

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS COMPUTACIONAIS
PARA O AGRONEGÓCIO - PPGTCA

RODRIGO JOSÉ DE VARGAS

**CONTROLE ESTATÍSTICO DE PROCESSO PARA AVALIAÇÃO
DE BIOINDICADORES DO SOLO SUBMETIDO À IRRIGAÇÃO COM
EFLUENTE INDUSTRIAL TRATADO DE ABATEDOURO DE AVES**

DISSERTAÇÃO

MEDIANEIRA
2019

RODRIGO JOSÉ DE VARGAS

**CONTROLE ESTATÍSTICO DE PROCESSO PARA AVALIAÇÃO
DE BIOINDICADORES DO SOLO SUBMETIDO À IRRIGAÇÃO COM
EFLUENTE INDUSTRIAL TRATADO DE ABATEDOURO DE AVES**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Computacionais para o Agronegócio, do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Computacionais para o Agronegócio – PPGTCA – da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR – Câmpus Medianeira.

Orientador(a): Fabiana Costa De Araujo Schutz

Co-orientador(a): Tomás de Figueiredo

MEDIANEIRA

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

V297c	<p>VARGAS, Rodrigo José de</p> <p>Controle estatístico de processo para avaliação de bioindicadores do solo submetido à irrigação com efluente industrial tratado de abatedouro de aves / Rodrigo José de Vargas, 2019 78 f. : il. ; 30 cm.</p> <p>Orientadora: Fabiana Costa De Araujo Schutz . Coorientador: Tomás de Figueiredo Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Computacionais para o Agronegócio. Medianeira, 2019. Inclui bibliografias.</p> <p>1. Indicadores biológicos. 2. Irrigação. 3. Resíduos industriais. 4. Tecnologias Computacionais- Dissertações. I. Schutz, Fabiana Costa de. orient. II. Figueiredo, Tomás. Coorient. III. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Computacionais para o Agronegócio. IV. Título.</p> <p>CDD: 004</p>
-------	--

Biblioteca Câmpus Medianeira
Fernanda Bem CRB 9-1735



TERMO DE APROVAÇÃO

CONTROLE ESTATÍSTICO DE QUALIDADE PARA AVALIAÇÃO DE BIOINDICADORES DO SOLO SUBMETIDO À IRRIGAÇÃO COM EFLUENTE INDUSTRIAL TRATADO DE ABATEDOURO DE AVES

Por

RODRIGO JOSÉ DE VARGAS

Essa dissertação foi apresentada às oito horas, do dia três de julho de dois mil e dezenove, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Tecnologias Computacionais para o Agronegócio, Linha de Pesquisa Tecnologias Computacionais Aplicadas À Agroindústria, no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Computacionais para o Agronegócio - PPGTCA, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelas professoras abaixo. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho _____.

Profa. Dra. Fabiana Costa de Araujo Schutz (Orientadora – PPGTCA)

Profa. Dra. Carla Adriana Pizarro Schmidt (Membro Interno – PPGTCA)

Profa. Dra. Danielle Medina Rosa (Membro Externo – UNIOESTE)

*As assinaturas originais estão na secretaria do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Computacionais para o Agronegócio - PPGTCA

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	15
2.1.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	16
3.1.	PRODUÇÃO AVÍCOLA INDUSTRIAL E EFLUENTE DE ABATEDOURO DE AVES 16	
3.2.	IMPACTOS DA APLICAÇÃO DE EFLUENTES NO SOLO	17
3.3.	CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DO SOLO E BIOINDICADORES .	18
3.3.1.	MACRO E MESOFAUNA DO SOLO	19
3.3.1.1.	Minhocas (Oligoquetas).....	20
3.3.1.2.	Isópodos	23
3.3.1.3.	Artropodofauna (Artrópodes)	25
3.3.2.	Microbiologia Do Solo	26
3.4.	ÍNDICES DE DIVERSIDADE BIOLÓGICA	28
3.5.	CONTROLE ESTATÍSTICO DE QUALIDADE APLICADO AOS BIOINDICADORES DO SOLO.....	31
4	METODOLOGIA	33
4.1.	ÁREA DO ESTUDO.....	33
4.2.	CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE	33
4.3.	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS	35
4.4.	SISTEMA DE IRRIGAÇÃO	36
4.5.	COLETA DE DADOS.....	37
4.5.1.	Monólitos Para Contagem de Minhocas e Enquitreídeos (classe Oligochaeta).....	37
4.5.2.	Coleta e análise de mesofauna.....	38
4.5.3.	Coliformes a 35 °C e 45 °C e <i>Escherichia coli</i>	40
4.5.4.	Atributos Químicos Do Solo	40
4.6.	ANÁLISE DE DADOS.....	42
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5.1.	QUANTIFICAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DA MACRO E MESOFAUNA E ÍNDICES BIOLÓGICOS	43
5.2.	CONTAMINANTES DO SOLO	48
4.3	AVALIAÇÃO DAS TAXAS DE IRRIGAÇÃO POR MEIO DOS BIOINDICADORES UTILIZANDO CEP	49
4.4.	RELAÇÃO ENTRE OS ÍNDICES BIOLÓGICOS E ATRIBUTOS DE FERTILIDADE DO SOLO	55
6	CONCLUSÕES.....	58
7	REFERÊNCIAS.....	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicas do efluente tratado da UIA, bem como as taxas aplicadas a cada tratamento destes parâmetros.	34
Tabela 2 Tratamentos e alocação das parcelas.....	36
Tabela 3 - Médias, desvios padrão, testes de média e incremento das variáveis de atributos do solo amostrados a 0 e 24 meses de irrigação	41
Tabela 4 - Classificação da fauna edáfica identificada.....	43
Tabela 5 - Estatística exploratória para a mesofauna e macrofauna identificada para (Tratamento 0), 100 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹ (Tratamento 1), 200 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹ (Tratamento 2) e 300 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹ (Tratamento T3) e teste de médias de Tukey a 5% de significância.....	45
Tabela 6 - Médias dos Índice de riqueza de Margalef, Índice de dominância de Simpson, Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, Índice de equabilidade de Pielou para as taxas de irrigação de 0 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹ (Tratamento 0), 100 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹ (Tratamento 1), 200 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹ (Tratamento 2) e 300 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹ (Tratamento T3) e testes comparativos de médias de Tukey.	46
Tabela 7- Médias, desvios-padrão e testes de médias de Tukey para Coliformes totais e <i>E. Colli</i> , nas taxas de irrigação de 0 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹ (Tratamento 0), 100 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹ (Tratamento 1), 200 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹ (Tratamento 2) e 300 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹ (Tratamento T3) .	48
Tabela 8 - Índices de capacidade de processo e performance para dados normais os índices biológicos	54
Tabela 9 - Análise de correlação de Pierson para avaliação de correlação entre os bioindicadores, taxa de aplicação de efluente e propriedade do solo	56

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Alocação das parcelas e suas respectivas áreas em m ²	35
Figura 2 Esquema do cabeçal de irrigação e transporte do efluente.....	36
Figura 3 Irrigação nas parcelas experimentais.....	37
Figura 4 Coleta e identificação das oligoquetas: Retirada dos monólitos de solo (a) e coleta das oligoquetas (b).....	38
Figura 5 Artrópodes coletados em uma das armadilhas (a), Armadilha no solo (b), armadilha completa com a proteção (c).....	38
Figura 6: Gráfico de Shewhart para o índice de Margalef.....	49
Figura 7: Gráfico de Shewhart para o índice de Shannon Wiener.....	50
Figura 8 Gráfico de Shewhart para o índice de Simpson.....	51
Figura 9 Gráfico de Shewhart para o índice de Pielou.....	52
Figura 10 Gráfico de Shewhart para os números de indivíduos dos bioindicadores (a) Enquitreídeos (b) Isópodas, (c) Glossoscolecidae, considerando os 4 tratamentos aplicados: taxas de aplicação de efluentes de (0) 0 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹ , (1) 100 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹ , (2) 200 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹ e (3) 300 m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹	53
Figura 11 Gráficos de capacidade de processos para os índices de Pielou (a) Simpson (b) Shannon-Wiener (c) Margalef (d)	55

RESUMO

VARGAS, R.J. **Controle estatístico de qualidade para avaliação de bioindicadores do solo submetido à irrigação com efluente industrial tratado de abatedouro de aves**, 2019. Dissertação de Mestrado (Técnicas Computacionais Para o Agronegócio) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

O solo é considerado uma estrutura bastante complexa. Sua relação com os processos de alteração provocados por efluentes industriais pode ser explicada através das modificações sofridas na biologia do solo. Os objetivos deste estudo foram avaliar através do controle estatístico de processos (CEP) o comportamento de bioindicadores (Mesofauna e macrofauna) do solo submetido a irrigação com efluente industrial tratado, proveniente de abatedouro de aves em área reflorestada com *Eucalyptus urophylla*. O experimento foi instalado em um área de reflorestamento no oeste do Paraná, Brasil. Foram instaladas 16 parcelas, sendo 4 tratamentos: taxas de irrigação de 0, 100 m³, 200 m³ e 300 m³, com 4 repetições cada. O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado. A partir de métodos específicos de coleta, como o TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility Method) e armadilhas de queda ("pitfall trap") os bioindicadores foram coletados e classificados em laboratório de acordo com sua ordem e família. Também foram analisados coliformes a 35 °C através da técnica de contagem em profundidade (Petrifilm Coliform Count Plate/3M), com base na norma AFNOR 01/2-09/89C. Através da introdução e uso de ferramentas de controle estatístico de qualidade na avaliação de alguns bioindicadores do solo foi possível com este trabalho relacionar estes indicadores com atributos de fertilidade do solo, além de identificar organismos contaminantes do solo presentes no efluente utilizado na irrigação. O CEP mostrou-se uma ferramenta útil no monitoramento de bioindicadores, demonstrando que o ambiente local manteve-se em equilíbrio em diferentes volumes de efluente aplicado.

Palavras-chave: Bioindicadores, irrigação, efluente agroindustrial

ABSTRACT

VARGAS, R.J. **Statistical control of quality for the evaluation of soil bioindicators submitted to irrigation with industrial effluent poultry slaughterhouse treaty**, 2019. Dissertação de Mestrado (Téconologias Computacionais Para o Agronegócio) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Soil is a rather complex structure. Its relation with the processes of change provoked by industrial effluents can be explained through the modifications undergone in the biology of the soil. The objectives of this study were to evaluate the behavior of bioindicators (Mesofauna and Macrofauna) of the soil submitted to an irrigation with treated industrial effluent from a poultry slaughterer in an area reforested with *Eucalyptus urophylla*. The experiment was carried out in a reforestation area in western Paraná, Brazil. Sixteen plots were installed, four treatments: irrigation rate of 0, 100 m³, 200 m³ and 300 m³, with 4 replications each. The experimental design was constructed entirely by chance. From data collection methods, such as TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility Method) and fall traps, the bioindicators were classified in the laboratory according to their order and family. Also coliforms were assayed at 35 ° C by depth counting technique (Petri-film / 3M Coliform Counting Plate), based on AFNOR 01 / 2-09 / 89C. Through the introduction and use of tools of statistical quality control in the evaluation of some soil bioindicators it was possible to perform with this work to relate these indicators with attributes of soil fertility, in addition to identifying soil contaminant organisms present not being used in irrigation. CEP was useful in the monitoring of bioindicators, demonstrating that the local environment remained balanced in different volumes of effluent applied.

Keywords: Bioindicators, irrigation, agroindustrial effluent.

1 INTRODUÇÃO

A expansão do setor industrial avícola no Brasil, especialmente com a implantação de inovações tecnológicas e o crescimento da produtividade, deu-se, principalmente a partir dos anos 1970, quando o Brasil iniciou suas exportações de carne de frango. Isso trouxe a perspectiva de um novo mercado, principalmente para produtores rurais das regiões Sudeste e Sul do Brasil. Na última década o setor avícola brasileiro demonstrou considerável desenvolvimento, e a carne de frango chegou em mercados mais exigentes, como o europeu, por exemplo (MAPA, 2017).

Atualmente, o Brasil ocupa a segunda posição mundial na produção de carne de frangos, que é liderada pelos Estados Unidos. Além disso, o Brasil é primeiro colocado na exportação de carne de frango, já que os Estados Unidos, embora tenham maior produção, apresentam um alto consumo interno (ABPA, 2017).

Entretanto, a intensificação do abate de aves resultou em aumento significativo no uso de água nos abatedouros, conseqüentemente na geração de um grande volume de efluentes. O tratamento destes efluentes é parte fundamental da manutenção do ciclo produtivo da agroindústria. Depois de tratadas, em geral, as águas residuárias são dispostas no solo, porém, pouco se sabe sobre os efeitos desta prática sobre questões ambientais, como contaminação no solo, água subterrânea e cursos de água, e também sobre os efeitos da adição de água e nutrientes sobre a qualidade do solo e os organismos vivos.

A biologia do solo pode trazer repostas importantes sobre estes impactos. Esses organismos são muito sensíveis a pequenas mudanças no ambiente, tornando-se ótimos indicadores de qualidade. Muitos estudos vêm adotando os parâmetros biológicos como forma de avaliar a qualidade do solo e suas alterações (FRIGUETTO; VALARINI, 2000; BARETTA et al., 2008; MENDES et al., 2009; BERTINI, 2010; FREITAS et al., 2012; SANTOS; MAIA, 2013; SANTOS, et al., 2017; STÖCKER, et al., 2017), entretanto, a sistematização dos dados utilizando ferramentas estatísticas se faz necessária para o avanço da compreensão das informações obtidas experimentalmente.

O controle estatístico de processos (CEP) é uma das formas de interpretação que podem ser aplicadas aos dados referentes aos bioindicadores de qualidade do solo. Trata-se de um conjunto de ferramentas para monitoramento da qualidade a fim

de que se possa observar o comportamento de determinado processo em relação à um padrão de qualidade obtido a partir de cálculos estatísticos (MONTGOMERY, 2016).

Embora seja empregado no monitoramento da qualidade dos mais variados processos, a utilização do CEP para a avaliação de indicadores biológicos ainda é um tema pouco explorado. Dessa forma, pretende-se com este trabalho, inserir técnicas de controle estatístico de qualidade à avaliação dos indicadores do solo submetido à diferentes regimes de irrigação com efluente tratado de abatedouro de aves.

2 OBJETIVOS

Avaliar os bioindicadores do solo e sua relação com características do solo e com os efeitos da irrigação com efluente tratado de abatedouro de aves.

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Quantificar e identificar a mesofauna e macrofauna do solo.
- Quantificar coliformes a 35 °C e *Escherichia coli*.
- Monitorar bioindicadores do solo, comparando os efeitos da irrigação com efluente em diferentes taxas, sobre alguns bioindicadores do solo.
- Relacionar os bioindicadores de qualidade do solo e índices biológicos com atributos de fertilidade do solo.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. PRODUÇÃO AVÍCOLA INDUSTRIAL E EFLUENTE DE ABATEDOURO DE AVES

Com o aumento da demanda por proteína animal no Brasil, principalmente em relação à carne de aves, a produção brasileira de carne de frango de corte subiu de 9,34 para 12,90 milhões de toneladas do ano de 2006 até 2016. O consumo *per capita* no país passou de 37,02 kg em 2007 para 41,10 kg por habitante em 2016, representando 66% do total produzido e consumido pelo mercado interno e, o restante, 34%, destinado à exportação (ABPA, 2017).

Com o contínuo crescimento no abate de animais em agroindústrias, aumentou, também, o volume total de água utilizada destinada a este processo. Segundo a Agência IBGE Notícias, em 2017 foram abatidos 5,84 bilhões de cabeças de frango, além de 30,83 milhões de cabeças de bovinos e 43,19 milhões de cabeças de suínos (IBGE, 2018).

A recomendação do Ministério da Agricultura, Abastecimento e Pecuária, (Portaria SDA/MAPA 210/1998) para o consumo de água de higienização e nos processos relacionados ao abate de aves, é que sejam utilizados 30 litros de água por frango, desde a plataforma de entrada até a expedição. Considerando aves de 2,4 kg ao abate, com 78% de rendimento de carcaça e 30 litros de água consumidos por ave abatida o gasto no frigorífico de aves é de 16,03 L kg⁻¹ de carne de frango (BELLAYER, 2009).

O efluente gerado no abate de aves é carregado de matéria orgânica, sendo que seus principais componentes são sangue, gordura, excrementos, elementos provenientes do trato digestório destes animais, entre outros. Além da alta carga orgânica, estes efluentes podem apresentar potencial patogênico por conter organismos contaminantes, como a *Salmonella sp.*, *Staphylococcus sp.* e *Clostridium sp.* Assim o tratamento destes efluentes se faz indispensável para evitar a poluição ambiental e focos de proliferação de insetos e agentes infecciosos (SALMINEN e RINTALA, 2002; BEUX, 2005).

Após o tratamento, as águas residuárias provenientes da indústria do abate de aves vêm sendo aplicadas, prioritariamente no solo. De acordo com Gonçalves et

al. (2006) o reúso de águas residuárias para irrigação vem sanar o problema do controle da poluição em cursos de água, conseqüentemente evitando sua entrada em sistemas de tratamento de água para abastecimento das cidades. Além disso o autor acrescenta o fornecimento de água e nutrientes para as culturas.

3.2. IMPACTOS DA APLICAÇÃO DE EFLUENTES NO SOLO

A atividade industrial pode ser apontada como causa de grandes impactos ao meio ambiente, seja na fabricação de produtos ou extração de matéria prima. O volume de efluentes e rejeitos produzidos pelo setor industrial é bastante expressivo. De acordo com Kulay; Vinas; Hespanhol (2015) o impacto ambiental causado pela poluição, geralmente é negativo, pois altera as condições ambientais.

Segundo Mechi, Sanches (2010), os efluentes industriais podem provocar decréscimo na cobertura vegetal, exposição do solo aos processos erosivos, além de mudanças na quantidade e qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Como a água está se tornando mais escassa, em decorrência de possíveis mudanças no clima, desenvolvimento econômico, urbanização e aumento da população, o reaproveitamento de águas residuárias é imprescindível e sua aplicação no solo está se tornando cada vez mais comum (FRIESEN, 2017; LUO, YOUNG, REIG, 2015).

O solo, como estrutura complexa, torna-se vulnerável ao excesso de efluentes e a contaminação através de atividades antropogênicas impacta significativamente na sua biota. Porém, o conhecimento sobre como a contaminação ambiental afeta a biodiversidade dos solos e microbiomas das águas subterrâneas, além do funcionamento dos ecossistemas, mantém-se muito limitado (HE, *et al*, 2018).

Uma forma de avaliar estas alterações é monitorando alguns indicadores de qualidade de solo. Devido à sensibilidade dos componentes biológicos e bioquímicos, qualquer índice de qualidade deve incluir estas variáveis (FRIGUETTO; VALARINI, 2000). Por isso, muitos estudos vêm adotando os parâmetros biológicos como forma de avaliar a qualidade do solo e suas alterações (FRIGUETTO ;VALARINI, 2000; BARETTA *et al.*, 2008; MENDES *et al.*, 2009; BERTINI, 2010; FREITAS *et al.*, 2012; SANTOS; MAIA, 2013).

