



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

CENTRO DE BIOCIÊNCIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS



KAROLAYNE SILVA SOUZA

**PERFIL MICROBIOLÓGICO E GENOTÓXICO DE SOLOS IRRIGADOS:
ISOLAMENTO E RESISTÊNCIA DE BACTÉRIAS EM PROJETOS DE MANEJO
AGRÍCOLA NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO**

Recife

2025

KAROLAYNE SILVA SOUZA

**PERFIL MICROBIOLÓGICO E GENOTÓXICO DE SOLOS IRRIGADOS:
ISOLAMENTO E RESISTÊNCIA DE BACTÉRIAS EM PROJETOS DE MANEJO
AGRÍCOLA NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (PPGCB) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), como requisito parcial para obtenção do título de doutor em Ciências Biológicas.

Área de concentração: Meio ambiente

Orientadora: Maria Betânia Melo de Oliveira

Coorientador: Fabrício Motteran

Coorientadora: Kaline Catiely

Recife

2025

Souza, Karolayne Silva.

Perfil microbiológico e genotóxico de solos irrigados: isolamento e resistência de bactérias em projetos de manejo agrícola no semiárido pernambucano / Karolayne Silva Souza. - Recife, 2025.

113f.: il.

Tese (Doutorado)- Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (PPGCB), 2025.

Orientação: Maria Betânia Melo de Oliveira.

Coorientação: Fabrício Motteran.

Coorientação: Kaline Catiely.

1. Pesticidas; 2. Biotecnologia ambiental; 3. Microbiota do solo; 4. Genotoxicidade; 5. Glifosato. I. Oliveira, Maria Betânia Melo de. II. Motteran, Fabrício. III. Catiely, Kaline. IV. Título.

KAROLAYNE SILVA SOUZA

**PERFIL MICROBIOLÓGICO E GENOTÓXICO DE SOLOS IRRIGADOS:
ISOLAMENTO E RESISTÊNCIA DE BACTÉRIAS EM PROJETOS DE MANEJO
AGRÍCOLA NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (PPGCB) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), como requisito parcial para obtenção do título de doutor em Ciências Biológicas.

Aprovada em: XX/XX/20XX

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Maria Betânia Melo de Oliveira (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^o. Dr. Thiago Henrique Napoleão (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Sivoneide Maria da Silva (Examinadora Externa)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^o. Dr^a. Kátia Cilene da Silva Félix (Examinador Externo)
Centro Universitário do Rio São Francisco

Prof^o. Dr^a. Clarisse Maximo Arpini Costa (Examinador Externo)
Universidade Vila Velha

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me conduzir em mais uma etapa da vida, sendo um autor essencial em minha vida, permitindo minha saúde e forças para superação nas dificuldades eminentes. Me ausento de palavras que possa emergir na retribuição pela perseverança que tem me proporcionado durante toda minha vida e por seu amor incondicional em meu sustento nas adversidades.

À minha família, meu total agradecimento pelo apoio e incentivo, que serviram de alicerces para minhas realizações e estando sempre presentes em minhas conquistas e momentos difíceis com palavras de motivação, o qual não estimaram esforços para que eu concluísse mais uma fase da vida.

Agradeço aos meus colegas e amigos, especificamente a Milena Roberta, Manuela Almeida e Ionara Ferreira, que me acompanharam e me incentivaram e me apoiaram em momentos desafiantes que tive que enfrentar.

À minha orientadora Dra. Maria Betânia, que se fez sempre presente para sanar dúvidas e auxiliar em todo o processo do doutorado. Esta que me depositou confiança e me motivou durante toda a pesquisa e escrita desse trabalho, o meu muito obrigada! Agradeço aos professores, Dra. Kaline Catiely, Dr. Fabrício Motteran, Dra. Kátia Cilene e Dr. Ricardo Nogueira que me ajudaram e me deram todo o suporte durante o doutorado. Obrigada pela confiança e dedicação que foi de suma importância para essa caminhada de formação. Sou muito grata por toda a confiança depositada.

Agradeço aos componentes do grupo Núcleo de Biossegurança e Meio Ambiente (NUBIOMA) da UFPE por compartilhar e agregar em meus conhecimentos. Agradeço, também, aos parceiros Dra. Milena Danda e os professores Dr. Iago José e Dra. Danúbia Freitas do Laboratório de Biologia Molecular e Tecnologia Ambiental (LABIOTA) do Centro de Tecnologia e Geociência (CTG UFPE), por todo auxílio na execução das análises.

Por fim, agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pelo suporte financeiro para a realização desse trabalho.

“Na vida, não existe nada a temer, mas a entender.”

Marie Curie

RESUMO

Os Projetos de Irrigação Icó-Mandantes e Apolônio Sales, localizados na barragem de Itaparica, em Petrolândia, Pernambuco, são os maiores polos irrigados do estado, abrangendo uma área total de 15.789 hectares. Esses projetos enfrentam desafios ambientais significativos devido ao manejo inadequado do solo e à exposição crônica a agrotóxicos, com destaque para o uso intensivo de glifosato. Esse herbicida, amplamente utilizado no controle de plantas daninhas, é um dos pesticidas mais aplicados na agricultura brasileira e tem gerado preocupações devido aos seus impactos ambientais e à saúde humana. Este estudo teve como objetivo geral avaliar os impactos ambientais do uso intensivo de pesticidas em sistemas agrícolas irrigados, com foco nos efeitos sobre a microbiota do solo, resistência bacteriana e genotoxicidade de solos contaminados. Especificamente, buscou-se analisar os parâmetros físico-químicos dos solos, isolar e identificar as bactérias presentes nesses ambientes, avaliar a resistência antimicrobiana dessas cepas e investigar os efeitos genotóxicos das frações solúveis em água do solo. A pesquisa foi realizada em duas áreas representativas, os Projetos Icó-Mandantes e Apolônio Sales, com amostras de solo coletadas e analisadas por diferentes metodologias. Os resultados experimentais mostraram que todos os parâmetros físico-químicos dos solos estavam dentro dos limites legais estabelecidos, mas as análises microbiológicas revelaram uma comunidade bacteriana diversificada, composta por 13 gêneros e 16 espécies de bactérias, incluindo cepas potencialmente patogênicas e multirresistentes a antibióticos. A resistência antimicrobiana foi significativa, com 20% das cepas no ponto 1 e 19% no ponto 2, indicando uma alta prevalência de cepas resistentes em ambas as áreas de estudo. Além disso, as análises genotoxicológicas realizadas com bioindicadores como *Drosophila melanogaster* e o ensaio cometa indicaram elevados níveis de danos ao DNA, sugerindo que os solos contaminados com resíduos de pesticidas, principalmente o glifosato, estão promovendo efeitos genotóxicos em organismos expostos. Embora não tenha sido possível atribuir esses efeitos exclusivamente ao glifosato, os resultados sugerem que o uso contínuo de insumos químicos, especialmente os herbicidas, tem contribuído para a seleção de bactérias resistentes e para a indução de danos genéticos. Esses achados destacam a necessidade urgente de implementação de políticas públicas que promovam o

monitoramento contínuo da qualidade ambiental e da saúde pública, especialmente em regiões semiáridas, como a de Petrolândia. A pesquisa também ressalta a importância de práticas agrícolas mais sustentáveis, como a redução do uso de agrotóxicos e a adoção de técnicas de biorremediação para mitigar os impactos negativos causados pela exposição a pesticidas. Em termos de contribuição científica, este estudo oferece uma revisão sobre os impactos do uso de pesticidas em ecossistemas aquáticos urbanos e explora inovações na biorremediação de herbicidas, além de fornecer dados experimentais sobre a resistência bacteriana e genotoxicidade em solos agrícolas de uma das regiões mais afetadas pela irrigação intensiva no semiárido brasileiro.

Palavras-chave: Pesticidas. Biotecnologia Ambiental. Microbiota do Solo. Genotoxicidade. Glifosato.

ABSTRACT

The Icó-Mandantes and Apolônio Sales Irrigation Projects, located at the Itaparica Dam in Petrolândia, Pernambuco, are the largest irrigated areas in the state, covering a total area of 15,789 hectares. These projects face significant environmental challenges due to inadequate soil management and chronic exposure to pesticides, with an emphasis on the intensive use of glyphosate. This herbicide, widely used in weed control, is one of the most applied pesticides in Brazilian agriculture and has raised concerns due to its environmental impacts and effects on human health. This study aimed to evaluate the environmental impacts of intensive pesticide use in irrigated agricultural systems, focusing on the effects on soil microbiota, bacterial resistance, and genotoxicity of contaminated soils. Specifically, the study sought to analyze the physicochemical parameters of the soils, isolate and identify the bacteria present in these environments, evaluate the antimicrobial resistance of these strains, and investigate the genotoxic effects of the water-soluble fractions of the soil. The research was conducted in two representative areas, the Icó-Mandantes and Apolônio Sales Projects, with soil samples collected and analyzed using different methodologies. The experimental results showed that all physicochemical parameters of the soils were within the established legal limits, but microbiological analyses revealed a diverse bacterial community, composed of 13 genera and 16 species, including potentially pathogenic and multidrug-resistant strains. Antimicrobial resistance was significant, with 20% of the strains at point 1 and 19% at point 2, indicating a high prevalence of resistant strains in both study areas. Additionally, genotoxicological analyses performed with bioindicators such as *Drosophila melanogaster* and the comet assay revealed high levels of DNA damage, suggesting that soils contaminated with pesticide residues, primarily glyphosate, are promoting genotoxic effects in exposed organisms. Although these effects could not be exclusively attributed to glyphosate, the results suggest that the continuous use of chemical inputs, especially herbicides, has contributed to the selection of resistant bacteria and the induction of genetic damage. These findings highlight the urgent need for the implementation of public policies that promote continuous monitoring of environmental quality and public health, especially in semi-arid regions like Petrolândia. The study also emphasizes the importance of more sustainable agricultural practices, such as reducing pesticide use and adopting bioremediation

techniques to mitigate the negative impacts caused by pesticide exposure. In terms of scientific contribution, this study provides a review on the impacts of pesticide use on urban aquatic ecosystems and explores innovations in herbicide bioremediation, as well as providing experimental data on bacterial resistance and genotoxicity in agricultural soils from one of the regions most affected by intensive irrigation in the Brazilian semi-arid.

Keywords: Pesticides. Environmental Biotechnology. Soil Microbiota. Genotoxicity. Glyphosate.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Distinção da Agricultura Convencional e Orgânica.	16
Figura 2: Classificação dos pesticidas baseada no organismo alvo e composição química.....	20
Figura 3: Mecanismo de ação do glifosato em plantas indesejáveis.	24
Figura 4: Destino e ocorrência do glifosato no meio ambiente.....	27
Figura 5: Ensaio genotóxico utilizando D. melanogaster.....	32
Figura 6: Projetos Icó-Mandantes e Apolônio Sales: (A) Estado de Pernambuco no Brasil; (B) região com destaque para Petrolândia; (C) Projetos de irrigação Icó-Mandantes e Apolônio Sales.....	34

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	14
2.1	GERAL.....	14
2.2	ESPECÍFICOS.....	14
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	15
3.1	SISTEMAS AGRÍCOLAS E ESTRATÉGIAS DE MANEJO.....	15
3.2	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO DE MANEJO AGRÍCOLA	17
3.2.1	Análise físico-químico do solo.....	17
3.2.2	Análise microbiológica do solo.....	18
3.3	INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS DO SOLO NA RESISTÊNCIA CRUZADA BACTERIANA	19
3.4	USO DE PESTICIDAS E IMPLICAÇÕES	20
3.4.1	Normativas e políticas públicas sobre agrotóxicos no Brasil.....	22
3.5	CARACTERÍSTICAS GERAIS DO GLIFOSATO	23
3.5.1	Impacto Ambiental e Toxicidade do Glifosato	25
3.6	MÉTODOS DE DEGRADAÇÃO DO GLIFOSATO.....	26
3.6.1	Degradação abiótica	27
3.6.2	Degradação biótica	28
3.7	RESISTÊNCIA CRUZADA ENTRE PESTICIDAS E BACTÉRIAS.....	30
3.7.1	Genotoxicidade e biomarcadores em ambientes contaminados	31
3.8	CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO.....	33
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1	ARTIGO 1	35
4.2	ARTIGO 2	52
4.3	ARTIGO 3.....	61
4.4	ARTIGO 4	79
5	CONCLUSÕES	100
6	SÚMULA CURRICULAR.....	102
	REFERÊNCIAS.....	104

1 INTRODUÇÃO

O glifosato é um herbicida sistêmico, pós-emergente e não seletivo, amplamente utilizado na agricultura, horticultura e áreas urbanas para o controle de ervas daninhas (Benbrook, 2016, Murthy, 2025). No Brasil, a intensificação do uso de insumos agrícolas, incluindo fertilizantes e pesticidas sintéticos, remonta às décadas de 1940 e 1950, impulsionada por políticas públicas, incentivos fiscais e crédito rural (Folhes; Fernandes, 2022). Estudos mais recentes indicam que o uso de glifosato e outros agrotóxicos segue em alta, com o Brasil se mantendo como um dos maiores consumidores mundial de pesticidas, com um consumo anual que superou 720 mil toneladas em 2021 (IBAMA, 2023).

O mecanismo de ação do glifosato está relacionado à inibição da Enzima 5-Enolpiruvilshikimato-3-Fosfato Sintase (EPSPS), essencial à síntese de aminoácidos aromáticos em plantas, resultando na morte de espécies vegetais indesejadas (Ruszkowski; Forlani, 2022). No entanto, seu uso indiscriminado tem causado impactos além do alvo desejado, com detecções frequentes em solos, ecossistemas aquáticos, alimentos e fluidos humanos (Drechsel et al., 2024).

Logo, seus subprodutos, como o Ácido Aminometilfosfônico (AMPA), apresentam toxicidade significativa e alta persistência no ambiente, gerando preocupações quanto à segurança ambiental e à saúde humana (Tresnakova; Stara; Velisek, 2021). Além dos efeitos ecotoxicológicos diretos, o uso recorrente de herbicidas como o glifosato tem sido vinculado à seleção de microrganismos com maior resistência a antibióticos (Kurenbach et al., 2015; Costa et al., 2022) e à indução de danos genéticos em organismos expostos (Woźniak et al., 2020).

Estudos recentes indicam que resíduos de pesticidas, mesmo quando não quantificados diretamente no solo, podem remodelar a microbiota edáfica e favorecer o surgimento de cepas multirresistentes, o que gera um cenário preocupante para a saúde pública e a sustentabilidade agrícola (Kaviani et al., 2022; Hartmann; Six, 2023; Graham et al., 2025).

Além disso, esses contaminantes podem também impactar diretamente organismos expostos provocando alterações genéticas, e com isso, a genotoxicidade em ambientes contaminados vem sendo avaliada por meio de biomarcadores sensíveis, como o ensaio cometa e testes com organismos modelo, como *Drosophila melanogaster*, capazes de identificar quebras no DNA mesmo em estágios iniciais de

exposição. Logo, essas metodologias vêm se consolidando como ferramentas importantes no monitoramento ambiental, principalmente em áreas sob pressão química intensa (Júnior, 2024, Verber et al., 2024).

Nesse contexto, os Projetos de Irrigação Icó-Mandantes e Apolônio Sales, localizados na barragem de Itaparica, em Petrolândia-PE, representam os principais pólos irrigados do estado, abrangendo uma área irrigável total de 15.789 hectares. Essas regiões enfrentam desafios significativos decorrentes do manejo inadequado do solo e da aplicação intensiva de pesticidas, de modo que, o uso constante de herbicidas, em especial o glifosato, levanta preocupações quanto à qualidade ambiental e ao equilíbrio microbiológico do solo, tornando essas áreas estratégicas para estudos sobre os efeitos ecológicos da exposição contínua a contaminantes agrícolas (Codevasf, 2024).

Desse modo, diagnósticos agroambientais corroboram esse cenário de pressão química, em que um levantamento da Embrapa classificou o município de Petrolândia-PE, que abrange os projetos Icó-Mandantes e Apolônio Sales, como área de uso intensivo de agroquímicos e de práticas inadequadas de manejo do solo (Parahyba et al., 2004).

Dados da Agência de Defesa e Fiscalização Agropecuária do Estado de Pernambuco (Adagro/PE) e da Vigilância em Saúde do Estado mostram, ainda, um número expressivo de intoxicações por agrotóxicos entre 2015 e 2019, muitas envolvendo trabalhadores rurais (Pessoa et al., 2022). Embora o glifosato seja pouco detectado, estudos mostram que a ausência de detecção direta não elimina a possibilidade de efeitos ambientais e biológicos relevantes, especialmente em áreas com histórico documentado de uso intensivo de pesticidas, os quais, a exposição crônica pode promover alterações na microbiota do solo e induzir efeitos genotóxicos em organismos expostos (Van Bruggen et al., 2018).

O presente estudo teve como objetivo avaliar os impactos ambientais do manejo agrícola intensivo, focando no isolamento e caracterização de bactérias do solo, na análise de sua resistência antimicrobiana e na investigação do potencial genotóxico de contaminantes presentes nesses ambientes. Além disso, o trabalho incluiu revisões sistemáticas sobre o impacto de pesticidas em ecossistemas aquáticos urbanos e sobre a biodegradação do glifosato, visando aprofundar a compreensão dos efeitos ambientais e ecológicos associados ao uso contínuo de agrotóxicos.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Avaliar os impactos ambientais do uso intensivo de pesticidas em sistemas de manejo agrícola na região de Petrolândia-PE, por meio da análise físico-química, microbiológica e genotóxica, visando compreender a interação entre esses fatores e seus efeitos na sustentabilidade ecológica e na saúde ambiental.

2.2 ESPECÍFICOS

- Elaborar e publicar dois capítulos de livro sobre os impactos dos pesticidas nos ecossistemas aquáticos urbanos e suas medidas de regulação (ARTIGO 1) e inovações em biorremediação de herbicidas: soluções verdes para contaminação do solo (ARTIGO 2);
- Desenvolver e publicar uma revisão sistemática da literatura sobre o potencial biodegradativo do glifosato por bactérias (ARTIGO 3).
- Avaliar os parâmetros físico-químicos de amostras de solo de áreas agrícolas de Petrolândia-PE submetidas ao uso intensivo de pesticidas.
- Isolar e identificar bactérias presentes nos solos agrícolas utilizando Espectrometria de massas com ionização por laser e análise de tempo de voo (MALDI-TOF MS).
- Determinar o perfil de resistência antimicrobiana das bactérias isoladas utilizando o sistema automatizado VITEK®.
- Avaliar o potencial genotóxico das frações solúveis em água das amostras de solo por meio de bioensaios com *D. melanogaster* e ensaio do DNA cometa.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 SISTEMAS AGRÍCOLAS E ESTRATÉGIAS DE MANEJO

A Organização das Nações Unidas (ONU) para Alimentação e Agricultura projeta que a produção mundial de alimentos precisará aumentar em torno de 60 % até 2050 para atender à demanda populacional; esse cenário pressiona os sistemas agrícolas a repensar seus modelos de manejo (Van Dijk et al., 2021; Fao, 2023). Entre as abordagens disponíveis, as vertentes convencional e orgânica têm ganhado maior destaque por apresentarem lógicas de produção, eficiência e impactos ambientais contrastantes (Sanders et al., 2025).

No sistema convencional, a intensificação ocorreu via mecanização, cultivares de alto rendimento e insumos químicos, sendo esses últimos o principal vetor do incremento global de rendimento por hectare nas últimas cinco décadas, de modo que, estima-se que entre 30% a 50% do aumento de produtividade mundial seja atribuível ao uso de fertilizantes nitrogenados e ao manejo químico adequado (Kopittke et al., 2019). Logo, estes insumos garantem elevada produtividade além de estarem associados à degradação do solo e à contaminação de recursos hídricos quando aplicados de forma excessiva (Bayabil; Teshome; Li, 2022).

Nesse contexto, a principal consequência ambiental desse modelo estão a redução da biodiversidade do solo, a perda de matéria orgânica e o aumento da emissão de gases de efeito estufa (Rockström et al., 2020). Na Europa, análises de longo prazo demonstraram que práticas intensivas reduzem em até 50 % a riqueza de organismos edáficos, incluindo nematoides e artrópodes, quando comparadas com áreas de manejo extensivo (Tsiafouli et al., 2015).

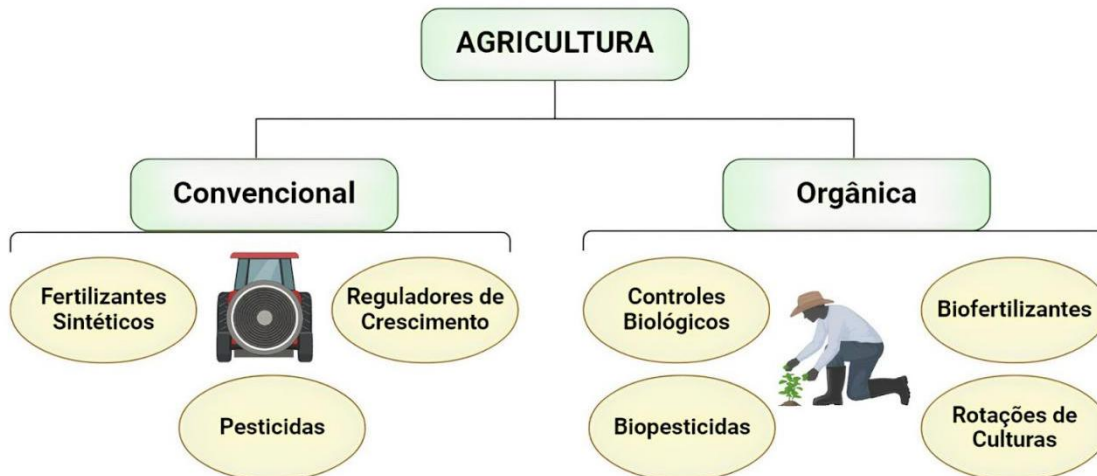
Assim, quando se analisam estratégias de controle de pragas, o modelo convencional recorre principalmente a pesticidas de contato ou sistêmicos com rápido efeito sobre os alvos, mas potencial de seleção de populações resistentes e impacto sobre organismos não alvo (Sparks; Nauen, 2015).

A alteração da comunidade microbiana é particularmente crítica, de modo que, o estudo de Banerjee et al. (2019) mostraram que raízes de cultivos submetidos a regimes convencionais apresentam redes microbianas menos complexas e menor abundância de táxons-chave, o que compromete funções como a ciclagem de nutrientes e a supressão natural de patógenos.

