

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO ACADÊMICO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

JOSEANE APARECIDA DERENGOSKI

**FAUNA EDÁFICA BIOINDICADORA EM ÁREAS SOB
TECNOLOGIAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO SUDOESTE
DO PARANÁ**

DISSERTAÇÃO

PATO BRANCO

2017

JOSEANE APARECIDA DERENGOSKI

**FAUNA EDÁFICA BIOINDICADORA EM ÁREAS SOB
TECNOLOGIAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO SUDOESTE
DO PARANÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Pato Branco, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Agronomia - Área de Concentração: Produção Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Paulo César Conceição
Coorientadores: Prof^a. Dr^a. Michele Potrich e Prof.
Dr. Fernando Campanhã Bechara

PATO BRANCO

2017

D431f Derengoski, Joseane Aparecida.
Fauna edáfica bioindicadora em áreas sob tecnologias de restauração florestal no sudoeste do Paraná / Joseane Aparecida Derengoski. -- 2017. 116 f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Paulo César Conceição
Coorientadora: Profa. Dra. Michele Potrich
Coorientador: Prof. Dr. Fernando Campanhã Bechara
Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
Programa de Pós-Graduação em Agronomia. Pato Branco, PR, 2017.
Bibliografia: f. 79 – 100.

1. Florestas - Reprodução. 2. Animais do solo. 3. Reflorestamento. I. Conceição, Paulo César, orient. II. Potrich, Michele, coorient. III. Bechara, Fernando Campanhã, coorient. IV. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. V. Título.

CDD (22. ed.) 630



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Câmpus Pato Branco
Diretoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Agronomia



TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Dissertação n° XXX

FAUNA EDÁFICA BIOINDICADORA EM ÁREAS SOB TECNOLOGIAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO SUDOESTE DO PARANÁ

por

JOSEANE APARECIDA DERENGOSKI

Dissertação apresentada às 08 horas 00 min. do dia 20 de março de 2017 como requisito parcial para obtenção do título de MESTRE EM AGRONOMIA, Linha de Pesquisa – Produção vegetal, Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Área de Concentração: Produção vegetal) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Pato Branco. A candidata foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos membros abaixo designados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Carlos Alberto Casali
UTFPR

Prof. Dr. Everton Ricardi Lozano
UTFPR

Prof. Dr. Mauricio Viente Alves
UFPR

Prof. Dr. Paulo César Conceição
UTFPR
Orientador

Prof. Dr. Moeses Andriago Danner
Coordenador do PPGA

A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Programa.

AGRADECIMENTOS

Em um projeto de longa data como esse, são inúmeras as pessoas a quem agradecer, com diferentes papéis exercidos. Portando, a de se definir uma hierarquia a ser citada, de forma a mencionar a todos sem prezar por afinidades, e, para mim, a ordem cronológica é a que faz sentido, já que sem algumas pessoas essa dissertação existiria.

Em primeiro lugar, os meus singelos agradecimentos vão para Liane Alves Barreto Pinheiro, a mãe que a graduação me deu, minha primeira orientadora e responsável por plantar uma sementinha de amor profundo pela biologia do solo, que só veio a crescer nesses sete anos. Você foi a primeira pessoa a confiar no meu trabalho, lá no primeiro ano da graduação em engenharia florestal e que, no pouco tempo de convivência me ensinou muito e me inspirou para toda a vida. O seu sábio conselho de sempre ainda me acompanha” E tudo no final sempre dá certo, se ainda não deu, é porque não chegou ao final”. Obrigada por tudo, toda a trajetória que esse projeto percorreu nesses anos não existiria sem seu pontapé inicial.

Gostaria de agradecer também ao professor Fernando Bechara, que foi a segunda pessoa que confiou no nosso trabalho e que cedeu o seu projeto para que pudéssemos trabalhar. Nesses anos todos, sempre ajudou quando precisamos, sempre ficou feliz como nossos resultados e me inspirou muito como um dos melhores professores que tive. Hoje, ainda te agradeço por ter aceitado ser meu coorientador nessa dissertação que segue e espero que esse trabalho possa fazer jus ao seu trabalho com a restauração florestal.

Á seis anos atrás, na minha primeira aula de entomologia, eu conheci a segunda pessoa que ia me fazer amar ainda mais os insetos, professora Michele Potrich. Obrigada por lá no início do projeto ceder uma sala que nós pudéssemos trabalhar, que a princípio era só por um tempo e eu continuo usando até hoje (risos), pelas ajudas com as identificações dos insetos e dúvidas nas questões do laboratório. Obrigada pelos exemplos de ética e moralidade e pelas inspirações diárias, para mim você é um exemplo de profissional e de mulher e eu, enfim tive a felicidade de tê-la como minha coorientadora.

Gostaria de agradecer ao meu orientador, professor Paulo César Conceição por abraçar o projeto da fauna há tantos anos atrás, com a orientação da Regiane Franco, dando continuidade a esse trabalho e por aceitar me orientar nessa dissertação e na tese que a seguirá. Obrigada pela paciência, principalmente nesses meses finais. Falando em Regiane Franco, te agradeço imensamente por todo conhecimento que adquirimos nesses anos trabalhando juntas e que ainda se seguiram por muito tempo. Obrigada pela ajuda no trabalho de campo, por todo o ensinamento com as análises estatísticas e por me socorrer sempre quando precisei. Te admiro muito pela sua competência e força de vontade de sempre querer estar aprendendo algo novo.

Agradeço também ao professor Gustavo Sene Silva que também vem nos apoiando nesses anos todos e hoje tem ajudado a dar sequência ao trabalho com bioindicadores, orientando a Jéssica Camile da Silva e a Caroline Bonatto Nardin com o trabalho das formigas. Agradeço também a vocês meninas pelo apoio e espero que vocês deem continuidade ao grupo de biologia do solo da UTFPR-DV com suas dissertações e teses. Ao grupo de pesquisa em Ciência do solo da UTFPR Câmpus Dois Vizinhos, dedico esse trabalho e agradeço pela ajuda no trabalho de campo, fase tão importante e cansativa que teria sido muito complicada sem a ajuda de vocês.

Por último, mas não menos importante, gostaria de agradecer a duas pessoas, que, foram os presentes que o mestrado me deu, Flavia Galvan Tedesco e Amanda Sampaio. As incontáveis horas de trabalho no laboratório foram imensamente mais felizes com a companhia de vocês, obrigada por aturar as minhas loucuras e pela amizade sincera conquistada nesses dois anos de convivência e que perdure por muito mais tempo. A UTFPR Câmpus Pato Branco agradeço pela oportunidade de fazer a pós-graduação e a CAPES pela bolsa concedida.

Manta Ray (Anohni)

In the trees
Between the leaves
All the growing
That we did...
...All the loving
And separating
All the turning
To face each other
Without biodiversity
I'm nothing
It's like I never Existed
Without my home
With no reflection
I cease to exist...

“Prezo insetos mais que aviões
Prezo a velocidade das tartarugas mais do que a dos mísseis
Tenho em mim esse atraso de nascença
Eu fui aparelhado para gostar de passarinhos
Tenho abundância de ser feliz por isso
Meu quintal é maior do que o mundo” (BARROS, 2003).

RESUMO

DERENGOSKI, Joseane Aparecida. Fauna edáfica bioindicadora em áreas sob diferentes tecnologias de restauração no sudoeste do Paraná. 116 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Área de Concentração: Produção vegetal), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Pato Branco, 2017.

A comunidade da fauna edáfica tropical é diversa, porém com escassas informações taxonômicas em projetos de restauração. Esses organismos são indicativos da qualidade ambiental, sendo o seu monitoramento essencial para uma análise ecossistêmica. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o papel da fauna edáfica como bioindicadora da qualidade ambiental em áreas sob diferentes tecnologias de restauração florestal. O trabalho foi conduzido na estação experimental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, Paraná. Os tratamentos avaliados foram: Restauração Passiva (RP; regeneração natural); Nucleação (NC; conjunto de técnicas recobrando 1/3 da área); e Plantio de Alta Diversidade (PAD; plantio de árvores em área total). Adjacente ao experimento, a floresta secundária em estágio médio de regeneração (FL), serviu como área referência. O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, com quatro repetições e três subamostras por parcela. As famílias de Coleoptera foram coletadas através de armadilhas *Pitfall* (04/2011) e a mesofauna e colêmbolos, foram extraídos em funis de *Berlese-Tüllgren* (12/2015). Foram amostrados 866 besouros em 16 famílias, sendo os herbívoros mais abundantes nos tratamentos de restauração e os não herbívoros na floresta. A RP e a FL foram os tratamentos mais diversos. Na Análise de Similaridade (ANOSIM), houve diferenças entre as tecnologias de restauração e a FL e, entre RP e PAD, sendo essas informações corroboradas pela Análise de Componentes Principais (ACP). Para a mesofauna, foram coletados 15.367 indivíduos e a riqueza e abundância de organismos foi superior na FL e a RP apresentou a comunidade mais uniforme. A ANOSIM apenas não diferenciou a interação entre RP e PAD, os demais tratamentos avaliados apresentam uma comunidade edáfica diferenciada entre si. Os grupos Hemiptera, Haplotaquída, Trichoptera, Acariformes, Diplopoda e Pseudoscorpiones foram os principais responsáveis pela distinção das tecnologias através da análise de porcentagem de similaridade (SIMPER). Na ACP, a floresta se separou das tecnologias, ficando associada aos Acariformes, Diplopoda, Diplura, Hemiptera e Pseudoscorpiones. Foram amostrados 2.429 Colêmbolos em 35 morfotipos, sendo a riqueza média superior na FL e a abundância superior na FL e PAD. O índice de diversidade de Shannon encontrados seguiu um gradiente de intervenção antrópica (FL>RP>NC>PAD). A ANOSIM encontrou dissimilaridades entre as três tecnologias de restauração e a floresta, que se separou das demais na ACP. A fauna edáfica foi um eficiente indicador da qualidade ambiental, diferenciando as tecnologias em processo inicial de restauração da floresta e já mostrando algumas particularidades entre as tecnologias em si. Para efetivar seu papel bioindicadores, o monitoramento deve ser realizado a longo prazo, identificando os grupos chave em áreas em áreas em processo de restauração florestal.

Palavras-chave: Regeneração natural. Fauna do solo. Mata atlântica.

ABSTRACT

DERENGOSKI, Joseane Aparecida. Edaphic fauna bioindicator in areas under different restoration technologies in southwestern Paraná. 116 f. Dissertation (Masters in Agronomy) – Postgraduate Program in Agronomy (Area of Concentration: Plant Production), Federal University of Technology - Paraná. Pato Branco, 2017.

The community of tropical edaphic fauna is diverse, but with scarce taxonomic information on restoration projects. These organisms are indicative of environmental quality, and their monitoring is essential for an ecosystem analysis. The objective of this work was to evaluate the role of soil fauna as a bioindicator of environmental quality in areas under different forest restoration technologies. The work was conducted at the experimental station of the Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, Paraná. The treatments evaluated were: Passive Restoration (RP, natural regeneration); Nucleation (NC, set of techniques covering 1/3 of the area); And High Diversity Planting (PAD, planting of trees in total area). Adjacent to the experiment, the secondary forest in the middle stage of regeneration (FL) served as a reference area. The experimental design was in randomized blocks, with four replications and three sub - samples per plot. Coleoptera families were collected through Pitfall traps (04/2011) and the mesofauna and Collembola were extracted in Berlese-Tüllgren funnels (12/2015). A total of 866 beetles were sampled in 16 families, with herbivores being most abundant in restoration treatments and non - herbivores in the forest. RP and FL were the most diverse treatments. In the Analysis of Similarity (ANOSIM), there were differences between the restoration technologies and the FL and, between RP and PAD, being this information corroborated by the Principal Component Analysis (PCA). For the mesofauna, 15,367 individuals were collected and the richness and abundance of organisms was higher in FL and RP presented the most uniform community. ANOSIM only did not differentiate the interaction between RP and PAD, the other evaluated treatments present a differentiated edaphic community among them. The groups Hemiptera, Haplotaxida, Trichoptera, Acariformes, Diplopoda and Pseudoscorpiones were the main responsible for the differentiation of the technologies through the similarity percentage analysis (SIMPER). In the ACP, the forest separated from the technologies, being associated with the Acariformes, Diplopoda, Diplura, Hemiptera and Pseudoscorpiones. 2,429 Collembola were sampled in 35 morphotypes, with the upper average richness in FL and the superior abundance in FL and PAD. The diversity index of Shannon found followed a gradient of anthropic intervention (FL > RP > NC > PAD). ANOSIM found dissimilarities between the three restoration technologies and the forest, which separated from the others in the ACP. The edaphic fauna was an efficient indicator of the environmental quality, differentiating the technologies in the initial process of forest restoration and already showing some peculiarities among the technologies themselves. In order to realize its role bioindicators, the monitoring should be carried out in the long term, identifying the key groups in areas in areas in the process of forest restoration.

Keywords: Natural regeneration. Soil fauna. Atlantic forest.

LISTA DE FIGURA

Figura 1 – Técnicas de nucleação. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.....	16
Figura 2 – Classificação da biota do solo por tamanho. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.....	20
Figura 3 – Forma de vida de colêmbolos baseada na distribuição vertical no solo. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.....	30
Figura 4 – Armadilhas de queda: A) parcela de restauração; e B) floresta secundária em estágio médio de regeneração. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.	38
Figura 5 – Contribuição das principais famílias de Coleoptera para a dissimilaridade entre as tecnologias de restauração e a FL, comparados aos pares, obtidos através da análise SIMPER, em abril de 2011. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.....	45
Figura 6 – Análise de componentes principais para as famílias de Coleoptera nas tecnologias de restauração e na FL, em abril de 2011. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.....	47
Figura 7 – Metodologia de coleta Berlese-Tüllgren: a- uso de anel e de coletor de amostra indeformada para a coleta de solo; b- amostra coletada de solo; c- coleta da serapilheira; d- funis de Berlese-Tüllgren. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.....	53
Figura 8 – Riqueza de grupos taxonômicos nas tecnologias de restauração e na FL, em 2012 (outubro), 2013 (julho e outubro) e 2015 (dezembro). UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.....	59
Figura 9 – Índices de equitabilidade de Pielou (J) e de diversidade de Shannon (H) nas tecnologias de restauração e na FL, em 2012. 2013 e 2015. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.....	60
Figura 10 – Porcentagem de contribuição dos principais grupos da mesofauna edáfica para a dissimilaridade das tecnologias de restauração e a FL, comparados aos pares, através da análise SIMPER em 2015. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.....	61
Figura 11 – Relação entre a componente principal 1 (CP1) e a componente principal 2 discriminando as amostras de mesofauna, nas tecnologias de restauração e na FL, em 2015. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.....	62
Figura 12 – Abundância dos grupos funcionais de Collembola em diferentes tecnologias de restauração e na FL, em dezembro de 2015. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.....	70
Figura 13 – Dissimilaridade de Collembola para as tecnologias de restauração comparados com a FL, em 2015, através da análise SIMPER. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.....	73
Figura 14 – Relação entre a componente principal 1 (CP1) e a componente principal 2 discriminando os morfotipos de Collembola, nas tecnologias de restauração e na FL, em dezembro de 2015. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017. .	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação da fauna edáfica, de acordo com sua ocorrência no solo. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.	21
Tabela 2 – Proposta de organização de grupos e subgrupos tróficos em Coleoptera. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.	26
Tabela 3 – Características físico-químicas do solo, na profundidade de 0-20 cm, da área experimental na implantação das tecnologias de restauração no ano de 2010. UTFPR, Pato Branco, PR, Brasil, 2017.	36
Tabela 4 – Práticas culturais realizadas nos tratamentos nucleação (NC) e plantio em alta diversidade (PAD) durante o período compreendido entre 2011 e 2013. UTFPR, Pato Branco, PR, Brasil, 2017.	37
Tabela 5 – Diversidade das famílias de Coleoptera nas tecnologias de restauração comparados com a FL, em abril de 2011. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.	42
Tabela 6 – Famílias dominantes nas tecnologias de restauração e na FL em 04/2011. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.	43
Tabela 7 – Abundância e grupos tróficos de Coleoptera nas tecnologias de restauração e na FL em abril de 2011. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.	44
Tabela 8 – Abundância de organismos da mesofauna edáfica nas tecnologias de restauração e na FL. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.	55
Tabela 9 – Principais grupos da mesofauna edáfica, riqueza, abundância e parâmetros edáficos nas tecnologias de restauração comparados com a FL. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.	56
Tabela 10 – Características e valores das características usadas no cálculo do valor EMI e para a distinção de diferentes morfotipos. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.	69
Tabela 11 – Microclima, abundância e diversidade, nas tecnologias de restauração nas tecnologias de restauração e na FL. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.	71

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	11
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1	Restauração Ecológica aplicada aos ecossistemas florestais	13
2.2	Fauna Edáfica	19
2.3	Bioindicadores Edáficos	23
2.3.1	Coleoptera.....	24
2.3.2	Collembola.....	29
3	COLEOPTERA COMO BIOINDICADORES EM ÁREAS SOB MODELOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL	32
	RESUMO	32
	ABSTRACT	32
3.1	INTRODUÇÃO	33
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	35
3.2.1	Área de estudo	35
3.2.2	Método de coleta.....	38
3.2.3	Análise Estatística.....	39
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÕES	40
3.5	CONCLUSÕES	48
4	MESOFAUNA EDÁFICA EM ÁREAS SOB MODELOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL	49
	RESUMO	49
	ABSTRACT	49
4.1	INTRODUÇÃO	50
4.2	MATERIAL E MÉTODOS	52
4.2.1	Área de estudo	52
4.2.2	Método de Coleta.....	52
4.2.3	Variáveis analisadas e análise estatística	54
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÕES	54
4.4	CONCLUSÕES	64
5	COLLEMBOLA COMO BIOINDICADOR EM ÁREAS SOB TECNOLOGIAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL	65
	RESUMO	65
	ABSTRACT	66
5.1	INTRODUÇÃO	66
5.2	MATERIAL E MÉTODOS	68
5.2.1	Área de Estudo e Método de Coleta	68
5.2.2	Morfotipagem de Collembola.....	68
5.2.3	Variáveis analisadas e análise estatística	70
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÕES	70
5.4	CONCLUSÕES	76
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	77
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	79

1 INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil é um país com dimensões continentais, concentrando uma das maiores biodiversidades do planeta em seus diferenciados biomas. Dentre estes, a Floresta Atlântica com a presença de espécies endêmicas e crescente taxa de degradação, tem sido considerada como um dos três biomas mais ameaçados mundialmente, ganhando o título de *hotspot* de biodiversidade (MYERS et al., 2000; AIDAR et al., 2001; LAURANCE, 2009). Deste ecossistema restam no Brasil apenas 15% de sua área original, considerando-se os fragmentos acima de 3 ha. No estado do Paraná restam apenas 13%, e boa parte da vegetação original encontra-se protegida por unidades de conservação (UCs) e reservas particulares do patrimônio natural (RPPN) (SOSMA; INPE, 2015). Porém, a mesorregião do sudoeste do estado é uma das mais desmatadas e desprotegidas de UCs.

Essa transformação antrópica da paisagem em larga escala, resultou na fragmentação dos habitats, tornando-se uma das principais ameaças à biodiversidade (LAURANCE et al., 2007). Assim, a recuperação dos ecossistemas necessita da criação de corredores ecológicos que possam interligar os fragmentos preservados e, conseqüentemente, consigam reestabelecer o fluxo gênico entre as espécies, preservando a biodiversidade local (REIS; TRÊS; SCARIOT, 2007). Em áreas onde a degradação e a fragmentação impedem que o ecossistema se recupere naturalmente de seus distúrbios, a restauração representa a principal forma de reestabelecimento dos serviços ecossistêmicos e da conservação da biodiversidade (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2011).

A utilização de estratégias para a restauração visa restabelecer os processos e a estrutura do ecossistema original, garantindo incrementos em biodiversidade nos ecossistemas degradados (KAGEYAMA; GANDARA, 2005). Conforme a Lei 9.985/2000 que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, a restauração é definida como a “restituição de um ecossistema ou uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original”.

O processo de restauração e manutenção da dinâmica sucessional em um ecossistema degradado ou antropizado tem seu sucesso dependente da capacidade das espécies da fauna e flora em promover interações interespecíficas (CAMPOS et al., 2012). Dessa forma, diversos estudos têm empregado grupos faunísticos como bioindicadores na avaliação de projetos de restauração, de forma a poder comparar a efetividade de diferentes técnicas restauradoras (MAJER, 2009). Dentre esses grupos faunísticos, a fauna edáfica tem ganhado

espaço nas pesquisas devido ao seu caráter ecossistêmico de resposta animal à qualidade do solo.

As comunidades dos organismos edáficos são altamente diversificadas, pouco conhecidas e com poucas espécies descritas. Dessa forma, esse universo a parte ficou conhecido como sendo a " última fronteira biótica", pois não se conhece realmente quantas espécies vivem no solo, nem em regiões temperadas e muito menos em regiões tropicais biodiversa (TURBÉ et al., 2010; VIDAL et al., 2016). O complexo sistema dos solos tropicais é rico em populações microbianas e de espécies animais que interagem entre si e com diversas comunidades de fungos e plantas, fornecendo diversas funções ecológicas e de serviços ecossistêmicos para a humanidade (JEFERRY et al., 2010).

A diversidade da comunidade da fauna edáfica pode refletir o grau da qualidade do ambiente, e a partir desse conhecimento, podem-se planejar intervenções que visem manter, recuperar ou restaurar a integridade ambiental, em prol da sustentabilidade ecológica dos ecossistemas (WINK et al., 2005). No Brasil, o número de pesquisas sobre a fauna do solo é insipiente, se comparado à megadiversidade encontrada nos biomas do país. Assim, é possível que muitas espécies sejam extintas antes mesmo de serem descritas (MERLIM, 2005).

Essa diversidade e complexidade de funções que exercem no sistema solo/serapilheira fazem com que esses invertebrados do solo desempenhem papel essencial na restauração de áreas degradadas e sejam considerados importantes bioindicadores (SNYDER; HENDRIX, 2008). Ainda assim, trabalhos que relacionam a influência de tecnologias de restauração sobre a comunidade dos invertebrados edáficos são escassos (WATTS; CLARKSON; DIDHAM, 2008). Para tanto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o potencial das famílias de Coleoptera e de mesofauna edáfica, especialmente da comunidade de Collembola, como bioindicadores da qualidade ambiental sob diferentes modelos de restauração, assim como em área de floresta nativa.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Restauração Ecológica aplicada aos ecossistemas florestais

De acordo com a Society for Ecological Restoration International (2004) a restauração é:

A ciência, prática e arte de assistir e manejar à recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais (SERI, 2004).

Devido as diferentes interpretações do conceito definido pela SERI e a ambiguidade do significado do termo restauração na legislação brasileira, Nery e colaboradores (2013) propuseram uma definição mais coerente e adequada para o termo “restaurar”:

Promover a sustentabilidade dos processos ecológicos que garantem a automanutenção da biodiversidade (diversidade de espécies e variabilidade genética), definida a partir de um diagnóstico prévio baseado no contexto onde os processos populacionais ocorrem (paisagem), para estabelecer um plano de ação (NERY et al., 2013).

As metodologias de restauração de ecossistemas são variadas e sua escolha depende de diversos fatores intrínsecos ao ambiente. Dentre eles, pode se citar o grau de degradação ambiental, os níveis de conservação florestal da paisagem e dos solos, a manutenção dos processos ecológicos, a presença de vegetação remanescente e os objetivos pré-estabelecidos a serem adquiridos com o sucesso da restauração (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2011). A restauração no Brasil passou por diversas fases históricas até chegar ao conhecimento atual. Até a década de 80, muito pouco se sabia sobre os processos ecológicos que sustentavam a dinâmica florestal. As ações de restauração eram norteadas pelos aspectos silviculturais das espécies mais conhecidas (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009), sendo os primeiros projetos compostos de espécies aleatórias, nativas ou exóticas, com conhecido potencial madeireiro (RODRIGUES; GANDOLFI, 1996).

Com a ausência de consideração aos processos sucessionais e o uso de espécies exóticas invasoras, os projetos começaram a ter seus resultados comprometidos, dando início a uma segunda fase do processo de restauração. Nessa fase priorizou-se pela utilização de espécies nativas do bioma onde está inserida a área a ser restaurada, pois cada espécie possui características diferenciadas de adaptação ao seu ambiente natural, como taxa de crescimento,

tolerância à sombra, tamanho das sementes e frutos, dormência das sementes e ciclo de vida. Dessa forma, passou-se a dar prioridade à escolha de espécies de rápido crescimento, baseado nas características sucessionais, como forma de reduzir os custos da restauração, determinados pela manutenção, através do recobrimento rápido da área (BRANCALION et al., 2009).

O processo de restauração é propiciado por interações interespecíficas, as quais permitem a ocorrência da sucessão florestal através da melhoria da qualidade dos ambientes, para que novas espécies vegetais possam vir a colonizá-las (REIS; KAGEYAMA, 2003). Dentro da sucessão as espécies são classificadas em diferentes grupos ecológicos: (I) - pioneiras e secundárias iniciais, que apresentam mecanismos de propagação de sementes eficiente e que têm o papel de cicatrizar os ambientes que sofreram algum tipo de perturbação; (II) - secundárias tardias, espécies que toleram um sombreamento em sua fase inicial, mas tornam-se intolerantes na medida em que crescem; (III) - clímax, surgem em estágios de sucessão mais avançados, são espécies que toleram sombra na fase adulta, dispersam sementes pela gravidade e tem abundante regeneração (BUDOWSKI, 1965; RODRIGUES, 1995).

Baseados nas características dos diferentes grupos ecológicos que permeiam a sucessão florestal e buscando criar eficientes modelos de distribuição das espécies em campo, se propôs a separação das espécies em um grupo de preenchimento e outro de diversidade (RODRIGUES et al., 2001). O grupo de preenchimento tem por função o rápido recobrimento e sombreamento de áreas de forma a favorecer o crescimento do segundo grupo, as espécies de diversidade, que tem crescimento mais lento e precisam de sombra para se desenvolver (NAVE; RODRIGUES, 2007). Essa técnica tem sido testada por diversos autores, em variados modelos de combinações de ambos os grupos, de forma a maximizar o fechamento de dossel e cobrir o solo no menor tempo possível (RODRIGUES; GANDOLFI; NAVE, 2003; NAVE; RODRIGUES, 2007).

Em ecossistemas tropicais, os projetos de restauração envolvem o plantio de espécies arbóreas. No Brasil, dois modelos distintos em relação às regras de montagem (*assembly rules*) da comunidade a ser restaurada veem sendo testadas. A primeira se baseia na escolha de um número pequeno de espécies, com ciclo curto e rápido crescimento. Dessa forma, se reestabelece rapidamente o dossel florestal, eliminando a ocorrência de gramíneas exóticas invasoras e propiciando a regeneração natural. O segundo método se baseia em um plantio em alta diversidade de espécies, de estágios iniciais e finais de sucessão, onde as interações competitivas conduzem a sucessão florestal (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2011).

Em áreas onde a restauração florestal é projetada através do plantio de espécies em alinhamento, o preenchimento dos espaços vazios entre linhas e entre plantas se dá pela

regeneração natural. Esta é propiciada pela vinda de propágulos originários tanto de fragmentos florestais no entorno como daqueles dispersados em grandes distâncias pela fauna (MIRANDA NETO et al., 2012). Para Martins (2007), é através da regeneração natural que as florestas que sofreram algum impacto, de ordem natural ou antrópica, conseguem se recuperar. Com o simples isolamento, ocorre a colonização da área sem a necessidade de introdução de novos indivíduos, através da resiliência do ecossistema, tendo como vantagem a conservação do material genético regional (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009). Para que esse processo ocorra, é necessária uma área a ser colonizada pelas espécies, podendo se estabelecer e sobreviver e que possibilite a chegada de novas espécies ao longo do tempo. A presença de um banco de sementes que acelere a regeneração natural e a colonização feita por espécies com comportamentos ecológicos distintos e que promovam uma contínua substituição de espécies na área, também são fatores importantes para a sucessão (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

Contudo, esses métodos considerados tradicionais em restauração apresentam alguns problemas que afetam o modelo de conservação *in situ*, tais como: implantação de quase exclusivamente espécies arbóreas; utilização de espécies e material genético não regional; emprego de tecnologias com alto custo, que acabam por inviabilizar a execução de pequenos projetos e deficiência de recursos humanos aptos a orientar, executar e fiscalizar os projetos de restauração (REIS et al., 2003). Assim, surge a necessidade de estudos que primem por técnicas alternativas de restauração, com baixo custo e que possam enriquecer e acelerar os processos de sucessão ecológica (KAGEYAMA; GANDARA, 2000).

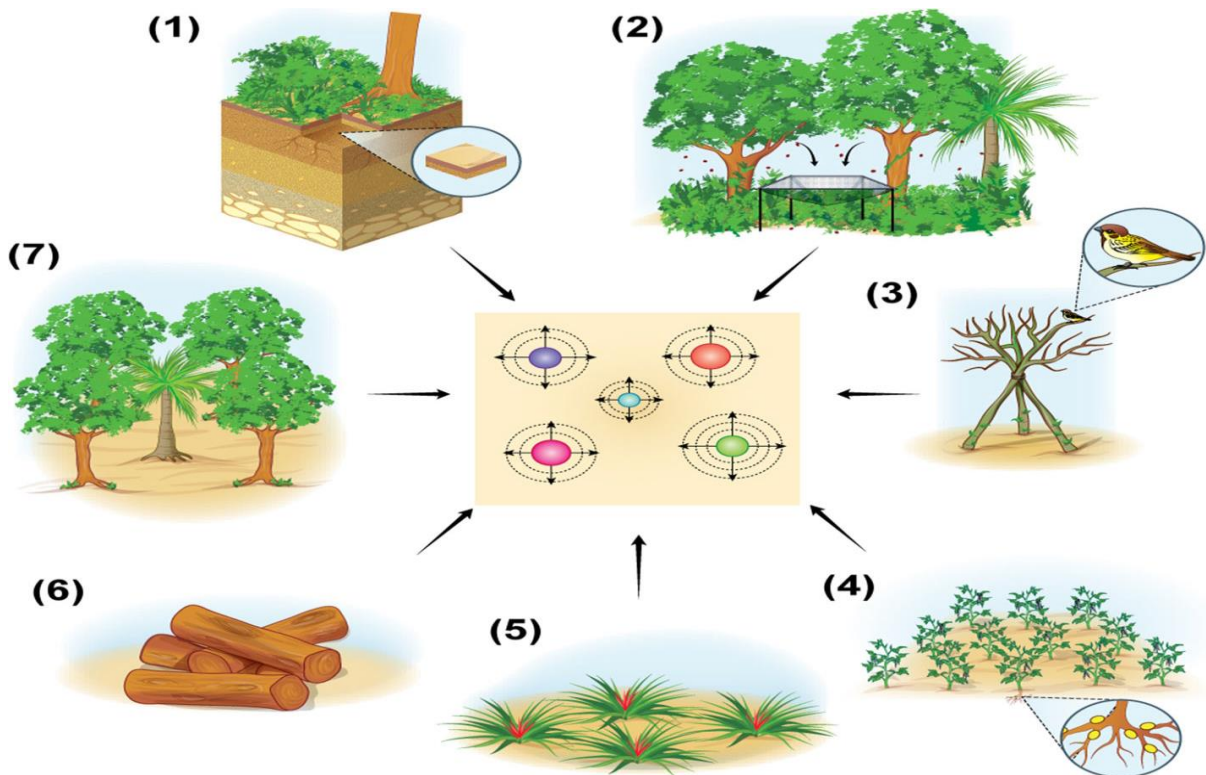
Uma abrangente visão da ecologia de restauração têm se fundamentado no Paradigma do Não Equilíbrio, no qual acredita-se que a sucessão florestal pode acontecer em múltiplas trajetórias, não havendo um único ponto clímax que o sistema possa atingir (PICKETT; PARKER; FIEDLER, 1992). Essa ideia considera que os sistemas naturais resultam de uma variedade de fluxos, que são a soma de processos (dinâmicas e mecanismos do sistema) e contextos (influência espacial no sistema) (PARKER; PICKETT, 1999). Para garantir a sustentabilidade e integridade dos ecossistemas florestais, a complexidade envolvida nos projetos de restauração cada vez ganha mais destaque, priorizando-se por combinar as mais diversas espécies e formas de vida (MARTINS, 2009), como na nucleação.

A tecnologia de restauração baseada na nucleação teve início na década de 70 (YARRANTON; MORRISON, 1974; FRANKS, 2003), sendo composta por diversas técnicas implantadas em núcleos, tendo como princípio básico a atratividade de espécies da flora e fauna e a disseminação da biodiversidade. A aplicação destas técnicas promove “gatilhos ecológicos” (BECHARA, 2006), que melhoraram as condições ambientais, permitindo uma ampliação na

probabilidade de ocupação por outras espécies da fauna e flora. Os espaços abertos entre os núcleos permitem a expressão da diversidade local e do ritmo sucessional no espaço e no tempo, potencializando a resiliência e a estabilidade do ambiente (REIS; TRÊS; SCARIOT, 2007).

As técnicas nucleadoras possibilitam a formação de microhabitats que favorecem a colonização de espécies de diferentes espécies e estas se irradiam por toda a área (REIS; KAGEYAMA, 2003). Reis et al. (2003), inspirados na teoria da nucleação, instituíram as técnicas nucleadoras, que simulam a dinâmica espacial natural. Esse é um método de restauração recente no Brasil, onde os primeiros experimentos tiveram início em “Unidades Demonstrativas”, instaladas nos biomas Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga (BECHARA, 2006), e que tem sido recomendado por diversos autores (RODRIGUES et al., 2009; BRANCALION et al., 2010; VOGEL; CAMPOS; BECHARA, 2015; BECHARA et al., 2016). Dentre as técnicas utilizadas no Brasil (Figura 1), pode-se citar: banco de sementes; chuva de sementes; poleiros artificiais; uso de plantas de cobertura; ilhas de epífitas; abrigos artificiais para fauna; plantios de mudas em ilhas de diversidade (BECHARA et al., 2016).

Figura 1 – Técnicas de nucleação. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.



(1) Banco de sementes (transposição de solo superficial de remanescentes florestais próximos a área a ser restaurada, incluindo sementes, matéria orgânica e fauna edáfica); (2) Coleta de sementes (coletores instalados em remanescentes florestais); (3) Poleiros artificiais; (4) Plantas de cobertura (plantio de espécies leguminosas, fixadoras de nitrogênio); (5) Ilhas de epífitas terrestres; (6) Abrigos artificiais para fauna; (7) Plantio de árvores em ilhas (árvores pioneiras plantadas em núcleos fornecendo sombra para as não-pioneiras localizadas no centro).
Fonte: BECHARA et al., 2016.

Em relação às técnicas citadas, a transposição de solo tem por finalidade a reintrodução das populações da fauna edáfica, além do banco de sementes presente no solo (REIS et al., 2003). Essa é uma forma direta de formar núcleos e a expressão do banco de sementes é uma forma importante de avaliar visualmente a nucleação dentro de áreas degradadas (VIEIRA; REIS, 2009). Já a chuva de sementes ocorre naturalmente dentro de áreas florestais através da ação de agentes bióticos (fauna) e abióticos (vento e água). A mesma acelera a sucessão devido ao aporte de sementes de espécies advindas de áreas vizinhas (alóctone) e de novos materiais genéticos das espécies locais (autóctone). Essa troca de sementes permite o dinamismo do banco de sementes e do banco de plântulas, dando continuidade ao processo sucessional. Ao se coletar esses propágulos e realizar semeadura direta, acelerara-se a formação de um novo banco de sementes, auxiliando na aceleração da resiliência ambiental (REIS et al., 2003; TRES, 2006).

A instalação de poleiros artificiais é uma das formas mais eficazes de atrair sementes para as áreas a serem restauradas. Além disso, apresentam importante papel como trampolins ecológicos, formando corredores entre os fragmentos florestais e a área a ser restaurada (REIS et al., 2003). As aves e os morcegos são os dispersores de sementes mais eficientes entre fragmentos florestais. Ao virem de fragmentos próximos, encontram os poleiros, onde pousam, defecam e propagam as sementes de diversas espécies, auxiliando na aceleração do processo sucessional (REIS et al., 2003). Esta técnica nucleadora vem ganhando espaço em projetos de restauração e os autores tem obtido resultados expressivos em suas avaliações (ESPÍNDOLA, 2005; BECHARA, 2006; TRES, 2006).