3.3. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DO SOLO E BIOINDICADORES

As funções do solo incluem produção de biomassa, regulação climática, armazenamento hidrológico e controle de poluição (BOUMA, 2015, BOUMA, McBRATNEY, 2013). Além disso, o solo abriga um grande número de microrganismos que fazem parte da enorme diversidade biológica do planeta. Embora tecnologias ligadas a genética e com alto desempenho no sequenciamento molecular desses organismos, continuem a estimular a apreciação pela diversidade filogenética e funcional, ainda temos uma compreensão limitada em relação ao que possibilita a coexistência de populações microbianas diversas nos solos. O solo é considerado um dos principais compartimentos da biosfera no que tange o reservatório biológico, além de atuar como um importante acumulador de água, base fundamental do sistema agrícola e atividades humanas (VOS, *et al.*, 2013; COTTA, 2016).

Essencialmente, parte do sistema do solo, é habitado por organismos que detêm funções de elevada importância, podendo ser consideradas mais importantes do que anteriormente imaginado. Dentre elas, algumas largamente conhecidas, como a degradação de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, além das mais específicas, como a fixação biológica do nitrogênio, absorção de nutrientes pelas plantas e atuação direta no ciclo biogeoquímico dos nutrientes disponibilizando-os no solo (ANDREOTE, CARDOSO, 2016; BALOTA, *et al.*, 1998; EMBRAPA, 2018; SILVA *et al.*, 2012).

O solo encontra-se organizado de maneira heterogênea e intermitente, isso possibilita a ocorrência de micro-habitats que variam entre si em decorrência de suas características físicas e químicas e da disponibilidade de nutrientes, podendo ainda atribuir ao tempo e espaço essa variação (DUCHICELA *et al.*, 2013).

O interesse em estudar a qualidade dos recursos naturais, atribui-se ao aumento da conscientização de que o solo é peça de grande importância na biosfera da terra, exercendo papel fundamental nas atividades biológicas do planeta e em suas alterações (DORAN, ZEISS, 2000).

Modificações na qualidade do solo podem ser avaliadas e mensuradas através de indicadores adequados e compará-los com os valores de referência pretendidos (ODUNZE, *et al.*, 2012). Indicadores são atributos que medem ou mostram

o perfil ambiental ou a condição de sustentabilidade do ecossistema. Podem ser classificados como indicadores de qualidade do solo os padrões físicos, químicos e biológicos (ARAUJO, MONTEIRO, 2007).

Muitos grupos de organismos podem influenciar e serem influenciados pelas propriedades do solo. Estes organismos, intimamente ligados à estruturação, homogeneização e fragmentação de materiais no solo, podem ser muito afetados por práticas de manejo, aplicação de produtos como defensivos ou fertilizantes e também à contaminação. Esses grupos podem ser considerados indicadores biológicos, em função do seu comportamento em determinada condição a que se submete o solo (ABREU et al., 2014; SIQUEIRA et al., 2014).

Além das plantas e fungos, são componentes da biologia do solo a macro, meso e microfauna, bem como os organismos que vivem sobre a superfície do solo, na serrapilheira. Em todos estes grupos podem ser encontrados organismos com atributos para serem considerados bioindicadores.

3.3.1. MACRO E MESOFAUNA DO SOLO

Os invertebrados com tamanho igual ou superior à 10 mm de comprimento e/ou 2 mm de diâmetro, constituem a macrofauna do solo. Esses organismos são componentes importantes da biologia do solo, atuando como fragmentadores e transformadores de serrapilheira, além de atuarem como predadores, podendo ainda, passar toda a vida ou parte dela no solo (SOUZA, et al., 2015; WU, WANG, 2019).

Por serem os maiores invertebrados que vivem no solo é possível visualizá-los a olho nu. Dentro deste grupo de organismos, existem diferentes classes, ordens e famílias de invertebrados, representados por mais de 20 grupos taxonômicos. Os mais estudados por pesquisadores, são as minhocas, tatuzinhos, formigas, cupins, tesourinhas, baratas, besouros, gafanhotos, centopeias, piolhos-de-cobra, grilos, lagartas, caracóis, aranhas, percevejos, pseudoescorpiões, cigarras, larvas de moscas, opilões, entre outros (KORASAKI, et al. 2017).

Já a mesofauna do solo é composta de pequenos seres vivos com tamanho corporal entre 0,2 e 2,0 milímetros e em alguns casos é necessário lupas ou microscópios para visualizá-los. Em geral habitam os primeiros 15 cm de solo, onde a

concentração de matéria orgânica é maior. Alguns grupos de organismos que compõem a mesofauna de solo, são os enquitreídeos (*Enchytraeidae*), ácaros (*Arachnida*), colêmbolos (*Collembola*), palpigrados (*Palpigradi*), paurópodos (*Paupoda*) proturos (*Protura*), dipluras (*Diplura*) sínfilos (*Symphyla*). Entre os grupos da mesofauna mais abundantes no solo estão, enquitreídeos, os ácaros e os colêmbolos. Podem atuar no revolvimento do solo, controle de pragas e parasitas, auxílio na ciclagem de nutrientes e incorporação de matéria orgânica no solo (BERNARDI, et al., 2017; BERUDE, et al., 2015).

A riqueza e a densidade da macrofauna são de grande importância nos diferentes níveis tróficos da cadeia alimentar a nível de solo. Os organismos que constituem a fauna edáfica apresentam grande sensibilidade à ambientes antropizados, e de acordo com as mudanças nessas comunidades é possível indicar o estado de conservação do solo, relacionando com o tipo de manejo em que a área foi submetida (KLENK *et al.* 2014, POMPEO; *et al.*, 2016).

3.3.1.1. Minhocas (Oligoquetas)

Dentre os organismos que habitam o solo, estão as minhocas e os enquitreídeos (classe *Oligochaeta*), que atuam na decomposição de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, aeração e infiltração de água, além de formar e agregar o solo, fatores ligados diretamente ao desenvolvimento das plantas. Esses organismos são encontrados em todo o mundo em diferentes tipos de solos, porém pouco estudados, principalmente no hemisfério Sul (BROWN, DOMÍNGUEZ, 2010; NIVA, *et al.*, 2015; STEFFEN, *et al.*, 2013).

A abundância e a variedade das espécies de minhocas podem ser consideradas indicadores da qualidade do solo. Fockink, *et al.* (2016), avaliaram áreas florestais que anteriormente continham *Pinus taeda*, que foi retirado aproximadamente 4 anos antes do estudo. Três sistemas agroflorestais foram implantados na área, com espécies agrícolas, frutíferas, erva-mate e uma área em fase inicial de recuperação natural, na mesorregião serrana de Santa Catarina, no bioma caracterizado como Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Mista), com o objetivo de avaliar a abundância de enquitreídeos, além da abundância e riqueza de espécies de minhocas. De acordo com os resultados obtidos, a maior quantidade de enquitreídeos e minhocas foi encontrada no sistema agroflorestal com Erva-mate. O mesmo não ocorreu para as

demais áreas, onde na área de recuperação natural não foram encontradas minhocas. Na área com Erva-mate o número de minhocas foi de 30,55 indivíduos por m², para a área frutífera o número chegou a 16,67 indivíduos por m² e 11,11 indivíduos por m² para a área com o sistema agrícola.

A literatura, ao longo do tempo vem destacando a importância das minhocas para o meio ambiente. Em estudo realizado por Van Groenigen, *et al.* (2014), foram analisados 58 artigos científicos produzidos ao longo de várias décadas, todos os trabalhos mediram o impacto das minhocas na produtividade agrícola e biomassa vegetal. De acordo com a análise realizada, o estudo demonstrou que no momento da escavação de galerias no solo, as minhocas ingerem o solo e produzem coprólitos (excrementos), liberando o nitrogênio presente na matéria orgânica do solo e resíduos vegetais. O composto orgânico, portanto, passa a ser mineral após essa transformação. Ainda de acordo com o estudo, o teor de N nas plantas não foi afetado pelas minhocas, mantendo um equilíbrio. Porém quando havia aplicação de doses maiores de N, o efeito observado desapareceu, ou ainda quando leguminosas estavam presentes, devido a sua capacidade de fixar o N do ar. Isso corrobora com os dados obtidos, uma vez que, apesar da aplicação do efluente se dar em diferentes volumes, o equilíbrio do solo se manteve.

O uso e manejo do solo pode ter impacto direto na abundância e riqueza de minhocas em áreas de plantio direto (PD) e plantio convencional (PC). Em estudo realizado por Baretta *et al.*, (2015), avaliou-se a riqueza e abundância de espécies de minhocas em Plantio direto (PD), integração lavoura-pecuária (ILP) e mata nativa (MN) no Oeste e Meio-Oeste de Santa Catarina através do método TSBF (Biology and Fertility of Tropical Soils Method). De acordo com o resultados apresentados pelo estudo, não houve diferença significativa entre os diferentes sistemas de uso do solo para abundância e biomassa de minhocas, porém para a riqueza de espécies observou-se diferença. O sistema de (PD) apresentou uma maior riqueza de espécies, seguido pelo sistema (ILP) e o sistema (MN) respectivamente.

Outro estudo, também realizado no Meio-Oeste catarinense por Bartz *et al.* (2013), com o objetivo de avaliar a abundância e a riqueza de minhocas em sistemas de plantio direto (PD), integração Lavoura-Pecuária (ILP) e fragmento de floresta nativa (FN), aponta diferenças entre os sistemas amostrados. As coletas ocorreram nas estações de inverno e verão, resultando em 403 minhocas, somando-se as duas coletas. A coleta executada no inverno resultou em um número maior de minhocas

(289 indivíduos) e para a coleta executada no verão o número foi menor (114 indivíduos). Entre as áreas o maior número de animais ocorreu no sistema (ILP), seguido por (PD) e (FN).

Bartz *et al.* (2013) descrevem 10 espécies encontradas, em que um total de 80% tem origem nativa e 20% são exóticas e que seu aparecimento está ligado a propriedades químicas do solo. As propriedades químicas K, Ca, Mg e MO demonstraram correlação significativa ($p < 0,05$ %) com a abundância de espécies de minhocas, principalmente em áreas de (FN), devido ao maior volume de matéria orgânica, cálcio e fósforo, já as áreas agrícolas estão ligadas às espécies exóticas.

Em estudo desenvolvido em seis microbacias no Oeste do Paraná, abrangendo áreas de plantio direto (PD), Bartz *et al.*, (2010), encontraram abundância de minhocas variando entre 0 e 24, 2 animais por amostra⁻¹, e o máximo de 6 espécies por área amostrada, além de um total de 8 espécies numa microbacia.

As áreas de reflorestamento tem papel importante no desenvolvimento socioeconômico do país e a cobertura florestal pode aumentar a fauna edáfica, representada por animais sensíveis a mudanças no ambiente e, portanto bons indicadores biológicos. Maschio (2012) avaliou a diversidade e a densidade de minhocas em 5 plantios de Eucaliptos, na cidade de Colombo, estado do Paraná, nos anos de 2010 e 2012. Três áreas de plantio continham *Eucalyptus dunnii* descritos como EDI, EDII, EDIII, com 30 a 31 anos de idade, uma área com plantio de eucalipto misto (EM), com 26 anos de idade e cultivados em Cambissolos Distróficos, um plantio de *Eucalyptus benthamii* (EB), com 28 anos de idade em latossolo Bruno distrófico. Na coleta do ano de 2010, encontrou-se 855 animais e cinco espécies foram identificadas. A densidade maior foi encontrada nos plantios de *E. Dunnii*. (298 indivíduos m²), no plantio misto (155 indivíduos m²) e um número menor no *E. benthamii* (20 indivíduos m²). Na coleta realizada em 2012, foram encontrados 536 indivíduos e identificadas 4 espécies. Assim como na primeira coleta, a densidade foi maior nos plantios de *E. Dunnii* (161 indivíduos m²), plantio misto (41 indivíduos m²) e em *E. Benthamii* (10 indivíduos m²).

Os enquitreídeos, assim como as minhocas são de fundamental importância nas atividades biológicas do solo.

Em um estudo realizado por Assis, *et al.*, (2015), foi avaliado o potencial dos enquitreídeos (*Oligochaeta*, *Enchytraeidae*) como bioindicadores da qualidade do solo em quatro áreas com diferentes sistemas de uso e manejo do solo. As áreas eram de

floresta nativa, Olericultura Orgânica, Olericultura Convencional e Lavoura Convencional. A maior riqueza de espécies encontradas, de acordo com o estudo, foi em área de floresta nativa, onde não houve interferência humana no manejo do solo. O oposto foi encontrado em área de lavoura convencional, a qual se caracteriza por sua antropização no manejo do solo.

Alexandre, et, al., (2018), descrevem uma ocorrência maior de enquitreídeos em área de floresta nativa, quando comparadas com outras áreas em diferentes sistemas de manejo de solo, como campo nativo, pastagem cultivada e reflorestamento com eucalipto. Os índices de Shannon-Wiener (H), Uniformidade de Simpson (S) e Equitabilidade de Pielou (J) foram utilizados para verificar a diversidade e dominância. Segundo o estudo, a floresta nativa apresentou valores maiores para os índices (H) e (S), o que evidencia uma maior diversidade na área estudada, além da baixa dominância no sistema, destacando 5 gêneros encontrados em área de floresta nativa, contra 4 em reflorestamento de eucalipto e pastagem cultivada, além de 3 para campo nativo.

3.3.1.2. Isópodos

A ordem Isopoda é composta por crustáceos terrestres e marinhos (*Crustacea*). O grupo composto por crustáceos terrestres é representado pelos tatuzinhos-de-jardim, ou tatus-bola, em decorrência da capacidade de algumas dessas espécies de curvarem-se, adquirindo uma forma esférica (CORREIA, AQUINO, AGUIAR-MENEZES, 2008).

Os tatuzinhos-de-jardim, como são popularmente conhecidos, pertencem ao filo dos artrópodes e a ordem Isopoda. São detritívoros e auxiliam no processo de decomposição da serapilheira (COSTA, ARAUJO, GUERRA, 2015). Segundo Hassal, *et al.* (2005), esses animais tem grande importância para o monitoramento ambiental, devido a sua capacidade e tolerância a níveis elevados de metais pesados.

As condições climáticas do ambiente, além das características da matéria orgânica do solo, influenciam diretamente no desenvolvimento dos isópodes. Em locais onde a serapilheira é de baixa qualidade ou está contaminada com metais pesados, é menos consumida por esses organismos, resultando em menor reprodução e sobrevivência (LOUREIRO, *et al.*, 2006). Ainda de acordo com o autor,

os isópodes respondem de maneira positiva à inserção de matéria orgânica no solo, colonizando rapidamente os resíduos.

Sousa, *et al.* (1998), afirma que em certas situações, quando há espécies vegetais introduzidas, como alguns tipos de Acacia, os animais rejeitam a serapilheira, assim não promovendo o ganho de peso no animal.

Quadros (2009) avaliou a contribuição de duas espécies de isópodes terrestres (*Balloniscus glaber*, *Atlantoscia floridana*) no processamento da serrapilheira. Ao longo de 1 ano encontrou uma densidade populacional de 3.748 indivíduos, correspondendo a 6 espécies diferentes. A densidade mensal foi de 368 indivíduos m². O estudo ocorreu em uma área do parque estadual de Itapoã, no Rio Grande Sul, composto por floresta ombrófila mista (mata atlântica). A espécie *B. glaber*, apresentou uma biomassa mensal de 4,92 kg ha⁻¹, já a espécie *A. Floridana* apresentou uma biomassa mensal de 0,97 kg ha⁻¹. As taxas de consumo diárias, apresentadas em mg⁻¹ dia⁻¹ foram 0,34±0,04 (*B. glaber*) e 0,70±0,18 (*A. Floridana*), apontando uma eficiência de assimilação em torno de 30%. A estimativa é que as duas espécies juntas, possam processar anualmente até 860 kg de folhas ha⁻¹.

A riqueza e abundância de espécies de isopodos pode variar de acordo com a formação vegetal. Bugs (2010), realizou um estudo em três áreas com formações vegetais diferentes, compreendendo uma área com plantio de pinus abandonada e duas áreas de formação espontânea (Mata primária e Mata secundária). Todas as áreas estão localizadas na Serra Geral do Rio Grande do Sul, Brasil, a qual está inserida no bioma Mata Atlântica. O estudo demonstra características populacionais apresentadas por duas espécies (*Balloniscus glaber*, *Atlantoscia floridana*). A espécie mais frequente nas três áreas foi a *A. Floridana*, com 145 indivíduos em Mata primária, 194 na Mata secundária e 105 na plantação de *Pinus*. A espécie *B. glaber* apresentou abundância de 80 indivíduos em área de Mata primária, em área de Mata secundária e apenas um indivíduo na plantação de *Pinus*. Ao longo do estudo foram coletados 622 indivíduos de cinco espécies diferentes, demonstrando uma grande variedade entre as áreas estudadas.

3.3.1.3. Artropodofauna (Artrópodes)

A relação do solo com os organismos que nele habitam é descrita como complexa, porém, importante para a manutenção da biodiversidade, disponibilizando abrigo e nutrientes para plantas e animais. Dentre esses animais estão os pertencentes ao filo *Arthropoda*, compondo a maior diversidade de espécies do reino animal (HICKMAN, *et al.* 2016). Ferreira e Kato (2003) citam que estes organismos exercem as mais variadas funções, alterando as propriedades físicas, químicas e biológicas, promovendo a decomposição de resíduos orgânicos e estruturação do solo.

A entomofauna pode ser um grupo de bioindicadores para a avaliação de consequências de mudanças complexas no solo, apresentando-se como uma ferramenta interessante no diagnóstico e monitoramento da diversidade biológica. Além disso, a análise da entomofauna pode auxiliar na qualificação do ambiente e mensuração de impactos de determinadas ações, permitindo identificá-los e quantificá-los, bem como às ações necessárias para sua conservação (OLIVEIRA *et al.*, 2014).

Maestri *et al.*, (2013) consideram a riqueza de artrópodes no solo como um excelente instrumento para a avaliação do impacto em regiões alteradas por monoculturas de Eucaliptos.

Alguns trabalhos propõem o uso quantitativo de artrópodes para avaliação da qualidade do solo florestal, como por exemplo, Assad (1997) determinou, genericamente, em um solo sob vegetação natural, em região de cerrado, que poderia conter:

Térmitas: de 102 a 105 indivíduos m^{-2} ;

Formigas: de 102 a 105 indivíduos m^{-2} ;

Minhocas: de 1 a 5 ($\times 10^2$) indivíduos m^{-2} .

Embora a intensidade e o tipo de prática de manejo aplicada ao solo possam resultar em perda em declínio da biodiversidade (LIIRI *et al.*, 2012), a fauna do solo consiste, não apenas em resultado do manejo ou condições ambientais, mas como agente de transformação do meio. Suas ações mecânicas no solo contribuem para a formação de microagregados estáveis, que podem proteger parte da matéria orgânica de uma mineralização mais rápida e constituem, também, uma reserva de nutrientes

potencialmente disponíveis para as plantas (LAVELLE; SPAIN, 2001; DECÄENS et al., 2003).

Neste sentido, Scoriza e Correia (2016), avaliaram a eficiência da fauna do solo como indicadora do grau de conservação de fragmentos florestais, associando grupos faunísticos com estágios sucessionais da floresta.

Johnson, et al. (2018), investigou o efeito da aplicação de tratamentos com irrigação e fertilização sobre a comunidade de artrópodes. O estudo foi realizado em uma área composta por dezesseis parcelas, reflorestada com *Eucalyptus*, objetivando estabelecer a ligação entre o manejo dessa área e a resposta do ecossistema. O estudo apontou um aumento de todos os nutrientes (N, NO₃N, P e K) no solo com a aplicação da irrigação e fertilização. Também aumentou a abundância de artrópodes em mais de 480% em relação as áreas de controle, porém diminuiu a diversidade de artrópodes em 15%. A irrigação fertilizada causou o aumento da população de colêmbolos em 1.300% e isopodas em 323%. A irrigação fertilizada, forçou o crescimento das árvores em 68% e até 90% das demais plantas. Esse fator, segundo o autor pode ser relacionado a abundância de Dípteros, Collembola, Isopoda, Thysanoptera e Acarina, em decorrência do aumento da serapilheira, favorecendo o crescimento da população de organismos detritívoros.

Considerando o avanço e recorrência dos trabalhos, propondo a artropodofauna do solo como bioindicadores, considera-se os estudos de levantamento e caracterização da fauna de solo como importantes (SILVA et al., 2013), pois permitem o início da compreensão das complexas relações existentes entre os diferentes organismos na natureza, como também para a avaliação da qualidade do solo, e a compreensão da dinâmica dos sistemas de produção (PAOLETTI; BRESSAN, 1996).

3.3.2. Microbiologia Do Solo

Para Memoli, *et al.*, (2018), Kumar, *et al.*, (2018), Zhang, *et al.*, (2018), Shi, *et al.* (2018), a biomassa microbiana é parte importante da comunidade viva do solo e está diretamente ligada na mineralização da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes

e regulação da água. Porém pode ser intensamente afetada pela qualidade do solo através da aplicação de fertilizantes e rejeitos industriais em demasia.

Como o excesso de nutrientes contidos em efluentes industriais influencia na toxicidade do solo e de plantas, estes promovem processos de degradação e bioacumulação na microbiologia do solo, impactando diretamente na diminuição da biomassa microbiana de acordo com a característica do resíduo. (MAPANDA, *et al.*, 2005, SINGH, GUPTA, 2018, BASHIR, *et al.*, 2018).

Assim, diante das respostas rápidas das porções microbianas à pequenas alterações no solo, é possível avaliar os efeitos da interação entre a indústria e o meio ambiente através da análise da biomassa microbiana (CHAVARRIA, *et al.*, 2018).

Os microorganismos têm um papel importante nos ciclos biogeoquímicos do planeta e disponibilizam uma infinidade de serviços ecossistêmicos para a natureza. Estes seres vivos são ótimos indicadores biológicos, usados em sistemas técnicos de tratamento de águas residuais e água potável, gerenciamento de resíduos e geração de bioenergia (PALOMO, *et al.*, 2016, BORER, TECON, OR, 2018).

Relativo aos microorganismos contaminantes, na avaliação sanitária da água, as bactérias do grupo coliforme são utilizadas como indicadores de poluição fecal, devido à sua presença no trato intestinal humano além de outros animais de sangue quente. Quando existe a presença de coliformes na água, indica poluição e risco potencial para presença de outros patógenos. Devido a existência de grupos de coliformes totais de origem não fecal, sua aplicação é limitada como indicador específico de contaminação fecal. Isso motivou o desenvolvimento de métodos de enumeração de subgrupos denominados coliformes a 45 graus °C (coliformes termotolerantes). Os termotolerantes possuem a capacidade de fermentar lactose em temperaturas elevadas, em torno de 44,5 °c, o que os diferencia dos coliformes a 35 °C (CETESB, 2018).

A reutilização de efluentes industriais em áreas de irrigação pode ser uma alternativa para a disposição desses resíduos. Porém é necessário alguns cuidados, para que não haja contaminação química e biológica na área. Morais *et al.* (2016), ao analisarem a população de coliformes a 35 °C e 45 °C e *Salmonella*, presentes em solo irrigado com efluente doméstico tratado utilizaram a técnica do Número Mais Provável, por 100g⁻¹ (NMP 100g⁻¹) para coliformes a 35 °C e 45 °C (CTe), de acordo com a Instrução Normativa 62, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA (2003). Os autores não encontraram valores significativos da *Salmonella* no

solo irrigado no período chuvoso. Além disso, não observaram a presença da bactéria *Escherichia coli*, quando considerado uma população menor que $3,0 \text{ NMP g}^{-1}$.

3.4. ÍNDICES DE DIVERSIDADE BIOLÓGICA

Para compreender a natureza é fundamental conhecer sua diversidade, analisando o manejo de determinada área em relação ao impacto por atividades de exploração, conservação e recuperação de ecossistemas degradados (MELLO, 2008). Conhecer as causas e consequências que ocasionam a destruição e fragmentação de habitats naturais, torna-se imprescindível para a compreensão e conservação de ecossistemas naturais, além de seus recursos biológicos (MELLO, 2008; MMA, 2005).

Nesse contexto, a fauna edáfica é um excelente bioindicador de qualidade, por sua capacidade rápida de reprodução e alta diversidade. Suas propriedades e funções podem indicar o nível de degradação do solo, além de sua qualidade (NUNES, 2010). A quantidade e disponibilidade de cobertura vegetal presente no ambiente está relacionada diretamente com a riqueza da fauna edáfica do solo, servindo como abrigo e alimento para esses organismos (ROVEDDER et al., 2009). Porém, destaca-se que as diferentes espécies edáficas da macrofauna e mesofauna podem reagir de formas diferentes no mesmo ambiente.

Portanto, existem algumas maneiras de classificar a biologia do solo e suas diferentes características. Esta classificação pode ser de acordo com a mobilidade, hábitos alimentares, funções que desempenham no solo e, a principal característica, que é seu tamanho: mesofauna (0,2-2,0 mm) e macrofauna (>2,0 mm) (SWIFT, HEAL, ANDERSON, 1979; BARETTA, et al., 2011; SWIFT et al., 2010; MORAIS et al., 2013).

Na avaliação da biota do solo, um dos pontos fundamentais é o conhecimento da diversidade de espécies, sua variação e equilíbrio. Entre esses pontos estão os índices biológicos de diversidade de Shannon-Wiener, índice de dominância de Simpson, índice de riqueza de Margalef e índice de equabilidade de Pielou.

Os índices biológicos utilizados para medir diversidade de espécies e seus componentes, como riqueza, abundância e equitabilidade, tem aumentado ao longo

dos anos com uma maior variedade. Os três enfoques principais para a quantificação da diversidade de espécies são os modelos de distribuição, os índices de diversidade e os estimadores de riqueza (LUTINSKI, GARCIA, 2008).

O índice de Shannon-Wiener foi desenvolvido por Claude Elwood, entre 1948-1949. É comumente utilizado para mensurar diversidade em dados categóricos, baseando-se na teoria da informação (SHANNON; WIEVER, 1949). Para estimar a diversidade de comunidades, foi sugerido por Margalef (1958) o uso da teoria da informação, baseada na distribuição numérica dos indivíduos de diferentes espécies. Portanto, o índice de Shannon mede o grau de incerteza a que pertence um indivíduo escolhido ao acaso em uma amostra com determinado número de indivíduos. Para um valor menor do índice de Shannon, menor o grau de incerteza, assim a diversidade da amostra é baixa. Caso o valor seja mais alto, a diversidade tende a ser mais alta (URAMOTO, WALDER2, ZUCCHI, 2005). Portanto o Índice de Diversidade de Shannon (H) considera a riqueza das espécies e sua abundância relativa, definido por: $H = - \sum p_i \cdot \log p_i$ em que $p_i = n_i/N$; n_i = valor de importância de cada espécie ou grupo; N = total dos valores de importância (MOÇO, et. al., 2005). Portanto, usar a riqueza de espécies é a forma mais comum de se medir a diversidade de espécies. Consiste no número de espécies encontradas em uma comunidade ou área de interesse (WILSEY et al. 2005.)

O índice de Simpson é relativo a dominância, refletindo a probabilidade de pertencerem a mesma espécie, dois indivíduos escolhidos ao acaso em uma determinada comunidade. Com variação de 0 a 1, quanto maior for o valor, maior a probabilidade desses organismos pertencerem a mesma espécie, sendo maior a dominância e menor a diversidade (URAMOTO, WALDER2, ZUCCHI, 2005).

O Índice de Margalef refere-se ao número total de indivíduos, demonstrando a riqueza específica das espécies em determinada comunidade. Com base na distribuição numérica dos indivíduos das diferentes espécies, utiliza-se este índice para estimar a diversidade. Assim, quanto maior o valor do índice, maior é a diversidade da comunidade amostrada (KANIESKI, et al., 2012).

Os índices de diversidade compõe-se de dois atributos em uma comunidade biológica, que são o número de espécies e a equabilidade. O segundo componente trata da similaridade entre as espécies encontradas na comunidade. Portanto, a equabilidade será máxima caso todas as espécies tenham a mesma representatividade ou importância (MELLO, 2008).

O índice de equidade mede a proporção da diversidade observada em relação à máxima diversidade esperada. Para esse índice podem ocorrer valores de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo de 1, maior a uniformidade do local (KANIESKI, et al., 2012).

Utilizando os índices de diversidade, Lutinski, Garcia, (2008) avaliaram três áreas com diferentes coberturas vegetais. A primeira área, constituída por uma plantação de pinus (*Pinus taeda Linnaeus* e *Pinus elliottii Engelm*), com idade aproximada de 35 anos. A segunda área é predominada por uma plantação de eucalipto (*Eucalyptus saligna Smith* e *Eucalyptus grandis Hill*), com idade de cinco anos. Na terceira área a cobertura vegetal é de Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Decidual, sem relatos de desmatamento. O trabalho apurou, baseado nos índices de diversidade de Shannon-Wiener e Margalef, um maior equilíbrio entre as espécies na área de mata nativa, mostrando resultados positivos de riqueza e equabilidade para a diversidade de espécies na área.

Outro estudo, realizado por Wu, Wang (2019) demonstrou que a macrofauna e mesofauna, avaliadas em cinco florestas e um prado subalpino, comportaram-se de maneiras diferentes durante as mudanças sazonais e também em relação ao habitat. Segundo o autor, a composição da comunidade da mesofauna foi mais sensível às mudanças sazonais do que a macrofauna. Já a macrofauna demonstrou maior sensibilidade a variação do habitat durante as mudanças sazonais em todos os seis ambientes pesquisados.

Ainda, de acordo com o mesmo estudo, a abundância e a riqueza variaram significativamente entre todos os habitats para a macrofauna do solo, demonstrados pelo índice de Shannon, porém não tinham um padrão de distribuições espaciais óbvio para a mesofauna do solo. Essas distribuições espaciais da macrofauna foram mais afetadas pelas propriedades do solo e comunidades de plantas do que as da mesofauna, indicando, portanto, a diferente interação com os diversos habitats.

Existem poucos estudos de longo prazo relacionando a mesofauna e macrofauna com a aplicação de resíduos orgânicos de agroindústrias no solo. Porém em uma análise da literatura sobre o assunto, nota-se um crescimento no decorrer dos anos de estudos nesta área. Isso, certamente decorre da maior preocupação atual com as questões ambientais envolvendo a preservação do solo e sua contaminação com resíduos da indústria. Nessa linha Castaldelli et al., (2015) avaliaram o efeito da aplicação de águas residuárias da suinocultura, em diferentes doses e tipos,

combinando ou não com adubação mineral, sobre a mesofauna e macrofauna do solo. As doses foram aplicadas em volumes de (0; 100; 200 e 300 m³ha⁻¹) em dois ciclos da cultura de milho. De acordo com o estudo não houve influência na fauna do solo, tanto para a água bruta, quanto para a água tratada, combinada com adubação mineral. Entretanto, os parâmetros químicos do solo diferenciaram a mesofauna e macrofauna edáfica somente entre os anos. Essa variação, de acordo com o autor, deve-se ao fato da inserção de mais matéria orgânica, pois tem relação direta com as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo.

Moço et al., (2005), caracterizaram a fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais utilizando índices de biodiversidade de Shannon e Pielou. As áreas avaliadas foram povoamento de eucalipto, com 18 anos de idade, floresta natural não preservada, floresta natural preservada, capoeira em regeneração e pasto formado por *Brachiaria decumbens*. Tanto no solo, como na serapilheira, o índice de equitabilidade de Pielou variou nas duas épocas de coleta. No verão, as diferenças foram maiores em todas as coberturas vegetais, em relação ao inverno. Porém o índice de Pielou foi o mais estável, mostrando-se a melhor variável para o estudo da diferença entre as coberturas vegetais e a distribuição dos grupos de fauna da área estudada.

3.5. CONTROLE ESTATÍSTICO DE QUALIDADE APLICADO AOS BIOINDICADORES DO SOLO

O controle estatístico de qualidade é uma das formas de interpretação que podem ser aplicadas aos dados referentes aos bioindicadores de qualidade do solo. Trata-se de um conjunto de ferramentas para monitoramento da qualidade a fim de que se possa observar o comportamento de determinado processo em relação à um padrão de qualidade obtido a partir de cálculos estatísticos (MONTGOMERY, 2016). Dentre as ferramentas do controle estatístico de qualidade, destacam-se os gráficos de controle, que foram propostos por Walter Shewhart em 1920, com a finalidade de avaliação de processos industriais, aplicado ao monitoramento de operários com pouca instrução (MONTGOMERY, 2016).

Trata-se de uma das principais técnicas de controle estatístico do processo, pois demonstra as médias das medidas de uma característica de qualidade em

amostras do processo em relação ao tempo ou número de amostras. As medições são realizadas em pontos espaçados no tempo e registradas nos gráficos (BORGES, 2008). Além dos gráficos de controle, a análise da capacidade de um processo é um estudo de engenharia da qualidade cujas técnicas de controle estatístico foram desenvolvidas para avaliar a variabilidade ao longo do tempo do processo. A análise da capacidade de um processo é uma parte vital de um programa de melhoria da qualidade (FRIGO, 2012).

Os solos irrigados com efluentes industriais podem ser monitorados por vários parâmetros, indicadores e ferramentas estatísticas. O controle estatístico de qualidade pode ser uma forma prática e simples de interpretar os dados obtidos em análise, principalmente por ser um formato conhecido de acompanhamento de indicadores de qualidade, bastante difundido e consolidado nas indústrias. Algumas ferramentas do controle estatístico de qualidade já vêm sendo utilizadas para avaliar importantes parâmetros agrícolas, tais como uniformidade na irrigação (JUCHEN et al., 2013; HERMES et al., 2015), qualidade nas operações mecanizadas (SILVA et al., 2013; MELO et al., 2016; ZERBATO et al., 2017) e parâmetros de qualidade do solo (MOAMENI, 2013), de modo que, estas técnicas, desenvolvidas para servirem como apoio de tomada de decisões dentro das indústrias, já se expandem para o campo das ciências agrárias e ambientais.

4 METODOLOGIA

4.1. ÁREA DO ESTUDO

Este trabalho foi desenvolvido em consonância com outros dois trabalhos que já vêm sendo executados em uma área de reflorestamento, um relativo à fertilidade do solo e crescimento florestal (ARAUJO, 2018) e outro relativo à avaliação do sistema de irrigação (MORAIS, 2017).

O experimento foi instalado nas áreas de reflorestamento de uma unidade industrial de abate de aves (UIA) no oeste do Paraná, altitude de 585 m.

A região encontra-se no Bioma Mata Atlântica e o clima, de acordo com a classificação de Köppen-Geiger é Cfa, clima subtropical úmido. A pluviosidade média anual na região é de 1862 mm. O solo é classificado como Latossolo vermelho com textura argilosa.

A espécie utilizada para cobertura florestal no experimento é o *Eucalyptus urophylla*, clone 144.

A UIA abate atualmente 340 mil aves por dia, mas o planejamento de expansão da unidade prevê o abate de 530 mil aves por dia, nos próximos anos. Com a produção atual, são gerados aproximadamente 7500 m³ de efluentes por dia, cerca de 23 L de efluente por ave abatida.

4.2. CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE

Os efluentes são tratados em três etapas: tratamento preliminar, com a separação de sólidos grosseiros; tratamento primário, com a remoção de sólidos suspensos e óleos e graxas pelo flutador de ar dissolvido (FAD) e tratamento biológico, em um reator aerado com decantadores secundários, que constituem o sistema de lodo ativado. O efluente tratado é disposto nas áreas de reflorestamento da unidade, que totalizam 750 ha. Semanalmente este efluente é caracterizado em função das suas características físico-químicas.

Tabela 1 Média dos parâmetros físico-químicas do efluente tratado da UIA, bem como as taxas aplicadas a cada tratamento destes parâmetros.

Parâmetro	Média
pH	7,0
Condutividade elétrica	0,9 (dS cm ⁻¹)
SST	72,1 (mg L ⁻¹)
NTK	48,7 (mg L ⁻¹)
Fósforo total	20,2 (mg L ⁻¹)
DBO	32,9 (mg L ⁻¹)
DQO	80,9 (mg L ⁻¹)
Óleos e graxas	6,3 (mg L ⁻¹)

Notas: SST: Sólidos suspensos totais; NTK: Nitrogênio total Kjeldahl; DBO: Demanda bioquímica de oxigênio; DQO: Demanda química de oxigênio.

Fonte: Moraes (2018); Araujo (2019)

Atualmente a empresa aplica 100 m³ ha⁻¹ dia⁻¹, definidos com base nos ensaios de infiltração de água no solo realizados em 2013. Nestes ensaios, foi utilizado um infiltrômetro de anéis, segundo a metodologia descrita por Bernardo et al (2006).

4.3. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS

As parcelas experimentais foram instaladas e georreferenciadas em campo (Figura 1). As áreas das parcelas variam de 264 m² à 392 m², sendo a área média das parcelas 296,8 m² e a área total das parcelas 4.749 m².

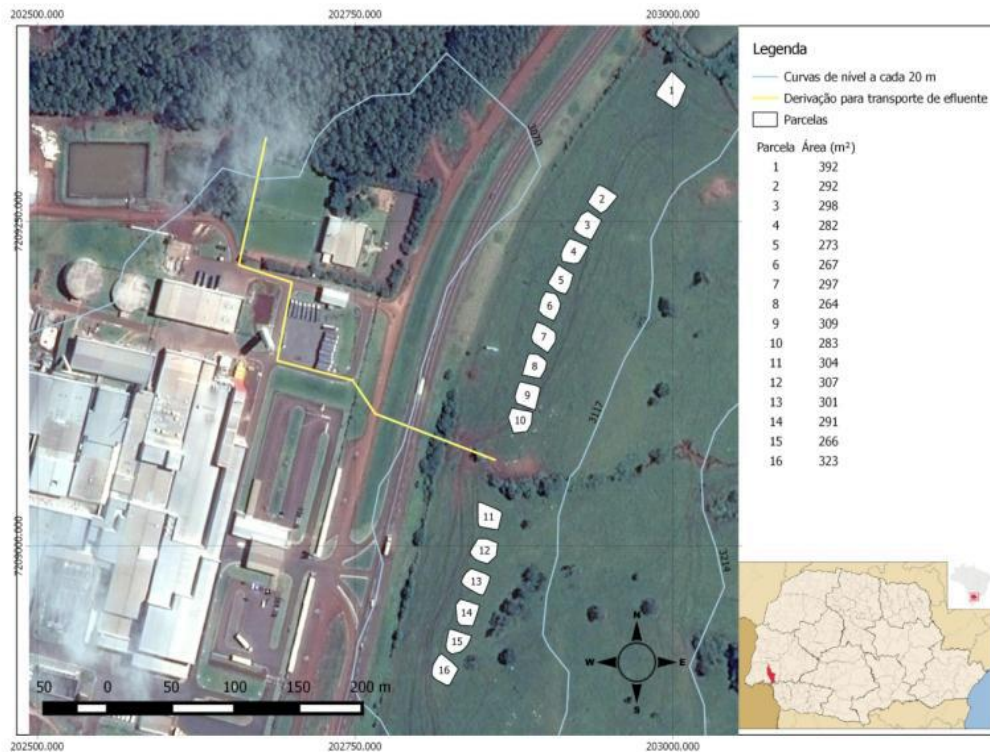


Figura 1 Alocação das parcelas e suas respectivas áreas em m².
Fonte: Araujo (2019)

São aplicadas às parcelas, 4 tratamentos, com 4 repetições cada, sendo um deles testemunha sem aplicação de efluente, e os outros 3, com diferentes taxas de aplicação de efluente tratado. Os tratamentos foram sorteados inteiramente ao acaso, nas 16 parcelas. As taxas de irrigação foram definidas com base na taxa nominal homologada pelo órgão ambiental, de 100 m³ ha⁻¹dia⁻¹ (tratamento 1), que já vem sendo praticado pela empresa, o dobro da taxa nominal (tratamento 2) e o triplo (tratamento 3) (Tabela 2).

Tabela 2 Tratamentos e alocação das parcelas

Tratamento	Taxas diárias de aplicação (m ³ ha ⁻¹ dia ⁻¹)	Pressão de trabalho (mca)	Parcelas
T0	0	-	1,8,11,15
T1	100	0,5	3, 4,5,12
T2	200	1,5	2,10 13,14
T3	300	2,5	6, 7,9,16

Fonte: Morais (2018); Araujo (2019)

4.4. SISTEMA DE IRRIGAÇÃO

O sistema de irrigação transporta o efluente desde as lagoas de armazenamento até as parcelas experimentais (Figura 2).

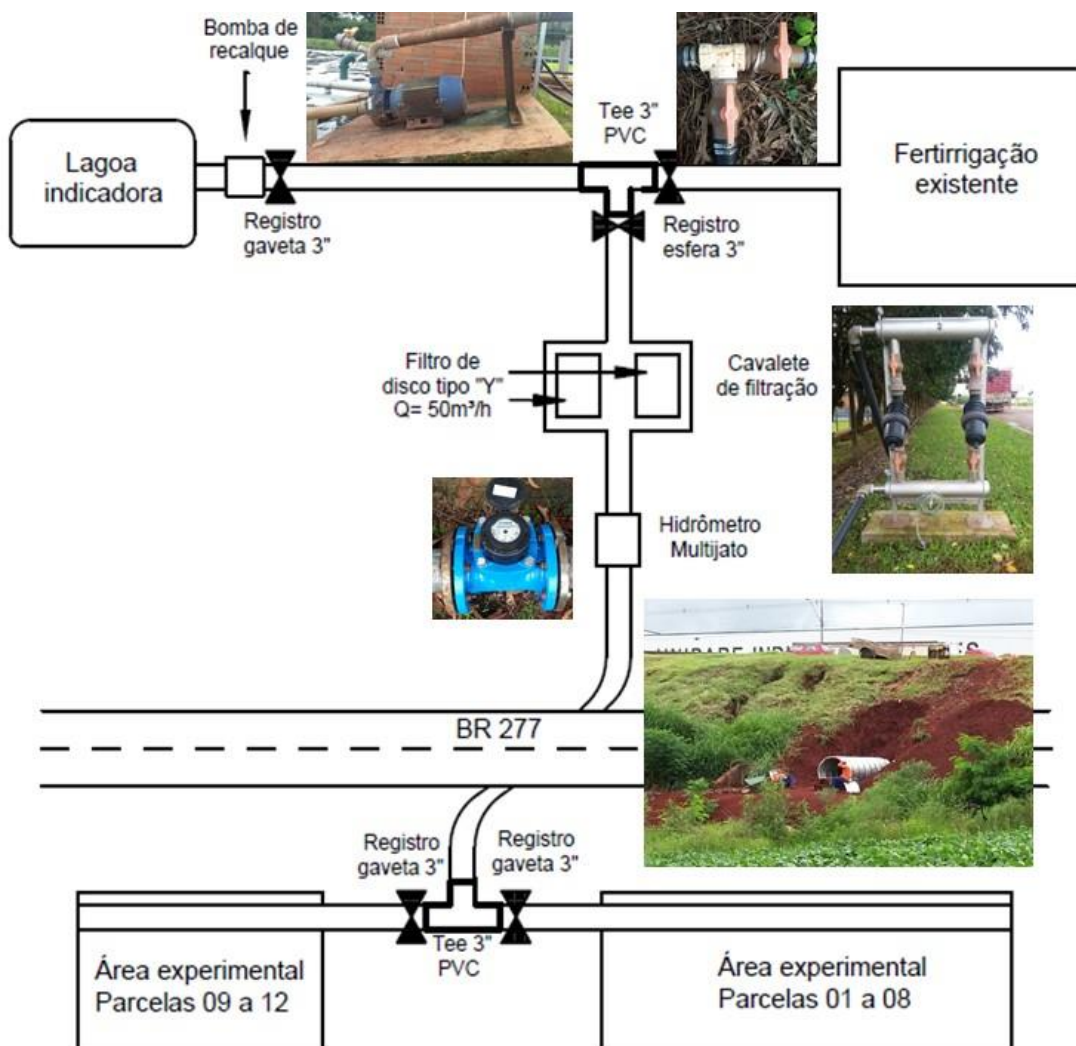


Figura 2 Esquema do cabeçal de irrigação e transporte do efluente.
Fonte: Adaptado de Morais (2018).

Cada uma das parcelas foi equipada com um hidrômetro para verificação diária do volume de efluente aplicado, e um manômetro.

O sistema de irrigação foi acionado manualmente, e a irrigação foi realizada durante 15 horas diárias, das 08:00 às 23:00, durante cinco dias na semana, totalizando 75 horas por semana.



Figura 3 Irrigação nas parcelas experimentais
Fonte: Autor

4.5. COLETA DE DADOS

4.5.1. Monólitos Para Contagem de Minhocas e Enquitreídeos (classe Oligochaeta)

Para a coleta da classe *Oligochaeta*, a metodologia proposta foi adaptada a partir do TSBF, Tropical Soil Biology and Fertility Method (Anderson & Ingram, 1993), em que são retirados monólitos de 20 x 20 x 20 cm de profundidade (Figura 4). Os monólitos de solo foram dispostos em peneiras e com o auxílio de uma pinça, foram retirados os Enquitreídeos e minhocas encontrados, contados e armazenados em frascos plásticos contendo solução de álcool 70%. A serapilheira foi retirada e o solo, coletado com o auxílio de um trado holandês para fins de análise de atributos físico-químicos. Para cada parcela, foram retiradas três amostras, totalizando 12 amostras para cada tratamento. As coletas foram realizadas de setembro a novembro de 2018, com temperatura média de 25 °C.

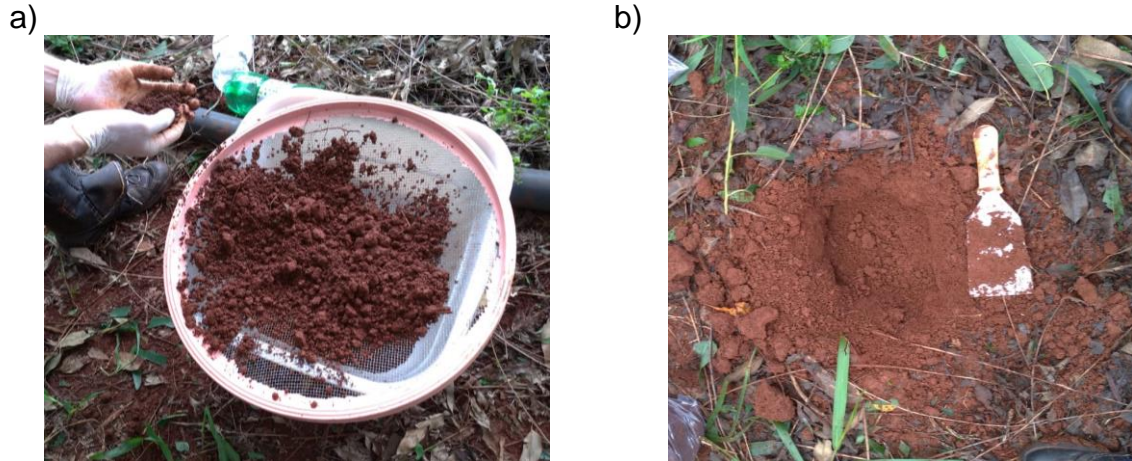


Figura 4 Coleta e identificação das oligoquetas: Retirada dos monólitos de solo (a) e coleta das oligoquetas (b)

Fonte: Autor

4.5.2. Coleta e análise de mesofauna

Para a captura dos artrópodes terrestres (insetos, aracnídeos, crustáceos, etc) foram utilizadas armadilhas de queda (“*pitfall trap*”). Utilizou-se copos descartáveis com volume de 500 ml enterrados até a borda, contendo uma solução de álcool 70 % (40% do volume), água (60% do volume) e detergente biodegradável (uma gota), para conservação dos animais. O detergente, de acordo com Costa Silva *et al*, (2014), quebra a tensão superficial da água, facilitando que os insetos afundem mais rápido, impedindo que escalem a armadilha. Um prato plástico, raso com 26 cm de diâmetro, foi colocado sobre os copos, apoiado em um tripé de madeira, com o intuito de proteger da chuva (Figura 5).

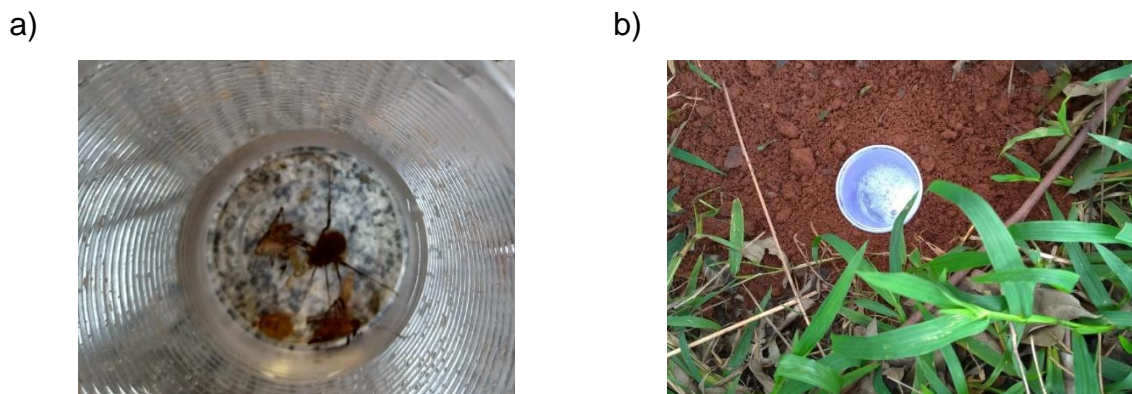


Figura 5 Artrópodes coletados em uma das armadilhas (a), Armadilha no solo (b), armadilha completa com a proteção (c)

Fonte: Autor

Os artrópodes coletados foram contados e classificados em nível de Ordem/Família, com auxílio de lupa bi-ocular e chaves taxonômicas específicas para cada grupo.

A partir da contagem e identificação em nível de grupo (Ordem/Família) dos organismos capturados, foram calculados, conforme Barros (2007), os seguintes índices de biodiversidade (Equações 1 à 4). Utilizou-se para o cálculo o software Dives.

Índice de riqueza de Margalef dado por Eq.1

$$I = [(S - 1)]/\ln N$$

em que:

I=diversidade;

S = número de espécies presente;

N= número total de indivíduos encontrados na amostra;

índice de Simpson, forma de dominância dada por Eq.2

$$D = \sum (ni/N)^2,$$

Em que:

ni = número de indivíduos do grupo "i"

N = somatório da densidade de todos os grupos;

índice de Diversidade de Shannon-Wiener Eq.3

$$(H = -\sum Pi \ln Pi),$$

Em que:

Pi =proporção do grupo i no total da amostra;

índice de equabilidade de Pielou definido por: Eq.4

$$J = H/\ln$$

Em que:

H =índice de Shannon

S = número total de grupos na comunidade.

A riqueza dos grupos taxonômicos foi indicada pelo número (absoluto) de grupos presentes no tratamento.

4.5.3. Coliformes a 35 °C e 45 °C e *Escherichia coli*

Para a avaliação da presença e quantificação dos coliformes totais, foram coletadas 32 amostras, na profundidade de 0 a 10 cm. As amostras foram acondicionadas em recipientes estéreis e foram resfriadas até o momento da análise. Realizou-se no Laboratório da Cooperativa Agroindustrial Lar, a determinação quantitativa dos Coliformes 35 °C e 45 °C pela técnica de contagem em profundidade (Petri-film Coliform Count Plate/3M), de acordo com a norma AFNOR 01/2-09/89C, e a determinação quantitativa de *Escherichia coli* pela técnica de contagem em profundidade (Petri-film Coliform Count Plate/3M) de acordo com Official Methods of Analysis 998.08 (2016), ambas previstas pela ABNT NBR ISO/IEC 17025.

4.5.4. Atributos Químicos Do Solo

As amostras de solo para avaliação dos atributos químicos foram coletadas na camada de 0 a 20 cm do solo, totalizando 5 amostras por parcela. Após a coleta, foram secas ao ar, moídas e peneiradas. Os parâmetros de fertilidade do solo avaliados foram P, K, Fe, Cu, Zn, Mn (Extrator Melich) pH em CaCl₂, H+Al (ph 7,5), Al, Ca, Mg (Extrator KCl 1 mol L⁻¹), capacidade de troca catiônica, soma de bases e saturação de bases (EMBRAPA, 2018). Estes ensaios foram realizados no Laboratório de Análises Ambientais da Unioeste, Campus de Marechal Cândido Rondon.

Considerando que, este trabalho compõe uma pesquisa mais abrangente e visando à otimização de recursos laboratoriais, algumas análises foram realizadas em conjunto com outros pesquisadores do grupo de pesquisa. Os atributos químicos do solo foram avaliados por Araujo et al. (2019) e os resultados, utilizados como parâmetros neste trabalho encontram-se apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Médias, desvios padrão, testes de média e incremento das variáveis de atributos do solo amostrados a 0 e 24 meses de irrigação

Atributo	Tratamento	24º mês de irrigação	Tukey*
P (mg dc ⁻³)	T0	13,7±10,5	a
	T1	40,5±21,1	b
	T2	42,0±30,2	b
	T3	46,8±43,9	b
Matéria orgânica (g dc ⁻³)	T0	39,9±4,8	a
	T1	45,3±4,5	b
	T2	41,3±4,5	a
	T3	43,7±6,0	a
pH in CaCl ₂	T0	5,4±0,5	a
	T1	5,4±0,4	a
	T2	5,2±0,5	a
	T3	5,2±0,3	a
H+AL (cmol _c dm ⁻³)	T0	5,0±1,6	a
	T1	4,8±0,8	a
	T2	5,0±2,3	a
	T3	5,9±1,4	a
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	T0	0,020±0,04	a
	T1	0,018±0,04	a
	T2	0,030±0,05	a
	T3	0,028±0,05	a
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	T0	0,46±0,12	a
	T1	0,68±0,23	b
	T2	0,73±0,27	b
	T3	0,70±0,18	b
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	T0	5,38±0,9	a
	T1	5,37±1,0	a
	T2	5,39±1,1	a
	T3	5,36±0,9	a
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	T0	1,38±0,10	a
	T1	1,40±0,25	a
	T2	1,52±0,20	a
	T3	1,46±0,15	a
Soma de bases (cmol _c dm ⁻³)	T0	7,2±0,9	a
	T1	7,4±1,4	a
	T2	7,6±1,2	a
	T3	7,5±1,0	a
CTC (cmol _c dm ⁻³)	T0	12,2±1,3	a
	T1	12,3±1,1	a
	T2	12,1±0,9	a
	T3	13,4±1,1	b
Saturação por bases (%)	T0	59,4±9,8	a
	T1	60,3±7,2	a
	T2	62,9±7,3	a
	T3	56,4±8,6	a

Nota: P – Fósforo; H+Al – Acidez potencial; Al³⁺ – Alumínio trocável, K⁺ - Potássio; Ca²⁺- Cálcio; Mg²⁺ - Magnésio; CTC – Capacidade de troca catiônica; ** Incremento médio em relação às medias amostrais das análises pré-irrigação; ** Incremento médio percentual em relação às médias amostrais pré- irrigação.

Fonte: Araujo et al. (2019)

4.6. ANÁLISE DE DADOS

Os dados obtidos em campo e laboratório foram avaliados por meio de estatística exploratória, assim como análises de variância (ANOVA) e testes de média (teste de Tukey). Todos os conjuntos de dados foram submetidos ao teste de normalidade de Shappiro-Willk a 5% de significância.

Os atributos de solo foram relacionados aos bioindicadores e índices biológicos por meio de correlação de Pearson, assim como as taxas de irrigação.

Os bioindicadores, índices biológicos e atributos do solo foram avaliados utilizando-se o controle estatístico de qualidade, mais especificamente as ferramentas “Gráficos de qualidade de Shewhart” baseado em valores de referência e “Índice de capacidade de processo”, dado por (Equação 5).

Eq. 5

$$Cp = \frac{LSC - LIC}{6\sigma}$$

em que:

C_p = índice de capacidade do processo;

LSC = limite superior de controle;

LIC = limite inferior de controle;

σ = desvio padrão populacional da variável em estudo, como é, geralmente, desconhecido, é comumente substituído por uma estimativa, tipicamente utilizado o desvio padrão amostral s .

Os gráficos de Shewhart para valores individuais, são construídos com base em três linhas limítrofes que são o limite central, cujo valor é a média amostral e os limites superior e inferior de controle, dados por (Equação 6).

Eq.6

$$LC = \bar{x} \pm 3 \frac{\sigma}{\sqrt{n}}$$

em que:

LC = limite de controle;

\bar{x} = média dos dados;

σ = desvio padrão

n = tamanho da amostra (MONTGOMERY, 2016).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. QUANTIFICAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DA MACRO E MESOFAUNA E ÍNDICES BIOLÓGICOS

A macrofauna e mesofauna edáfica foram classificadas por classe/subclasse, ordem e família. A riqueza numérica total do experimento foi de 3519 indivíduos (Tabela 4). As famílias Enchytraeidae e Glossoscolecidae, do Filo Annelida e classe oligochaeta representam a maior parte dos indivíduos.

Tabela 4 - Classificação da fauna edáfica identificada

Classificação			Média	Desvio padrão	Total
Classe/subclasse	Ordem	Família			
Insecta	Diptera		3,56	4,12	171
	Orthoptera		0,21	0,50	10
	Hymenoptera		4,27	4,84	205
	Coleoptera		2,31	2,38	111
	Dermaptera		1,65	1,71	79
	Hemiptera		0,04	0,20	2
	Blattodea		0,06	0,24	3
	Isoptera		0,02	0,14	1
Arachnida	Araneae		0,19	0,45	9
Chilopoda	Scolopendromorpha		0,15	0,41	7
Malacostraca	Isopoda		6,21	6,85	298
Oligochaeta	Haplotaxida	Enchytraeidae	12,73	15,97	611
		Glossoscolecidae	41,92	25,04	2012

Fonte: Autor

As minhocas (classe Oligochaeta) em geral, são associadas a solos mais férteis e com maior teor de matéria orgânica (KORASAKI, et al., 2017; STEFFEN, et al., 2013), inclusive, com a cobertura vegetal abundante .