Em contraste, a agricultura orgânica adota princípios agroecológicos evitando agroquímicos sintéticos e priorizando rotação de culturas, compostagem e adubação verde (Reganold; Wachter, 2016). Uma meta-análise conduzida por Lori et al. (2017) revelou que sistemas orgânicos promovem maior abundância e atividade microbiana do solo, e de forma complementar, Tuck et al. (2014) mostraram que a biodiversidade é, em média, 30% mais alta em sistemas orgânicos do que em convencionais.

Assim, a agricultura orgânica integra biopesticidas que apresentam menor tempo de persistência no ambiente e baixa probabilidade de causar resistência cruzada (Regnault-Roger et al., 2012). Práticas de rotação de culturas favorecem a saúde do solo, tanto na riqueza microbiana como na melhora na diversidade funcional (Venter et al., 2016), sobretudo, rotações prolongadas também intensificam funções ecossistêmicas e a ciclagem de nutrientes, elevando os teores de carbono e nitrogênio microbiano (McDaniel et al., 2014; Zhang et al., 2023). A figura 1 corresponde a diferenciação de agricultura convencional e orgânica e seus principais insumos.

Figura 1: Distinção da Agricultura Convencional e Orgânica.



Fonte: Autora, 2025.

A substituição parcial de fertilizantes minerais por biofertilizantes à base de consórcios fixadores de nitrogênio pode diminuir em 25–30 % o aporte externo de nitrogênio, além de promover estabilidade no pH e incremento na fração húmica do solo (Meena; Busi, 2019; Reyes-Pérez et al., 2024). Tanto em sistemas convencionais quanto orgânicos, o Manejo Integrado de Pragas (MIP) tem sido recomendado como abordagem intermediária, combinando monitoramento de populações, limiar econômico de dano e aplicação seletiva de insumos (Avila et al., 2023).

Diante desse panorama, a avaliação da qualidade do solo emergiu como ferramenta central para medir o impacto cumulativo do uso de pesticidas e orientar políticas de manejo sustentável (Fan et al., 2025).

Um dos produtos do presente trabalho, corresponde a um artigo de revisão publicado como capítulo de livro, intitulado Inovações em Biorremediação de Herbicidas: Soluções Verdes para Contaminação do Solo, o qual pode ser consultado no tópico de resultados deste trabalho.

3.2 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO DE MANEJO AGRÍCOLA

A avaliação da qualidade do solo é essencial para a gestão e compreensão de ecossistemas terrestres, visto que está associada ao desempenho de funções necessárias para sustentação da produção agrícola, através da manutenção da qualidade ambiental e promover a saúde de animais e plantas. Esta avaliação envolve a análise de vários parâmetros físico-químicos do solo, tais como, pH, matéria orgânica, densidade, porosidade e concentração de nutrientes, além da análise microbiológica, de modo que, são importantes para uma abordagem mais eficaz na gestão dos recursos do solo e contribui para a segurança alimentar e conservação dos ecossistemas (Maurya et al., 2020, Zhu et al., 2024).

3.2.1 Análise físico-químico do solo

A avaliação físico-químico do solo é um procedimento que permite a compreensão das características e da qualidade do solo, tanto no contexto ambiental como também na produção agrícola. Dentre os parâmetros analisados destaca-se a densidade do solo, a composição granulométrica, o pH, a disponibilidade de fósforo (P) e os cátions trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) (Teixeira et al., 2017; Basílio, 2021; Bettiol et al., 2023).

A densidade do solo é um dos indicadores o qual permite uma compactação acerca da porosidade do solo, o que influencia diretamente a circulação da água e ar no solo. Desse modo, essa determinação envolve a pesagem de uma amostra seca e a medição do volume da amostra (Silva et al., 2020).

A composição granulométrica direciona-se a distribuição das partículas do solo em distintas frações, tais como, silte, argila e areia, também sendo considerado crucial

para o entendimento acerca da textura do solo, e sua capacidade de retenção de água, aeração e facilidade no cultivo. Já a determinação do pH do solo influencia a disponibilidade de nutrientes tanto para plantas como para a atividade microbiana no solo, tendo em vista que, um pH muito alto ou muito reduzido podem dificultar o crescimento das plantas e prejudicar a saúde do solo (Teixeira, 2017).

O fósforo disponível (P) é um nutriente de suma importância para o crescimento das plantas, o qual sua disponibilidade está diretamente influenciada pelo pH e a presença de outros minerais (Carvalho; Apoliano, 2024). E os cátions trocáveis, incluindo cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), potássio (K^+) e sódio (Na^+) são considerados indicadores de fertilidade do solo, de modo que, são fundamentais para o crescimento de plantas e a saúde do solo (Basílio, 2021).

Portanto, a avaliação físico-química do solo torna-se fundamental para a execução de práticas agrícolas eficazes e sustentáveis, sendo possível a partir dessa análise realizar correções e adubações precisamente, resultando a otimização da produção e diminuindo os impactos ambientais (Preda; Dumitrache; Zlotea, 2021).

3.2.2 Análise microbiológica do solo

As avaliações da qualidade do solo, principalmente por meio dos parâmetros físicos e químicos são comumente utilizados, no entanto, os atributos microbiológicos são negligenciados. Todavia, trata-se de uma análise essencial para esse segmento, visto que pode melhorar a qualidade de produção agrícola, levando a uma compreensão mais ampla da complexidade do solo que reconhece a importância do componente biológico (Aragão et al., 2020; Oliveira et al., 2024).

A comunidade microbiana do solo é composta por uma variedade de organismos, incluindo bactérias, fungos, protozoários e microfauna, os quais desempenham funções vitais na decomposição de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e supressão de patógenos. Desta forma, os indicadores microbiológicos são utilizados para verificar a qualidade desse ambiente, tendo destaque para a biomassa microbiana, a atividade enzimática e a diversidade microbiana. A biomassa microbiana diz respeito à quantidade total de microrganismos presentes no solo analisado, o qual é comumente utilizado como indicador de atividade microbiológica do mesmo. Já a atividade enzimática está relacionada à capacidade desses microrganismos degradarem substratos orgânicos, enquanto a diversidade

microbiana reflete a variabilidade de espécies presentes no solo e sua interação com o ambiente (Chaurasia; Patel; Rao, 2023; Macedo et al., 2023; Zhang et al., 2023).

Diante disso, observa-se que a degradação da qualidade microbiológica do solo pode acarretar em práticas agrícolas inadequadas, como o uso excessivo de fertilizantes químicos, pesticidas, o que pode acabar prejudicando a diversidade e a atividade dos microrganismos do solo. A perda de biodiversidade microbiana pode levar a diminuição da fertilidade, aumento da erosão e diminuição da resistência a doenças e pragas. Desta forma, avaliação da qualidade desse ambiente é essencial para o manejo adequado e sustentável dos recursos naturais, visto que técnicas avançadas vêm sendo empregues para tal feito, como sequenciamento de DNA e RNA, permitindo uma compreensão mais abrangente dos processos que ocorrem no solo e o desenvolvimento de estratégias de manejo mais eficazes (Liu et al., 2023; Yadav et al., 2023; Zanon et al., 2023).

3.3 INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS DO SOLO NA RESISTÊNCIA CRUZADA BACTERIANA

A interação entre os parâmetros físico-químicos do solo e a resistência cruzada em populações bacterianas tem se mostrado um aspecto crucial na saúde ambiental de sistemas agrícolas (Yang et al., 2021). Estudos recentes destacam que características como o pH do solo, a concentração de matéria orgânica e a salinidade são fatores que podem influenciar diretamente a resistência bacteriana, favorecendo o desenvolvimento de cepas resistentes a pesticidas e antibióticos (Li et al., 2021, Shi et al., 2023).

Além disso, a utilização de fertilizantes orgânicos têm demonstrado impactos significativos na resistência cruzada entre pesticidas e antibióticos, de modo que, a aplicação recorrente de compostos orgânicos, como adubos, tem sido associada ao aumento da resistência cruzada devido ao aumento da biomassa microbiana que propicia a seleção de cepas resistentes. A matéria orgânica, ao modificar a dinâmica de decomposição no solo pode criar condições que favoreçam microrganismos com resistência a múltiplos compostos químicos (Liu et al., 2024).

A presença de metais pesados no solo também tem um papel significativo nesse contexto, os quais, elementos como o zinco e o cobre, que frequentemente estão presentes devido ao uso excessivo de pesticidas, podem criar ambientes onde a

resistência cruzada se torna mais prevalente. Logo, bactérias expostas a esses metais tendem a desenvolver resistência simultânea a pesticidas, uma vez que os mecanismos de resistência, como as bombas de efluxo, são ativados tanto para antibióticos quanto para metais tóxicos (Singh et al., 2024).

3.4 USO DE PESTICIDAS E SUAS IMPLICAÇÕES

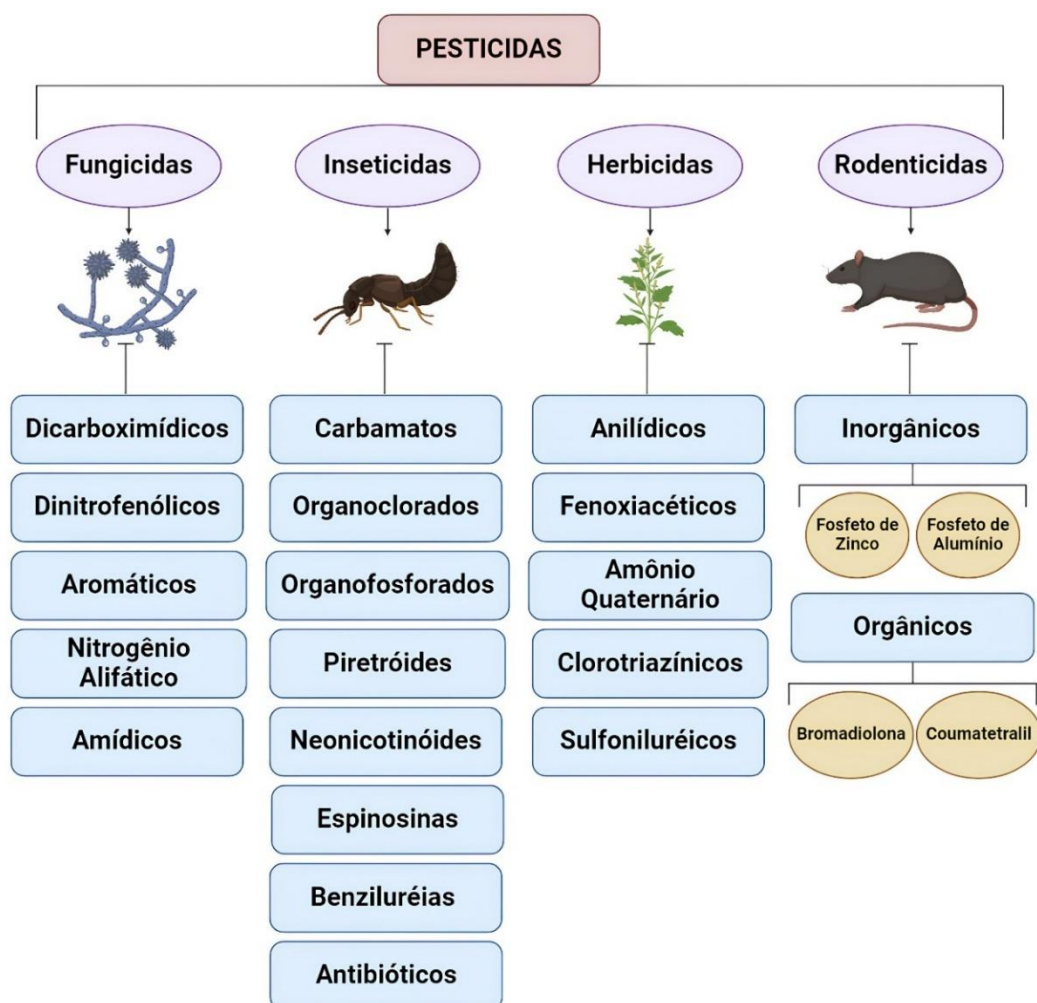
O uso de pesticidas tornou-se um dos pilares da agricultura intensiva, contribuindo para a expansão da produtividade agrícola global, que cresceu cerca de 30 % desde a década de 1960. Em 2019-2021, o consumo global de pesticidas ativos ultrapassou 4,1 milhões de toneladas, concentrando-se principalmente na Ásia, América e China, que foi o maior consumidor individual dessas substâncias (Zhou; Achal, 2024).

No Brasil, o volume de ingredientes ativos de agrotóxicos comercializados superou 720 mil toneladas em 2021, sendo esse país o maior consumidor global (Ibama, 2023). Esse cenário está diretamente ligado ao modelo de monocultura de commodities, que depende de sucessivas aplicações de herbicidas, inseticidas e fungicidas para manter a competitividade nos mercados doméstico e internacional (Silva et al., 2022).

Os pesticidas são, em geral, classificados conforme o organismo-alvo e dentro de cada grupo, por famílias químicas (Figura 2). Fungicidas incluem classes como dicarboximídicos e aromáticos; inseticidas abrangem carbamatos, organofosforados e neonicotinóides; herbicidas reúnem anilídicos, clorotriazínicos, entre outros; já os rodenticidas se dividem em compostos inorgânicos e orgânicos (Oirdi et al., 2024). Essa diversidade molecular explica a ampla gama de modos de ação, mas também dificulta a avaliação integrada dos riscos toxicológicos (Lykogianni et al., 2021).

Após a aplicação, parte expressiva do ingrediente ativo não atinge o alvo pretendido, sofrendo processos de deriva, lixiviação ou adsorção no solo (Zhang et al., 2022). Em microbacias brasileiras, foram detectados resíduos de pesticidas como glifosato, clorpirifós e mancozebe em águas superficiais, com concentrações que, em alguns casos, superaram os limites de segurança ambiental, logo, estudos de Brovini et al. (2021; 2023) identificaram esses compostos em diversas regiões do país, indicando risco ecológico relevante.

Figura 2: Classificação dos pesticidas baseada no organismo alvo e composição química.



Fonte: Autora, 2025.

Ecologicamente, a contaminação crônica afeta organismos não-alvo reduzindo riqueza de polinizadores, macrofauna edáfica e a diversidade microbiana do solo (Tsiafouli et al., 2015). Do ponto de vista da saúde humana, episódios de intoxicação aguda continuam recorrentes em trabalhadores rurais, enquanto exposições crônicas têm sido associadas a distúrbios endócrinos, efeitos neurotóxicos e câncer, conforme revisão sistemática recente sobre os impactos de exposição a pesticidas (Shekhar et al., 2024).

A Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC) já classifica substâncias como glifosato e diazinon nos grupos 2A e 2B, respectivamente, indicando provável ou possível carcinogenicidade (Iarc, 2015). Logo, a eficiência agrônoma dos pesticidas tem sido ameaçada pelo surgimento de populações de pragas resistentes, o qual o relatório do Comitê internacional de Ação de Resistência

a Inseticidas aponta que mais de 600 casos de resistência já foram documentados em artrópodes agrícolas, demandando doses crescentes ou misturas de ingredientes ativos (Nauen et al., 2019).

Diante desse cenário, os pesticidas embora sujeitos a normas regulatórias rigorosas em âmbito nacional e internacional ainda despertam preocupações quanto à sua segurança ambiental. Assim, mesmo quando utilizados conforme as diretrizes estabelecidas para registro e aplicação, muitos desses compostos possuem alta persistência no ambiente e apresentam potencial de bioacumulação e efeitos tóxicos sobre organismos não alvo e a saúde humana (Lykogianni et al., 2021).

Um dos produtos do presente trabalho, corresponde a um artigo de revisão publicado como capítulo de livro, intitulado Impactos dos Pesticidas nos Ecossistemas Aquáticos Urbanos e Suas Medidas de Regulamentação, o qual pode ser consultado no tópico de resultados deste trabalho.

3.4.1 Normativas e políticas públicas sobre agrotóxicos no Brasil

O uso de agrotóxicos no Brasil é regido por um conjunto de normativas legais que visam controlar sua produção, comercialização e aplicação, com o objetivo de proteger a saúde humana e o meio ambiente. A principal legislação vigente é a Lei nº 7.802/1989, conhecida como a "Lei dos Agrotóxicos", regulamentada pelo Decreto nº 4.074/2002, que estabelece os critérios para o registro, reavaliação e fiscalização desses produtos no território nacional (Brasil, 1989; Brasil, 2002).

Segundo a legislação brasileira, um agrotóxico só pode ser utilizado após registro junto a três órgãos federais: o Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA), que avalia a eficiência agrônômica; a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), responsável pela análise toxicológica e riscos à saúde humana; e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), que verifica os impactos ambientais. Essa estrutura tripartite é estabelecida pela Lei nº 7.802/1989, regulamentada pelo Decreto nº 4.074/2002 (Brasil, 1989; Brasil, 2002). Revisões técnicas recentes reforçam a importância desse sistema integrado para garantir segurança ambiental e saúde pública no uso de pesticidas (Barroso et al., 2023).

A ANVISA, por meio de seu Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA) tem monitorado a presença de resíduos em produtos

hortifrutigranjeiros no país. O último relatório deste programa apontou que cerca de 20% das amostras analisadas apresentaram resíduos acima dos limites máximos permitidos ou com substâncias não autorizadas para a cultura amostrada (Anvisa, 2022).

Organizações da sociedade civil e instituições científicas, tais como a Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz) e a Associação Brasileira de Saúde Coletiva (ABRASCO), manifestaram preocupações com os riscos de flexibilização do controle toxicológico e com o aumento do número de ingredientes ativos liberados, que já ultrapassam 500 registros entre 2019 e 2023 (Fiocruz, 2023; Abrasco, 2023).

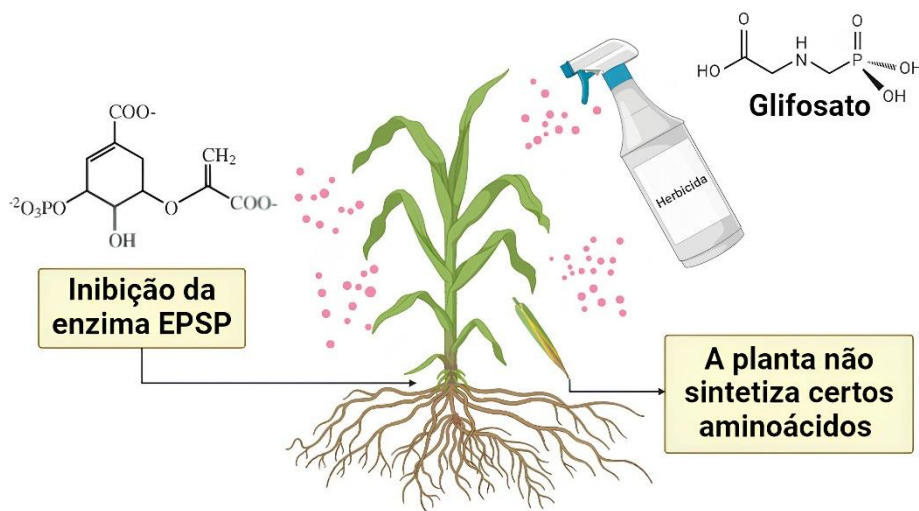
A partir de 2021, o Brasil passou a integrar oficialmente a Aliança Global contra o Uso de Pesticidas Altamente Perigosos promovida pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) e OMS (Organização Mundial da Saúde), comprometendo-se a revisar substâncias com elevado risco toxicológico e ambiental (WHO, 2021). No entanto, estudos apontam uma discrepância significativa entre esse compromisso internacional e os procedimentos regulatórios nacionais, com membros da comunidade científica brasileira ressaltando deficiências na implementação e na adesão a padrões internacionais (Pignati et al., 2017).

3.5 CARACTERÍSTICAS GERAIS DO GLIFOSATO

O glifosato (N-(fosfonometil) glicina, $C_3H_8NO_5P$) é um dos pesticidas da classe dos herbicidas mais utilizados para o controle e remoção de ervas daninhas indesejáveis na agricultura. Devido à sua composição química este produto pode prejudicar ou interromper o crescimento e desenvolvimento das plantas (Raffa; Chiampo, 2021).

O mecanismo de ação deste herbicida dá-se pela inibição da enzima sintetizada e presente em plantas, fungos e microrganismos denominada de 5-Enolpiruvilshikimato-3-Fosfato Sintase (EPSP). A EPSP sintase, é fundamental em uma via metabólica associada a biossíntese de aminoácidos aromáticos, além de hormônios, vitaminas e outros metabólitos (Feng; Soric; Boutin, 2020, Gomes et al., 2022). A Figura 3 demonstra o mecanismo de ação do glifosato em plantas indesejáveis.

Figura 3: Mecanismo de ação do glifosato em plantas indesejáveis.



Este herbicida possui ação foliar podendo causar a decomposição foliar ou morte de plantas daninhas entre 5-30 dias após a aplicação, sobretudo quando aplicado nos estágios iniciais de desenvolvimento. Também tem sido utilizado no controle de algas aquáticas. Entretanto, essa utilização não é devidamente aprovada, devido a sua solubilidade e capacidade de acumulação (Montero et al., 2020).

O glifosato possui a capacidade de contaminar o meio ambiente logo após sua aplicação através da pulverização, o que pode provocar sua entrada na atmosfera. Ademais, este herbicida afeta os organismos alvos por meio do contato foliar, não havendo degradação das plantas e, consequentemente, atingindo as camadas internas do solo, sobretudo nas grandes raízes de ervas daninhas (Bruggen et al., 2018, Ayala et al., 2019).

Nesse contexto, uma fração de glifosato é adsorvida na matéria orgânica, assim como, na argila do solo, o qual após uma longa etapa pode se acumular sendo transportado pela água e contaminando ambientes aquosos, devido ao processo de escoamento, principalmente advindas de efluentes industriais de produção de glifosato ou indústrias têxteis o qual utilizam o glifosato como matéria-prima (Feng; Soric; Boutin, 2020).

Conforme o decorrer dos últimos anos, têm se sucedido discussões recorrentes entre as autoridades reguladoras sobre o glifosato, sobretudo acerca de sua proibição, o qual tem gerado diferentes opiniões em relação a sua segurança. A Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer (IARC) classifica este herbicida como provavelmente cancerígeno, ou seja, Grupo 2A, tendo em vista, sua capacidade de

promover a indução de danos ao DNA, além de causar estresse oxidativo, o que é considerado característico de compostos carcinogênicos (Fogliatto; Ferrero; Vidotto, 2020, Kudsk; Mathiassen, 2020).

