fragments of old-growth taiga and managed surroundings. **Annales Zoologici Fennici**. v. 31, p. 131-144, 1994.

RAIJ, B. V et al. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, Instituto Agronômico, 2001. 284p

R Core Team (2018). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2018, Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, L. P. et al. Influence of mineral fertilization on edaphic fauna in *Acacia auriculiformis* (A. Cunn) plantations. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**. v. 38, n. 1, p. 39-49, 2014.

RICHARDSON, D. M. et al. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. **Diversity and distributions**, v. 13, n. 1, p. 126-139, 2007.

ROY, S. et al. Soil Arthropods in Maintaining Soil Health: Thrust Areas for Sugarcane Production Systems. **Sugar Tech**, v. 20, n. 4, p. 376-391, 2018.

ROLIM, G. S. et al. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. **Bragantia**, v. 66, n. 4, p. 711-720, 2007.

ROSA, M. G. et al. Macrofauna Edáfica e Atributos Físicos e Químicos em Sistemas de Uso do Solo no Planalto Catarinense. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, v. 39, n. 6, p. 1544-1553, 2015.

ROUSSEAU, L. et al. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. **Ecological indicators**, v. 27, p. 71-82, 2013.

ROUSSEAU, G. X. et al. Macrofauna do solo em uma cronosequência de capoeiras, florestas e pastos no Centro de Endemismo Belém, Amazônia Oriental. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 4, p. 499-512, 2014.

RUIZ-COBO, D. H. et al. Soil macro-invertebrate communities in different land use systems in the Otún River Valley, Colombia. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 26, n. 2, p. 165-178, 2010.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M Restoration success: how is it being measured? **Restoration ecology**, v. 13, n. 3, p. 569-577, 2005.

SCHMIDT, K. et al. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) da ilha João da Cunha, SC: composição e diversidade. **Biotemas**, v. 18, n. 1, p. 57-71, 2005.

SEGAT et al. Ants as indicators of soil quality in an on-going recovery of riparian forests. **Forest Ecology and Management**. v. 404, p. 338-343, 2017.

SHIMAMOTO, C. Y. et al. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **Plos One**, v. 13, n. 12, e0208523, 2018.

SHEAVES, M. et al. Impact of oil palm development on the integrity of riparian vegetation of a tropical coastal landscape. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 262, p.1-10, 2018.

SIGNA, G. et al. Bottom-up control of macrobenthic communities in a guanotrophic coastal system. **PloS one**, v. 10, n. 2, e0117544, 2015.

SILVA, R. J. et al. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) of forests and pastures of southwestern Brazilian Amazon: Survey of species and feeding guilds. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 3, p. 345-352, 2014.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. **International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts**. 1 ed. 2016. 48p. Disponível em: <http://c.ymcdn.com/sites/www.ser.org/resource/resmgr/docs/SER_International_Standards.pdf>. Acesso em: Agosto de 2018

SONDERGAARD, M; JEPPESEN, E. Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration. **Journal of applied ecology**, v. 44, n. 6, p. 1089-1094, 2007

SOUSA JUNIOR, J. G. et al. Modelos espectrais terrestres e orbitais na determinação de teores de atributos dos solos: potencial e custos. **Bragantia**, v. 70, n. 3, p. 610-621, 2011.

SOUSA-SOUTO, L. et al. Is there a bottom-up cascade on the assemblages of trees, arboreal insects and spiders in a semiarid Caatinga? **Arthropod-Plant Interactions**, v. 8, n. 6, p. 581-591, 2014.

SOUZA, A. L. T. et al. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 298, p. 12-18, 2013.

SOUZA, L, et al. Bottom-up and top-down effects on plant communities: nutrients limit productivity, but insects determine diversity and composition. **Oikos**, v. 125, n. 4, p.566-575, 2015.

SPINELLI, M. V. P. et al. Estudo Sustentável da Capacidade de Carga Antrópica e a sua Influência no Ponto de Equilíbrio da Resiliência Ambiental. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 9, n. 1, p. 185-199, 2016.

STÉPHANE, D. et al. **Adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis**. R package version 0.3-2. 2018. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>>.

SWIFT, M. J. et al. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Vol. 5. Univ. of California Press, 1979.

TANAKA, M. O. et al. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 216, p. 333-339, 2016.

TER BRAAK, C J; PRENTICE, I. C. A Theory of Gradient Analysis. **Advances In Ecological Research**, v. 18, p.271-317, 1988.

TEWS, J. et al. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal Of Biogeography**, v. 31, n. 1, p.79-92, 2003.

TURUNEN, J. et al. Riparian forests mitigate harmful ecological effects of agricultural diffuse pollution in medium-sized streams. **Science of The Total Environment**, v. 649, p. 495-503, 2019.

VAN DER WAL, A. et al. Dissimilar response of plant and soil biota communities to long-term nutrient addition in grasslands. **Biology and fertility of soils**, v. 45, n. 6, p. 663-667, 2009.

VASCONCELOS, H. L. Respostas das formigas à fragmentação florestal. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 95-98, 1998.

VASCONCELLOS, R. L. F. et al. Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages. **European Journal of Soil Biology**, v. 58, p. 105-112, 2013.

WARREN, M. W.; ZOU, X. Soil macrofauna and litter nutrients in three tropical tree plantations on a disturbed site in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v. 170, n. 1-3, p. 161-171, 2002.

WHITFORD, W. G. et al. Ants as indicators of exposure to environmental stressors in North American desert grasslands. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 54, n. 2, p. 143-171, 1999.

YANG, X. et al. Fertilization responses of soil litter fauna and litter quantity, quality, and turnover in low and high elevation forests of Puerto Rico. **Applied soil ecology**, v. 37, n. 1-2, p. 63-71, 2007.

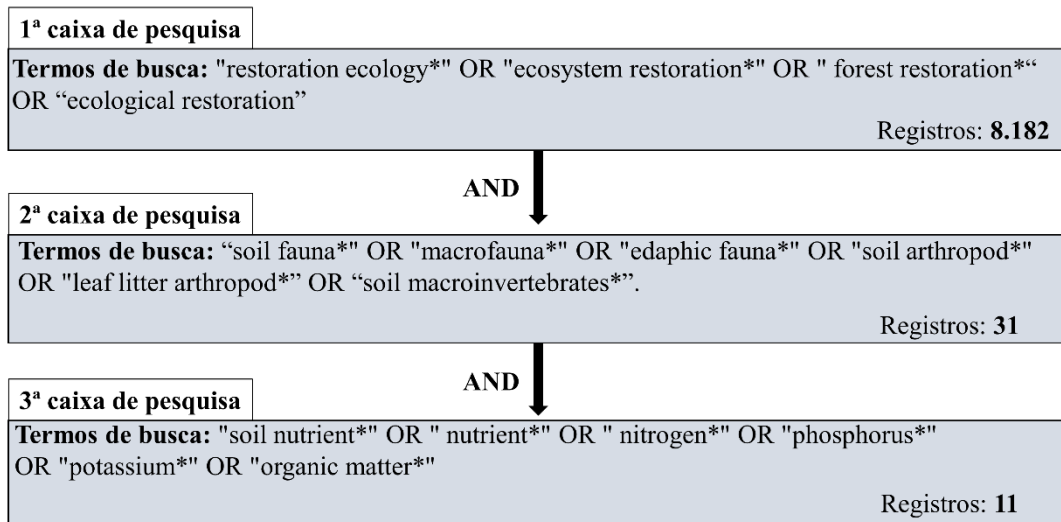
ZHU, X.; ZHU, B. Diversity and abundance of soil fauna as influenced by long-term fertilization in cropland of purple soil, China. **Soil and Tillage Research**, v. 146, p. 39-46, 2015.

ZUCCHI, R. A. **Chave para algumas ordens e famílias de Insecta**. USP / ESALQ, Departamento de Entomologia, Piracicaba, 1995.

ANEXOS

Anexo 1 - Resumo metodológico da pesquisa bibliométrica sobre os temas de restauração, fauna de solo e nutrientes de solo

Plataforma Web Of Science:



Anexo 2 - Distribuição da abundância relativa das ordens da macroinvertebrados de solo edáfica entre os tratamentos

Tratamento	Abundância relativa (%)
Mata	
Ordem	
Araneae	8.22
Blattodea	0.85
Coleoptera	4.25
Dermaptera	1.98
Diptera	7.37
Hemiptera	0.85
Hymenoptera	72.52
Ixodida	0.29
Oligochaeta	1.70
Orthoptera	1.98
Restauro	
Ordem	
Araneae	2.85
Chilopoda	0.14

Coleoptera	4.41
Dermaptera	0.41
Diplopoda	0.07
Diptera	7.12
Hemiptera	2.58
Hymenoptera	80.14
Isopoda	0.07
Ixodida	0.14
Lepidoptera	0.20
Oligochaeta	0.34
Orthoptera	1.42
Psocoptera	0.07
Thysanoptera	0.07
Pasto	
Ordem	
Araneae	1.70
Blattodea	0.28
Chilopoda	0.09
Coleoptera	5.11
Dermaptera	0.19
Diplopoda	0.28
Diptera	1.52
Hemiptera	1.70
Hymenoptera	80.49
Ixodida	1.70
Lepidoptera	0.19
Oligochaeta	0.66
Orthoptera	5.78
Tricladida	0.09

Anexo 3 - Riqueza de morfoespécies para cada tipo de vegetação

Tratamento	Morfoespécies
Mata	
Ordem	
Hymenoptera	21
Diptera	19
Araneae	10
Coleoptera	10
Dermaptera	3
Blattodea	2
Hemiptera	2
Ixodida	1
Oligochaeta	1

Orthoptera	1
Restauro	
Ordem	
Hymenoptera	38
Diptera	34
Coleoptera	25
Hemiptera	23
Araneae	22
Orthoptera	7
Dermaptera	4
Lepidoptera	3
Chilopoda	2
Diplopoda	1
Isopoda	1
Ixodida	1
Oligochaeta	1
Psicoptera	1
Thysanoptera	1
Pasto	
Ordem	
Hymenoptera	27
Coleoptera	18
Araneae	11
Diptera	9
Orthoptera	8
Hemiptera	7
Diplopoda	3
Ixodida	3
Blattodea	2
Lepidoptera	2
Chilopoda	1
Dermaptera	1
Oligochaeta	1
Tricladida	1

Anexo 4 - Valores dos índices de diversidade obtidos por parcela do estudo.

Parcela	Diversidade Shannon	Dominância de Simpson	Equitabilidade J Pielou
M1	2.64	0.11	0.84
R1	2.81	0.12	0.73
P1	2.86	0.07	0.93
M2	2.19	0.18	0.79
R2	2.75	0.13	0.69
P2	3.07	0.06	0.92
M6	1.89	0.28	0.72

R6	2.19	0.22	0.60
P6	1.45	0.47	0.51
M7	2.29	0.20	0.71
R7	1.93	0.27	0.52
P7	2.32	0.21	0.72
M8	2.77	0.08	0.92
R8	2.66	0.13	0.75
P8	1.89	0.33	0.51
M9	2.06	0.25	0.66
R9	2.10	0.25	0.53
P9	1.34	0.54	0.37

M= mata remanescente, R=Restauo, P=Pasto