Os isópodos ou tatuzinhos de jardim foram o segundo grupo mais abundante observados na macro-fauna. Assim como as minhocas, tratam-se de detritívoros, cuja presença abundante no solo indica maior teor de matéria orgânica (Bugs 2010).

Observou-se insetos herbívoros das ordens Orthoptera (grilos, esperanças e gafanhotos), Hemiptera (percevejos de solo, cigarrinhas, cochonilhas e outros fitófagos), Hymenoptera (formigas cortadeiras), Coleópteras (besouros) e Isopteras (cupins de solo). Também foram observados insetos onívoros das ordens Blattodae (baratas de solo), Dermapteras (tesourinhas), Hymenoptera (formigas doceiras).

Alguns carnívoros, como besouros da família *Coccilionidae* (joaninhas) também foram capturados nas armadilhas. Além dos insetos carnívoros capturou-se aranhas e lacraias, que são predadores, indicando uma cadeia trófica equilibrada (RIESKE, BUSS, 2001; CORREIA, 2002; BARBOSA, QUINTELA, 2014).

Quando avaliados os tratamentos (Tabela 5), observou-se diferença significativa para o teste de médias de Tukey a 5% de significância, para a ocorrência de besouros (Coleópteras), sendo que o tratamento T0 (testemunha) diferiu dos tratamentos irrigados, T2 e T3. Considerando que a ocorrência mais frequente, dentre os besouros (47%) foi de indivíduos da família *Escarabeidae*, com hábitos saprófagos (BARBOSA, QUINTELA, 2014), é possível relacionar sua maior ocorrência nos tratamentos T2 e T3, com a quantidade de serrapilheira sobre o solo, que, de acordo com Araujo (2019), foi superior nestes tratamentos.

Também foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos T3 e os demais para minhocas da família *Glossoscolecidae*. Para a família *Enchytraeidae*, observou-se que não houve diferença significativa entre os tratamentos T0 e T1 entretanto, estes dois tratamentos diferiram de T2 e T3. Possivelmente a causa desta diferenciação pode estar relacionada com o teor de umidade no solo e com a disponibilidade de nutrientes (NIVA et al., 2010).

As minhocas, são indicativos de qualidade do solo, em relação ao teor de matéria orgânica (KORASAKI, et al., 2017) e pH (MICHEREFF, ANDRADE, MENEZES, 2005), embora, os tratamentos T2 e T3, com maior riqueza destes indivíduos tenham apresentado pH mais ácido e não tenham diferido estatisticamente de T0 em relação à concentração de matéria orgânica.

Para outras classes de artrópodes capturados, não houve diferença significativa entre a riqueza de espécies nos tratamentos T1, T2 e T3 e a testemunha, o que, de maneira geral é um bom indicativo, pois significa que não houve perturbações suficientes no habitat, que provocassem desequilíbrios evidentes. Em contraponto, Jonhson et al. (2018), que avaliou a fauna edáfica sob eucalipto fertirrigado, associou aumento de nutrientes do solo com o aumento da riqueza desta fauna.

Tabela 5 - Estatística exploratória para a mesofauna e macrofauna identificada para (Tratamento 0), 100 m³ha⁻¹dia⁻¹ (Tratamento 1), 200 m³ha⁻¹dia⁻¹ (Tratamento 2) e 300 m³ha⁻¹dia⁻¹ (Tratamento T3) e teste de médias de Tukey a 5% de significância.

Variável	Tratamento	Média	Desvio Padrão	Tukey*	Total
Diptera	0m ³ ha ⁻¹ dia	2,50	2,58	a	30
	100m ³ ha ⁻¹ dia	6,08	4,66	a	73
	200m ³ ha ⁻¹ dia	3,08	5,45	a	37
	300m ³ ha ⁻¹ dia	2,58	2,19	a	31
Orthoptera	0m ³ ha ⁻¹ dia	0,42	0,79	a	5
	100m ³ ha ⁻¹ dia	0,08	0,29	a	1
	200m ³ ha ⁻¹ dia	0,17	0,39	a	2
	300m ³ ha ⁻¹ dia	0,17	0,39	a	2
Araneae	0m ³ ha ⁻¹ dia	0,42	0,67	a	5
	100m ³ ha ⁻¹ dia	0,17	0,39	a	2
	200m ³ ha ⁻¹ dia	0,17	0,39	a	2
	300m ³ ha ⁻¹ dia	0,00	0,00	a	0
Hymenoptera	0m ³ ha ⁻¹ dia	3,17	2,73	a	38
	100m ³ ha ⁻¹ dia	3,50	3,43	a	42
	200m ³ ha ⁻¹ dia	6,67	7,80	a	80
	300m ³ ha ⁻¹ dia	3,75	3,42	a	45
Coleoptera	0m ³ ha ⁻¹ dia	2,83	2,73	ab	34
	100m ³ ha ⁻¹ dia	1,17	1,40	b	14
	200m ³ ha ⁻¹ dia	3,92	2,71	a	47
	300m ³ ha ⁻¹ dia	1,33	1,37	b	16
Chilopoda	0m ³ ha ⁻¹ dia	0,25	0,45	a	3
	100m ³ ha ⁻¹ dia	0,00	0,00	a	0
	200m ³ ha ⁻¹ dia	0,33	0,65	a	4
	300m ³ ha ⁻¹ dia	0,00	0,00	a	0
Dermaptera	0m ³ ha ⁻¹ dia	2,00	2,17	a	24
	100m ³ ha ⁻¹ dia	1,58	1,44	a	19
	200m ³ ha ⁻¹ dia	1,75	1,71	a	21
	300m ³ ha ⁻¹ dia	1,25	1,55	a	15
Hemiptera	0m ³ ha ⁻¹ dia	0,00	0,00	a	0
	100m ³ ha ⁻¹ dia	0,17	0,39	a	2
	200m ³ ha ⁻¹ dia	0,00	0,00	a	0
	300m ³ ha ⁻¹ dia	0,00	0,00	a	0
Blatidae	0m ³ ha ⁻¹ dia	0,00	0,00	a	0
	100m ³ ha ⁻¹ dia	0,00	0,00	a	1
	200m ³ ha ⁻¹ dia	0,08	0,29	a	1
	300m ³ ha ⁻¹ dia	0,00	0,00	a	0
Isoptera	0m ³ ha ⁻¹ dia	0,17	0,39	a	2
	0m ³ ha ⁻¹ dia	0,00	0,00	a	0
	100m ³ ha ⁻¹ dia	0,08	0,29	a	1
	200m ³ ha ⁻¹ dia	0,00	0,00	a	0
Isopoda	300m ³ ha ⁻¹ dia	0,00	0,00	a	0
	0m ³ ha ⁻¹ dia	3,58	4,27	a	43
	100m ³ ha ⁻¹ dia	8,33	8,4	a	100
	200m ³ ha ⁻¹ dia	7,58	7,6	a	91
Glossoscolecidae	300m ³ ha ⁻¹ dia	5,33	6,21	a	64
	0m ³ ha ⁻¹ dia	4,75	3,19	a	57
	100m ³ ha ⁻¹ dia	4,08	4,48	a	49
	200m ³ ha ⁻¹ dia	7,5	4,17	a	90
Enchytraeidae	300m ³ ha ⁻¹ dia	34,58	18,46	b	415
	0m ³ ha ⁻¹ dia	27,83	5,95	a	334
	100m ³ ha ⁻¹ dia	32,50	18,92	a	438
	200m ³ ha ⁻¹ dia	61,58	33,8	a	739
	300m ³ ha ⁻¹ dia	41,75	21,71	b	501

Fonte: Autor

Os índices encontrados nos quatro tratamentos (Tabela 6) de maneira geral, foram elevados em toda a área do experimento, com base nas referências dadas por Odum, (2004). Considerando os resultados do teste de médias de Tukey, pode-se observar diferença significativa entre o tratamento T1 e a testemunha para todos os índices de diversidade avaliados, embora os outros tratamentos, T2 e T3 não tenham diferido da testemunha. Estes índices são influenciados pela diversidade de classes de artrópodes observados em cada parcela, bem como sua abundância (CIVIDANES et al, 2009).

O emprego de índices de diversidade muitas vezes é restrito a situações comparativas. Podemos usar o Índice de Shannon para dizer que a comunidade A é mais diversa do que a comunidade B. Entretanto, o valor do índice em si é algo abstrato e difícil de se interpretar (MELO, 2008). Assim, podemos dizer que, o tratamento T1, em comparação com os outros tratamentos apresenta maior diversidade de espécies, embora este tratamento não difira significativamente de T2 e T3.

Tabela 6 - Médias dos Índice de riqueza de Margalef, Índice de dominância de Simpson, Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, Índice de equabilidade de Pielou para as taxas de irrigação de 0 m³ha⁻¹dia⁻¹ (Tratamento 0), 100 m³ha⁻¹dia⁻¹ (Tratamento 1), 200 m³ha⁻¹dia⁻¹ (Tratamento 2) e 300 m³ha⁻¹dia⁻¹ (Tratamento T3) e testes comparativos de médias de Tukey.

Índice	Tratamento	Média	Desvio padrão	Tukey ⁽¹⁾
Shannon-Wiener	0m ³ ha ⁻¹ dia	1,88	0,27	a
	100m ³ ha ⁻¹ dia	1,51	0,55	b
	200m ³ ha ⁻¹ dia	1,81	0,26	ab
	300m ³ ha ⁻¹ dia	1,69	0,28	ab
Simpson	0m ³ ha ⁻¹ dia	0,76	0,11	a
	100m ³ ha ⁻¹ dia	0,59	0,19	b
	200m ³ ha ⁻¹ dia	0,71	0,09	a
	300m ³ ha ⁻¹ dia	0,71	0,12	a
Margalef	0m ³ ha ⁻¹ dia	3,25	0,74	a
	100m ³ ha ⁻¹ dia	2,32	0,94	b
	200m ³ ha ⁻¹ dia	2,93	0,63	ab
	300m ³ ha ⁻¹ dia	2,78	0,99	ab
Pielou	0m ³ ha ⁻¹ dia	0,87	0,07	a
	100m ³ ha ⁻¹ dia	0,72	0,23	b
	200m ³ ha ⁻¹ dia	0,83	0,11	ab
	300m ³ ha ⁻¹ dia	0,87	0,12	a

Nota: (1) Teste de comparação de médias Tukey 5% de significância; *Diferença significativa a 5% de significância entre a média do tratamento e média da testemunha.

Fonte :Autor

Para o índice de dominância de Simpson, estes dados representam a possibilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso pertencerem a mesma espécie (URAMOTO, et al., 2005). O tratamento testemunha (T0) apresenta o índice de Simpson mais alto do que os outros tratamentos, isso representa maior dominância de determinada espécie e, conseqüentemente, uma possível menor diversidade.

Em contrapartida, o tratamento T1 apresenta o menor valor para o índice de Simpson, corroborando o resultado obtido na análise do índice de diversidade de Shannon o que pode ser explicado pela maior concentração de matéria orgânica encontrada nas amostras deste tratamento (Tabela 3). Caproni, et al., (2015) comparando áreas de mata primária, cultivo de seringueira e sistema agroflorestal, para avaliar a riqueza, diversidade e densidade da macrofauna, observaram que o índice de Simpson apresentou maior dominância, principalmente para a ordem Isoptera, na área de mata nativa e seringal. Os autores também atribuíram este fato à maior quantidade de material vegetal depositado sobre o solo.

Para o índice de equabilidade de Pielou, os valores próximos de 1, representam comunidades com distribuição mais homogênea em relação aos grupos de indivíduos, sendo que o valor máximo representa a situação em que todas as espécies possuem a mesma abundância (MAGURRAN, 1988). Esse índice refere-se aos indivíduos e seu padrão de distribuição entre os grupos, fornecendo informações sobre a uniformidade e proporções entre as espécies que formam determinada comunidade (CATANOZI, 2011). Neste sentido, os resultados apresentados na Tabela 6 demonstram que os tratamentos T0 e T3 possuem maior equabilidade na distribuição de indivíduos por espécie e T1 a menor equabilidade. Este fato se deve à grande diversidade de espécies encontrada nas amostras de T1, entretanto, com poucos indivíduos capturados em alguns grupos, como Isópteras e Hemyptera, por exemplo (Tabela 4).

O índice de Margalef é uma medida utilizada em ecologia para estimar a biodiversidade em uma comunidade, com base na distribuição numérica dos indivíduos das diferentes espécies, em função do número total de indivíduos existentes na amostra (SOUTHWOOD, 1995). Quanto maior o seu valor, maior a riqueza de espécies em uma amostra. Como referência de análise, utilizou-se o critério descrito por Richter et al. (2012), que determina que, valores inferiores a 2 caracterizam baixa diversidade e acima de 5 alta diversidade.

O índice de Margalef mais alto observado neste estudo, foi o do tratamento T0 (testemunha), com valor de 3,25, considerado, de acordo com o critério adotado, como intermediário. Os outros tratamentos apresentaram também valores intermediários e T2 e T3 não diferiram estatisticamente de T0. Isto pode ser entendido como baixa alteração ambiental em função das taxas mais altas de irrigação com efluente tratado de abatedouro de aves.

5.2. CONTAMINANTES DO SOLO

Foi observado maior contagem total de coliformes a 35° C e *E. Coli* para o tratamento T1 (Tabela 7). Assim como os índices ecológicos e a riqueza de espécies, este fato pode estar relacionado com a maior quantidade de matéria orgânica observada nas parcelas deste tratamento (Tabela 2), que podem favorecer as condições ambientais para a sobrevivência e proliferação destes microorganismos (MATOS et al, 1997).

Tabela 7- Médias, desvios-padrão e testes de médias de Tukey para Coliformes a 35° C e *E. Colli*, nas taxas de irrigação de 0 m³ha⁻¹dia⁻¹ (Tratamento 0), 100 m³ha⁻¹dia⁻¹ (Tratamento 1), 200 m³ha⁻¹dia⁻¹ (Tratamento 2) e 300 m³ha⁻¹dia⁻¹ (Tratamento T3)

Variável	Tratamento	Média	Desvio padrão	Total	Tukey
Coliformes a 35° C	0m ³ ha ⁻¹ dia	438	338,0	1750,0	a
	100m ³ ha ⁻¹ dia	605	964,0	2420,0	a
	200m ³ ha ⁻¹ dia	567	333,0	1700,0	a
	300m ³ ha ⁻¹ dia	170	120,4	850,0	a
<i>E. coli</i>	0m ³ ha ⁻¹ dia	2,5	5,0	10,0	a
	100m ³ ha ⁻¹ dia	0	0,0	0,0	a
	200m ³ ha ⁻¹ dia	16,7	28,9	50,0	a
	300m ³ ha ⁻¹ dia	0	0,0	0,0	a

*Valores em UFC por grama

Fonte: Autor

Não houve diferença estatística entre os tratamentos T1, T2 e T3 e a testemunha, tanto em relação aos coliformes totais, quanto aos *E. Colli*. Isto indica que o efluente não provocou aumento destes organismos contaminantes no solo, em proporções diferentes às observadas nas parcelas não irrigadas. O efluente de abatedouros pode ser um vetor de contaminação do solo por coliformes, entretanto,

entende-se pelos resultados obtidos na análise de solo, que não houve impacto significativo com a irrigação, mesmo nas maiores taxas testadas (BERTONCINI, 2008; OLIVEIRA, SÁ, 2015)

Os dados corroboram com os resultados obtidos por Morais, et al., (2016), que analisaram a população de coliformes totais, termotolerantes e *Salmonella* presentes em solo irrigado com efluente doméstico. A técnica utilizada foi do Número Mais Provável por 100 g⁻¹ (NMP 100 g⁻¹) para coliformes totais e para os termotolerantes (CTe). Para o isolamento da *Salmonella spp*, utilizou-se a técnica de concentração por membrana filtrante, de 42 mm de porosidade por 142 mm de diâmetro. Não foram encontrados no solo irrigado valores significativos para da salmonella e também não foi observada a presença de *E. Coli*, considerando uma população menor que 3,0 NMP g⁻¹.

4.3 AVALIAÇÃO DAS TAXAS DE IRRIGAÇÃO POR MEIO DOS BIOINDICADORES UTILIZANDO CEP

O índice de Margalef representa a riqueza específica de espécies, ou seja, refere-se ao número total de indivíduos. Observou-se que, a variação em torno da média deste índice, variou menos no tratamento 2 (Figura 6), portanto, infere-se que neste tratamento o número total de espécies estava distribuído de forma mais homogênea entre as amostras.

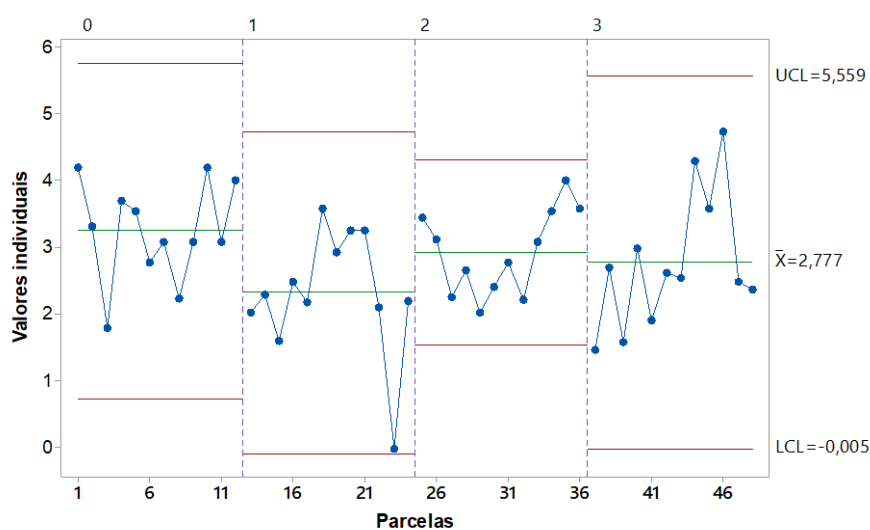


Figura 6: Gráfico de Shewhart para o índice de Margalef
Fonte: Autor

É possível observar um ponto próximo do limite de controle inferior no tratamento 1. Considerando que foi um único desvio, a ocorrência deste ponto pode estar relacionada com alguma causa especial, referente a variações nos fatores ambientais, como um vazamento do sistema de irrigação da parcela na qual se observou o desvio, ou até mesmo, à própria localização da armadilha. Neste caso, esta observação serve como um alerta ao monitoramento mais detalhado e investigação do histórico de operação nesta parcela. Como não foram observadas tendências na ocorrência dos valores individuais, nem dentro dos tratamentos, nem entre eles, acredita-se que as condições impostas não afetaram a riqueza específica nas amostras.

É apresentado na Figura 7, o gráfico de Shewhart para valores individuais, para o índice ecológico de Shannon-Wiener. Para cada tratamento, calculou-se os limites superior e inferior e a média. Não foi observado nenhum ponto fora dos limites estabelecidos de controle ($\pm 3\sigma$ em relação à média). Considerando que não há uma tendência em relação ao comportamento das curvas dos tratamentos, pode-se deduzir que estas variações não são decorrentes de uma causa especial (MONTGOMERY, 2016), ou seja, são inerentes às variações aleatórias do processo ou seja, variações que ocorrem naturalmente na fauna edáfica. Porém, os valores obtidos para este índice podem variar muito de acordo com o tipo de área estudada (AZAMBUJA, et al., 2007).