Em relação ao uso de bromélias, o uso de uma maior gama de formas de vida em projetos de restauração é considerado como sendo essencial ao restabelecimento das fisionomias e processos ecológicos similares ao das florestas não impactadas. Nos trópicos, espécies não lenhosas podem compor mais de 50% da diversidade, sendo as epífitas correspondentes por até um terço desse valor (BELLOTTO; VIANI; RODRIGUES, 2009). As bromélias criam uma variedade de compartimentos e gradientes ecológicos, que auxiliam na regulação do microclima e fornecem abrigo e local de nidificação para espécies de invertebrados, anfíbios e outros animais, contribuindo com a heterogeneidade ambiental (BENZING, 2004; CESTARI, 2009).

Outra técnica estudada é a transposição de galharia. Ao enleirar galhos e tocos, cria-se um abrigo artificial com microclima diferenciado, que atrai invertebrados, répteis, anfíbios e pequenos mamíferos. Esse acúmulo de material orgânico estimula a ação de agentes decompositores, que auxiliarão na produção de húmus e potencialmente auxiliam na

recuperação dos solos degradados (REIS et al., 2003). Já o plantio de mudas em ilhas de diversidade ou em grupos de Anderson (ANDERSON, 1953), visa um plantio adensado, composto por um grupo de árvores plantadas em forma de “+”. Uma espécie de desenvolvimento mais lento é plantada no centro e outros indivíduos de espécies pioneiras são plantadas na bordadura. Esse arranjo permite a formação de uma formação vegetal com arquitetura piramidal, onde a espécie central tem seu crescimento favorecido pelo sombreamento das demais (REIS; TRES; BECHARA, 2006). Esse rápido recobrimento do solo inibe o desenvolvimento de espécies de gramíneas exóticas invasoras e facilita a regeneração de espécies nativas (BECHARA, 2006).

Diante de todos os aspectos citados, pode se dizer que, a finalidade da restauração é compor com o passar do tempo, uma floresta autossustentável (HERRICK; SCHUMAN; RANGO, 2006). Uma floresta considerada restaurada deve atingir ou apresentar certo conjunto de atributos. Dentre estes, deve conter recursos bióticos e abióticos satisfatórios para prosseguir seu desenvolvimento sem necessitar de subsídio externo; e demonstrar resistência aos níveis normais de stress e distúrbios (SERI, 2004). Dessa forma, se faz necessário o monitoramento da resiliência das florestas em restauração a fim de verificar as alterações na estrutura e no seu funcionamento ao longo do tempo. Os avanços nos processos de restauração devem ser monitorados com avaliações periódicas e estas devem trazer contribuições que permitam: 1- confirmar a hipótese utilizada para se desenvolver um determinado programa de restauração e assegurar se os objetivos definidos estão sendo alcançados; 2- definir quais as ações de manejo necessárias à correção de problemas ocorrentes durante a restauração; 3- adaptar as ações de restauração a mudanças ao longo da trajetória da restauração; 4- provar aos atores do processo que os recursos investidos no processo de restauração foram efetivos (VALLAURI et al., 2005).

A probabilidade de uma área restaurada ser semelhante a uma área de referência só pode ser confirmada mediante monitoramento, por meio de indicadores ecológicos (DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013). A diversidade biológica de espécies animais e vegetais são indicadores em potencial e seu monitoramento pode contribuir para o estabelecimento de uma relação entre diversidade e sustentabilidade, de forma a definir qual o mínimo de diversidade capaz de permitir o funcionamento dos ciclos dentro do ecossistema (TÓTOLA; CHAER, 2002). Os bioindicadores são importantes, visto que podem correlacionar determinado fator antrópico com potencial impactante ou um fator natural, auxiliando os pesquisadores na avaliação da qualidade do solo (BARETTA; BROWN; CARDOSO, 2010). Um dos mais importantes bioindicadores são os insetos, tanto por ser o grupo mais diverso em

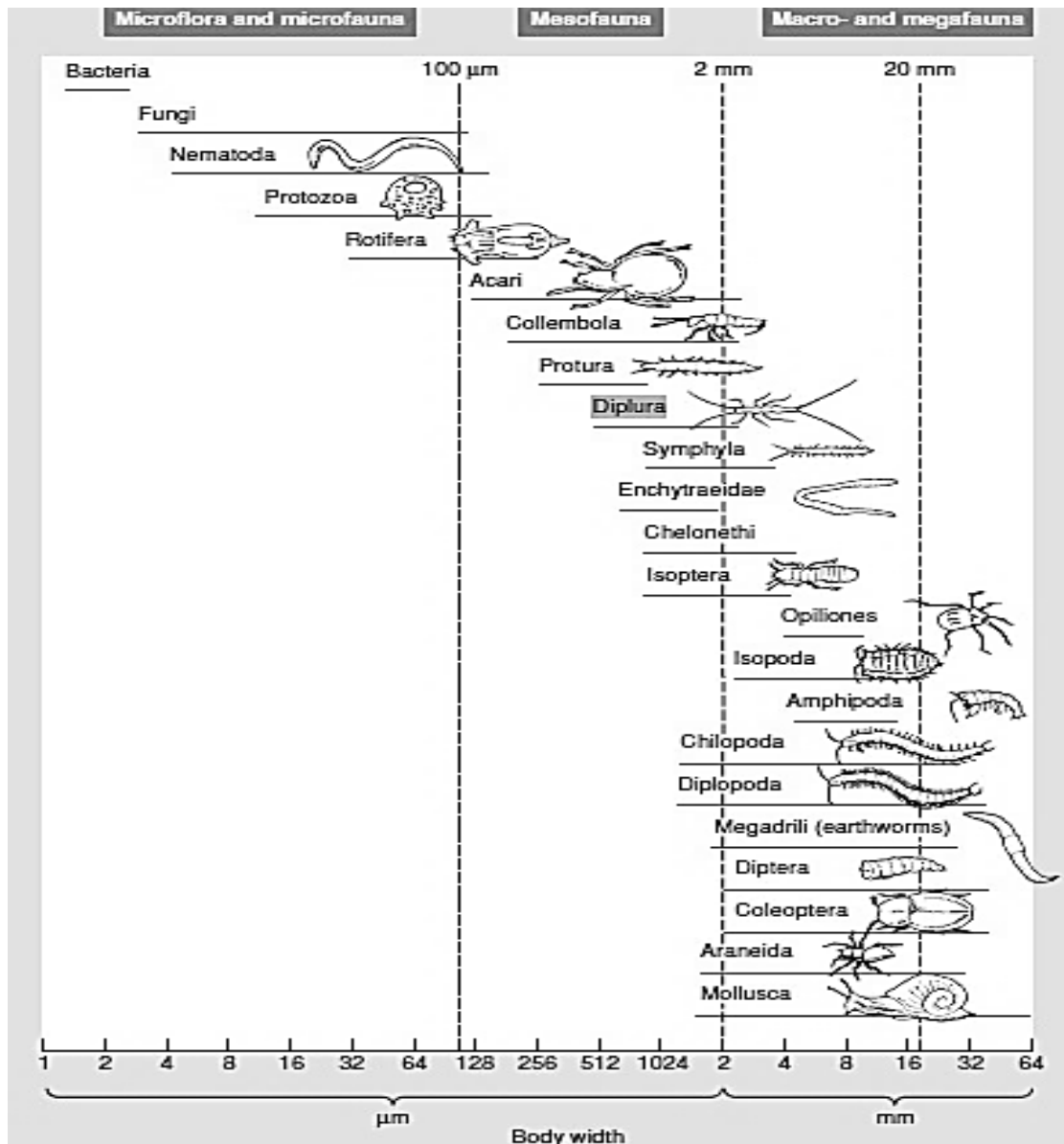
número de espécies, quanto pela sua rápida capacidade de reprodução bem como pela facilidade de amostragem (WINK et al., 2005).

2.2 Fauna Edáfica

O solo é um sistema complexo, constituído de poros, frações minerais e orgânicas. Na fração mineral, encontram-se diferentes estágios de intemperização da rocha mãe, o que determina a disponibilidade de nutrientes para as plantas. Os poros são ocupados por ar e água, e variam de acordo com a textura e estrutura do solo. Na fração orgânica estão os organismos vivos em sua máxima diversidade, além do material orgânico em diferentes estágios de decomposição (MELO, 1994). Por ser biologicamente ativo, o solo é o habitat para uma gama de organismos e também é formado por esses, e em sua ausência, o seu desenvolvimento e funcionamento podem ser prejudicados (HAVLICEK, 2012).

O termo fauna edáfica é utilizado para identificar a comunidade de invertebrados que vive permanente ou que passa um ou mais ciclos de vida no solo (ANDERSON, 1988). A classificação da fauna do solo mais aceita agrupa os indivíduos de acordo com seu tamanho em: *microfauna* - fungos e nematoides, apresentam diâmetro corporal inferior a 0,2 mm (Figura 2); *mesofauna* - diâmetro corporal entre 0,2 e 2,0 mm, representada por ácaros, colêmbolos, miriápodes, aracnídeos, minhocas, crustáceos e insetos; e *macrofauna* - diâmetro corporal entre 2,0 e 20 mm, pertencendo a quase todas as ordens encontradas na mesofauna, excetuando-se ácaros, colêmbolos, proturos e dipluros. Acima de 20 mm, os indivíduos passam a pertencer à categoria da *megafauna* (SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979; CORREIA; OLIVEIRA, 2005).

Figura 2– Classificação da biota do solo por tamanho. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.



Fonte: Begon; Colin; Harper (2006).

Os organismos que compõem a mesofauna tem contribuição na regulação da população microbiana (SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979), sendo que também são responsáveis pela ciclagem de nutrientes; fragmentação de detritos vegetais; produção de pelotas fecais; criação de bioporos e promoção da humificação (CORREIA; OLIVEIRA, 2000). Já os componentes da macrofauna têm o corpo em tamanho suficiente para romper as estruturas dos horizontes minerais e orgânicos do solo, ao se alimentar, movimentar e construir galerias (ANDERSON, 1988). Exercem um papel fundamental na fragmentação dos resíduos vegetais e na regulação indireta dos processos biológicos do solo, estabelecendo interações em diferentes níveis com

os micro-organismos (SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979; BEGON; COLIN; HARPER, 2006).

Devido ao seu reduzido tamanho, os indivíduos da fauna edáfica são excelentes revolvedores e escavadores do solo, criando biogalerias e túneis que servem como poros para a infiltração de água. Também são importantes fragmentadores de resíduos vegetais e orgânicos, redistribuindo-os e misturando-os as partículas minerais, além de produzir *pellets* fecais, que mineralizam o solo e aceleram a ciclagem de nutrientes (JOUQUET et al., 2006). Desempenham também um papel-chave no funcionamento do ecossistema, pois ocupam diversos níveis tróficos dentro da cadeia alimentar do solo e afetam a produção primária de maneira direta e indiretamente. Aceleram os processos de mineralização e humidificação e, em consequência, exercem influência sobre o ciclo de matéria orgânica e a disponibilidade de nutrientes assimiláveis pelas plantas (DECAËNS et al., 2003).

Outras classificações da fauna do solo levam em consideração sua mobilidade (SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979). O tempo em que vivem no solo pode variar, sendo que alguns grupos passam todos os estágios no solo, de forma permanente, como alguns ácaros e colêmbolos edáficos (Tabela 1). Para alguns insetos, o solo é o ambiente escolhido apenas na fase larval, sendo um habitat temporário. Outros insetos passam pelo solo periodicamente, de forma alternada, em período de transição ou de forma acidental (HOLE, 1981).

Tabela 1 – Classificação da fauna edáfica, de acordo com sua ocorrência no solo. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.

CATEGORIA	CARACTERÍSTICAS	FAUNA REPRESENTATIVA
Permanente	Todos os estágios do animal vivem no solo	Acari, Collembola
Temporário	Um estágio do animal ativo no solo, outro não	Larvas de muitos insetos
Periódico	O animal move-se para dentro e fora do solo frequentemente	Formas ativas de muitos insetos
Alternante	Uma ou mais gerações no solo, outras acima do solo	Alguns afídeos e vespas
Transiente	Estágios inativos no solo (ovos, pupas)	Muitos insetos
Acidentais	O animal cai ou é carregado pela chuva	Insetos que vivem na copa das árvores

Fonte: HOLE (1981)

Os indivíduos que vivem permanentemente no solo são bem adaptados a essa condição e apresentam características que impedem sua permanência em ambiente externo. Por exemplo, a ausência de proteção às variações de temperatura e umidade, o que pode levar a dessecação, bem como a falta de órgãos sensoriais essenciais à sobrevivência acima do solo. Dessa forma, em avaliações de solos degradados ou impactados, os organismos permanentes serão mais vulneráveis a mudanças do que os outros que apresentam estratégias de vida

diferenciadas, sendo então considerados bons bioindicadores da qualidade do solo (JEFFERY et al., 2010).

A fauna edáfica pode ser encontrada no habitat aquático (poros com água e filmes de água ao redor das partículas de solo) ou terrestre (atmosfera do solo). Quanto à locomoção, podem ser escavadores ou não escavadores (AQUINO; CORREIA, 2005). Podem também ser classificados em engenheiros do ecossistema, devido a sua variada diversidade funcional e de hábitos alimentares, tamanho do animal ser capaz de alterar a estrutura edáfica, criando biogalerias e influenciando a morfologia do solo (LAVELLE et al., 1993, 1997).

Os engenheiros do ecossistema incluem alguns invertebrados como minhocas, insetos sociais e outros insetos que possuem capacidade de se locomover por longas extensões, romper as estruturas dos horizontes minerais e orgânicos do solo, criar galerias através da escavação e produzir *pellets* fecais, montículos e ninhos, modificando o ambiente físico e químico do solo. Esses invertebrados desenvolvem relações mutualísticas com micro-organismos em seu trato digestivo e nas estruturas que constroem, acarretando em elevada importância para a mineralização da matéria orgânica (LAVELLE, 1996); AQUINO; CORREIA, 2005). Também disponibilizam recursos para outras espécies através de alterações na estrutura física dos materiais de natureza biótica e abiótica, promovendo a formação e manutenção de habitats que serão utilizados pelas espécies beneficiadas. São classificados de acordo com seu modo de atuação e interação com as espécies presentes, em engenheiros alogênicos, que são aqueles que modificam mecanicamente o ambiente pela transformação no estado físico de materiais vivos ou não, como Isoptera ao construir seus ninhos em montículos e Oligochaeta com as biogalerias (JONES; LAWTON; SHACHAK, 1994).

A biodiversidade edáfica conduz diversos processos-chave no ciclo da matéria orgânica, energia e nutrientes, sendo também os principais componentes das cadeias tróficas do solo (JEFFERY, et al., 2010). Essa transformação do ambiente resulta no surgimento de nichos que serão colonizados por novas espécies de micro-organismos, fauna e flora. Além disso, esses organismos promovem um rápido recobrimento de áreas e o estímulo do funcionamento do solo, desempenhando importante papel na manutenção da cadeia alimentar e do fluxo energético do sistema. As interações entre organismos edáficos e outras espécies da fauna e de micro-organismos acaba por modificar o ambiente e tais fatores são essenciais para a recuperação de áreas degradadas (WAID, 1999).

A fauna do solo é afetada por fatores bióticos e abióticos do sistema, como clima, solo, qualidade e disponibilidade de alimento, cobertura vegetal e o tipo de manejo adotado (LAVELLE et al., 1993; BARETTA et al., 2011). Por ser tão sensível a interferências do

ambiente, a comunidade edáfica reflete as condições do sistema em que se encontra, havendo perdas de diversidade em locais onde ocorreram atividades antrópicas e remoção da cobertura vegetal. Por consequência, tornam-se bioindicadores da qualidade do ambiente (CURRY; GOOD, 1992; STORK; EGGLETON, 1992).

2.3 Bioindicadores Edáficos

O filo Arthropoda corresponde a quase 83% de todas as espécies identificadas mundialmente no catálogo da vida (1.359.613 espécies descritas) (GBIF, 2017). Alguns grupos, entre os quais borboletas, besouros, formigas, ácaros e colêmbolos, são especialmente úteis no monitoramento ambiental, uma vez que são facilmente amostrados e identificados, encontrados durante todo o ano, e demonstram rápida resposta às mudanças ambientais. Portanto, podem fornecer mais informações do que vertebrados em geral, devido a sua utilidade na caracterização de pequenas áreas fragmentadas, onde os mais sensíveis vertebrados já foram eliminados pela redução de sua área de permanência e de caça (FREITAS et al., 2006).

Um indicador biológico é definido como uma espécie, ou grupo de espécies, que tem a capacidade de indicar: a) o estado biótico ou abiótico de um ambiente (indicador ambiental); b) o impacto da mudança ambiental em um habitat, comunidade ou ecossistema (indicador ecológico), c) a diversidade de um subconjunto taxonômico, ou de toda a diversidade, dentro de uma área (indicador de biodiversidade) (MCGEOCH, 1998, 2007). Os bioindicadores possuem a capacidade de fornecer respostas rápidas às mudanças na qualidade do solo, sendo que essas características não são observadas nos indicadores químicos e físicos (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007).

Cada espécie responde de forma diferenciada aos distúrbios do meio onde vivem, sendo importante o reconhecimento de suas interações com as alterações ambientais. O maior potencial de avaliação da qualidade do solo está na análise da diversidade da fauna edáfica, que apresenta resposta mais rápida do que outros atributos, servindo como bioindicadores mais sensíveis às alterações ecológicas (BARETTA et al., 2003). Essa sensibilidade da população dos invertebrados edáficos as alterações, podem ser úteis no monitoramento da degradação e no estágio de recuperação destas áreas (LEIVAS; FISCHER, 2008). O aumento da diversidade da fauna e o reestabelecimento da cadeia trófica podem ser indicativos de que o ecossistema vem recuperando seu equilíbrio (BARETTA et al., 2011). A fauna do solo desempenha um papel crucial no restabelecimento de um ecossistema funcional,

ainda que a sua recolonização em áreas recuperadas seja menos estudada do que a flora (CRISTESCU; FRÈRE; BANKS, 2012).

Os indicadores da qualidade do solo devem preencher os seguintes critérios: (a) sensibilidade às variações de manejo do solo; (b) correlação com as funções benéficas do solo; (c) serem úteis no diagnóstico das interações nos processos no ecossistema; (d) serem facilmente identificados e de simples entendimento e (e) de baixo custo operacional (DORAN; ZEISS, 2000). Dessa forma, dois importantes bioindicadores ecológicos edáficos que atendem esses pré-requisitos serão abrangidos no presente trabalho, sendo eles Coleoptera e Collembola.

2.3.1 Coleoptera

Os indivíduos da classe Insecta são comumente utilizados como bioindicadores pois apresentam algumas das principais características que um bioindicador precisa ter como: riqueza e diversidade de espécies, fácil manuseio, fidelidade ecológica e fragilidade a pequenas mudanças ambientais. As ordens Coleoptera, Diptera, Lepidoptera, Hemiptera, Hymenoptera e Isoptera são consideradas como potenciais bioindicadores ambientais (ROCHA et al., 2010).

A ordem Coleoptera (Filo Arthropoda, Superclasse Hexapoda, Classe Insecta), se destaca pela diversidade de espécies e abundância, além de apresentar uma diversa gama de hábitos alimentares, apenas não ocorrendo a hematofagia (dieta a base de sangue) (MARINONI et al., 2001). É a ordem mais biodiversa de animais existentes, com aproximadamente, 360 mil espécies descritas, distribuídas em 165 famílias. Boa parte dessa biodiversidade (62%) se concentra em seis famílias megadiversas (Curculionidae, Staphylinidae, Chrysomelidae, Carabidae, Scarabaeidae e Cerambycidae.), cada uma delas com aproximadamente 20 mil espécies descritas (BOUCHARD et al., 2009). No Brasil, até o presente momento, foram identificadas 93.241 espécies de artrópodes e dessas, 32.845 são da Ordem Coleoptera (35%), demonstrando a dominância e importância de seu estudo. No estado do Paraná são conhecidas 985 espécies de coleópteros, distribuídas em 483 gêneros (MONNÉ; COSTA, 2017).

Os besouros apresentam como característica marcante o primeiro par de asas rígido e denominado de élitro, servindo como estojo de proteção para o segundo par de asas membranoso, que em repouso, permanecem dobradas sob os élitros. A cabeça é prognata na maioria das espécies e o aparelho bucal é mastigador, com mandíbulas bem desenvolvidas. São holometábolos (metamorfose completa). As antenas normalmente apresentam 11 a 12 antenômeros com forma variável (moniliforme, filiforme, pectinada, flabelada, clavada,

capitada, etc.). Seu tamanho pode variar entre 0,3 mm (Ptiliidae) a 160 mm (Cerambycidae) (TRIPLEHORN; JOHNSON, 2015; BEUTEL; LAWRENCE, 2016).

Os estudos realizados com Coleoptera tendem a envolver apenas as famílias ou espécies mais abundantes, pois, devido à diversidade da ordem, necessita-se diminuir as dificuldades de identificação dos táxons mais raros, e acelerar as análises (GANHO; MARINONI, 2003). A partir do momento em que as avaliações das relações ecológicas entre flora e fauna são estabelecidas com base nos grupos tróficos de Coleoptera, a identificação taxonômica ao nível de espécie se torna irrelevante, já que os besouros apresentam hábito alimentar semelhantes ao nível taxonômico de família, minimizando os esforços de identificação (MARINONI, 2001).

O termo grupo trófico é utilizado para agrupar, em uma mesma classe, todas as espécies que empregam uma mesma fonte de recurso alimentar, independentemente do nível trófico e do ecossistema a que pertençam (MARINONI, 2001). O termo grupo trófico tem conotação semelhante ao termo guilda e é definido como sendo um "grupo de espécies que explora a mesma classe de recursos ambientais e de modo semelhante" (ROOT, 1967). Dessa forma, as classificações da fauna de acordo com seus hábitos alimentares podem ser descritas por seu grupo trófico ou por guildas, dependendo do autor.

Com base nessa premissa, os coleópteros foram classificados inicialmente em guildas de organismos fitófagos e não-fitófagos (MARINONI; DUTRA, 1997). O primeiro grupo se alimenta de material vivo, ou mortos recentemente pela sua própria ação, incluindo-se nessa classificação as famílias Curculionidae, Chrysomelidae e Cerambycidae. Já os organismos não-fitófagos, incluem os organismos micófagos, saprófagos, coprófagos, necrófagos, xilófagos, predadores e parasitas, incluindo-se famílias como Staphylinidae, Nitidulidae, etc. (COSTA; VANIN; CASARI, 1988; HUTCHESON, 1990; MARINONI; DUTRA, 1997). Uma organização mais refinada dos grupos tróficos em Coleoptera, reconheceu cinco grupos tróficos (**Tabela 2**): os herbívoros e algívoros como consumidores primários; os fungívoros, detritívoros e carnívoros como consumidores secundários ou de nível superior (MARINONI, 2001).

Tabela 2 – Proposta de organização de grupos e subgrupos tróficos em Coleoptera. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.

Grupo Trófico	Subgrupo trófico	Substrato alimentar
Herbívoro	Filófago	Folha
	Xilófago	Lenho
	Caulífago	Caule
	Fleófago	Floema
	Antófago	Flor
	Nectarífago	Néctar
	Polinífago	Pólen
	Carpófago	Fruto
	Espermófago	Semente
	Rizófago	Raiz
Algívoro		Algas
Fungívoro	Mixomicófago	Mixomicetos
	Ascomicófago	Ascomicetos
	Basidiomicófago	Basidiomicetos
	Deuteromicófago	Deuteromicetos
Detritívoro	Necrófago	Animais em decomposição
	Coprófago	Excremento
	Fitosaprófago	Restos vegetais
Carnívoro	Predador	Se alimenta de outros animais;
	Parasita	Vive em outro animal, seja na superfície - ectoparasita, ou no interior - endoparasita, obtendo alimento, abrigo ou outras vantagens;
	Parasitóide	Vive em um seu hospedeiro, interna ou externamente, matando-o lentamente perto do fim de seu desenvolvimento larval (TORRE-BUENO, 1978)

Fonte: Adaptado de Marinoni (2001)

Os coleópteros são influenciados pelo estágio de sucessão ecológica em que uma área se encontra. Os estágios sucessionais são preditores na distribuição destes grupos de insetos (SANTOS, 2005). Em áreas com estágio sucessional inicial, a riqueza de coleópteros herbívoros é diretamente influenciada (MARQUIS; BRAKER, 1994). Já em áreas com estágio sucessional tardio, há uma predominância de espécies fungívoras e detritívoras (HUTCHESON, 1990).

Diversos estudos têm sido realizados de forma a conhecer a diversidade de Coleoptera e de seus potenciais bioindicadores. No Paraná, o primeiro estudo com coleópteros foi realizado por Dutra e Miyazaki (1994) e desde então tem sido crescente a caracterização, inventariamento e monitoramento de suas famílias em diversas regiões do estado (MIYAZAKI; DUTRA, 1995; MARINONI; DUTRA, 1997; MEDRI; LOPES, 2001; GANHO; MARINONI, 2003, 2006; MARINONI; GANHO, 2003; IANTAS et al., 2010). No entanto, no sudoeste do Paraná, há uma carência de inventariamentos e de especialistas e o presente trabalho se trata de um dos estudos pioneiros nesta mesorregião.

Em relação a diversidade de famílias de Coleoptera, algumas se destacam pela riqueza de espécies, abundância de indivíduos, sensibilidade as alterações ambientais e uso como bioindicadores. As famílias que foram representativas no presente trabalho serão brevemente descritas, de forma a fornecer informações úteis para o entendimento de seu comportamento e ecologia.

A família Staphylinidae é a mais diversificada dentre os animais, com 55.440 espécies descritas mundialmente (GREBENNIKOV; NEWTON, 2009). No Brasil, são 453 gêneros e 2.688 espécies, representando aproximadamente 37% da fauna conhecida na região Neotropical e 5% da fauna mundial. No Paraná, são reconhecidas 143 espécies e o bioma mata atlântica abriga a maior biodiversidade: 1.234 espécies (ASENJO et al., 2013). Sua distribui o se d  em todos os tipos de ecossistemas e metade das espécies vive na serapilheira, formando um dos grupos mais facilmente observados e ecologicamente importantes da fauna do solo. Sua preferência   por ambientes terrestres úmidos e são raros em ambientes muito secos, sendo considerados componentes de ecossistemas saudáveis, sejam estes naturais ou antrópicos. Em rela o   sua alimenta o, podem ser predadores, mic fagos, saprófagos ou fitófagos, mas podendo se dizer, em termos gerais, que são predadores generalistas. Dentre suas presas estão nematoides, ácaros, colêmbolos e pequenos insetos, em forma adulta ou larval (BOHAC, 1999; BOUCHARD et al., 2009; NEWTON, 2016). Nessa família ainda se encontram grupos de predadores especializados em formigas (mirmec filos) e cupins (termit filos) (O'KEEFE, 2000; NAVARRETE-HEREDIA, 2001; JAŁOSZYŃSKI, 2012; LAPEVA-GJONOVA, 2013). Alguns membros de Staphylinidae, devido ao seu hábito predador, servem como reguladores populacionais. Esses indivíduos são relacionados aos ambientes florestais complexos e naturais, sendo sensíveis às altera o microclimáticas como temperatura e umidade do solo, fatores intr secos   regula o de sua distribui o (GARLET et al., 2015).

A família Curculionidae compete apenas com Staphylinidae pela maior riqueza de espécies, sendo que são conhecidos 41.000 espécies mundialmente (AUDINO; NOGUEIRA; SILVA, 2007). No Brasil são 656 gêneros e 5118 espécies (VANIN; BEN ; CHAMORRO, 2017). Os besouros-bicudos são fitófagos, se alimentando de plantas vivas ou mortas e vários representantes dessa família são considerados os maiores causadores de prejuízos nas florestas de coníferas. Uma de suas subfamílias de maior importância econ mica   Scolytinae (anteriormente tida como família Scolytidae) que   subdividida em dois grupos: besouros da casca (floe fagos) e besouros-da-ambrósia (xilomicet fagos). O primeiro grupo vive na casca das árvores, onde constroem galerias e se alimentam do floema. O segundo grupo também faz galerias nas árvores, onde passam todo o seu ciclo de vida, mas diferentemente dos

besouros-da-casca, não se alimentam da madeira e sim do fundo ambrósia que cultivam. No Brasil o besouro da ambrósia é o mais comum, se destacando o gênero *Xyleborus* como o mais diverso (FLECHTMANN et al., 1995; TRIPLEHORN; JOHNSON, 2015).

Os Carabidae são oportunistas em relação à preferência alimentar, sendo considerados principalmente predadores ou granívoros. Em relação ao habitat, podem ser especialistas florestais, de áreas abertas ou ainda generalistas (LAROCHELLE, 1990). A riqueza e abundância de carabídeos generalistas parece ser maior em áreas perturbadas do que em não perturbadas, pois essas espécies encontram condições mais adequadas nesses áreas antropizadas e abertas, para onde acabam emigrando (LATTY et al., 2006; UEHARA-PRADO et al., 2009). Já as espécies mais exigentes, como os predadores, tendem a ser os primeiros a desaparecer com perturbações e alterações no habitat (RAINIO; NIEMELÄ, 2003). Dessa forma, Carabidae têm recebido uma crescente atenção a respeito de seu papel como bioindicadores de mudanças no uso do solo (SPECTOR, 2006). A utilização destes bioindicadores em programas de pesquisa da biodiversidade também tem sido sugerida, devido à diversidade morfológica, taxonômica e ecológica, a variabilidade comportamental, a sensibilidade às mudanças ambientais e sua abundância (THOMAZINI; THOMAZINI, 2000). Têm sido utilizados também como indicadores em avaliações de poluição ambiental, classificação de habitat para a conservação ambiental, caracterização de solo com relação aos nutrientes, ou como indicadores de biodiversidade (LÖVEI; SUNDERLAND, 1996).

Anthicidae é uma família de pequenos besouros oportunistas, com 1,5 a 16 mm e que se alimentam de pequenos artrópodes, ou ainda de pólen, exsudatos de plantas e de fungos. Podem ser encontrados no solo, em áreas úmidas, sobre flores ou vegetação, entre pedras, madeiras ou excrementos, ou ainda em associação com formigas. A família compreende 101 gêneros e mais de 3.000 espécies com distribuição em todo o mundo (CHANDLER, 2010). Monotomidae é uma família de besouros pequenos, com 1,5 a 6 mm e também distribuídos mundialmente, sendo conhecidos 33 gêneros e 240 espécies. Esses indivíduos podem ser encontrados sob a casca das árvores, em material vegetal em decomposição e ainda em associação com ninhos de formigas, onde podem se alimentar de fungos ou serem predadores eficientes, preferencialmente de ovos e larvas de Scolytinae (BOUSQUET, 2010).

A família Ptiliidae conta com 550 espécies e ampla distribuição, podendo ser generalistas ou especialistas, se alimentando de fungos e outras substâncias orgânicas. Esses indivíduos de coloração escura são muito pequenos, com 0,5 a 1,5 mm e encontrados em matéria orgânica em decomposição, folhagens, ninhos de mamíferos, excrementos, ramos com fungos, ou ainda em ninhos de formigas ou térmitas. Apesar de serem comuns, estudos sobre

essa família são raros e quase não são encontrados em coleções públicas (SÖRENSSON, 2003; HALL, 2005), o que dificulta o entendimento de seu papel na comunidade edáfica. No Brasil, um dos raros trabalhos que citam essa família foi realizado em Vila Velha-PR e esta família foi uma das mais sensíveis às mudanças ambientais, sendo abundante em áreas florestais e rara em áreas de borda. Essa família apresenta hábito alimentar fungívoro e detritívoro, sendo influenciado pela qualidade da matéria orgânica e pela presença de fungos, condição favorecida pela menor luminosidade e maior umidade dos solos florestais (MARINONI; GANHO, 2003).

2.3.2 Collembola

Os colêmbolos (Hexapoda: Collembola) (RUPPERT; FOX; BARNES, 2005) são separados em quatro subordens: Entomobryomorpha e Poduromorpha (apresentam o corpo alongado, grupos mais basais) e Symphypleona e Neelipleona (apresentam corpo globoso com fusão de tegumentos) (ZEPPELLINI FILHO; BELLINI, 2004). Estes artrópodes com apenas 0,2 a 3 mm (podendo atingir 8 mm), apresentam três pares de pernas, não possuem asas e apresentam no abdômen uma estrutura chamada de “furca”, utilizada para locomoção em saltos. Apresentam as peças bucais envolvidas por prolongações da parte lateral da cápsula cefálica e pelo lábio, sendo por isso denominados de entognathos (ZEPPELLINI FILHO; BELLINI, 2004; BELLINGER; CHRISTIANSEN; JANSSENS, 2017).

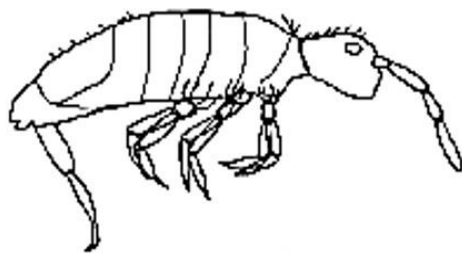
Os ácaros e colêmbolos constituem o grupo de invertebrados mais abundante do solo, podendo atingir a casa dos milhares de indivíduos por metro quadrado em ecossistemas temperados (JEFFERY et al., 2010). Mundialmente foram descritas aproximadamente 8.600 espécies de Collembola (BELLINGER; CHRISTIANSEN; JANSSENS, 2017). No Brasil são conhecidas 355 espécies distribuídas em 110 gêneros, sendo que, do total de espécies, 238 são consideradas endêmicas e boa parte das espécies são encontradas no estado do Rio de Janeiro. No Paraná são conhecidas apenas 7 espécies de Collembola (ZEPPELLINI et al., 2013; ZEPPELLINI; QUEIROZ; BELLINI, 2017). A biodiversidade da fauna colembológica é pouco explorada no Brasil, sendo poucos os especialistas nesta classe e, na região sul, os inventariamentos são raros, o que subestima a sua riqueza de espécies.

Colêmbolos se alimentam de microrganismos, fungos, fezes, além de algas, líquens, matéria vegetal e animal em decomposição, podendo ainda existir a prática do canibalismo (ZEPPELLINI FILHO; BELLINI, 2004). São principalmente micetófagos e saprógagos, estando juntamente com os nematoides, como sendo os principais agentes de controle biológico de populações microbianas (JEFFERY et al., 2010). Em relação as

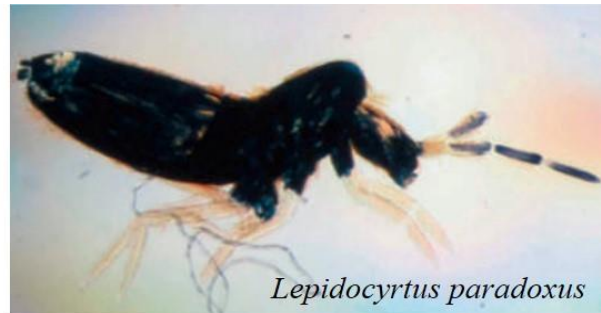
concentrações de suas populações, estão em maior quantidade na superfície do solo, até os 10 cm de profundidade, onde a macroporosidade é maior, ainda que sejam encontrados em áreas mais profundas (BARETTA et al., 2003).

Estes organismos têm distribuição estratificada verticalmente e horizontalmente no solo e pelas suas características ou traços funcionais distribuição no solo, estratégias de vida, metabolismo e hábitos alimentares, são classificados em três grupos funcionais. O grupo epiedáfico (Figura 3) é composto por espécies que vivem na serapilheira e na superfície do solo, apresentam como estratégias de adaptação e sobrevivência a presença de pigmentação em seu corpo, membros relativamente longos e escamas ou pelos recobrendo o corpo para ajudar a evitar dessecação. São representados ordens pelas ordens Entomobriomorpha e Symphypleona, com alta atividade metabólica e exigência aos recursos alimentares com qualidade nutricional (GISIN, 1943; JEFFERY et al., 2010).

Figura 3 – Forma de vida de colêmbolos baseada na distribuição vertical no solo. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.