A maior parte das agências de regulamentação tem o objetivo de proteger a população das altas concentrações do glifosato no ar, água e alimentos, além da proteção de trabalhadores agrícolas expostos a este herbicida. Por este fato, as discussões sobre a segurança do glifosato se sucedem, já que estudos têm indicado que sua formulação demonstra menos preocupação comparado ao efeito genotóxico. Entretanto, é fundamental que haja a investigação acerca da toxicidade e segurança deste herbicida, principalmente para exposições agudas e crônicas (Benbrook, 2019, Gomes et al., 2022).

Apesar das concentrações de resíduos de glifosato se apresentarem em sua maioria das vezes relativamente baixas, sua utilização indiscriminada pode resultar no acúmulo e causar riscos à saúde humana e animal, de acordo com a exposição crônica através de alimentos e da água (Ferreira; Durán; Faro, 2022).

3.5.1 Impacto Ambiental e Toxicidade do Glifosato

A utilização de glifosato de forma indiscriminada tem causado a contaminação de ecossistemas aquáticos e terrestres, principalmente animais, microrganismos e plantas. Uma das principais características é que este herbicida pode perdurar na cadeia alimentar, podendo ocasionar uma toxicidade a nível sistêmico e se revelar um problema para o desenvolvimento de doenças crônicas (Singh_a et al., 2020).

Logo, os efeitos considerados nocivos se estendem tanto aos organismos unicelulares quanto nos multicelulares, incluindo invertebrados e vertebrados (Singh_b et al., 2020). Dessa forma, todos os seres vivos podem ser afetados pelo glifosato, como as minhocas dos quais são consideradas os principais organismos afetados, que através da exposição a este composto pode obter a redução de sua biomassa, redução na atividade de fundição, ou seja, do processo de reciclagem de resíduos orgânicos e danos ao DNA (Pochron et al., 2020).

Em ambientes aquáticos, o processo de lixiviação do glifosato causa impactos negativos em protozoários, mexilhões, crustáceos, sapos e peixes (Bruggen et al., 2018). Já foi evidenciado a diminuição da capacidade de postura e eclosão de ovos de animais aquáticos, tais como: ouriços-do-mar e caracóis (Gil et al., 2018).

Além disso, este herbicida possui a capacidade não só de causar efeitos tóxicos em organismos inferiores, mas também em seres humanos. Este efeito genotóxico em humanos, pode causar danos ao plasma e células epiteliais, como células hepáticas, embrionárias e placentárias. Desse modo, sua exposição intensiva pode afetar a cadeia alimentar e provocar sérias preocupações acerca das alterações indesejáveis (Peillex; Pelletier, 2020, Singh^b, et al., 2020).

A exposição do glifosato em seres humanos ocorre principalmente por meio da exposição ocupacional direta, como trabalhadores agrícolas, agricultores, jardineiros e indivíduos que trabalham no processamento de glifosato em fábricas, além da forma indireta através de diversas fontes. A exposição direta pode ocorrer por contato ocular, dérmico e inalação, já a exposição indireta ocorre pelo consumo de alimentos e água contaminados com glifosato ou por seus produtos de transformação, como o AMPA (Godínez et al., 2021).

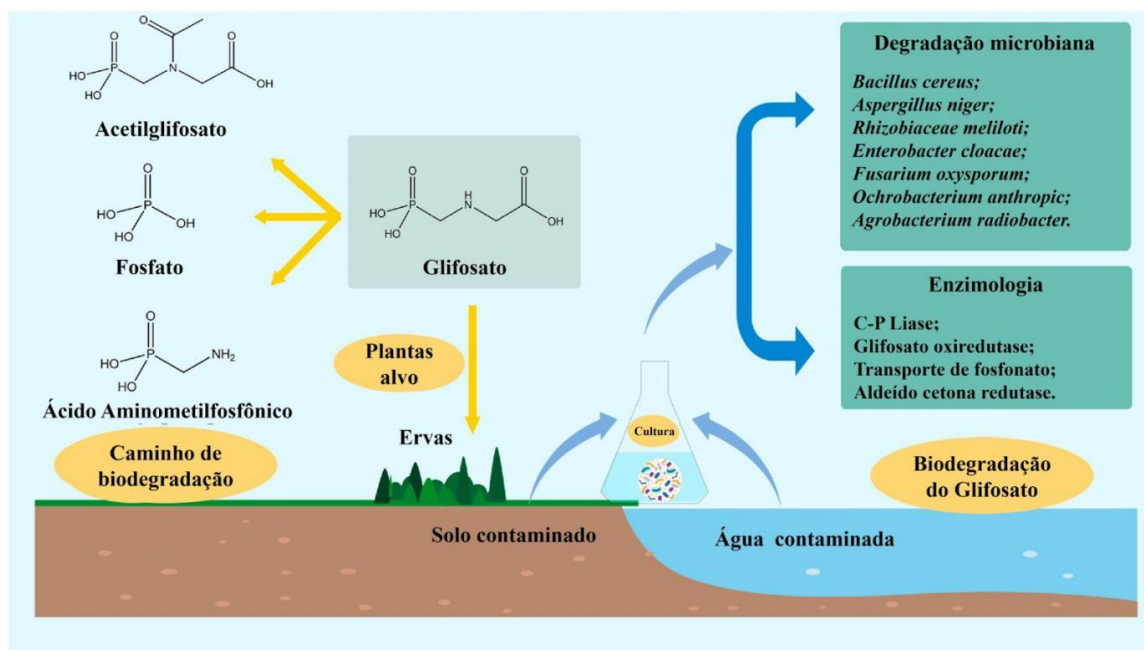
O AMPA no solo é considerado mais resistente à biodegradação do que comparado ao glifosato, tendo em vista que, possui alta afinidade com partículas do solo, resultando no aumento de sua meia-vida no solo. Dessa forma, tanto o AMPA quanto o glifosato possuem semelhantes propriedades físico-químicas, como por exemplo elevada solubilidade em água, reduzida volatilização e baixa lipofilicidade (Overbeek et al., 2024).

3.6 MÉTODOS DE DEGRADAÇÃO DO GLIFOSATO

A ocorrência e o destino do glifosato são influenciados por suas propriedades físico-químicas, assim como, características do solo, clima e práticas agrícolas, o que tem gerado preocupações acerca dos impactos ambientais e para a saúde pública (Mohanty; Das, 2022). A Figura 4 demonstra o destino da ocorrência do glifosato no meio ambiente.

A degradação deste herbicida no meio ambiente pode ocorrer por meio de abordagens abióticas, como por exemplo, a adsorção e fotólise e abordagens bióticas, como a degradação microbiana (Overbeek et al., 2024). Entre ambas as abordagens, a degradação microbiana é considerada uma das alternativas mais eficientes e sustentáveis para a remoção desse composto no meio ambiente (Chen et al., 2022).

Figura 4: Destino e ocorrência do glifosato no meio ambiente.



Fonte: CHEN et al., 2022.

A persistência do glifosato no solo e na água tornam-se relativamente curta, principalmente pela rápida ação degradativa biótica e abiótica. Logo, seu principal produto metabólico de degradação é o AMPA, que também é considerado grande contribuidor para o impacto ambiental e pode ser utilizado em amostras de solo e água como um indicador de degradação do glifosato (Mohanty; Das, 2022).

3.6.1 Degradação abiótica

A degradação abiótica do glifosato é considerada um processo importante para reduzir os impactos ambientais deste herbicida. Assim como a adsorção e a fotodegradação, a termólise também está inserida entre as abordagens abióticas de degradação do glifosato (Zhan et al., 2018).

A adsorção compreende a remoção de glifosato no meio ambiente por meio da fixação desse composto em materiais sólidos, como por exemplo, o carvão ativado, argila, resina e biochar (Chen et al., 2022). Esta abordagem, não degrada quimicamente o glifosato, entretanto, facilita sua destruição ou reciclagem, tendo em vista que, também é conhecida por não apresentar toxicidade e demonstrar um bom custo-benefício (Ighalo et al., 2021, Pereira et al., 2021).

A fotodegradação, por sua vez, também conhecida como fotólise é um método no qual a radiação Ultravioleta (UV) induz a quebra do glifosato, sendo promissora,

principalmente em ambientes expostos a luz solar intensa (Zhan et al., 2018). Logo, para auxiliar no processo de quebra desse composto, a UV pode ser combinada com um fotocatalisador como o tungstato de bismuto, o qual acelera o processo de degradação do glifosato em metabólitos não tóxicos, como o CO₂, água e íons inorgânicos (Lv et al., 2020)

Este mecanismo se baseia na reação de oxidação fotocatalítica, de modo que, possui como vantagem sua relação custo-benefício, eficiência, não toxicidade, além do baixo custo dos fotocatalisadores. Todavia, sua principal desvantagem é a falha no controle das condições de fotodegradação *in situ*. Desse modo, esta alternativa tem sido aplicada mais comumente em estações de tratamento de esgoto (Chen et al., 2022, Zhan et al., 2018).

A termólise também conhecida como degradação térmica, utiliza altas temperaturas como a incineração e a pirólise, para degradação de glifosato em compostos menos nocivos, o qual esse processo é eficaz para a degradação total do glifosato, entretanto, deve conter um controle rigoroso para evitar produtos poluentes secundários. Já a incineração envolve a oxidação da substância e transforma-os em CO₂ e H₂O, e a pirólise ocorre na ausência de O₂ resultando em compostos gasosos e resíduos carbonáceos (Narimani; Silva, 2020).

3.6.2 Degradação biótica

A degradação do glifosato por microrganismos tem sido reconhecida como um método seguro, econômico e confiável para eliminar esse poluente do solo e da água. Esse processo de degradação é realizado por espécies fúngicas e principalmente bacterianas, que geralmente utilizam o glifosato como fonte de nitrogênio, carbono e fósforo, convertendo-o em novos compostos através de diferentes vias metabólicas (Wijekoon; Yapa, 2018; Lozano; Pizarro, 2024).

As bactérias que apresentam capacidade de degradar o glifosato podem realizar tal processo por duas vias distintas. Na primeira via, a enzima Glifosato Oxidoreductase (GOX) desempenha um papel crucial, dividindo a molécula de glifosato em dois metabólitos principais: o glioxilato, que entra no ciclo do ácido tricarboxílico e é eventualmente oxidado a dióxido de carbono e o Ácido Aminometilfosfônico (AMPA). O AMPA, por sua vez, é hidrolisado em fosfato e metilamina pela enzima Carbono-Fósforo liase (CP liase). A metilamina é convertida em amônia, uma fonte direta de

nitrogênio e formaldeído, que entra no ciclo do Tetraidrofolato (THFA). Em reações alternativas, o AMPA pode ser transformado em fosfonoformaldeído pela enzima aminotransferase, que, em seguida, é convertido em fosfato e formaldeído pela fosfonatase, também alimentando o ciclo do THFA (Godínez et al., 2021; Aslam; Jing; Nowak, 2023).

A segunda via de biodegradação do glifosato envolve a enzima CP liase, que hidrolisa o glifosato para produzir fosfato e sarcosina. Posteriormente, a sarcosina é convertida em glicina pelo processo catalisado pela sarcosina oxidase. A glicina é então diretamente utilizada para o metabolismo e biossíntese microbiana, enquanto o formaldeído resultante é incorporado ao ciclo do THFA (Masotti et al., 2023; Moller et al., 2024; Palberg et al., 2024).

O processo de biodegradação pode ocorrer tanto em ambientes aeróbicos, com a presença de oxigênio, quanto em ambientes anaeróbicos, com oxigênio limitado ou ausente. Nos ambientes aeróbicos a degradação é geralmente mais rápida e eficiente, pois muitos microrganismos aeróbicos utilizam o oxigênio comoceptor final de elétrons durante a metabolização dos poluentes orgânicos, resultando na mineralização dos compostos em dióxido de carbono, água e outros produtos inorgânicos. No entanto no processo anaeróbio, a degradação biótica pode ocorrer através de processos como fermentação, redução e metanogênese, no qual os microrganismos utilizam outros compostos inorgânicos, como: nitrato, sulfato e dióxido de carbono, comoceptor final de elétrons (Feng, et al., 2020; Mohy-Ud-Din et al., 2023).

No entanto, para que tal processo ocorra, diversos fatores podem acabar influenciando, como: a composição química e a estrutura molecular dos poluentes orgânicos, a disponibilidade de nutrientes e a presença de microrganismos degradadores adaptados ao substrato específico. Além disso, condições ambientais como: temperatura, pH, umidade e presença de outros contaminantes também podem afetar a taxa e a eficiência da degradação biótica (Alomia; Ballesteros; Castillejo, 2022).

Um dos produtos do presente trabalho, corresponde a um artigo de revisão publicado, intitulado Potencial de biodegradação do glifosato por bactérias: uma revisão sistemática sobre mecanismos metabólicos e estratégias de aplicação, o qual pode ser consultado no tópico de resultados deste trabalho.

3.7 RESISTÊNCIA CRUZADA ENTRE PESTICIDAS E BACTÉRIAS

A Resistência aos Antimicrobianos (RAM) tem sido amplamente reconhecida como uma das maiores ameaças emergentes à saúde pública global afetando simultaneamente os setores humano, animal e ambiental. Projeções da Organização das Nações Unidas estimam que, até 2050, infecções causadas por microrganismos multirresistentes poderão causar até 10 milhões de mortes por ano, superando o câncer como principal causa de óbitos no mundo (Who_b, 2023).

Embora a atenção inicial tenha sido voltada ao uso clínico e veterinário de antibióticos, evidências recentes destacam os sistemas agrícolas como importantes reservatórios e veiculadores de genes de resistência (Rabello et al., 2021). No Brasil, estudos nacionais revelam resistência genética em patógenos de origem animal, incluindo *E. coli* e *Salmonella*, vinculados ao uso de antimicrobianos em produção pecuária (Amato et al., 2021).

Essa interação entre compostos químicos agrícolas e comunidades microbianas do solo favorece o surgimento da chamada resistência cruzada, na qual microrganismos adquirem simultaneamente tolerância a diferentes classes de pesticidas e antibióticos. Estudos experimentais demonstraram que herbicidas como glifosato, glufosinate e dicamba aumentam a prevalência de genes de resistência a antibióticos e Elementos Genéticos Móveis (MGEs), além de induzir expressões de bombas de efluxo e alterações na permeabilidade celular, mecanismos típicos de resistência a antimicrobianos (Liao et al., 2021; Murray et al., 2024).

Essa situação é especialmente crítica em ambientes de agricultura irrigada, caracterizados por baixa renovação de solo, escassez hídrica e forte dependência de insumos químicos. Estudos reais mostraram que solos submetidos a irrigação com água residual ou água de irrigação contendo pesticidas exibem microbiotas alteradas, com aumento de genes de resistência antimicrobiana e perda da diversidade funcional (Gatica & Cytryn, 2013; Miller; Ferreira; Lejeune, 2022).

No Brasil, pesquisas recentes identificaram genes de resistência em microbiotas de solos em ambientes agrícolas — mesmo em locais onde antibióticos não são usados diretamente (Ferreira et al., 2024). Costa et al. (2022) demonstraram que a conversão para pastagens no semiárido alterou o microbioma do solo, aumentando genes de resistência e elementos móveis, além disso, Tavares et al. (2025) encontraram no solo da Amazônia genes como *bla*, *van* e *erm*, corroborando a

ideia de seleção indireta por pesticidas e fertilizantes químicos.

Logo, a presença de elementos genéticos móveis, como plasmídeos e transposons, favorece a disseminação horizontal de genes de resistência entre diferentes espécies microbianas, inclusive patógenos oportunistas com potencial clínico (Banerjee et al., 2024). Do ponto de vista ecológico, esse fenômeno compromete a sustentabilidade das agroecossistemas ao reduzir a biodiversidade e a funcionalidade do solo, de modo que, estudos mostram que áreas agrícolas com uso intensivo de pesticidas apresentam redução de até 45% na riqueza bacteriana e 83% na diversidade fúngica. Isso inclui menor abundância de bactérias fixadoras de nitrogênio e fungos micorrízicos, essenciais para a fertilidade do solo (Khedkar et al., 2022).

No âmbito regulatório, a FAO e a OMS têm enfatizado a necessidade urgente de integrar o uso de pesticidas às estratégias nacionais de vigilância da resistência antimicrobiana, dentro da abordagem *One Health*. A FAO, em seu *Action Plan on AMR 2021–2025*, destaca a inclusão do uso de antimicrobianos em plantações dentro das estratégias integradas de vigilância e promove práticas como mapeamento de áreas de risco, controle de resíduos no solo e incentivo a métodos alternativos de controle de pragas (Fao, 2021)

A OMS, em sua ficha técnica de 2023, reforça a recomendação de monitorar amostras ambientais, tais como, solo, água, alimentos para identificar genes de resistência e mitigar o impacto do uso de pesticidas na seleção de microrganismos resistentes (WHO, 2023).

3.7.1 Genotoxicidade e biomarcadores em ambientes contaminados

A genotoxicidade refere-se à capacidade de uma substância química ou agente físico de causar danos ao material genético, podendo resultar em mutações, alterações cromossômicas e processos carcinogênicos. Estudos brasileiros demonstram que trabalhadores rurais expostos a agrotóxicos apresentam maiores índices de instabilidade genômica, evidenciada por ensaios do cometa e testes de micronúcleo, tanto em sangue periférico quanto em células da mucosa bucal (Lúcio et al., 2023; Santos et al., 2022). De forma complementar, pesquisas internacionais como a de Costa et al. (2006) confirmam a associação entre exposição ocupacional a

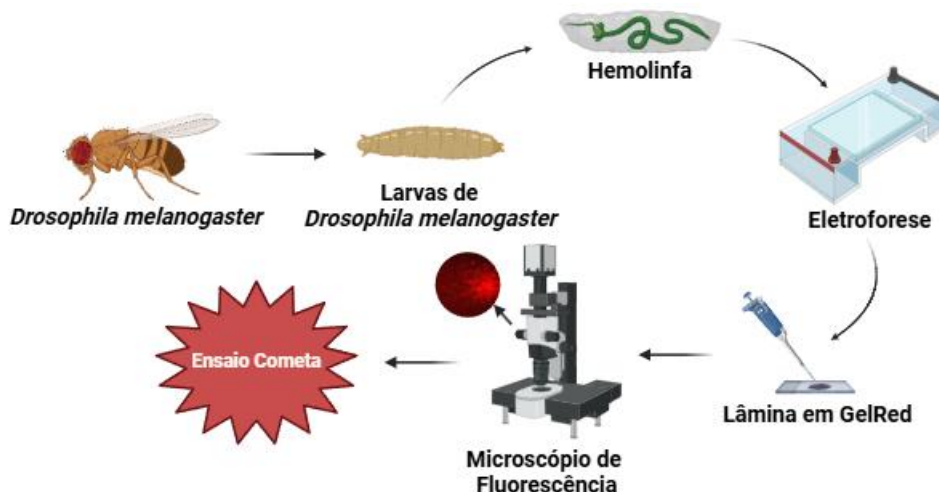
pesticidas e o aumento de aberrações cromossômicas, reforçando a importância do monitoramento genotóxico em áreas agrícolas.

O uso intensivo de pesticidas, como glifosato, clorpirifós e mancozebe, tem sido associado a efeitos genotóxicos em organismos bioindicadores: esses compostos podem interferir diretamente na replicação do DNA, na integridade cromossômica e nos sistemas de reparo celular, mesmo em concentrações encontradas no meio ambiente (Santovito et al., 2024; Benbrook, Mesnage & Sawyer, 2023).

Diante da complexidade dos efeitos causados por contaminantes ambientais, os biomarcadores genotóxicos, tais como, o ensaio do cometa e o teste de micronúcleo têm se consolidado como ferramentas eficazes para o monitoramento e diagnóstico precoce da degradação ambiental, pois permitem detectar quebras no DNA e alterações nucleares em células somáticas de organismos expostos (Ladeira et al., 2024).

O ensaio do DNA cometa tem sido aplicado em bioindicadores para avaliar danos ao DNA provocados pela exposição ambiental a pesticidas. O estudo de Campani et al., (2015), por exemplo, demonstrou que minhocas (*Eisenia fetida*) expostas a fungicidas comerciais como Amistar®Xtra e Prosaro® causaram fragmentação significativa de DNA detectada pelo cometa em um experimento de campo. Já em *D. melanogaster* a exposição ao glifosato induziu respostas antioxidantes e sinais de estresse celular que apontam para danos genotóxicos potenciais (Aguiar et al., 2016). A metodologia do ensaio genotóxico utilizando *D. melanogaster* é ilustrada na Figura 5.

Figura 5: Ensaio genotóxico utilizando *D. melanogaster*.



Fonte: Autora, 2025.

A abordagem integrada de biomarcadores oferece uma ferramenta poderosa para avaliação ambiental sobretudo em áreas agrícolas com uso intensivo de insumos químicos, o qual permite não apenas identificar contaminantes prioritários, mas também propor estratégias de remediação com base em dados biológicos e ecotoxicológicos (Castro; Jonsson; Silva, 2023).

Assim, vale destacar que o presente trabalho inclui um artigo submetido intitulado “Resistência Bacteriana Emergente e Genotoxicidade de Frações Solúveis em Água em Solos Agrícolas: Efeitos do Uso Contínuo de Glifosato na Região Semiárida Brasileira”, o qual detalha os resultados experimentais sobre a resistência bacteriana em solos agrícolas de Petrolândia-PE, incluindo resultados da aplicação de biomarcadores, incluindo *D. melanogaster*, em solos contaminados. O conteúdo pode ser consultado na seção de resultados desta tese.

3.8 CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO

O Rio São Francisco é considerado um dos mais relevantes cursos de água do Brasil, de modo que desempenha um papel fundamental no desenvolvimento e ocupação do território da região Nordeste. De acordo com a construção da Usina Hidrelétrica Luiz Gonzaga iniciada em 1975 e concluída em 1988, a dinâmica da região sofreu alterações significativas (Carvalho et al., 2009, Menezes et al., 2024).

A barragem localizada no município de Petrolândia, Pernambuco, criou o reservatório de Itaparica, considerado o segundo maior reservatório da Companhia Hidrelétrica do São Francisco (CHESF), que se estende 828 km² e atinge uma profundidade média de 21 metros (Carvalho et al., 2009, Menezes et al., 2024). Logo, este projeto resultou no deslocamento de várias famílias que viviam nas margens do rio, possibilitando a criação de projetos de reassentamento e irrigação, como o Projeto Icó-Mandantes e Apolônio Sales (Figura 6), (Silva, 2016).