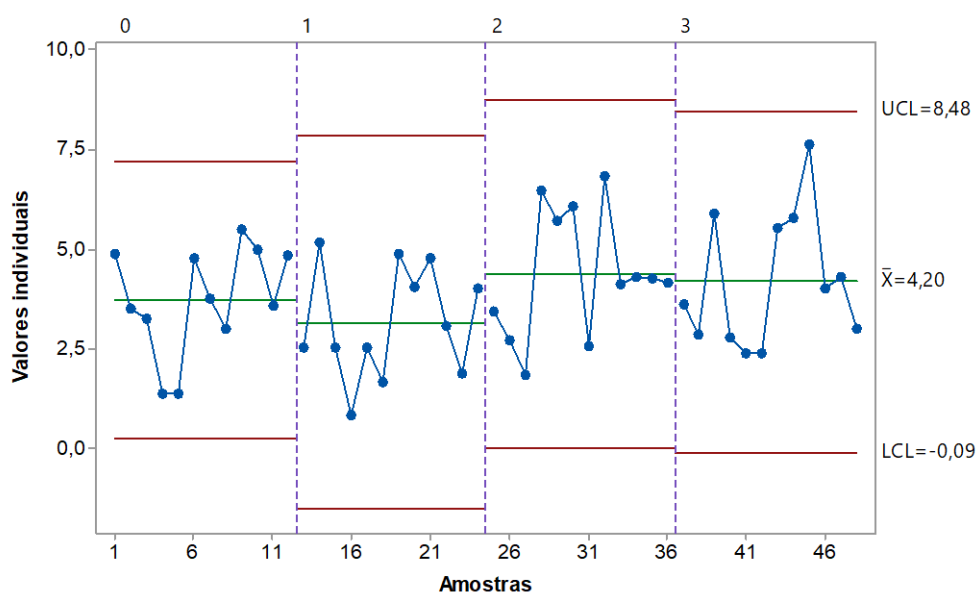


Figura 7: Gráfico de Shewhart para o índice de Shannon Wiener
Fonte: Autor

Para o índice de Simpson (Figura 8), observou-se um ponto fora do limite inferior de controle, o mesmo observado como desvio no gráfico do índice de Margalef. Entretanto, o comportamento dos demais pontos não fornece indícios de variações por causas especiais, ou seja, comparativamente com o tratamento testemunha e avaliando a distribuição dos valores individuais, não pode-se afirmar que os tratamentos tenham influenciado a variação da dominância de espécies nas parcelas.

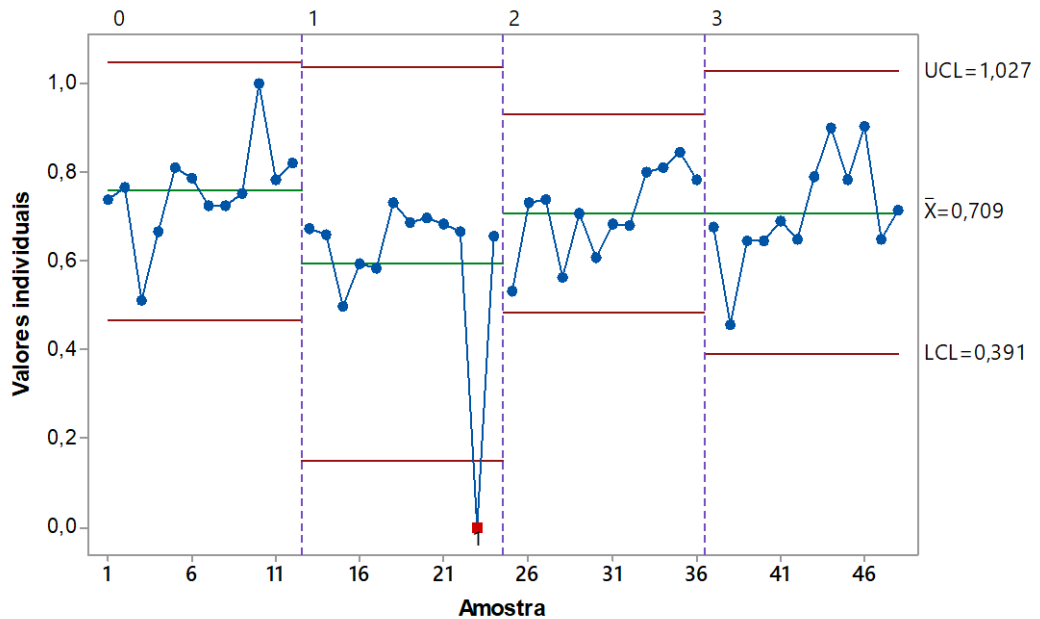


Figura 8 Gráfico de Shewhart para o índice de Simpson
Fonte: Autor

Sobre a equabilidade das espécies, avaliada pelo índice de Pielou (Figura 9), observou-se pela distribuição dos valores individuais do gráfico de Shewhart, que o tratamento testemunha apresentou menor variação em torno do limite central (média). Isto sugere que, embora a riqueza (Margalef) e dominância de espécies (Simpson) não tenham apresentado amplitudes de variação muito diferente entre os tratamentos, a uniformidade da ocorrência das espécies pode ter sido afetada por eles.

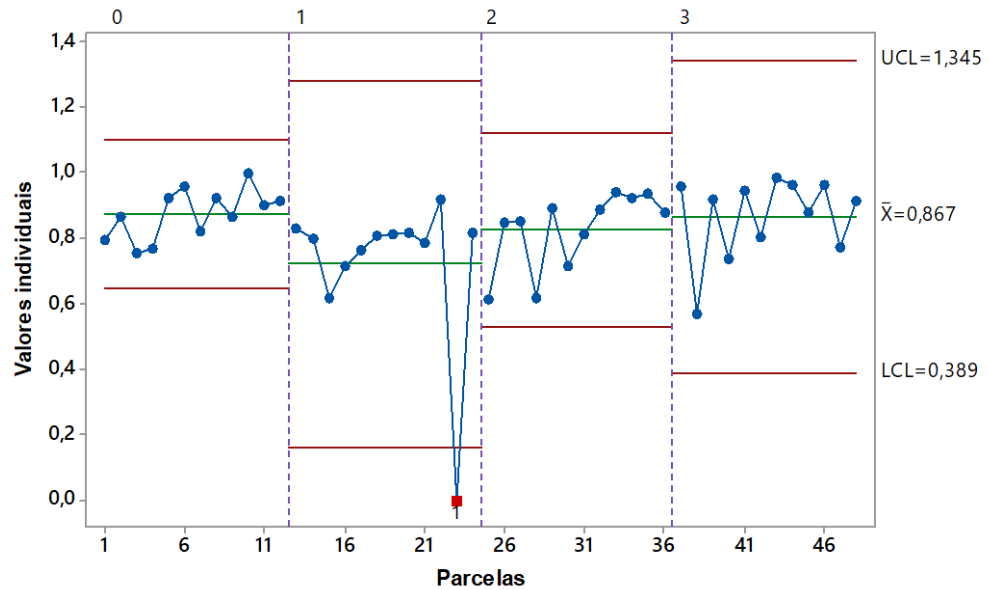


Figura 9 Gráfico de Shewhart para o índice de Pielou
Fonte: Autor

Em relação à ocorrência de Isópodas (Figura 10 - b), observa-se que tendência, para os 4 tratamentos, de decréscimo nos valores individuais observados (número total de indivíduos) em função das observações. Esta tendência, revela uma ocorrência destes artrópodes relacionada com o local da coleta, mais concentrados nas parcelas de 1 até 10 do que nas parcelas de 11 a 16. Isto pode estar associado a maior disponibilidade de água ou de matéria orgânica no solo nesta região, muito embora, a homogeneidade do comportamento da distribuição dos indivíduos corrobore a aleatoriedade dos dados (comportamentos semelhantes das curvas).

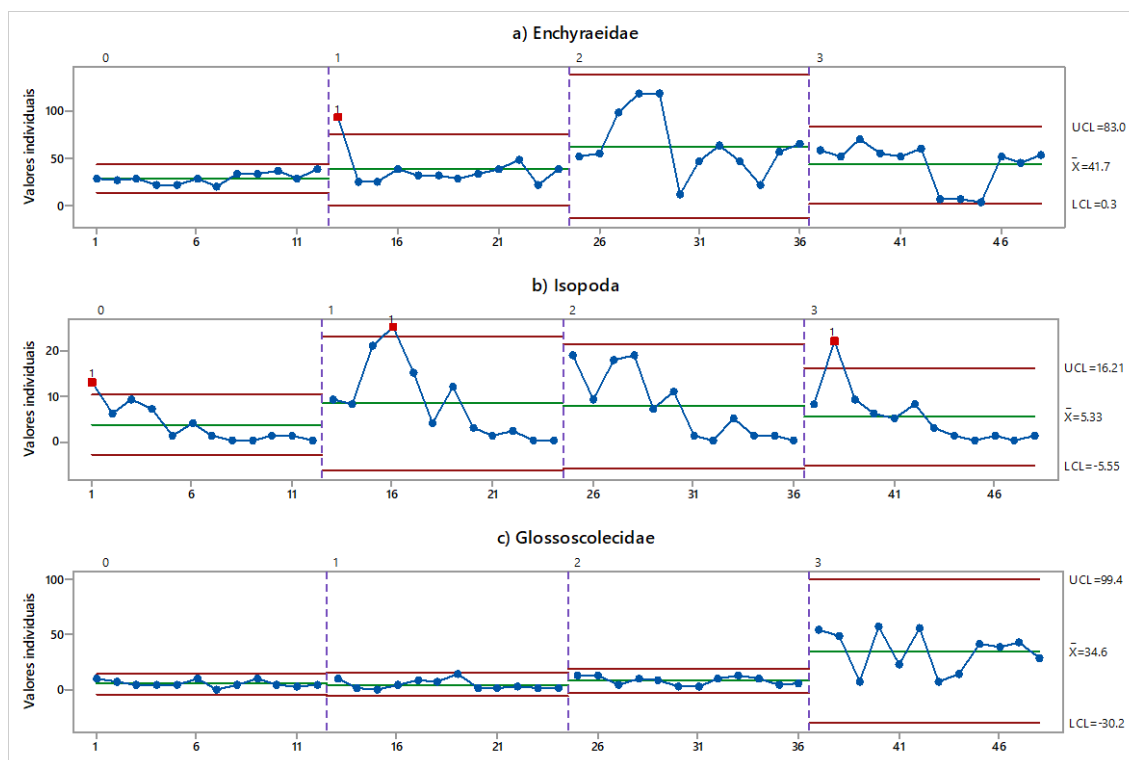


Figura 10 Gráfico de Shewhart para os números de indivíduos dos bioindicadores (a) Enquitrédeos (b) Isópoda, (c) Glossoscolecidae, considerando os 4 tratamentos aplicados: taxas de aplicação de efluentes de (0) 0 m³ha⁻¹dia⁻¹, (1) 100 m³ha⁻¹dia⁻¹, (2) 200 m³ha⁻¹dia⁻¹ e (3) 300 m³ha⁻¹dia⁻¹.

Fonte: Autor

Para a ocorrência das minhocas (Figura 10-c), observa-se uma relação entre o aumento da média e também da dispersão dos dados no tratamento 3 (300 m³ha⁻¹dia⁻¹). Este fato pode estar associado ao condicionamento do solo para esta classe de animais em função da introdução de água e matéria orgânica no solo.

Já para os Enquitrédeos, as observações com maior média e dispersão dos dados ocorreram para o tratamento 2 (200 m³ha⁻¹dia⁻¹), o que pode estar associado, além dos níveis ótimos para a ocorrência de (*Oligochaetas Enchytraeidae*) neste tratamento, com o aumento da acidez potencial, sobretudo no tratamento 3, o que explicaria médias menores deste tratamento do que no tratamento 2.

Avaliando o comportamento dos valores individuais, bem como dos indicadores calculados é possível dizer que os enquitrédeos respondem de forma negativa em ambientes com solos antropizados, demonstrando uma possibilidade de sua utilização como bioindicadores de qualidade do solo (ALEXANDRE, et al., 2018; ASSIS, et al., 2015).

A capacidade de processos é baseada na média, que é uma medida de posição, e no desvio padrão que é a medida da dispersão do processo. A performance

do processo é a amplitude que corresponde a 99,73% da variação total do processo. Portanto, se a amplitude dos dados permanecer no intervalo compreendido nestes 99,73%, apenas 0,27% dos dados estará fora das especificações (PORTAL ACTION, 2014; MONTGOMERY, 2016).

Os índices só podem ser estabelecidos para um processo estável ao longo do tempo, ou seja, sob controle. Portanto os índices PPL (Índice de Performance Inferior) e CPL (Índice de Capacidade Inferior) são definidos quando os dados seguem uma distribuição normal. Para o conjunto de dados avaliados procedeu-se o teste de normalidade de Shapiro-Wilk, com resultado normal para todos os indicadores.

A maioria das empresas adotam como critério para a avaliação de CP e PP, o valor de 1,33, sendo que, valores superiores a este, podem configurar processos estáveis e com variação controlada (JURAN; GRAYNA, 1980). Considerando que as variáveis biológicas, apresentam controle sensivelmente mais complexo do que os processos industriais, os índices de PPL e CPL obtidos (Tabela 8) podem ser considerados muito altos. Foram todos superiores a 1,33 com exceção do índice de Margalef, cujo resultado de PPL foi 1,07 e CPL 1,11, ainda assim, considerados estáveis pelo critério de Montgomery (2016), que considera o valor de 1,0 como referência.

Tabela 8 Índices de capacidade de processo e performance para dados normais dos índices biológicos

Índice	PPL	CPL
Shannon-Wiener	1,50	1,55
Simpson	1,57	1,66
Margalef	1,07	1,11
Pielou	1,73	1,80

Fonte: Autor

Com base no PPL alto (superior a 1,33), o índice de dispersão foi pequeno em relação a variação total permitida, ou seja, o processo é controlado. No caso dos indicadores significa que não houve dispersão suficiente (Figura 11) entre os tratamentos para caracterizar um desvio de processo. Portanto, os tratamentos irrigados mantém a mesma qualidade em relação aos indicadores ecológicos que a testemunha.

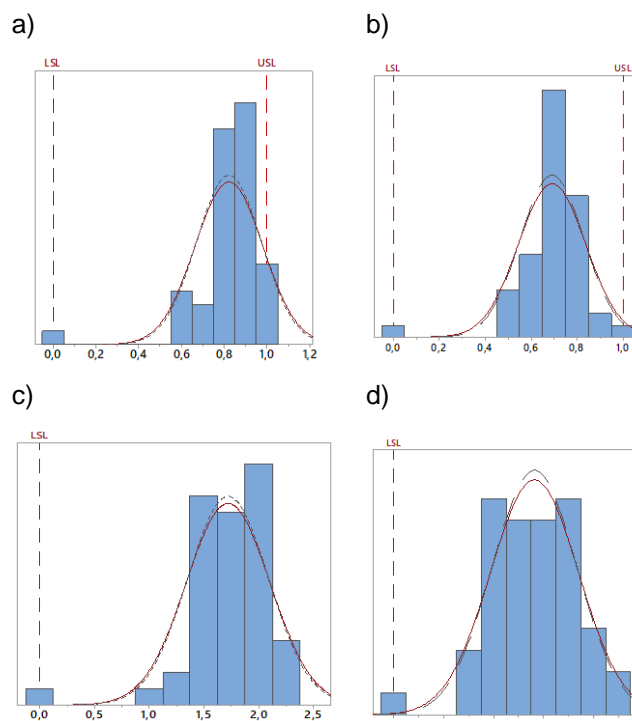


Figura 11 Gráficos de capacidade de processos para os índices de Pielou (a) Simpson (b) Shannon-Wiener (c) Margalef (d) Fonte: Autor

4.4. RELAÇÃO ENTRE OS ÍNDICES BIOLÓGICOS E ATRIBUTOS DE FERTILIDADE DO SOLO

Procedeu-se a análise de correlação de Pearson (Tabela 8), que resultou em altas correlações (BISQUERRA; SARRIERA; MARTÍNEZ, 2004) entre o número de indivíduos de Oligochaetas e as taxas de efluentes aplicadas ao solo (0,819) e de número de Enquitréidos e estas mesmas taxas (0,602).

Isto significa que quanto maior foi a taxa de irrigação aplicada, maior foi a quantidade de Oligochaetas e Enquitréidos encontrada no solo. Esta correlação pode ser explicada pelo aumento da umidade do solo, já que uma maior umidade proporcionaria a melhor condição para sobrevivência das Oligochaetas (FERRAZ, GUERRA, 1983). Além da umidade o enriquecimento nutricional do solo com o P e N presentes no efluente pode ter influenciado a proliferação das Oligochaetas (FIUZA, 2009).

Tabela 9 Análise de correlação de Pearson para avaliação de correlação entre os bioindicadores, taxa de aplicação de efluente e propriedade do solo

	Taxa de apli.	Isópodo	Oligocheata	Enquitreídeos	Fósforo	Matéria orgânica	Ph	Acidez potencial
Taxa de apli.	1,000							
Isópodo	0,268	1,000						
Oligocheata	0,819	-0,249	1,000					
Enquitreídeos	0,602	0,566	0,084	1,000				
Fósforo	0,439	0,825	0,158	0,223	1,000			
Matéria orgânica	0,280	0,735	0,098	0,001	0,974	1,000		
pH	-0,562	-0,059	-0,258	-0,856	0,246	0,459	1,000	
Acidez potencial	0,644	-0,448	0,966	-0,161	0,022	0,01	-0,08	1,000

Fonte: Autor

Também foi observada alta correlação entre o número de Oligochaetas e a acidez potencial do solo (0,966). A acidez potencial do solo é o somatório dos íons livres de hidrogênio e alumínio (CAMPOS et al., 2017). Oliveira e Santos (2009) também correlacionaram positivamente presença deste anelídeos à acidez potencial do solo. O aumento da matéria orgânica no solo devido ao acúmulo de coprólitos pode ter influenciado o aumento da acidez ativa (redução do pH) e da acidez potencial (aumento dos íons livres de alumínio) (BROWN, JAMES, 2007). Esta associação é descrita por Malavolta (2006), que afirma que a matéria orgânica pode fornecer íons livres de H⁺ ao passo que imobilizam os íons livres de Al³⁺.

A ocorrência de Enquitreídeos apresentou correlação negativa muito alta com (-0,856) com o pH, o que significa que quanto mais básico o solo, menor a ocorrência deste bioindicador. Por outro lado, o aumento do pH pode estar relacionado com o consumo da matéria orgânica e deposição de coprólitos por estes indivíduos. A acidez devida ao pH, e ao teor de Al³⁺ são menores nos coprólitos que no solo adjacente, seja em áreas de floresta secundária, seringal de cultivo ou pastagem (FIUZA, 2009)

Em relação aos Isópodos, observou-se correlação muito alta com a concentração de fósforo no solo (0,825) e alta correlação com a concentração de matéria orgânica (0,735), Isso indica que este artrópode tende a viver em áreas de solos mais férteis, pois os isópodos respondem positivamente à adição de matéria orgânica ao solo (LOUREIRO et al., 2006).

A relação da ordem isopoda com a concentração de matéria orgânica também pode foi verificada por Vasconcellos et al., (2015) em área de mata preservada. Isso, segundo o autor decorre das condições favoráveis no ambiente, como temperatura,

umidade, quantidade e qualidade de matéria orgânica para o desenvolvimento dos isopodas terrestres, além da sua preferência pela serapilheira.

Boelter et al. (2009) também descrevem que os isopodas tem preferência por matéria orgânica com 3 e 4 meses de decomposição, destacando que a ordem isopoda complementa sua dieta com folhas verdes, em decorrência da variada composição dos resíduos vegetais.

6 CONCLUSÕES

a) Para o experimento foram identificados 3.519 indivíduos em nove ordens, três famílias e uma classe, sendo que, a avaliação da ocorrência de meso e macrofauna edáfica levou a concluir que não houve diferença significativa entre os tratamentos irrigados e a testemunha, a não ser para a ordem coleoptera.

b) Para todos os tratamentos, incluindo a testemunha, foram observados ambientes equilibrados, sem predominância de indivíduos saprófitas, com cadeias tróficas complexas desde indivíduos decompositores até predadores.

c) A diversidade de espécies (Shannon) observada nos tratamentos testemunha 2 e 3, podem ser considerados semelhantes, enquanto que o tratamento 1 apresentou riqueza inferior à testemunha.

b) Em relação à predominância de espécies (Simpson), os índices próximos a um, obtidos para todos os tratamento indicam ambientes equilibrados. O índice de riqueza das espécies (Margalef) foi mais alto para a testemunha, embora estatisticamente tenha sido semelhante aos tratamentos 2 e 3. Indicando que a testemunha apresentou maior número de indivíduos da mesma espécie. O índice de equabilidade (Pielou) que compara a amostragem obtida com a máxima diversidade possível demonstrou valores próximos a 0,8 para todos os tratamentos, indicando que as espécies são igualmente abundantes para os 4 tratamentos.

e) Os tratamentos não provocaram alterações na contagem total de coliformes em relação à testemunha.

f) Observou-se que os bioindicadores Oligochaetas (Filo annelida) e isopodas (Filo Arthropoda) ocorreram em maior quantidade nas áreas irrigadas do que na testemunha, provavelmente em função do aumento da umidade e enriquecimento da matéria orgânica no solo.

d) Houve alta correlação positiva entre a acidez potencial e a ocorrência de Oligochaetas Glossoscolecidae. Em relação aos enquitreídeos, encontrou-se alta correlação negativa com o pH do solo e para ambos Glossoscolecidae e Enquitreídeos, foram observadas altas correlações com as taxas de irrigação aplicadas. O número de isópodos está diretamente correlacionado com alto fator de determinação, com as concentrações de matéria orgânica e fósforo.

Os gráficos de Shewhart mostraram que os índices biológicos avaliados apresentam processo controlado e estável para todos os tratamentos.

Isso mostra que a relação entre a fauna edáfica e o solo está diretamente ligada as condições do ambiente, ou seja, um ambiente em equilíbrio proporciona maior diversidade e riqueza de espécies, além da melhora dos parâmetros do solo com o aumento de matéria orgânica e outros nutrientes.

Assim, o monitoramento e uso da macrofauna e mesofauna por meio de ferramentas de controle estatístico de qualidade aplicadas aos índices de biodiversidade, mostrou-se eficaz na comparação dos efeitos da irrigação com efluente industrial tratado de abatedouro de aves sobre o solo. Sua associação e avaliação através de técnicas estatísticas, como os gráficos de Shewhart, abre possibilidades para sua utilização e replicação em outros experimentos.

7 REFERÊNCIAS

ABREU, R. R. L.; LIMA, S. S.; OLIVEIRA, N. C. R.; LEITE, L. F. C. Fauna edáfica sob diferentes níveis de palhada em cultivo de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Tropical**. 2014;44:4:409-416. < <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=253032707007>>

ALEXANDRE, D.; MACHADO, J.S.; KRAFT, E.; GOULART, M.M.; FILHO, O. K. Diversidade de enquitreídeos em sistemas de uso do solo no Planalto Catarinense. XII Reunião Sul Brasileira de Ciência do Solo. Xanxerê, 2018.

ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.I. Tropical Soil Biology and Fertility: a Handbook of Methods. 2ª ed. **CAB International**, Wallingford, 1993.

ASSAD, M. L. L. Fauna do solo. In: VARGAS, M. A. T.; HUNGIA, M. (Ed.). *Biologia dos solos dos cerrados*. Planaltina: Embrapa/CPAC, 1997

ASSIS, O.; RAMSDORF, W.A.; BROWN, G.G.; BARTZ, M.L. C.; MORAIS, R.S.; NIVA, C.C. O Uso de Enquitreídeos (Oligochaeta, Enchytraeidae) como Bioindicadores em Solo de Cultivo Orgânico e Convencional. **ELAETAO**, 5º Encontro Latino Americano de Ecologia e Taxonomia de Oligoquetas, Curitiba, 2015.

ABPA – Brazilian Association of Animal Protein. Annual Report. São Paulo, 2017.

ARAÚJO, A. S. F; MONTEIRO, Regina T.R. Indicadores Biológicos de Qualidade do Solo. *Bioscience Journal*, Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.

ARAUJO, I. R. C.; SAMPAIO, S. C.; PAZ-GONZALEZ, A.; VILAS-BOAS, M. A.; JUNIOR, A. C. G.; SZEKUT, F.D. Reforested soil under drip irrigation with treated wastewater from poultry slaughterhouse. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.23, n.6, p.439-445, 2019.

ARAUJO, I.R.C.; MORAIS, J.; SAMPAIO, S.C.; LADO-LIÑARES, M.; PAZ-GONZÁLEZ, A. Efeitos da disposição de efluente tratado de abatedouro de aves em florestas plantadas, VIII Congreso sobre Uso y Manejo del Suelo; Libro De Resúmenes ; UMS 2018; 2018 A Coruña, España.

BARETTA, D.; SANTOS, J.C.P.; SEGAT, J.C.; GEREMIA, E.V.; OLIVEIRA FILHO, L. C.L.; ALVES, M.V. Fauna edáfica e qualidade do solo. In: KLAUBER FILHO, O.; MAFRA, A.L.; GABITONI, L.C. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2011. v.7, p.141-192.

BARETTA, D.; TESTA, M.; ROCHA, E.; BARTZ, M.L.C. Abundância de Espécies de Minhocas em Sistemas de Uso e Manejos do Solo em Quatro Microrregiões de Santa Catarina. **25º SIC UDESC, Seminário de Iniciação Científica**, Universidade Estadual de Santa Catarina, 2015.

BARTZ, M.L.C.; ROCHA, E.; TESTA, M.; WILDNER, L.P.; SPAGNOLLO, E.; BARETTA, D. Minhocas em Áreas sob Plantio Direto no Meio-Oeste de Santa Catarina. **XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Florianópolis, SC, 2013.

BARTZ, M.L.C.; BROWN, G.G.B.; PASINI, A.; MELLO, I.; BORTOLUZZI, J.; TIAGO TAMIOZZO, T.; PILECCO, O.P.; LUTZ, R.A.T. Minhocas Como Bioindicadores de Qualidade do Sistema Plantio Direto na Palha. **Elaetao4**, Curitiba, PR, 2010.

BASHIR, S.; SHAABAN, M.; MEHMOOD, S.; ZHU, J.; FU, Q.; HU, H. Efficiency of C3 and C4 Plant Derived-Biochar for Cd Mobility, Nutrient Cycling and Microbial Biomass in Contaminated Soil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology** (2018) 100:834–838, Springer Link. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2332-6>

BALOTA, E.L. COLLOZZI-FILHO, A. ANDRADE, D. S. HUNGRIA, M. Biomassa Microbiana e sua Atividade em Solos sob Diferentes Sistemas de Preparo e Sucessão de Culturas. *R. Bras. Ci. Solo*, 22:641-649, 1998.

BARETTA, D.; et. al; Colêmbolos (hexapoda: Collembola) como bioindicadores de qualidade do solo em áreas com Araucaria angustifolia. *Ciência do Solo*, v. 32, n. 1, p. 2693–2699, 2008.

BARROS, R.S.M., 2007. Medidas de Diversidade Biológica. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais – PGECOL. Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF. Juiz de Fora, MG, 13p

BERNARDO, S; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. Manual de irrigação. 8. Ed. Atual. e Ampl. Viçosa: UFV, 2006. 625p.

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reúso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, Campinas, 2008.

BEUX, S. Avaliação do tratamento de efluente de abatedouro em digestores anaeróbios de duas fases. 2005. 98 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos). Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2005.

BELLAVER, C. O. Paulo, A.; **Balanco da água nas cadeias de aves e suínos.** Revista Avicultura Industrial, Edição 1183, Número 10. 2009 . São Paulo.

BISQUERRA, R.; SARRIERA, J. C. & MARTINEZ, F. Introdução à estatística: enfoque informático com o pacote estatístico SPSS. Porto Alegre: Artes Médicas (2004).

BORGES, R. C.; Estudo do padrão de não aleatoriedade sequência no controle estatístico do processo. Symposium, Lavras, v. 6, n. 2, p. 31-35, 2008.

BOELTER, J. F. et al. The feeding rates and preferences of a neotropical terrestrial isopod (Oniscidea). Nauplius, v. 17, n. 2, p. 107-113, 2009.

BERUDE, M.C.; GALOTE, J.K.B.; PINTO, P.H.; AMARAL, A.A. A mesofauna do Solo e sua Importância Como Bioindicadora. **ENCICLOPÉDIA BIOSFERA**, Centro Científico Conhecer, v.11 n.22; p. 14, Goiânia, 2015.

BERNARDI, L.F.O.; AUDINO.L.D.; MARAFELI, P.P.; CARVALHO, T.A.F. Mesofauna. **Conhecendo a Vida no Solo**, Volume 3, Editora UFLA, Lavras, MG, 2017.

BORER, B.; TECON, R.; OR, D. Spatial Organization of Bacterial Populations in Response to Oxygen and Carbon Counter-gradients in Pore Networks. **Nature Communications**, 2018. <https://www.nature.com/articles/s41467-018-03187-y>

BERTINI, S. B. Indicadores microbiológicos de qualidade do solo em Florestas de Araucária no Estado de São Paulo. **Microbiologia**, 2010.

BOUMA, J. **Reaching out from the soil-box in pursuit of soil security.** Soil Science and Plant Nutrition, 61, 556–565. Soil Science, Wageningen University, The Netherlands, 2015.

BOUMA, J. McBRATNEY, A. Framing soils as an actor when dealing with wicked environmental problems. **Geoderma**. Geoderma 200, 201-130, 139, 2013.

BUGS, P.S. Ocorrência e Distribuição de Isopodos terrestres (Crustacea:Oniscidae) em três ambientes florestais na Serra Geral, Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

BROWN, G.G.; DOMÍNGUEZ, J. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas – o 3º encontro latino americano de ecologia e taxonomia de oligoquetas (elaetao3). **Acta Zoológica Mexicana** (n.s.) Número Especial 2, 2010.

BROWN, G.G. E JAMES, S.W. (2007) - Ecologia, biodiversidade e biogeografia das minhocas no Brasil. In: Brown, G.G. e Fragoso, C. (Ed.) - **Minhocas na América Latina: Biodiversidade e ecologia**. Londrina, Embrapa Soja, p. 297-381.

CASTALDELLI, A. P. A.; SAMPAIO, S. C.; TESSARO, D.; HERRMANN, D. R.; SORACE, M. Meso e macrofauna de solo cultivado com milho e irrigado com água residuária da suinocultura. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.35, n.5, p.905-917, set./out. 2015.

CATANOZI, G. Importância Dos Aspectos Ecológicos Na Análise Qualiquantitativa Da Macrofauna Edáfica. **Rev. Ibirapuera**, São Paulo, n. 1, p. 42-52, jan./jun. 2011.

CAPRONI, A. L.; GRANHA, J. R. D. O.; SOUCHIE, E.L.; FIGUEIRA, A.F.; OLIVEIRA, A. N. S. DIVERSIDADE DA MACROFAUNA DO SOLO EM ECOSSISTEMAS NO MUNICÍPIO DE ROLIM DE MOURA, RO. **GLOBAL SCIENCE AND TECHNOLOGY**. 2015.

CIVIDANES, F.J.; BARBOSA, J.C.; MARTINS, I.C.F.; PATTARO, F.; NUNES, M.A.; SANTOS, R.S. Diversidade e Distribuição Espacial de Artrópodes Associados ao Solo em Agroecossistemas. **Fitossanidade**. Bragantia, Campinas, v.68, n.4, p.991-1002, 2009.

CORREIA, M. E. F. Potencial de utilização dos atributos das comunidades de fauna do solo e de grupos chave de invertebrados como bioindicadores no manejo de ecossistemas. **Embrapa Agrobiologia**. Seropédica, RJ, 2002.

CORREIA, M.E.F.; AQUINO, A.M.; AGUIAR-MEZES, E.L. Aspectos Ecológicos dos Isopoda Terrestres. **Embrapa Agrobiologia**. Seropédica, RJ, 2008.

COSTA, S.L.N.; ARAUJO, P.B.; GUERRA, T. O tatuzinho-de-jardim como auxiliar na educação ambiental: o papel ecológico dos isópodos terrestres e suas relações com as plantas. **REMEA - REVISTA ELETRÔNICA DO MESTRADO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL**. UFRGS, Porto Alegre, 2015.

CARDOSO, E. J. B. N. ANDREOTE, F. D. **MICROBIOLOGIA DO SOLO**, 2ª edição, Piracicaba, São Paulo, 2016.

CESTESB. Coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*. Determinação pela técnica de tubos múltiplos. L5.202 5ª Edição, São Paulo, 2018.

COTTA, S. R. **MICROBIOLOGIA DO SOLO**, 2ª edição, Piracicaba, São Paulo, 2016.

COSTA SILVA, V.; CIPOLATTO, R. P.; ABEGG, A. D.; ROSA, C. M.; SILVA, P. G.; DI MARE, R. A. Escarabeídeos (Coleoptera: Scarabaeidae) de campo e floresta da Reserva Biológica de São Donato, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biotemas**, v. 27, n. 4, p. 6371, 2014.

CAMPOS, D.V.B.; TEIXEIRA, P.C.; PEREZ, D.V.; SALDANHA, M.F.C. Acidez potencial do solo. Manual de métodos de análise de solo, Embrapa, 2017.

CHAVARRIA, D. N.; PÉREZ-BRANDANB, C.; SERRIA, D. L.; MERILESC, J. M.; RESTOVICH, S. B.; ANDRIULOD, A. E.; JACQUELIND, L.; VARGAS-GIL, S. Response of Soil Microbial Communities to Agroecological Versus Conventional Systems of Extensive Agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Volume 264, 1 September 2018, Pages 1-8. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.008>

DECÄENS, T.; LAVALLE, P.; JIMÉNEZ, J.J.; ESCOBAR, G.; RIPPSTEIN, G.; SCHNEIDMADL, J.; SANZ, J.I.; HOYOS, P.; THOMAS, R.J. Impacto del uso de la tierra en la macrofauna del suelo de los Llanos Orientales de Colombia. In: JIMÉNEZ, J.J.; THOMAS, R.J. (Ed.). El arado natural: las comunidades de macroinvertebrados del suelo en las savanas neotropicales de Colombia. Cali, Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical, p.21-45, abr. 2003.

DORAN, J. W. ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, 15, Elsevier, 2000, EUA.

DUCHICELA, J. SULLIVAN, T. S. BONTTI, E. BEVER, J. D. Soil aggregate stability increase is strongly related to fungal community succession along an abandoned agricultural field chronosequence in the Bolivian Altiplano. **Journal of Applied Microbiology**, Oxford, v. 50, p. 1266-1273, 2013.

Equipe Estatcamp (2014). Software Action. Estatcamp- Consultoria em estatística e qualidade, São Carlos - SP, Brasil. URL <http://www.portalaction.com.br/>.

EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Rio de Janeiro, 2018.

FERREIRA, J.H.O.; KATO, O.R. Influência do método de preparo da área na mesofauna do solo na região Nordeste do Pará. Anais I Seminário de Iniciação Científica da Embrapa Amazônica Oriental. Universidade Federal Rural da Amazônia, Resumo Expandido, CD-ROM, Belém, PA, 2003

FOCKINK, G.D.; PECH, T. M.; SILVA, M.; NIVA, C.C.; BARTZ, M. L. C.; NIEMEYER, J. C. Riqueza e Abundância de Espécies de Minhocas e Abundância de Enquitreídeos em Eistemas Agroflorestais na UFSC, Campus de Curitibanos. **XII Simpósio Florestal Catarinense**. Lages, SC, Brasil, 2016.

FREITAS, D. A. F. et. al, N. Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. **Revista Ciencia Agronomica**, v. 43, n. 3, p. 417–428, 2012.

FRIESEN, A.M. **Multi-method Approach to Quantifying Nutrient Retention in a Wastewater Irrigated Watershed**. A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of Master of Science in the College of Graduate Studies, University of British Columbia, Okanagan, 2017.

FRIGO, J. P. Controle do processo da irrigação no sistema de aspersão convencional em Palotina – PR. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – PR, 2012.

FRIGUETTO, R. T. S.; VALARINI, P. J. Indicadores Biológicos e Bioquímicos da Qualidade do Solo, 2000.

FERRAZ, J.A.N.; GUERRA, R. T. Estudo preliminar da influência da umidade do solo sobre a reprodução de *pontoscolex corethrurus*. **ACTA AMAZÔNICA** 13(2) : 289-297. 1983.

FIUZA, S.S. Ecologia de *Chibui bari* (annelida: oligochaeta) e atributos físicos, químicos e biológicos de seus coprólitos. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agronomia, Área de Concentração em Produção Vegetal, da Universidade Federal do Acre, Rio Branco, 2009.

LUTINSKI, J.; GARCIA, F. R. M. Diversidade de formigas na Floresta Nacional de Chapecó, Santa Catarina, Brasil. **Ciência Rural**, v.38, n.7, out, 2008.

GONÇALVES, J.A.; OLIVEIRA, E.; SANTOS, L. Reuso da água para irrigação de maracujá. In; XIII SIMPEP, 2006, Bauru. Unesp, 2006, 5p. Disponível em http://www.simpep.feb.unesp.br/anais/anais_13/artigos/1191.pdf. Acesso em 15 de novembro de 2018.

HASSALL, M.; ZIMMER, M.; LOUREIRO, S. Questions and possible new Directions for Research into the Biology of Terrestrial Isopods. **European Journal of Soil Biology**, v.41, p.57-61, 2005.

HERMES, E.; ANTONIO, M.; BOAS, V.; RODRIGUES, L. N.; MELO, E. L. De. Process capacity index in drip irrigation with cassava wastewater processing. **African Journal of Agricultural Research**, v. 10, n. 12, p. 1427–1433, 2015.

HICKIMAN, C.P.; ROBERTS, L.S.; KEEN, S.L.; EISENHOUR, D.J.; LARSON, A.; l'ANSON, H. Princípios Integrados de Zoologia. **Editora Guanabara Koogan Ltda. 16ª edição**, Rio de Janeiro, 2016.

HE, Z. ZHANG, P. WU, L. ROCHA, A. M. TU, Q. SHI, Z. WU, B. QIN, Y. WANG, J. YAN, Q. CURTIS, D. NING, D. VAN NOSTRAND, J. D. WU, L. YANG, Y. ELIAS, D. A. WATSON, D. B. ADAMS, M. W. W. M. FIELDS, M. W. ALM, E. J. HAZEN, T. C. ADAMS, P. D. ARKIN, A. P. ZHOU, J. Microbial Functional Gene Diversity Predicts Groundwater Contamination and Ecosystem Functioning. *Mbio*, **American Society For Microbiology**, vol.9, University of California, Irvine, EUA, 2018.

IBGE – Agência IBGE Notícias. Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/2013-agencia-de-noticias/releases/20523-em-2017-cresce-abate-de-bovinos-e-suinos-mas-cai-o-de-frangos.html> Acesso em: 02/04/2018.

JOHNSON, S.N.; LOPATICKI, G.; ASLAM, T.J.; BARNETT, K.; FREW, A.; HARTLEY, S.E.; HILTPOLD, I.; NIELSEN, U.N.; RYALLS, J.M.W. Dryland management regimes alter forest habitats and understory arthropod communities. **Annals of Applied Biology**, p. 282–294, 2018.

JUCHEN, C. R.; SUSZEK, F. L.; BOAS, M. A. V. Irrigação por gotejamento para produção de alface fertirrigada com águas residuárias agroindustriais. **Irriga**, Botucatu - SP, v. 18, n. 2, p. 243-256, 2013.

JURAN, J. M. & GRYNA, F. M. Quality planning and analysis. McGraw-Hill: New York, 1980.

KANIESKI, M.K.; , ARAUJO, A. C.B.; LONGHI, S.J. Quantificação da diversidade em Floresta Ombrófila Mista por meio de diferentes Índices Alfa. **Sci. For.**, Piracicaba, v. 38, n. 88, p. 567-577, dez. 2010.

KORASAKI, V.; FERREIRA, R.S.; CANEDO-JUNIOR, E.O.; FRANÇA, F.; AUDINO, L.D. Macrofauna. **Conhecendo a Vida no Solo**. Editora UFLA, vol.2, Lavras, MG. 2017.

KULAY, L. A. VINAS, R. S. HESPANHOL, I. Avaliação de desempenho ambiental de sistemas para fornecimento de água quente para uso doméstico. *Revista Ambiente & Água – AN Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 10, n.2. Taubaté, 2015.

KUMAR, U.; NAYAK, A. K.; SHAHID, M.; VADAKATTU GUPTA, V. V.S.R.; PANNEERSELVAMA, P.; MOHANTY, S.; KAVIRAJ, M.; KUMAR, A.; CHATTERJEE, D.; LAL, B.; GAUTAM, P.; TRIPATHI, R.; PANDA, B.B. Continuous Application of Inorganic and Organic Fertilizers Over 47 Years in Paddy Soil Alters the Bacterial Community Structure and its Influence on Rice Production. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 262 (2018) 65–75. Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.016>

KLENK, L.A.; ZAEDANEACK, M.A.C.; MOTTA, A.C.V.; CONSALTER, R.; RICHETER, A.S.; BORGES, E. Macrofauna invertebrada edáfica em pastagem sul brasileira sob diferentes preparos orgânicos. **Comunicata Scientiae, Bom Jesus**, v.5, n.3, p.339-348, Jul./Set. 2014.

LIIRI, M.; HASA, M.; HAIMI, J.; SETALA, H. History of land-use intensity can modify the relationship between functional complexity of the soil fauna and soil ecosystem services – A microcosm study. **Applied Soil Ecology**. 2012;55:53-61. doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.12.009

LAVELLE, P.; SPAIN, A.V. Soil ecology. Dordrecht: Kluwer Academic, 2001.

LOUREIRO, S.; SAMPAIO, A.; BRANDÃO, A.; NOGUEIRA, A.J.A.; SOARES, A. Feeding behaviour of the terrestrial isopod *Porcellionides pruinosus* Brandt, 1833 (Crustacea, Isopoda) in response to changes in food quality and contamination. **Science of Total Environment**, v.369, p.119-128, 2006.

LUO, T. YOUNG, R. REIG, P. Aqueduct Projected Water Stress Country Rankings. World Resources Institute, Washington, DC, EUA, 2015.

MAESTRI, R.; LEITE, M.A.S.; SCHMITT, L.Z.; RESTELLO, R.M. Efeito de mata nativa e bosque de eucalipto sobre a riqueza de artrópodos na serrapilheira. **Perspectiva**, Erechim, v. 37, p. 31-40, março 2013.

MAGURRAN, A. E. Ecological Diversity and Its Measurement. Princeton, NJ: Princeton University Press, (1998).

MASCHIO, W. Populações de Minhocas em Plantios de *Eucalyptus* ssp. E efeitos de *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae) e *Amyntas gracilis* (Megascolecidae) sobre o crescimento de mudas de *Eucalyptus* ssp. em casa de vegetação. **Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Paraná**, Curitiba, 2012.

MATOS, A.T.; SEDIYAMA, M.A.N.; FREITAS, S.P.; VIDIGAL, S.M.; GARCIA, N.C.P. Características químicas e microbiológicas do solo influenciadas pela aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Ceres**, 1997.

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e do Abastecimento. **Manual de Legislação – Programa Nacional de Sanidade Avícola**. Brasília, 2017. p. 171241. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sanidade-animal-e-vegetal/saude-animal/arquivos-das-publicacoes-de-saude-animal/manual-de-legislacao-saude-animal-low.pdf/view>

Acesso em: 23/03/2018.

MAPA–Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa Nº 62, de 26 de agosto de 2003. <https://www.defesa.agricultura.sp.gov.br/legislacoes/instrucao-normativa-sda-62-de-26-08-2003,665.html>>. Acesso em 25 de outubro de 2018.

MORAIS, J. W. de; OLIVEIRA, F. G. L.; BRAGA, R. F.; KORASAKI, V. Mesofauna. In: MOREIRA, F. M. S.; CARES, J. E.; ZANETTI, R.; STÜRMER, S. L. (Eds.). **O ecossistema solo: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal**. Lavras: Editora da UFLA, p. 185-200. 2013.

MORAIS, M.A.; NETO, M.F.; SILVA, G.F.; LIRA, R.B.; BRITO, R.F.; MIGUEL, L.C.V. Contaminação Microbiológica no Perfil do Solo por Águas Residuárias. **HOLOS**, Ano 32, Vol. 3, 2016.

MORAIS, J.; Uniformidade de irrigação por gotejamento usando efluente tratado de abatedouro de aves, Dissertação de mestrado do Programa de Engenharia Agrícola; Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 87p., 2017.

MAPANDA, F.; MANGWAYANA, E. N.; NYAMANGARA, J.; GILLER, K.E. The Effect of Long-term Irrigation Using Wastewater on Heavy Metal Contents of Soils Under Vegetables in Harare, Zimbabwe. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 107 (2005) 151-165. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.11.005>

MALAVOLTA, E. Manual de nutrição mineral de plantas. **Ceres**, São Paulo, 2006.

MECHI, A. SANCHES, D. L. **The Environmental Impact of Mining in the State of São Paulo**. Estudos avançados, vol. 24, no.68, São Paulo, 2010.

MEMOLI, V.; EYMAR, E.; GARCÍA-DELGADO, C.; ESPOSITO, F.; PANICO, S. C.; DE MARCO, A.; BARILE, R.; MAISTO, G. Soil Element Fractions Affect Phytotoxicity, Microbial Biomass and Activity in Volcanic Areas. **Science of The Total Environment**, volume 636, 15 September 2018, Pages 1099-1108. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.327>

MELO, R. P.; ALBIERO, D.; PRACIANO, A. C.; CAVALCANTE, E. S.; FERNANDES, F. R. B. Análise do controle de qualidade de um terraceador trabalhando em um argissolo vermelho amarelo. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, v. 10, n. 2, p. 210–216, 2016.

MELLO, A.S. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, vol. 8, no. 3, Jul./Set. 2008.

MENDES, I. C.; et. al. Bioindicadores para Avaliação da Qualidade dos Solos Tropicais: utopia ou realidade? **Documentos**, 246, v. 1, p. 32, 2009.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação. Brasília, DF, 2005.

MICHEREFF, S. J.; ANDREDE, D. E. G. T.; MENEZES, M. Ecologia e manejo de patógenos radiculares em solos tropicais. UFRPE, Recife - PE 2005.

MONTGOMERY, D. C. Introdução ao controle estatístico da qualidade. 7.ed. Rio de Janeiro: LTC, 2016. 528p.

MOAMENI A, ZINCK JA. Application of statistical quality control charts and geostatistics to soil quality assessment in a semi-arid environment of south-central Iran. **International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences (ITC)**, Enschede, p. 1-26., The Netherlands. 2013.

MOÇO, M. K. S.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; MARIA ELIZABETH F. CORREIA, M. E. F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte Fluminense. **Rev. Bras. Solo** vol.29 nº4 Viçosa July/ August 2005.

NIVA, C.C.; CEZAR, R.M.; FONSECA.P.M.; ZANGATTO, M.R.G.; OLIVEIRA, E.M.; BUSH, E.F.; CLASEN, L.A.; BROWN, G.G. Enchytraeid abundance in Araucaria Mixed Forest determined by cold and hot wet extraction. **Brazil Journal of Biology**. vol.75 no.4 supl.1 Epub Nov 24, 2015, São Carlos, São Paulo.

NIVA, C.C.; RÖMBKE, J.; SCHMELZ, R.M.; BROWN, G.G. Enquitreídeos (Enchytraeidae, Oligochaeta, Annelida).. **Manual de Biologia dos Solos Tropicais**, Editora UFLA, 2010.

NUNES, J. S. Atributos Biológicos do Solo de Áreas em Diferentes Níveis de Degradação no Sul do Piauí. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal do Piauí, Campus Professora Cinobelina Elvas, Bom Jesus - PI, 2010.

ODUM, E.P. Fundamentos da ecologia. Fundação Calouste Gulbenkian, 6ª ed. São Paulo, 2004.

ODUNZE, A.C. JINSHUI, W. SHOULONG, L. HANHUA, Z. TIDA, G. YI, W. QIAO, L. **Soil Quality Changes and Quality Status: A Case Study of the Subtropical China Region Ultisol**. British Journal of Environment & Climate Change 2(1): 37-57, 2012.

OLIVEIRA, E.M.; SANTOS, M.J. Influência das minhocas sobre as características químicas de composto, vermicomposto e solo. **Engenharia Ambiental** - Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 1, p. 074-081, jan/abr 2009.

OLIVEIRA, M. A.; GOMES, C. F. F.; PIRES, E. M.; MARINHO, C. G. S.; DELLA LUCIA, T. M. C. Bioindicadores ambientais: insetos como um instrumento desta avaliação. **Revista Ceres**. 2014;61:800-807. doi:10.1590/0034-737X201461000005.

OLIVEIRA, C.S.; SÁ, O. R. Avaliação da eficiência do tratamento de efluentes em um abatedouro do município de Passos, MG, Brasil. **Ciência et Praxis** v. 8, n. 16, 2015.

POMPEO, P.N.; SANTOS, M.A.B.; BIASI, J.P.; SIQUEIRA, S. F.; ROSA, M.G.; BARETTA, C. R.D.M.; BARETTA, D. Fauna e sua relação com atributos edáficos em Lages, Santa Catarina – Brasil. **REVISTA SCIENTIA AGRARIA**, vol. 17 n°. 1 p. 42-51, Curitiba jan/mar. 2016.

PALOMO, A.; FOWLER, S. J.; GÜLAY, A.; RASMUSSEN, S.; SICHERITZ-PONTEN, T.; SMETS, B. F. Metagenomic Analysis of Rapid Gravity Sand Filter Microbial Communities Suggests Novel Physiology of Nitrospira spp. **The ISME Journal** (2016) 10, 2569–2581. Nature. <https://www.nature.com/articles/ismej201663>

PAOLETTI, M. G. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. n.74, p.137-155, 1999.

QUADROS, A.F. Ecologia Populacional, Estratégias Reprodutivas e Uso de Recursos por Isópodos Terrestres Neotropicais (Crustacea, Isopoda). Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

RIESKE, L.K.; BUSS, L.J. Influence of site on diversity and abundance of ground-and litter-dwelling Coleoptera in Appalachian Oak-Hickory forests. **Environmental Entomology**, v.30, p.484-494, 2001.

RICHTER C, PEITER MX, ROBAINA AD, SOUZA ARC, FERRAZ RC, DAVID AF. Levantamento da arborização pública de Mata/RS. **RevSbau**; 7(3): 88-96. 2012.

ROVEDDER, A. P. M.; ELTZ, F. L. F.; DRESCHER, M. S.; SCHENATO, R. B.; ANTONIOLLI, Z. I. Organismos edáficos como bioindicadores da recuperação de solos degradados por arenização no Bioma Pampa. **Ci. Rural**, v. 39, p. 1061-1068, 2009.

SALMINEN, E. e RINTALA, J.. Semi-continuous anaerobic digestion of solid poultry slaughterhouse waste: effect of hydraulic retention time and loading. **Water Research**, v. 36, p. 3157-3182, 2002.

SOUTHWOOD, T.R.E. Ecological methods: With particular reference to the study of insect populations. **Chapman & Hall**, 2. ed.: 524 p., London, England, 1995.

SCORIZA, R. N.; CORREIA, M. E. F. Fauna do Solo como Indicadora em Fragmentos Florestais na Encosta de Morrotes. **Floresta e Ambiente**. 2016;23:4:598-601. doi:10.1590/2179-8087.135715

SILVA, K.; SILVE JÚNIOR, B.; BATISTA, M.J.; OLIVEIRA, R.; SANTOS, D. B., BARBOSA FILHO, S. Desempenho de gotejadores operando com efluente da castanha de caju sob distintas pressões de serviço. **Revista Ceres**, Viçosa – MG, v. 60, n. 3. P. 339-346, 2013.

SOUSA, J.P.; VINGADA, J.V.; LOUREIRO, S.; GAMA, M.M.; SOARES, A.M.V.M. Effects of introduced exotic tree species on growth, consumption and assimilation rates of the soil detritivore *Porcellio dilatatus* (Crustacea Isopoda) **Applied Soil Ecology**, v.9, p. 399-403, 1998.

SOUZA, M.H.; VIEIRA, B.C.R.; OLIVEIRA, A.P.G.; AMARAL, A.A. Macrofauna do Solo. **ENCICLOPÉDIA BIOSFERA**, Centro Científico Conhecer , v.11 n.22; p. Goiânia, 2015.

STEFFEN, G.P.K.; ANTONIOLLI, Z.I.; STEFFEN, R.B.; JACQUES, R.J.S. Importância ecológica e ambiental das minhocas. **Revista de Ciências Agrárias**, 2013, 36(2): 137-147. Lisboa, Portugal.

STÖCKER, C.M.; , MONTEIRO, A.B.; BAMBERG, A.L.; CARDOSO, J.H.; MORSELLI, T.B.G.A.; LIMA, A.C.R. Bioindicadores da qualidade do solo em sistemas agroflorestais. **Revista Da Jornada Da Pós-graduação E Pesquisa- Congrega**, URCAMP, 2017.

SANTOS, V. M.; MAIA, Leonor C. Bioindicadores De Qualidade Do Solo. Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica, v. 10, p. 195–223, 2013.

Disponível em:
<<http://www.journals.ufrpe.br/index.php/apca/article/viewFile/397/349>>.

SANTOS, I.J.; SOUZA, G.F.; SOUZA, C.A.; SANTOS, M.E.T.; CASTRO, M.S.; NUNES, F.O. Identificação De Invertebrados Como Bioindicadores De Qualidade De Solo No Centro De agroecologia Rio Seco, Amélia Rodrigues, Bahia. **III Simpósio de Agroecologia da Bahia (SAB)** V. 2 1, p.38, 2017, Serrinha, Bahia.

SILVA, J. JUCKSCH, I. FERES, C.I. M. A. TAVARES, R. C. **Soil Faunal in Management Systems with Coffee**. Journal of Biotechnology and Biodiversity. v. 3, N.2: pp. 59-71, May. 2012,

SINGH, J. S.; GUPTA, V. K. Soil Microbial Biomass: A Key Soil Driver in Management of Ecosystem Functioning. **Science of The Total Environment**, volume 634, 1 September 2018, Pages 497-500. Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.373>

SHI, Y.; ZIADI, N.; HAMEL, C.; BITTMAN, S.; HUNT, D.; LALANDE, R.; SHANG, J. Soil Microbial Biomass, Activity, and Community Composition as Affected by Dairy Manure Slurry Applications in Grassland Production. **Applied Soil Ecology**, volume 125, April 2018, Pages 97-107. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.12.022>

SIQUEIRA, G. M.; PAZ-FERREIRO, J.; SILVA, E. F. F. Land Use Intensification Effects in Soil Arthropod Community of an Entisol in Pernambuco State, Brazil. **The Scientific World Journal**. 2014;2014:1-7. doi:10.1155/2014/625856

SWIFT, M. J.; BIGNELL, D.; MOREIRA, F. M. de S.; HUISING, J. O inventário da biodiversidade biológica do solo: conceitos e orientações gerais. In: MOREIRA, F. M. HUISING, E. J.; BIGNELL, D. E. (Eds.). **Manual de biologia dos solos tropicais: amostragem e caracterização da biodiversidade**. Lavras: Editora da UFLA, p. 23-41.2010.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. Decomposition in terrestrial ecosystems. Oxford, Blackwell, 1979. 372p.

URAMOTO, K.; WALDER, J. M. M.; ZUCCHI, R. A. Análise Quantitativa e Distribuição de Populações de Espécies de Anastrepha (Diptera: Tephritidae) no Campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. **Neotropical Entomology** 34(1):033-039, 2005.

VAN GROENIGEN, J.W.; LUBBERS, I.M.; HANNA, M.J.V.; BROWN, G.G.; DE DEYN, G.B.; VAN GROENIGEN, K.J. Earthworms increase plant production: a meta-analysis. **Scientific Reports** 4, Article number: 6365, 2014.

VASCONCELLOS, N.J.S.; SILVA, R.F.; BINS, F.H.; SILVA, B.L. Reservas legais: um importante refúgio para os isópodos terrestres em áreas agrícolas. **Revista Ambiente & Água**, volu.10, no.3, Taubaté July/September, 2015.

VOS, M. WOLF, A. B. JENNINGS, S. J. KOWALCHUK, G. A. **Micro-scale determinants of bacterial diversity in soil**. FEMS Microbiology Reviews, Amsterdam, v. 37, p. 936-954, 2013.

WU, P.; WANG, C. Differences in spatiotemporal dynamics between soil macrofauna and mesofauna communities in forest ecosystems: The significance for soil fauna diversity monitoring. **Geoderma**, volume 337, Pages 266-272, 1 March 2019.

WILSEY, B.J., CHALCRAFT, D.R., BOWLES, C.M. & WILLIG, M.R. 2005. Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. **Ecology** 86(5):1178-1184.

ZERBATO, C.; FURLANI, C. E. A.; DA SILVA, R. P.; VOLTARELLI, M. A.; SANTOS, A. F. Dos. Statistical Control of Processes Applied for Peanut Mechanical Digging in Soil Textural Classes. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering Universidade Estadual Paulista Agríc**, v. 37, n. 2, p. 315–322, 2017.

ZHANG, Y.; WANG, L.; YUAN, Y.; XU, J.; TU, C.; FISK, C.; ZHANG, W.; CHEN, X.; RITCHIE, D.; HU, S. Irrigation and Weed Control Alter Soil Microbiology and Nutrient Availability in North Carolina Sandhill Peach Orchards. **Science of the Total Environment**, volume 615, 15 February 2018, Pages 517-525. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.265>