Epiedáfica



Lepidocyrtus paradoxus



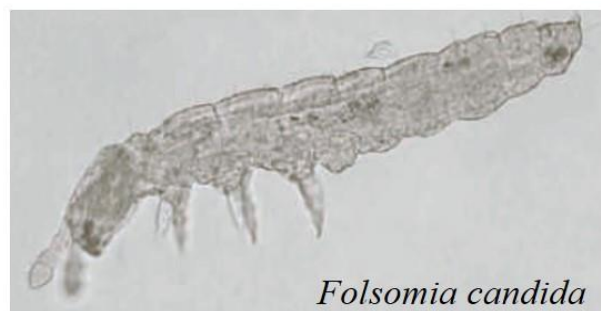
Hemiedáfica



Isotoma violacea



Edáfica



Folsomia candida

Fonte: Adaptado de Gisin (1943); Jeffery et al. (2010)

As espécies edáficas (euedáficas) vivem profundamente do solo, não apresentam pigmentação, seus membros são reduzidos e os olhos estão ausentes ou não são funcionais. São pouco móveis e com baixa atividade metabólica, o que impossibilita a procura por alimentos de maior qualidade. Já os colêmbolos hemiedáficos apresentam características intermediárias, com tamanho das antenas e da furca menor que o tamanho do corpo, ocelos menos proeminentes e coloração menos chamativa se comparado aos epiedáficos. Vivem na interface serapilheira-solo e rico em diversidade de espécies (GISIN, 1943; JEFFERY et al., 2010).

Os organismos da ordem Collembola são bons bioindicadores da qualidade do solo, pois, são espécies de ciclo de vida curto e estão presente em altas densidades em diversos ecossistemas terrestres (GREENSLADE; VAUGHAN, 2003). Sendo assim, o estudo das famílias de colêmbolos é importante na avaliação e no monitoramento de áreas degradadas ou antropizadas, de forma a desenvolver estratégias de uso e conservação do solo (RIBEIRO-TROIAN; BALDISSERA; HARTZ, 2009).

3 COLEOPTERA COMO BIOINDICADORES EM ÁREAS SOB MODELOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

RESUMO

A fragmentação da mata atlântica, bem como a perda da qualidade e biodiversidade das florestas e das funções ecológicas dos ecossistemas, justifica a restauração de áreas em larga escala. O monitoramento em longo prazo de projetos de restauração visa garantir o seu sucesso. O uso de organismos bioindicadores, como Coleoptera, influenciados pelo estágio de sucessão ecológica, podem evidenciar a eficiência dos métodos de restauração empregados. O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial das famílias de Coleoptera como bioindicadores da qualidade ambiental, em áreas sob diferentes modelos de restauração. O projeto foi implantado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, em dezembro de 2010. Os tratamentos avaliados foram: Restauração Passiva (RP); Nucleação (NC); e Plantio em Alta Diversidade (PAD). Adjacente ao experimento, a floresta secundária em estágio médio de regeneração (FL) foi utilizada como referência. O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, com quatro repetições e três subamostras por parcela. As famílias foram coletadas com armadilhas *Pitfall*, em abril de 2011. Foram amostrados 866 coleópteros, distribuídos em 16 famílias, não havendo diferenças significativas entre a riqueza obtida nas tecnologias de restauração e na FL. Em relação à abundância, as famílias, Curculionidae foi a mais representativa nas tecnologias e Staphylinidae na FL. Para os índices ecológicos avaliados, RP e FL foram os tratamentos mais diversos e uniformes. Os demais tratamentos foram influenciados pela dominância de famílias específicas, que diminuíram sua diversidade e uniformidade. Em relação aos grupos tróficos avaliados, no geral, os herbívoros foram mais abundantes nas tecnologias e os não herbívoros na floresta. De acordo com a Análise de Similaridade (ANOSIM), houve diferenças entre as tecnologias de restauração e a FL e entre RP e PAD. Para a análise de porcentagem de similaridade (SIMPER), as famílias Staphylinidae abundante na floresta e Curculionidae, nas tecnologias, foram as que mais contribuíram para a diferenciação dos tratamentos. Na análise de componentes principais (ACP), a FL se separou das tecnologias de restauração, principalmente pela contribuição de Staphylinidae e Ptiliidae. Já a RP ficou distanciada das demais tecnologias, devido à presença de Chrysomelidae, Carabidae e Tenebrionidae. As famílias de Coleoptera apresentam potencial como bioindicadoras da qualidade ambiental, devido a sua sensibilidade as alterações ambientais e rápida capacidade de resposta aos distúrbios. O monitoramento do processo de restauração ao longo do tempo e estudos mais aprofundados com as famílias Staphylinidae, Ptiliidae e Curculionidae, podem comprovar seu potencial bioindicador da qualidade ambiental ou mesmo do sucesso da restauração florestal.

Palavras-chave: Besouros. Nucleação. Mata Atlântica.

ABSTRACT

The fragmentation of the Atlantic forest, as well as the loss of forest quality and biodiversity and ecological functions of ecosystems, justifies the restoration of large-scale areas. Long-term monitoring of restoration projects aims to ensure its success. The use of bioindicator organisms,

such as Coleoptera, influenced by the ecological succession stage, can evidence the efficiency of the restoration methods employed. The objective of this study was to evaluate the potential of Coleoptera families as bioindicators of environmental quality in areas under different restoration models. The project was implemented at the Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, in December 2010. The treatments evaluated were: Passive Restoration (RP); Nucleation (NC); And Planting in High Diversity (PAD). Adjacent to the experiment, the secondary forest in the middle stage of regeneration (FL) was used as reference. The experimental design was in randomized blocks, with four replications and three sub - samples per plot. The families were collected with pitfall traps in April 2011. A total of 866 beetles were sampled, distributed in 16 families, and there were no significant differences between the wealth obtained in restoration technologies and FL. In relation to abundance, families, Curculionidae was the most representative in technologies and Staphylinidae in FL. For the ecological indexes evaluated, RP and FL were the most diverse and uniform treatments. The other treatments were influenced by the dominance of specific families, which diminished their diversity and uniformity. In relation to trophic groups evaluated, in general, herbivores were more abundant in technologies and non-herbivores in the forest. According to the Similarity Analysis (ANOSIM), there were differences between restoration technologies and FL and between RP and PAD. For the similarity percentage analysis (SIMPER), the abundant Staphylinidae families in the forest and Curculionidae, in the technologies, contributed the most to the differentiation of the treatments. In the principal component analysis (PCA), FL separated from restoration technologies, mainly by the contribution of Staphylinidae and Ptiliidae. RP was distanced from other technologies, due to the presence of Chrysomelidae, Carabidae and Tenebrionidae. Coleoptera families present potential as bioindicators of environmental quality due to their sensitivity to environmental changes and rapid response capacity to disturbances. The monitoring of the restoration process over time and further studies with the families Staphylinidae, Ptiliidae and Curculionidae can prove their potential bioindicator of the environmental quality or even the success of the forest restoration.

Keywords: Beetles. Nucleation. Atlantic forest.

3.1 INTRODUÇÃO

A transformação antrópica da paisagem, resulta na fragmentação dos habitats, tornando-se uma das principais ameaças à biodiversidade (LAURANCE et al., 2007). A Mata Atlântica apresenta apenas 12,5% de sua área original (SOSMA; INPE, 2015), fragmentada em pequenas áreas sujeitas a efeitos de borda e erosão genética de suas populações. O bioma é composto por diversas fitofisionomias, dentre elas a Floresta Ombrófila Mista (FOM), que originalmente recobria 40% do estado do Paraná e a Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012) que recobria praticamente o restante. Dados do levantamento da cobertura vegetal nativa do Bioma Mata Atlântica (ARAÚJO; CRUZ; VICENS, 2007) mostram que a FOM ocupa apenas 11% da sua área original no estado, dispersa em fragmentos pequenos e médios, não superiores a 5.000 ha e apenas 0,8% estão em estágio avançado de regeneração.

A perda simultânea da quantidade e qualidade de florestas pode levar a uma extinção em massa de diversas espécies (WRIGHT; MULLER-LANDAU, 2006). Devido à fragmentação e nível de endemismo, a Mata Atlântica foi identificada como *hotspot*, ou seja, ecossistemas prioritários para a conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2004; LAURANCE, 2009). Em situações onde há perdas crescentes de biodiversidade e as funções ecológicas do ecossistema são comprometidas, torna-se necessário restaurar o ambiente em larga escala (BRANCALION et al., 2010).

A restauração ecológica de florestas tropicais busca por meio do restabelecimento de habitats, garantir o resgate e manutenção de espécies ameaçadas de extinção, reintroduzindo suas populações na paisagem natural. Além disso, contribui para a conservação e reconexão de fragmentos florestais degradados que possam conter essas espécies (RODRIGUES et al., 2009; TABARELLI et al., 2010). Os projetos de restauração ecológica no Brasil ainda têm custos elevados e limitações quanto ao conhecimento a respeito dos resultados das técnicas aplicadas, levando a uma ampla porcentagem de projetos que não atingem seus objetivos principais ou são levados ao insucesso. Dessa forma, o monitoramento permanente das áreas em processo de restauração é considerado essencial, visto que diversos fatores negativos podem afetar o restabelecimento populacional e os processos ecológicos (RODRIGUES et al., 2009; BRUDVIG, 2011; WILSON et al., 2011).

O monitoramento em longo prazo, além de garantir o seu sucesso, também é importante para a avaliação do desenvolvimento dos processos sucessionais, na identificação de perturbações, na definição de medidas de manejo adaptativo, condução ou replantio, na verificação da eficiência dos métodos e espécies empregadas e no aperfeiçoamento dos modelos (SCHIEVENIN et al., 2012). Os indicadores escolhidos para o monitoramento devem ser capazes de demonstrar em qual nível o processo de restauração se encontra, e tais valores obtidos devem ser comparados com as metas pré-estabelecidas no início do projeto, confirmando se estas foram cumpridas ou não (BRANCALION et al., 2012).

Bioindicadores ou indicadores biológicos são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença ou ausência, abundância e condições nas quais os indivíduos se encontram revelam determinada condição ambiental (BARETTA et al., 2011). Vários grupos, pertencentes à macrofauna edáfica, como minhocas, cupins, formigas e besouros, têm sido usados como indicadores biológicos de distúrbios, bem como no estudo da qualidade do solo (LAVELLE et al., 2006).

Coleópteros são influenciados pelo estágio de sucessão ecológica em que uma área se encontra. Santos (2005), ao estudar a diversidade e a estrutura trófica de coleópteros em

Mata Atlântica observou que os estágios sucessionais são preditores na distribuição destes grupos de insetos. Em áreas com estágio sucessional inicial, a riqueza de coleópteros herbívoros é diretamente influenciada (MARQUIS; BRAKER, 1994). Já em áreas com estágio sucessional tardio, há uma predominância de espécies fungívoras e detritívoras (HUTCHESON, 1990).

No Brasil, foram identificadas quase 83.000 espécies de insetos, com Coleoptera representando quase 40% desse total. No estado do Paraná, são conhecidas 986 espécies de coleópteros, distribuídas em 483 gêneros (MONNÉ; COSTA, 2017). Diversos estudos têm sido realizados de forma a conhecer a diversidade de Coleoptera no estado (MARINONI; GANHO, 2003; IANTAS et al., 2010) e de seu potencial bioindicador (UEHARA-PRADO et al., 2009). No entanto, no sudoeste do Paraná, há uma carência de inventários a respeito de invertebrados de modo geral, sendo este estudo é um dos pioneiros nesta mesorregião. Dessa forma, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o potencial das famílias de Coleoptera como bioindicadores em áreas sob modelos de restauração ecológica.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

A área de estudo localiza-se na estação experimental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Dois Vizinhos - PR, entre as coordenadas geográficas 25°41'44" - 25°41'49"S e 53°06'23" - 53°06'07"W (Anexo A). O clima é classificado como subtropical úmido mesotérmico (Cfa), sendo a temperatura média, no mês mais frio, inferior a 18°C e no mês mais quente, acima de 22°C, com verões quentes. A umidade relativa varia entre 64 a 74% e as chuvas são bem distribuídas durante todo o ano, com precipitação pluviométrica entre 1800 a 2200 mm anuais (ALVARES et al., 2013). Apresenta uma altitude média de 503 m e o solo é classificado como Nitossolo Vermelho Distroférrico (BHERING et al., 2007), sendo a caracterização físico-química do solo apresentada na Tabela 3. A área experimental foi utilizada até 2009, para cultivos intercalados de pastagens e culturas anuais como milho (*Zea mays* L.), trigo (*Triticum* sp. L.) e soja (*Glycine max* L.).

Tabela 3 – Características físico-químicas do solo, na profundidade de 0-20 cm, da área experimental na implantação das tecnologias de restauração no ano de 2010. UTFPR, Pato Branco, PR, Brasil, 2017.

Profundidade (cm)	M.O1 (g.dm ⁻³)	P2 (mg.dm ⁻³)	K ³ -----Cmolc.dm ⁻³ -----	Ca ⁴	Mg ⁵	pH ⁶ (CaCl ²)	V%	DMP (mm)	Densidade (g.dm ⁻³)
0-5	43,56	6,42	0,72	4,72	3,27	5,22	67,87	3,54	1,06
05-10	35,98	3,34	0,49	4,25	2,74	5,07	63,83	3,17	1,18
10-20	31,86	1,88	0,29	3,75	2,61	5,02	61,85	2,56	1,21

¹M.O: Matéria Orgânica, ²P: Fósforo, ³K: Potássio, ⁴Ca: Cálcio, ⁵Mg: Magnésio, ⁶pH: Potencial Hidrogeniônico, ⁷V: Saturação por bases e ⁸DMP: Diâmetro médio ponderado.
Fonte: (BALIN, 2016)

O experimento apresenta área total de 8 ha, onde foi conduzido um delineamento em blocos inteiramente casualizados, com quatro repetições. Cada repetição tem três parcelas experimentais de 40 x 54 m (2.160 m²), espaçadas em torno de 10 m umas das outras. Cada parcela foi quadriculada em 24 subparcelas de 9 x 10 m (90 m²) e em três regiões: superior, mediana e inferior. Os tratamentos empregados na restauração ecológica foram: Restauração passiva - RP (Anexo B), Plantio em alta diversidade – PAD (Anexo C), Nucleação – NC (Anexo D) e floresta secundária em estágio médio de regeneração (FL) (VOGEL; CAMPOS; BECHARA, 2015; BALIN, 2016; VARGAS, 2016; VOGEL et al., 2016).

O modelo de restauração passiva consistiu no isolamento da área contra fatores de degradação ou de intervenções antrópicas. No modelo de plantio em alta diversidade foram plantadas 70 espécies arbóreas (Anexo E) em linhas sob um espaçamento de 3 x 2 m, alternando-se espécies de preenchimento (pioneiras de rápido recobrimento) com espécies de diversidade (não pioneiras de crescimento lento) (*sensu* Rodrigues et al., 2011).

O modelo de nucleação consistiu em empregar um conjunto de sete técnicas dispostas sistematicamente em faixas de 3 m, totalizando 62 núcleos por parcela, ocupando um terço da área total. As técnicas utilizadas foram: 1) poleiros artificiais para atração da avifauna; 2) abrigos artificiais para atração da fauna, utilizando-se de pilhas de 1 m³ de lenha; 3) plantio de 1 m² de mudas provenientes de banco de sementes coletados em *topsoil* de floresta conservada; 4) plantio de 1 m² de mudas provenientes de chuva de sementes, sendo estas capturadas com coletores de 1 m² de mesma floresta de referência; 5) plantio de árvores em grupos de Anderson, no qual um conjunto de cinco mudas são plantadas em formato de cruz, com espaçamento de 1 x 1 e disposição de uma planta central de diversidade sombreada por quatro plantas externas de preenchimento; 6) plantio de cobertura da leguminosa feijão-guandú

(*Cajanus cajan* (L.) Huth) em núcleos de 3 x 4 m; e 7) plantio de núcleos de cinco bromélias (*Bromelia antiacantha* Bertol.) sob espaçamento de 0,5 x 0,5 metros, em formato de cruz.

Em relação as práticas culturais exercidas nos tratamentos NC e PAD, ambos receberam em sua implantação, a roçada da área e o controle de formigas cortadeiras com isca à base de sulfluramida e fipronil e, 30 dias depois, foi realizada a dessecação com herbicida glifosato (Tabela 4). Foi realizado a subsolagem e gradagem do solo nas faixas contendo as técnicas nucleadoras e nas linhas de plantio das mudas, utilizando-se de subsolador cinco hastes e grade com 12 discos na nucleação e de subsolador duas hastes e mini grade com 12 discos acoplado a um trator no plantio em alta diversidade. O plantio de mudas dos tratamentos NC e PAD receberam adubação nas covas com NPK 4-28-6 (350 g/planta) e gel hidrorredentor Hidropan HyB® (2,5 L/planta). Após o plantio, a faixa contendo as técnicas nucleadoras e a área total entre mudas no PAD receberam controle mecânico e químico de plantas espontâneas, até terceiro ano de implantação do experimento.

Tabela 4 – Práticas culturais realizadas nos tratamentos nucleação (NC) e plantio em alta diversidade (PAD) durante o período compreendido entre 2011 e 2013. UTFPR, Pato Branco, PR, Brasil, 2017.

Intervenções realizadas	2010	2011	2012	2013
Roçada em área total	03/07			
Demarcação das parcelas	15/07			
Dessecação das parcelas com herbicida Glifosato	04/11			
Preparo do solo com subsolagem e gradagem	19/11			
Implantação das técnicas nucleadores e plantio das mudas	01/12			
Replanteio de mudas com Hidropan HyB (2,5L/planta) nos tratamentos PAD e NC		21 e 22/03 21 e 22/09 08 e 09/12	29/12	
Replanteio de Feijão Guandu no tratamento NC		27 a 29/09		
Controle de Formigas em área total em todos os tratamentos		17/05	20/12	21 e 22/01 22 a 24/07
Roçada nas linhas de NC e em área total no tratamento PAD		7 e 8/11	15 e 16/03 12 e 13/11	18 e 19/03 18/11
Capina química com herbicida nas linhas de NC e em área total no tratamento PAD		14 e 15/03 24/11	4/04 11/12	9/04 16/12
Adubação de cobertura (350 g/planta de NPK 4-28-6) nos tratamentos NC e PAD		14 e 15/12	20 e 21/12	17 e 21/12

Fonte: adaptado de VARGAS, 2016

Para verificar o sucesso da restauração nos tratamentos empregados foi selecionada uma área para servir como referência da biodiversidade local. Essa área é um fragmento de floresta secundária em estágio médio de regeneração que se encontra adjacente à

área de estudo, localizada entre as coordenadas 25°41'30"S e 53°06'04"O, ocupando um total de 48 ha. A vegetação original foi classificada como uma área de Floresta Ombrófila Mista com influência de Floresta Estacional Semidecidual, onde estágio médio da sucessão florestal, com manchas em estágios inicial e final, sendo que tal floresta já sofreu extração de madeira e plantio de espécies exóticas.

3.2.2 Método de coleta

Para realizar a amostragem dos coleópteros foram instaladas armadilhas de queda (*Pitfalls*) do tipo recipiente plástico transparente com volume de 750 ml (Figura 4, contendo solução conservante de formol a 4% e tensoativo (1 ml/l) com o objetivo de quebrar a tensão superficial da água e impedir que os animais consigam voltar à superfície (MOMMERTZ et al., 1996). As armadilhas foram enterradas com a borda nivelada ao solo e camuflada com material orgânico, de forma que os animais, ao se locomoverem, caíam acidentalmente nesses recipientes. Sobre a armadilha foi colocada uma estrutura composta de palitos de madeira acoplados a um recipiente de alumínio, para evitar que o volume interno transbordasse com possíveis precipitações.

Figura 4 – Armadilhas de queda: A) parcela de restauração; e B) floresta secundária em estágio médio de regeneração. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.



Fonte: A autora (2010)

A amostragem da comunidade de Coleoptera foi realizada em abril de 2011, quatro meses após a implantação do experimento. Foram instaladas três armadilhas em cada parcela do experimento, sendo distribuídas aleatoriamente no terço superior, médio e inferior das mesmas. Na floresta, as armadilhas foram distribuídas aleatoriamente de forma a capturar o máximo de diversidade possível em toda a sua extensão. Dessa forma foram utilizadas doze armadilhas por tratamento e 48 armadilhas no total.

As amostras permaneceram sete dias em campo e posteriormente foram recolhidas e levadas para o laboratório de Controle Biológico I da UTFPR Câmpus Dois Vizinhos, onde foram triadas com auxílio do estereomicroscópio Quimis Q7714Z, com aumento de 40 vezes e de Iluminador de fibra óptica "Arcano", doble haz. Os indivíduos foram identificados ao nível ordem taxonômica e posteriormente, armazenados em frascos plásticos do tipo J23 contendo etanol a 70%. Os indivíduos da ordem Coleoptera foram posteriormente, identificados a nível de família com auxílio de chaves dicotômicas presentes em literaturas específicas (RAFAEL et al., 2012; TRIPLEHORN; JOHNSON, 2015) e posteriormente classificados em grupos tróficos (MARINONI, 2001; MARINONI et al., 2001).

3.2.3 Análise Estatística

A partir da triagem da fauna edáfica foram obtidos os dados de abundância média e total de cada grupo taxonômico, riqueza (S) média e total de grupos taxonômicos e frequência relativa ($Fr\% = \text{frequência absoluta} / \text{total de frequências absolutas}$). A abundância e riqueza foram submetidas aos testes de normalidade de Lilliefors e Kolmogorov-Smirnov e aos testes de homogeneidade de variância de Hartley, Cochran e Bartlett. Os dados que não atenderam aos pressupostos matemáticos foram transformados e posteriormente submetidos à análise de variância (ANOVA). As tecnologias de restauração foram comparadas entre si por meio do teste de Tukey ($p \geq 0.05$), e cada tecnologia foi comparada com a floresta secundária em estágio médio de regeneração (referência) pelo teste de Dunnett ($p \geq 0.05$). Estas análises foram realizadas com o programa estatístico Statistica 7.0 (STATSOFT, 2004).

A partir dos dados obtidos foram calculados os índices ecológicos de Shannon-Wiener e Pielou. O índice de diversidade de Shannon-Wiener, definido pela equação $H = - \sum p_i \times \log p_i$, onde $p_i = n_i/N$; n_i = valor de importância de cada espécie ou grupo e N = total dos valores de importância. O índice pode variar de 0 a 5, sendo que uma maior diversidade é indicada por valores mais altos, e valores menores indicam que há predominância de uma ou algumas poucas espécies no ambiente, diminuindo a diversidade da comunidade (SHANNON, 1948). Índice de

Pielou, definido pela equação $e = H / (\log S)$, Onde: H = índice de Shannon e S = Número de espécies ou grupos. É um índice de equitabilidade, onde os valores podem variar de 0 a 1, sendo que valores tendendo a 1 indicam maior uniformidade da comunidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes (PIELOU, 1966).

A partir da abundância total dos grupos taxonômicos encontrados em cada parcela experimental, os dados foram transformados em $\log(x+1)$ utilizando-se dos blocos experimentais como co-variável, de forma a excluir sua influência sobre os resultados. Foi realizada uma Análise de Correspondência Destendenciada. Essa análise é utilizada na obtenção do comprimento do gradiente que foi menor do que 3 (resposta linear), sendo possível a realização da Análise de Componentes Principais (ACP), sendo ambas as análises realizadas utilizando-se do software estatístico CANOCO 4.5 (TER BRAAK; SMILAUER, 2002).

Posteriormente, foi realizada uma Análise de Similaridade, através do teste de permutação ANOSIM, que testou as diferenças significativas entre a composição da comunidade edáfica entre as tecnologias de restauração e a floresta. Quando houve significância entre as comunidades através da ANOSIM, foi realizada uma Análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER) para quantificar a contribuição de cada grupo taxonômico na separação dos tratamentos avaliados. Essa análise leva em consideração a distância Bray Curtis para similaridade entre os tratamentos, que são comparados aos pares (RPxNC; RPxPAD; RPxFL; NCxPAD; NCxFL e PADxFL). As duas análises citadas foram realizadas com o auxílio do programa Primer 5.2.6© (PRIMER-ELTD, 2001).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Foram amostrados 866 indivíduos da ordem Coleoptera em abril de 2011 (APÊNDICE A), sendo as maiores abundâncias significativas observadas na NC (37,8%) e no PAD (30%), seguidas pela FL (18,7%) e RP (13,5%). A floresta representou menos de 20% do total amostrado, situação semelhante observados por outros autores, onde a abundância obtida com a utilização de armadilhas Malaise e Pitfall, foi maior em áreas em regeneração do que em ambientes florestais (HUTCHESON, 1990; GANHO; MARINONI, 2003). Alguns autores observaram que, para Coleópteros da família Scarabaeidae, houve uma maior abundância desses indivíduos em áreas perturbadas, devido à presença de espécies generalistas ou aquelas mais adaptadas a áreas abertas e pela ausência ou baixa abundância de espécies predadoras, que fazem seu controle populacional (PINEDA et al., 2005; NORIEGA; REALPE; FAGUA, 2007). Essa condição pode ter ocorrido com as demais famílias de Coleoptera avaliadas neste estudo,

já que, nas tecnologias de restauração, uma menor abundância de famílias predadoras foi observada em relação a floresta, além de apresentarem menor cobertura vegetal e disponibilidade de alimento.

No Brasil ocorrem 107 famílias de Coleoptera (BOUCHARD et al., 2009). No levantamento realizado foram encontradas apenas 16 famílias, ou seja, apenas 15% das ocorrentes no país. Em comparação com o resultado obtido em demais estudos, um fragmento de mata atlântica no Rio de Janeiro apresentou a diversidade de 24 famílias (TEIXEIRA; HOFFMANN; SILVA-FILHO, 2009). Em uma floresta urbana em Dois Vizinhos-PR amostrou-se (armadilhas *pitfall* e *malaise*) apenas oito famílias (BATTISTI, 2015) e dessas, três não foram encontradas no referido estudo. Outro estudo em cinco diferentes sistemas de uso do solo no planalto Sul Catarinense, foram coletados 26 famílias de Coleoptera (POMPEO et al., 2016). Essa baixa diversidade pode ser justificada pela fase inicial de restauração, com apenas 4 meses de implantação, as condições vegetacionais e edafoclimáticas ainda não comportam uma comunidade mais exigente em habitat e em recursos alimentares. Situação essa que deve evoluir com a consolidação das tecnologias de restauração e formação de estratos vegetacionais, o que enfatiza a importância de monitoramentos a longo prazo.

Não houve diferença significativa nas riquezas das famílias de Coleoptera obtidas nas diferentes tecnologias de restauração e na floresta (**Tabela 5**). Para os índices ecológicos avaliados, PAD e NC foram influenciados pela dominância de Curculionidae (70% e 52%, respectivamente), o que diminuiu sua uniformidade e conseqüentemente sua diversidade. Já RP e a FL apresentaram uma comunidade mais homogênea e por isso responderam melhor aos índices avaliados. A riqueza de famílias (com armadilhas *Malaise*) também não apresentou relação com a sucessão florestal em Vila Velha-PR (GANHO; MARINONI, 2003). Em uma área em processo de restauração, através de plantio em alta diversidade (60 espécies nativas utilizadas), em Ribeirão Preto-SP, aos cinco meses de implantação, a abundância e riqueza de artrópodes foi equivalente a amostrada em uma floresta conservada, e, para os autores, esses valores se mantêm nos três primeiros anos após a revegetação (PAIS; VARANDA, 2010).

Tabela 5 – Diversidade das famílias de Coleoptera nas tecnologias de restauração comparados com a FL, em abril de 2011. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.

Tratamentos	RP	NC	PAD	FL
Riqueza Média ¹	6,25 ^{ns}	6,75	7,0	5,5
Riqueza Total	9	11	11	9
Abundância ²	117	327*	260*	162
Shannon (H')	1,57	0,99	1,31	1,45
Pielou (J')	0,72	0,41	0,55	0,66

RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plantio em alta diversidade; FL- floresta. ¹ dados transformados 1/x; ² dados transformados logx. Médias nas linhas seguidas de letras diferentes diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%, seguidas de ns não significativo entre as tecnologias e as seguidas * diferem significativamente da mata pelo teste de Dunnett a 5%.

Fonte: A autora (2017).

Na Austrália, um estudo avaliou a resposta da comunidade de besouros em sete diferentes tipos de uso do solo, incluindo monoculturas florestais, plantio de espécies nativas em baixa e alta diversidade de espécies (5-20 e 20-100 espécies, respectivamente) e floresta nativa. Para os autores, a recuperação da riqueza de coleópteros em áreas de restauração de florestas úmidas pode demorar de 5 a 15 anos. A curto e médio prazo, nem mesmo a restauração por meio de plantios altamente diversificados se assemelham a floresta intacta (GRIMBACHER et al., 2007). Meloni e Varanda (2015), comparando tecnologias de restauração com diferentes idades e florestas de referência, indicaram maior similaridade dos coleópteros entre as tecnologias e a referência quando o fragmento estava localizado próximo às áreas em restauração. Assim, a floresta secundária em estágio médio de regeneração avaliada, por estar localizada em área adjacente as tecnologias de restauração, influencia diretamente na diversidade faunística dos tratamentos. O que a diferencia das tecnologias, é a comunidade estruturada ao longo do tempo e a uniformidade de suas populações, características obtidas em um nível sucessional mais avançado.

Diversos estudos desenvolvidos em condições edafoclimáticas variáveis e em diferentes localidades do Paraná encontraram que, de cinco a sete famílias de Coleoptera foram responsáveis por 60% ou mais da abundância total de coleópteros amostrados (DUTRA; MIYAZAKI, 1994; MIYAZAKI; DUTRA, 1995; MARINONI; DUTRA, 1997; GANHO; MARINONI, 2003, 2006; PETRONI, 2008). Em uma área paranaense de Floresta Ombrófila Mista, seis famílias de Coleoptera coletados com armadilhas Malaise foram mais abundantes e estas representaram 59% do total (GANHO; MARINONI, 2006). Em um outro estudo (armadilhas pitfall) em Londrina-PR, as sete famílias mais importantes representaram 99% da abundância total (PETRONI, 2008). No presente estudo, nas tecnologias de restauração e na floresta, cinco famílias dominantes ultrapassaram os 60% de abundância do total coletado (Tabela 6).

Tabela 6 – Famílias dominantes nas tecnologias de restauração e na FL em 04/2011. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.

-----RP-----		-----NC-----		-----PAD-----		-----FL-----	
Família	%	Família	%	Família	%	Família	%
Curculionidae	54,7	Curculionidae	72,2	Curculionidae	52,7	Staphylinidae	51,9
Carabidae	9,4	Anthicidae	14,1	Monotomidae	23,1	Curculionidae	17,3
Anthicidae	8,5	Monotomidae	7,6	Anthicidae	16,5	Ptiliidae	14,8
Monotomidae	7,7	Carabidae	1,8	Nitidulidae	2,7	Nitidulidae	6,8
Nitidulidae	6,0	Nitidulidae	1,2	Scarabaeidae	1,5	Scarabaeidae	4,9
Total	86,3	Total	96,9	Total	96,5	Total	95,7

RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plantio em alta diversidade; FL- floresta.

Fonte: A autora (2017)

Essas famílias são dominantes, seja pela sua diversidade de espécies ou pela adaptação aos ecossistemas avaliados e boa parte das famílias se repetem nos diferentes trabalhos, mas em ordenação diferente. De uma área para outra, a posição dominante de cada família se alterna provavelmente como consequência da disponibilidade de alimento, que acaba por favorecer ou não grupos tróficos específicos (GANHO; MARINONI, 2003). Quanto as famílias mais importantes nesta avaliação, do total amostrado nas tecnologias, Curculionidae sozinha ultrapassou os 60% e na floresta, Staphylinidae foi dominante. No conjunto das áreas avaliadas em Vila Velha-PR, Curculionidae foi a quinta mais abundante (GANHO; MARINONI, 2003). No RS, Staphylinidae e Curculionidae também foram as duas mais abundantes coletadas (AUDINO; NOGUEIRA; SILVA, 2007).

Em relação aos grupos tróficos (*sensu* MARINONI, 2001; MARINONI et al., 2001), apenas os algívoros não foram encontrados (Tabela 7). As famílias de Coleoptera são muito diversificadas e muitas delas não se encaixam em apenas um grupo trófico específico. Dessa forma, em diversos trabalhos é comum encontrar a distinção dos grupos em uma forma mais simplificada, em herbívoros e não herbívoros (MARINONI; GANHO, 2003). Essa comparação entre os besouros herbívoros e os demais indivíduos permite avaliar o impacto das modificações ambientais na estrutura da comunidade (HUTCHESON, 1990; MARINONI; GANHO, 2006), já que comunidades mais conservadas tendem a ter uma maior abundância de coleópteros não herbívoros, devido à complexidade de teias alimentares e de nichos ecológicos.

Tabela 7 – Abundância e grupos tróficos de Coleoptera nas tecnologias de restauração e na FL em abril de 2011. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.

Grupos tróficos simplificados	Grupos tróficos	Famílias	RP	NC	PAD	FL
Não Hb	Cr	Anthicidae	10	46	43	-
Não Hb	Cr	Carabidae	11	6	-	1
Não Hb	Cr, Fg	Monotomidae	9	25	60	-
Não Hb	Dt	Hybosoridae	-	-	-	2
Não Hb	Dt	Silphidae	-	1	-	-
Não Hb	Dt, Fg, Cr	Nitidulidae	7	4	7	11
Não Hb	Fg	Erotylidae	-	1	1	-
Não Hb	Fg	Latridiidae	-	-	1	-
Não Hb	Fg, Cr, Dt	Leiodidae	-	-	1	3
Não Hb	Fg, Cr, Dt, Hb	Staphylidae	4	1	3	84
Não Hb	Fg, Cr, Hb	Scarabaeidae	5	2	4	8
Não Hb	Fg, Dt	Ptiliidae	-	-	1	24
Não Hb	Fg, Dt	Tenebrionidae	1	-	-	-
Total de não herbívoros			47	86	121	133
Hb	Hb, Dt, Fg	Elateridae	-	4	-	-
Hb	Hb	Chrysomelidae	6	1	2	1
Hb	Hb	Curculionidae	64	236	137	28
Total de não herbívoros			70	241	139	29

RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plantio em alta diversidade; FL- floresta.
Cr: Carnívoros; Dt: Detritívoros; Fg: fungívoros; Hb: Herbívoros; Não Hb: não herbívoros
Fonte: A autora (2017); Marinoni et al. (2001); Marinoni (2001).

Os besouros não herbívoros, principalmente Curculionidae foram dominantes nas tecnologias de restauração. Já na floresta, Staphylinidae e outras famílias não herbívoras foram mais abundantes. Diversos autores também encontraram maior proporção de herbívoros em áreas em processo de regeneração e de não-herbívoros em florestas conservadas (DUTRA; MIYAZAKI, 1995; MARINONI; DUTRA, 1997; GANHO; MARINONI, 2003, 2006; MARINONI; GANHO, 2005). Essa dominância de espécies herbívoras em ambientes em fase inicial de sucessão, se dá pelo crescente aumento na produtividade das plantas e dos recursos alimentares para as espécies herbívoras, que tendem a predominar sobre as demais (HUTCHESON, 1990). Além disso, as espécies pioneiras, colonizadoras de áreas em estágio inicial de sucessão, são fonte constante de folhas novas, tenras e nutritivas, com poucas defesas contra herbívoros, baixa proporção de carbono e nitrogênio nos tecidos, o que as torna mais palatáveis (TILMAN, 1990).

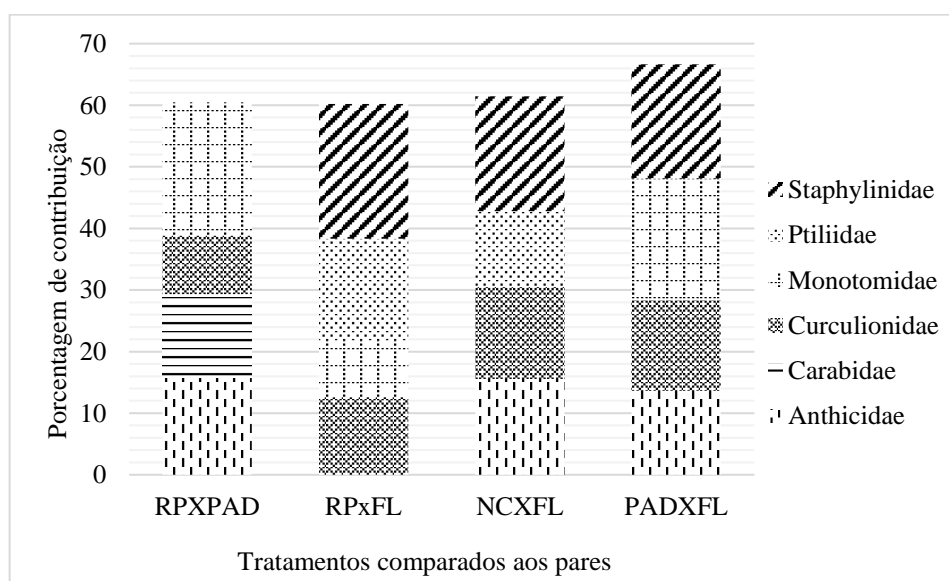
Já áreas em estágio mais avançado de sucessão disponibilizam maiores quantidades de alimentos e de nichos ecológicos, permitindo a coexistência de uma comunidade de herbívoros e não-herbívoros bem mais diversificada. A presença de espécies predadoras em

áreas mais estabilizadas permite a regulação populacional dos herbívoros e com o tempo, insetos das outras guildas acabam sendo predominantes (HUTCHESON, 1990).

Embora áreas mais conservadas tenham maior diversidade de espécies, áreas em estágios iniciais e médios de sucessão tem uma maior abundância de indivíduos, pois há oferta de alimento e há espaços a serem colonizados (GANHO; MARINONI, 2003). Essa situação foi observada em abril de 2011, onde 81% dos indivíduos foram coletados nas tecnologias de restauração e 62% desses indivíduos pertencem à família Curculionidae: herbívoros que encontraram condições adequadas ao seu desenvolvimento e dominaram o ambiente. Já na floresta, Curculionidae foi pouco amostrada, mesma situação observada por Marinoni e Ganho (2003), que consideraram essa família como sendo rara em ambientes florestais.

Em 2011, a ANOSIM ($R= 0,691$; $P=0,01$), apontou diferenças entre RP e PAD e também entre as três tecnologias de restauração e a floresta. No SIMPER (Figura 5), seis famílias mais importantes separam os tratamentos avaliados. Curculionidae abundante nas tecnologias e Staphylinidae na floresta mereceram destaque pela contribuição na abundância. As demais famílias, Carabidae mais abundante na RP, Anthicidae, na NC e no PAD, Monotomidae no PAD e Ptiliidae (que só ocorreu na floresta), também foram importantes para a separação das tecnologias com a floresta e entre RP e PAD.

Figura 5 – Contribuição das principais famílias de Coleoptera para a dissimilaridade entre as tecnologias de restauração e a FL, comparados aos pares, obtidos através da análise SIMPER, em abril de 2011. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.



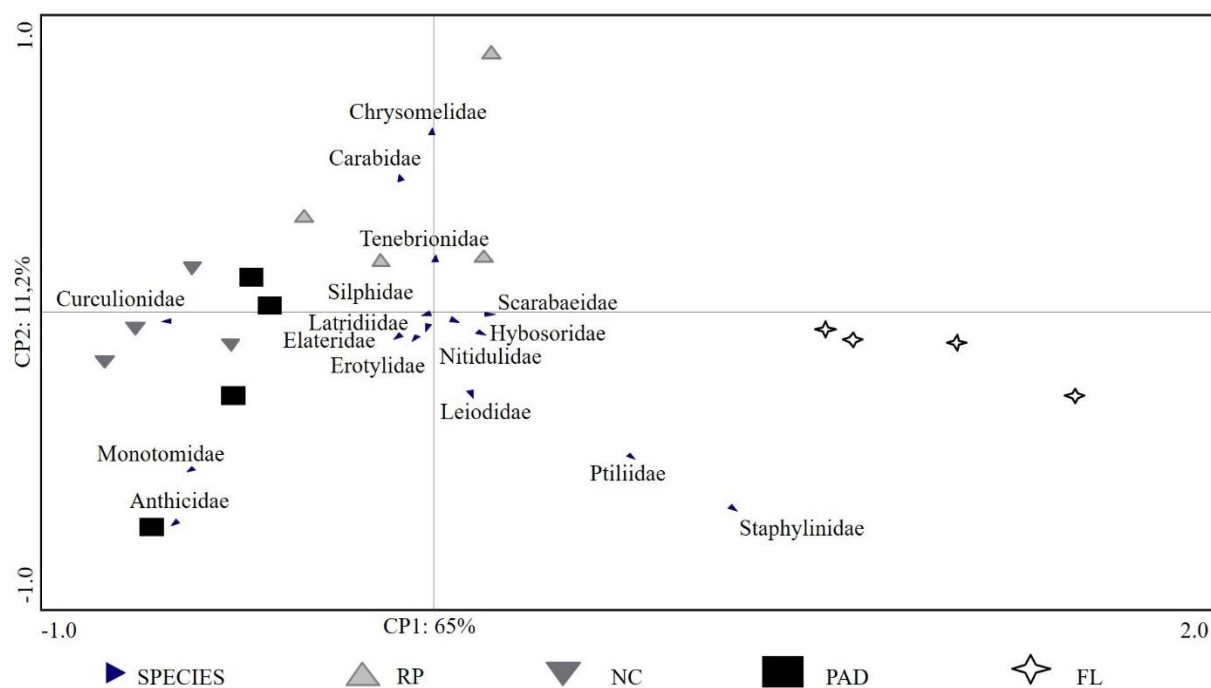
RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plantio em alta diversidade; FL- floresta.
Fonte: A autora (2017).

A abundância na floresta de Staphylinidae pode ter sido favorecida pelas condições necessárias para a manutenção da população desses indivíduos, seja pelos fatores climáticos, diversidade florística, acúmulo de serapilheira ou mesmo pela abundância de alimento e a ausência de algum desses fatores foi limitante na abundância dos mesmos nas tecnologias de restauração. Carabidae, outra família importante na separação entre as tecnologias e a floresta, apresenta um comportamento característico que explica sua baixa amostragem na floresta. A riqueza e abundância desses indivíduos em alguns estudos foi maior em áreas perturbadas do que em não perturbadas, pois pelo seu hábito generalista, encontram condições mais adequadas nesses áreas antropizadas e abertas, para onde acabam emigrando (LATTY et al., 2006; UEHARA-PRADO et al., 2009).

Outras famílias importantes, Anthicidae e Monotomidae, apresentam preferência alimentar carnívora e a predação específica dos monotomídeos por Curculionidae, provavelmente foi um fator desencadeante para abundância dessas famílias e também o fator limitante para sua presença na floresta, já que proporcionalmente às tecnologias, Curculionidae quase não foi coletada na área mais conservada. Já a família Ptiliidae tem preferência alimentar por fungos e matéria orgânica, característica determinante na ocorrência dessa família apenas na floresta, já que esta apresenta uma maior qualidade alimentar devido ao seu estágio de sucessão florestal. Em Vila Velha-PR, estudo de famílias de Coleoptera amostradas com armadilhas de solo, obtive que, Ptiliidae foi uma das famílias mais sensíveis às mudanças ambientais, sendo abundante em áreas florestais e rara em áreas de borda (MARINONI; GANHO, 2003).

Através da Análise de Componentes Principais (ACP) foi possível correlacionar os tratamentos avaliados com a ocorrência das famílias de Coleoptera. A ACP explicou 76,2% da variabilidade total dos dados da comunidade de coleópteros, sendo que a componente principal 1 (CP1) explicou 65% da variabilidade e a componente principal 2 (CP2) explicou 11,2% (Figura 6). Novamente pôde-se verificar a separação da floresta das tecnologias de restauração, evidenciada principalmente pelas famílias Staphylinidae e Ptiliidae. A RP ficou distanciada das demais tecnologias, devido às maiores abundâncias de Chrysomelidae e Carabidae terem sido observadas nesse tratamento, além da única ocorrência de Tenebrionidae. A distinção entre RP e PAD é evidenciada pela maior abundância de Anthicidae e Monotomidae no PAD.

Figura 6 – Análise de componentes principais para as famílias de Coleoptera nas tecnologias de restauração e na FL, em abril de 2011. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.



RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plantio em alta diversidade; FL- floresta.

Fonte: A autora (2017).

Em um processo de restauração florestal, há uma constante alteração na comunidade edáfica em geral, devido às mudanças nos estratos da vegetação, espécies vegetais, condições de temperatura, umidade e luminosidade, além das próprias características edáficas, sejam elas químicas ou físicas. Para Tizado e Núñez-Pérez (2016), a restauração proporciona um aumento da quantidade de matéria orgânica no solo e proporciona a colonização por diferentes grupos tróficos, sendo as famílias substituídas com a evolução da restauração. Os besouros que se alimentam de material orgânico de origem animal em decomposição - saprófagos (Anthicidae, Cryptophagidae e Monotomidae) vão sendo substituídos por pequenos besouros que se alimentam de qualquer material orgânico em decomposição (Staphylinidae: Scydmaeninae e Ptiliidae). Mais tarde, essas espécies são substituídas por espécies necrófagas (Anobiidae, Leiodidae e Latridiidae). Essa evolução na presença das famílias é observada na FL, que pelo seu estágio médio de regeneração, favorece a presença de famílias como Staphylinidae e Ptiliidae, o que não é observado nas tecnologias, separando os tratamentos.

As tecnologias de restauração avaliadas, aos quatro meses de implantação, apresentaram dominância de Curculionidae, o que pode indicar uma preferência desses indivíduos por áreas abertas ou antropizadas, o que deve ser confirmado em demais estudos. Já a floresta se diferenciou das tecnologias pela diversidade de famílias não herbívoras e mais

exigentes quanto ao habitat. Essas famílias, principalmente Staphylinidae e Ptiliidae podem ser utilizadas em futuros estudos como bioindicadoras de áreas conservadas como observado por demais autores.

Para Beiroz, Zau e Castro Jr. (2010), a família Staphylinidae é sugerida como bioindicadora, por sua abundância e frequência espacial e temporal. Muitas espécies dessa família são consideradas bioindicadoras devido às suas características ecológicas e de especialização (BOHAC, 1999). Fernandes et al. (2011) também avaliaram o seu potencial bioindicador, constatando a sua sensibilidade às condições ambientais, quantidade de serapilheira e composição florística, sendo a preferência desses indivíduos por áreas de interior da floresta. Também podem ser bioindicadores de áreas degradadas (COMAR et al., 2016) e das propriedades do solo, já que são correlacionados com a floresta nativa e a matéria orgânica, indicando a elevada frequência dessa família em solos com maior aporte de resíduos orgânicos (POMPEO et al., 2016). Já a família Ptiliidae apresenta poucos estudos em relação a sua ecologia, sendo considerados potenciais bioindicadores de áreas húmidas (SAWADA; HIROWATARI, 2002) e pela sua importância nesse estudo, devem ser melhores avaliados em trabalhos futuros.

3.5 CONCLUSÕES

As famílias de Coleoptera apresentam potencial como bioindicadoras da qualidade ambiental, pois, as famílias mais sensíveis às alterações ambientais e mais seletivas em relação a qualidade alimentar e características do habitat, não foram observadas nas tecnologias de restauração, em fase inicial de implantação. Já as famílias adaptadas às áreas abertas ou antropizadas foram abundantes nas tecnologias e pouco encontradas na floresta.

A continuidade do monitoramento a longo prazo e a identificação mais aprofundada das famílias Staphylinidae, Ptiliidae e Curculionidae podem trazer informações mais precisas sobre o seu papel como bioindicadoras, seja da conservação florestal, do impacto ambiental ou de áreas em processo inicial de restauração florestal.

4 MESOFAUNA EDÁFICA EM ÁREAS SOB MODELOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

RESUMO

A mesofauna edáfica é cada vez mais utilizada como bioindicadora no monitoramento de áreas em restauração. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a mesofauna edáfica sob modelos de restauração, no sudoeste do Paraná, Brasil. O trabalho foi desenvolvido na estação experimental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, sudoeste do Paraná. Os tratamentos analisados foram: Restauração Passiva (RP); Nucleação (NC); Plantio em Alta Diversidade (PAD); e floresta secundária em estágio médio de regeneração (FL), utilizada como referência. O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, com quatro repetições e três subamostras por parcela. As amostras de solo e serapilheira foram coletadas em dezembro de 2015 com auxílio de anel volumétrico e a mesofauna edáfica foi extraída pelo método de funis de Berlese-Tüllgren. Foram coletados 15.367 artrópodes, sendo que a maior abundância de organismos foi observada na floresta. Os ácaros, foram os mais abundantes em todos os tratamentos avaliados, seguidos de Collembola, Psocodea e Hymenoptera. A RP e PAD apresentaram as temperaturas do solo maiores e a FL apresentou os menores teores de umidade no solo. A RP foi o tratamento com menor riqueza de organismos e a FL apresentou as maiores abundâncias. Em relação aos índices ecológicos, a FL e a RP apresentaram uma comunidade mais diversa e uniforme. De acordo com a Análise de Similaridade - ANOSIM ($R= 0,592$; $P=0,01$), houve diferenças entre quase todas as interações avaliadas, apenas RP e PAD, não diferiram. Os grupos Hemiptera, Haplotaenidia, Trichoptera, Acariformes, Diplopoda e Pseudoscorpiones foram os responsáveis pela distinção das tecnologias através da análise de Porcentagem de Similaridade - SIMPER. A floresta se separou das tecnologias, pela Análise das Componentes Principais. As tecnologias RP e PAD não se distinguiram e Trichoptera foi a principal responsável pela distinção da NC dos demais tratamentos. Os grupos Acariformes, Collembola, Psocodea e Hymenoptera foram os mais frequentes em todos os tratamentos avaliados. A floresta apresentou a maior riqueza e abundância de organismos, sendo os ácaros e colêmbolos os responsáveis por quase 90% da abundância total e a RP apresentou os melhores índices de diversidade e equitabilidade, sugerindo uma maior uniformidade dos grupos na comunidade.

Palavras-chave: Acari. Collembola. Mata Atlântica.

ABSTRACT

The edaphic mesofauna is increasingly used as a bioindicator in the monitoring of restoration areas. The objective of the present study was to evaluate the soil mesofauna under restoration models, in southwestern Paraná, Brazil. The work was developed at the experimental station of the Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, southwest of Paraná. The treatments analyzed were: Passive Restoration (RP); Nucleation (NC); Planting in High Diversity (PAD); and Secondary forest in the middle stage of regeneration (FL), used as a reference. The experimental design was in randomized blocks, with four replications and three sub - samples per plot. Soil and litter samples were collected in December 2015 with the aid of

a volumetric ring and the soil mesofauna was extracted by the funnel method of Berlese-Tüllgren. 15,367 arthropods were collected, and the highest abundance of organisms was observed in the forest. The mites were the most abundant in all evaluated treatments, followed by Collembola, Psocodea and Hymenoptera. The RP and PAD presented the highest soil temperatures and the FL had the lowest moisture content in the soil. RP was the treatment with the lowest richness of organisms and FL had the highest abundances. In relation to the ecological indexes, FL and PR presented a more diverse and uniform community. According to the Similarity Analysis - ANOSIM ($R = 0.592$; $P = 0.01$), there were differences between almost all interactions evaluated, only RP and PAD, did not differ. The groups Hemiptera, Haplotaenidia, Trichoptera, Acariformes, Diplopoda and Pseudoscorpiones were responsible for the distinction of technologies through the Similarity Percentage analysis - SIMPER. The forest was separated from the technologies by Principal Component Analysis. The RP and PAD technologies were not distinguished and Trichoptera was the main responsible for the distinction of the NC of the other treatments. The groups Acariformes, Collembola, Psocodea and Hymenoptera were the most frequent in all evaluated treatments. The forest presented the greatest richness and abundance of organisms, with mites and collembolans accounting for almost 90% of the total abundance, and rp presented the best diversity and equitability indexes, suggesting a greater uniformity of groups in the community.

Keywords: Acari. Collembola. Atlantic forest.

4.1 INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica tem sofrido durante séculos com desmatamento e pressões populacionais. Nos poucos fragmentos ainda existentes se encontram espécies endêmicas, com risco de serem extintas. As paisagens florestais têm sido convertidas pela ação humana em manchas isoladas de fragmentos em diferentes estágios de regeneração, alterando fortemente as características químicas, físicas e biológicas locais (BEIROZ; ZAÚ; CASTRO JR., 2010). Essa fragmentação dos habitats e transformação da paisagem tem se tornado uma das principais ameaças à biodiversidade (LAURANCE et al., 2007). Dessa forma, a Floresta Atlântica tendo sido considerada como um dos três biomas mais ameaçados mundialmente, ganhando o título de *hotspot* de biodiversidade (MYERS et al., 2000; LAURANCE, 2009).

Uma das formas de garantir a manutenção da biodiversidade é realizando a restauração de áreas antropizadas, estabelecendo conexões entre fragmentos florestais e proporcionando a manutenção da qualidade genética das populações (KAGEYAMA; GANDARA, 2003; RODRIGUES et al., 2009). A finalidade da restauração é compor, com o passar do tempo, uma floresta autossustentável (HERRICK; SCHUMAN; RANGO, 2006). O processo de restauração e manutenção da dinâmica sucessional em um ecossistema degradado ou antropizado, tem seu sucesso dependente da capacidade das espécies da fauna e flora em promover interações interespecíficas (CAMPOS et al., 2012). Dentre essas interações, a fauna

edáfica é influenciada tanto pelas características intrínsecas ao próprio solo quanto a diversidade florística acima dele, e por isso, desenvolvem importante papel nos processos que permeiam a restauração.

A comunidade de invertebrados edáficos varia ao longo do tempo (SCHON; MACKAY; MINOR, 2012), aumentando rapidamente sua diversidade durante os dois a seis anos de implantação de projetos de restauração, mas a composição da comunidade ainda não se diferencia de sítios de referência mesmo posteriormente a 8-14 anos (NICHOLS; NICHOLS, 2003). Os processos sucessionais são permeados pela constante adição e substituição de espécies na comunidade. A sucessão tem continuidade até que a adição de novas espécies e a exclusão de espécies estabelecidas não muda mais o ambiente da comunidade em desenvolvimento. Quando a vegetação atinge o ápice climático, as condições de luz, temperatura, umidade e fertilidade do solo, até então variáveis, passam a mudar lentamente, permitindo então a manutenção de uma comunidade edáfica equilibrada. A sucessão é um processo dinâmico com diferentes trajetórias, onde as comunidades apresentam uma composição de mosaicos em diferentes estágios sucessionais, sendo por isso necessário acompanhar as suas mudanças em diferentes escalas de tempo e espaço (RICKLEFS, 2010).

Dessa forma se faz necessário realizar o monitoramento das florestas restauradas de forma a compreender as alterações na estrutura e no funcionamento destes ecossistemas ao longo do tempo. Uma forma de avaliar o equilíbrio ambiental é pela observação das características populacionais de grupos de organismos que são considerados bioindicadores do grau de alteração do ambiente. Os bioindicadores são importantes, visto que podem correlacionar determinado fator antrópico com potencial impactante ou um fator natural, auxiliando os pesquisadores na avaliação da qualidade do solo (BARETTA; BROWN; CARDOSO, 2010).

Diversos autores têm empregado o estudo da diversidade e estrutura de comunidade de grupos faunísticos como bioindicadores na avaliação de projetos de restauração, de forma a poder comparar a efetividade de diferentes técnicas restauradoras (MAJER; BRENNAN; MOIR, 2007; SNYDER; HENDRIX, 2008; MAJER, 2009; DAVIS; UTRUP, 2010; GIEBELMANN et al., 2010; OLIVEIRA; SOUTO, 2011). Organismos bioindicadores são aqueles cuja diversidade, função ecológica, presença ou ausência tem a capacidade de revelar a qualidade do ambiente ou seu nível de perturbação, seja ele de origem natural ou antrópica (BARETTA; BROWN; CARDOSO, 2010). Os organismos da mesofauna edáfica cada vez mais tem sido utilizados como bioindicadores, dada a sua sensibilidade as alterações no seu hábitat e rápida resposta a fatores de degradação e contaminação do ambiente.

A mesofauna é composta por indivíduos com tamanho variando de 0,2 a 2,0 mm, representada por Acariformes, Collembola, Protura, Diplura, Pauropoda, Enchytraeidae e diversas ordens de insetos e invertebrados (SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979). Esses organismos se movimentam pelas fissuras, poros e na interface do solo, se alimentando da matéria orgânica, pequenos animais, nematoides e micro-organismos (MELO et al., 2009). São considerados componentes chave da biota edáfica, já que tem papel reconhecido na formação e transformação do solo e que, a área coberta durante o seu ciclo de vida e o tempo que vivem são indicativas das condições ecológicas em que o solo se encontra (PARISI et al., 2001).

Devido a sua diversidade, por realizar diversas funções importantes no solo e pela sua sensibilidade as modificações no ambiente, o estudo da comunidade da mesofauna edáfica é útil no monitoramento da degradação e na percepção do estágio de recuperação destas áreas (LEIVAS; FISCHER, 2008; SNYDER; HENDRIX, 2008; GIEBELMANN et al., 2010). Por serem tão sensíveis as condições do meio, estudos que primem por conhecer a biodiversidade desses indivíduos são essenciais em monitoramentos ambientais. Diante disso, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a comunidade da mesofauna edáfica sob modelos de restauração florestal.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

A descrição da área de estudo encontra-se no item 3.2.1.

4.2.2 Método de Coleta

A coleta de mesofauna edáfica foi realizada em dezembro de 2015, sendo coletadas amostras de solo e serapilheira com auxílio de um cilindro de metal (Figura 7A, B e C) de 6 cm de diâmetro e 5 cm de profundidade (141,3 cm³). O cilindro serviu para demarcar uma área onde todo o volume de serapilheira encontrado foi coletado e armazenado em saco plástico identificado. Para o solo, o cilindro foi aprofundado com auxílio de coletor de amostra indeformada e maretta, até ocupar todo o seu volume, e posteriormente armazenado. As amostras foram coletadas nas subparcelas 5, 7 (região inferior), 13, 15 (região mediana) e 21 e 23 (região superior (Anexo B)). No tratamento PAD, cada ponto amostral ficou localizado entre quatro espécies florestais distintas e no tratamento NC entre as técnicas nucleadoras Grupos de

Anderson e Feijão-guandú. Já no tratamento RP, o ponto amostral se localizou próximo ao centro da subparcela. Foram também coletadas amostras na floresta secundária em estágio médio de regeneração para servir como área referência, sendo coletados em pontos aleatórios pela extensão do fragmento, de forma a obter a maior diversidade possível.

Figura 7 – Metodologia de coleta Berlese-Tüllgren: a- uso de anel e de coletor de amostra indeformada para a coleta de solo; b- amostra coletada de solo; c- coleta da serapilheira; d- funis de Berlese-Tüllgren. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.



Fonte: A autora (2015).

Em cada ponto amostral também foi coletado o mesmo volume de solo citado para determinação da umidade (%) e aferido a temperatura (°C) a cinco cm de profundidade, com auxílio de termômetro digital Incoterm do tipo espeto. O solo foi seco em estufa DeLeo, com Circulação e Renovação de Ar Forçado, em temperatura de 105 °C, até perderem totalmente a umidade e atingirem peso constante. Posteriormente as amostras foram pesadas e a umidade (%), calculada através da equação: $U\% = 100 (\text{peso do solo úmido} - \text{peso do solo seco}) / \text{peso do solo seco}$ (EMBRAPA, 1997).

A mesofauna edáfica foi extraída das amostras de solo e serapilheira pelo método de extração de funis de Berlese-Tüllgren (SANDLER et al., 2010). As amostras foram

colocadas nos extratores (Figura 7d), instalados no laboratório de Controle Biológico I da UTFPR Câmpus Dois Vizinhos. Os referidos extratores possuem 19 cm de diâmetro e apresentam em seu interior, uma manta metálica de malha 2 mm, visando selecionar a fauna por tamanho corporal e impedir que o solo caia excessivamente para a base do funil, dificultando a triagem dos indivíduos. Lâmpadas incandescentes de 25 W, dispostas sobre as amostras, forçam os indivíduos a migrarem, por fototropismo negativo, em direção à parte inferior (base) do funil, caindo no recipiente de vidro com solução fixadora de formalina a 4%.

As amostras permaneceram por sete dias nos extratores até que toda a umidade da amostra fosse perdida, sendo então os organismos da mesofauna triados com auxílio de estereomicroscópio Quimis Q7714Z, com aumento de 40 vezes e de Iluminador de fibra óptica "Arcano", *doble haz*. A identificação do material foi em nível de classe ou ordem, de acordo com literatura específica (TRIPLEHORN; JOHNSON, 2015) e os indivíduos foram acondicionados em frascos *ependorfs* contendo etanol a 70%. Para fins ecológicos, foram separadas as baratas (Blattodea) dos cupins (Blattodea: Termitoidae) e a ordem Psocoptera, considerada parafilética, passa a ser ordem Psocodea (GULLAN; CRANSTON, 2012).

4.2.3 Variáveis analisadas e análise estatística

Para a análise da comunidade da mesofauna edáfica foram obtidas as mesmas variáveis e realizadas as mesmas análises descritas no tópico 3.2.3.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Foram coletados em dezembro de 2015, 15.367 artrópodes, pertencentes a mesofauna edáfica (APÊNDICE B), sendo 2352 na RP (15,3%), 2157 na NC (14%), 3207 no PAD (20,9%) e 7651 na FL (49,8%). A maior abundância de organismos foi observada na FL, que se encontra em geral, em um estado intermediário a avançado de sucessão. Os organismos estão distribuídos em 27 grupos taxonômicos, sendo 12 classes e 22 ordens (Tabela 8). A classe com maior abundância de organismos foi Arachnida (10260 indivíduos), em sua maioria composta por Acariformes (66%), na sequência Classe Collembola (2429 indivíduos) e Insecta (2292 indivíduos) (APÊNDICE C). Dentro da classe Insecta, as ordens Psocodea e Hymenoptera foram as mais abundantes. Diversos autores também verificaram a abundância de ácaros, colêmbolos e himenópteros em solos de florestas tropicais (BARETTA et al., 2006; PALACIOS-VARGAS et al., 2007; MOÇO et al., 2010; OLIVEIRA FILHO; BARETTA;

SANTOS, 2014; OLIVEIRA FILHO et al., 2015). Além disso, ácaros e colêmbolos são os artrópodes edáficos mais abundantes, podendo haver no solo, milhares de indivíduos por metro quadrado (PALACIOS-VARGAS et al., 2007; JEFFERY et al., 2010; RIEFF et al., 2014).

Tabela 8 – Abundância de organismos da mesofauna edáfica nas tecnologias de restauração e na FL. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.

Classificação/Tratamentos	RP	NC	PAD	FL	Total
Classe Gastropoda					
Pulmonata	2	4	0	10	16
Classe Oligochaeta					
Haplotaxida	14	4	4	18	40
Classe Arachnida					
Acariformes	1237	1238	1639	6079	10193
Araneae	17	11	8	12	48
Pseudoscorpiones	0	0	0	19	19
Classe Malacostraca					
Isopoda	0	7	0	1	8
Classe Chilopoda	0	1	4	6	11
Classe Symphyla	8	8	10	35	61
Classe Diplopoda	6	11	12	51	80
Classe Pauropoda	9	8	16	6	39
Classe Collembola					
Collembola	372	333	917	807	2429
Classe Diplura					
Diplura	0	0	13	10	23
Classe Protura					
Protura	11	18	31	48	108
Classe Insecta					
Blattodea	0	1	1	0	2
Blattodea:					
Termitoidae	0	0	1	0	1
Coleoptera	27	53	37	56	173
Dermaptera	0	0	1	0	1
Diptera	58	62	65	100	285
Hemiptera	15	2	6	21	44
Hymenoptera	259	131	127	252	769
Lepidoptera	0	6	2	4	12
Neuroptera	0	1	0	0	1
Plecoptera	1	0	0	0	1
Psocodea	295	209	267	79	850
Thysanoptera	11	6	12	3	32
Trichoptera	10	43	34	34	121
Total	2352	2157	3207	7651	15367

RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plantio em alta diversidade; FL- floresta.
Fonte: A autora (2017)

Acariformes foi o grupo taxonômico mais abundante, sendo responsável por mais de 50% do total coletado em cada uma das três tecnologias de restauração e por 80% do total amostrado na floresta, onde diferiu estatisticamente das tecnologias avaliadas (Tabela 9).

Em avaliações anteriores nesse mesmo experimento, Vargas (2016) também verificou que Acariformes foi o grupo mais abundante e da mesma forma, sua frequência foi inferior nas tecnologias se comparado à floresta.

Tabela 9 – Principais grupos da mesofauna edáfica, riqueza, abundância e parâmetros edáficos nas tecnologias de restauração comparados com a FL. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.

Grupos	RP	NC	PAD	FL
Acariformes ¹	309,25 ^{ns*}	309,5*	409,75*	1519,75
Collembola ¹	93 ^{ns*}	83,25*	229,25	201,75
Hymenoptera	64,75 ^{ns}	32,75	31,75	63,00
Psocodea	73,75 ^{ns*}	52,25	66,75*	19,75
Outros	26 ^{ns*}	32,75*	38,75*	69,5
Riqueza média	12,5b*	16,5a	16,25a	18,50
Abundância total ²	2352*	2157*	3207*	7651
Temperatura ° C	23,5 ^{ns*}	22,77	23,77*	21,86
Umidade %	37,1 ^{ns*}	36,73*	32,37*	21,00

RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plantio em alta diversidade; FL- floresta secundária em estágio médio de regeneração.

¹ dados transformados 1/x; ²dados transformados 1/raiz x. Médias nas linhas seguidas de letras diferentes diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%, seguidas de ns não significativo entre as tecnologias e as seguidas * diferem significativamente da mata pelo teste de Dunnett a 5%.

Fonte: A autora (2017)

Os ácaros são importantes para a estruturação do solo, decomposição de material orgânico e formação da camada de húmus, sendo pela sua riqueza de espécies e variabilidade ecológica, importantes bioindicadores (JEFFERY et al., 2010). Os ácaros oribatídeos são o grupo edáfico mais abundante e diverso, tanto em ecossistemas temperados, como tropicais, se alimentando principalmente de matéria orgânica e de fungos. Os oribatídeos juntamente com os colêmbolos e formigas, desempenham boa parte da fragmentação vegetal nas florestas tropicais, onde são os grupos dominantes (MOÇO et al., 2010).

Collembola foi responsável por 10% do total amostrado na FL, aproximadamente 15% do total coletado em RP e NC e por 28,5% do total em PAD, sendo que o PAD e a FL difeririam estatisticamente das demais tecnologias de restauração (Tabela 9). Os colêmbolos estão entre os invertebrados mais abundantes no sistema solo-serapilheira, sendo decompositores primários e secundários, responsáveis pela fragmentação da matéria orgânica em partes menores, processo que favorece a atuação de fungos e bactérias decompositores (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). São considerados dominantes em áreas em estágio inicial de sucessão, podendo representar um terço da abundância total da mesofauna edáfica (SAUTTER; SANTOS, 1994). Os Colêmbolos são dependentes das condições de matéria orgânica e umidade do solo, sendo por isso suscetíveis as alterações ambientais (SOCARRAS, 2013).

Os percentuais de Hymenoptera coletados variaram de 3,3% dos indivíduos da FL a 11% na RP, sem, no entanto, haver diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 9). Situação semelhante foi observada por Vargas (2016) em avaliações anteriores, onde também não houve diferenças significativas entre os tratamentos avaliados. Dentro da ordem Hymenoptera, a família Formicidae é a mais representativa no sistema solo/serapilheira e a abundância desses insetos sociais são relacionados com ambientes degradados ou em algum estágio de recuperação (BARETTA et al., 2006).

Os piolhos de livros (Psocodea), representaram 10% do total amostrado nas tecnologias de restauração e por de 1% dos indivíduos amostrados na FL, onde foi significativamente inferior aos demais (Tabela 9). Nas avaliações realizadas em 2012 e 2013, Psocodea esteve presente nas três coletas realizadas como um dos grupos mais frequentes nas tecnologias de restauração e, da mesma forma, em baixa quantidade na floresta (VARGAS, 2016). Esses indivíduos são predados por diversos grupos da fauna edáfica, dentre eles, aranhas, pseudoescorpiões, formigas, entre outros (SMITHERS, 1991). Na FL, as aranhas e pseudoescorpiões foram mais abundantes do que nas tecnologias e a presença desses predadores pode ter controlado a população dos psocódeos, o que não ocorreu nos demais tratamentos. A abundância de psocódeos nas tecnologias também se dá pela sua característica pioneira em recolonizar áreas degradadas ou perturbadas. Sua presença nessas situações, é um indicativo dos processos de recuperação da fertilidade e estabilidade do solo e de que ainda não há condições necessárias para o estabelecimento de grupos detritívoros mais exigentes. A partir do momento em que a abundância de grupos recolonizadores, como os psocódeos, passa a ser menor do que a dos grupos detritívoros, pode se prognosticar que a qualidade do solo está se restabelecendo (SOCARRÁS; RODRÍGUEZ, 2006; SOCARRAS, 2013).

O grupo Outros, composto pelos grupos menos frequentes (Isopoda, Neuroptera, Plecoptera, etc.), foi responsável por 5 a 10% do total amostrado em cada tratamento. A FL apresentou maior diversidade de grupos taxonômicos e por isso apresentou maior abundância de indivíduos no grupo determinado como Outros, e, por isso, diferiu significativamente das tecnologias de restauração (Tabela 9). Por exemplo, os Pseudoscorpiones foram amostrados apenas na FL nessa avaliação de 2015, bem como nas avaliações anteriores realizadas por Vargas (2016) nesse mesmo experimento e também em um trabalho desenvolvido em áreas em processo de recuperação em Santa Catarina (OLIVEIRA FILHO; BARETTA; SANTOS, 2014). Esses indivíduos são predadores, se alimentando de indivíduos da meso e macrofauna do solo, onde são importantes reguladores populacionais. Os pseudoescorpiões são sensíveis as alterações ambientais, sendo encontrados em maiores densidades apenas em áreas equilibradas

ecologicamente, o que evidencia seu papel como bioindicador ambiental (WEYGOLDT, 1969; YAMAMOTO; NAKAGOSHI; TOUYAMA, 2001).

Os Dipluros foi amostrado apenas no PAD e FL. Os indivíduos carnívoros em essência, como Pseudoscorpiones e Diplura, são considerados como predadores topo de cadeia alimentar da mesofauna edáfica (UHLIG, 2005). Florestas em estágios médios e avançados de sucessão estão associados a uma maior diversidade de indivíduos saprófagos e predadores, justamente pela diversificação da cadeia alimentar da comunidade edáfica (MENEZES et al., 2009). A presença desses indivíduos na FL o seu equilíbrio ecológico e uma cadeia alimentar mais estruturada, o que ainda não é observado nas tecnologias.

Em relação a temperatura do solo, que variou entre 21,86° C a 23,77 °C, RP e PAD diferiram significativamente da FL e de NC, apresentando temperaturas mais altas (Tabela 9). Já para a umidade, a FL apresentou o menor teor, 21%, sendo diferente significativamente das três tecnologias avaliadas. A menor temperatura da FL se dá pela maior cobertura vegetal e formação de um microclima específico. No período de dezembro, a intensidade dos raios solares é maior, sendo barrados pela cobertura do dossel florestal das áreas em fase sucessional média-avançada. Em relação a umidade do solo florestal, a melhor estruturação do solo, maior porosidade, presença de biogalerias escavadas por engenheiros do ecossistema, como as minhocas, presença de uma rizosfera mais desenvolvida e o acúmulo de material orgânico, facilitam a infiltração de água em profundidade no sistema, justificando os teores mais baixos de umidade na camada de 0 a 5 cm.

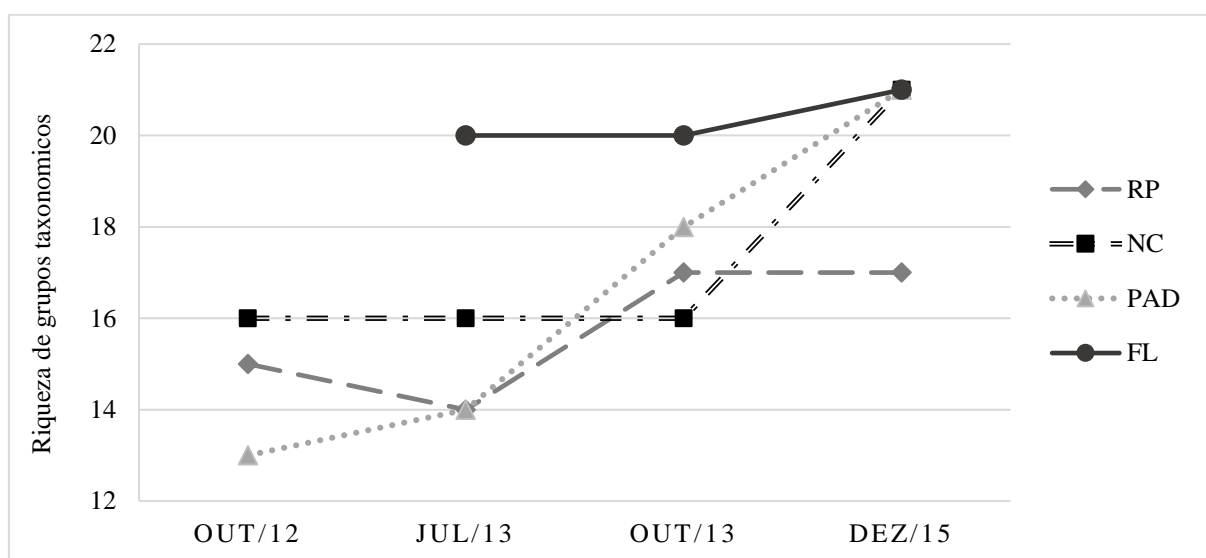
Essa condição abiótica atrelada a estrutura florestal, refletiu na abundância dos invertebrados edáficos, que foi significativamente superior na floresta (Tabela 9). As variações na temperatura e teor de umidade do solo influenciam na distribuição dos organismos edáficos, afetando por exemplo a estrutura da comunidade dos ácaros e colêmbolos. Os ácaros oribatídeos e colêmbolos da ordem Entomobryomorpha tiveram suas densidades populacionais correlacionadas positivamente com a precipitação, sendo que acumulados entre 200 e 300 mm de chuva favoreceram esses indivíduos. Já em relação a temperatura, os oribatídeos não foram influenciados por suas variações, mas os entomóbrios foram mais abundantes na faixa dos 20 e 25° C (RIEFF et al., 2014).

Em 2015 o Brasil teve seu clima influenciado pelo fenômeno climático El niño, que proporcionou grandes acumulados de chuva na região sul do país e temperaturas médias inferiores as dos últimos sete anos. Em novembro, a precipitação acumulada em Dois Vizinhos-PR, foi de 233,4 mm (41% acima do esperada para o mês) e em dezembro foi 396,6 mm (50% acima do esperado). As temperaturas médias desse período foram inferiores à média histórica,

sendo 21,5 °C e 22,9 °C respectivamente (GEBIOMET, 2015, 2016). Como a coleta da mesofauna realizada no dia 01 de dezembro, pode se dizer que a precipitação favoreceu a comunidade edáfica, principalmente para os ácaros, que foram mais abundantes nesse período do que nas avaliações realizadas anteriormente. Para os Colêmbolos, a temperatura do solo e do ar acima de 20° C, também foi favorável ao seu desenvolvimento.

Em relação a riqueza média dos grupos taxonômicos amostrados em 2015, a RP teve a menor riqueza, diferindo significativamente dos demais tratamentos. Em julho de 2013, a RP não diferiu estatisticamente da FL, sendo que ambos os tratamentos apresentaram os maiores teores de umidade do solo (VARGAS, 2016). No mesmo experimento, foram encontrados 17, 22 e 23 grupos taxonômicos em diferentes avaliações entre os anos de 2012 e 2013 (VARGAS, 2016). Aos dois anos de idade (2012), as tecnologias de restauração apresentavam uma menor riqueza de espécies. Nas avaliações posteriores em 2013 e aos cinco anos de implantação (2015), já é perceptível o aumento na riqueza de grupos (Figura 8). Outros autores também verificaram um aumento número de indivíduos e riqueza de grupos em função do avanço sucessional (MOÇO et al., 2005; MENEZES et al., 2009; MACHADO et al., 2015).

Figura 8 – Riqueza de grupos taxonômicos nas tecnologias de restauração e na FL, em 2012 (outubro), 2013 (julho e outubro) e 2015 (dezembro). UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.

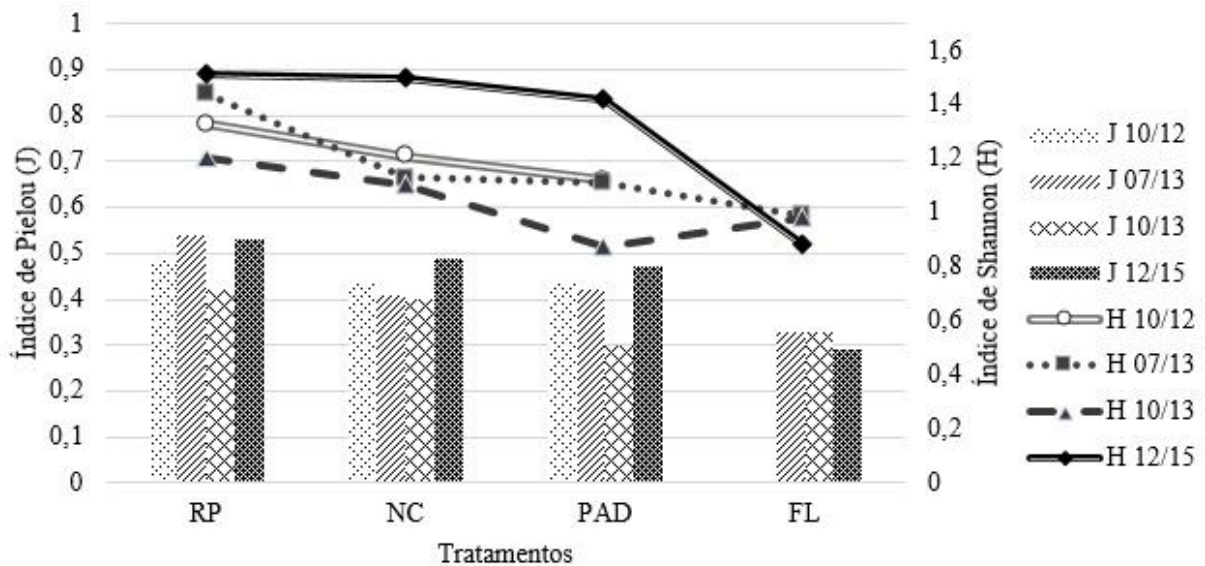


RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plântio em alta diversidade; FL- floresta.
Fonte: Vargas (2016), A autora (2017).

Através dos índices ecológicos avaliados (Figura 9), pode se perceber que em dezembro de 2015, apesar de ter apresentado a menor riqueza entre os tratamentos, a RP apresenta os melhores índices de diversidade e uniformidade, condição essa proporcionada por uma comunidade mais equilibrada e com menor dominância de grupos específicos. Já na FL o

oposto foi observado, onde apesar de ter uma maior riqueza se comparado a RP, a dominância expressiva de Acariformes (80% do total amostrado), diminuiu consideravelmente sua diversidade e uniformidade. Resultado semelhante foi encontrado nas avaliações anteriores por Vargas (2016), no mesmo experimento, onde a FL vem sendo dominada por Acariformes e sempre apresentou uma comunidade edáfica com baixa uniformidade. Outros autores encontraram resultados opostos, onde os melhores índices foram obtidos nas áreas mais conservadas ou menos impactadas. Em Santa Catarina, a influência dos sistemas de manejo sobre a fauna do solo proporcionou um gradiente de impacto antrópico, onde os melhores índices ecológicos foram obtidos na floresta nativa, decrescendo nas áreas mais antropizadas (BARTZ et al., 2014).

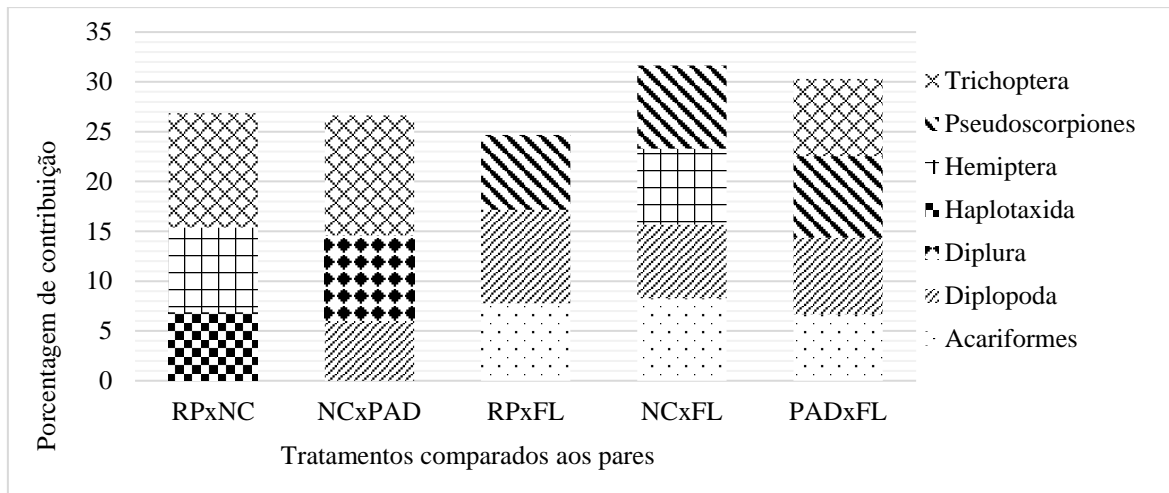
Figura 9 – Índices de equitabilidade de Pielou (J) e de diversidade de Shannon (H) nas tecnologias de restauração e na FL, em 2012, 2013 e 2015. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.



RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plantio em alta diversidade; FL- floresta.
Fonte: Vargas (2016), A autora (2017).

Através do teste de permutação ANOSIM, pode-se separar áreas pelas diferentes composições da comunidade da mesofauna edáfica. Em 2015, a ANOSIM ($R=0,592$; $P=0,01$), apontou diferenças entre quase todas as interações avaliadas, apenas RP e PAD, não diferiram. Os grupos Hemiptera e Haptotaxida, abundantes na RP, Trichoptera, abundante em NC e PAD, Diplura abundante no PAD, Acariformes, Diplopoda e Pseudoscorpiones, abundante na FL, foram os responsáveis pela distinção das tecnologias através da análise SIMPER (Figura 10).

Figura 10 – Porcentagem de contribuição dos principais grupos da mesofauna edáfica para a dissimilaridade das tecnologias de restauração e a FL, comparados aos pares, através da análise SIMPER em 2015. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.



RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plantio em alta diversidade; FL- floresta.
Fonte: A autora (2017).

Na interação entre as tecnologias e a FL, alguns grupos dominantes e outros raros, que só ocorreram na FL serviram para distingui-los dos tratamentos em fase inicial de restauração. Dentre os grupos mais importantes estão Acariformes, Diplopoda, Pseudoscorpionida, Trichoptera e Hemiptera. A diversidade de espécies vegetais presentes na FL proporciona uma maior qualidade e quantidade de alimentos disponíveis para a fauna edáfica, seja pela ciclagem de galhos, folhas ou mesmo de pequenas raízes superficiais (BARTZ et al., 2014; HEDDE et al., 2015). Essas características foram cruciais para a manutenção da comunidade de ácaros, que foram superiores em abundância em relação as tecnologias, sendo um dos principais componentes para a separação dos tratamentos avaliados.

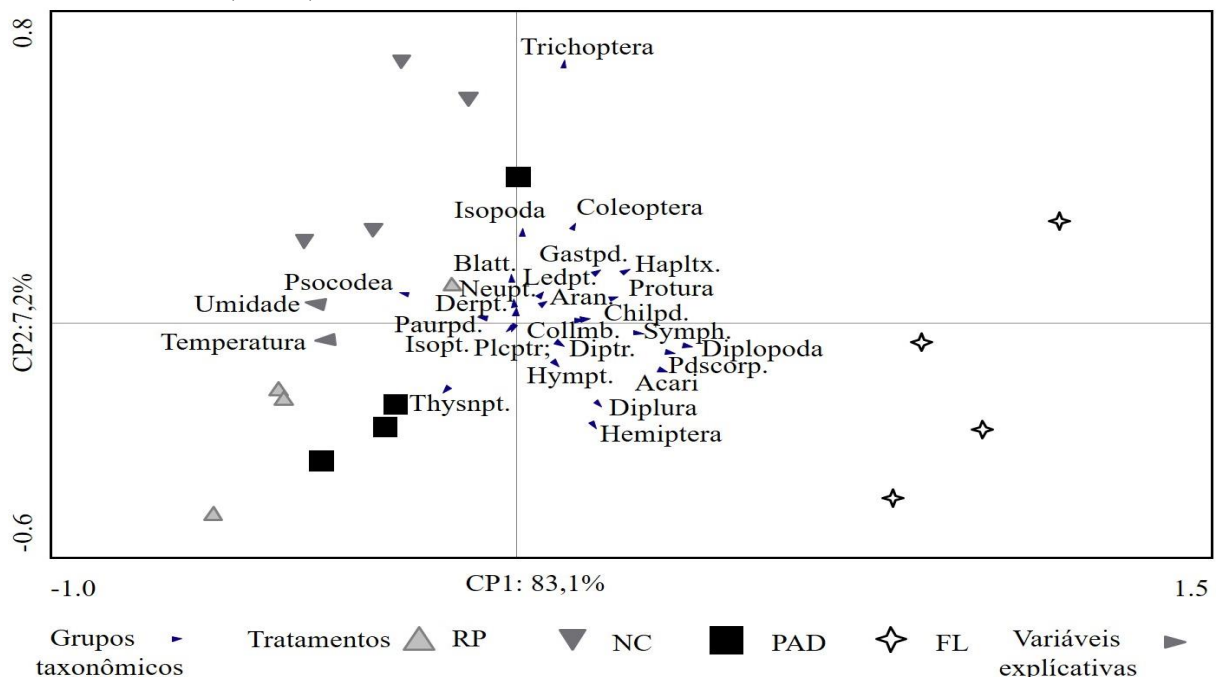
Os Diplopoda, bem como os outros milípedes, isópodos e minhocas, exercem papel fundamental na melhora das características físico-químicas do solo e na decomposição da serapilheira. Sua presença em áreas em processo de restauração ou em florestas, demonstra as condições eficientes de ciclagem de nutrientes necessárias para sustentar as comunidades desses organismos exigentes. Na Floresta Estacional Semidecidual, os diplópodes e as moscas foram mais frequentes em remanescentes em estágio avançado de sucessão do que em estágios iniciais, sendo considerados bons bioindicadores dos processos sucessionais (MENEZES et al., 2009). Dessa forma, esses indivíduos podem ser utilizados no monitoramento do progresso e sucesso da restauração à longo prazo (SNYDER; HENDRIX, 2008).

Os pseudoescorpiões tem correlação com a matéria orgânica do solo, indicando a estabilidade desses organismos em áreas com melhores condições desse atributo (SOUZA et

al., 2016). Já a importância de Trichoptera para o solo ainda é um tema pouco aprofundado, já que a maioria das famílias apresentam fase larval aquática, sendo poucos os terrestres e os adultos vivem de poucos dias a meses. Esses indivíduos vivem em áreas florestais úmidas, entre a serapilheira e musgos, podendo apresentar hábito alimentar herbívoro, detritívoro ou carnívoro (MACKAY; WIGGINS, 1979). Hemiptera, assim como Psocodea, são grupos generalistas e colonizadores de fases iniciais de restauração (JANSEN, 1997).

Em dezembro de 2015, a Análise das Componentes Principais (ACP), explicou 90,3% da variabilidade total dos dados da comunidade da mesofauna. A componente principal 1 (CP1) explicou 83,1% da variabilidade e a componente principal 2 (CP2) 7,2% (Figura 11). Assim como na ANOSIM, todas as tecnologias se diferenciaram da FL, que ficou associada aos grupos Acariformes, Diplopoda, Diplura, Hemiptera e Pseudoscorpiones. As tecnologias RP e PAD não se separaram, o que indica uma comunidade edáfica semelhante entre os dois tratamentos. O grupo Trichoptera foi o principal responsável pela distinção da NC dos demais tratamentos. A umidade e temperatura ficaram distanciadas da floresta, que apresentou os menores valores desses parâmetros. Os maiores teores de umidade e temperatura da RP e NC parece ter favorecido a abundância de Psocodea, que ficou associada a essas variáveis.

Figura 11 – Relação entre a componente principal 1 (CP1) e a componente principal 2 discriminando as amostras de mesofauna, nas tecnologias de restauração e na FL, em 2015. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.



RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plantio em alta diversidade; FL- floresta. Acari.: Acariformes; Aran.: Araneae; Blatt.: Blattodea; Collmb.: Collembola; Derpt.: Dermaptera; Dipt.: Diptera; Gastpd.: Gastropoda; Hapltx.: Haplotoxida; Hympt.: Hymenoptera; Isopt.: Isoptera; Lepdt.: Lepidoptera; Neupt.: Neuroptera; Paurpd.: Pauropoda; PdsCorp.: Pseudoscorpionida; Plcptr.: Plecoptera; Symph.: Symphyla; Thysnpt.: Thysanoptera.

Fonte: A autora (2017).

A colonização da mesofauna em áreas degradadas ou antropizadas passa por três estágios de desenvolvimento. O primeiro deles é a 1- imigração, que requer espécies com capacidade de dispersão, sendo chamadas de espécies iniciais. As tecnologias de restauração já passaram por essa fase, sendo colonizadas por espécies iniciais, principalmente ácaros e colêmbolos que são dispersados pelo ar (LUFF; HUTSON, 1977; DUNGER, 1991). Dessa forma, a floresta secundária em estágio médio de regeneração adjacente ao experimento teve importância efetiva na recuperação da comunidade edáfica, como fonte primária de dispersão de espécies.

A fase 2 é a de estabelecimento da população de espécies pioneiras oportunistas, que necessitam de alimento e cobertura vegetal disponíveis e habitat favorável. Dos três aos sete anos de restauração, ocorre a fase de maior desenvolvimento das espécies vegetais e de acúmulo de material orgânico no solo, permitindo o estabelecimento da população edáfica. É nessa fase que ocorre a explosão da abundância de indivíduos da mesofauna, com altas densidades populacionais e onde os colêmbolos correspondem a terceira parte da abundância total e tem maior potencial como bioindicadores (LUFF; HUTSON, 1977; DUNGER, 1991; SAUTTER; SANTOS, 1994).

Continuando o processo sucessional, o acúmulo de material orgânico no solo, cria condições que favorecem a colonização de minhocas, exigentes quanto as questões edafoclimáticas. Estas acabam por consumir parte do material acumulado, diminuindo a densidade populacional dos demais grupos edáficos. Após 10 anos de restauração, há uma substituição das espécies *r* estrategistas (característicos de ambientes perturbados ou em regeneração, com tamanho reduzido, alto poder de dispersão, mortalidade dependente da densidade, alta fecundidade e densidade populacional variável) por *k*-estrategistas (tempo de vida longo, tamanho corporal, baixo poder de dispersão, alta taxa de sobrevivência, alto investimento em defesa e outros mecanismos de competição e densidade populacional constante de geração a geração) e a efetiva dominância de Acariformes. Essa terceira fase é a de manutenção da população, onde as espécies devem ser capazes de resistir as variações sazonais do ambiente e são consideradas pioneiras de equilíbrio (LUFF; HUTSON, 1977; SOUTHWOOD, 1977; GREENSLADE, 1983; DUNGER, 1991).

A FL também passou por intervenções antrópicas a quase três décadas, com a retirada de madeira, sendo então formada por diferentes mosaicos sucessionais, com áreas em processo médio a final de sucessão. A abundância e dominância de Acariformes, nessa avaliação pode evidenciar que a FL se encontra no seu terceiro estágio de sucessão, onde a população tende a ser mais diversa em número de espécies e com menor densidade

populacional, excetuando-se os ácaros, que dominam o ambiente. Como indicativa da fase sucessional mais avançada, também pode-se citar a presença de grupos de predadores como Chilopoda, Protura e Pseudoscorpiones ou de organismos bioindicadores, como Diplopoda e Haplotaenida.

Dessa forma, o monitoramento a longo prazo da mesofauna edáfica permite avaliar o sucesso da restauração e acompanhar a evolução do processo sucessional através do estudo de grupos específicos que refletem a condição ambiental. Identificar o papel desses indivíduos e expandir essa informação para outros projetos de monitoramento de restauração na Floresta Ombrófila Mista

4.4 CONCLUSÕES

Os grupos Acariformes, Collembola, Psocodea e Hymenoptera foram os mais frequentes nas tecnologias de restauração e na floresta;

A floresta apresentou a maior riqueza e abundância de organismos, sendo os ácaros e colêmbolos os responsáveis por quase 90% da abundância total;

A RP apresentou os melhores índices de diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou, sugerindo uma maior uniformidade dos grupos na comunidade.

5 MORFOTIPOS DE COLLEMBOLA COMO BIOINDICADORES EM ÁREAS SOB TECNOLOGIAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

RESUMO

Diversos trabalhos vêm utilizando os traços e os aspectos funcionais de organismos considerados bioindicadores, como os Collembola, já que essa abordagem é indicada em substituição da taxonomia clássica em nível de espécies, como um método mais avançado na procura de repostas a alterações ambientais. Dessa forma, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o papel dos morfotipos de Collembola como bioindicadores em áreas sob tecnologias de restauração florestal, através de uma abordagem funcional de traços eco-morfológicos. O trabalho foi desenvolvido na estação experimental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Dois Vizinhos, Paraná. Os tratamentos analisados foram: 1- Restauração Passiva (RP); 2- Nucleação (NC); 3- Plantio em Alta Diversidade (PAD). Adjacente ao experimento, a 4- floresta secundária em estágio médio de regeneração (FL) serviu como área referência. O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, com quatro repetições e três subamostras por parcela. Os colêmbolos foram coletados em dezembro de 2015, com auxílio de anel volumétrico e coletor de amostra indeformada, extraídos pelo método de funis de Berlese-Tüllgren e separados em morfotipos (EMI - *ecomorphological index*) de acordo com seu grau de adaptação no solo. Foram amostrados 2429 indivíduos da ordem Collembola, distribuídos em 35 morfotipos, sendo 10 morfotipos edáficos, 15 hemiedáficos e 10 epigeicos. A riqueza média dos morfotipos foi superior na FL, já a abundância superior no PAD e na FL. O índice de diversidade de Shannon encontrado seguiu um gradiente de impacto antrópico (FL>RP>NC>PAD), para a equitabilidade, a RP e a NC tiveram uma comunidade mais uniforme e por isso apresentaram índices de Pielou superiores ao PAD e FL, mais dominados por alguns morfotipos. Na Análise de Porcentagem de similaridade - ANOSIM (R= 0,38; P=0,04), houve dissimilaridades entre as três tecnologias de restauração e a floresta. A porcentagem de dissimilaridade entre RP e FL foi de 43,23% e entre NC e FL foi de 44,16%, sendo os morfotipos Ep17, Ed8 e Ed15 os mais importantes para essa diferenciação de acordo com a Porcentagem de Similaridade (SIMPER). Na comparação entre PAD e FL, a porcentagem de dissimilaridade foi de 42,45%, sendo os morfotipos Ep5, Ed8, Ed23 e Hm33, os mais importantes. Na Análise de Componentes Principais (ACP), houve a separação da floresta das tecnologias de restauração, devido a sua riqueza superior aos demais tratamentos, e associação a diversos de morfotipos. As variáveis explicativas temperatura e umidade do solo, ficaram associadas às tecnologias, que apresentaram maiores teores de umidade e temperaturas do solo se comparadas à floresta. Os morfotipos de Collembola apresentam potencial como bioindicadores tanto de áreas alteradas ou em processo de restauração, como de florestas conservadas. A FL, por ser mais rica e diversa em morfotipos, apresentou melhores respostas ao comportamento funcional desses indivíduos, ressaltando o grupo edáfico como o mais sensível as alterações na paisagem. Já o PAD destacou o grupo hemiedáfico como os colêmbolos com maior capacidade rápida de colonização e reprodução em áreas alteradas, e, portanto, possíveis bioindicadores dessa condição.

Palavras-chave: Morfotipos. Eco-morfológico. Mata Atlântica.

ABSTRACT

Several studies have used the traits and functional aspects of organisms considered bioindicators, such as Collembola since this approach is indicated instead of the classical taxonomy at the species level, as a more advanced method in the search for answers to environmental changes. Thus, the objective of the present study was to evaluate the role of Collembola morphotypes as bioindicators in areas under forest restoration technologies, through a functional approach of eco-morphological traits. The work was developed at the experimental station of the Federal Technological University of Paraná, Câmpus Dois Vizinhos, Paraná. The treatments analyzed were: 1 - Passive Restoration (RP); 2- Nucleation (NC); 3 - Planting in High Diversity (PAD). Adjacent to the experiment, the 4- Secondary forest in the middle stage of regeneration (FL) served as a reference area. The experimental design was in randomized blocks, with four replications and three sub - samples per plot. The springtails were collected in December 2015 with the aid of volumetric collector ring and undisturbed sample extracted by the method of Berlese-Tullgren and separated into morphotypes (EMI - ecomorphological index) according to the degree of adaptation to the ground. 2429 individuals of the Collembola order were sampled, distributed in 35 morphotypes, being 10 edaphic, 15 hemiedaphic and 10 epigeic morphotypes. The mean richness of the morphotypes was higher in the FL, and the superior abundance in the PAD and FL. The diversity index of Shannon found followed an anthropic impact gradient (FL > RP > NC > PAD), for equitability, RP and NC had a more uniform community and therefore had Pielou indexes higher than PAD and FL, More dominated by some morphotypes. In the Analysis of Similarity Percentage - ANOSIM ($R = 0.38$, $P = 0.04$), there were dissimilarities between the three restoration technologies and the forest. The percentage of dissimilarity between RP and FL was 43.23% and between NC and FL was 44.16%, and the morphotypes Ep17, Ed8 and Ed15 were the most important for this differentiation according to the Similarity Percentage (SIMPER). In the comparison between PAD and FL, the dissimilarity percentage was 42.45%, with the morphotypes Ep5, Ed8, Ed23 and Hm33 being the most important. In the Principal Component Analysis (PCA), the forest was separated from the restoration technologies, due to its superior richness to the other treatments, and the association with several morphotypes. The explanatory variables, temperature and soil moisture, were associated with the technologies, which presented higher moisture contents and soil temperatures when compared to the forest. Collembola morphotypes present potential as bioindicators of altered or restoration areas, as well as of preserved forests. FL, being richer and more diverse in morphotypes, presented better responses to the functional behavior of these individuals, emphasizing the edaphic group as the most sensitive changes in the landscape. PAD, on the other hand, emphasized the hemiedaphic group as the collembolans with the greatest rapid capacity of colonization and reproduction in altered areas, and therefore possible bioindicators of this condition.

Keywords: Morphotypes. Eco-morphological. Atlantic forest.

5.1 INTRODUÇÃO

A restauração ecológica é composta por atividades intencionais que visam recompor em ecossistemas antropizados, a diversidade de espécies e funções do ecossistema perdidos com o distúrbio (BRUDVIG, 2011). Nessa premissa, inclui-se “a base científica da

ecologia da restauração, e todo o arcabouço político, tecnológico, econômico, social e cultural do envolvimento humano nesse campo” (HIGGS, 2005). Já a Ecologia da restauração é a ciência ou disciplina que desenvolve teorias baseadas em experimentação científica e estas guiam o processo de restauração. Já a restauração ecológica é a prática em si, que restaura sistemas ecológicos degradados (HIGGS, 2005; PALMER; FALK; ZEDLER, 2006), “

Em ecologia da restauração, a relação ente biodiversidade e funcionamento do ecossistema ou teoria BEF (Biodiversity and Ecosystem Function), tem sido frequentemente abordada, devido ao papel chave da biodiversidade na regulação do funcionamento do ecossistema. Dentro desse papel no funcionamento do ecossistema, a diversidade funcional e não a diversidade taxonômica é o componente mais relevante da biodiversidade. Os grupos funcionais são definidos principalmente pelo agrupamento de espécies em relação as suas características relacionadas com o funcionamento do ecossistema (NAEEM, 2006). O comportamento das espécies em relação as alterações ambientais são afetadas pelas suas características ou “traços” e estes podem diferir ou integrar grupos de espécies com traços semelhantes. Esses traços envolvem a função de resposta de um organismo as alterações no ecossistema e atributos diretamente relacionados ao processo de interesse do ecossistema - efeito funcional (NAEEM; WRIGHT, 2003).

Como importantes representantes da mesofauna do solo, os colêmbolos atuam na fragmentação do material vegetal como decompositores primários e secundários, facilitando a ação de fungos e bactérias no processo de ciclagem de nutrientes (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Os colêmbolos (Hexapoda: Collembola) podem ser utilizados como bioindicadores da qualidade do solo, já que a presença ou ausência de determinadas espécies pode sofrer influência de distúrbios ou de alterações (PARISI et al., 2001, 2005; VANDEWALLE et al., 2010; QUERNER et al., 2013; SILVA et al., 2016; BELLINGER; CHRISTIANSEN; JANSSENS, 2017). Um dos traços mais avaliados em Collembola é a sua capacidade de dispersão, que pode ser lenta, rápida ou intermediária. Esse comportamento é regido pela presença ou ausência de furca de cada espécie e o seu tamanho, as espécies com maiores furcas apresentam maior capacidade de se dispersar no ambiente (PONGE et al., 2006).

De acordo com seus traços ecológicos e funcionais, a mesofauna edáfica em geral e especificamente os colêmbolos, pode ser classificados em três forma de vida: indivíduos epígeos, hemiedáficos ou edáficos. Os colêmbolos epígeos vivem na superfície do solo, entre a serapilheira e as camadas superiores do solo. São responsáveis pela conversão da matéria orgânica e são o grupo mais impactado pelas alterações ambientais, e, por isso, apresentam grandes flutuações populacionais, dependendo da temperatura e umidade do ambiente. Os

colêmbolos edáficos vivem exclusivamente na camada mineral do solo, movendo-se verticalmente através dos horizontes, onde aprofundam a matéria orgânica. Pela profundidade em que se encontram, apresentam maior capacidade de resistir aos distúrbios do que os organismos epígeos. Já os colêmbolos hemiedáficos apresentam características intermediárias as duas classificações citadas, vivendo na interface solo/serapilheira (GISIN, 1943; PETERSEN, 2002; COYLE et al., 2017).

Essa abordagem funcional tem um foco específico em processos e interações, identificando padrões gerais de comportamento (VANDEWALLE et al., 2010), importantes na comparação entre áreas ou processos sucessionais. Dessa forma, a abordagem através de traços funcionais é indicada em substituição da taxonomia clássica em nível de espécies, como um método mais avançado na busca por padrões de resposta comunitária e dos mecanismos a ela associados (MCGILL et al., 2006). Além disso, a diversidade e a composição de espécies, ou de morfotipos, nesse caso, são considerados indicadores mais sensíveis quando comparados à abundância total de organismos, pois esta foi considerada insuficiente para descrever os processos de recuperação edáficos (LINDBERG; BENGTSSON, 2006).

Na Europa, diversos trabalhos vem sendo realizados utilizando os traços e os aspectos funcionais de Colêmbolos e de outros organismos considerados bioindicadores (PARISI et al., 2001, 2005; VANDEWALLE et al., 2010; QUERNER et al., 2013; SALMON et al., 2014; SECHI et al., 2014; REIS et al., 2016; SILVA et al., 2016; WIDENFALK et al., 2016). No Brasil o uso da metodologia ainda é recente (OLIVEIRA FILHO et al., 2016; VARGAS, 2016; WINCK et al., 2017). Dessa forma, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o papel dos morfotipos de Collembola como bioindicadores em áreas sob tecnologias de restauração, no sudoeste do Paraná, Brasil, através de uma abordagem funcional de traços eco-morfológicos.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Área de Estudo e Método de Coleta

A descrição da área de estudo e do método de coleta utilizados podem ser verificados nos itens 3.2.1 e 3.2.2.

5.2.2 Morfotipagem de Collembola

Os indivíduos da ordem Collembola foram separados em morfotipos (EMI - *ecomorfological index*) de acordo com seu grau de adaptação no solo (PARISI et al., 2001, 2005; SANTOS, 2008; VANDEWALLE et al., 2010). Para avaliar essas características foi utilizado uma adaptação do índice ICQS (SANTOS, 2008) no qual se avaliam características como comprimento das antenas, tamanho da furca, presença e ausência de ocelos, pigmentação e presença ou ausência de pelos e escamas (**Tabela 10**). Nessa metodologia os Colêmbolos mais adaptados ao solo e com menor capacidade de dispersão (edáficos) recebem uma pontuação mais elevada, enquanto aqueles mais adaptados a viver na superfície do solo e com maior capacidade de dispersão (epigeicos) recebem uma pontuação mais baixa. O EMI foi formado pela soma das pontuações de cada característica, que pode variar de 0 (morfotipo 00000) a 20 (morfotipo 44444), e para cada combinação diferente de características foi atribuído um morfotipo. Os Colêmbolos com EMI entre 2 e 8 foram considerados epigeicos e identificados como Ep1, Ep2, etc (Anexo F). Os organismos com EMI entre 10 e 12 foram classificados como hemiedáficos (Hm1, Hm2, etc.) e os com EMI entre 14 e 20 foram considerados edáficos (Ed1, Ed2, etc.) (VANDEWALLE et al., 2010; OLIVEIRA FILHO et al., 2016).

Tabela 10 – Características e valores das características usadas no cálculo do valor EMI e para a distinção de diferentes morfotipos. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.

Característica		Valor EMI parcial
Ocelos	Presentes	0
	Ausentes	4
Tamanho das antenas	Comprimento da antena > comprimento do corpo	0
	Comprimento da antena > 0.5 x comprimento do corpo	2
	Comprimento da antena < 0.5 x comprimento do corpo	4
Furca	Presente	0
	Presente, mas reduzida	2
	Ausente	4
Pelos/Escamas	Presentes	0
	Ausentes	4
Pigmentação	Presente e com padrões	0
	Presente, sem padrões	2
	Ausente	4

Fonte: adaptado de Santos (2008); Vandewalle et al. (2010)

5.2.3 Variáveis analisadas e análise estatística

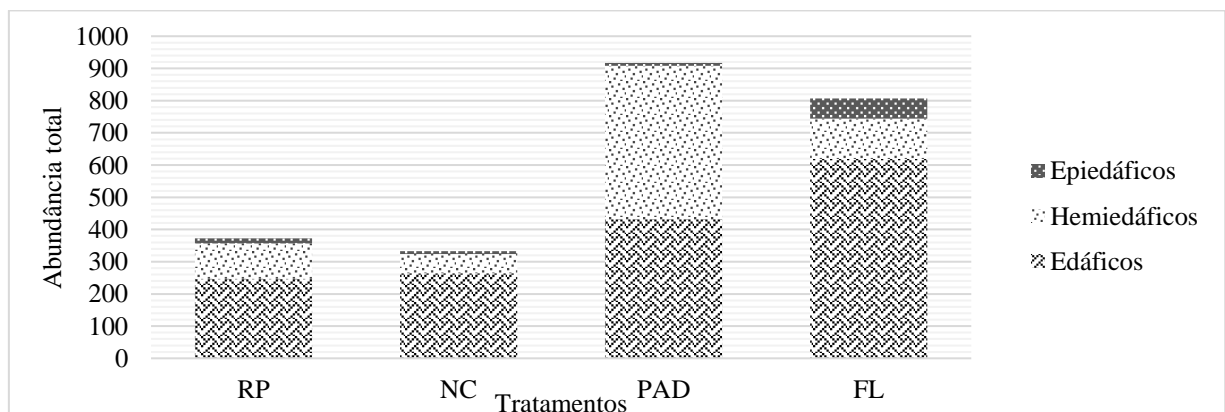
Para a análise dos morfotipos de Collembola foram realizados os mesmos procedimentos descritos no tópico 3.2.3.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Foram amostrados 2429 indivíduos de Collembola, distribuídos em 35 morfotipos (APÊNDICE D). O morfotipo mais abundante foi o Ed3 (33,2% do total avaliado), seguido de Hm33 (16,5%) e Ed1 (14,4%). Em relação ao aspecto funcional, 10 morfotipos são edáficos (64,31% do total), 15 são hemiedáficos (31,74%) e 10 são epigeicos (3,95%). Em 2013, na mesma área amostral, foram amostrados 613 colêmbolos de 21 morfotipos, sendo a maioria edáficos (VARGAS, 2016), corroborando o resultado encontrado.

As espécies hemiedáficas e edáficas juntas são agrupadas na forma de vida endogeica, indivíduos pequenos e menos móveis que vivem no interior dos poros do solo e por isso, menos influenciados pelas características locais (QUERNER et al., 2013). Os Endogeicos totalizaram quase 96% do total amostrado. O PAD e a floresta apresentaram as maiores abundâncias dos três grupos funcionais avaliados, sendo que o PAD apresentou uma proporção semelhante de indivíduos edáficos e hemiedáficos e na FL houve predomínio dos edáficos (Figura 12). As espécies de superfície diminuem após a ocorrência de impactos ambientais, mas, devido a sua rápida capacidade de dispersão, são capazes de se recuperar rapidamente, recolonizando o ambiente (SIIRA-PIETIKÄINEN; HAIMI, 2009; MALMSTRÖM, 2012).

Figura 12 – Abundância dos grupos funcionais de Collembola em diferentes tecnologias de restauração e na FL, em dezembro de 2015. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.



RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plantio em alta diversidade; FL- floresta.
Fonte: A autora (2017)

Ao estudar a relação de atributos funcionais de colêmbolos com os fatores abióticos na Europa, foi observado que, em ambientes florestais, há um predomínio de espécies hemiedáficas e edáficas, com menor quantidade de pigmentação e ocelos reduzidos. Já as áreas abertas, possuem maior quantidade de colêmbolos epiedáficos, com maior capacidade de dispersão, contendo escamas, pigmentação e corpo maior e globuloso (SALMON et al., 2014). Da mesma forma, em povoamentos florestais com diferentes intensidades de manejo na República Tcheca, os colêmbolos com furca mais desenvolvida aumentaram seus níveis populacionais à medida que a intensidade de manejo florestal aumentou e os indivíduos sem furca foram mais sensíveis aos manejo (FARSKÁ; PREJZKOVÁ; RUSEK, 2014).

Em relação à temperatura do solo, que variou entre 21,86° C a 23,77 °C, não houve diferenças significativas entre as tecnologias, mas ao compará-las com a FL, a RP e o PAD apresentaram temperaturas superiores (**Tabela 11**). Já para a umidade, a floresta apresentou o menor teor, 21%, sendo diferente significativamente das três tecnologias avaliadas. A menor temperatura da floresta se dá pela maior cobertura vegetal e formação de um microclima específico. Em dezembro, a intensidade dos raios solares é maior, sendo barrados pela cobertura do dossel florestal das áreas em fase sucessional média-avançada. Nas áreas em fase inicial de sucessão, com cobertura arbórea mais aberta, a exposição do solo aos raios solares é maior, o que aumenta a temperatura superficial e afeta a população de fungos, alimento essencial aos componentes da mesofauna edáfica (UHLIG, 2005). Em relação a umidade do solo florestal, a melhor estruturação do solo, maior porosidade, presença de biogalerias escavadas por engenheiros do ecossistema, como as minhocas e de uma rizosfera mais desenvolvida e o acúmulo de material orgânico, facilitam a infiltração de água em profundidade no sistema, justificando os teores mais baixos de umidade na camada de 0 a 5 cm.

Tabela 11 – Microclima, abundância e diversidade, nas tecnologias de restauração nas tecnologias de restauração e na FL. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.

Parâmetros avaliados	RP	NC	PAD	FL
Temperatura ° C	23,5 ^{ns*}	22,77	23,77*	21,86
Umidade %	37,1 ^{ns*}	36,73*	32,37*	21,00
Riqueza média	11,5 ^{ns*}	10,25*	10,5*	17,50
Riqueza total	20	16	18	29
Abundância total ¹	372*a	333a*	917b	807
Shannon (H)	2,06	1,87	1,78	2,18
Pielou (e)	0,69	0,67	0,61	0,65

RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plantio em alta diversidade; FL- floresta.

¹Dados transformados 1/x. Médias nas linhas seguidas de letras diferentes diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%, seguidas de ns não significativo entre as tecnologias e as seguidas * diferem significativamente da mata pelo teste de Dunnnett a 5%.

Fonte: A autora (2017).

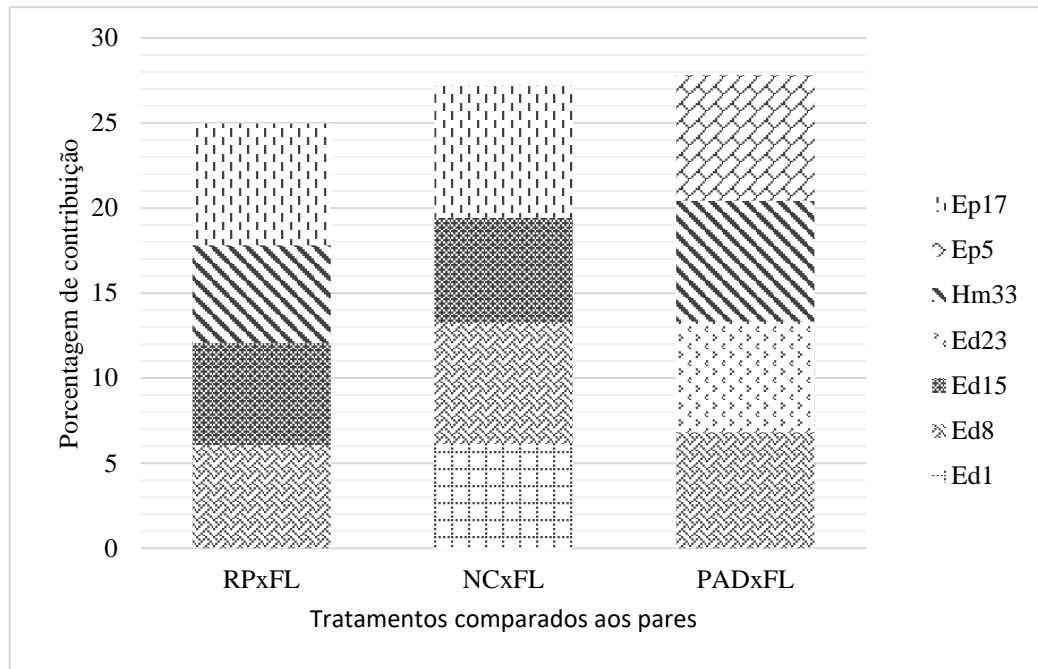
A riqueza dos morfotipos foi semelhante entre as tecnologias de restauração e estas diferiram significativamente da riqueza da floresta, que apresentou 29 dos 35 morfotipos encontrados (**Tabela 11**). RP e NC apresentaram uma abundância de indivíduos bem inferior ao plantio em alta diversidade e à floresta. A composição florística é fundamental na estruturação de comunidades de colêmbolos no solo (EISENHAUER; SABAIS; SCHEU, 2011; SECHI et al., 2014). O PAD, neste momento inicial, devido à sua mais alta densidade de espécies e indivíduos de árvores plantadas provavelmente promoveu também maior diversidade e qualidade de alimento para os colêmbolos, favorecendo tanto as espécies edáficas, menos móveis, quanto às hemiedáficas, transientes entre o sistema serapilheira-solo e altamente exigente na qualidade do alimento. Para as espécies hemiedáficas, o PAD inclusive teve abundância superior ao da floresta, devido à grande abundância do morfotipo Hm33 (35%). Conforme citado anteriormente, colêmbolos com furca mais desenvolvida, tendem a ser mais abundantes em áreas mais abertas ou mais manejadas, o que justifica sua abundância ser menor na floresta. Em Santa Catarina, esse morfotipo específico foi exclusivo do sistema de plantio direto, onde são cultivados soja, milho e trigo (OLIVEIRA FILHO et al., 2016).

O índice de diversidade de Shannon (**Tabela 11**) seguiu um gradiente de impacto antrópico (FL>RP>NC>PAD), no qual as maiores diversidades foram encontradas na área de floresta natural. Para a equitabilidade, RP e NC tiveram uma comunidade mais uniforme e por isso apresentaram índices de Pielou superiores aos da floresta, mais dominada por alguns morfotipos. Já o PAD apresentou os mais baixos índices (devido à dominância de um morfotipo específico, a uniformidade, e conseqüentemente diversidade da comunidade foram comprometidas). Em 2013, o índice de Shannon apresentou valores próximos para os diferentes tratamentos avaliados. A comunidade mais uniforme foi a FL e menor uniforme foi RP, contrastando com as informações obtidas em VARGAS (2016). Essa diferença evidencia uma comunidade variável e dinâmica, na qual a dominância de alguns morfotipos vem se estabelecendo com o tempo, como os edáficos, que foram muito mais abundantes na floresta.

Através do teste de permutação ANOSIM, pôde-se separar os tratamentos pelas diferentes composições faunísticas. Em 2015, a ANOSIM ($R= 0,38$; $P=0,04$) encontrou dissimilaridades entre as três tecnologias de restauração e a floresta. A porcentagem de dissimilaridade entre RP e FL foi de 43,23% e entre NC e FL foi de 44,16%. Os morfotipos com maior porcentagem de contribuição para a dissimilaridade entre as duas tecnologias e a floresta (Figura 13), de acordo com a análise SIMPER, foram Ep17, Ed8 e Ed15, abundantes na floresta e pouco amostrados nos demais tratamentos (ou não amostrado, no caso de Ed15). Na comparação entre PAD e FL, a porcentagem de dissimilaridade foi de 42,45%, sendo os

morfotipos Ep5, Ed8 e Ed23, abundantes na floresta e Hm33, abundante no PAD, os mais importantes para a diferenciação.

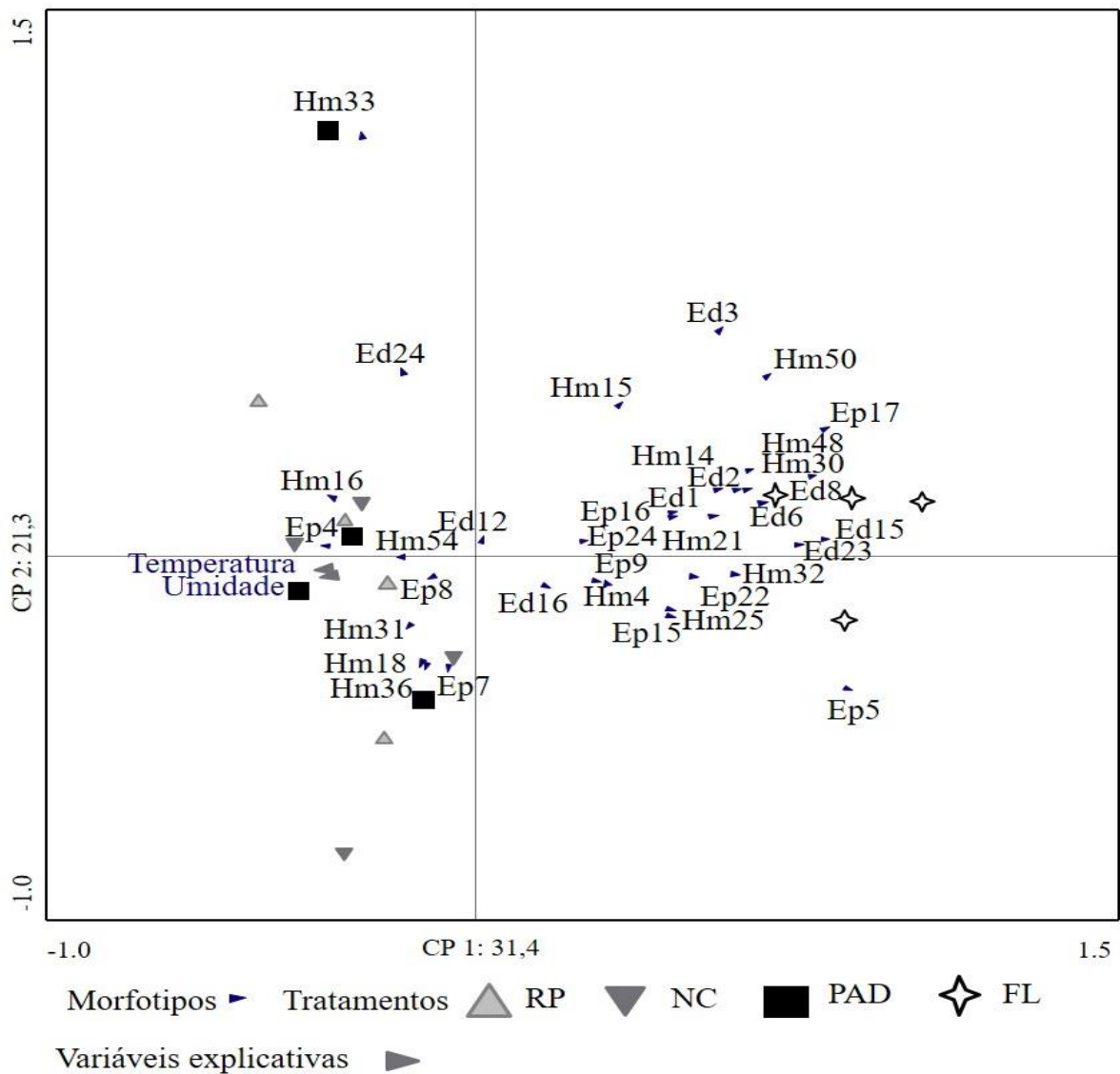
Figura 13 – Dissimilaridade de Collembola para as tecnologias de restauração comparados com a FL, em 2015, através da análise SIMPER. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.



RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plantio em alta diversidade; FL- floresta.
Fonte: A autora (2017).

A ACP, assim como a ANOSIM, separou a floresta das tecnologias de restauração (Figura 14), apenas uma repetição do PAD ficou separada das demais, devido à grande abundância do morfotipo Hm33 ao qual ficou associada. A floresta, devido à sua riqueza superior aos demais tratamentos, ficou associada à um grande número de morfotipos, inclusive aqueles com traços considerados raros nessa avaliação, só ocorrendo nesse sistema mais conservado, como Ed2, Ed6, Hm14, Ep15, etc. As variáveis explicativas analisadas, temperatura e umidade do solo, ficaram associadas às tecnologias, que apresentaram maiores teores de umidade e maiores temperaturas do solo se comparadas à floresta. O morfotipo Ep4, associado à temperatura e umidade, só foi observado nas tecnologias de restauração.

Figura 14 – Relação entre a componente principal 1 (CP1) e a componente principal 2 discriminando os morfotipos de Collembola, nas tecnologias de restauração e na FL, em dezembro de 2015. UTFPR, Câmpus Pato Branco-PR, Brasil, 2017.



RP- Restauração Passiva; NC- Nucleação; PAD- plântio em alta diversidade; FL- floresta.

Fonte: A autora (2017).

A floresta apresentou as maiores riquezas de morfotipos edáficos, hemiedáficos e epigeicos e apenas a abundância dos hemiedáficos foi superior no PAD. Dos 29 morfotipos encontrados na floresta, oito foram considerados endêmicos ou raros, pois só foram encontrados nesse ambiente e em baixa quantidade. Para Zeppelini et al. (2009), as espécies endêmicas são sensíveis às alterações no ambiente e a remoção florestal, o que diminui drasticamente sua riqueza. Para esses autores as variáveis número de árvores, diâmetro das copas, sombreamento do solo, profundidade da serapilheira e disponibilidade de matéria orgânica, foram positivamente correlacionados com o número de indivíduos e riqueza de espécies de

Collembola. Os autores afirmam ainda que a riqueza de espécies arbóreas foi a variável mais importante para o desenvolvimento da comunidade de Collembola. Dessa forma, a heterogeneidade florestal proporcionou um ambiente favorável para os colêmbolos, principalmente os edáficos, com menor capacidade de dispersão e sensíveis as alterações.

O desaparecimento ou ausência desses morfotipos endêmicos nas áreas em restauração indica que os nichos que estes deveriam ocupar foram preenchidos por outras espécies, que podem acabar se tornando dominantes na comunidade (HOBBS et al., 2006). Esses grupos dominantes ou são mais tolerantes às alterações ambientais ou apresentam maior velocidade de recomposição de sua abundância. Essa característica foi verificada no PAD, onde o morfotipo Hm33 (04042) apresentou características que o evidenciaram como mais adaptado à áreas abertas, como presença de ocelos, furca desenvolvida e pigmentação, favorecendo sua maior adaptação nesse tratamento e sua quase ausência na floresta. Os organismos hemiedáficos também apresentam capacidade rápida de colonização e reprodução, o que justifica suas densidades elevadas em ambientes favoráveis.

A RP apresentou, dentre as tecnologias, a comunidade com maior riqueza, diversidade e uniformidade de morfotipos. Essa maior riqueza é proporcionada em grande parte pelos colêmbolos epiedáficos, pouco amostrados em todos os tratamentos, mas que apresentaram a mesma riqueza (oito morfotipos) na RP e FL. Essa tecnologia apresenta uma vegetação mais herbáceo-arbustiva, com poucas árvores, mas a maior densidade vegetal permitiu um bom sombreamento do solo e deposição de serapilheira que, conforme citado anteriormente, são fatores cruciais para o desenvolvimento de uma comunidade edáfica diversa. A NC apresentou características intermediárias às demais tecnologias, muito provavelmente devido aos núcleos ainda não terem se irradiado pela área total, proporcionando áreas menos sombreadas e com menor diversidade de espécies.

A classificação dos colêmbolos por meio de morfotipos é mais viável do que as classificações em nível de gênero ou mesmo de espécie. O conhecimento da adaptabilidade no solo por esses indivíduos, fornece informações rápidas sobre qualidade edáfica e da resposta da comunidade a fatores de estresse, o que nem sempre é detectado com os parâmetros de diversidade de espécies. Além disso, a padronização na nomenclatura dos morfotipos permite a comparação entre ecossistemas e regiões diferentes (VANDEWALLE et al., 2010).

Os resultados dessa avaliação evidenciaram que, sete morfotipos foram responsáveis por explicar as maiores dissimilaridades entre as tecnologias de restauração e a FL, sendo eles Ed1, Ed8, Ed15, Ed23, Hm33, Ep5 e Ep17. Dos sete morfotipos citados, quatro são edáficos, incluindo o Ed1, mais edáfico de todos os morfotipos analisados (4-4-4-4-4 –

EMI: 20) e incluindo-se os morfotipos epígeos, todos foram mais abundantes na floresta. Apenas o morfotipo Hm33 foi mais abundante no PAD. Dessa forma, pode-se inferir que seis morfotipos foram considerados bioindicadores de áreas conservadas, provavelmente influenciados pela complexidade e estrutura das florestas em estágio mais avançado de sucessão ecológica. Já o morfotipo Hm33, foi indicativo de áreas alteradas e com arquitetura mais aberta em relação a ambientes florestais. Sua abundância se deu pela sua rápida capacidade de colonização e reprodução em situações favoráveis, principalmente pela diversidade de espécies florestais implantadas no PAD.

5.4 CONCLUSÕES

Os morfotipos de Collembola apresentam potencial como bioindicadores tanto de áreas alteradas ou em processo de restauração, como de florestas conservadas. A FL, por ser mais rica e diversa em morfotipos, apresentou melhores respostas ao comportamento funcional desses indivíduos, ressaltando o grupo edáfico como o mais sensível as alterações na paisagem. Já o PAD destacou o grupo hemiedáfico como os colêmbolos com maior capacidade rápida de colonização e reprodução em áreas alteradas, e, portanto, bioindicadores dessa condição.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A riqueza de famílias de Coleoptera não foi indicativa de conservação ambiental, em áreas em processo inicial de restauração e mesmo na floresta considerada referência, visto que, a floresta, que a princípio acreditava-se ser rica em famílias, apresentou riqueza semelhante as tecnologias de restauração. A abundância de indivíduos foi maior nas áreas em regeneração do que em ambientes florestais com níveis sucessionais mais avançados, provavelmente devido à maior produção de material vegetal palatável, disponível aos herbívoros e a presença de espécies generalistas e adaptadas a ambientes abertos. Assim, a comunidade de coleópteros é afetada pelos processos sucessionais, sendo que áreas em processo inicial de restauração tendem a ter uma maior comunidade de herbívoros e áreas mais conservadas apresentam uma comunidade mais complexa, com maior dominância de detritívoros e fungívoros.

A identificação de Coleoptera em nível de família permitiu demonstrar o papel de cada grupo trófico na comunidade, mas, identificações mais aprofundadas, em nível de gênero ou mesmo espécie, poderiam trazer informações mais precisas sobre seus comportamentos e ecologia, auxiliando na diferenciação entre os tratamentos avaliados. Provavelmente, a riqueza de famílias seja semelhante entre áreas em diferentes fases sucessionais, mas, a diversidade de espécies dentro de cada família seja diferente, de acordo com a capacidade de adaptação a áreas alteradas ou a sensibilidade a degradação. Assim, o monitoramento contínuo dos processos sucessionais é primordial para o entendimento da comunidade de Coleoptera e novas avaliações deverão ser feitas para confrontar com os resultados iniciais obtidos.

A família Staphylinidae apresentou potencial como bioindicadora, devido a sua frequência em todas as tratamentos e épocas de avaliação, e, essa constância, pode ser indicativa da qualidade do ambiente. Para afirmar se alguma espécie dessa família é considerada bioindicadora em áreas em processo de restauração ou mesmo de áreas conservadas, é necessário realizar uma identificação mais aprofundada, além da combinação de diferentes técnicas de coleta, de forma a amostrar a maior diversidade possível. Outro fator essencial é a avaliação de parâmetros que podem afetar essa comunidade, sejam eles bióticos ou abióticos.

Em relação a mesofauna edáfica, após cinco anos de implantação do experimento e confrontando as informações obtidas nessa e em avaliação anteriores, pode-se perceber uma evolução na comunidade. Na floresta, a comunidade é mais estruturada, com grande abundância de ácaros e colêmbolos, indicadores de ambientes mais conservados, além da presença de predadores de topo de cadeia alimentar. O mesmo ocorre no PAD, onde foram encontradas as maiores abundâncias de invertebrados dentre as tecnologias, sendo ácaros e colêmbolos

também abundantes, condição favorecida principalmente pela alta diversidade de espécies florestais conduzidas.

Para maiores esclarecimentos a respeito do papel desempenhado pela mesofauna edáfica na restauração, o monitoramento contínuo deve ser realizado, buscando variáveis que possam influenciar na sua distribuição. Os grupos mais importantes nesse trabalho, devem ser identificados em grupos tróficos, o que permite avaliar a capacidade de sustentação de cada uma das tecnologias de restauração e também identificar as inter-relações presentes nas cadeias alimentares. Os ácaros oribatídeos, excelentes bioindicadores ambientais, deverão receber maiores atenções em trabalhos futuros, priorizando a sua identificação, pois podem trazer respostas importantes sobre os processos sucessionais.

A classificação de Collembola através de traços funcionais foi viável e permitiu a avaliação do comportamento desses indivíduos nos diferentes tratamentos avaliados. Além disso, permite a comparação específica entre tratamentos e diferentes áreas, o que facilita o monitoramento em áreas em processo de restauração. A continuidade nas avaliações a longo prazo e a identificação taxonômica dos principais morfotipos, poderá comprovar o seu potencial bioindicador e servir de parâmetro para outros trabalhos.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIDAR, M. P. M.; GODOY, J. R. L. De; BERGMANN, J.; JOLY, C. A. Atlantic Forest succession over calcareous soil, Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira - PETAR, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 4, p. 455–469, 2001.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ANDERSON, J. M. Invertebrate-mediated transport processes in soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 24, n. 1–3, p. 5–19, 1988.

ANDERSON, M. L. **Spaced - Group planting**. Disponível em: <<http://www.fao.org/forestry/site/unasylva/en>>. Acesso em: 5 ago. 2015.

AQUINO, A. M. de; CORREIA, M. E. F. **Invertebrados edáficos e o seu papel nos processos do solo**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2005.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Biosci. J.**, v. 23, p. 66–75, 2007.

ARAÚJO, M. H. S.; CRUZ, C. B. M.; VICENS, R. S. **Levantamento da cobertura vegetal nativa do bioma mata atlântica: relatório final**. Rio de Janeiro: Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia (IESB), 2007.

ASENJO, A.; IRMLER, U.; KLIMASZEWSKI, J.; HERMAN, L. H.; CHANDLER, D. S. A complete checklist with new records and geographical distribution of the rove beetles (Coleoptera, Staphylinidae) of Brazil. **Insecta Mundi**, v. 1775, n. 277, p. 1–419, 2013.

AUDINO, L. D.; NOGUEIRA, J. M.; SILVA, P. G. da. **Identificação dos coleópteros (insecta: coleoptera) das regiões de palmas (município de bagé) e santa barbinha (município de caçapava do sul), rs**. Bajé: Embrapa Pecuária Sul, 2007.

BALIN, N. M. **Atributos do solo sob modelos em estágio inicial de restauração de floresta subtropical**. 2016. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2016.

BARETTA, D.; BROWN, G. G.; CARDOSO, E. J. B. N. Potencial da macrofauna e outras variáveis edáficas como indicadores de qualidade do solo em áreas com Araucaria angustifolia. **Acta Zoologica Mexicana**, n. 2, p. 135–150, 2010.

BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; BERTOL, I.; ALVES, M. V.; MANFOI, A. F.; BARETTA, C. R. D. M. Efeito do cultivo do solo sobre a diversidade da fauna edáfica no planalto sul catarinense. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 5, n. 2, p. 108–117, 2006.

BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; MAFRA, Á. L.; WILDNER, L. do P.; MIQUELLUTI, D. J. Fauna edáfica avaliada por armadilhas e catação manual afetada pelo manejo do solo na região Oeste Catarinense. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 2, n. 2, p. 97–106, 2003.

BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; SEGAT, J. C.; GEREMIA, E. V. Fauna edáfica e qualidade do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, n. 1, p. 119–170, 2011.

BARROS, M. de. **Memórias inventadas: a infância**. Planeta ed. [s.l.: s.n.]

BARTZ, M. L. C.; BROWN, G. G.; ORSO, R.; MAFRA, À. L.; BARETTA, D. The influence of land use systems on soil and surface litter fauna in the western region of Santa Catarina. **Revista Ciência Agronômica**, v. 5, p. 880–887, 2014.

BATTISTI, L. **Levantamento da entomofauna no parque ecológico municipal jirau alto em dois vizinhos paraná**. 2015. 2015.

BECHARA, F. C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: floresta estacional semidecidual, cerrado e restinga**. 2006. 2006.

BECHARA, F. C.; DICKENS, S. J.; FARRER, E. C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N.; MARIOTTE, P.; SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021–2034, 2016.

BEGON, M.; COLIN, R. T.; HARPER, J. L. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4. ed. Oxford: Blackwell Publishing Ltd, 2006. v. 135

BEIROZ, W.; ZAÚ, A. S.; CASTRO JR., E. Impacto das Estradas na Distribuição de Besouros em um Fragmento de Mata Atlântica de Encosta no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ. **EntomoBrasilis**, v. 3, n. 3, p. 64–68, 2010.

BELLINGER, P. F.; CHRISTIANSEN, K. A. .; JANSSENS, F. **Checklist of the Collembola**. Disponível em: <<http://www.collembola.org>>. Acesso em: 28 mar. 2016.

BELLOTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Restauração fundamentada no plantio de árvores, sem critérios ecológicos para a escolha e combinação das espécies. In: RODRIGUES, RICARDO R.; BRANCALION, PEDRO HENRIQUE S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de**

restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 11–13.

BELLOTTO, A.; VIANI, R. A. G. . S.; RODRIGUES, R. R. Inserção de outras formas de vida no processo de restauração. In: RODRIGUES, R. R. .; BRANCALION, P. H. S. .; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal.** São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 55–61.

BENZING, D. H. Vascular epiphytes. In: LOWMAN, M.; RINKER, B. (Ed.). **Forest canopies.** 2. ed. Boston: Elsevier, 2004. p. 175–211.

BEUTEL, R. G.; LAWRENCE, J. F. Coleoptera, morphology. In: BEUTEL, R. G.; LESCHEN, R. A. B. (Ed.). **Coleoptera, Beetles Volume 1: Morphology and Systematics (Archostemata, Adephaga, Myxophaga, Polyphaga partim).** 2. ed. Berlin/Boston: Walter de Gruyter GmbH & Co., 2016. p. 35–40.

BHERING, S. B.; SANTOS, H. G.; MANZATTO, C. V.; BOGNOLA, I.; FASOLO; CARVALHO, A. P.; POTTER, O.; AGLIO, M. L. D.; SILVA, J. S.; CHAFFIN, C. E.; CARVALHO JUNIOR, W. **Mapa de solos do estado do paraná: escala 1:250.000.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2007.

BOHAC, J. Staphylinid beetles as bioindicators. **Agriculture, Ecosystems and Environment,** v. 74, n. 1–3, p. 357–372, 1999.

BOUCHARD, P.; GREBENNIKOV, V. V.; SMITH, A. B. T.; DOUGLAS, H. Biodiversity of Coleoptera. In: FOOTTIT, R. G.; ADLE, P. H. (Ed.). **Insect biodiversity: science and society.** Oxford: Blackwell Publishing, 2009. p. 265–301.

BOUSQUET, Y. Monotomidae Laporte, 1840. In: LESCHEN, R. A. B.; BEUTEL, R. Y. G.; LAWRENCE, J. F. (Ed.). **Coleoptera, Beetles: Morphology and Systematics (Elateroidea, Bostrichiformia, Cucujiformia partim).** Berl n, New York: Walter de Gruyter GmbH & Co., 2010. p. 319–324.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S. .; RODRIGUES, R. R. Incorpora o do conceito da diversidade genética na restaura o ecológica. In: RODRIGUES, R. R. .; BRANCALION, P. H. S. .; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restaura o da mata atlântica: referencial dos conceitos e a es de restaura o florestal.** São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 37–54.

BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Plantio de árvores nativas brasileiras fundamentada na sucessão florestal. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restaura o da mata atlântica: referencial dos conceitos e a es de restaura o florestal.** São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 14–24.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; BARBOSA, L. M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 455–470, 2010.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. UFV ed. Viçosa: UFV, 2012. p. 262–293.

BRUDVIG, L. A. The restoration of biodiversity: Where has research been and where does it need to go? **American Journal of Botany**, v. 98, n. 3, p. 549–558, 2011.

BUDOWSKI, G. N. Distribution of tropical American rain forest species in the light of succession processes. **Turrialba**, n. 15, p. 40–42, 1965.

CAMPOS, W. H.; MIRANDA NETO, A.; PEIXOTO, H. J. C.; GODINHO, L. B.; SILVA, E. Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 72, p. 429–440, 2012.

CESTARI, C. Epiphyte Plants Use By Birds in Brazil. **Oecologia Australis**, v. 13, n. 4, p. 689–712, 2009.

CHANDLER, D. S. Anthicidae Latreille, 1819. In: LESCHEN, R. A. B.; BEUTEL, R. G.; LAWRENCE, J. F. (Ed.). **Coleoptera, Beetles: Morphology and Systematics (Elateroidea, Bostrichiformia, Cucujiformia partim)**. Berlin, New York: Walter de Gruyter GmbH & Co., 2010. p. 729–741.

COMAR, K. C.; VICENTE, T. dos; COPPO, T. L.; LOPES, J.; ZEQUI, J. A. Abundância e Diversidade de Staphylinidae (Coleoptera) em Fragmento e Reflorestamento no Norte do Paraná. **EntomoBrasilis**, v. 9, n. 2, p. 114–119, 2016.

CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. C. M. de. **Fauna de solo: aspectos gerais e metodológicos**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2000.

CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. C. M. de. Importância da fauna de solo para a ciclagem de nutrientes. **Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável.**, p. 77–99, 2005.

COSTA, C.; VANIN, S. A. .; CASARI, S. A. **Larvas de coleoptera do brasil**. São Paulo: Museu de Zoologia, 1988.

COYLE, D. R.; NAGENDRA, U. J.; TAYLOR, M. K.; CAMPBELL, J. H.; CUNARD, C. E.;

JOSLIN, A. H.; MUNDEPI, A.; PHILLIPS, C. A.; CALLAHAM, M. A. Soil Biology & Biochemistry Soil fauna responses to natural disturbances , invasive species , and global climate change: Current state of the science and a call to action. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 110, p. 116–133, 2017.

CRISTESCU, R. H.; FRÈRE, C.; BANKS, P. B. A review of fauna in mine rehabilitation in Australia: Current state and future directions. **Biological Conservation**, v. 149, n. 1, p. 60–72, 2012.

CURRY, J. P.; GOOD, J. A. Soil faunal degradation and restoration. **Advances in Soil Science**, v. 17, p. 171–216, 1992.

DARONCO, C.; MELO, A. C. G. De; DURIGAN, G. Ecosistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil 1. **Hoehnea**, v. 40, n. 3, p. 485–498, 2013.

DAVIS, C. A.; UTRUP, J. S. Response of Terrestrial Invertebrates to High- and Low-Diversity Grassland Restorations in South-Central Nebraska. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 2, p. 479–488, 2010.

DECAËNS, T.; MARIANI, L.; BETANCOURT, N.; JIMÉNEZ, J. J. Seed dispersion by surface casting activities of earthworms in Colombian grasslands. **Acta Oecologica**, v. 24, n. 4, p. 175–185, 2003.

DORAN, J. W.; ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, v. 15, p. 3–11, 2000.

DUNGER, W. Arthropods in primary succession. In: Proc. 4th ECE/XIII, Gödöllo. **Anais... Gödöllo**: SIEEC, 1991.

DUTRA, R. R. C.; MIYAZAKI, R. D. Famílias de Coleoptera capturadas em oito localidades do Estado de Paraná, Brasil. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 37, n. 4, p. 889–894, 1994.

DUTRA, R. R. C.; MIYAZAKI, R. D. Famílias de Coleoptera capturadas com armadilha malaise em duas localidades da Ilha do Mel, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 38, n. 1, p. 175–190, 1995.

EISENHAUER, N.; SABAIS, A. C. W.; SCHEU, S. Collembola species composition and diversity effects on ecosystem functioning vary with plant functional group identity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 8, p. 1697–1704, 2011.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPQ.

Documentos, 1997.

ESPÍNDOLA, M. B. de. **O papel da chuva de sementes na restauração da restinga no parque florestal do rio vermelho, Florianópolis-sc.** 2005. Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

FARSKÁ, J.; PREJZKOVÁ, K.; RUSEK, J. Management intensity affects traits of soil microarthropod community in montane spruce forest. **Applied Soil Ecology**, v. 75, p. 71–79, 2014.

FERNANDES, F. S.; ALVES, S. S.; SANTOS, H. F.; RODRIGUES, W. C. Staphylinidae e Silphidae (Coleoptera) como Potenciais Famílias Bioindicadoras de Qualidade Ambiental. **Revista Eletronica Teccen**, v. 4, n. 3, p. 17–32, 2011.

FLECHTMANN, C. A. H.; COUTO, H. T. Z.; GASPARETO, C. L.; BERTI FILHO, E. **Scolytidae em reflorestamento com pinheiros tropicais.** Piracicaba: IPEF, 1995.

FRANKS, S. J. Facilitation in multiple life-history stages: Evidence for nucleated succession in coastal dunes. **Plant Ecology**, v. 168, n. 1, p. 1–11, 2003.

FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; UEHARA-PRADO, M.; IANNUZZI, L. Insetos como Indicadores de Conservação da Paisagem. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre.** Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2006. p. 125–151.

GANHO, N. G.; MARINONI, R. C. Fauna de Coleoptera no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. Abundância e riqueza das famílias capturadas através de armadilhas malaise. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 4, p. 737–744, 2003.

GANHO, N. G.; MARINONI, R. C. A variabilidade espacial das famílias de Coleoptera (Insecta) entre fragmentos de Floresta Ombrófila Mista Montana (Bioma Araucária) e plantação de *Pinus elliottii* Engelman, no Parque Ecológico Vivat Floresta, Tijucas do Sul, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1159–1167, 2006.

GARLET, J.; COSTA, E. C.; BOSCARDIN, J.; MACHADO, D. N.; PEDRON, L. Fauna de Coleoptera Edáfica em Eucalipto sob Diferentes Sistemas de Controle Químico da Matocompetição Edaphic Beetle Fauna in Eucalyptus Under Different Systems of Chemical Control of Weed Competition. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p. 239–248, 2015.

GBIF. **Insecta.** Disponível em: <<http://www.gbif.org/species/216>>. Acesso em: 16 jan. 2017.

GEBIOMET. **Boletim agrometeorológico: vol. 2 – n. 12 – dezembro de 2015**. Dois Vizinhos: UTFPR-DV, 2015.

GEBIOMET. **Boletim agrometeorológico: vol. 3 – n. 01 – janeiro e fevereiro de 2016**. Dois Vizinhos: UTFPR-DV, 2016.

GIEBELMANN, U. C.; MARTINS, K. G.; BRÄNDLE, M.; SCHÄDLER, M.; MARQUES, R.; BRANDL, R. Diversity and ecosystem functioning: Litter decomposition dynamics in the Atlantic Rainforest. **Applied Soil Ecology**, v. 46, n. 2, p. 283–290, 2010.

GISIN, H. R. Ökologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im schweizerischen Exkursionsgebiet Basels. **Revue Suisse de Zoologie**, v. 50, p. 131–224, 1943.

GREBENNIKOV, V. V.; NEWTON, A. F. Good-bye Scydmaenidae, or why the ant-like stone beetles should become megadiverse Staphylinidae sensu latissimo (Coleoptera). **European Journal of Entomology**, v. 106, n. 2, p. 275–301, 2009.

GREENSLADE, P. J. M. Adversity selection and the habitat templet. **The American Naturalist**, v. 122, n. 3, p. 352–365, 1983.

GREENSLADE, P.; VAUGHAN, G. T. A comparison of Collembola species for toxicity testing of Australian soils. **Pedobiologia**, v. 47, n. 1997, p. 171–179, 2003.

GRIMBACHER, P. S.; CATTERALL, C. P.; KANOWSKI, J.; PROCTOR, H. C. Responses of ground-active beetle assemblages to different styles of reforestation on cleared rainforest land. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 7, p. 2167–2184, 2007.

GULLAN, P. J.; CRANSTON, P. S. **The insects: an outline of entomology**. 4. ed. [s.l.] Roca, 2012.

HALL, W. E. Ptiliidae Erichson, 1845. In: BEUTEL, R. G. .; LESCHEN, R. A. B. (Ed.). **Coleoptera, Beetles Volume I: Morphology and Systematics (Archostemata, Adephaga, Myxophaga, Polyphaga partim)**. Berlin, New York: Walter de Gruyter, 2005. p. 251–261.

HAVLICEK, E. Soil biodiversity and bioindication: From complex thinking to simple acting. **European Journal of Soil Biology**, v. 49, p. 80–84, 2012.

HEDDE, M.; MAZZIA, C.; DECAËNS, T.; NAHMANI, J.; PEY, B.; THÉNARD, J.; CAPOWIEZ, Y. Orchard management influences both functional and taxonomic ground beetle (Coleoptera, Carabidae) diversity in South-East France. **Applied Soil Ecology**, v. 88, p. 26–31, 2015.

HERRICK, J. E.; SCHUMAN, G. E.; RANGO, A. Monitoring ecological processes for restoration projects. **Journal for Nature Conservation**, v. 14, n. 3–4, p. 161–171, 2006.

HIGGS, E. The Two Culture Problem: Ecological Restoration and the Integration of Knowledge. **Restoration Ecology**, v. 13, n. 1, p. 159–164, 2005. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com.ezproxy.ukzn.ac.za:2048/doi/10.1111/j.1526-100X.2005.00020.x/abstract>>.

HOBBS, R. J.; ARICO, S.; ARONSON, J.; BARON, J. S.; BRIDGEWATER, P.; CRAMER, V. A.; EPSTEIN, P. R.; EWEL, J. J.; KLINK, C. A.; LUGO, A. E.; NORTON, D.; OJIMA, D.; RICHARDSON, D. M.; SANDERSON, E. W.; VALLADARES, F.; VILÀ, M.; ZAMORA, R.; ZOBEL, M. Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 1, p. 1–7, 2006.

HOLE, F. D. Effects of animals on soil. **Geoderma**, n. 25, p. 75–112, 1981.

HUTCHESON, J. Characterization of terrestrial insect communities using quantified, Malaise-trapped Coleoptera. **Ecological Entomology**, v. 15, n. 2, p. 143–151, 1990.

IANTAS, J.; GRUCHOWSKI, F. C. .; MACIELI, L.; HOLDEFER, D. R. Distribuição das famílias de Coleoptera em ambiente de Sucessão florística de Ombrófila Mista em União da Vitória - Paraná. **Biodiversidade Pampeana**, v. 8, n. 1, p. 32–38, 2010.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira. 2ª edição revista e ampliada. sistema fitogeográfico. inventário das formações florestais e campestres. técnicas e manejo de coleções botânicas. procedimentos para mapeamentos.** [s.l: s.n.]

JĄŁOSZYŃSKI, P. Adults of European ant-like stone beetles (Coleoptera: Staphylinidae: Scydmaeninae) *Scydmaenus tarsatus* Müller & Kunze and *Scydmaenus hellwigii* (Herbst) prey on soft-bodied arthropods. **Entomological Science**, v. 15, n. 1, p. 35–41, 2012.

JANSEN, A. Terrestrial invertebrates community Structure as an indicator of the success of a Tropical rainforest restoration project. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 2, p. 115–124, 1997.

JEFFERY, S.; GARDI, C.; JONES, A.; MONTANARELLA, L.; MARMO, L.; MIKO, L.; RITZ, K.; PERES, G.; RÖMBKE, J.; PUTTEN, W. H. van der. **European atlas of soil biodiversity.** Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010.

JONES, C. G.; LAWTON, J. H.; SHACHAK, M. Organisms as ecosystem engineers. **Oikos**, v. 69, p. 373–386, 1994.

JOUQUET, P.; DAUBER, J.; LAGERLÖF, J.; LAVELLE, P.; LEPAGE, M. Soil invertebrates

as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. **Applied Soil Ecology**, v. 32, n. 2, p. 153–164, 2006.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de Áreas Ciliares. In: RODRIGUES, RICARDO R.; LEITÃO FILHO, H. (Ed.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. 2. ed. São Paulo: Edusp, 2000. p. 249–269.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JR., L.; VALLADARES-PÁDUA, C. ; RUDRAN, R. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 383–394.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Resultados do programa de restauração com espécies arbóreas nativas do convênio ESALQ/USP e CESP. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DASILVA, V. (Ed.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa, 2005. p. 47–58.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628–1632, 2011.

LAPEVA-GJONOVA, A. Ant-associated beetle fauna in Bulgaria: A review and new data. **Psyche (New York)**, v. 2013, p. 14–16, 2013.

LAROCHELLE, A. The food of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae, including Cicindelinae). **Fabrerics**, n. Supplément 5, p. 1–132, 1990.

LATTY, E. F.; WERNER, S. M.; MLADENOFF, D. J.; RAFFA, K. F.; SICKLEY, T. A. Response of ground beetle (Carabidae) assemblages to logging history in northern hardwood-hemlock forests. **Forest Ecology and Management**, v. 222, n. 1–3, p. 335–347, 2006.

LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1137, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.011>>.

LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; EWERS, R. M.; HARMS, K. E.; LUIZÃO, R. C. C.; RIBEIRO, J. E. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **PLoS ONE**, v. 2, n. 10, 2007.

LAVELLE, P. Diversity of Soil Fauna and Ecosystem Function. **Biology International**, v. 33, n. 33, p. 3–16, 1996.

LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LEPAGE, M.; WOLTERS, W.; ROGER, P.; INESON, P.; HEAL, O. W.; DHILLION, S. Soil function in a changing world: the role of invertebrate

ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology**, v. 33, n. May 1996, p. 159–193, 1997.

LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; MARTIN, S.; SPAIN, A.; TOUTAIN, F.; BAROIS, I.; SCHAEFER, R. A Hierarchical Model for Decomposition in Terrestrial Ecosystems - Application to Soils of the Humid Tropics. **Biotropica**, v. 25, n. 2, p. 130–150, 1993.

LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J. P. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p. 3–15, 2006.

LEIVAS, F. W. T.; FISCHER, M. L. Avaliação da composição de invertebrados terrestres em uma área rural localizada no município de Campina Grande do Sul, Paraná, Brasil. **Biotemas**, v. 21, n. 1, p. 65–73, 2008.

LINDBERG, N.; BENGTSSON, J. Recovery of forest soil fauna diversity and composition after repeated summer droughts. **Oikos**, v. 114, n. 3, p. 494–506, 2006.

LÖVEI, G. L.; SUNDERLAND, K. D. Ecology and behavior of ground beetles. **Annual Review of Entomology**, v. 41, n. 1, p. 231–256, 1996.

LUFF, M. L. ; HUTSON, B. R. Soil fauna populations. In: HACKETT, B. (Ed.). **Land reclamation practice**. Guildford: IPC Business Press Ltd., 1977.

MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; DINIZ, A. R.; MENEZES, C. E. G. Fauna edáfica na dinâmica sucessional da Mata Atlântica em Floresta Estacional Semidecidual no Rio Paraíba do Sul, RJ. **Ciência Florestal**, v. 25, p. 91–106, 2015.

MACKAY, R. J.; WIGGINS, G. B. Ecological Diversity in Trichoptera. **Ann. Rev. Entomol.**, v. 24, p. 18–208, 1979.

MAJER, J. D. Animals in the restoration process - Progressing the trends. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 3, p. 315–319, 2009.

MAJER, J. D.; BRENNAN, K. E. C.; MOIR, M. L. Invertebrates and the restoration of a forest ecosystem: 30 years of research following bauxite mining in Western Australia. **Restoration Ecology**, v. 15, n. SUPPL. 4, p. 104–115, 2007.

MALMSTRÖM, A. Life-history traits predict recovery patterns in Collembola species after fire: A 10 year study. **Applied Soil Ecology**, v. 56, p. 35–42, 2012.

MARINONI, R. C. Os grupos tróficos em Coleoptera. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 1, p. 205–224, 2001.

MARINONI, R. C.; DUTRA, R. R. . Famílias de Coleoptera capturadas com armadilha malaise em oito localidades do Estado do Paraná, Brasil: diversidades alfa e beta. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 14, n. 3, p. 751–770, 1997.

MARINONI, R. C.; GANHO, N. G. Coleoptera Parque F auna de Coleopter a no Par que Estadual de V ila V elha , Ponta Gr ossa , Par aná , Br riqueza famílias captur pturadas atra armadilhas Abundância Ab undância e r izeza das f amílias ca ptur adas atr a vés de ar madilhas de solo 1. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 1968, p. 737–744, 2003.

MARINONI, R. C.; GANHO, N. G. A diversidade diferencial beta de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 50, n. 1, p. 64–71, 2005.

MARINONI, R. C.; GANHO, N. G. A diversidade diferencial beta de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 50, n. 1, p. 64–71, 2006.

MARINONI, R. C.; GANHO, N. G.; MONNÉ, M. L.; MERMUDES, J. R. M. **Hábitos alimentares em coleoptera (insecta)**. Ribeirão Preto: Holos, 2001.

MARQUIS, R. J.; BRAKER, H. E. Plant-herbivore interactions: diversity, specificity, and impact. In: MCDADE, L. A.; BAWA, K. S.; HESPENHEIDE, H. A.; GARY, S. (Ed.). **La Selva: Ecology and natural history of a neotropical rain forest**. Chicago: The University of Chicago Press, 1994. p. 261–281.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2009.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. 2. ed. Viçosa: Aprenda fácil, 2007.

MCGEOCH, M. a. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews**, v. 73, p. 181–201, 1998.

MCGEOCH, M. A. Insects and bioindication: theory and progress. In: STEWART, A. J. A.; NEW, T. R.; LEWIS, O. T. (Ed.). **Insect conservation biology**. Wallingford: CAB International, 2007. p. 144–174.

MCGILL, B. J.; ENQUIST, B. J.; WEIHER, E.; WESTOBY, M. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 4, p. 178–185,

2006.

MEDRI, Í. M.; LOPES, J. Coleopterofauna em floresta e pastagem no norte do Paraná, Brasil, coletada com armadilha de solo. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 1, p. 125–133, 2001.

MELO, W. J. Manejo visando à recuperação dos solos altamente susceptíveis à erosão. In: PEREIRA, V. D. P.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. DA (Ed.). **Solos altamente susceptíveis à erosão**. Jaboticabal: SBCS, 1994. p. 123–148.

MELO, F. V. De; BROWN, G. G.; LUIZÃO, F. J.; ZANETTI, R. A importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como bioindicadores. **Boletim Informativo da SBCS**, v. 1, p. 38–41, 2009.

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.; CORREIA, M. E. F.; PEREIRA, M. G.; BATISTA, I.; RODRIGUES, K. de M.; COUTO, W. H.; DOS ANJOS, L. H. C.; DE OLIVEIRA, Í. P. Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual e pastagem mista em pinheiral (RJ). **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1647–1656, 2009.

MERLIM, A. de O. **Macrofauna edáfica em ecossistemas preservados e degradados de araucária no parque estadual de campos do Jordão, SP**. 2005. Escola Superior de Agricultura Luis de Queiroz, 2005.

MIRANDA NETO, A.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. A.; GLERIANI, J. M. Estrato de regeneração natural de uma floresta restaurada com 40 anos. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 72, p. 409–420, 2012. Disponível em: <http://www.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/369/pdf_16>.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, J. L.; DA, G. A. B. (ed.). **Hotspots revisitados: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Washington: Cemex, 2004.

MIYAZAKI, R. D.; DUTRA, R. R. C. Rosina Djunko Miya7Àlki 2 Renato Roxo Coutinho Dutra 2. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 1952, p. 321–332, 1995.

MOÇO, M. K. da S.; RODRIGUES, E. F. da G.; GAMA-RODRIGUES, A. C. da; CORREIA, M. E. F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 29, p. 555–564, 2005.

MOÇO, M. K. S.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; MACHADO,

R. C. R.; BALIGAR, V. C. Relationships between invertebrate communities, litter quality and soil attributes under different cacao agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 46, n. 3, p. 347–354, 2010.

MOMMERTZ, S.; SCHAUER, C.; KÖSTERS, N.; LANG, A.; FILSER, J. A comparison of D-vac suction, fenced and unfenced pitfall trap sampling of epigeal arthropods in agroecosystems. **Annales Zoologici Fennici**, v. 33, n. 1979, p. 117–124, 1996.

MONNÉ, M. L.; COSTA, C. **Coleoptera in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil**. Disponível em: <<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/59>>. Acesso em: 16 jan. 2017.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2006.

MYERS, N.; FONSECA, G. a B.; MITTERMEIER, R. a; FONSECA, G. a B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NAEEM, S. Biodiversity and Ecosystem Functioning in Restored Ecosystems: Extracting Principles for a Synthetic Perspective. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. (Ed.). **Foundations of Restoration Ecology**. Washington, D.C.: Island Press, 2006. p. 210–237.

NAEEM, S.; WRIGHT, J. P. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: Deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. **Ecology Letters**, v. 6, n. 6, p. 567–579, 2003.

NAVARRETE-HEREDIA, J. L. Beetles associated with *Atta* and *Acromyrmex* ants (Hymenoptera: Formicidae: Attini). **Trans. Am. Entomol. Soc.**, v. 127, n. 3, p. 381–429, 2001.

NAVE, A. G.; RODRIGUES, R. R. R. Combination of Species Into Filling and Diversity Groups as Forest Restoration Methodology. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas: Methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 103–126.

NERY, E. R. A.; SARAIVA, C. S.; CRUZ, L. M. S.; SOUZA, M. M. O. R.; GOMES, F. S.; EL-HANI, C. N.; MARIANO-NETO, E. The restoration concept in the scientific literature and in the Brazilian law. **Revista CAITITU**, v. 1, n. set., p. 43–56, 2013.

NEWTON, A. F. Staphylinoidea Latreille, 1802. In: BEUTEL, R. G.; KRISTENSEN, N. P. (Ed.). **Coleoptera, Beetles Volume 1: Morphology and Systematics (Archostemata, Adepaga, Myxophaga, Polyphaga partim)**. 2. ed. Berlin/Boston: Walter de Gruyter, 2016. p. 315–442.

NICHOLS, O. G.; NICHOLS, F. M. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrah forest of Southwestern Australia. **Restoration Ecology**, v. 11, n. 3, p. 261–272, 2003.

NORIEGA, J. A.; REALPE, E.; FAGUA, G. Diversidad de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en un bosque de galería con tres estadios de alteración. **Universitas Scientiarum**, v. 1, p. 51–63, 2007.

O'KEEFE, S. T. Ant-like stone beetles, ants, and their associations (Coleoptera: Scydmaenidae; Hymenoptera: Formicidae; Isoptera). **J. N. Y. Entomol. Soc.**, v. 108, n. 3, p. 273–303, 2000.

OLIVEIRA, E. M. de; SOUTO, J. S. Mesofauna edáfica como indicadora de áreas degradadas. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 6, n. 1, p. 1–9, 2011.

OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P. Influência dos processos de recuperação do solo após mineração de carvão sobre a mesofauna edáfica em Lauro Müller, Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 27, n. 2, p. 69–77, 2014.

OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; BARETTA, D.; VIAPIANA, C. M.; SANTOS, J. C. P. Mesofauna de solo construído em área de mineração de carvão. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 14, n. 1, p. 55–64, 2015.

OLIVEIRA FILHO, L. C. I. De; KLAUBERG FILHO, O.; BARETTA, D.; TANAKA, C. A. S.; SOUSA, J. P. Collembola Community Structure as a Tool to Assess Land Use Effects on Soil Quality. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, p. 1–18, 2016.

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.

PALACIOS-VARGAS, J. G.; CASTAÑO-MENESES, G.; GÓMEZ-ANAYA, J. A.; MARTÍNEZ-YRIZAR, A.; MEJÍA-RECAMIER, B. E.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J. Litter and soil arthropods diversity and density in a tropical dry forest ecosystem in Western Mexico. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 13, p. 3703–3717, 2007.

PALMER, M. A.; FALK, D. A.; ZEDLER, J. B. Ecological theory and restoration ecology. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. (Ed.). **Foundations of Restoration Ecology**. [s.l: s.n.]p. 1–10.

PARISI, V.; MENTA, C.; GARDI, C.; JACOMINI, C. Evaluation of soil quality and biodiversity in Italy: the biological quality of soil index (QBS) approach. **Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity**, n. May 2016, p. 1–12, 2001.

PARISI, V.; MENTA, C.; GARDI, C.; JACOMINI, C.; MOZZANICA, E. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: A new approach in Italy. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 105, n. 1–2, p. 323–333, 2005.

PARKER, T. V.; PICKETT, S. T. A. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. In: URBANSKA, K.; WEBB, N.; EDWARD, P. J. (Ed.). **Restoration Ecology and Sustainable Development**. [s.l.] Cambridge University Press, 1999. p. 413.

PETERSEN, H. General aspects of collembolan ecology at the turn of the millennium. **Pedobiologia**, v. 46, p. 246–260, 2002.

PETRONI, D. M. **Diversidade de famílias de coleoptera em diferentes fragmentos florestais no município de londrina, pr - brasil**. 2008. Universidade Estadual de Londrina, 2008.

PICKETT, S. T. A.; PARKER, V. T.; FIEDLER, L. The new paradigm in ecology: Implications for conservation biology above the species level. In: FIEDLER, L.; JAIN, S. K. (Ed.). **Conservation Biology: The theory and practice of nature conservation, and management**. [s.l.] New York, Chapman and Hall, 1992. p. 507.

PIELOU, E. C. The measurement of diversity in different types of biological collections. **Journal of Theoretical Biology**, v. 13, p. 131–144, 1966.

PINEDA, E.; MORENO, C.; ESCOBAR, F.; HALFFTER, G. Frog, Bat, and Dung Beetle Diversity in the Cloud Forest and Coffee Agroecosystems of Veracruz, Mexico. **Conservation Biology**, v. 19, n. 2, p. 400–410, 2005.

POMPEO, P. N.; OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; FILHO, O. K.; MAFRA, Á. L.; BARETTA, C. R. D. M.; BARETTA, D. Diversidade de Coleoptera (Arthropoda: Insecta) e atributos edáficos em sistemas de uso do solo no Planalto Catarinense. **Scientia Agraria**, v. 17, n. 1, p. 16–28, 2016.

PONGE, J. F.; DUBS, F.; GILLET, S.; SOUSA, J. P.; LAVELLE, P. Decreased biodiversity in soil springtail communities: the importance of dispersal and landuse history in heterogeneous landscapes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 5, p. 1158–1161, 2006.

PRIMER-ELTD. **Primer 5 for Windows**, 2001. .

QUERNER, P.; BRUCKNER, A.; DRAPELA, T.; MOSER, D.; ZALLER, J. G.; FRANK, T. Landscape and site effects on Collembola diversity and abundance in winter oilseed rape fields in eastern Austria. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 164, p. 145–154, 2013.

RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R. de; CARVALHO, C. J. B. de; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. **Insetos do brasil: diversidade e taxonomia**. Ribeirão Preto: Halos Editora, 2012.

RAINIO, J.; NIEMELÄ, J. K. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, p. 487–506, 2003.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B. de; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. D. Restauração de áreas degradadas : a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28–36, 2003.

REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. 2. ed. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2003. p. 340.

REIS, A.; TRES, D. R.; BECHARA, F. C. A Nucleação como Novo Paradigma na Restauração Ecológica : “Espaço para o Imprevisível”. In: Simposio sobre Recuperacao de areas degradadas com enfase em matas ciliares, **Anais...**2006.

REIS, A.; TRÊS, D. R.; SCARIOT, C. E. Restauração na Floresta Ombrófila Mista através da sucessão natural. **Pesquisa Florestal Brasileira**, n. 55, p. 67–73, 2007.

REIS, F.; CARVALHO, F.; MARTINS DA SILVA, P.; MENDES, S.; SANTOS, S. A. P.; SOUSA, J. P. The use of a functional approach as surrogate of Collembola species richness in European perennial crops and forests. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 676–682, 2016.

RIBEIRO-TROIAN, V. R.; BALDISSERA, R.; HARTZ, S. M. Effects of understory structure on the abundance, richness and diversity of Collembola (Arthropoda) in southern Brazil. **Neotropical entomology**, v. 38, n. 3, p. 340–345, 2009.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

RIEFF, G. G.; NATAL-DA-LUZ, T.; SOUSA, J. P.; LUIZ, E.; SÁ, S. De. Diversity of Springtails and Mites of a Native Forest In Southern Brazil : Relationship with the Indices of Temperature and Precipitation in the Native Environment. **International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering**, v. 4, n. 9, p. 684–692, 2014.

ROCHA, J. R. M. da; ALMEIDA, J. R.; LINS, G. A.; DURVAL, A. Insects as indicators of environmental changing and pollution: A review of appropriate species and their monitoring. **HOLOS Environment**, v. 10, n. 2, p. 250–262, 2010.

RODRIGUES, R. R. A sucessão florestal. In: MORELLATO, PATRICIA C., L.; FILHO, H. F. (Ed.). **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra**. Campinas: UNICAMP, 1995. p. 30–36.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Recomposição de Florestas Nativas: Princípios Gerais e Subsídios para uma Definição Metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v. 2, n. 1, p. 4–15, 1996.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R. . L.-F.; F., H. DE (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 235–247.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. **Programa de adequação ambiental de estações experimentais do instituto florestal**. Piracicaba: FEALQ: USP/ESALQ-LSN, 2003.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; FARAH, F. T.; NOVAES, E.; PRIMORAL, R. A. S. **Programa de adequação ambiental das áreas agrícolas da cia açucareira vale do rosário**. Piracicaba: USP/ESALQ, 2001.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.

ROOT, R. B. The Niche Exploitation Pattern of the Blue-Gray Gnatcatcher. **Ecological Monographs**, v. 37, n. 4, p. 317–350, 1967.

RUPPERT, E. E.; FOX, R.; BARNES, R. D. **Zoologia dos invertebrados**. 7. ed. São Paulo: Roca, 2005.

SALMON, S.; PONGE, J. F.; GACHET, S.; DEHARVENG, L.; LEFEBVRE, N.; DELABROSSE, F. Linking species, traits and habitat characteristics of Collembola at European scale. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 75, p. 73–85, 2014.

SANDLER, R. V.; FALCO, L. B.; DI CIOCCO, C.; DE LUCA, R.; COVIELLA, C. E. Eficiencia del embudo berlese-tullgren para extracción de artrópodos edáficos en suelos argiudoles típicos de la Provincia de Buenos Aires. **Ciencia del Suelo**, v. 28, n. 1, p. 1–7, 2010.

SANTOS, S. R. de A. **Diversidade de coleoptera em um fragmento de mata atlântica da reserva ecológica gujaú, cabo de santo agostinho - pe**. 2005. 37 Universidade Federal de Pernambuco, 2005.

SANTOS, P. S. N. dos. **Utilização de colêmbolos edáficos (insecta: collembola) como**

indicadores da qualidade do solo, com recurso a características funcionais. 2008. Universidade de Coimbra, 2008.

SAUTTER, K. D.; SANTOS, H. R. Avaliação da estrutura da população da mesofauna edáfica, em diferentes regimes de reabilitação de um solo degradado pela mineração do xisto. **Agrárias**, v. 13, p. 31–34, 1994.

SAWADA, Y.; HIROWATARI, T. A revision of the genus *Acrotrichis* Motschulsky (Coleoptera: Ptiliidae) in Japan. **Entomological Science**, n. 5, p. 77–102, 2002.

SCHIEVENIN, D. F.; TONELLO, K. C.; SILVA, D. A. da; VALENTE, R. O. A.; FARIA, L. C.; THIERSCH, C. R. MONITORAMENTO DE INDICADORES DE UMA ÁREA DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM SOROCABA-SP. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 19, n. 1, p. 95–108, 2012.

SCHON, N. L.; MACKAY, A. D.; MINOR, M. A. Vulnerability of soil invertebrate communities to the influences of livestock in three grasslands. **Applied Soil Ecology**, v. 53, n. 1, p. 98–107, 2012.

SECHI, V.; D'ANNIBALE, A.; AMBUS, P.; SÁROSSY, Z.; KROGH, P. H.; ERIKSEN, J.; HOLMSTRUP, M. Collembola feeding habits and niche specialization in agricultural grasslands of different composition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 74, p. 31–38, 2014.

SERI. **Princípios da ser internacional sobre a restauração ecológica.** 2. ed. [s.l: s.n.]

SHANNON, C. E. A mathematical theory of communication. **The Bell System Technical Journal**, v. 27, n. July 1928, p. 379–423, 1948.

SIIRA-PIETIKÄINEN, A.; HAIMI, J. Changes in soil fauna 10 years after forest harvestings: Comparison between clear felling and green-tree retention methods. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 3, p. 332–338, 2009.

SILVA, P. M. da; CARVALHO, F.; DIRILGEN, T.; STONE, D.; CREAMER, R.; BOLGER, T.; SOUSA, J. P. Traits of collembolan life-form indicate land use types and soil properties across an European transect. **Applied Soil Ecology**, v. 97, p. 69–77, 2016.

SMITHERS, C. N. Psocoptera. In: CSIRO (Ed.). **The insects of Australia: a textbook for students and research workers.** 2. ed. New York: Cornell University, 1991. p. 412–420.

SNYDER, B. A.; HENDRIX, P. F. Current and potential roles of soil macroinvertebrates (earthworms, millipedes, and isopods) in ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 16, n. 4, p. 629–636, 2008.

SOCARRAS, A. Soil mesofauna: biological indicator of soil quality. **Pastos y Forrajes**, v. 36, n. 1, p. 5–13, 2013.

SOCARRÁS, A. A.; RODRÍGUEZ, M. E. Variación de la mesofauna del suelo en áreas recultivadas de la zona minera de Moa, Holguín, Cuba. **Poeyana**, v. 493, p. 30–35, 2006.

SÖRENSSON, M. New Records of Featherwing Beetles (Coleoptera: Ptiliidae) in North America. **The Coleopterists Bulletin**, v. 57, n. 4, p. 369–381, 2003. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.1649/564>>.

SOSMA; INPE. Fundação SOS Mata Atlântica Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais ATLAS DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA PERÍODO 2011 Instituto de Pesquisas 1-2012 São Paulo. **Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto de Pesquisas Espaciais**, p. 1–61, 2015.

SOUTHWOOD, T. Habitat, the templet for ecological strategies? **Journal of Animal Ecology**, v. 46, p. 337–365, 1977.

SOUZA, S. T. de; CASSOL, P. C.; BARETTA, D.; BARTZ, M. L. C.; KLAUBERG FILHO, O.; MAFRA, ?lvaro Luiz; DA ROSA, M. G. Abundance and diversity of soil macrofauna in native forest, eucalyptus plantations, perennial pasture, integrated crop-livestock, and no-tillage cropping. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 40, p. 1–14, 2016.

SPECTOR, S. Scarabaeine Dung Beetles (coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): An Invertebrate Focal Taxon for Biodiversity Research and Conservation. **The Coleopterists Bulletin**, v. 60, p. 71–83, 2006.

STATSOFT. **Statistica (data analysis software system)**. 7. ed. [s.l: s.n.]

STORK, N. E.; EGGLETON, P. Invertebrates as Determinants and Indicators of Soil Quality. **American Journal of Alternative Agriculture**, v. 7, n. 1–2, p. 38, 1992.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. Decomposition in terrestrial ecosystems. **Studies in Ecology**, v. 5, p. 372, 1979.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010.

TEIXEIRA, C. C. L.; HOFFMANN, M.; SILVA-FILHO, G. Comunidade de Coleoptera de solo em remanescente de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 9, n. 4, p. 91–95, 2009.

TER BRAAK, C. J.; SMILAUER, P. **Canoco reference manual and user's guide to cabici for windows: software for canonical community ordination (version 4.5)**. New York: Microcomputer Power, 2002.

THOMAZINI, M. J.; THOMAZINI, A. P. B. W. **A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2000.

TILMAN, D. Constraints and tradeoffs: toward a predictive theory of competition and succession. **Oikos**, v. 58, p. 3–15, 1990.

TIZADO, E. J.; NÚÑEZ-PÉREZ, E. Terrestrial Arthropods in the Initial Restoration Stages of Anthracite Coal Mine Spoil Heaps in Northwestern Spain: Potential Usefulness of Higher Taxa as Restoration Indicators. **Land Degradation and Development**, v. 27, n. 4, p. 1131–1140, 2016.

TORRE-BUENO, J. R. **A glossary of entomology**. New York: New York Entomological Society, 1978.

TRES, D. R. **Restauração ecológica de uma mata ciliar em uma fazenda produtora de pinus taeda I. no norte do estado de santa catarina**. 2006. 2006.

TRIPLEHORN, C. A.; JOHNSON, N. F. **Estudo dos insetos**. 2. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2015.

TURBÉ, A.; TONI, A.; BENITO, P.; LAVELLE, P.; LAVELLE, P.; RUÍZ, N.; PUTTEN, W. H.; LABOUZE, E.; MUDGAL, S. **Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers**. [s.l.] Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission (DG Environment), 2010.

UEHARA-PRADO, M.; FERNANDES, J. de O.; BELLO, A. de M.; MACHADO, G.; SANTOS, A. J.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; FREITAS, A. V. L. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1220–1228, 2009.

UHLIG, V. M. **Caracterização da mesofauna edáfica em áreas de regeneração natural da floresta ombrófila densa submontana, no município de antonina, paraná**. 2005. 2005.

VALLAURI, D.; ARONSON, J.; DUDLEY, N.; VALLEJO, R. Monitoring and evaluating forest restoration success. In: MANSOURIAN, S.; VALLAURI, D.; DUDLEY, N. (Ed.). **Forest restoration in landscape: beyond planting trees**. New York: Springer; WWF, 2005. p. 151–156.

VANDEWALLE, M.; DE BELLO, F.; BERG, M. P.; BOLGER, T.; DOLÉDEC, S.; DUBS, F.; FELD, C. K.; HARRINGTON, R.; HARRISON, P. A.; LAVOREL, S.; DA SILVA, P. M.; MORETTI, M.; NIEMELÄ, J.; SANTOS, P.; SATTLER, T.; SOUSA, J. P.; SYKES, M. T.; VANBERGEN, A. J.; WOODCOCK, B. A. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 10, p. 2921–2947, 2010.

VANIN, S. A.; BENÁ, D. C.; CHAMORRO, M. L. **Curculionidae in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil**. Disponível em: <<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/2587>>. Acesso em: 26 jan. 2017.

VARGAS, R. F. **Fauna edáfica sob modelos em estágio inicial de restauração de floresta subtropical**. 2016. 2016.

VIDAL, C. Y.; MANGUEIRA, J. R.; FARAH, F. T.; ROTHER, D. C.; RODRIGUES, R. R. Biodiversity Conservation of Forests and their Ecological Restoration in Highly-modified Landscapes. **Biodiversity in Agricultural Landscapes of Southeastern Brazil**, p. 342, 2016.

VIEIRA, N. K.; REIS, A. Transposição de solo como técnica nucleadora de restauração em ambiente de restinga. In: TRES, D. R.; REIS, A. (Ed.). **Perspectivas sistêmicas para a conservação e restauração ambiental: do pontual ao contexto**. 1. ed. [s.l.: s.n.]p. 191–193.

VOGEL, H. F.; CAMPOS, J. B.; BECHARA, F. C. Early bird assemblages under different subtropical forest high diversity plantation. **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 4, p. 912–939, 2015.

VOGEL, H. F.; SPOTSWOOD, E.; CAMPOS, J. B.; BECHARA, F. C. Annual changes in a bird assembly on artificial perches: Implications for ecological restoration in a subtropical agroecosystem. **Biota Neotropica**, v. 16, n. 1, p. 1–9, 2016.

WAID, J. S. Does soil biodiversity depend upon metabiotic activity and influences? **Applied Soil Ecology**, v. 13, n. 2, p. 151–158, 1999.

WATTS, C. H.; CLARKSON, B. R.; DIDHAM, R. K. Rapid beetle community convergence following experimental habitat restoration in a mined peat bog. **Biological Conservation**, v. 141, n. 2, p. 568–579, 2008.

WEYGOLDT, P. **The biology of pseudoscorpions**. Cambridge: Harvard University Press, 1969.

WIDENFALK, L. A.; MALMSTRÖM, A.; BERG, M. P.; BENGTSSON, J. Small-scale Collembola community composition in a pine forest soil - Overdispersion in functional traits indicates the importance of species interactions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 103, p. 52–

62, 2016.

WILSON, K. A.; LULOW, M.; BURGER, J.; FANG, Y. C.; ANDERSEN, C.; OLSON, D.; O'CONNELL, M.; MCBRIDE, M. F. Optimal restoration: Accounting for space, time and uncertainty. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 3, p. 715–725, 2011.

WINCK, B. R.; SÁ, E. L. S. de; RIGOTTI, V. M.; CHAUVAT, M. Relationship between land-use types and functional diversity of epigeic Collembola in Southern Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 109, p. 49–59, 2017.

WINK, C.; GUEDES, J. V. C.; FAGUNDES, C. K.; ROVEDDER, A. P. Insetos Edáficos Como Indicadores Da Qualidade Ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 4, n. 1, p. 60–71, 2005.

WRIGHT, S. J.; MULLER-LANDAU, H. C. The Future of Tropical Forest Species1. **Biotropica**, v. 38, n. 3, p. 287–301, 2006.

YAMAMOTO, T.; NAKAGOSHI, N.; TOUYAMA, Y. Ecological study of pseudoscorpion fauna in the soil organic. **Pedobiologia**, p. 593–601, 2001.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial Dynamics of a Primary Succession: Nucleation. **The Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417–428, 1974.

ZEPPELINI, D.; BELLINI, B. C.; CREÃO-DUARTE, A. J.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Collembola as bioindicators of restoration in mined sand dunes of Northeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 5, p. 1161–1170, 2009.

ZEPPELINI, D.; QUEIROZ, G. C.; ABRANTES, E. A.; BELLINI, B. C.; MEDEIROS, E. S. F.; OLIVEIRA, E. P.; SILVEIRA, T. C.; NEVES, A. C. R.; SOARES, A. F.; GODEIRO, N. N.; OLIVEIRA, F. G. D. L.; SANTOS-ROCHA, I. M.; MENESES, L. F.; MENDONÇA, M. C. Diversity of Collembola (Arthropoda: Hexapoda) across different types of vegetation in Brazil. **Journal of Biodiversity and Conservation**, v. 5, n. 3, p. 176–184, 2013.

ZEPPELINI, D.; QUEIROZ, G. C.; BELLINI, B. C. **Collembola in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil**. Disponível em: <<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/379>>. Acesso em: 16 jan. 2017.

ZEPPELLINI FILHO, D.; BELLINI, B. C. **Introdução ao estudo dos collembola**. João Pessoa: UFPB, 2004.

ÍNDICE DE APÊNDICES E ANEXOS

APÊNDICE A	– Família de Coleoptera coletadas através de Pitfall trap's, em áreas sob diferentes modelos de restauração e em floresta secundária, em estágio médio de regeneração, em Dois Vizinhos-PR. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.	103
APÊNDICE B	– Abundância de indivíduos da mesofauna edáfica extraídas pelo método de Berlese-Tüllgren, em áreas sob diferentes modelos de restauração em e floresta secundária, em estágio médio de regeneração, em Dois Vizinhos-PR. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.	104
APÊNDICE C	– Grupos da mesofauna edáfica extraídas pelo método de Berlese-Tüllgren, em áreas sob diferentes modelos de restauração e em floresta secundária em estágio médio de regeneração, em Dois Vizinhos-PR. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.	105
APÊNDICE D	– Morfotipos de Collembola extraídos pelo método de Berlese-Tüllgren,, em áreas sob diferentes modelos de restauração em e floresta secundária em estágio médio de regeneração, em Dois Vizinhos-PR. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.	106
ANEXO A	– Localização espacial do experimento no Câmpus da UTFPR-DV. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.	108
ANEXO B	– Croqui experimental referente ao tratamento de restauração passiva. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.	109
ANEXO C	– Croqui experimental referente ao tratamento de plantio em alta diversidade. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.	110
ANEXO D	– Croqui experimental referente ao tratamento de nucleação. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.	111
ANEXO E	– Espécies utilizadas nos tratamentos: nucleação e plantio em alta diversidade. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.	112
ANEXO F	– Morfotipos de Collembola, de acordo com as categorias pré-estabelecidas e as amostradas no presente trabalho. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.	114

APÊNDICES

APÊNDICE A – Família de Coleoptera coletadas através de Pitfall trap's, em áreas sob diferentes modelos de restauração e em floresta secundária, em estágio médio de regeneração, em Dois Vizinhos-PR. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.

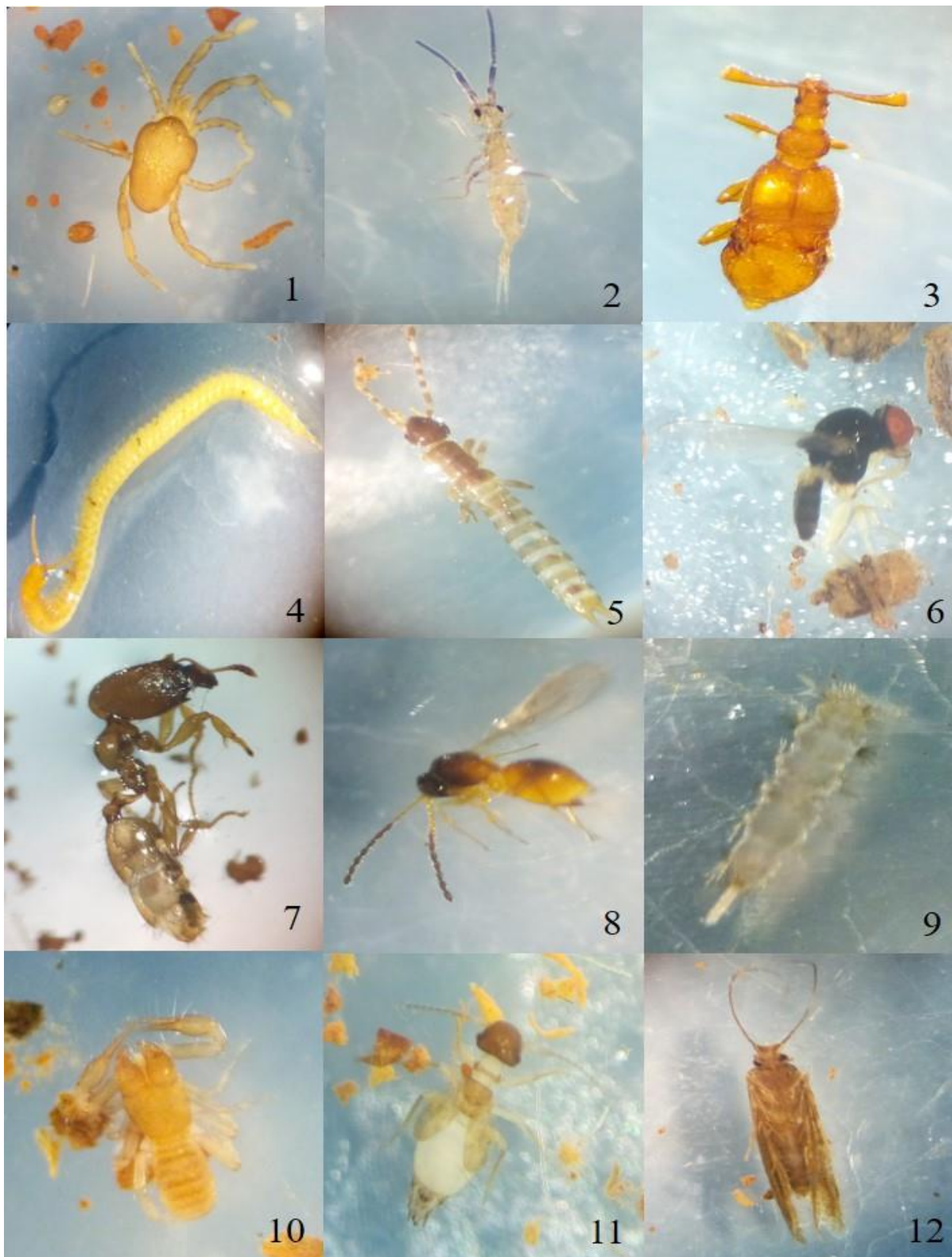


1- Anthicidae, 2- Carabidae, 3- Chrysomelidae, 4- Curculionidae, 5- Elateridae, 6- Erotylidae, 7- Hybosoridae, 8- Latridiidae, 9- Leiodidae, 10- Monotomidae, 11- Nitidulidae, 12- Ptiliidae, 13- Scarabaeidae, 14- Staphylinidae e 15- Tenebrionidae.

APÊNDICE B – Abundância de indivíduos da mesofauna edáfica extraídas pelo método de Berlese-Tüllgren, em áreas sob diferentes modelos de restauração em e floresta secundária, em estágio médio de regeneração, em Dois Vizinhos-PR. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.

Tratam.	RP	N	PAD	FL	Total
Acariformes	1237	1238	1639	6079	10193
Araneae	17	11	8	12	48
Blattodea (Isoptera)	0	1	1	0	2
Chilopoda	0	1	4	6	11
Collembola.	372	333	917	807	2429
Coleoptera.	27	53	37	56	173
Dermaptera.	0	0	1	0	1
Diplopoda	6	11	12	51	80
Diplura	0	0	13	10	23
Diptera	58	62	65	100	285
Gastropoda	2	4	0	10	16
Haplotaxida	14	4	4	18	40
Hemiptera	15	2	6	21	44
Hymenoptera	259	131	127	252	769
Isopoda.	0	7	0	1	8
Isoptera	0	0	1	0	1
Lepidoptera	0	6	2	4	12
Neuroptera	0	1	0	0	1
Pauropoda	9	8	16	6	39
Plecoptera	1	0	0	0	1
Protura	11	18	31	48	108
Pseudoscorpiones	0	0	0	19	19
Psocoptera.	295	209	267	79	850
Symphyla	8	8	10	35	61
Thysanoptera	11	6	12	3	32
Trichoptera	10	43	34	34	121
Total	2352	2157	3207	7651	15367

APÊNDICE C – Grupos da mesofauna edáfica extraídas pelo método de Berlese-Tüllgren, em áreas sob diferentes modelos de restauração e em floresta secundária em estágio médio de regeneração, em Dois Vizinhos-PR. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.



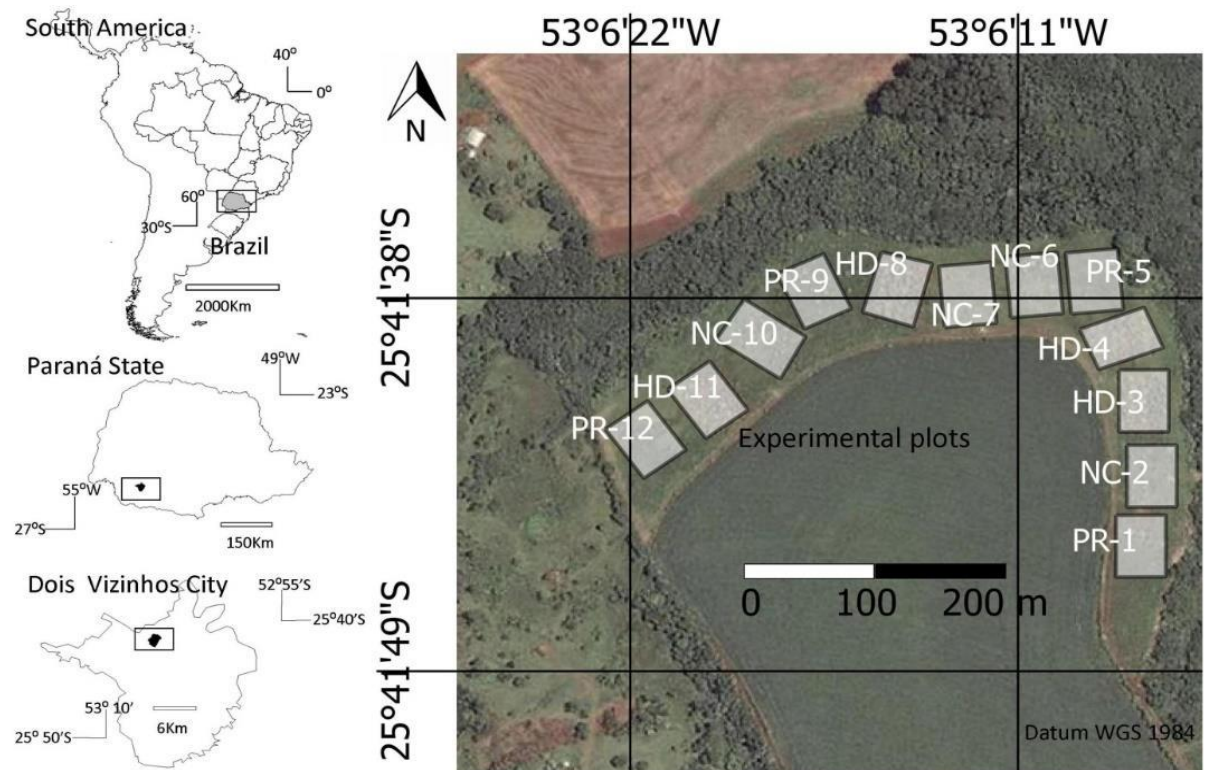
1- Acariformes, 2- Collembola, 3- Coleoptera, 4- Chilopoda, 5- Diplura, 6- Diptera, 7- Hymenoptera: Formicidae, 8- Hymenoptera:, 9- Polychaeta, 10- Pseudoscorpionida, 11- Pseudoscorpionida, 12- Trichoptera.

APÊNDICE D - Morfotipos de Collembola extraídos pelo método de Berlese-Tüllgren,, em áreas sob diferentes modelos de restauração em e floresta secundária em estágio médio de regeneração, em Dois Vizinhos-PR. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.

Categoria	Morfotipo.	RP	NC	PAD	FL	Total
Edáficos	Ed1	46	58	68	179	351
	Ed2	0	0	0	1	1
	Ed3	139	146	228	293	806
	Ed6	0	0	0	16	16
	Ed8	8	6	8	44	66
	Ed12	33	35	83	34	185
	Ed16	0	1	0	1	2
	Ed15	0	0	2	16	18
	Ed23	2	7	0	18	27
	Ed24	19	11	43	17	90
Hemiedáficos	HmEd4	0	1	0	1	2
	HmEd14	0	0	0	8	8
	HmEd15	45	22	136	69	272
	HmEd16	9	10	6	3	28
	HmEd18	3	0	6	0	9
	HmEd21	0	0	0	2	2
	HmEd25	0	0	0	1	1
	HmEd30	0	0	0	2	2
	HmEd31	0	0	2	0	2
	HmEd32	0	0	0	9	9
	HmEd33	43	22	321	14	400
	HmEd36	1	0	2	0	3
	HmEd48	3	0	0	7	10
	HmEd50	0	3	1	8	12
	HmEd54	6	2	2	1	11
Epedáficos	Ep4	2	3	0	0	5
	Ep5	6	4	1	23	34
	Ep7	0	0	1	0	1
	Ep8	1	0	0	0	1
	Ep9	1	0	0	3	4
	Ep15	0	0	0	1	1
	Ep16	0	0	0	1	1
	Ep17	3	2	2	25	32
	Ep22	1	0	3	9	13
	Ep24	1	0	0	1	2
	Total		372	333	915	807

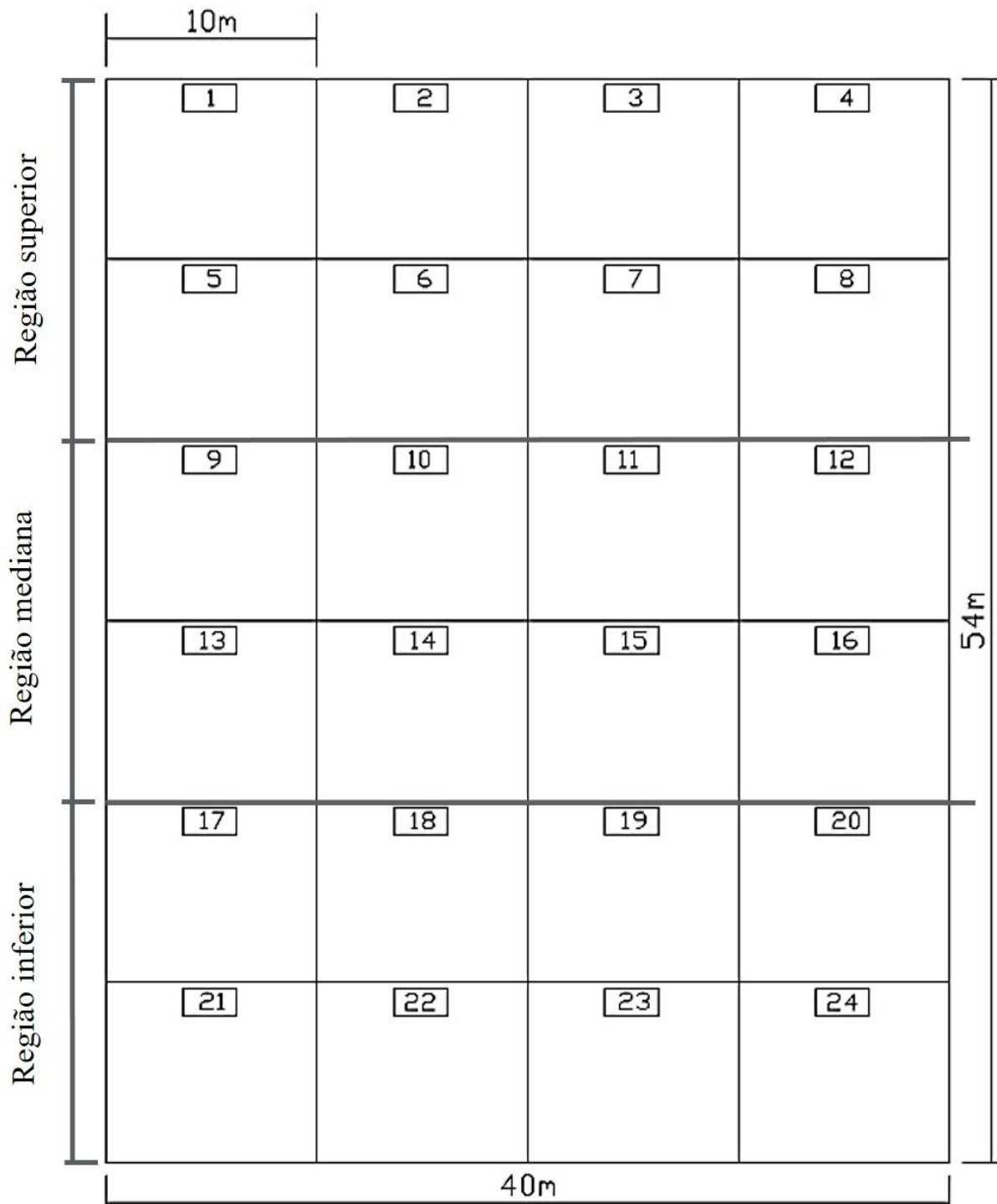
ANEXOS

ANEXO A – Localização espacial do experimento no Câmpus da UTFPR-DV. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.

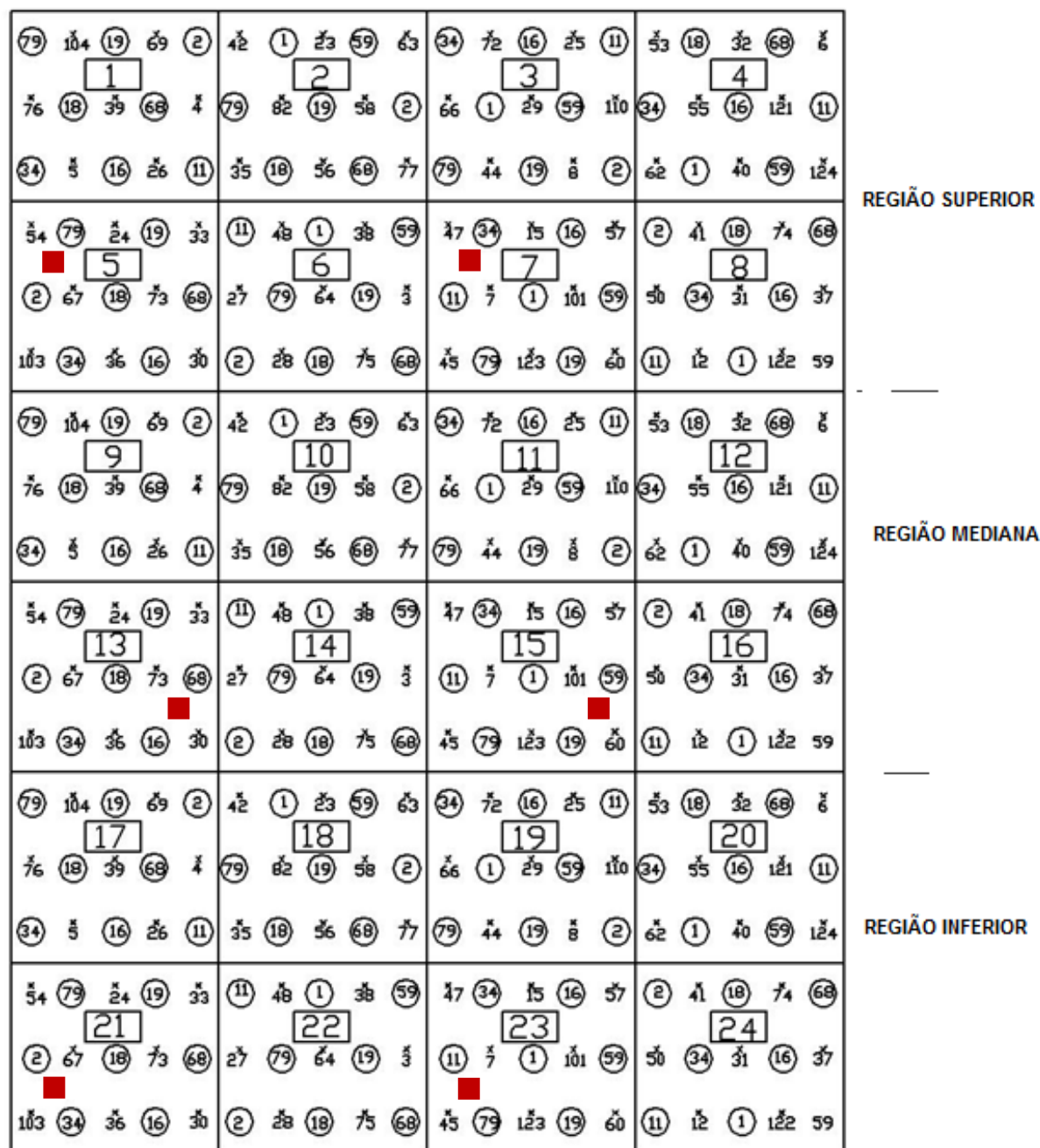


Fonte: VOGEL; CAMPOS, BECHARA, 2015

ANEXO B – Croqui experimental referente ao tratamento de restauração passiva. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.



ANEXO C – Croqui experimental referente ao tratamento de plantio em alta diversidade. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.



Legenda:

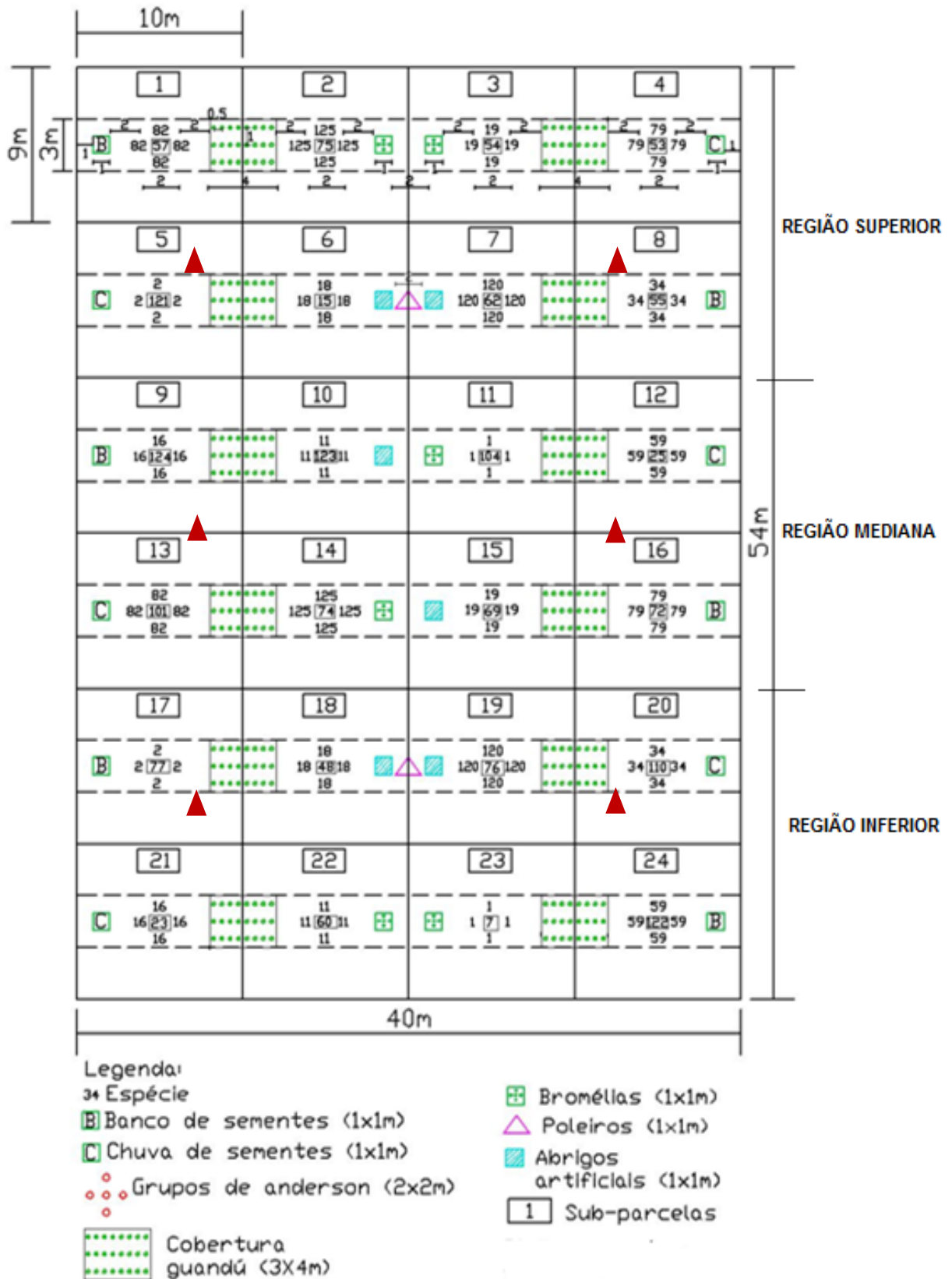
1 Sub-parcelas

79 Espécies de preenchimento

104 Espécies de diversidade

Os quadrados em vermelho apontam as subparcelas amostrais e o ponto de coleta no plantio em alta diversidade para a metodologia de Berlese-Tüllgren..

ANEXO D – Croqui experimental referente ao tratamento de nucleação. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.



Os triângulos em vermelho apontam as subparcelas amostrais e o ponto de coleta na nucleação para a metodologia de Berlese-Tüllgren..

ANEXO E – Espécies utilizadas nos tratamentos: nucleação e plantio em alta diversidade. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.

Nome científico	Nome popular	Nº sp.	Categoria Silvicultural
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	1	Preenchimento
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Bracatinga	2	Preenchimento
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Capororoca	3	Diversidade
<i>Psidium</i> cf. <i>cattleianum</i> var. <i>coriaceum</i> (O. Berg) Kiaersk.	Araçá	4	Diversidade
<i>Galesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Pau-d'alho	5	Diversidade
<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	Guabiju	6	Diversidade
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	Erva-mate	7	Diversidade
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Tarumã	8	Diversidade
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Grandiúva	11	Preenchimento
<i>Annona cacans</i> Warm.	Araticum-cagão	12	Diversidade
<i>Jaracatia spinosa</i> (Aubli) A. DC.	Jaracatiá	15	Diversidade
cf. <i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra d'água	16	Preenchimento
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	18	Preenchimento
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Pau-jacaré	19	Preenchimento
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Maria-pula-pula	23	Diversidade
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Sapuva	24	Diversidade
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	Pessegueiro-bravo	25	Diversidade
<i>Randia ferox</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	Limão-de-mico	26	Diversidade
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Radlk.	Vacum	27	Diversidade
<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	Falso-barbatimão	28	Diversidade
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	Imbuia	29	Diversidade
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Sapopema	30	Diversidade
<i>Celtis</i> sp. L.	Curupιά	31	Diversidade
<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	Dedaleiro	32	Diversidade
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez	Capororocão	33	Diversidade
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Tapiá	34	Preenchimento
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Mart. ex O. Berg	Guabiroba	35	Diversidade
<i>Inga uruguensis</i> Hook. & Arn.	Ingá-do-brejo	36	Diversidade
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Caroba	37	Diversidade
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Cambará	38	Diversidade
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjarana	39	Diversidade
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees.	Canela-Guaicá	40	Diversidade
<i>Podocarpus</i> Labill.	Pinheiro-bravo	42	Diversidade
<i>Capsicodendron dinisii</i> (Schwacke) Occhioni	Pimenteira	44	Diversidade
<i>Xylosma</i> sp. G. Forst.	Sucará	45	Diversidade
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Branquilha	47	Diversidade
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S. Mill.	Guajuvira	48	Diversidade

(Continuação)

(Conclusão)

Nome científico	Nome popular	Nº sp.	Categoria Silvicultural
<i>Sebastiania schottiana</i> (Müll. Arg.) Müll. Arg.	Sarandi	50	Diversidade
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	Sete capotes	53	Diversidade
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Camboatá vermelho	54	Diversidade
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro-rosa	55	Diversidade
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Paineira	56	Diversidade
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex A. DC.) Standl.	Ipê-amarelo	57	Diversidade
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-porca	58	Diversidade
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira-pimenteira	59	Preenchimento
<i>Ficus enormis</i> (Mart. ex Miq.) Mart.	Figueira	60	Diversidade
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Pau-marfim	62	Diversidade
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	63	Diversidade
<i>Lonchocarpus</i> Kunth	Rabo-de-bugio	64	Diversidade
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Maria-preta	66	Diversidade
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	Corticeira	67	Diversidade
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pata-de-vaca	68	Preenchimento
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Cafezeiro-do-mato	69	Diversidade
<i>Trichilia clausenii</i> C. D. C.	Quebra-machado	72	Diversidade
<i>Myrceugenia euosma</i> (O. Berg) D. Legrand	Guamirim	73	Diversidade
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Uvaia	74	Diversidade
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	75	Diversidade
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Cerejeira-da-mata	76	Diversidade
<i>Myrciaria trunciflora</i> O. Berg	Jaboticabeira	77	Diversidade
<i>Solanum bullatum</i> Vell.	Fumeiro-bravo	79	Preenchimento
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Louro-Pardo	82	Diversidade
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	Peroba-rosa	101	Diversidade
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip	Angico-branco	103	Diversidade
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Pinheiro-do-Paraná	104	Diversidade
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Angico-vermelho	110	Diversidade
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Maricá	120	Preenchimento
<i>Butia capitata</i> (Mart.) Becc.	Butiá	121	Diversidade
<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	Espinheira-Santa	122	Diversidade
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	Marmeleiro	123	Diversidade
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	124	Diversidade
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Tamboril	125	Preenchimento

ANEXO F – Morfotipos de Collembola, de acordo com as categorias pré-estabelecidas e as amostradas no presente trabalho. UTFPR Câmpus Pato Branco, 2017.

-----Valor Eco Morfológico parcial (EMV) -----									
Ocelos	Antena	Furca	Pelos/escamas	Pigmentação	EMI final	Categoria	Morfotipos		
0-4	0-2-4	0-2-4	0-4	0-2-4			Nome	Coletado	
4	4	4	4	4	20	Edáfico	Ed1	X	
4	4	4	4	2	18	Edáfico	Ed2	X	
4	4	2	4	4	18	Edáfico	Ed3	X	
4	2	4	4	4	18	Edáfico	Ed4		
4	4	4	4	0	16	Edáfico	Ed5		
4	4	4	0	4	16	Edáfico	Ed6	x	
4	4	2	4	2	16	Edáfico	Ed7		
4	4	0	4	4	16	Edáfico	Ed8	x	
4	2	4	4	2	16	Edáfico	Ed9		
4	2	2	4	4	16	Edáfico	Ed10		
4	0	4	4	4	16	Edáfico	Ed11		
0	4	4	4	4	16	Edáfico	Ed12	x	
4	4	4	0	2	14	Edáfico	Ed13		
4	4	2	4	0	14	Edáfico	Ed14		
4	4	2	0	4	14	Edáfico	Ed15	x	
4	4	0	4	2	14	Edáfico	Ed16	x	
4	2	4	4	0	14	Edáfico	Ed17		
4	2	4	0	4	14	Edáfico	Ed18		
4	2	2	4	2	14	Edáfico	Ed19		
4	2	0	4	4	14	Edáfico	Ed20		
4	0	4	4	2	14	Edáfico	Ed21		
4	0	2	4	4	14	Edáfico	Ed22		
0	4	4	4	2	14	Edáfico	Ed23	x	
0	4	2	4	4	14	Edáfico	Ed24	x	
0	2	4	4	4	14	Edáfico	Ed25		
4	4	4	0	0	12	Hemiedáfico	Hm1		
4	4	2	0	2	12	Hemiedáfico	Hm2		
4	4	0	4	0	12	Hemiedáfico	Hm3		
4	4	0	0	4	12	Hemiedáfico	Hm4	x	
4	2	4	0	2	12	Hemiedáfico	Hm5		
4	2	2	4	0	12	Hemiedáfico	Hm6		
4	2	2	0	4	12	Hemiedáfico	Hm7		
4	2	0	4	2	12	Hemiedáfico	Hm8		
4	0	4	4	0	12	Hemiedáfico	Hm9		
4	0	4	0	4	12	Hemiedáfico	Hm10		
4	0	2	4	2	12	Hemiedáfico	Hm11		
4	0	0	4	4	12	Hemiedáfico	Hm12		
0	4	4	4	0	12	Hemiedáfico	Hm13		
0	4	4	0	4	12	Hemiedáfico	Hm14	x	
0	4	2	4	2	12	Hemiedáfico	Hm15	x	
0	4	0	4	4	12	Hemiedáfico	Hm16	x	
0	2	4	4	2	12	Hemiedáfico	Hm17		
0	2	2	4	4	12	Hemiedáfico	Hm18	x	
0	0	4	4	4	12	Hemiedáfico	Hm19		
4	4	2	0	0	10	Hemiedáfico	Hm20		

(Continua)

(Continuação)

4	4	0	0	2	10	Hemiedáfico	Hm21	x
4	2	4	0	0	10	Hemiedáfico	Hm22	
4	2	2	0	2	10	Hemiedáfico	Hm23	
4	2	0	4	0	10	Hemiedáfico	Hm24	
4	2	0	0	4	10	Hemiedáfico	Hm25	X
4	0	4	0	2	10	Hemiedáfico	Hm26	
4	0	2	4	0	10	Hemiedáfico	Hm27	
4	0	2	0	4	10	Hemiedáfico	Hm28	
4	0	0	4	2	10	Hemiedáfico	Hm29	
0	4	4	0	2	10	Hemiedáfico	Hm30	X
0	4	2	4	0	10	Hemiedáfico	Hm31	X
0	4	2	0	4	10	Hemiedáfico	Hm32	X
0	4	0	4	2	10	Hemiedáfico	Hm33	X
0	2	4	4	0	10	Hemiedáfico	Hm34	
0	2	4	0	4	10	Hemiedáfico	Hm35	
0	2	2	4	2	10	Hemiedáfico	Hm36	X
0	2	0	4	4	10	Hemiedáfico	Hm37	
0	0	4	4	2	10	Hemiedáfico	Hm38	
0	0	2	4	4	10	Hemiedáfico	Hm39	
4	4	0	0	0	8	Hemiedáfico	Hm40	
4	2	2	0	0	8	Hemiedáfico	Hm41	
4	2	0	0	2	8	Hemiedáfico	Hm42	
4	0	4	0	0	8	Hemiedáfico	Hm43	
4	0	2	0	2	8	Hemiedáfico	Hm44	
4	0	0	4	0	8	Hemiedáfico	Hm45	
4	0	0	0	4	8	Hemiedáfico	Hm46	
0	4	4	0	0	8	Hemiedáfico	Hm47	
0	4	2	0	2	8	Hemiedáfico	Hm48	X
0	4	0	4	0	8	Hemiedáfico	Hm49	
0	4	0	0	4	8	Hemiedáfico	Hm50	X
0	2	4	0	2	8	Hemiedáfico	Hm51	
0	2	2	4	0	8	Hemiedáfico	Hm52	
0	2	2	0	4	8	Hemiedáfico	Hm53	
0	2	0	4	2	8	Hemiedáfico	Hm54	X
0	0	4	4	0	8	Hemiedáfico	Hm55	
0	0	4	0	4	8	Hemiedáfico	Hm56	
0	0	2	4	2	8	Hemiedáfico	Hm57	
0	0	0	4	4	8	Hemiedáfico	Hm58	
4	2	0	0	0	6	Epigeico	Ep1	
4	0	2	0	0	6	Epigeico	Ep2	
4	0	0	0	2	6	Epigeico	Ep3	
0	4	2	0	0	6	Epigeico	Ep4	X
0	4	0	0	2	6	Epigeico	Ep5	X
0	2	4	0	0	6	Epigeico	Ep6	
0	2	2	0	2	6	Epigeico	Ep7	X
0	2	0	4	0	6	Epigeico	Ep8	X
0	2	0	0	4	6	Epigeico	Ep9	X
0	0	4	0	2	6	Epigeico	Ep10	
0	0	2	4	0	6	Epigeico	Ep11	
0	0	2	0	4	6	Epigeico	Ep12	
0	0	0	4	2	6	Epigeico	Ep13	
4	0	0	0	0	4	Epigeico	Ep14	

(Continua)

								(Conclusão)
0	4	0	0	0	4	Epigeico	Ep15	X
0	2	2	0	0	4	Epigeico	Ep16	X
0	2	0	0	2	4	Epigeico	Ep17	X
0	0	4	0	0	4	Epigeico	Ep18	
0	0	2	0	2	4	Epigeico	Ep19	
0	0	0	4	0	4	Epigeico	Ep20	
0	0	0	0	4	4	Epigeico	Ep21	
0	2	0	0	0	2	Epigeico	Ep22	X
0	0	2	0	0	2	Epigeico	Ep23	
0	0	0	0	2	2	Epigeico	Ep24	X
0	0	0	0	0	0	Epigeico	Ep25	

Fonte: Adaptado de Oliveira Filho et al. (2016).