O Projeto Icó-Mandantes abriga cerca de aproximadamente 800 famílias distribuídas em 14.981 hectares, o qual tem sofrido degradação ambiental principalmente pelo desmatamento e a movimentação de solo para cultivos irrigados, o que tem causado erosão e perda de cobertura vegetal. Além disso, este projeto é caracterizado pelo uso intensivo de moto-bombas e expansão desordenada de irrigação, o que tem aumentado a pressão acerca dos recursos hídricos e comprometido a sustentabilidade ambiental da região (Medeiros; Gomes; Junior,

2014, Silva, 2016).

O Projeto Apolônio Sales abrange uma área irrigável de 808 hectares, beneficiando cerca de 101 famílias, o qual tem como principal desafio o baixo índice de matéria orgânica no solo causada pela prática agrícola inadequada, o que, atinge de forma negativa a nutrição de culturas e resulta na maior suscetibilidade de pragas e doenças. Assim, como as práticas inadequadas e a irrigação afetam a sustentabilidade deste projeto, a extração de cascalho para construções, também se torna um fator agravante para o meio ambiente (Sobral et al., 2006).

Figura 6: Projetos Icó-Mandantes e Apolônio Sales: (A) Estado de Pernambuco no Brasil; (B) região com destaque para Petrolândia; (C) Projetos de irrigação Icó-Mandantes e Apolônio Sales.



Fonte: Autora, 2025.

Desse modo, ambos os projetos apresentam desafios relacionados à sustentabilidade da biodiversidade e ecossistemas locais, através de práticas inadequadas de irrigação, tais como: manejo impróprio do solo, uso excessivo de água e utilização indiscriminada de agroquímicos, os quais têm intensificado a poluição ambiental. Apesar desses desafios, o Projeto Icó-Mandantes e o Projeto de Apolônio Sales são irrigações com potencial de promover o desenvolvimento econômico e social na região semiárida, contando que haja a implementação de práticas sustentáveis e gestão adequada dos recursos naturais (Carvalho et al., 2009, Silva, 2016).

Em consonância com esse potencial, os artigos e capítulos desta tese, sobre o impacto dos pesticidas nos ecossistemas aquáticos urbanos e a biodegradação do glifosato, destacam a importância de práticas agrícolas conscientes e monitoramento contínuo para garantir a sustentabilidade ambiental a longo prazo.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados desta Tese serão apresentados na forma de capítulo de livro publicado em editora internacional (4.1 e 4.2) e artigos; um de revisão publicado (4.3) e um experimental (4.4) (submetido).

4.1 ARTIGO 1

“Innovations in Herbicide Bioremediation: Green Solutions for Soil Contamination” foi publicado como capítulo do livro Bioremediation for Environmental Sustainability na IntechOpen. Link para acesso: <https://www.intechopen.com/chapters/1207228#>

Chapter

Innovations in Herbicide Bioremediation: Green Solutions for Soil Contamination

Karolayne Silva Souza, Milena Roberta Freire da Silva, Kaline Catiely Campos Silva, Livia Caroline Alexandre de Araújo, Matheus Victor Aragão Cavalcanti, Amanda Vieira de Barros, Jamile Maria Pereira Bastos Lira de Vasconcelos, Fabricio Motteran and Maria Betânia Melo de Oliveira

Abstract

This chapter discusses innovations in herbicide bioremediation as a sustainable solution for agricultural soil contamination. Modern agriculture, essential for global food security, faces significant environmental challenges due to the excessive use of herbicides, which can accumulate in the soil and negatively impact ecosystems and human health. Bioremediation emerges as a promising alternative, utilizing living organisms such as microorganisms and transgenic plants to degrade or transform these toxic compounds. This study explores how advances in genetic engineering and nanotechnology have enhanced the efficiency of these processes, making soil decontamination more effective and less harmful to the environment. Furthermore, it is acknowledged that, although this technology offers significant benefits, such as reducing environmental impacts and economic viability, challenges remain particularly in adapting to different climatic conditions and managing increasingly complex herbicides. With a focus on promoting safer and more sustainable agricultural practices, this study contributes to building agriculture that balances productivity with environmental preservation, emphasizing the importance of innovative solutions that can mitigate the damage caused by agrochemicals and protect ecosystems and public health.

Keywords: bioremediation, herbicides, degradation, sustainable agriculture, microorganisms

1. Introduction

In Brazil, between the 1940s and 1950s, the agricultural sector saw a significant increase in the use of synthetic fertilizers and pesticides, driven mainly by tax

incentives, increased farmer incomes, and the provision of rural credit by the federal government. In this context, government policies and marketing strategies facilitated the widespread use of pesticides and fertilizers by both large-scale producers and family farmers [1].

Modern agriculture, while crucial for ensuring global food security, faces major environmental challenges, particularly due to the indiscriminate use of herbicides. These chemical compounds, essential for weed control, often accumulate in the soil, causing contamination and posing threats to both local ecosystems and human health. Bioremediation therefore emerges as a promising alternative to address these issues in a sustainable way [2].

By utilizing microorganisms and plants to degrade herbicides, bioremediation offers a more ecological approach compared to conventional methods for treating contaminated soils. With advancements in technologies such as genetic engineering and nanotechnology, the efficiency of this process has been significantly enhanced. However, challenges remain, including the need for adaptation to different environmental conditions and the complexity of modern herbicides [3, 4].

This research aims to explore the latest innovations in bioremediation, with an emphasis on techniques that promote agricultural sustainability and reduce the risks of soil contamination.

2. General characteristics of agriculture

Agriculture is considered a comprehensive economic activity that involves both the cultivation of plants and the raising of animals, primarily for food production and essential goods that sustain the global human population [5]. As such, the main characteristics that define agriculture are its economic, technological, biological, and environmental aspects, which vary according to the region, climate, and the adoption of different cultural practices [6].

Historically, the transformation of agriculture occurred primarily through human evolution over time, as food needs increased. Consequently, it became essential to develop strategies for land use to establish a system of food cultivation [7].

In this context, agriculture can be classified into two main types: commercial agriculture, practiced by small rural properties aimed at meeting the family's food needs, with little or no production for commercialization, and subsistence agriculture, which is based on large-scale food production using advanced methods and techniques, with the primary goal of generating profit [8]. Additionally, agricultural production systems can be classified as monoculture or polyculture. Monoculture refers to the cultivation of a single species over a large area, while polyculture involves the practice of cultivating multiple species in the same area [9].

Agriculture, despite its specific characteristics, is still highly dependent on the global economy, state action, and current public policies. One of the most significant changes in global agriculture was the Green Revolution, which provided genetic improvement of seeds, the use of fertilizers, machinery, and pesticides, resulting in a more capitalized agriculture, the development of Agro-industrial Complexes (CAIs), and an increase in food productivity [7].

The international food market is considered a complex and dynamic environment, as it depends on global demands and trends. In this context, due to the significant population growth and urbanization, the market has been constantly influenced, particularly by the increasing demand for food [10].

Countries such as the United States, China, Germany, Japan, and the United Kingdom are the main representatives of food importers, relying on external supplies to meet their demands. On the other hand, the main food-exporting countries include Brazil, the United States, Canada, Australia, and Argentina, which have been supplying agricultural products to the global market and driving demand for higher value-added foods [11].

For this reason, greater efficiency and modernization in agriculture require the implementation of agricultural technologies, which primarily involve mechanization through the use of agricultural machinery, biotechnology that includes methods for pest-resistant crops, and pesticides aimed at protecting crops from pests, diseases, and weeds [12, 13].

One of the main challenges faced by agriculture is food security, which seeks to ensure global food demand, along with sustainability, which is focused on environmental preservation and biodiversity conservation to ensure long-term economic viability [14]. As a result, agriculture has significantly impacted the environment, mainly due to the use of natural resources such as water, energy, and soil [15, 16].

These resources are essential for agricultural activities, and their sustainable management is crucial to preventing environmental degradation and mitigating global climate impacts [17]. Therefore, it is of utmost importance that countries in the international food market work toward meeting global demands and trends to enhance their food production capacity and manage the fluctuations in agricultural product prices, ensuring food quality and safety [10].

Thus, the adoption of sustainable agricultural practices can contribute to biodiversity conservation, improve soil and water quality, and reduce greenhouse gas emissions. Examples include the implementation of integrated management techniques, the use of organic fertilizers, and the preservation of native vegetation areas [18, 19].

2.1 Brazil's position in relation to the world

Brazil is considered one of the largest producers in the global agricultural landscape, primarily distinguished by its vast territorial extension, climatic diversity, and fertile soils, which enable both family farming and large-scale agriculture, along with a significant variety of crops [20, 21]. As such, agribusiness has played a significant role in the country's economic growth, being responsible for the majority of both national and international food exports and supplies [11].

Agribusiness encompasses agricultural, livestock, fishing, and forestry activities, including everything from primary food production to distribution, agroindustry, and export of these products. Brazil stands out as one of the largest producers and exporters of agricultural goods. Among the various products produced and exported, soybeans, coffee, sugar, beef, and poultry are particularly important, being fundamental to global food supply [10, 22].

However, this expansion has posed significant challenges for the country, such as the deforestation of Brazilian biomes like the Amazon, a matter of global concern due to the relationship between extensive livestock farming and agriculture [23, 24]. In addition, the use of pesticides also presents challenges, as high quantities are used to ensure high productivity and the protection of commodities against pests and diseases [25, 26].

3. Alternatives used in Pest and disease control

In a balanced environment, plants can coexist with sufficient quantity and quality of soil nutrients, enabling them to produce complex substances such as proteins,

fats, and minerals, without pests and diseases causing damage to their production. An environment is considered balanced when it has favorable conditions of moisture, light, and the presence of biological controllers and/or predators of diseases and pests, preventing the population of pests from increasing [27].

The rise of pathogens and pests in commodities has led to significant losses in agricultural crop production worldwide. Furthermore, the demand for food has intensified throughout the twentieth century, aligned with the growth of the global population, which is estimated to reach 8.5 billion by 2030, 9.7 billion by 2050, and 10.9 billion by 2100 [28].

Since the Green Revolution, agricultural production has increasingly relied on substantial use of inorganic fertilizers, synthetic pesticides, and genetically modified organisms to meet the growing food demand. Consequently, these alternatives have been adopted with the primary goal of quickly addressing pest management in commodities [29].

3.1 Natural and sustainable alternatives

Currently, natural alternatives have become a global trend to ensure healthy and adequate planting while also reducing the risks of environmental pollution and even the intoxication of operators and consumers. As a result, the planning of ecologically-based agricultural management has become increasingly necessary to ensure that food production is free from pesticides [27].

Conventional agriculture uses synthetic fertilizers, pesticides, and growth regulators to achieve higher crop yields and food production. In contrast, organic agriculture relies on natural and sustainable resources, such as biological pest control agents, the application of biofertilizers, crop rotation, and biopesticides [30, 31].

Biological control agents in agriculture are related to natural or genetically modified organisms used to reduce the impact of undesirable organisms. They utilize beneficial crops, insects, and microorganisms such as bacteria and fungi to induce resistance against unwanted pathogens in commodities and compete for space and nutrients with these organisms, acting through an antibiosis mechanism. These agents are considered alternatives for disease management in agriculture, particularly when compared to techniques involving chemical fertilizers and pesticides for pest control [32].

Biofertilizers aim to restore soil health and fertility by adding organic matter, as this practice improves the physical, chemical, and biological characteristics of the soil. Fertilizers may include crop residues from cultivated soils, animal manure, and compost [33, 34].

Crop rotation, on the other hand, aims to alternate different crop groups, such as cereals, legumes, and vegetables, optimizing soil productivity and improving its quality while reducing the risks of pests, diseases, or nutrient depletion [35]. An example of crop rotation is legumes, which can naturally fix nitrogen in the soil and help subsequent crops in pest and disease control, reducing the need for chemical pesticides [36].

In this context, biopesticides, which are also a sustainable agricultural practice and an alternative to synthetic pesticides, primarily utilize plant-based Essential Oils (EOs) and homemade pesticides [30]. EOs are derived from the nonwoody parts of plants, particularly the foliage, and are extracted through steam capture or hydrodistillation [37]. Homemade pesticides, which can be produced at home, are based on the preparation of natural products to repel pests and diseases [38].

3.2 Synthetic pesticides

In conventional management systems, one of the main forms of pest control is through chemical compounds such as pesticides, which are considered major contributors to environmental problems, including water, soil, and food contamination, as well as intoxication and other issues [27]. Pesticides are chemical compounds designed to control, destroy, repel, attract, or prevent any biological organism that may cause pests in crops. These compounds differ from one another based on their physical and chemical properties [39].

During the 1930s, there was an increase in the use of synthetic chemical pesticides, which included compounds such as arsenic and sulfur in formulations for crop protection. Following this, at the beginning of World War II, various pesticides were produced, such as Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT), aldrin, and dieldrin, used as insecticides, and 2-methyl-4-chlorophenoxyacetic acid (MCPA) and 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) as herbicides [40].

In this context, pesticides have become an essential tool over the years for plant protection and crop improvement in the development of agricultural practices. This improvement is related to the management of pests, diseases, and weeds, with key categories including herbicides, insecticides, fungicides, rodenticides, nematocides, and other pesticides [41].

According to the United Nations Food and Agriculture Organization (FAO), from 1990 to 2021, large quantities of pesticides were recorded globally, especially in the Americas and Asia. The data shows that the global average amount of pesticides increased from 1.22 kg per hectare in 1990 to 2.26 kg per hectare in 2021 [42].

Figure 1B shows the percentage of pesticide use by country and continent.

Pesticides can also be classified based on criteria such as toxicity, target organism, and chemical composition [41, 43, 44]. According to the World Health Organization (WHO), pesticide classification based on toxicity corresponds to the Median Lethal Dose (LD50) value, expressed in mg/kg of body weight. In this way, pesticides are classified into five categories: Class Ia (Extremely Hazardous), Class Ib (Highly Hazardous), Class II (Moderately Hazardous), Class III (Slightly Hazardous), and Class U (Unlikely to Present Acute Hazard) [45], as described in **Table 1**.

The classification by target organism corresponds to fungicides, insecticides, herbicides, and rodenticides. Fungicides are associated with the inhibition or elimination of fungal growth that causes plant diseases, insecticides are used to repel or kill insects that affect agricultural crops, herbicides are applied to control and eradicate weeds, and rodenticides are used to control rodents in plantations or food storage areas [46, 47].

As for the chemical composition of pesticides, this is one of the most well-known classifications, organized according to their chemical properties. Fungicides are divided into groups such as aliphatic nitrogen, amides, aromatics, dicarboximides, and dinitrophenolics. Herbicides, in turn, are classified as anilides, phenoxyacetic acids, quaternary ammonium compounds, chlorotriazines, and sulfonylureas. Insecticides are categorized as carbamates, organochlorines, organophosphates, pyrethroids, neonicotinoids, spinosyns, benzoylureas, and antibiotics. Rodenticides are classified as inorganic, including zinc and aluminum phosphide, and organic, such as bromadiolone and coumatetralyl [41, 48].

In this context, pesticides are chemical compounds regulated by laws, regulations, and guidelines worldwide, subject to approval, registration, and entry into the

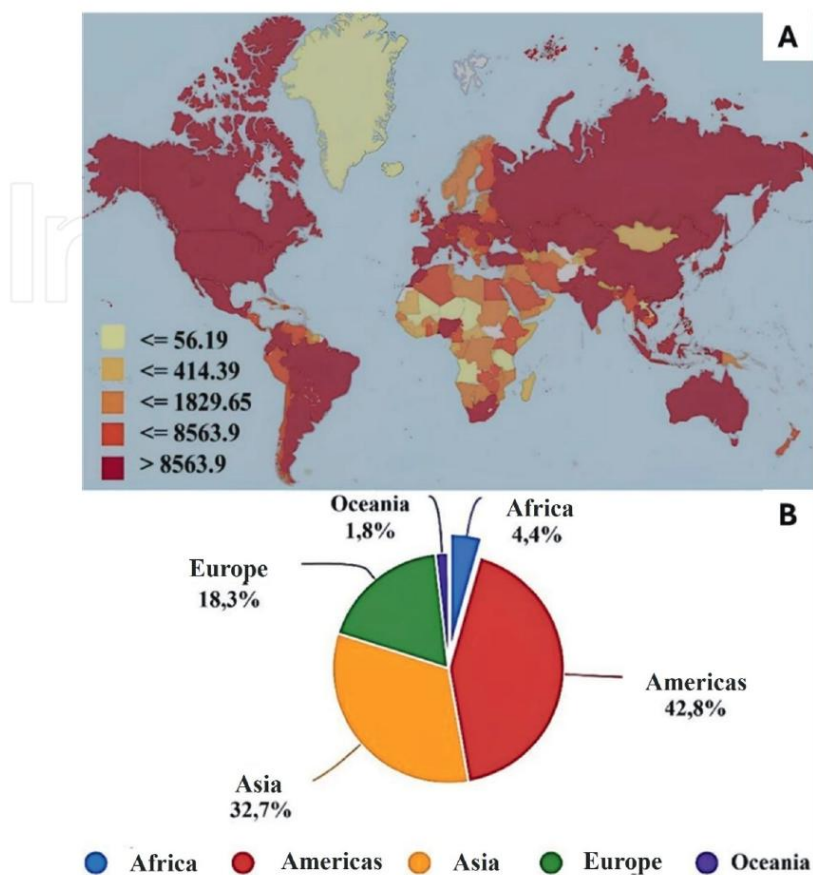


Figure 1.
Pesticide use worldwide (A) and by continent (B). Source: Adapted, FAO [42].

Class	Description	Oral LD50 (mg/kg)	LD50 dermal (mg/kg)
Ia	Extremely hazardous	<5	<50
Ib	Highly hazardous	5–50	50–200
II	Moderately hazardous	50–2000	200–2000
III	Slightly hazardous	>2000	>2000
U	Unlikely to present acute hazard	≥5000	≥5000

Table 1.
Pesticide classification based on acute toxicity according to LD50 values. Source: Adapted, WHO [45].

industry. Even with established usage requirements, pesticides have characteristics that allow them to persist in the environment, as well as properties of bioaccumulation and toxicity for both the environment and humans, which makes their use hazardous [49].

4. General characteristics of herbicides

Herbicides are Class III chemical compounds widely used for controlling unwanted plants, especially weeds, which compete with agricultural crops for nutrients, light, and water. They play an essential role in modern agriculture by ensuring productivity and food security on a global scale. However, their use must be carefully managed to avoid negative impacts on the environment and human health [50, 51].

Herbicides work through mechanisms that interfere with vital plant processes such as photosynthesis, cell division, and amino acid synthesis. These compounds can be selective, affecting only specific types of plants, or nonselective, killing a wide range of plant species. Therefore, the efficacy of a herbicide depends on its ability to reach the target plant, be absorbed, translocated to the site of action, and ultimately cause sufficient damage to inhibit growth or induce death [52, 53].

Herbicides are also classified based on the timing of their application. Preemergent herbicides are applied to the soil before the germination of unwanted plants, creating a chemical barrier that prevents their growth. Post-emergent herbicides, on the other hand, are applied directly to plants, eliminating them after germination [54].

Another fundamental aspect of herbicides is their interaction with the environment. For instance, water solubility affects the dispersion of compounds in soil and water, influencing both their effectiveness and potential for environmental contamination [55]. In this context, highly soluble herbicides tend to move more easily, potentially reaching groundwater and bodies of water, while those with low solubility remain in the soil longer, increasing the risk of bioaccumulation. This also leads to accumulation in living organisms, which can have long-term ecological and toxicological consequences [56, 57].

The indiscriminate and repeated use of herbicides can lead to the development of resistance in weeds, making their control increasingly difficult. This requires the adoption of integrated pest management strategies, which include crop rotation, alternating different herbicides, and the development of new compounds that are more selective and less harmful to the environment [2, 58].

5. Bioremediation: Concept and advantages

Bioremediation is a technology that uses living organisms, such as bacteria, fungi, and plants, to degrade, transform, or remove contaminants from the environment. These organisms operate through natural biochemical processes that convert pollutants into less toxic or harmless substances, helping to restore degraded ecosystems [59]. Additionally, bioremediation can be applied to a wide range of pollutants, including organic compounds such as hydrocarbons and pesticides, as well as heavy metals [60, 61].

One of the greatest advantages of bioremediation is its sustainable approach. Compared to conventional remediation methods, such as incineration or chemical processes, bioremediation is less invasive and often more cost-effective [62, 63]. Another benefit is the ability to treat large areas efficiently, especially when *in situ* methods (at the contamination site) are used, avoiding the need to remove contaminated soil or water for external treatment [63].

Bioremediation can be classified into two main types: *in situ* and *ex situ*. The first occurs directly at the contaminated site, without the need to transport the material, making the process cheaper and less disruptive. *Ex situ* bioremediation, on the other

hand, involves the removal of contaminated soil or water for treatment at another location, being more suitable for areas with severe or difficult-to-access contamination [64].

Furthermore, bioremediation can be enhanced through techniques such as biostimulation, which involves adding nutrients or agents that promote the growth and activity of degrading microorganisms, or bioaugmentation, which introduces specialized microorganisms to the contaminated site to accelerate the degradation process [65].

Despite its benefits, bioremediation has some limitations. Not all pollutants can be easily degraded by living organisms, and environmental conditions, such as temperature, pH, and oxygen availability, can affect the effectiveness of the process. However, with advances in genetic engineering and biotechnology, new microorganisms are being developed to expand the scope of bioremediation, making it a promising solution for the recovery of contaminated environments [65, 66].

5.1 Recent innovations in herbicide bioremediation

In recent years, the field of herbicide bioremediation has advanced considerably, driven by the development of new technologies and the growing demand for more sustainable agricultural practices [67]. These innovations are transforming the way herbicides are managed in the environment, offering more effective and ecologically responsible methods for the decontamination of soil and water. By using microorganisms and plants to degrade toxic substances, bioremediation has proven to be a promising solution to mitigate the impact of herbicides on natural ecosystems [65, 68].

One of the most significant innovations is the use of genetic engineering to modify microorganisms, such as bacteria and fungi, to optimize their ability to degrade herbicides [69]. These genetically modified microorganisms can break down complex herbicide molecules into less harmful compounds, accelerating the decontamination process. An important example is the development of bacteria that can rapidly metabolize herbicides like glyphosate and atrazine, reducing their toxic impacts and preventing the accumulation of residues in the soil [70–72].

In addition to microorganisms, transgenic plants have also played an important role in new bioremediation techniques. Phytoremediation, which uses plants to absorb and degrade pollutants, has been improved by the introduction of genes that enhance these plants' ability to process and neutralize herbicides. These plants are particularly effective in agricultural environments where herbicides are widely used and can accumulate in the soil, threatening local biodiversity [73, 74].

The application of phytoremediation techniques, in combination with microorganisms living in plant roots (rhizobacteria), has also shown promising results in the degradation of herbicides. This symbiotic interaction enhances the plants' ability to absorb and transform pollutants, speeding up the recovery of contaminated soils, particularly in agricultural areas [75].

A complementary approach gaining attention is nanoparticle-assisted bioremediation, which uses nanoparticles to transport microorganisms or enzymes directly to contaminated sites, increasing degradation efficiency. This technique allows microorganisms to reach difficult-to-access areas and interact more rapidly with pollutants, optimizing the bioremediation process and reducing the time needed for environmental recovery [76, 77].

The use of biosurfactants also represents a crucial advance in herbicide bioremediation. These biological compounds, produced by microorganisms, increase the solubility of herbicides in the soil, facilitating their biodegradation. By reducing the surface tension between the pollutant and the environment, biosurfactants improve

the interaction between microorganisms and herbicides, accelerating the breakdown of toxic compounds [78, 79].

Another important development is the improvement of biostimulation techniques, which involve providing nutrients and optimal conditions to promote the growth and activity of degrading microorganisms at the contaminated site. By creating a favorable environment, biostimulation can increase the rate of herbicide degradation, making the process more efficient and applicable to large agricultural areas [80].

Bioaugmentation is another innovative technique that involves introducing specific microorganisms into contaminated areas. Microorganisms that exhibit high efficiency in herbicide degradation are added to the soil or water, complementing the action of the microorganisms already present in the environment. This is particularly useful in areas where the natural microbial populations are not capable of fully degrading the pollutants [80].

6. Future perspectives and sustainability

Future perspectives for herbicide bioremediation are increasingly focused on innovative strategies that not only aim to enhance the process's effectiveness but also ensure its long-term sustainability. With the growing environmental impact caused by the extensive use of herbicides in agriculture, the demand for solutions that can restore ecosystems safely and efficiently has intensified [81].

One of the most promising trends is the use of advanced biotechnology to genetically modify microorganisms, making them more efficient at degrading complex herbicides. Genetic modification allows microorganisms to develop new metabolic pathways or increase the expression of enzymes responsible for degradation, making the bioremediation process more targeted and effective [82, 83].

The integration of molecular monitoring technologies is transforming the way bioremediation is applied and evaluated, as next-generation genetic sequencing allows real-time monitoring of herbicide degradation progress. This enables scientists to adjust remediation conditions as needed, making the process more dynamic and effective [84, 85].

The future of bioremediation must also consider adaptation to climate change, as the effectiveness of microorganisms is highly dependent on environmental conditions such as temperature and humidity. Research aimed at developing strains more resilient to these climatic variations is crucial. This will ensure that bioremediation techniques remain effective even in scenarios of extreme environmental changes [65].

7. Conclusion

Herbicide bioremediation represents an innovative and sustainable approach to mitigating the environmental impacts caused by the intensive use of agrochemicals. Recent innovations, such as the genetic modification of microorganisms and the use of transgenic plants, have enabled the development of more effective solutions for herbicide degradation, reducing their persistence in soil and water.

The introduction of technologies like nanotechnology and biosurfactants has also improved the efficiency of the process by increasing the availability of herbicides to biodegrading agents and facilitating the remediation of contaminated areas. These

strategies, in addition to being economically viable, offer a less harmful alternative to the environment compared to conventional methods of soil and water treatment.

Bioremediation stands out for using natural biological processes, minimizing the generation of toxic by-products and promoting a cleaner environmental recovery. However, for these solutions to become widely adopted, challenges related to environmental variations and climate change must be addressed, as they can affect the effectiveness of microorganisms in the field.

Although herbicides are essential for modern agriculture, their use requires a balanced approach. It is crucial to follow best management practices to minimize negative impacts and ensure that these substances fulfill their role without compromising the health of ecosystems and human populations. Continuous innovation in the development of more sustainable herbicides and the implementation of strict regulations are important steps in this direction.

Acknowledgements

We would like to thank the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) for the financial and institutional support provided, which was essential for carrying out this research.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

Author details

Karolayne Silva Souza^{1*}, Milena Roberta Freire da Silva¹, Kaline Catiely Campos Silva², Livia Caroline Alexandre de Araújo¹, Matheus Victor Aragão Cavalcanti³, Amanda Vieira de Barros¹, Jamile Maria Pereira Bastos Lira de Vasconcelos¹, Fabricio Motteran¹ and Maria Betânia Melo de Oliveira¹

¹ Federal University of Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brazil

² University of the State of Bahia, Paulo Afonso, Bahia, Brazil

³ Frassinetti College of Recife, Recife, Pernambuco, Brazil

*Address all correspondence to: karolayne.silvasouza@ufpe.br

IntechOpen

© 2025 The Author(s). Licensee IntechOpen. This chapter is distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0>), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited. 

References

- [1] Lima IB, Boëchat IG, Gücker B. Glyphosate in Brazil: Use, aquatic contamination, environmental effects and hazards to human health. *Caderno de Geografia*. 2021;31(e1):90-115
- [2] Ofose R, Agyemang ED, Márton A, Pásztor G, Taller J, Kazinczi G. Herbicide resistance: Managing weeds in a changing world. *Agronomy*. 2023;13(6):1595
- [3] Singh Y, Saxena MK. Insights into the recent advances in nano-bioremediation of pesticides from the contaminated soil. *Frontiers in Microbiology*. 2022;13:982611
- [4] Ahmar S, Mahmood T, Fiaz S, Mora-Poblete F, Shafique MS, Chattha MS, et al. Advantage of nanotechnology-based genome editing system and its application in crop improvement. *Frontiers in Plant Science*. 2021;12:663849
- [5] Steensland A, Zeigler M. Productivity in Agriculture for a Sustainable Future. 2021
- [6] Çakmakçı R, Salık MA, Çakmakçı S. Assessment and principles of environmentally sustainable food and agriculture systems. *Agriculture*. 2023;13(5):1073
- [7] Castanho RB, Teixeira MES. The evolution of agriculture in the world: From its genesis to the present day. *Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities Research Medium, Ituiutaba*. 2017;8(1):136-146
- [8] Macarringue AMJS, Castillo RA. Public Agricultural Policies and Their Implications On Family Farming In Mozambique. 2021
- [9] Arsyad M, Sabang Y, Agus N, Bulkis S, Kawamura Y. Intercropping farming system and farmers income. *AGRIVITA Journal of Agricultural Science*. 2020;42(2):360-366
- [10] Vieira LS. Agribusiness: The Development of the Sector with Little Impact and Great Recovery. 2023
- [11] Oliveira EC, Carraro NC. Analysis of the behavior and participation of agribusiness in the composition of the Brazilian gross domestic product (GDP): A time series study from 1996 to 2017. *Brazilian Journal of Development*. 2019;5(11):24042-24064
- [12] Ghosh PK, Das A, Saxena R, Banerjee K, Kar G, Vijay D, et al. Trajectory of 75 Years of Indian Agriculture after Independence. Springer; 2023
- [13] Rehman A, Jingdong L, Khatoon R, Hussain I, Iqbal MS. Modern agricultural technology adoption its importance, role and usage for the improvement of agriculture. *Life Science Journal*. 2016;14(2):70-74
- [14] Amorim JODL. Community Supported Agriculture (CSA) in São Paulo and Solidarity Agriculture (Solawi) in Germany: Building Social, Economic and Environmental Indicators. 2018
- [15] Xu Z, Chen X, Liu J, Zhang Y, Chau S, Bhattarai N, et al. Impacts of irrigated agriculture on food-energy-water-CO2 nexus across metacoupled systems. *Nature Communications*;11(1):5837
- [16] Wassie SB. Natural resource degradation tendencies in Ethiopia: A review. *Environmental Systems Research*. 2020;9(1):1-29

- [17] Srivastav AL, Dhyani R, Ranjan M, Madhav S, Sillanpää M. Climate-resilient strategies for sustainable management of water resources and agriculture. *Environmental Science and Pollution Research*. 2021;28(31):41576-41595
- [18] Ferraz RPD, Prado RB, Parron LM, Campanha MM. Framework for Ecosystem Services. Brasília, DF: Embrapa; 2019
- [19] Cordeiro LAM, Vilela L, Marchão RL, Kluthcouski J, Martha Júnior GB. Crop-Livestock Integration and Crop-Livestock-Forest Integration: Strategies for Sustainable Intensification of Land Use. 2015
- [20] Marin FR, Pilau FG, Spolador HF, Otto R, Pedreira CG. Sustainable intensification of Brazilian agriculture: Scenarios for 2050. *Journal of Agricultural Policy*. 2016;25(3):108-124
- [21] Santos AF. Trends and challenges. A study of the perceptions of rural producers and agribusiness representatives about the future of Brazilian agribusiness. Competitiveness and Sustainability Journal. 2023;10(1):81-104
- [22] Sabão DE. Socioeconomic Panorama of Agribusiness in Western Bahia. Barreiras: AIBA; 2015
- [23] Campagnolla C, Macêdo MMC. Green revolution: Past and current challenges. *Science & Technology Notebooks*. 2022;39(1):26952
- [24] Santos GRD, Silva RPD, Santana ASD. Agriculture in the Amazon: Deforestation, Scale and Challenges to Sustainable Production. 2022
- [25] Lignani LDB, Brandão JLG. The dictatorship of pesticides: The National Agricultural Defensives Program and changes in pesticide production and consumption in Brazil, 1975-1985. *History, Sciences, Health-Manguinhos*. 2022;29(2):337-359
- [26] Lucas, de Souza J, Alves dos Santos J, Cristina Marjotta-Maistro M, Sanjuan Montebello AE. Main active ingredients of agrochemicals: Marketing and use in Brazil. *GeSec: Journal of Management and Secretariat*. 2023;14(6)
- [27] Junior JSZ, Lazzarini AL, de Oliveira AA, Rodrigues LA, de Moraes Souza II, Andrikopoulos FB, et al. Agroecological pest management: Alternatives for sustainable agriculture. *Intelletto Scientific Journal*. 2018;3(3)
- [28] Savary S, Willocquet L, Pethybridge SJ, Esker P, McRoberts N, Nelson A. The global burden of pathogens and pests on major food crops. *Nature Ecology & Evolution*. 2019;3(3):430-439
- [29] Ngegba PM, Cui G, Khalid MZ, Zhong G. Use of botanical pesticides in agriculture as an alternative to synthetic pesticides. *Agriculture*. 2022;12(5):600
- [30] Durán-Lara EF, Valderrama A, Marican A. Natural organic compounds for application in organic farming. *Agriculture*. 2020;10(2):41
- [31] Sumberg J, Giller KE. What is 'conventional' agriculture? *Global Food Security*. 2022;32:100617
- [32] Singh S, Kumar V, Dhanjal DS, Singh J. Biological control agents: Diversity, ecological significances, and biotechnological applications. In: *Natural Bioactive Products in Sustainable Agriculture*. 2020. pp. 31-44
- [33] Tejada M, Rodríguez-Morgado B, Gómez I, Franco-Andreu L, Benítez C, Parrado J. Use of biofertilizers obtained

- from sewage sludges on maize yield. *European Journal of Agronomy*. 2016;**78**:13-19
- [34] Beltrán-Pineda ME, Bernal-Figueroa AA. Biofertilizantes: Alternativa biotecnológica para los agroecosistemas. *Revista Mutis*. 2022;**12**(1)
- [35] Barbosa JRV, Castilho JV, Rossato OB. Crop rotation. In: *Proceedings of the Science, Technology, Art and Culture Fair of the Federal Institute of Santa Catarina, Concórdia Campus*. Vol. 6(1). 2023. pp. 58-58
- [36] Nharreluga ÉA. Fertilizer value of annual legumes grown as green manure [master's thesis]. Portugal: Instituto Politecnico de Braganca; 2023
- [37] Azeem M, Zaman T, Tahir M, Haris A, Iqbal Z, Binyameen M, et al. Chemical composition and repellent activity of native plants essential oils against dengue mosquito, *Aedes aegypti*. *Industrial Crops and Products*. 2019;**140**:111609
- [38] Rodrigues S, Diogo BS, Antunes SC, Lourenço I. Biopesticides: Challenges for research. *Elementary Science Journal*. 2023;**11**(2)
- [39] Abubakar Y, Tijjani H, Egbuna C, Adetunji CO, Kala S, Kryeziu TL, et al. Pesticides, history, and classification. In: *Natural Remedies for Pest, Disease and Weed Control*. Academic Press; 2020. pp. 29-42
- [40] Raffa CM, Chiampo F. Bioremediation of agricultural soils polluted with pesticides: A review. *Bioengineering*. 2021;**8**(7):92
- [41] Nayak P, Solanki H. Pesticides and Indian agriculture—A review. *International Journal of Research Granthaalayah*. 2021;**9**(5):250-263
- [42] FAO (Food and Agriculture Organization). FAOSTAT. 2024. Available from: <https://www.fao.org/faostat/en/#data/RP/visualize> [Accessed: September 2, 2024]
- [43] Tudi M, Daniel Ruan H, Wang L, Lyu J, Sadler R, Connell D, et al. Agriculture development, pesticide application and its impact on the environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2021;**18**(3):1112
- [44] Hassaan MA, El Nemr A. Pesticides pollution: Classifications, human health impact, extraction and treatment techniques. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*. 2020;**46**(3):207-220
- [45] World Health Organization (WHO). The WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard and Guidelines to Classification 2019. World Health Organization; 2020
- [46] Nascimento JHA, Xavier GR, Pinto GDOA, Freitas IDA, Teixeira MN. Emergency treatment in cases of aldicarb poisoning—Literature review. *Multidisciplinary Journal of Health*. 2021;**2**(3):08
- [47] Florido ALL. Pesticides: A Review of their History, Classification, Uses and Environmental Impacts with a Focus on Agroecology and Open Innovation as Sustainable Alternatives. 2021
- [48] Constantin PP, Gonçalves LYA. Biodegradation and Bioremediation of Pesticides: Bacterial Response Systems to Pesticide Exposure. 2022
- [49] Lykogianni M, Bempelou E, Karamaouna F, Aliferis KA. Do pesticides promote or hinder sustainability in agriculture? The challenge of sustainable use of pesticides in modern agriculture. *Science of the Total Environment*. 2021;**795**:148625

- [50] Cobb AH. Herbicides and Plant Physiology. John Wiley & Sons; 2022
- [51] Pakdaman Sardrood B, Mohammadi Goltapeh E. Weeds, herbicides and plant disease management. In: Sustainable Agriculture Reviews 31: Biocontrol. 2018. pp. 41-178
- [52] Hess FD. Herbicide effects on plant structure, physiology, and biochemistry. In: Pesticide Interactions in Crop Production. CRC Press; 2018. pp. 13-34
- [53] Fedtke C. Biochemistry and Physiology of Herbicide Action. Springer Science & Business Media; 2012
- [54] Wolter DA. Pre-Emergent and Post-Emergent Herbicide Performance on *E. tristachya* in California Orchards. Davis: University of California; 2021
- [55] Mehdizadeh M, Mushtaq W, Siddiqui SA, Ayadi S, Kaur P, Yeboah S, et al. Herbicide residues in agroecosystems: Fate, detection, and effect on non-target plants. Reviews in Agricultural Science. 2021;9:157-167
- [56] Yang C, Lim W, Song G. Reproductive toxicity due to herbicide exposure in freshwater organisms. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology. 2021;248:109103
- [57] Yadav H, Kumar R, Sankhla MS. Residues of pesticides and heavy metals in crops resulting in toxic effects on living organism. Journal of Seybold Report. 2020;1533:9211
- [58] Souza Z. Weed management and control in apple orchards. Technical Bulletin. 2021;202
- [59] Kumar A, Bisht BS, Joshi VD, Dhewa T. Review on bioremediation of polluted environment: A management tool. International Journal of Environmental Sciences. 2011;1(6):1079-1093
- [60] Chen M, Xu P, Zeng G, Yang C, Huang D, Zhang J. Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavy metals by composting: Applications, microbes and future research needs. Biotechnology Advances. 2015;33(6):745-755
- [61] Zhang H, Yuan X, Xiong T, Wang H, Jiang L. Bioremediation of co-contaminated soil with heavy metals and pesticides: Influence factors, mechanisms and evaluation methods. Chemical Engineering Journal. 2020;398:125657
- [62] Singh S, Gupta VK. Biodegradation and bioremediation of pollutants: Perspectives strategies and applications. International Journal of Pharmacology and Biological Sciences. 2016;10(1):53
- [63] Bala S, Garg D, Thirumalesh BV, Sharma M, Sridhar K, Inbaraj BS, et al. Recent strategies for bioremediation of emerging pollutants: A review for a green and sustainable environment. Toxics. 2022;10(8):484
- [64] Hussain A, Rehman F, Rafeeq H, Waqas M, Asghar A, Afsheen N, et al. In-situ, ex-situ, and nano-remediation strategies to treat polluted soil, water, and air—A review. Chemosphere. 2022;289:133252
- [65] Sharma I. Bioremediation techniques for polluted environment: Concept, advantages, limitations, and prospects. In: Trace Metals in the Environment- New Approaches and Recent Advances. London, UK: IntechOpen; 2020
- [66] Mishra M, Singh SK, Kumar A. Environmental factors affecting the

- bioremediation potential of microbes. In: *Microbe Mediated Remediation of Environmental Contaminants*. Woodhead Publishing; 2021. pp. 47-58
- [67] Gonçalves CR, da Silva Delabona P. Strategies for bioremediation of pesticides: Challenges and perspectives of the Brazilian scenario for global application—A review. *Environmental Advances*. 2022;**8**:100220
- [68] Mehrotra T, Dev S, Banerjee A, Chatterjee A, Singh R, Aggarwal S. Use of immobilized bacteria for environmental bioremediation: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2021;**9**(5):105920
- [69] Rafeeq H, Afsheen N, Rafique S, Arshad A, Intisar M, Hussain A, et al. Genetically engineered microorganisms for environmental remediation. *Chemosphere*. 2023;**310**:136751
- [70] King RB, Sheldon JK, Long GM. *Practical Environmental Bioremediation: The Field Guide*. CRC Press; 2023
- [71] Kaur R, Singh D, Kumari A, Sharma G, Rajput S, Arora S, et al. Pesticide residues degradation strategies in soil and water: A review. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2021:1-24
- [72] Godínez ML, Tovar-Sánchez E, Valencia-Cuevas L, Rosas-Ramírez ME, Rodríguez A, Mussali-Galante P. Glyphosate pollution treatment and microbial degradation alternatives, A review. *Microorganisms*. 2021;**9**(11):2322
- [73] Takkar S, Shandilya C, Agrahari R, Chaurasia A, Vishwakarma K, Mohapatra S, et al. Green technology: Phytoremediation for pesticide pollution. In: *Phytoremediation Technology for the Removal of Heavy Metals and Other Contaminants from Soil and Water*. Elsevier; 2022. pp. 353-375
- [74] Mishra SK, Kumar PR, Singh RK. Transgenic plants in phytoremediation of organic pollutants. In: *Bioremediation of Pollutants*. Elsevier; 2020. pp. 39-56
- [75] Saeed Q, Xiukang W, Haider FU, Kučerik J, Mumtaz MZ, Holatko J, et al. Rhizosphere bacteria in plant growth promotion, biocontrol, and bioremediation of contaminated sites: A comprehensive review of effects and mechanisms. *International Journal of Molecular Sciences*. 2021;**22**(19):10529
- [76] Das PK, Mohanty C, Purohit GK, Mishra S, Palo S. Nanoparticle assisted environmental remediation: Applications, toxicological implications and recommendations for a sustainable environment. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*. 2022;**18**:100679
- [77] Susaimanickam A, Selvaraj D, Manickam P. Nanoparticle-based bioremediation of organic and inorganic substances from water bodies. In: *Bioremediation of Emerging Contaminants in Water*. Vol. 2. American Chemical Society; 2024. pp. 135-162
- [78] Raj A, Kumar A, Dames JF. Tapping the role of microbial biosurfactants in pesticide remediation: An eco-friendly approach for environmental sustainability. *Frontiers in Microbiology*. 2021;**12**:791723
- [79] Halecký M, Kozliak E. Modern bioremediation approaches: Use of biosurfactants, emulsifiers, enzymes, biopesticides, GMOs. In: *Advanced Nano-Bio Technologies for Water and Soil Treatment*. 2020. pp. 495-526
- [80] Lopes PRM, Cruz VH, De Menezes AB, Gadanhoto BP,

Moreira BRDA, Mendes CR, et al. Microbial bioremediation of pesticides in agricultural soils: An integrative review on natural attenuation, bioaugmentation and biostimulation. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 2022;21(4):851-876

[81] Kamal B, Goswami R, Mishra A. The environmental implication and microbial remediation of pesticide pollution: A critical assessment of the concept, strategies, and future perspective. In: *Pesticides Bioremediation*. Cham: Springer International Publishing; 2022. pp. 165-193

[82] Mishra S, Lin Z, Pang S, Zhang W, Bhatt P, Chen S. Recent advanced technologies for the characterization of xenobiotic-degrading microorganisms and microbial communities. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*. 2021;9:632059

[83] Rajan R, Wani AW, Mirza A, Sultana S, Singh J. Genome editing of microbes for degradation of pesticides. In: *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*. Elsevier; 2023. pp. 167-200

[84] Fuller E, Castro-Gutiérrez V, Cambrero-Heinrichs JC, Rodríguez-Rodríguez CE. Using molecular methods to identify and monitor xenobiotic-degrading genes for bioremediation. In: *Biodegradation, Pollutants and Bioremediation Principles*. 2021. pp. 65-90

[85] Singh J, Gupta M, Singh KK, Kumar A, Yadav D, Wenjing W, et al. Advancement in bioinformatics and microarray-based technologies for genome sequence analysis and its application in bioremediation of soil and water pollutants. In: *Microbe Mediated Remediation of Environmental Contaminants*. Woodhead Publishing; 2021. pp. 209-225

4.2 ARTIGO 2

“Impacts of the Pesticides on Urban Aquatic Ecosystems and Their Regulation Measures” foi publicado como capítulo do livro *Xenobiotics in Urban Ecosystems* na Springer Link. Link para acesso: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-031-35775-6_19

Impacts of the Pesticides on Urban Aquatic Ecosystems and Their Regulation Measures



Karolayne Silva Souza, Milena Roberta Freire da Silva,
Lívia Caroline Alexandre de Araújo, Kaline Catiely Campos Silva,
Francisco Henrique Santana da Silva, Camila Manoel Crnkovic,
Fabrício Motteran, and Maria Betânia Melo de Oliveira

1 Introduction

Nowadays, pesticides play a major role and considered as fundamental for the agro-system, since, due to world population growth, there has consequently been an increase in food production, which has made the use of pesticides a type of necessity. To ensure a certain availability of food for the population, chemicals such as pesticides are used as controllers and exterminators of pests, and pests that affect plantations (Clark and Tilman 2017; Tripathi et al. 2020). According to the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), pesticides are considered any type of substance or even mixture of substances whose main objective is to prevent, destroy, and control any type of pest, such as vectors of human and animal

K. S. Souza (✉)

Federal University of Pernambuco, Department of Biochemistry, Laboratory of Molecular Biology, Recife, Pernambuco, Brazil

M. R. F. da Silva · L. C. A. de Araújo · M. B. M. de Oliveira

Laboratory of Molecular Biology (BioMol), Biochemistry Department,

Federal University of Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brazil

e-mail: karolayne.silvasouza@ufpe.br; milena.freire@ufpe.br; maria.bmoliveira@ufpe.br

K. C. C. Silva

State University of Bahia, Bahia, Brazil

F. H. S. da Silva · C. M. Crnkovic

Biochemical-Pharmaceutical Technology Department, University of São Paulo,

Sao Paulo, Brazil

e-mail: franciscosantana@usp.br; camilavic@usp.br

F. Motteran

Department of Civil and Environmental Engineering, at the Center for Technology and

Geosciences (CTG) at the Federal University of Pernambuco (UFPE), Recife, Brazil

e-mail: fabricao.motteran@ufpe.br

© The Author(s), under exclusive license to Springer Nature Switzerland AG 2023

R. Singh et al. (eds.), *Xenobiotics in Urban Ecosystems*,

https://doi.org/10.1007/978-3-031-35775-6_19

391

diseases, unwanted species of plants or animals that cause damage in the production, processing, storage, in addition to the commercialization of food products (Souza et al. 2022).

The high social, demographic, and economic demands have generated a great demand for water, so that reservoirs are the main aquatic systems that guarantee good water availability, as well as good quality, especially in urbanized regions. Therefore, this high water demand is also linked to the increasing pollution of aquatic ecosystems, especially with pesticides, which, in turn, has provided changes in the supply of clean water to people (Doval et al. 2017). Over the years, there has been a gradual increase in pesticide residues in the environment, which have caused contamination in different ecosystems and consequently significantly compromised water and food resources. Thus, it is extremely important that these toxic substances such as pesticides are applied correctly to avoid exacerbated and incorrect use, which can pose risks to consumers and handlers (Carvalho 2017).

In view of this, the main objective of this chapter is to approach and discuss through the scientific literature about the impacts caused by pesticides on the environment, particularly in urban aquatic ecosystems, in addition to addressing the regulation of the use of these pesticides.

2 Classification and Use of Pesticides

Pesticides comprise a comprehensive group of organic compounds that effectively help the agrosystem, which have been used since the last century, and over the years their use has increased, mainly due to increased crop productivity (Carvalho 2017). Historically, the fight against pests and diseases through pesticides has been carried out for decades, specifically starting approximately 50 years ago, especially shortly after the world wars, when these respective poisons were used as chemical weapons (Gomes et al. 2020). One of them, for example, DDT (dichlorodiphenyltrichloroethane) had its insecticidal properties discovered in 1939, which in turn became one of the best known, with regard to the class of organochlorines. The erroneous use of DDT made possible the commercial prohibition of this pesticide in the 1970s and 1980s, since it led to extreme concern among governments worldwide (Solivo 2022).

However, even with characteristics of being harmful, DDT was one of the main chemicals responsible for the reduction of malaria cases until the 80s in the world, which the World Health Organization (WHO) recommended its use in the fight against the mosquito, the causative agent of malaria, by spraying houses in regions considered epidemic or even with high rates of malaria transmission. Therefore, it is verified that the use of pesticides also helps to increase agricultural production, especially in combating the action of pests, which are responsible for approximately 30% of losses in this respective production (Gomes et al. 2020).

Worldwide about three billion kilogram of pesticides are used every year, since only 1% of this total is used effectively to control pests in target plants. In this way, a large amount of remaining pesticides reach the environment and non-target plants, which causes contamination and pollution of the environment and makes it possible

to generate major negative impacts on the entire ecosystem (Tudi et al. 2021; Dhuldhaj et al. 2023).

Pesticides can be used as fungicides, insecticides, herbicides, rodenticides, molluscicides, and nematocides, which in most cases are considered substances that play an essential role in the development of the agroecosystem, so that, in addition to reducing the pests, there is an improvement in the yield and quality of the food produced (Strassemeyer et al. 2017). Thus, pesticides can be classified in different ways, such as chemical class, working group, mechanism of action, in addition to their toxicity (Dhuldhaj et al. 2023). For example, with regard to targeting pests, fungicides are vehemently used to kill fungi, insecticides are used to kill insects, and herbicides are used to kill weeds (Tudi et al. 2021).

Pesticides classified according to their chemical class can be divided into organic and inorganic ingredients, since the inorganic ones have copper sulfate, ferrous sulfate, copper, lime, and sulfur. Organic pesticides are considered more complex, since they are also classified according to their chemical structure, such as chloro-hydrocarbons, organophosphates, carbamates, synthetic pyrethroids, synthetic urea herbicides, as well as metabolite herbicides and hormone analogues, triazine herbicides, metalaldehyde molluscicides, benzimidazole nematocides, metal phosphide rodenticides, in addition to rodenticides based on vitamins specifically from group D (Kim et al. 2017; Zhang et al. 2018).

In addition, the classification of pesticides according to the degree of toxicity is conditioned according to the results of studies or tests previously carried out in laboratories. In Brazil, this classification is established by ANVISA (Health Surveillance Agency) through Ordinance No. 3/MS/SNVS, of January 16, 1992, which is vehemently the responsibility of the Ministry of Health (Anvisa 2014). Thus, the Ministry of Health determines that pesticide products contain on their respective labels a colored band with their toxicological class, which is considered the lethality indicator (LD 50) as an indication of the colors on the pesticide labels. This indicator comprises the ability of a dose to kill about 50% of individuals in a test population, therefore, each color has a certain intensity of lethal toxicity, namely: class I – red band (extremely toxic); class II – yellow band (highly toxic); class III – blue band (averagely toxic); and class IV – green band (little or very little toxic) (Mendes et al. 2019).

In view of this, the widespread use of pesticides around the world has resulted in biotic and abiotic changes in the environment, which have led to potentially hazardous products. Therefore, even though it is difficult to predict the extent and respective degradation pathways of pesticides, science is increasingly trying to provide opportunities for identifying processes of degradation of pesticides in the environment (Carvalho 2017).

3 Pesticides in the Environment

The exacerbated use of pesticides has generated several problems, such as damage to human health, contamination of water, soil, food, and even bioaccumulation. The contamination of ecosystems and the demonstration of the inefficiency of the

maximum residual limit (MRL), which in turn defines the legally accepted level of concentrations for pesticide residues in food, considering that it is urgent that there be changes with regard to the perspectives on the use of pesticides by agriculture, given that both population growth and environmental protection are significantly affected (Alencar et al. 2020).

Pesticides are used vehemently to kill pests and control weeds, which in turn become toxic to other organisms, such as the environment, nontarget plants, birds, fish, beneficial insects, water, soils, and humans (Mingo et al. 2017). It is extremely important to understand the effects and degradation of pesticides in the transformation processes of their substances, which are mediated through microorganisms, plants, as well as abiotic processes, such as photochemical and chemical reactions. In this sense, the transformation processes in pesticides are arranged through the structural affinity of different types of transformations, as well as the environmental condition to which it is exposed, especially with regard to its transport and distribution (Carvalho 2017).

The entry of pesticides into the environment can both undergo movement processes, that is, transfers, as well as degradation, so that this degradation generates new products or chemical substances. This movement from destination to other places in the environment can be carried out through adsorption, leaching, volatilization, spray drift, and surface runoff (Liu et al. 2015; Tudi et al. 2021). Thus, different chemicals which are produced by the disposal of pesticides in the environment also point to differences with regard to the behavior of these compounds in the environment (Kim et al. 2017). Figure 1 corresponds to the examples of behavior of pesticides exposed to the environment.

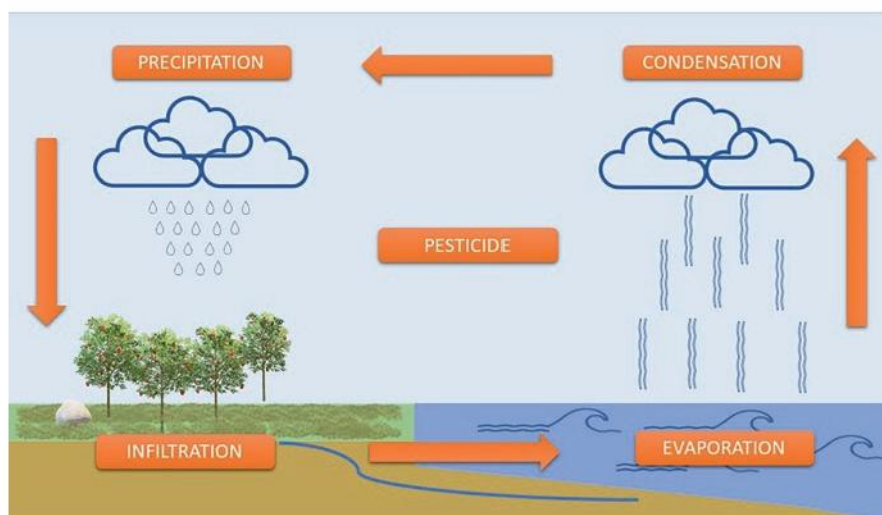


Fig. 1 Different behaviors of pesticides exposed in the environment

4 Pesticides in Urban Aquatic Ecosystems

Pesticides can be present in bodies of water and consequently reach aquatic organisms, mainly through dermal exposure, in addition to ingestion of water and food that are contaminated with these chemical compounds. Thus, according to the physicochemical characteristics of pesticide residues in the aquatic ecosystem, it can be strongly linked to suspended material, be absorbed by the organisms that inhabit there, in addition to being deposited in aquatic sediments and transported through diffusion in water currents (Doval et al. 2017). In this context, pesticides can be derived from both agricultural and human sources and are vehemently ubiquitous in urban surface waters as well. Even so, most of the time the occurrence of anthropogenic contaminants such as pesticides in urban surface waters is due to the mediation of transport from external sources to these aquatic ecosystems (Bradley et al. 2020).

As a result, the increase in industrial development and even the modernization of agricultural sectors worldwide has led to a reduction in the availability of drinking water for urban areas and contributed to the serious pollution of aquatic ecosystems. This type of pollution of water resources is mainly due to the exacerbated release of organic pollutants into the environment, such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), organophosphate esters (OPEs), and pesticides containing chlorine/phosphorus (Peng et al. 2021). Therefore, when compared to industrial emissions in urban aquatic ecosystems, they are considered easier to control due to the fact that they have more punctual origins. The concentration of pesticides in urban surface water is often below 1 µg/L, of which it demonstrates that the risk of exposure is mainly long term (Zhang et al. 2022).

Thus, pesticides that contain chlorine in their composition are the main candidates for long-term application, both because of their high effectiveness and stability, so that organochlorines are relevant in studies of urban surface water, in which they gain greater attention by researchers due to the serious risks it can pose to human health, such as nervous diseases (Dhuldhaj et al. 2023). In addition, endocrine-disrupting and carcinogenic effects have already been reported in laboratory experiments on animals, with a view to also demonstrating high toxicity and long-term half-life when compared to other organic pollutants (Li et al. 2020; Aceves et al. 2021). Therefore, pesticides widely used are not always present in high concentrations and urban surface waters, so that, if not detected, risks to both the aquatic ecosystem and human health, especially urban aquatic ecosystems, increase. It further reduces its portability significantly and can bring long-term risks (Zhang et al. 2022).

5 Regulation of Pesticides in Brazil

Environmental standards mostly do not have specific regulations that are understandable or even clear for water glasses, especially in urban areas, thus, becoming a type of obstacle to ensure the safety of human health and the environment (Zhang

et al. 2022). Pesticide legislation is globally different, which creates major problems with regard to the commercialization of products internationally. As a result, nations that are more developed tend to ban certain pesticides considered dangerous, so that they bar the import of food products from countries that do not have adequate care regarding the regulation of pesticides (Handford et al. 2015).

The impediment of these products based on dangerous pesticides is rejected, since most of the time they are above the limits established by the MRL. Thus, developing countries suffer from the rigorous standards established for food safety in developed countries, which in most cases generates higher costs for producers and even higher food prices. Therefore, each nation has its pesticide residue control program, which are considered independent according to each legislation, so that many are also under development (Gomes et al. 2020).

In Brazil, the regulatory framework for pesticides was passed in 1989 by the National Congress, through Law 7802, known as the Pesticides Law, replacing Decree 24,114 of 1934, which was, therefore, regulated by Decree 98,816 of January 11, 1990, and replaced in 2002 by Decree 4074. This advancement allowed stricter rules to be established for granting pesticide registration and even a possible challenge and cancellation of registration (Pelaez et al. 2010).

In this context, for a greater possibility of tracking infringements due to the inappropriate use of pesticides, the obligation to contain an agronomic prescription for the sale of pesticides was instituted, which also established norms and standards on packaging. With the modernization of the pesticide registration structure, it was shared by the Ministries of Agriculture, Health and Environment (Silva 2007).

Another regulatory framework was Decree 5981 of 2006 in Brazil, which simplified the process of toxicological and ecotoxicological analysis of candidate products for registration in just three successive stages in degrees of demand, so that the registration became simplified and concomitantly generated a conflict of interests which facilitated the release of pesticides in the Brazilian market and significantly expanded the market of foreign chemical industries (Pelaez et al. 2010).

Currently, Brazil is the largest global consumer of pesticides, considering that from 2007 to 2015 there were about 84,000 cases of pesticide poisoning, which has grown annually. In 2019, about 474 new products were duly authorized by the government in Brazil, totaling about 4644 pesticides are released for use, both in agricultural and other related activities (Moreira 2019). In the same year of 2019, ANVISA (National Health Surveillance Agency) approved a milestone which is considered innovative with regard to the regulation of the use of pesticides, specifically in the classification of pesticide toxicity (class I – red band; class II – yellow band; class III – blue belt; and class IV – green belt). This approval is mainly related to the fact that the old toxicological classification that Brazil advocated was not associated with the Globally Harmonized System of Classification and Labeling of Chemicals – GHS, which in turn is a classification used globally (Moreira 2019; Gomes et al. 2020). However, even this classification did not prevent the unbridled use of pesticides in Brazil, estimating that thousands of liters of pesticides are released every year into the environment, causing water supply problems and even sick individuals resulting mainly from the contact with the active ingredients of these pesticides (Gomes et al. 2020).

6 Conclusion and Future Prospects

Pesticides comprise a huge group of compounds or toxic substances, which have contributed comprehensively to the agricultural system today. However, its rampant use has been vehemently caused by the significant increase in food production, above all, by the increased demand for food due to high population growth. It is noticeable that pollution by pesticide residues in urban aquatic ecosystems has become increasingly serious and has required specialized attention since it has reduced water quality and has generated harmful consequences for human beings, water resources, and food in the air and on the ground. In this way, the regulation for its use in a conscious and adequate way is fundamental. In view of this, it is suggested the need to reassess the employability of pesticides in the agrosystem, from which, increasingly innovative ways are sought to achieve food production in a more sustainable way.

References

- Aceves MA, Migliaccio V, Di Gregorio I, Paoletta G, Lepretti M, Faggio C, Lionetti L (2021) 1,1,1-trichloro-2,2-bis (p-chlorophenyl)-ethane (DDT) and 1,1-dichloro-2,2-bis (p,p'-chlorophenyl) ethylene (DDE) as endocrine disruptors in human and wildlife: a possible implication of mitochondria. *Environ Toxicol Pharmacol* 87:103684. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2021.103684>
- Alencar BTB, Ribeiro VHV, Cabral CM, dos Santos NMC, Ferreira EA, Francino DMT et al (2020) Use of macrophytes to reduce the contamination of water resources by pesticides. *Ecol Indic* 109:105785. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105785>
- Anvisa (2014) Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Instrução Normativa Conjunta ANVISA/IBAMA/SDA/MAPA n° 1, de 16 de junho de 2014
- Bradley PM, Romanok KM, Duncan JR, Battaglin WA, Clark JM, Hladik ML et al (2020) Exposure and potential effects of pesticides and pharmaceuticals in protected streams of the US National park Service southeast region. *Sci Total Environ* 704:135431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135431>
- Carvalho FP (2017) Pesticides, environment, and food safety. *Food Energy Secur* 6(2):48–60. <https://doi.org/10.1002/fes3.108>
- Clark M, Tilman D (2017) Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environ Res Lett* 12(6):064016. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6cd5>
- Dhuldhaj UP, Singh R, Singh VK (2023) Pesticide contamination in agro-ecosystems: toxicity, impacts, and bio-based management strategies. *Environ Sci Pollut Res* 30:9243–9270. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24381-y>
- Doval JC, Montagner CC, de Albuquerque AF, Moschini-Carlos V, Umbuzeiro G, Pompêo M (2017) Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: spatial distributions and risk assessment. *Sci Total Environ* 575:1307–1324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.210>
- Gomes HDO, Menezes JMC, da Costa JGM, Coutinho HDM, Teixeira RNP, do Nascimento, R. F. (2020) A socio-environmental perspective on pesticide use and food production. *Ecotoxicol Environ Saf* 197:110627. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110627>

- Handford CE, Elliott CT, Campbell K (2015) A review of the global pesticide legislation and the scale of challenge in reaching the global harmonization of food safety standards. *Integr Environ Assess Manag* 11(4):525–536. <https://doi.org/10.1002/ieam.1635>
- Kim KH, Kabir E, Jahan SA (2017) Exposure to pesticides and the associated human health effects. *Sci Total Environ* 575:525–535. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.009>
- Li B, Zhou Q, Peng S, Liao Y (2020) Recent advances of SnO₂-based sensors for detecting volatile organic compounds. *Front Chem* 8:321
- Liu Y, Mo R, Tang F, Fu Y, Guo Y (2015) Influence of different formulations on chlorpyrifos behavior and risk assessment in bamboo forest of China. *Environ Sci Pollut Res* 22:20245–20254. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5272-2>
- Mendes CRA et al (2019) AGROTOXICS: main classifications used in Brazilian agriculture – a literature review. *Maestria Mag* 17:95–107
- Mingo V, Lötters S, Wagner N (2017) The impact of land use intensity and associated pesticide applications on fitness and enzymatic activity in reptiles – a field study. *Sci Total Environ* 590:114–124. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.178>
- Moraes RF (2019) Agrotóxicos no Brasil: padrões de uso, política da regulação e prevenção da captura regulatória.
- Pelaez V, Terra FHB, Silva LR (2010) The regulation of pesticides in Brazil: between market power and the defense of health and the environment. *J Econ* 36(1):27–48. <https://doi.org/10.5380/re.v36i1.20523>
- Peng J, Chen Y, Xia Q, Rong G, Zhang J (2021) Ecological risk and early warning of soil compound pollutants (HMs, PAHs, PCBs and OCPs) in an industrial city, Changchun, China. *Environ Pollut* 272:116038. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116038>
- Silva L (2007) History of pesticide regulation. National Health Surveillance Agency, Brasília
- Solivo L (2022) History of DDT in Brazil (1940 to 1980): from defensive to poison. <https://rd.uffs.edu.br/handle/prefix/6046>
- Souza LOP et al (2022). The use of pesticides: human health, environment and tax aspects
- Strassemeyer J, Daehmlow D, Dominic AR, Lorenz S, Golla B (2017) SYNOPS-WEB, an online tool for environmental risk assessment to evaluate pesticide strategies on field level. *Crop Prot* 97:28–44. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.11.036>
- Tripathi S, Srivastava P, Devi RS, Bhadouria R (2020) Influence of synthetic fertilizers and pesticides on soil health and soil microbiology. In: Vara Prasad MN (ed) *Agrochemicals detection, treatment and remediation*. Butterworth-Heinemann, pp 25–54
- Tudi M, Daniel Ruan H, Wang L, Lyu J, Sadler R, Connell D et al (2021) Agriculture development, pesticide application and its impact on the environment. *Int J Environ Res Public Health* 18(3):1112. <https://doi.org/10.3390/ijerph18031112>
- Zhang C, Sun Y, Hu R, Huang J, Huang X, Li Y et al (2018) A comparison of the effects of agricultural pesticide uses on peripheral nerve conduction in China. *Sci Rep* 8(1):9621. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27713-6>
- Zhang S, Zhao W, Yang C, Li Y, Liu M, Cai M (2022) Assessment of currently used organochlorine pesticides in surface water and sediments in Xiangjiang river, a drinking water source in China: occurrence and distribution characteristics under flood events. *Environ Pollut* 304:119133. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119133>

4.3 ARTIGO 3

“Biodegradation Potential of Glyphosate by Bacteria: A Systematic Review on Metabolic Mechanisms and Application Strategies” foi publicado como um artigo de revisão sistemática no periódico *Agronomy*, podendo ser visualizado e baixado através do link: <https://www.mdpi.com/2073-4395/15/5/1247>

Qualis: A2

Fator de Impacto: 3.4

Systematic Review

Biodegradation Potential of Glyphosate by Bacteria: A Systematic Review on Metabolic Mechanisms and Application Strategies

Karolayne Silva Souza ^{1,*} , Milena Roberta Freire da Silva ¹, Manoella Almeida Candido ¹, Hévellin Talita Sousa Lins ¹, Gabriela de Lima Torres ² , Kátia Cilene da Silva Felix ³, Kaline Catiely Campos Silva ⁴, Ricardo Marques Nogueira Filho ⁴, Rahul Bhadouria ⁵ , Sachchidanand Tripathi ⁶, Rishikesh Singh ⁷ , Milena Danda Vasconcelos Santos ¹, Isac Palmeira Santos Silva ³, Amanda Vieira de Barros ¹, Livia Caroline Alexandre de Araújo ¹, Fabricio Motteran ¹ and Maria Betânia Melo de Oliveira ¹

¹ Federal University of Pernambuco, Recife CEP 50740-540, Pernambuco, Brazil

² Frassinetti University Center of Recife, Recife CEP 52011-210, Pernambuco, Brazil

³ Rio São Francisco University Center, Paulo Afonso CEP 48608-240, Bahia, Brazil

⁴ University of the State of Bahia, Paulo Afonso CEP 48609-000, Bahia, Brazil

⁵ Delhi College of Arts and Commerce, University of Delhi, Delhi 110023, India

⁶ Deen Dayal Upadhyay College, University of Delhi, Delhi 110078, India; tripathi@gmail.com

⁷ Amity School of Earth & Environmental Sciences, Amity University Punjab, Mohali 140306, India; singh@gmail.com

* Correspondence: karolayne.silvasouza@ufpe.br; Tel.: +55-75988524560

Abstract: The biodegradation of glyphosate by bacteria is an emerging bioremediation strategy necessitated by the intensive use of this herbicide in global agriculture. This study systematically reviews the literature to identify bacteria with the potential to degrade glyphosate. The PRISMA protocol was utilized, considering relevant articles identified in electronic databases such as PubMed, Scopus, and Science Direct. The research identified 34 eligible studies, highlighting the genera *Bacillus*, *Pseudomonas*, and *Ochrobactrum* as having the greatest potential for glyphosate degradation. These findings were based on analytical techniques such as High-Performance Liquid Chromatography (HPLC) and Nuclear Magnetic Resonance (NMR), which identified and quantified intermediate metabolites, primarily AMPA (aminomethylphosphonic acid), sarcosine, and glyoxylate. This investigation also addressed enzymatic efficiency in biodegradation, emphasizing enzymes like glyphosate oxidoreductase and C-P lyases. The results indicated that South and North America lead in publications on this topic, with Argentina and the United States being the main contributors, reflecting the intense use of glyphosate in these countries. Additionally, studies in Europe and Asia focused on microbial diversity, exploring various bacterial genera. This investigation revealed that despite the promising microbial potential, there are challenges related to environmental condition variations and the cost of large-scale implementation, indicating that continuous research and process optimization are essential for the effective and sustainable application of this biotechnology.

Keywords: bacteria; biodegradation; bioremediation; biotechnology; environment; microorganisms; pesticides



Academic Editor: Shun He

Received: 5 November 2024

Revised: 16 December 2024

Accepted: 22 December 2024

Published: 21 May 2025

Citation: Souza, K.S.; da Silva, M.R.F.; Candido, M.A.; Lins, H.T.S.; de Lima Torres, G.; da Silva Felix, K.C.; Silva, K.C.C.; Filho, R.M.N.; Bhadouria, R.; Tripathi, S.; et al. Biodegradation Potential of Glyphosate by Bacteria: A Systematic Review on Metabolic Mechanisms and Application Strategies. *Agronomy* **2025**, *15*, 1247. <https://doi.org/10.3390/agronomy15051247>

Copyright: © 2025 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Glyphosate (N-phosphonomethylglycine) is a systemic, non-selective, and broad-spectrum herbicide developed in 1971 in the United States (USA). Due to its high physical and chemical stability, glyphosate is considered an effective and low-cost herbicide,

widely used in agriculture, forestry, and livestock [1]. Currently, approximately 600,000 to 750,000 tons of glyphosate are used annually worldwide, and it is estimated that this number will increase from 740,000 to 920,000 tons by 2025 [2].

This herbicide inhibits the shikimic acid pathway, specifically in weeds (plants that grow spontaneously in undesirable locations and times, negatively impacting agriculture), thus blocking the production of 5-enolpyruvylshikimate-3-phosphate (EPSP). Consequently, this blockage prevents the production of aromatic amino acids such as tryptophan, tyrosine, and phenylalanine, resulting in the loss of green coloration in plants, leaf deformation, and eventually plant atrophy and death within 7–21 days of herbicide exposure [3].

Although glyphosate is considered safe, its uncontrolled use poses chronic risks to humans and the environment. According to the International Agency for Research on Cancer (IARC), glyphosate has been classified as “probably carcinogenic” to humans [4]. Consequently, environmental concerns regarding the use of pesticides and their metabolites have prompted the scientific community to investigate more effective degradation alternatives. Various physicochemical approaches, such as ultrasonic treatment, titanium dioxide photocatalysis, synthetic nanocomposites, and biochar adsorption, are used to detoxify xenobiotics, including pesticides. However, these methods, while rapid and efficient, produce highly toxic secondary metabolites, are expensive, and have limitations in degrading different xenobiotics [5,6].

Currently, one of the most viable alternatives to mitigate the environmental impacts caused by these pollutants is the biodegradation process. Recognized as a natural and effective remediation technique, biodegradation primarily utilizes microorganisms [7]. Microorganism-driven glyphosate degradation is considered a dominant strategy for soil decontamination in the 21st century, making it an attractive tool for recovering contaminated environments. To date, two main biodegradation pathways have been described: the glyphosate oxidase pathway (or AMPA—aminomethylphosphonic acid pathway) and the C-P lyase pathway (or sarcosine pathway) [8,9].

This study aims to explore the potential for glyphosate degradation by bacteria, which is based on the need to understand the metabolic mechanisms of these bacteria, including the enzymes involved and the metabolites generated. This allows for a more controlled and comparative analysis between different bacterial species, helping to identify the specific characteristics that make them effective in bioremediation. Thus, the main objective is to synthesize the available data to formulate practical guidelines for future biotechnological applications, focusing on the viability of these cultures in environmental remediation systems.

2. Methodology

Protocol

This study was conducted in accordance with the Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses (PRISMA) protocol [10], which is organized into the planning, execution, and data reporting phases.

3. Eligibility Criteria

To conduct this investigation, the PECO strategy [11] was adopted: Population: Microorganisms, Exposure: Glyphosate, Comparison: Not applicable, and Outcomes: Potential for Glyphosate Biodegradation by Bacteria. Based on this approach, studies that analyzed the main microorganisms involved in glyphosate biodegradation were considered eligible, without restrictions on the year of publication or language. Exclusion criteria included editorial studies, discussion papers, commentaries, letters, reviews, studies with

incomplete or insufficient methodological data, duplicates, and titles not directly related to the proposed topic.

4. Information Sources and Search

Searches were conducted in the electronic databases and libraries of PubMed, Scopus, and Science Direct. Medical Subject Headings (MeSH) and Health Sciences Descriptors (DeCS), along with keywords and Boolean operators, were defined to formulate a controlled search strategy. The terms used were as follows: “Biodegradation, Environmental” AND “Glyphosate” AND “Herbicides” AND “Glyphosate Biodegradation” AND “Herbicide degradation” AND “Bioremediation”.

5. Article Selection

For the selection of studies, two reviewers independently and blindly followed the established inclusion and exclusion steps. In the first step, titles were analyzed, and duplicates were excluded. In the second step, eligibility criteria were individually discussed based on the PECO strategy, allowing for the exclusion of studies not aligned with the proposal. The third step involved reading the abstracts and eliminating those studies that did not provide sufficient information and data to meet the research objectives.

6. Data Collection Process

After the selection of studies, key data from the eligible studies were extracted using a form created by the authors with predefined items. The main items included first author, year of publication, genus and species of the isolated microorganism, sample type, analytical method for glyphosate biodegradation, intermediate metabolites post-biodegradation, main enzymes related to the glyphosate degradation metabolic pathway, country, and published journal. These data were then tabulated in an Excel spreadsheet, and any additional calculations and tabulations were performed by two researchers.

7. Risk of Bias

Publication bias was assessed using the Joanna Briggs Institute (JBI) critical appraisal checklist for qualitative research [12]. This checklist classifies studies into three levels of risk: high, moderate, and low. High risk is attributed to studies with more than 49% “yes” responses, moderate risk for those with 50–69% “yes” responses, and low risk for studies with 70% or more “yes” responses. Studies with a high risk of publication bias were excluded based on this assessment.

8. Results

A total of 452 articles were systematically found. Of these, 41 were excluded as duplicates, 254 were excluded based on their titles, 52 were excluded based on their abstracts, and 71 studies did not meet the eligibility criteria. This resulted in a total of 34 studies included in this systematic review (Figure 1).

The 34 eligible studies initially involved a systematic analysis of the literature on the prevalence of bacteria with potential glyphosate degradation capacity. Table 1 presents the main genera and species of bacteria, along with key characteristics of each study, such as sample type, analytical method for glyphosate biodegradation, intermediate metabolites post-biodegradation, main enzymes related to the glyphosate degradation metabolic pathway, country, and published journal.

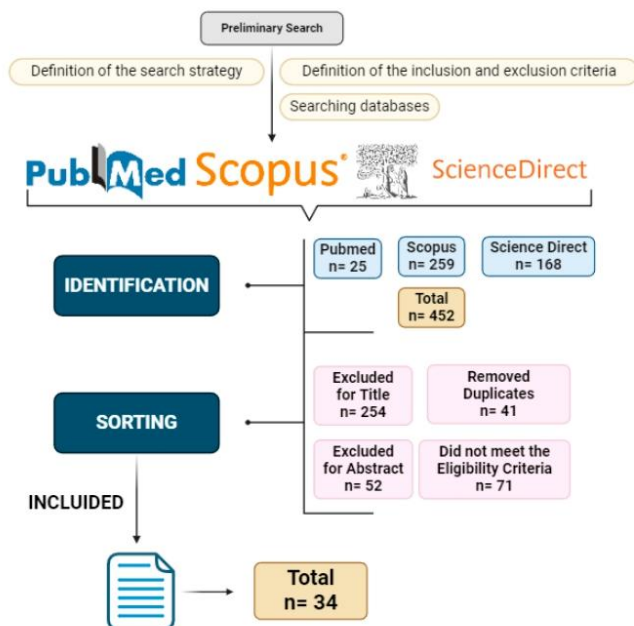


Figure 1. Flowchart with quantitative and qualitative data of excluded and included articles.

Table 1. Main bacteria described in the literature with the potential for glyphosate degradation.

Genus	Species	Source	Biodegradation Analysis	Metabolites	Enzymes	Journal	Reference
<i>Achromobacter</i>	<i>Achromobacter</i> sp.	Soil	Spectrophotometry and NMR *	AMPA *	Glyphosate Oxidoreductase	Science of the Total Environment	[13]
		Activated Sludge	HPLC *		C-P Lyases	Journal of Industrial Microbiology	[14]
		Soil		Inorganic Phosphate		Applied and Environmental Microbiology	[15]
<i>Acidovorax</i>	<i>Acidovorax</i> sp.	Water	HPLC *	AMPA *, Sarcosine, Formaldehyde e Glycine	C-P Lyases, Glycine Oxidoreductase	Journal of Hazardous Materials	[9]
<i>Agrobacterium</i>	<i>Agrobacterium tumefaciens</i>	Soil	Spectrophotometry and NMR *	AMPA *	Glyphosate Oxidoreductase	Science of the Total Environment	[13]
		Water	HPLC *	AMPA *, Sarcosine, Formaldehyde e Glycine	C-P Lyases, Glycine Oxidoreductase	Journal of Hazardous Materials	[9]
	<i>Agrobacterium radiobacter</i>	Activated Sludge		AMPA *	C-P Lyases	Journal of Industrial Microbiology	[14]
<i>Alcaligenes</i>	<i>Alcaligenes</i> sp.	Water e Soil	HPLC *	AMPA	C-P Lyases	Current Microbiology	[16]
		Laboratory Culture	TLC *	AMPA *, Sarcosine, Glycine		Archives of Microbiology	[17]
<i>Arthrobacter</i>	<i>Arthrobacter</i> sp.	Soil	TLC *	Glycine, Sarcosine, Formaldehyde, Methionine, Histidine, Serine, Cysteine	C-P Lyases, Sarcosine Dehydrogenase Sarcosine and Oxidase	European Journal of Biochemistry	[18]

Table 1. Cont.

Genus	Species	Source	Biodegradation Analysis	Metabolites	Enzymes	Journal	Reference
<i>Bacillus</i>	<i>Bacillus</i> sp.	Soil	Spectrophotometry	AMPA *, Sarcosine	C-P Lyases	Groundwater for Sustainable Development	[19]
	<i>Bacillus aryabhattai</i>		Spectrophotometry UV-Vis	AMPA *, Sarcosine	Glyphosate Oxidoreductase, Sarcosine and Oxidase	Saudi Journal of Biological Sciences	[20]
			Spectrophotometry and NMR *	AMPA *	Glyphosate Oxidoreductase	Science of the Total Environment	[13]
			GC-MS *	AMPA *	C-P Lyases Glyphosate Oxidoreductase	Microbiology Research Journal International	[21]
	<i>Bacillus cereus</i>		HPLC *	AMPA *, Sarcosine, Formaldehyde, Glyoxylate e Glycine	Glyphosate Oxidoreductase, C-P Lyases	Journal of General and Applied Microbiology	[22]
				Inorganic Phosphate, Polyphosphate	C-P Lyases	The ISME Journal	[23]
	<i>Bacillus megaterium</i>			AMPA *, Sarcosine, Formaldehyde, Glyoxylate e Glycine	Glyphosate Oxidoreductase, C-P Lyases	Iraqi Journal of Agricultural Sciences	[24]
	<i>Bacillus subtilis</i>		ESI-MS *, HPLC *	AMPA *, Sarcosine, Glyoxylate, Metaphosphoric Acid, Phosphate	C-P Lyase, Glyphosate Oxidoreductase	Journal of Environmental Chemical Engineering	[25]
<i>Bradyrhizobium</i>	<i>Bradyrhizobium</i> sp.	Soil	UPLC-ESI-MS *	AMPA *	Oxidase of Glycine, C-P Lyases	Current Microbiology	[27]
	<i>Bradyrhizobium japonicum</i>						
	<i>Bradyrhizobium diazoefficiens</i>						
	<i>Bradyrhizobium otlawaense</i>						
	<i>Bradyrhizobium lablabi</i>						
	<i>Bradyrhizobium erythrophlei</i>						
	<i>Bradyrhizobium jicamae</i>						
	<i>Bradyrhizobium elkanii</i>						
	<i>Bradyrhizobium canariense</i>						
	<i>Bradyrhizobium lupini</i>						
	<i>Bradyrhizobium icense</i>						
<i>Chryseobacterium</i>	<i>Chryseobacterium</i> sp.	Activated Sludge	HPLC *, LC-MS *	AMPA *, Glycolic Acid, Hydrogen Peroxide	Oxidase of Glycine	Journal of Agricultural and Food Chemistry	[28]
		Soil	UPLC-MS *	AMPA *, Glyoxylate, Sarcosine, Glycine	C-N Lyases	Journal of Hazardous Materials	[29]
<i>Comamonas</i>	<i>Comamonas odontotermitis</i>	Soil	HPLC *	AMPA *, Sarcosine, Glycine	Glyphosate Oxidoreductase C-P Lyases	Pedosphere	[30]
<i>Ensifer</i>	<i>Ensifer</i> sp.	Soil	HPLC *	AMPA *, CO ₂ *, Phosphate and Water	Phosphatase, Phosphotriesterase	International Journal of Applied and Natural Sciences	[31]

Table 1. Cont.

Genus	Species	Source	Biodegradation Analysis	Metabolites	Enzymes	Journal	Reference
<i>Enterobacter</i>	<i>Enterobacter</i> sp.	Soil	HPLC *	AMPA *	C-P Lyases	Genomics Data	[32]
<i>Geobacillus</i>	<i>Geobacillus caldosylosilyticus</i>	Water	HPLC *, NMR *	AMPA *, Glyoxylate	Glyphosate Oxidoreductase	Applied and Environmental Microbiology	[33]
<i>Klebsiella</i>	<i>Klebsiella variicola</i>	Soil	Spectrophotometry	AMPA *	-	Biological Diversity and Conservation	[34]
			Spectrophotometry and NMR *		Glyphosate Oxidoreductase	Science of the Total Environment	[35]
		Water	Spectrophotometry UV-Vis		C-P Lyases	Saudi Journal of Biological Sciences	[34]
	<i>Klebsiella pneumoniae</i>	Soil	Spectrophotometry		-	Biological Diversity and Conservation	[34]
			Spectrophotometry and NMR *		Glyphosate Oxidoreductase	Science of the Total Environment	[13]
<i>Lysinibacillus</i>	<i>Lysinibacillus sphaericus</i>	Soil	UHPLC-MS *	AMPA *, Sarcosine	Sarcosine Oxidase	Agriculture	[36]
<i>Novosphingobium</i>	<i>Novosphingobium</i> sp.	Water	HPLC *	AMPA *, Sarcosine, Formaldehyde e Glycine	C-P Lyases, Glycine Oxidoreductase	Journal of Hazardous Materials	[9]
<i>Ochrobactrum</i>	<i>Ochrobactrum</i> sp.	Soil	Spectrophotometry and NMR *	AMPA *	Glyphosate Oxidoreductase	Science of the Total Environment	[13]
			HPLC *		Glyphosate Oxidoreductase	Journal of Environmental Science and Health	[37]
			NMR *, LC-IRMS *		-	-	Environmental Science & Technology
	<i>Ochrobactrum anthropi</i>		HPLC *	Inorganic Phosphate	C-P Lyases	Applied and Environmental Microbiology	[15]
	<i>Ochrobactrum rhizosphaerae</i>		NMR *, LC-IRMS *	-	-	Environmental Science & Technology	[38]
	<i>Ochrobactrum intermedium</i>	TLC, HPLC	Sarcosine and Glycine	C-P Lyases	Pest Management Science	[30]	
	<i>Ochrobactrum hematophilum</i>	NMR *, LC-IRMS *	-	-	Environmental Science & Technology	[38]	
	<i>Ochrobactrum pituitosum</i>	Water	HPLC *	AMPA *, Sarcosine, Formaldehyde and Glycine	C-P Lyases, Glycine Oxidoreductase	Journal of Hazardous Materials	[9]
	<i>Pantoea</i>	<i>Pantoea stewartii</i>	Water	Spectrophotometry UV-Vis	AMPA *	C-P Lyase	Saudi Journal of Biological Sciences
<i>Providencia</i>	<i>Providencia rettgeri</i>	Soil	HPLC *	AMPA *	Glyphosate Oxidoreductase, C-P Lyase	Journal of Bioscience and Bioengineering	[39]
<i>Pseudomonas</i>	<i>Pseudomonas</i> sp.	Soil	Spectrophotometry	AMPA *, Sarcosine	C-P Lyases	Groundwater for Sustainable Development	[19]
		Water	Spectrophotometry UV-Vis	AMPA *	C-P Lyases	Saudi Journal of Biological Sciences	[35]
		Soil	TLC *	Sarcosine	C-P Lyases	FEMS Microbiology Letters	[40]
					Sarcosine Desidrogenase	The Journal of Biological Chemistry	[41]
		Water and Soil	HPLC *	AMPA *	C-P Lyases	Current Microbiology	[16]
	Soil and Sludge	Spectrophotometry	Applied Microbiology and Biotechnology			[42]	
	<i>Pseudomonas stutzeri</i>	Water and Soil	HPLC *			Current Microbiology	[16]
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Soil	GC-MS *		C-P Lyases Glyphosate Oxidoreductase	Microbiology Research Journal International	[21]
	<i>Pseudomonas putida</i>		TLC *, HPLC *		Glyphosate Oxidoreductase	Microorganisms	[5]

Table 1. Cont.

Genus	Species	Source	Biodegradation Analysis	Metabolites	Enzymes	Journal	Reference
<i>Rhizobium</i>	<i>Rhizobium</i> sp.	Soil	HPLC *	AMPA *, CO ₂ *, Phosphate and Water	Phosphatase, Phosphotriesterase	International Journal of Applied and Natural Sciences	[31]
	<i>Rhizobium leguminosarum</i>		ESI-MS *, HPLC *	AMPA *, Sarcosine, Glyoxylate, Metaphosphoric Acid, Phosphate	C-P Lyases, Glyphosate Oxidoreductase	Journal of Environmental Chemical Engineering	[25]
<i>Sinorhizobium</i>	<i>Sinorhizobium saheli</i>	Soil	HPLC *	AMPA *, CO ₂ *, Phosphate and Water	Phosphatase, Phosphotriesterase	International Journal of Applied and Natural Sciences	[31]

* HPLC (High-Performance Liquid Chromatography), ESI-MS (Electrospray Ionization Mass Spectrometry), TLC (Thin Layer Chromatography), GC-MS (Gas Chromatography-Mass Spectrometry), Spectrophotometer, UV-Vis Spectrophotometer, NMR (Nuclear Magnetic Resonance), LC-IRMS (Liquid Chromatography-Isotope Ratio Mass Spectrometry), UHPLC-MS (Ultra High-Performance Liquid Chromatography-Mass Spectrometry), UPLC-ESI-MS (Ultra Performance Liquid Chromatography-Electrospray Ionization Mass Spectrometry), AMPA (Aminomethylphosphonic Acid), CO₂ (Carbon Dioxide).

A total of 21 genera and 46 bacterial species related to glyphosate degradation were identified in this systematic review. The most frequent genera were *Bacillus* (n = 9), *Pseudomonas* (n = 8), and *Ochrobactrum* (n = 6), with species including *Bacillus* sp., *B. aryabhattai*, *B. cereus*, *B. megaterium*, *B. subtilis*, *Pseudomonas* sp., *P. stutzeri*, *P. aeruginosa*, *P. putida*, *Ochrobactrum* sp., *O. anthropi*, *O. rhizosphaerae*, *O. intermedium*, *O. hematophilum*, and *O. pituitosum* (Table 1).

The biodegradation process for this herbicide was evaluated using various methodologies such as High-Performance Liquid Chromatography (HPLC), Electrospray Ionization Mass Spectrometry (ESI-MS), Thin Layer Chromatography (TLC), Gas Chromatography-Mass Spectrometry (GC-MS), Spectrophotometer, UV-Vis Spectrophotometer, Nuclear Magnetic Resonance (NMR), Liquid Chromatography-Isotope Ratio Mass Spectrometry (LC-IRMS), Ultra High-Performance Liquid Chromatography-Mass Spectrometry (UHPLC-MS), and Ultra Performance Liquid Chromatography-Electrospray Ionization Mass Spectrometry (UPLC-ESI-MS), with HPLC being one of the most commonly used techniques (Table 1).

The main enzymes analyzed were glyphosate oxidoreductase, C-P lyases, glycine oxidoreductase, sarcosine dehydrogenase, sarcosine oxidase, glycine oxidase, C-N lyases, phosphatase, and phosphotriesterase (Table 1). AMPA was the most frequently observed intermediate metabolite, and glyphosate oxidoreductase was the most frequently reported enzyme in these studies.

Furthermore, the key intermediate metabolites resulting from this biodegradation process were identified, including Aminomethylphosphonic Acid (AMPA), Carbon Dioxide (CO₂), phosphate, water, sarcosine, glyoxylate, metaphosphoric acid, formaldehyde, inorganic phosphate, glycine, glycolic acid, hydrogen peroxide, methionine, histidine, serine, and cysteine (Table 1). According to the data from this systematic review, the highest number of studies published from 1984 to 2023 was observed in 2021 (Figure 2).

Another approach observed in this study pertains to the main continents and countries that have contributed to this topic by publishing related articles. Figure 3 shows that South and North America lead in the number of publications, with Argentina (16) in first place, followed by the United States (12). The figure also presents the distribution of bacterial genera by continent.

Continuing with the qualitative synthesis regarding scientific journals, out of the 29 journals addressed in this study, 23 had an Impact Factor (IF) as represented in the Journal Citation Reports (JCR) (Figure 4), resulting in an overall average IF of 4.8. However, only six journals were not indexed in the JCR: Biological Diversity and Conservation,

Genomics Data, Genetics and Molecular Research, Iraqi Journal of Agricultural Sciences, Microbiology Research Journal International, and Saudi Journal of Biological Sciences.

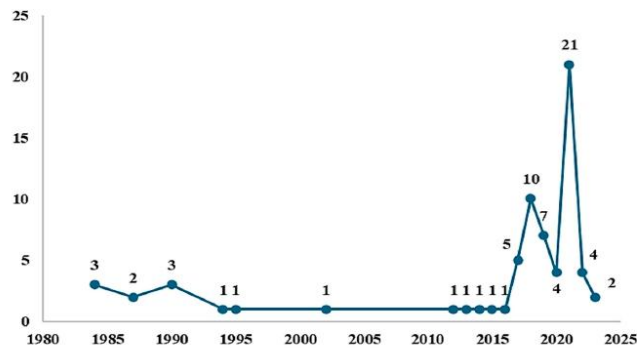


Figure 2. Number of studies published on glyphosate degradation involving bacteria.

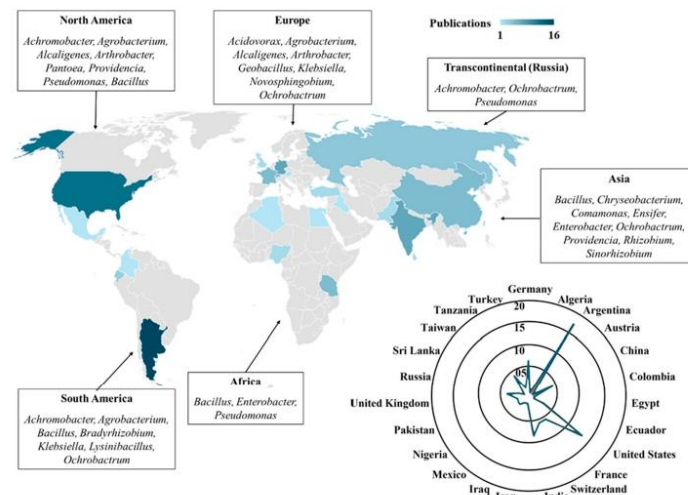


Figure 3. Distribution of genera and published studies by continent and country.

Regarding the risk of bias according to the JBI checklist, it was observed that the majority of responses in the critical appraisal questionnaire for the studies consisted of >80% “Yes” responses. This indicates that the eligible studies in this investigation presented a low risk of bias, demonstrating high methodological quality.

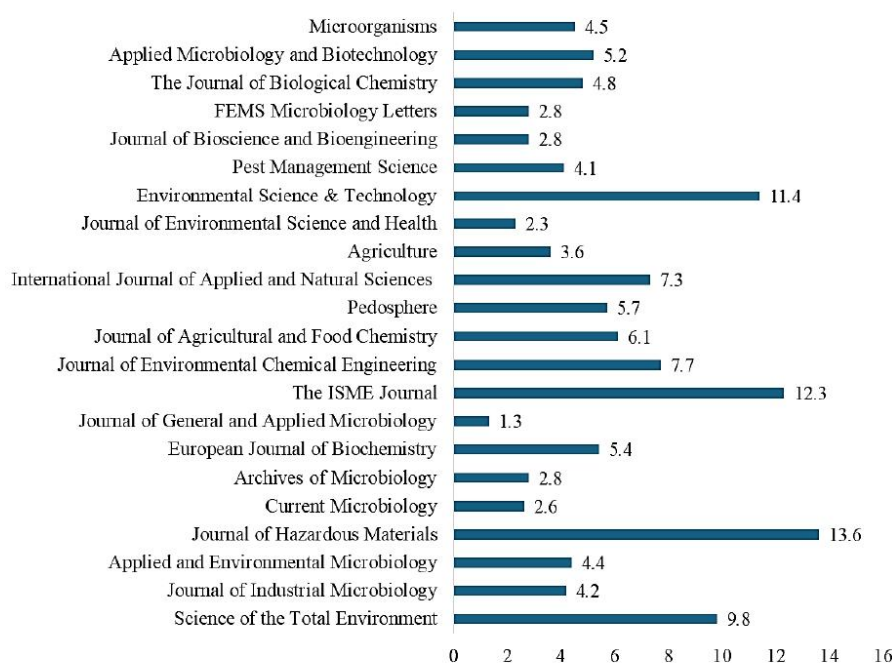


Figure 4. Impact factor of scientific journals publishing bacteria-mediated degradation of glyphosate.

9. Discussion

The widespread and unrestricted use of the herbicide glyphosate has threatened the health of non-target plants, animals, humans, and even microorganisms in various ecosystems. Consequently, investigations have been conducted to thoroughly understand the consequences of this herbicide, particularly in carbon mineralization [43].

Most of the isolated microorganisms were obtained from agricultural soils and water bodies contaminated with herbicides. These isolation sites are frequently exposed to intensive glyphosate applications, suggesting that the presence of these herbicides selects and favors microbial populations with degradation capabilities [38]. For example, *Bacillus* and *Pseudomonas* species have been isolated from continuously cultivated soils, while *Ochrobactrum* and *Achromobacter* have been found in contaminated wastewater and activated sludge [9,13].

This information underscores the importance of investigating the environmental contamination of isolation sites to correlate the presence of these microorganisms with their ability to biodegrade glyphosate in situ. Additionally, identifying contaminated environments provides insights into the applicability of these microorganisms for bioremediation strategies in different environmental contexts [44,45].

Biodegradation is the primary process for eliminating this compound from the environment, and it has been extensively studied in experiments with microorganisms, especially bacteria. Thus, this approach has been investigated in vitro to understand the bacterial capacity to use this herbicide as a source of inorganic phosphorus, as well as nitrogen and carbon [14].

In this context, it is considered that glyphosate biodegradation in water or soil is not only affected by bacterial activity or the composition of herbicide but also by the physical environment in which the compound is found. This physical environment is related to

soil characteristics, the rate of glyphosate application, soil management practices, and the processes of herbicide transport to the soil [43].

This review found that glyphosate degradation by bacteria can occur in different environments, both aquatic and terrestrial. Soil and water are the main environments where glyphosate can alter the physical and chemical habitat, resulting in changes in biodiversity. Due to its strong interaction with iron particles, aluminum oxide, and clay, the retention capacity of this herbicide on soil surfaces is high [8,16]. This strong adsorption to specific soil particles means that immediate leaching of glyphosate is considered low and/or insufficient. Some studies demonstrate that due to agricultural practices such as plowing, tilling, and irrigation, as well as rainfall intensity, glyphosate can reach streams and rivers, consequently contaminating not only the water but also the organisms living in those ecosystems. This exposure results in communities of microorganisms in the environment that can develop tolerance and adherence to different types of substrates, as well as acquire mineralization and transformation capacities [8,45]. Therefore, the investigation into understanding the factors and processes involved in glyphosate metabolism has focused on isolating these microorganisms from different environments and consequently optimizing culture conditions through a laboratory enrichment approach. This controlled optimization allows monitoring of pH, temperature, incubation time, inoculum, and herbicide concentration to obtain responses about which bacteria are capable of degrading it [38,42].

Over the years, the literature has shown an increasing number of bacteria capable of degrading glyphosate. Thus, the ability of bacteria to degrade glyphosate is widely distributed across various genera and is not restricted to specific taxonomic groups. The most commonly observed genera include *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Ochrobactrum*, *Achromobacter*, *Agrobacterium*, and *Klebsiella* [15,16,42,44]. This review identified the main genera for this purpose as *Bacillus*, *Pseudomonas*, and *Ochrobactrum*.

Thus, glyphosate-degrading bacteria have the ability to decompose this compound into smaller molecules through enzymatic reactions (Figure 5) [46]. There are two main metabolic pathways involved in the degradation of glyphosate by bacteria. The glyphosate oxidation pathway, mediated by the enzyme glyphosate oxidoreductase, results in the formation of AMPA and formaldehyde [14,47]. The second pathway is the C-P lyase pathway, in which the enzyme C-P lyase cleaves the carbon-phosphorus bond, producing sarcosine and inorganic phosphate [8]. These pathways are fundamental for efficient biodegradation and vary among different bacterial genera [7]. Additionally, these enzymes are encoded by specific genes that differ between bacterial genera, reflecting the diversity of biodegradation mechanisms.

The main intermediate metabolites found in the literature include AMPA, sarcosine, glyoxylate, glycine, metaphosphoric acid, and phosphate [7,47]. In this context, glyoxylate, AMPA, and sarcosine can undergo further bacterial degradation. Glyoxylate can be metabolized into glycine and CO₂. Additionally, AMPA can be cleaved to produce inorganic phosphate and methylamine. Methylamine can subsequently be degraded into formaldehyde and incorporated into bacterial biomass. Lastly, sarcosine can be cleaved into glycine and formaldehyde and also incorporated into bacterial biomass [8].

The microorganisms listed in Table 1 demonstrate the ability to use glyphosate as a source of carbon, phosphorus, and, in some cases, nitrogen. This process is possible due to the presence of specific enzymes that break down glyphosate into simpler compounds that can be metabolized for energy production [14,48]. For example, genera such as *Bacillus*, *Pseudomonas*, and *Ochrobactrum* are known to metabolize glyphosate and its intermediates, such as AMPA (aminomethylphosphonic acid) and sarcosine, into usable substrates [10,39].

During glyphosate degradation, the accumulation of intermediate metabolites, primarily AMPA and sarcosine, [13,14]. Although some microorganisms can metabolize these additional compounds, the persistence of AMPA in the environment is concerning due to its toxicity, which is similar to that of glyphosate [2,49]. Sarcosine can also accumulate in environments where degradation is not entirely efficient [42].

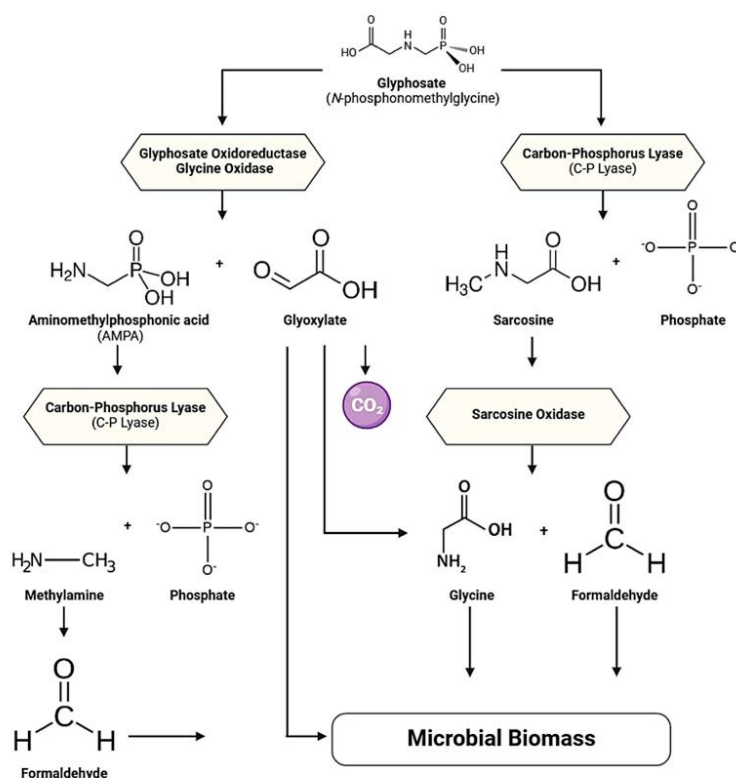


Figure 5. Glyphosate handling routes.

Intermediate metabolites from glyphosate degradation, especially AMPA, pose significant environmental risks. Studies indicate that AMPA can cause adverse effects in aquatic and terrestrial organisms, including endocrine dysfunctions and growth problems [50,51]. Therefore, the presence of these intermediates in the environment requires ongoing attention and mitigation strategies to prevent long-term environmental impacts [2].

The uniformity of the enzymes and metabolites listed in Table 1 across different bacterial types suggests that there are indeed conserved metabolic pathways for glyphosate degradation among various bacterial species. The two main biodegradation pathways, the glyphosate oxidoreductase pathway, which produces AMPA (aminomethylphosphonic acid), and the C-P lyase pathway, which generates sarcosine and inorganic phosphate, have been observed in genera such as *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Ochrobactrum*, and *Achromobacter* [8,14]. This consistency suggests that the evolution of these metabolic pathways may have occurred in parallel or through horizontal gene transfer (HGT), facilitating the spread of glyphosate-degrading genes among different bacterial species [38,42].

Despite the similarity in metabolic pathways, factors such as enzyme efficiency, optimal environmental conditions, and genetic regulation can vary among species, influencing the overall effectiveness of degradation. For instance, *Bacillus cereus* may exhibit high glyphosate degradation efficiency under neutral pH conditions [40], while *Pseudomonas putida* may have greater tolerance to environments with additional contaminants [4].

This uniformity also suggests that applying combined bioremediation strategies using consortia of different species can be advantageous, leveraging the robustness of conserved pathways and the complementary adaptive capabilities of individual species. Additional studies should explore the genetic regulation of these pathways in different species and investigate potential adaptive mutations that could optimize degradation under specific contaminated environmental conditions [38,41].

The adaptive capacity of bacterial glyphosate biodegradation results from selective pressure in contaminated environments, leading to the evolution of specialized metabolic pathways. Furthermore, horizontal gene transfer (HGT) plays a crucial role in disseminating glyphosate-degrading genes. Genes encoding these degrading enzymes can be transferred between bacterial species via plasmids, transposons, and integrative conjugative elements [8,42]. This transfer facilitates the rapid adaptation of microbial communities to glyphosate-contaminated environments, increasing the likelihood of finding degradative microorganisms in diverse ecological niches.

Understanding the ecology and evolutionary dynamics of degradative microorganisms is essential for optimizing bioremediation strategies. For example, identifying microbial communities with a high potential for horizontal gene transfer may enable the creation of synthetic microbial consortia that are more effective in field-based glyphosate degradation [39]. Additionally, studying the evolution of these genes can provide insights into the resilience and resistance of microbial populations in contaminated sites.

Besides primary glyphosate-degrading microorganisms, other environmental microbes can contribute to the mineralization of intermediate metabolites. *Pseudomonas*, *Achromobacter*, and *Bacillus* species have demonstrated the ability to degrade AMPA into less toxic compounds, such as inorganic phosphate and methylamine [38,52]. This microbial interaction is crucial for the complete biodegradation process and for the environmental recovery of contaminated areas [8,42].

The analytical methodology for the herbicide glyphosate and its metabolites has seen numerous studies utilizing LC-MS as a detector or with derivatization processes and UV-Visible or fluorescence detection, in addition to GC-MS and spectroscopic and electrochemical methods. These methods have been used for simpler, faster, and even more sensitive analyses for the quantification of this herbicide in environmental, biological, and food samples [53].

Studies show different effects of glyphosate depending on the organism. For example, microorganisms exhibit minimal acute toxicity, unlike terrestrial and aquatic organisms. In these organisms, depending on the concentration of glyphosate, toxic effects can be observed, such as endocrine dysfunctions, reproductive problems, growth issues, tumors, and liver, heart, and blood problems [2,50,51].

According to this investigation, South and North America lead in the number of publications on glyphosate biodegradation. This is likely due to the extensive use of this herbicide in local agriculture. Argentina and the United States, in particular, are large agricultural producers that heavily depend on glyphosate for weed control [54,55].

The high application of glyphosate in these countries creates a critical need to understand and mitigate its environmental impacts, driving research into the biodegradation of this compound. Consequently, both countries have invested significantly in scientific and

biotechnological research to develop and optimize biodegradation processes, reflected in the high number of academic publications on the topic.

As a result, glyphosate bioremediation technologies have been developed to remove the toxic effects, particularly of its metabolite AMPA. In most cases, bacteria are used as a degradation strategy for this herbicide and its metabolites into less harmful compounds, with pure strains and bacterial consortia identified to evaluate bioremediation efficiency, primarily with isolates from water and soil sources contaminated by this pesticide [54]. This is a promising alternative for eliminating this pollutant, making it less harmful to the environment. Consequently, investigations have continuously strived to find more sustainable and economically viable solutions, contributing to a promising environmentally sustainable and responsible future.

Figure 2 reveals a significant spike in the number of studies identifying glyphosate-degrading microorganisms in 2021. This increase can be attributed to several converging factors. Firstly, there was a rise in environmental and public health concerns related to the extensive use of glyphosate following the classification of this herbicide as “probably carcinogenic” by the International Agency for Research on Cancer (IARC) in 2015 [3]. This classification spurred scientific interest in alternative methods to mitigate the environmental impacts of glyphosate, such as bioremediation [55].

Furthermore, changes in public policies and environmental regulations in countries with high agricultural glyphosate usage, such as Argentina and the United States, encouraged funding for research focused on the biodegradation of this compound [56,57]. The increasing visibility of this topic at international conferences and its publication in high-impact journals also contributed to this surge [58,59].

The sharp decline after 2021 may be explained by a temporary saturation of research in this specific area, as the published studies had already covered the main microorganisms and metabolic pathways known at the time. Additionally, funding constraints and shifts in research priorities during the COVID-19 pandemic may have affected the continuity of new studies [59]. Another possible factor is the technical challenge of applying these discoveries on a practical scale. Implementing bioremediation strategies in the field faces barriers related to environmental variability and high costs, which may have reduced the momentum for further investigations focused solely on identifying degraders [8,60].

This investigation also addressed the Impact Factor (IF) according to the JCR. This criterion is important as it reveals the number of works published in high-IF journals, highlighting the dissemination of quality research and increasing the visibility and credibility of the studies conducted [61]. Additionally, journals with higher impact factors, such as the *Journal of Hazardous Materials* (13.6) and *The ISME Journal* (12.3), are recognized for their scientific rigor and scope, facilitating the inclusion of new knowledge in scientific and industrial practice. Therefore, by selecting high-impact journals for publications, these researchers contribute more significantly to the advancement of science and the implementation of innovative biotechnological solutions for glyphosate bioremediation, contributing to this highly relevant and essential topic for quality of life and the environment.

By consolidating this information, we provide a solid foundation for future research and the development of biotechnological strategies for bioremediation. Moreover, this review emphasizes the importance of continuous investigations to optimize environmental conditions and make large-scale applications feasible. Thus, this investigation strengthens existing knowledge and serves as a valuable resource for scientists, policymakers, and environmental professionals, promoting sustainable practices and more informed policies for herbicide management.

10. Conclusions

This review synthesized the main microorganisms capable of degrading glyphosate, addressing their metabolic pathways, the enzymes involved, and the intermediates formed. The results provide a solid foundation for applying these microorganisms in environmental bioremediation strategies. However, transitioning these laboratory findings to the field requires a deep understanding of real environmental conditions. These conditions refer to the variable and complex factors found in nature, such as temperature, pH, soil moisture, the presence of additional contaminants, native microbial composition, and interactions with other species, which differ from the controlled conditions of laboratory experiments.

For glyphosate-degrading microorganisms to be effective in natural environments, it is necessary to address challenges such as adaptation to environmental variations, competition with native microbiota, and the presence of multiple contaminants. Microorganisms like *Bacillus*, *Pseudomonas*, and *Ochrobactrum* show potential for glyphosate degradation in the laboratory, but their effectiveness in the field may be limited if they are not adapted to these variabilities. Strategies such as using microbial consortia, which combine different species to enhance degradation efficiency, can help overcome competition with native microorganisms. Additionally, immobilizing microorganisms on biocompatible supports and employing bioaugmentation techniques can improve their survival and persistence in the environment.

Thus, this review emphasizes the importance of conducting controlled field studies that consider environmental variability and test the effectiveness of microorganisms in glyphosate-contaminated sites. Therefore, this study not only expands scientific understanding but also provides practical guidelines for efficiently applying bioremediation in glyphosate-impacted areas. Future investigations should focus on metagenomic and functional studies to identify new degradative genes and better understand their interactions in complex ecosystems.

Author Contributions: All authors contributed to the conception and design of the study. The preparation of the material and data collection were carried out by K.S.S., M.R.F.d.S., M.A.C., H.T.S.L. and G.d.L.T. Data analysis was carried out by K.C.d.S.F., K.C.C.S., R.M.N.F., L.C.A.d.A. and F.M. The critical review of the manuscript was carried out by R.B., S.T., R.S., M.D.V.S., I.P.S.S., A.V.d.B. and M.B.M.d.O. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: The authors declare financial support was received for the research, authorship, and/or publication of this article. This research was funded by Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES/Brazil—Proc. no 88887.500819/2020-00). Financial support provided by FACEPE—APQ 1120-3.07/22 (Foundation for the Support of Science and Technology of the State of Pernambuco).

Informed Consent Statement: All study participants gave their informed consent to participate in this research. All study authors and participants gave their consent for the publication of the results of this research.

Data Availability Statement: Not applicable.

Conflicts of Interest: The authors declare that the research was conducted in the absence of any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

References

1. Mohy-Ud-Din, W.A.Q.A.S.; Akhtar, M.J.; Bashir, S.A.F.D.A.R.; Asghar, H.N.; Nawaz, M.F.; Chen, F.E.N.G. Isolated bacterial strains efficiently degrade glyphosate under different environmental conditions. *Pak. J. Bot.* **2024**, *56*, 765–774. [\[CrossRef\]](#)
2. Mohy-Ud-Din, W.; Chen, F.; Bashir, S.; Akhtar, M.J.; Asghar, H.N.; Farooqi, Z.U.R.; Zulfiqar, U.; Haider, F.U.; Afzal, A.; Alqahtani, M.D. Unlocking the potential of glyphosate-resistant bacterial strains in biodegradation and maize growth. *Front. