



UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS CHAPECÓ
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

YURI ROSO TAMIOSO

**EFICIÊNCIA DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO POR FILTRAÇÃO LENTA NA
REDUÇÃO DA TOXICIDADE DE ÁGUA CONTAMINADA COM
IMIDACLOPRIDO**

CHAPECÓ - SC

2025

YURI ROSO TAMIOSO

**EFICIÊNCIA DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO POR FILTRAÇÃO LENTA NA
REDUÇÃO DA TOXICIDADE DE ÁGUA CONTAMINADA COM
IMIDACLOPRIDO**

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação
apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental e
Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul
(UFFS), como requisito para obtenção do grau de
bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Roger Lopes Alves

Coorientador: Prof. Dr. Leandro Bassani

CHAPECÓ - SC

2025

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Tamioso, Yuri Roso

EFICIÊNCIA DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO POR FILTRAÇÃO LENTA NA REDUÇÃO DA TOXICIDADE DE ÁGUA CONTAMINADA COM IMIDACLOPRIDO / Yuri Roso Tamioso. -- 2025.

36 f.:il.

Orientador: Doutor Paulo Roger Lopes Alves

Co-orientador: Doutor Leandro Bassani

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária, Chapecó, SC, 2025.

1. Filtração lenta. 2. Carvão ativado granular. 3. Imidacloprido. 4. Ecotoxicologia. 5. Folsomia candida. I. Alves, Paulo Roger Lopes, orient. II. Bassani, Leandro, co-orient. III. Universidade Federal da Fronteira Sul. IV. Título.

YURI ROSO TAMIOSO

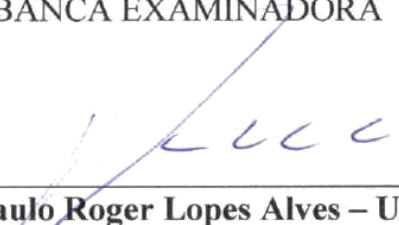
**EFICIÊNCIA DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO POR
FILTRAÇÃO LENTA NA REDUÇÃO DA TOXICIDADE DE ÁGUA
CONTAMINADA COM IMIDACLOPRIDO**

Trabalho de conclusão de curso de graduação apresentado como requisito
para obtenção de grau de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da
Universidade Federal da Fronteira Sul.

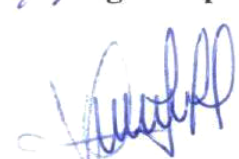
Orientador: **Prof. Dr. Paulo Roger Lopes Alves**

Este trabalho de conclusão de curso foi defendido e
aprovado pela banca em: 04 / 12 / 2025

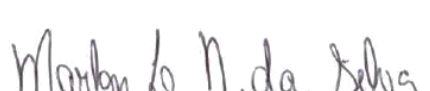
BANCA EXAMINADORA



Dr. Paulo Roger Lopes Alves – UFFS



Dr. Jorge Luis Mattias - UFFS



Dr. Marlon Luiz Neves da Silva - UFFS

EFICIÊNCIA DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO POR FILTRAÇÃO LENTA NA REDUÇÃO DA TOXICIDADE DE ÁGUA CONTAMINADA COM IMIDACLOPRIDO

Yuri Roso Tamioso¹

Paulo Roger Lopes Alves²

Leandro Bassani³

RESUMO

Este trabalho avalia a eficiência de um sistema de tratamento de água por filtração lenta na redução da toxicidade de água contaminada com o inseticida imidacloprido. A pesquisa partiu da preocupação com a ampla ocorrência e persistência desse neonicotinóide em corpos hídricos e da necessidade de tecnologias de baixo custo capazes de atenuar seus efeitos. O estudo foi conduzido em escala laboratorial, utilizando uma unidade piloto de filtração lenta composta por leito de areia, seixo rolado e uma etapa subsequente com carvão ativado granular, associada a bioensaios de toxicidade crônica com colêmbolos da espécie *Folsomia candida*. A investigação foi estruturada em três etapas: determinação da concentração de efeito do imidacloprido em solo arenoso; avaliação da toxicidade da água contaminada antes e após os tratamentos; e síntese integrada da evidência estatística sobre a eficiência dos pós-tratamentos. Para isso, aplicaram-se ensaios padronizados pela ISO 11267 (2023), expondo os organismos a diferentes tipos de água: água destilada, água do rio, água contaminada, água filtrada em areia e água filtrada em areia associada ao carvão ativado granular. Os resultados mostraram que a água contaminada manteve toxicidade crônica relevante, reduzindo a sobrevivência e, principalmente, a reprodução dos colêmbolos. A filtração lenta em areia, com a formação da camada biológica superficial (schmutzdecke), atenuou parcialmente esses efeitos, restaurando a sobrevivência aos níveis de controle na maioria das baterias. A etapa adicional com carvão ativado granular apresentou desempenho superior e mais consistente, restabelecendo tanto a sobrevivência quanto a reprodução a valores comparáveis aos controles e alcançando eficiência máxima nas avaliações integradas. Conclui-se que o sistema de filtração lenta associado ao carvão ativado granular constitui uma alternativa tecnicamente viável para reduzir a toxicidade da água contaminada com imidacloprido, especialmente sua aplicação direta em propriedades rurais que demandam soluções de baixo custo e alta robustez operacional.

Palavras-chave: Filtração lenta. Carvão ativado granular. Imidacloprido. Ecotoxicologia. *Folsomia candida*.

¹ Acadêmico do curso de graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS). Contato: yuri.tamioso@outlook.com.

² Doutor em Agronomia - Solos e Nutrição de Plantas. Docente no Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), orientador do Trabalho de Conclusão de Curso. Contato: paulo.alves@uffs.edu.br. Lattes: <http://lattes.cnpq.br/2896688086719844>.

³ Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Docente no Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS). Contato: leandrobassani@uffs.edu.br. Lattes: <http://lattes.cnpq.br/7927986038238332>.

ABSTRACT

This study evaluates the efficiency of a slow sand filtration system in reducing the toxicity of water contaminated with the insecticide imidacloprid. The research was motivated by concerns over the widespread occurrence and persistence of this neonicotinoid in aquatic environments and by the need for low-cost technologies capable of mitigating its effects. The study was conducted at laboratory scale using a pilot slow sand filtration unit composed of a sand bed, gravel, and a subsequent granular activated carbon stage, combined with chronic toxicity bioassays employing the collembolan *Folsomia candida*. The investigation was structured into three stages: determination of the effect concentration of imidacloprid in sandy soil; evaluation of the toxicity of contaminated water before and after treatment; and integrated synthesis of statistical evidence regarding post-treatment efficiency. Standard assays based on ISO 11267 (2023) were applied, exposing organisms to different water types: distilled water, river water, contaminated water, sand-filtered water, and sand-filtered water followed by granular activated carbon. The results showed that contaminated water maintained significant chronic toxicity, reducing both survival and, especially, reproduction of the organisms. Slow sand filtration, with the formation of the biological surface layer (schmutzdecke), partially attenuated these effects, restoring survival to control levels in most experimental batches. The additional granular activated carbon stage demonstrated superior and more consistent performance, reestablishing both survival and reproduction to values comparable to the controls and achieving maximum efficiency in the integrated assessments. It is concluded that the slow sand filtration system combined with granular activated carbon is a technically viable alternative for reducing the toxicity of imidacloprid-contaminated water, particularly for direct application in rural areas that require low-cost and operationally robust solutions.

Keywords: Slow sand filtration. Granular activated carbon. Imidacloprid. Ecotoxicology. *Folsomia candida*.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	8
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	9
2.1 SISTEMA DE FILTRAÇÃO LENTA.....	10
2.2 ESPÉCIE TESTE.....	12
2.3 SUBSTÂNCIA TESTE.....	12
2.4 SOLO TESTE.....	12
2.5 ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS.....	13
2.5.1 Ensaio preliminar de toxicidade em solo com colêmbolos da espécie <i>Folsomia candida</i>.....	13
2.5.2 Ensaio de toxicidade crônica com água contaminada pré e pós-tratamentos.....	16
2.6 EFICIÊNCIA DOS PÓS-TRATAMENTOS.....	17
3. RESULTADOS.....	18
3.1 VALIDAÇÃO DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE.....	18
3.2 TESTE PRELIMINAR DE CONCENTRAÇÃO EFEITO DO INSETICIDA IMIDACLOPRIDO PARA COLÊMBOLOS <i>Folsomia candida</i> EM SOLO.....	19
3.3 TESTE DE TOXICIDADE CRÔNICA COM ÁGUA CONTAMINADA PRÉ E PÓS-TRATAMENTOS.....	20
3.3.1 Bateria 1.....	20
3.3.2 Bateria 2.....	21
3.3.3 Bateria 3.....	22
3.3.4 Bateria 4.....	23
3.3.5 Bateria 5.....	24
3.4 MATRIZ DE EFICIÊNCIA DOS PÓS-TRATAMENTOS.....	25
4. DISCUSSÃO.....	26
5. CONCLUSÃO.....	30
REFERÊNCIAS.....	31

1 INTRODUÇÃO

O uso intensivo de agrotóxicos tem sido um dos principais fatores associados à contaminação de solos e recursos hídricos no Brasil, país que se configura entre os maiores consumidores mundiais dessas substâncias (Spadotto; Gomes, 2021). Nesse contexto, entre os agrotóxicos, destacam-se os neonicotinoides, em especial o imidacloprido, amplamente utilizado no tratamento de sementes e no controle de pragas agrícolas (IBAMA, 2021). Esse composto apresenta elevada solubilidade em água e persistência no solo, características que favorecem sua mobilidade e transporte para corpos hídricos por meio do escoamento superficial, lixiviação e deposição atmosférica (Silva *et al.*, 2021; Zhang; Jiang, 2023). Portanto, seu uso extensivo gera preocupação ambiental.

Em nível internacional, Starner e Goh (2012) analisaram 75 amostras de águas superficiais na Califórnia e detectaram imidacloprido em 67 delas, correspondendo a 89% de ocorrência. De forma semelhante, na China, a revisão conduzida por Zhang e Jiang (2023) mostrou detecção do inseticida em até 100% das amostras coletadas em áreas agrícolas, indicando contaminação generalizada. Do mesmo modo, no Brasil, Lucas *et al.* (2020) identificaram 18 princípios ativos em amostras do rio Jacuí (RS), sendo o imidacloprido o de maior incidência. Além disso, Bortoluzzi *et al.* (2006), na microbacia do Arroio Lino (RS), encontraram concentrações de até 2,18 µg/L em águas superficiais, valor superior a limites internacionais de qualidade. Complementarmente, Rocha (2021) estimou que a meia-vida do imidacloprido em águas superficiais é de aproximadamente 24,1 dias, evidenciando sua persistência ambiental.

Além da contaminação da água, estudos apontam efeitos adversos do imidacloprido sobre organismos edáficos. Por exemplo, Bernardino *et al.* (2021) observaram perda da função de habitat em solos contaminados, com mais de 80% das minhocas (*Eisenia andrei*) concentrando-se nos solos controle, enquanto colêmbolos (*Folsomia candida*) apresentaram comportamento de evitação de até 75% no Oxisol testado. Do mesmo modo, Bandeira *et al.* (2020) constataram que a elevação da temperatura intensificou a toxicidade, reduzindo a reprodução de minhocas e colêmbolos, com valores de EC₅₀ mais baixos em condições simuladas de clima tropical. Adicionalmente, Alves *et al.* (2023) relataram que, mesmo em concentrações ambientalmente realistas, o imidacloprido reduziu significativamente a reprodução de *F. candida*, com EC₅₀ entre 0,74 e 0,85 mg/kg, além de causar juvenis menores e aumento da proporção de indivíduos imaturos.

Frente a esses riscos, tecnologias de tratamento de água ganham relevância. Contudo, as estações convencionais, embora eficazes na remoção de microrganismos, têm baixa eficiência na eliminação de agrotóxicos (Cossu *et al.*, 2024). Em contrapartida, a filtração lenta tem se mostrado capaz de remover 99,98% de vírus e 97% de coliformes, além de mais de 95% de metais como cobre e cádmio (Abdiyev *et al.*, 2023; Liu *et al.*, 2019). Nesse sentido, inovações como a adição de carvão ativado granular (CAG) ao leito filtrante aumentam a eficiência, permitindo maior remoção de agrotóxicos, como demonstrado por Coelho e Di Bernardo (2012) em relação à atrazina. Da mesma forma, Azis *et al.* (2021) reforçam que essa modificação amplia significativamente o desempenho do sistema, tornando-o promissor para comunidades rurais e para a reutilização de água em irrigação.

Diante desse cenário, a questão que orienta esta pesquisa é: o sistema de filtração lenta, com e/ou sem CAG, é eficiente na redução da toxicidade da água contaminada com imidacloprido, ao ponto de minimizar os efeitos sobre a reprodução dos colêmbolos *F. candida*? Parte-se da hipótese de que a filtração lenta, especialmente quando associada ao CAG, é capaz de reduzir significativamente a toxicidade da água contaminada, tornando-a menos prejudicial aos organismos testados.

A relevância do estudo é ambiental, pois aborda a poluição hídrica por agrotóxicos (Dellamatrice; Monteiro, 2014; Bortoluzzi *et al.*, 2007), científica, ao avaliar as potencialidades da filtração lenta na remoção de agrotóxicos que estão presentes em águas superficiais e de abastecimento público (Souza *et al.*, 2019) e social ao propor alternativas de baixo custo e fácil operação que podem beneficiar comunidades rurais (Azis *et al.*, 2021; Abdiyev *et al.*, 2023; Liu *et al.*, 2019).

Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de um sistema de filtração lenta como método de tratamento de água contaminada com imidacloprido, por meio de três etapas: (i) determinação das concentrações de efeito do inseticida para *F. candida* em solo brasileiro classificado como Neossolo Quartzarênico; (ii) avaliação da toxicidade crônica da água contaminada antes e após o tratamento; e (iii) construir uma visualização compacta, que integre a evidência estatística de que os pós-tratamentos foram ou não eficazes na redução de efeitos tóxicos em *F. candida*.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Este estudo foi de natureza experimental, com abordagem quantitativa, e teve como objetivo avaliar a eficiência de um sistema de tratamento de água por filtração lenta na

redução da toxicidade do inseticida imidacloprido, utilizando o colêmbolo *Folsomia candida* como organismo bioindicador.

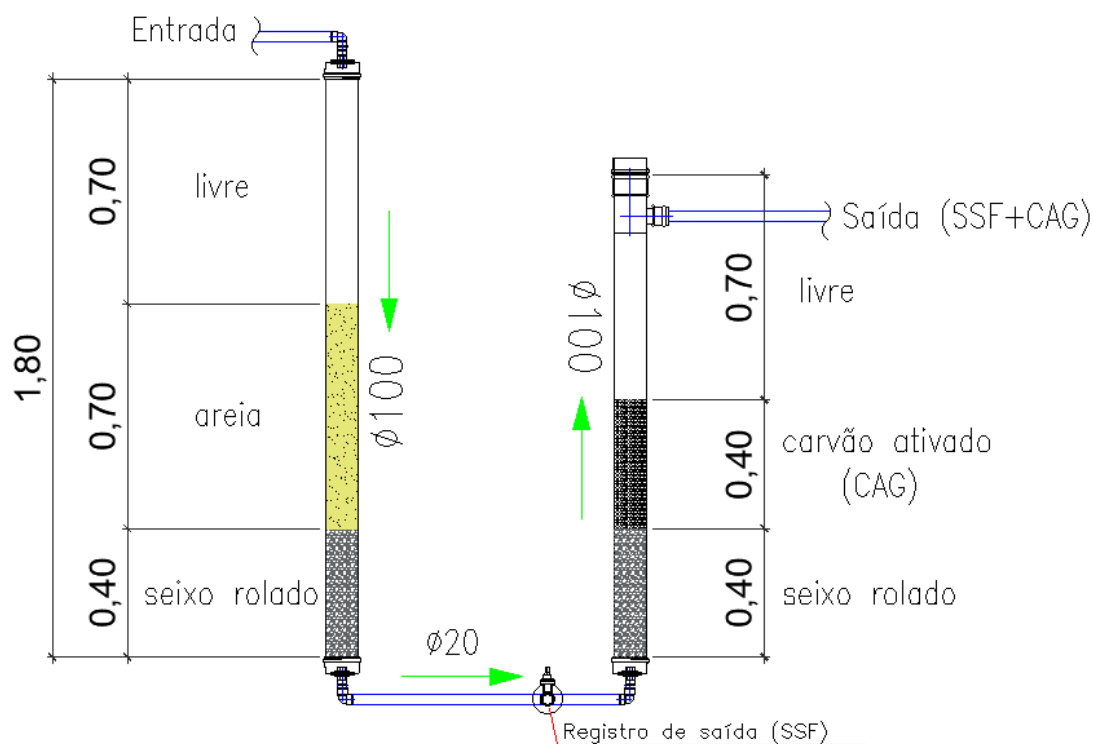
A pesquisa foi desenvolvida em escala laboratorial. Na primeira etapa, empregou-se uma unidade piloto de filtração lenta, concebida com foco em propriedades rurais, sob coordenação do professor Dr. Leandro Bassani, coorientador desta investigação. Na segunda etapa, avaliou-se a eficiência do sistema por meio de ensaios ecotoxicológicos com *F. candida*, conduzidos no Laboratório de Ecotoxicologia Terrestre da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), em parceria com o grupo SoilEcotoxBR Lab, coordenado pelo professor Dr. Paulo Roger Lopes Alves, orientador do estudo. Para tanto, foi adotado um delineamento casualizado, utilizando bioensaios padronizados com *F. candida* de acordo com a norma ISO 11267 (2023).

2.1 SISTEMA DE FILTRAÇÃO LENTA

A primeira unidade foi composta por um tubo vertical de 100 mm de diâmetro e 1,80 m de altura com fluxo descendente. No interior, adicionaram-se 40 cm de seixo rolado e, acima, areia lavada até atingir 70 cm. A areia utilizada apresentou características granulométricas adequadas à filtração lenta, com diâmetro efetivo de $D_{10} = 0,66$ mm, $D_{60} = 1,2$ mm e coeficiente de uniformidade (D_{60}/D_{10}) igual a 1,82. O sistema operou com baixa taxa de aplicação de 3 a 4 m³/m².dia, característica dos sistemas de filtração lenta em areia (SSF). Os 70 cm superiores permaneceram como vão livre (Figura 1).

Após a passagem da água contaminada pela unidade de SSF, o efluente foi direcionado para uma segunda etapa de tratamento com fluxo ascendente e altura de 1,50 metros. Essa etapa consistiu em uma coluna de 100 mm de diâmetro, preenchida com 40 cm de seixo rolado e 40 cm de carvão ativado granular (CAG). Ademais, o diâmetro efetivo do carvão foi de $D_{10} = 1,00$ mm. Em seguida, manteve-se um vão livre de 70 cm destinado à coleta da água tratada. Essa configuração teve como finalidade promover a remoção complementar de contaminantes por meio do processo de adsorção (Figura 1).

Figura 1 - Projeto gráfico do sistema de filtração lenta com coluna de carvão ativado granular.



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

O processo do tratamento da água nesse sistema ocorre em duas etapas principais:

a) Filtração física: Retenção de partículas suspensas na camada superficial do leito filtrante (Abdiyev *et al.*, 2023).

b) Processos biológicos: A *schmutzdecke* (Biofilme) é uma camada biológica que se desenvolve na superfície da areia, composta por microrganismos (bactérias, algas e protozoários), que degradam matéria orgânica e patógenos (Liu *et al.*, 2019).

O sistema, como um todo, foi alimentado por um reservatório de 250 litros. A vazão foi controlada por bomba peristáltica, variando entre 0,98 e 1,31 L/h, de forma a garantir taxas compatíveis com a operação de filtros lentos. O reservatório era reabastecido manualmente a cada dois dias, com tambores de 50 litros de água coletada no rio da Divisa, localizado próximo ao campus Chapecó da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS).

Durante a operação, o tempo de maturação necessário para a formação da camada biológica superficial (*schmutzdecke*) foi de dois dias, enquanto o tempo de detenção hidráulica (período em que a água permaneceu retida no sistema) foi de oito horas. A carreira de filtração, isto é, o intervalo médio entre limpezas, foi de aproximadamente 10 dias, compatível com filtros lentos submetidos a águas naturais com turbidez moderada. Nesse contexto, a turbidez de entrada no sistema variou entre 8 e 20 NTU, enquanto a turbidez de

saída permaneceu entre 0,8 e 2 NTU, demonstrando bom desempenho do leito filtrante na remoção de sólidos em suspensão.

A água bruta utilizada nos ensaios foi previamente contaminada com imidacloprido, por meio de diluição controlada diretamente no reservatório de alimentação. Após 24 horas de operação, essa água foi coletada e utilizada nos bioensaios de toxicidade em solo e de toxicidade crônica com água contaminada pré e pós-tratamento, empregando colêmbolos da espécie *F. candida*.

Por fim, a eficiência do sistema foi avaliada com base na redução da toxicidade crônica em solo, determinada a partir dos bioensaios.

2.2 ESPÉCIE TESTE

Os ensaios foram conduzidos com *Folsomia candida*, mantidos em colônia no laboratório de acordo com a ISO 11267 (2023). As condições de criação foram controladas, com 20 ± 2 °C e fotoperíodo 12:12 h (luz:escuro). Os organismos permaneceram em recipientes plásticos contendo substrato preparado com carvão ativado, água e gesso na proporção 1:6:10 (m/m/m). A alimentação consistiu em levedura (*Saccharomyces cerevisiae*), fornecida duas vezes por semana. Para garantir sincronia etária entre os indivíduos (10–12 dias) na fase de teste, a oviposição foi induzida e os ovos coletados para obtenção de neonatos com idade uniforme.

2.3 SUBSTÂNCIA TESTE

Segundo a bula registrada no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) sob nº 11012, o imidacloprido (IMI) é um inseticida sistêmico pertencente ao grupo químico dos neonicotinoides, amplamente utilizado no controle de diversas pragas em diferentes culturas agrícolas. Nesse sentido, utilizou-se o ingrediente ativo IMI obtido do produto comercial Much 600 FS®, com concentração de 600 g por litro (60% massa/volume).

2.4 SOLO TESTE

Utilizou-se um solo da classe Neossolo Quartzarênico, coletado no município de Araranguá, em Santa Catarina. Esses solos são, por definição do SiBCS (2025), de classe textural “areia” ou “areia-franca” ao longo de todo o perfil (até aproximadamente 200 cm), o

que implica franco domínio de fração arenosa. Para tanto, empregou-se solo padrão arenoso conforme ISO 11267 (2023), pois a menor matéria orgânica e a alta fração de areia reduzem a sorção e padronizam a disponibilidade do contaminante entre ensaios. Nesse sentido, evidências em solo arenoso mostram maior avanço e menor retenção de agrotóxicos (IMI), resultando em maior fração biodisponível para os organismos teste (Leiva *et al.*, 2017).

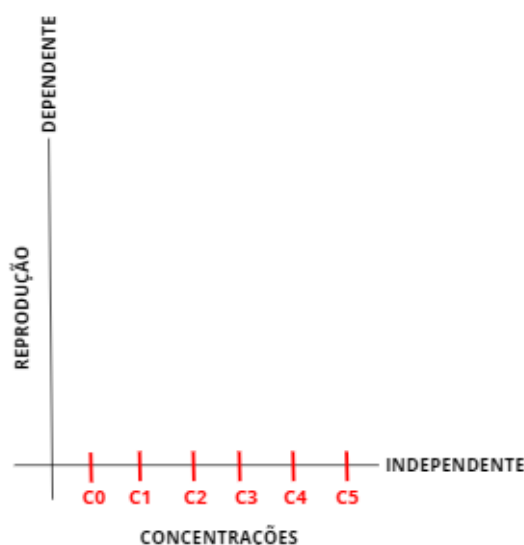
2.5 ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS

2.5.1 Ensaio preliminar de toxicidade em solo com colêmbolos da espécie *Folsomia candida*

O ensaio seguiu o protocolo da norma ISO 11267 (2023) e teve duração de 28 dias. Em cada unidade experimental, foram inseridos indivíduos da espécie *F. candida* com idade sincronizada entre 10 e 12 dias de vida. As variáveis analisadas foram (Figura 2):

- Variável independente: água do rio (controle) com as concentrações de imidacloprido (mg/kg de solo);
- Variável dependente: reprodução crônica (número de juvenis ao final de 28 dias).

Figura 2 - Representação das variáveis para teste preliminar de toxicidade crônica com diferentes concentrações do inseticida.



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

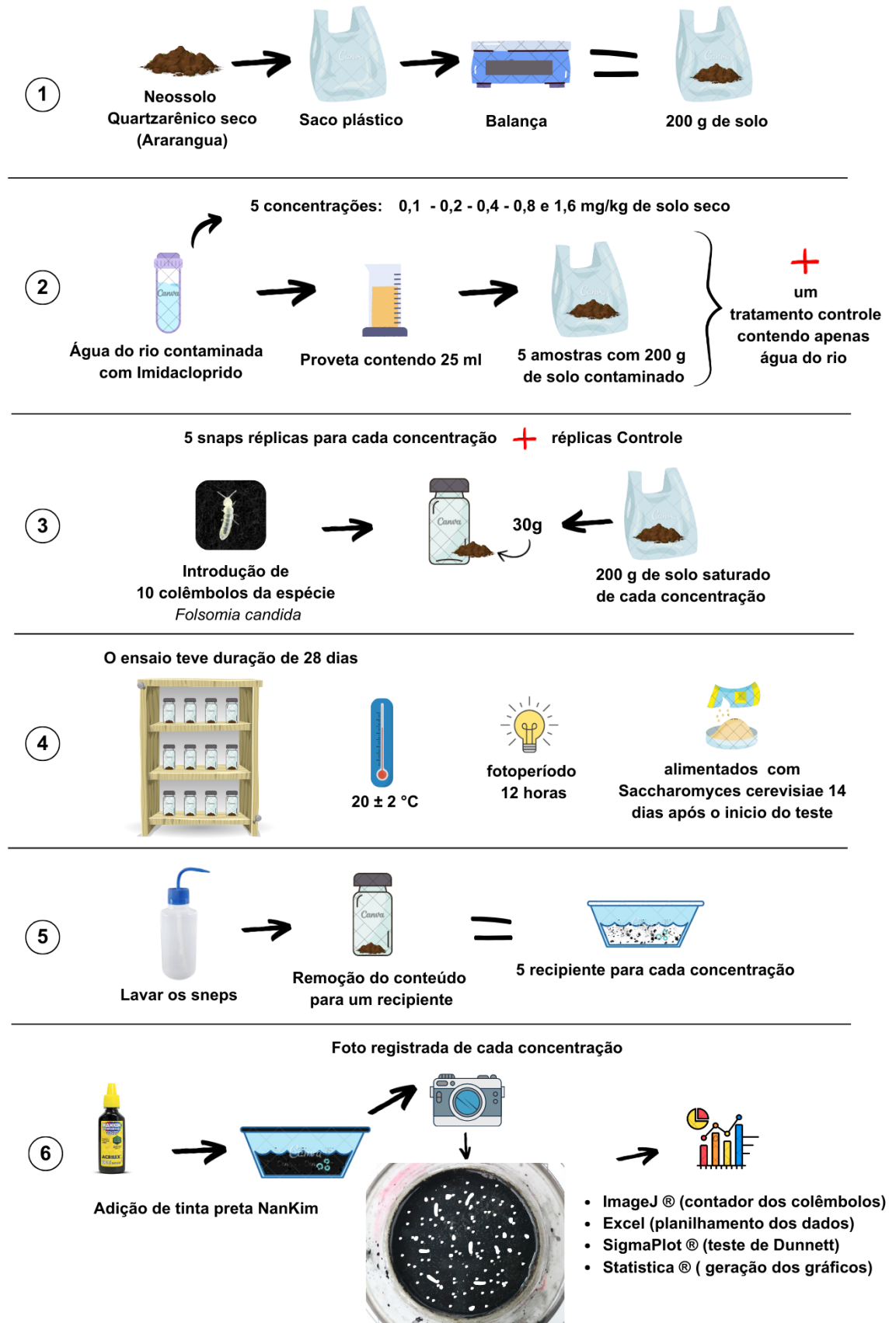
A preparação do solo iniciou-se com a pesagem do material em balança analítica de precisão. Primeiramente, um saco plástico foi tarado na balança para zerar o peso do material.

Em seguida, 200 g de solo seco foram adicionados nessa embalagem (Figura 3 - 1). Posteriormente, coletaram-se amostras de água do rio da Divisa (UFFS) – sem análise prévia química e em condições de turbidez entre 8 à 20 NTU – às quais foram adicionadas cinco concentrações de IMI (0,1; 0,2; 0,4; 0,8; e 1,6 mg/kg de solo seco), simulando diferentes níveis de contaminação ambiental. Além dessas concentrações, foi separado também as condições naturais da água do rio utilizada como controle. As soluções contaminadas foram então transferidas para provetas de 35 mL e misturadas com 200 g de solo seco previamente separados, garantindo a distribuição da umidade (Figura 3 - 2). Para cada concentração e para o controle foram realizadas cinco repetições experimentais. Posteriormente, foram adicionados em frascos tipo snap cerca de 30 g de solo úmido (contaminado/controle) totalizando 30 unidades experimentais (Figura 3 - 3). Uma amostra adicional de aproximadamente 30 g foi reservada para análises de umidade e pH, com o intuito de caracterizar as condições físico-químicas do substrato utilizado.

Os recipientes de teste foram dispostos aleatoriamente em estante climatizada, de modo a minimizar possíveis interferências externas e garantir a uniformidade experimental. O ensaio foi conduzido durante 28 dias em ambiente controlado, com fotoperíodo de 12 horas e temperatura de 20 ± 2 °C. Para assegurar a disponibilidade de nutrientes, os colêmbolos foram alimentados com *Saccharomyces cerevisiae* no início do teste e novamente após 14 dias (Figura 3 - 4).

Na etapa de avaliação, o conteúdo dos recipientes foi cuidadosamente transferido para frascos maiores, nos quais o solo foi lavado para remover resíduos. Adicionaram-se gotas de tinta Nankim preta para destacar os colêmbolos e facilitar a contagem (Figura 3 - 5). O número de adultos foi determinado visualmente, enquanto o número de juvenis foi contabilizado a partir de imagens de alta resolução obtidas por visão superior dos recipientes, posteriormente analisadas no software ImageJ. Os dados obtidos foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA) para verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações testadas. Em seguida, aplicou-se o teste de Dunnett para comparações múltiplas, a fim de identificar quais tratamentos diferiram significativamente do controle. Com base nesses resultados, foi determinada a concentração de efeito do agrotóxico capaz de induzir 10% (EC_{10}) e 50% (EC_{50}) do efeito máximo (Figura 3 - 6). Além do mais, foi possível determinar a menor concentração testada com efeito observado (CEO) e a maior concentração testada sem efeito observado (CENO). Assim, foi possível estimar a concentração usada nos teste de toxicidade crônica com água contaminada com IMI pré e pós-tratamento.

Figura 3 - Representação ilustrativa dos procedimentos para determinação da concentração tóxica do imidacloprido em solo.



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

2.5.2 Ensaio de toxicidade crônica com água contaminada pré e pós-tratamentos

A partir disso, foi conduzido um bioensaio utilizando colêmbolos da espécie *Folsomia candida* como organismo bioindicador. O mesmo seguiu protocolos baseados na ISO 11267 (2023), com adaptações para o uso da água como veículo de contaminação indireta do solo, simulando condições de irrigação.

A preparação da água contaminada foi realizada mediante a adição de IMI à água coletada do rio da Divisa (UFFS), em concentração previamente determinada com base no resultado do ensaio preliminar de toxicidade em solo. Após a contaminação, a água foi submetida a cinco diferentes tratamentos:

- 1) AD – Água destilada (controle negativo);
- 2) AR – Água do rio (controle ambiental)
- 3) C – Água do rio contaminada com imidacloprido;
- 4) SSF – Água contaminada tratada por filtração lenta em areia;
- 5) SSF+CAG – Água contaminada tratada por filtração lenta com carvão ativado granular.

Os ensaios crônicos foram conduzidos avaliando dois desfechos: sobrevivência de adultos e reprodução (número de juvenis). No desenho experimental, os tratamentos de pré e pós-tratamento foram organizados por bateria da seguinte forma:

- (i) Baterias 1, 2 e 3: contendo os tratamentos de AD, AR, C e SSF
- (ii) Baterias 4 e 5: mantiveram-se os quatro tratamentos anteriores e foi incluído um quinto tratamento, SSF+CAG, visando avaliar a contribuição adicional do processo de adsorção após a filtração em areia.

Em todas as baterias, os procedimentos de preparo das amostras, a sequência de exposição e os critérios de validade dos ensaios foram mantidos constantes, assegurando comparabilidade entre resultados e possibilitando a discussão integrada dos efeitos pré e pós-tratamento.

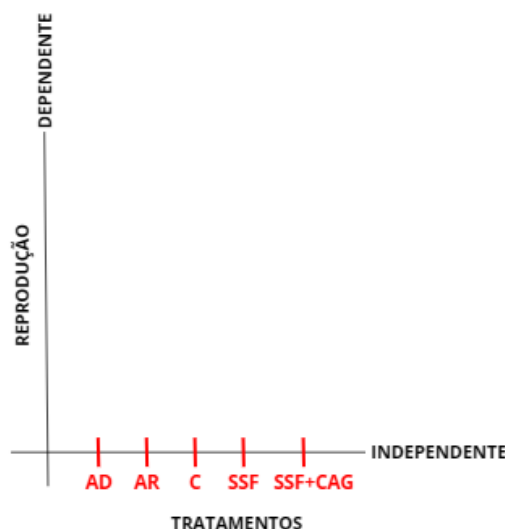
As diferentes águas tratadas e não tratadas foram utilizadas para umedecer o solo teste. Cada unidade experimental foi composta por uma amostra de solo e por adultos sincronizados conforme ISO 11267 (2023). Ao término do período experimental de 28 dias, foi realizada a contagem de adultos e juvenis produzidos.

As variáveis foram (Figura 4):

- a) A variável independente será o tipo de água utilizada no umedecimento do solo (0, AR, C, SSF, SSF+CAG);

b) A variável dependente será o número de juvenis produzidos por unidade experimental.

Figura 4 - Representação das variáveis para teste toxicidade (crônica) da água contaminada com imidacloprido antes e depois do tratamento, utilizando *Folsomia candida* como organismo bioindicador



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Posto isso, os procedimentos operacionais seguiram as mesmas etapas descritas para o ensaio de preliminar de toxicidade em solo, diferindo apenas quanto ao número de tratamentos, que neste caso totalizou cinco e cada um com cinco repetições, resultando em 25 unidades experimentais. Ademais, a análise estatística foi conduzida por meio de Análise de Variância (ANOVA), seguida do teste de Tukey para comparações múltiplas, adotando-se nível de significância de 5%, ou seja, equivalente a 95% de confiança.

2.6 EFICIÊNCIA DOS PÓS-TRATAMENTOS

Para atender ao terceiro objetivo específico, foi elaborada uma matriz de visualização compacta, que permitiu integrar a evidência estatística dos pós-tratamentos que foram ou não eficazes na redução de efeitos tóxicos em *F. candida*. A comparação foi realizada entre os seguintes grupos experimentais: água contaminada tratada por filtração lenta com areia (SSF) e água contaminada tratada por filtração lenta associada à coluna de carvão ativado granular (SSF+CAG).

Em relação à fonte dos dados, para cada uma das 5 baterias (B1 à B5) e para cada grupo (adultos e juvenis), utilizou-se o resultado da comparação múltipla Tukey. Nesse

sentido, a decisão foi tomada exclusivamente com base nas letras do teste Tukey (controles = AD e AR; pós-tratamentos = SSF e SSF+CAG; controle negativo = C). Para tanto, foi gerada uma matriz (bateria *versus* tratamento), usando o padrão colormap. Dito isso, as regras de decisão para cada célula da matriz receberam um “rótulo” de eficiência conforme as letras do Tukey:

- (i) Eficiente (Verde): a letra identificada pelo teste de tukey é a mesma letra dos controles (AD/AR) e diferente de C.
- (ii) Parcial eficiente (Amarelo): a letra identificada pelo teste de tukey indica que o pós-tratamento é superior a C, porém inferior aos controles (letra secundária).
- (iii) Não eficiente (Vermelho): a letra identificada pelo teste de tukey indica que o pós-tratamento é igual a C (mesma letra) ou inferior.

A cada categoria foi atribuído um peso numérico: 1 para “eficiente”, 0,5 para “parcialmente eficiente” e 0 para “não eficiente”. A eficiência percentual (E_t) de cada tratamento (t) foi então calculada pela média aritmética dos pesos atribuídos à cada bateria, multiplicada por 100, conforme a Equação (1):

$$E_t = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_{i,t} \times 100$$

em que:

E_t = eficiência média (%) do tratamento t ;

$P_{i,t}$ = peso atribuído à bateria i (1, 0,5 ou 0) para o tratamento t ;

n = número total de baterias ($n = 5$ para tratamento SSF; $n = 2$ para tratamento CAG).

É importante salientar que nas baterias 1 à 3 não houve etapa com carvão ativado granular, portanto, as células do SSF+CAG permanecem vazias nessas baterias. Ademais, a ordem dos tratamentos e a rotulagem dos eixos foram mantidas constantes entre baterias, garantindo comparabilidade direta.

3 RESULTADOS

3.1 VALIDAÇÃO DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE

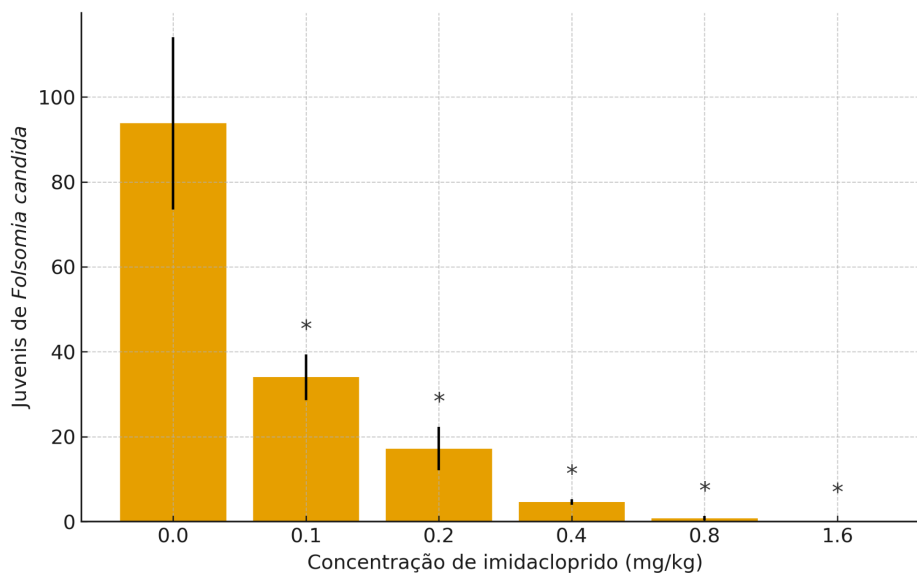
A qualidade metodológica dos ensaios crônicos foi verificada conforme os critérios da ISO 11267 (2023) para *F. candida*, à semelhança do procedimento descrito no trabalho-modelo. Assim, foram avaliados, no tratamento controle, os seguintes indicadores:

- (i) média de juvenis ≥ 100 .
- (ii) coeficiente de variação (CV) $\leq 30\%$ entre réplicas.
- (iii) mortalidade de adultos $\leq 20\%$ ao fim do ensaio.

3.2 TESTE PRELIMINAR DE CONCENTRAÇÃO EFEITO DO INSETICIDA IMIDACLOPRIDO PARA COLÊMBOLOS *Folsomia candida* EM SOLO.

A reprodução de *F. candida* foi reduzida com o aumento da concentração de IMI no solo. No controle (0,0 mg/kg) observou-se média de 93,8 juvenis (DP = 45,5), enquanto que nas doses 0,1, 0,2, 0,4, 0,8 e 1,6 mg/kg, as médias foram $34,0 \pm 9,9$; $21,2 \pm 9,5$; $4,6 \pm 1,5$; $0,8 \pm 1,1$ e 0,0 de juvenis, respectivamente (Gráfico 1). Assim, verificou-se que a CENO não foi observada entre as concentrações testadas, ou seja, ela está inferior à menor dose avaliada, e a CEO foi de 0,1 mg/kg.

Gráfico 1 - Número de juvenis de colêmbolos *Folsomia candida* expostos ao inseticida imidacloprido em teste de toxicidade crônica.



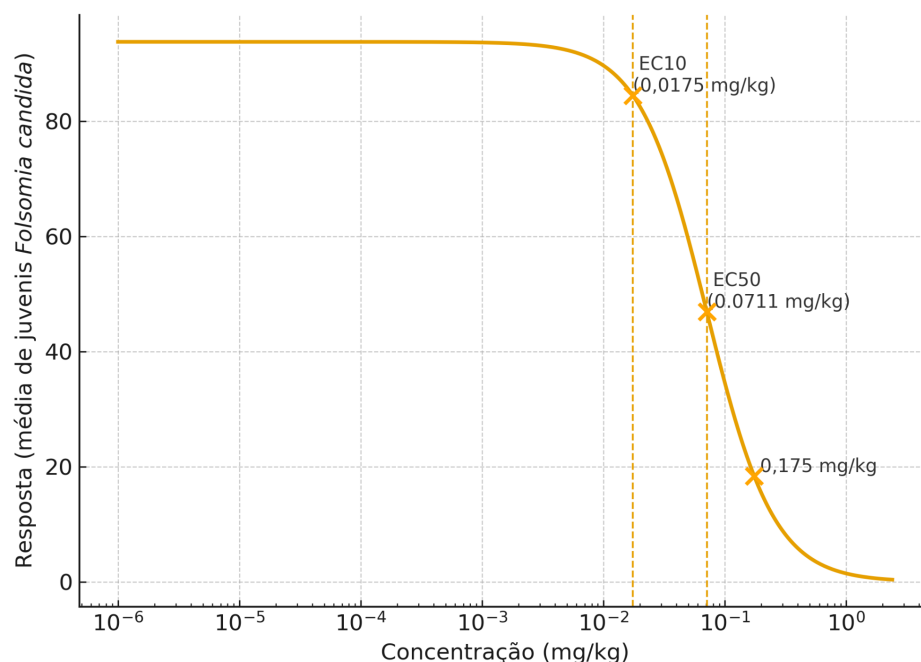
Nota: * indica diferença significativa em relação ao controle, ANOVA seguida do teste de Dunnett, valor-p < 0,05.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Os resultados desse ensaio de toxicidade foram ajustados a uma curva log para estimar parâmetros de efeito (ECx). Os valores estimados foram $EC_{10} = 0,0175$ mg/kg e EC_{50}

= 0,0711 mg/kg, confirmando elevada sensibilidade reprodutiva da espécie às concentrações testadas. Além disso, a curva ajustada descreveu adequadamente a queda observada nos dados experimentais (Gráfico 2).

Gráfico 2 - Curva dose–resposta indicando os valores de efeito em 10 e 50% da população de colêmbolos *Folsomia candida* juvenis (EC₁₀, EC₅₀) e concentração selecionada para os testes no sistema de filtração.



Nota: **EC50** – valor de concentração de efeito do agrotóxico capaz de induzir 50% do efeito máximo; **EC10** – valor de concentração de efeito do agrotóxico capaz de induzir 10% do efeito máximo.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A partir desses resultados, foi selecionada uma concentração que causava efeito superior a 50% no número de juvenis (0,175 mg/kg) para que se fossem realizados as baterias de ensaios onde seria realizada a contaminação da água do rio (AR).

3.3 TESTE DE TOXICIDADE CRÔNICA COM ÁGUA CONTAMINADA PRÉ E PÓS-TRATAMENTOS

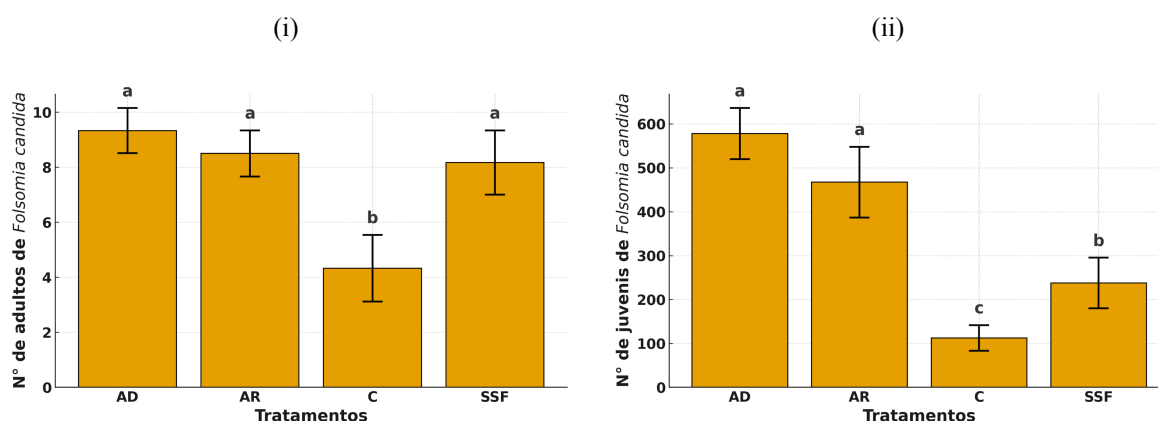
3.3.1 Bateria 1

Após a exposição dos colêmbolos aos tratamentos controles (água destilada ou água do rio), água do rio contaminada, água do rio contaminada pré e pós-tratamento, verificaram-se os seguintes resultados: para os adultos, os valores médios de sobrevivência (

$\pm$ desvio padrão) foram: AD (água destilada) = $9,33 \pm 0,82$; AR = $8,50 \pm 0,84$; C = $4,33 \pm 1,21$; SSF = $8,17 \pm 1,17$ (Gráfico 3-i). No teste de Tukey, não houve diferença entre AD, AR e SSF, e todos esses tratamentos diferiram do contaminado. Em termos de magnitude em relação ao contaminado, as médias de AD, AR e SSF foram, respectivamente, 2,15; 1,96 e 1,89 vezes maiores.

As médias dos números de juvenis de *F. candida* ($\pm$ desvio padrão) foram: AD = $577,83 \pm 58,24$; AR = $467,33 \pm 80,52$; C = $112,33 \pm 29,32$; SSF = $237,50 \pm 57,75$ (Gráfico 3-ii). No Tukey, AD e AR formaram o grupo com maiores valores, SSF apresentou valores intermediários e o contaminado permaneceu com os menores valores. Quando comparado ao tratamento contaminado, os tratamentos AD, AR e SSF alcançaram 5,15; 4,16 e 2,12 vezes maiores, respectivamente.

Gráfico 3 - Número de adultos (i) e juvenis (ii) de colêmbolos *Folsomia candida* expostos ao teste de toxicidade crônica com: controles (água destilada ou água do rio), água do rio contaminada, água do rio contaminada pré e pós-tratamento de filtração lenta em areia - Bateria 1.



Nota: AD – Água destilada (controle negativo); AR – Água do rio (controle ambiental) C – Água do rio contaminada com imidacloprido; SSF – Água contaminada tratada por filtração lenta em areia.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Visto isso, em adultos, a filtração em areia manteve a sobrevivência em nível de controle, enquanto, em juvenis, observou-se redução da reprodução após a filtração em areia quando comparada aos controles, embora ainda superior ao contaminado.

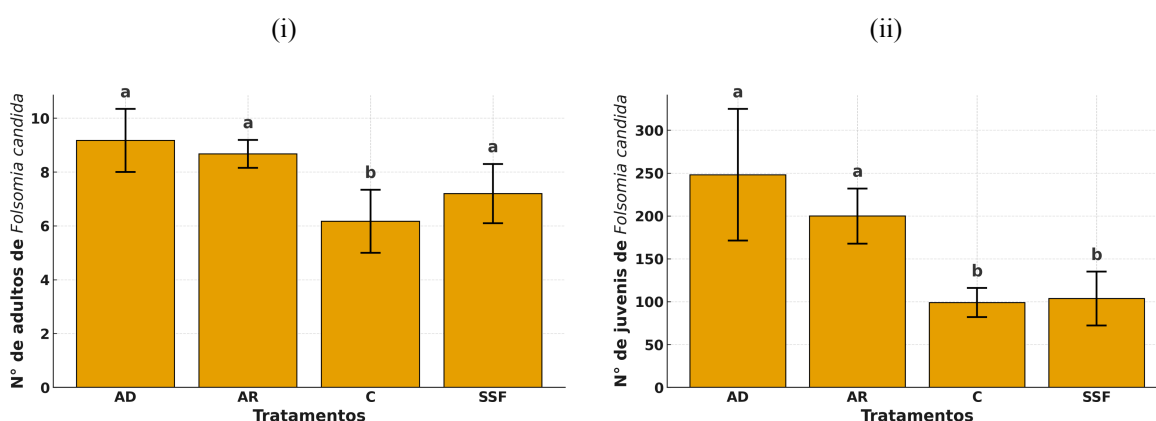
3.3.2 Bateria 2

No ensaio de toxicidade crônica realizado após a segunda bateria de filtração, os números médios adultos os valores médios com o desvio padrão ($\pm$) nos diferentes

tratamentos foram: AD = $9,17 \pm 1,17$; AR = $8,67 \pm 0,52$; C = $6,17 \pm 1,17$; SSF = $7,20 \pm 1,10$ (Gráfico 4-i). Após aplicar Tukey, não houve diferença entre AD, AR e SSF, e esses três tratamentos apresentaram valores superiores aos do contaminado (C). Em relação ao contaminado, o número de colêmbolos adultos sobreviventes nos tratamentos AD, AR e SSF foram 1,49; 1,41 e 1,17 vezes maiores.

Para os juvenis, os valores médios com o desvio padrão ($\pm$) foram: AD = $248,00 \pm 76,70$; AR = $199,80 \pm 32,10$; C = $99,00 \pm 16,90$; SSF = $103,60 \pm 31,40$ (Gráfico 4-ii). Após a comparação pelo teste de Tukey, verificou-se que o AD e AR constituíram o grupo com maiores valores, enquanto SSF não se diferenciou do contaminado. Em termos de magnitude frente ao contaminado (C), AD e AR foram 2,51 e 2,02 vezes maiores e SSF permaneceu próximo ao contaminado, com 1,05 vezes.

Gráfico 4 - Número de adultos (i) e juvenis (ii) de colêmbolos *Folsomia candida* expostos ao teste de toxicidade crônica com: controles (água destilada ou água do rio), água do rio contaminada, água do rio contaminada pré e pós-tratamento o de filtração lenta em areia - Bateria 2.



Nota: AD – Água destilada (controle negativo); AR – Água do rio (controle ambiental) C – Água do rio contaminada com imidacloprido; SSF – Água contaminada tratada por filtração lenta em areia.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

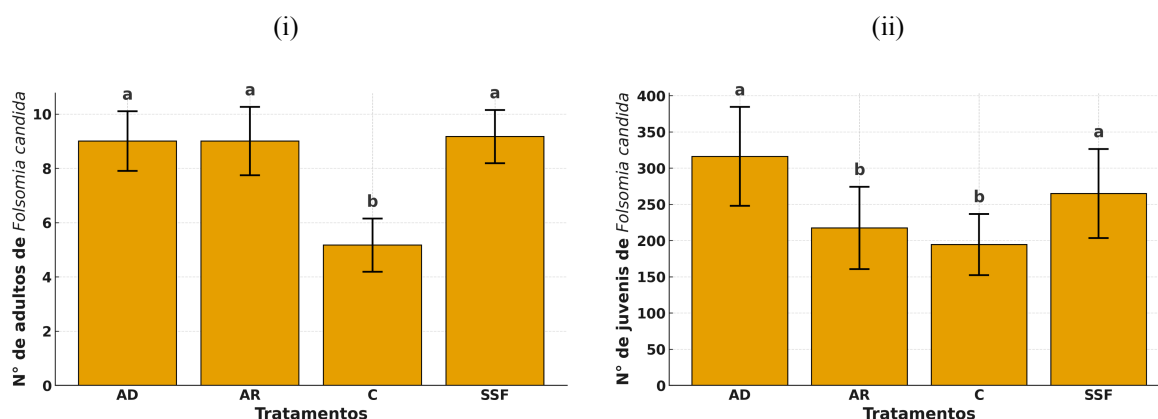
Para tanto, em adultos, a filtração em areia manteve a resposta semelhante aos controles e acima do contaminado. Já os juvenis, a reprodução não foi recuperada pela filtração em areia, permanecendo em patamar próximo ao contaminado e inferior aos controles.

3.3.3 Bateria 3

Após a realização da terceira bateria de ensaios de filtração, verificou-se que o número médio de adultos sobreviventes ($\pm$ desvio padrão) nos tratamentos foram: AD = $9,00 \pm 1,10$; AR = $9,00 \pm 1,26$; C = $5,17 \pm 0,98$; SSF = $9,17 \pm 0,98$ (Gráfico 5-i). Pelo teste de Tukey, AD, AR e SSF não diferiram entre si, mas todos apresentaram valores superiores aos do contaminado (C), sendo os valores médios 1,74; 1,74 e 1,77 vezes maiores superiores a este tratamento, respectivamente.

Para os juvenis os valores médios com o desvio padrão ($\pm$) foram: AD = $316,17 \pm 68,24$; AR = $217,50 \pm 56,80$; C = $194,50 \pm 42,16$; SSF = $265,00 \pm 61,48$ (Gráfico 5-ii). No teste de Tukey, AD e SSF formaram o grupo com maiores valores, enquanto AR e o contaminado formaram o grupo com menores valores. Em termos de magnitude frente ao contaminado, AD, SSF e AR atingiram 1,63; 1,36 e 1,12 vezes maiores.

Gráfico 5 - Número de adultos (i) e juvenis (ii) de colêmbolos *Folsomia candida* expostos ao teste de toxicidade crônica com: controles (água destilada ou água do rio), água do rio contaminada, água do rio contaminada pré e pós-tratamento o de filtração lenta em areia - Bateria 3.



Nota: AD – Água destilada (controle negativo); AR – Água do rio (controle ambiental) C – Água do rio contaminada com imidacloprido; SSF – Água contaminada tratada por filtração lenta em areia.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

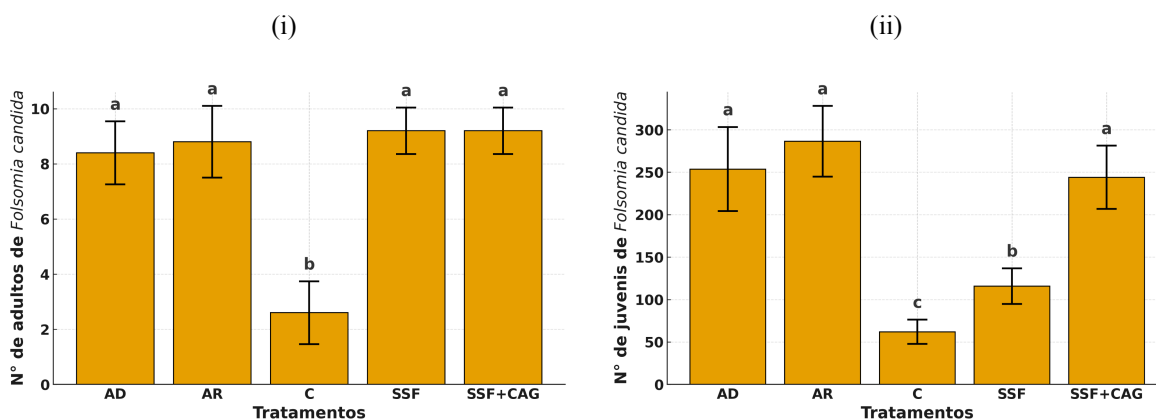
Nesta bateria, o número de adultos sobreviventes após a água do sistema de filtração em areia se manteve em patamares que não diferiram dos controles com água destilada/água do rio. Em termos de juvenis gerados, a filtração em areia promoveu menor impacto sobre a reprodução, visto que atingiu valores semelhantes aos do controle com água destilada, enquanto a água do rio e o contaminado permaneceram com valores mais baixos.

3.3.4 Bateria 4

Para os adultos os valores médios com o desvio padrão ($\pm$) foram: AD = $8,40 \pm 1,14$; AR = $8,80 \pm 1,30$; C = $2,60 \pm 1,14$; SSF = $9,20 \pm 0,84$; SSF+CAG = $9,20 \pm 0,84$ (Gráfico 6-i). Pelo teste de Tukey, AD, AR, SSF e SSF+CAG não diferiram entre si, mas todos apresentaram valores superiores ao contaminado (C). Em termos de magnitude em relação ao contaminado, AD, AR, SSF e SSF+CAG atingiram, respectivamente, 3,23; 3,38; 3,54 e 3,54 vezes maiores.

Para os juvenis os valores médios com o desvio padrão ($\pm$) foram: AD = $253,60 \pm 49,50$; AR = $286,40 \pm 41,60$; C = $62,00 \pm 14,31$; SSF = $115,75 \pm 20,98$; SSF+CAG = $244,00 \pm 37,21$ (Gráfico 6-ii). Pelo teste de Tukey, AD, AR e SSF+CAG formaram o grupo com maiores valores, enquanto que SSF apresentou valores intermediários e o contaminado (C) permaneceu com os menores valores. Em relação ao contaminado, AD, AR, SSF e SSF+CAG alcançaram 4,09; 4,62; 1,87 e 3,94 vezes maiores.

Gráfico 6 - Número de adultos (i) e juvenis (ii) de colêmbolos *Folsomia candida* expostos ao teste de toxicidade crônica com: controles (água destilada ou água do rio), água do rio contaminada, água do rio contaminada pré e pós-tratamentos filtração lenta em areia ou filtração lenta com carvão ativado granular. - Bateria 4.



Nota: AD – Água destilada (controle negativo); AR – Água do rio (controle ambiental) C – Água do rio contaminada com imidacloprido; SSF – Água contaminada tratada por filtração lenta em areia; SSF+CAG – Água contaminada tratada por filtração lenta em areia com carvão ativado granular.

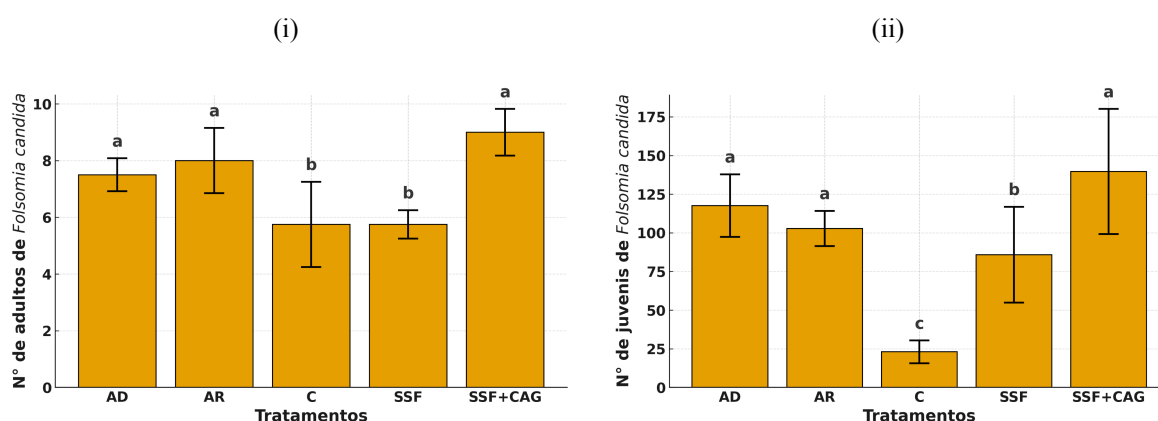
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

3.3.5 Bateria 5

Para os adultos os valores médios com o desvio padrão ($\pm$) foram: AD = $7,50 \pm 0,58$; AR = $8,00 \pm 1,15$; C = $5,75 \pm 1,50$; SSF = $5,75 \pm 0,50$; SSF+CAG = $9,00 \pm 0,82$ (Gráfico 7-i). No teste de Tukey, AD, AR e SSF+CAG formaram o grupo com maiores valores, enquanto SSF não diferiu do contaminado. Em termos de magnitude em relação ao contaminado (C), AD, AR, SSF e SSF+CAG foram 1,30; 1,39; 1,00 e 1,57 vezes maiores.

Para os juvenis, os valores médios com o desvio padrão ($\pm$) foram: AD = $117,60 \pm 20,22$; AR = $102,80 \pm 11,39$; C = $23,00 \pm 7,35$; SSF = $85,80 \pm 31,02$; SSF+CAG = $139,60 \pm 40,48$ (Gráfico 7-ii). O teste de Tukey identificou como similares as médias dos tratamentos AD, AR e SSF+CAG, as quais foram significativamente superiores às médias dos tratamentos SSF. Além disso, o tratamento C promoveu a menor média de juvenis entre os testados. A média do número de juvenis nos tratamentos , AD, AR, SSF e SSF+CAG foram 5,12; 4,47; 3,73 e 6,07 vezes superiores ao valor de C, respectivamente.

Gráfico 7 - Número de adultos (i) e juvenis (ii) de colêmbolos *Folsomia candida* expostos ao teste de toxicidade crônica com: controles (água destilada ou água do rio), água do rio contaminada, água do rio contaminada pré e pós-tratamentos filtração lenta em areia ou filtração lenta com carvão ativado granular. - Bateria 5.



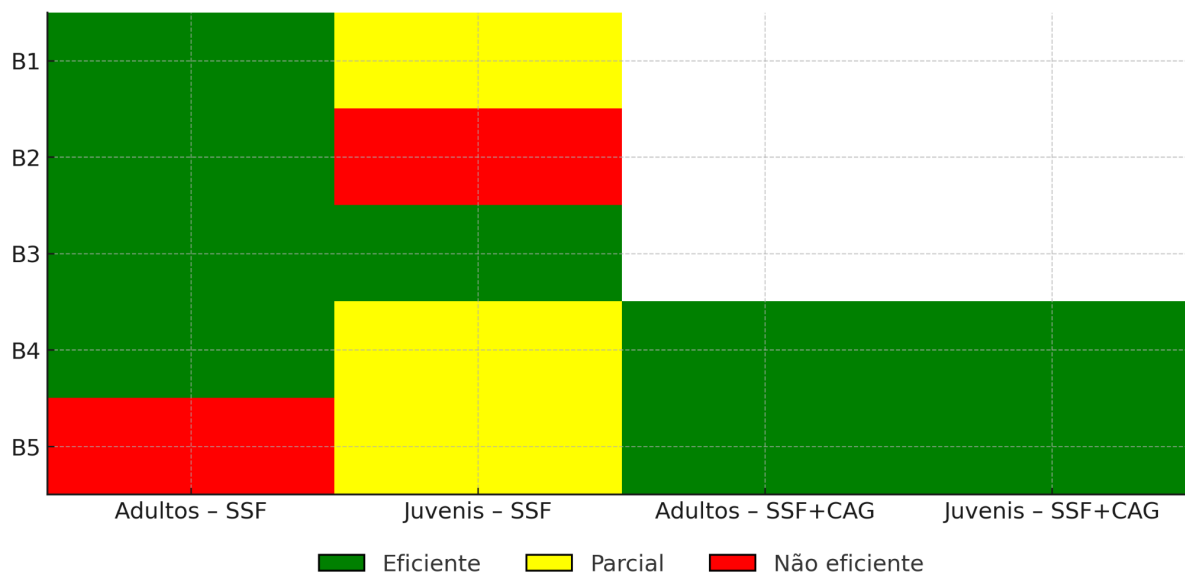
Nota: AD – Água destilada (controle negativo); AR – Água do rio (controle ambiental) C – Água do rio contaminada com imidacloprido; SSF – Água contaminada tratada por filtração lenta em areia; SSF+CAG – Água contaminada tratada por filtração lenta em areia com carvão ativado granular.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

3.4 MATRIZ DE EFICIÊNCIA DOS PÓS-TRATAMENTOS.

Considerando os critérios adotados observou-se que, para adultos, o SSF foi eficiente nas baterias B1 à B4, mas não eficiente em B5 (mesmo desempenho do tratamento C), com uma eficiência média de 80%. Para juvenis, o SSF apresentou resposta mais variável: parcial em B1, não eficiente em B2, eficiente em B3, e novamente parcial em B4 e B5, resultando em uma eficiência média de 50%. Por outro lado, a etapa complementar com carvão ativado (SSF+CAG) — aplicada apenas nas baterias B4 e B5 — foi consistentemente eficiente para adultos e juvenis em ambas as baterias, igualando-se aos controles e superando o contaminado (Gráfico 8), onde para ambos foi verificado que o sistema (SSF+CAG) teve uma eficiência de 100%.

Gráfico 8 - Matriz (colormap) de eficiência dos pós-tratamentos, construída a partir da classificação obtida pelo teste de Tukey.



Nota: SSF – Água contaminada tratada por filtração lenta em areia; SSF+CAG – Água contaminada tratada por filtração lenta em areia com carvão ativado granular.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

4 DISCUSSÃO

No ensaio preliminar de toxicidade do imidacloprido para os colêmbolos em solo (item 3.2 - Gráficos 1 e 2), observou-se redução progressiva da reprodução de *F. candida* na presença do imidacloprido, com clara relação de dose-resposta da molécula quando aplicada na água que umedeceu o solo. As concentrações de efeito em 10 e 50% ($EC_{10} = 0,0175$ e $EC_{50} = 0,0711$ mg/kg) confirmaram alta toxicidade do neonicotinóide a espécie teste. Esses valores são compatíveis com a literatura, a qual aponta essa espécie como um dos invertebrados edáficos mais sensíveis aos neonicotinóides, com valores de EC_{50} 0,15 mg/kg (Bandeira *et al.*, 2021) e 0,177 mg/kg (Bernardino *et al.*, 2021). Além disso, como observado por Alves *et al.* (2013), o presente estudo verificou que a exposição ao inseticida neonicotinóide resultou em forte redução de parâmetros reprodutivos, o que confirma que organismos edáficos são bons indicadores de contaminação por imidacloprido em condições tropicais.

Nos testes de toxicidade crônica (item 3.3 - Gráficos 3 à 7) realizados para avaliar a eficiência do sistema de filtração lenta, os tratamentos envolvendo o tratamento de água do rio contaminada com IMI (C) também causaram reduções significativas nas médias de adultos e

juvenis. Isso demonstra que, mesmo em dose controlada (1 mg/L), a água do rio contaminada manteve capacidade de reduzir a reprodução de *F. candida*. Esse comportamento é coerente com a baixa velocidade de atenuação, elevada solubilidade, mobilidade e persistência do IMI em ambientes aquáticos (Rocha, 2021; Bonmatin *et al.*, 2014), permitindo que o composto permaneça biologicamente disponível em água. Esse padrão de toxicidade é preocupante, dado que reflete a detecção recorrente de IMI em águas superficiais irrigadas (Starner; Goh, 2012), inclusive com concentração de aproximadamente 52 vezes maior do que a dose determinada no teste preliminar (0.175 mg/kg).

A partir dos resultados (Gráficos 3 à 7), observa-se variabilidade no tratamento C (água contaminada), tanto entre os tipos de parâmetros avaliados (sobrevivência dos adultos/ efeitos sobre a geração juvenis) quanto entre as baterias experimentais. No primeiro caso, a diferença entre adultos e juvenis decorre do tipo de parâmetro avaliado. Os valores médios de adultos são numericamente menores, pois representam um efeito sobre a sobrevivência do contingente inicial fixo de 10 indivíduos (mede a morte), enquanto o endpoint “juvenis” corresponde à prole gerada ao longo do ensaio, envolvendo centenas de indivíduos. Por isso, o parâmetro “juvenis” tende a ser mais sensível e representativo dos efeitos crônicos, avaliando efeitos subletais sobre a reprodução. Já no caso da variação entre baterias, esta pode ser atribuída às diferenças nas amostras de água do rio, uma vez que a composição química pode variar com o tempo e com o uso agrícola na bacia hidrográfica. Para isso, Alves *et al.* (2023) demonstraram que *F. candida* responde de forma aditiva à combinação de imidacloprido com outros inseticidas, o que sugere que águas superficiais contendo misturas de agrotóxicos podem apresentar toxicidade maior do que a prevista para o ingrediente ativo isolado.

A filtração lenta em areia (SSF) opera por meio da combinação de mecanismos físicos e biológicos promovidos pela *schmutzdecke*, — o biofilme superficial responsável pela depuração da água — favorecendo remoções por peneiramento, retenção em poros finos, biodegradação e processos de sorção de baixa energia (Ferreira Filho, 2017; Abdiyev *et al.*, 2023; Liu *et al.*, 2019). Nessa configuração, águas com carga moderada de matéria orgânica e presença de micropoluentes tendem a apresentar redução na fração biodisponível de compostos à medida que o biofilme amadurece, devido à intensificação dos processos biológicos e de adsorção (Di Bernardo; Brandão; Heller, 1999). Do ponto de vista ecotoxicológico, esse comportamento foi evidenciado pela diminuição do efeito do agrotóxico sobre *F. candida* observada nos bioensaios realizados com esse tratamento.

Consequentemente, a formação da *schmutzdecke* constitui etapa crucial para a eficiência da SSF, sendo influenciada por fatores ambientais e operacionais. Abdiyev *et al.* (2023) destacam como variáveis determinantes a temperatura — afeta diretamente a atividade biológica no leito filtrante e, consequentemente, a taxa de remoção de contaminantes — a turbidez — pode comprometer a eficiência do processo, exigindo pré-tratamentos adequados — e o tempo de residência hidráulica — fundamental para garantir a interação suficiente entre a água e o meio filtrante. Dessa forma, a realização das baterias experimentais em períodos distintos pode explicar a variabilidade observada no desempenho do SSF em comparação aos controles, uma vez que essas condições influenciam diretamente a maturação e a eficiência do biofilme.

Apesar da eficiência demonstrada, a literatura ressalta que a SSF isoladamente nem sempre é suficiente para a remoção de agrotóxicos de baixa polaridade ou compostos relativamente persistentes. Em estudos com atrazina e seus metabólitos, por exemplo, a filtração lenta promoveu apenas uma melhoria parcial na qualidade da água, indicando a necessidade de processos complementares de polimento quando o alvo são micropoluentes orgânicos (Coelho; Di Bernardo, 2017). Tais achados convergem com os resultados obtidos neste estudo: o tratamento pós-SSF reduziu significativamente a toxicidade, porém, em diversas situações, não alcançou valores equivalentes aos controles para juvenis.

Nesse ponto, a etapa de carvão ativado granular (CAG) agrega adsorção de alta área específica e ampla distribuição de poros, removendo a fração residual dissolvida que sustenta o efeito crônico e que não foi suficientemente atenuada pela biofiltração (Di Bernardo; Brandão; Heller, 1999). Dito isso, em escala de bancada, Azis *et al.* (2021) identificaram que a modificação do meio filtrante com a adição de CAG pode aumentar significativamente a remoção de agrotóxicos. Os resultados do presente estudo corroboram essa literatura, uma vez que a inserção da coluna de CAG após a SSF promoveu redução adicional e consistente dos efeitos tóxicos sobre *F. candida*, particularmente evidente nas baterias 4 e 5 (Gráficos 6 e 7). Em ambas, o carvão ativado aproximou os valores de sobrevivência e reprodução aos níveis dos controles, indicando remoção mais eficiente da fração residual dissolvida do imidacloprido. O endpoint “juvenis”, por ser mais sensível aos efeitos crônicos, permitiu identificar claramente a assinatura carvão ativado granular: enquanto a SSF isolada promoveu apenas redução parcial dos efeitos, o sistema SSF + CAG restaurou a reprodução a valores compatíveis com os controles.

Do mesmo modo, Coelho e Di Bernardo (2017) demonstram em seu estudo experimental que a incorporação de uma camada intermediária de CAG potencializa a

capacidade de remoção de agrotóxicos. A análise integrada da matriz de eficiência (item 3.4) confirma essa interpretação: embora a biofiltração em SSF desempenhe papel importante na primeira etapa de redução da toxicidade, é o CAG que se mostra determinante para eliminar o efeito reprodutivo persistente do IMI, resultando em um sistema de tratamento substancialmente mais eficiente sob a perspectiva ecotoxicológica.

Portanto, ao demonstrar que a água contaminada não tratada mantinha toxicidade crônica sobre *F. candida* e que essa toxicidade foi substancialmente reduzida após as etapas de filtração, o presente estudo também dialoga com uma demanda de saúde pública já apontada por Lara e Garcia (2020), que destacam o comprometimento de mananciais por agrotóxicos como uma importante via de exposição humana. Esse cenário é consistente com diagnósticos recentes sobre a realidade brasileira, que apontam contaminação recorrente de recursos hídricos por agrotóxicos (Lucas *et al.*, 2020; Bortoluzzi *et al.*, 2006; Ribeiro *et al.*, 2020). Ademais, Cossu *et al.* (2024), em sua revisão, reforçam que as estações de tratamento de água (ETAs) convencionais muitas vezes não são eficazes na remoção desses contaminantes, representando um risco contínuo tanto à saúde pública quanto ao equilíbrio ambiental. Nesse sentido, os resultados deste trabalho contribuem para preencher lacunas relacionadas à remoção de agrotóxicos e à necessidade de métodos de tratamento mais eficientes.

Embora os padrões de qualidade da água para irrigação sejam menos rigorosos do que aqueles exigidos para o abastecimento público, os custos de soluções avançadas ainda são elevados, especialmente para pequenos e médios produtores. Esse contexto evidencia a importância de desenvolver e validar alternativas de baixo custo e alta viabilidade prática (Marouelli, 2014). Assim, a adoção combinada de SSF + CAG surge como uma solução tecnicamente viável para municípios de pequeno e médio porte, por reunir baixo custo energético, robustez operacional e capacidade de polimento, configurando-se como um instrumento preventivo relevante frente à contaminação por agrotóxicos.

Do ponto de vista ambiental, os resultados obtidos são particularmente relevantes para o cenário brasileiro, marcado pela intensa aplicação de agrotóxicos e pela crescente contaminação de mananciais usados para irrigação, dessedentação animal e, inclusive, abastecimento humano (Marouelli, 2014; Scorza Júnior, 2006). Ao comprovar que sistemas de baixo custo, como a filtração lenta associada ao carvão ativado granular, são capazes de reduzir substancialmente a toxicidade da água contaminada, este estudo contribui para o desenvolvimento de soluções acessíveis a propriedades rurais.

5 CONCLUSÃO

Este estudo demonstrou que a água do rio divisa contaminada com imidacloprido manteve toxicidade crônica relevante sobre *Folsomia candida*, evidenciando o risco ambiental associado à presença recorrente desse inseticida em corpos hídricos. Além disso, a filtração lenta em areia mostrou capacidade consistente de atenuar esses efeitos, sobretudo na sobrevivência dos organismos, enquanto a etapa adicional com carvão ativado granular potencializou de forma determinante a remoção da fração dissolvida responsável pela inibição reprodutiva. Assim, a combinação SSF + CAG apresentou desempenho mais robusto e estável, alcançando níveis ecotoxicológicos compatíveis aos controles e demonstrando elevada eficiência na redução da toxicidade residual. Esses resultados reforçam o potencial do sistema como alternativa prática diante da persistência, mobilidade e elevada biodisponibilidade do imidacloprido no ambiente.

Como perspectiva futura, recomenda-se o aprofundamento dos estudos envolvendo a quantificação química do imidacloprido antes e após o tratamento, a avaliação do desempenho do sistema sob diferentes condições sazonais, e o teste com outros grupos de organismos bioindicadores. Além disso, investigações em comunitária poderão validar a viabilidade operacional da tecnologia e sua aplicação direta em propriedades rurais.

REFERÊNCIAS

- ABDIYEV, K.; AZAT, S.; KULDEYEV, E.; YBYRAIYMKUL, D.; KABDRAKHMANOVA, S.; BERNDTSSON, R.; KHALKHABAI, B.; KABDRAKHMANOVA, A.; SULTAKHAN, S. Review of Slow Sand Filtration for Raw Water Treatment with Potential Application in Less-Developed Countries. **Water**, [S.L.], v. 15, n. 11, p. 2007, 25 maio 2023. MDPI AG. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3390/w15112007>. Acesso em: 03 maio 2025.
- ALVES, P. R. L. *et al.* Earthworm ecotoxicological assessments of pesticides used to treat seeds under tropical conditions. **Chemosphere**, [S.L.], v. 90, n. 11, p. 2674-2682, mar. 2013. Elsevier BV. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.11.046>. Acesso em: 20 maio 2025.
- ALVES, P. R. L. *et al.* Individual and combined toxicity of imidacloprid and two seed dressing insecticides on collembolans *Folsomia candida*. **Journal Of Toxicology And Environmental Health, Part A**, [S.L.], v. 86, n. 5, p. 166-179, 9 fev. 2023. Informa UK Limited. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/15287394.2023.2174464>. Acesso em: 28 abril 2025.
- AZIS, K.; MAVRIOU, Z.; KARPOUZAS, D. G.; NTOUGIAS, S.; MELIDIS, P. Evaluation of Sand Filtration and Activated Carbon Adsorption for the Post-Treatment of a Secondary Biologically-Treated Fungicide-Containing Wastewater from Fruit-Packing Industries. **Processes**, [S.L.], v. 9, n. 7, p. 1223, 15 jul. 2021. MDPI AG. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3390/pr9071223>. Acesso em: 16 maio 2025.
- BANDEIRA, F. O. *et al.* Effect of temperature on the toxicity of imidacloprid to *Eisenia andrei* and *Folsomia candida* in tropical soils. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 267, p. 1-9, dez. 2020. Elsevier BV. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115565>. Acesso em: 03 maio 2025.
- BANDEIRA, F. O. *et al.* Chronic effects of clothianidin to non-target soil invertebrates: ecological risk assessment using the species sensitivity distribution (ssd) approach. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 419, p. 4-5, out. 2021. Elsevier BV. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126491>. Acesso em: 28 abril 2025.
- BAUER, M. J. *et al.* GAC Enhanced Slow Sand Filtration (GAC Sandwich) In: GRAHAM, N.; COLLINS, R. *Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration*. John Wiley & Sons, cap. 4, p.223-232, 1996.
- BERNARDINO, M. M. *et al.* Ecotoxicity of imidacloprid to soil invertebrates in two tropical soils with contrasting texture. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 28, n. 22, p. 27655-27665, 29 jan. 2021. Springer Science and Business Media LLC. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-12562-0>. Acesso em: 05 mar. 2025
- BHENDE, R. S.; DAFALE, N. A. Insights into the ubiquity, persistence and microbial intervention of imidacloprid. **Archives Of Microbiology**, [S.L.], v. 205, n. 5, p. 1-19, maio 2023. Springer Science and Business Media LLC. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s00203-023-03516-w>. Acesso em: 06 abril 2025.

BONMATIN, J.-M. *et al.* Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 22, n. 1, p. 35-67, 7 ago. 2014. Springer Science and Business Media LLC. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3332-7>. Acesso em: 18 jun. 2025.

BORTOLUZZI, E. C.; RHEINHEIMER, D. S.; GONÇALVES, C. S.; PELLEGRINI, J. B. R.; MARONEZES, A. M.; KUNZ, M. H. S.; BACAR, N. M.; ZANELLA, R. Investigation of the occurrence of pesticide residue in rural Wells and surface water following application to tobacco. **Química Nova**, v.30, p.1872-1876, 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/K3dTVjRk4MswNdrdRFW4yPD/?lang=pt>. Acesso em: 03 jun. 2025.

BORTOLUZZI, E. C.; RHEINHEIMER, D. dos S.; GONÇALVES, C. S.; PELLEGRINI, J. B.R.; ZANELLA, R.; COPETTI, A. C.C. Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa microbacia hidrográfica de Agudo, RS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.L.], v. 10, n. 4, p. 881-887, dez. 2006. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s1415-43662006000400015>. Acesso em: 05 maio 2025.

BRASIL. Lei nº 14.785, de 29 de dezembro de 2023. Dispõe sobre os agrotóxicos e produtos de controle ambiental. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, 29 dez. 2023. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2023-2026/2023/lei/l14785.htm. Acesso em: 10 jun. 2025.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. Informações técnicas sobre agrotóxicos. Brasília, DF: **MAPA**, [s.d.]. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrototoxicos/informacoes-tecnicas>. Acesso em: 07 jun. 2025.

CARDOSO, E. J. B. N. *et al.* Soil health: looking for suitable indicators. what should be considered to assess the effects of use and management on soil health?. **Scientia Agrícola**, [S.L.], v. 70, n. 4, p. 274-289, ago. 2013. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-90162013000400009>. Acesso em: 06 jun. 2025.

CHAPLAIN, V. *et al.* Fate of Pesticides in Soils: Toward an Integrated Approach of Influential Factors. In: STOYTCHIEVA, Margarita. **Pesticidas no Mundo Moderno - Riscos e Benefícios**. Shanghai: Intechopen, 2011. Cap. 29. Disponível em: <https://hal.science/hal-01192228v1/document>. Acesso em: 02 jul. 2025.

COELHO, E. R. C.; BERNARDO, L. di. Presença e remoção de atrazina, desetilatraxina, desisopropilatraxina e desetilhidroxiatraxina em instalação piloto de ozonização e filtração lenta. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.L.], v. 22, n. 4, p. 789-796, ago. 2017. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017147638>. Acesso em: 07 jun. 2025.

COELHO, E. R. C.; BERNARDO, L. di. Remoção de atrazina e metabólitos pela filtração lenta com leito de areia e carvão ativado granular. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.L.], v. 17, n. 3, p. 269-276, set. 2012. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522012000300003>. Acesso em: 13 maio 2025.

COSSU, L. O. *et al.* Review on Pesticide Contamination and Drinking Water Treatment in Brazil: the need for improved treatment methods. **Acs Es&T Water**, [S.L.], v. 4, n. 9, p. 3629-3644, 16 ago. 2024. American Chemical Society (ACS). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1021/acsestwater.4c00063>. Acesso em: 16 jun. 2025.

CRITTENDEN, J. C.; TRUSSEL, R. R.; HAND, D. W.; HOWE, K. J.; TCHOBANOGLOUS, G. **MWH's Water Treatment: Principles and Design**. 3. ed. DOI: 10.1002/9781118131473. Hoboken: John Wiley & Sons, 2012.

DELLAMATRICE, P. M.; MONTEIRO, R. T. R. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.L.], v. 18, n. 12, p. 1296-1301, dez. 2014. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v18n12p1296-1301>. Acesso em: 02 jun. 2025.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. *Filtração em múltiplas etapas (FiME)*. 1999.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 6. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2025. Disponível em: PDF oficial da Embrapa. Acesso em: 9 out. 2025.

FARDER-GOMES, C. F.; OLIVEIRA, M. A. de; MALASPINA, O.; NOCELLI, R. F. C. Exposure of the stingless bee *Melipona scutellaris* to imidacloprid, pyraclostrobin, and glyphosate, alone and in combination, impair its walking activity and fat body morphology and physiology. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 348, p. 123783, maio 2024. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749124004974?dgcid=rss_sd_all. Acesso em: 08 dez. 2024.

FERREIRA FILHO, S. S. **Tratamento de água: concepção, projeto e operação de estações de tratamento**. 1. ed. São Paulo: GEN LTC, 2017.

GAMA, A. F.; OLIVEIRA, A. H. B. de; CAVALCANTE, R. M. Inventário de agrotóxicos e risco de contaminação química dos recursos hídricos no semiárido cearense. **Química Nova**, [S.L.], v. 36, n. 3, p. 462-467, 2013. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422013000300017>. Acesso em: 08 jun. 2025.

GARCIA, S. D.; LARA, T. I. da C. de. O impacto do uso dos agrotóxicos na saúde pública: revisão de literatura. **Saúde e Desenvolvimento Humano**, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 85, 2 mar. 2020. Centro Universitário La Salle - UNILASALLE. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18316/sdh.v8i1.6087>. Acesso em: 30 maio. 2025.

HOWE, K. J.; HAND, D. W.; CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; TCHOBANOGLOUS, G. **Principles of Water Treatment**. ISBN: 1118309707, 9781118309704. Hoboken: John Wiley & Sons, 2012.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Classificações ambientais para os agrotóxicos, seus componentes e afins registrados. Brasília, DF: **IBAMA**, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>. Acesso em: 10 jun. 2025.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 11267**: Soil quality — Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil contaminants. 3 ed. 2023. p.38

LEIVA, J. A.; NKEDI-KIZZA, P.; MORGAN, K. T.; KADYAMPAKENI, D. M. Imidacloprid transport and sorption nonequilibrium in single and multilayered columns of Immokalee fine sand. **Plos One**, [S.L.], v. 12, n. 8, ago. 2017. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0183767>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0183767>. Acesso em: 09 out. 2025.

LIU, L.; FU, Y.; WEI, Q.; LIU, Q.; WU, L.; WU, J.; HUO, W. Applying Bio-Slow Sand Filtration for Water Treatment. **Polish Journal Of Environmental Studies**, [S.L.], v. 28, n. 4, p. 2243-2251, 1 mar. 2019. HARD Publishing Company. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.15244/pjoes/89544>. Acesso em: 02 out. 2025.

LUCAS, E. de O.; BERNARDO, J. T.; MESQUITA, M. O.; SCHMITZ, J. A. K. Contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos na região central do Rio Grande do Sul, Brasil. **Research, Society And Development**, [S.L.], v. 9, n. 9, p. 1-22, 16 ago. 2020. Research, Society and Development. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i9.7128>. Acesso em: 05 abril. 2025.

MAROUELLI, W. A. Qualidade e segurança sanitária da água para fins de irrigação. **Circular Técnica**, Brasília, p. 1-20, maio 2014. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1007665/1/CT134.pdf>. Acesso em: 04 jul. 2025.

OLIVEIRA, J. *et al.* Usos, efeitos e potencial tóxico dos agrotóxicos na qualidade do solo. **Agrarian Academy**, [S.L.], v. 5, n. 9, p. 454-467, 31 jul. 2018. Centro Científico Conhecer. Disponível em: http://dx.doi.org/10.18677/agrarian_academy_2018a45. Acesso em: 11 jun. 2025.

PEREIRA, B. de F. M.; ALVES, B. M.; MEDEIROS, M. P.; PEREIRA, R. M. Contaminação no lençol freático, rios, lagos e lagoas do Brasil por agrotóxicos. **Revista Ibero-Americana de Humanidades, Ciências e Educação**, [S.L.], v. 8, n. 7, p. 863-874, 30 jul. 2022. Revista Ibero-Americana de Humanidades, Ciências e Educação. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.51891/rease.v8i7.6235>. Acesso em: 13 jun. 2025.

RAMALHO, J. F. G. P. *et al.* Acúmulo de metais pesados em solos cultivados com cana-de-açúcar pelo uso contínuo de adubação fosfatada e água de irrigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S.L.], v. 23, n. 4, p. 971-979, dez. 1999. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06831999000400024>. Acesso em: 02 out. 2025.

RASOOL, S. *et al.* A review of interactions of pesticides within various interfaces of intrinsic and organic residue amended soil environment. **Chemical Engineering Journal Advances**, [S.L.], v. 11, p. 1-16, ago. 2022. Elsevier BV. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2022.100301>. Acesso em: 01 out. 2025.

RIBEIRO, J. S.; NEVES, S. C. B.; LAMEIRA, L. F.; GALDÍCIO, M. K. da S.; SILVA, Y. Y. P. da; CRUZ, E. M. da; LOPES, R. B. Contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos utilizados em commodities: avaliação por modelos de simulação. **Revista de Geociências do Nordeste**, [S.L.], v. 10, n. 2, p. 438-453, 28 nov. 2024. Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21680/2447-3359.2024v10n2id36743>. Acesso em: 25 maio 2025.

ROCHA, C. M. **Persistência ambiental fotoquímica de pesticidas em águas superficiais**. 2021. 128 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, USP, São Paulo, 2021. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3137/tde-17012022-125223/publico/CarolinaMendesRochaCorr21.pdf>. Acesso em: 01 jul. 2025.

SCORZA JÚNIOR, R. P. Pesticidas, Agricultura e Recursos Hídricos. **Circular Técnica**, Dourados, p. 1-12, maio 2006. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/252735/1/CT200612.pdf>. Acesso em: 02 jul. 2025.

SILVA, F. H. K. P. da *et al.* Agrotóxicos no Brasil: uma compreensão do cenário atual de utilização e das propriedades do solo que atuam na dinâmica e retenção destas moléculas. **Research, Society And Development**, [S.L.], v. 11, n. 9, p. 1-18, 3 jul. 2022. Research, Society and Development. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i9.31614>. Acesso em: 05 out. 2025.

SILVA, D. C. V. R. da *et al.* **Recurso Água**: tecnologias e pesquisas para o uso e a conservação de ecossistemas aquáticos. São Carlos: Editora Cubo, 2021. 775 p. Disponível em: <https://doi.editoracubo.com.br/10.4322/978-65-86819-07-6>. Acesso em: 01 jul. 2025.

SOUZA, L. F. C. B. de; MONTAGNER, C. C.; ALMEIDA, M. B.; KURODA, E. K.; VIDAL, C.; FREIRE, R. L. Determination of pesticides in the source and drinking waters in Londrina, Paraná, Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**, [S.L.], v. 40, n. 3, p. 1153, 21 maio 2019. Universidade Estadual de Londrina. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2019v40n3p1153>. Acesso em: 30 set. 2025.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F. **Agrotóxicos no Brasil**. 2021. Desenvolvida pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/agricultura-e-meio-ambiente/qualidade/dinamica/agrotoxicos-no-brasil>. Acesso em: 16 jun. 2025.

STARNER, K.; GOH, K. S. Detections of the Neonicotinoid Insecticide Imidacloprid in Surface Waters of Three Agricultural Regions of California, USA, 2010–2011. **Bulletin Of Environmental Contamination And Toxicology**, [S.L.], v. 88, n. 3, p. 316-321, 8 jan. 2012. Springer Science and Business Media LLC. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s00128-011-0515-5>. Acesso em: 24 set. 2025.

TOMITA, R. Y.; BEYRUTH, Z. Toxicologia de agrotóxicos em ambiente aquático. **Biológico**, São Paulo, v. 64, n. 2, p. 135-142, 03 dez. 2002. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/270882558_Toxicologia_de_agrotoxicos_em_ambiente_aquatico. Acesso em: 23 jun. 2025.

ZHANG, S.; JIANG, J.-Q. Occurrence and Distribution of Neonicotinoid Pesticides in Chinese Waterways: a review. **Environments**, [S.L.], v. 10, n. 12, p. 206, 27 nov. 2023. MDPI AG. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3390/environments10120206>. Acesso em: 02 set. 2025.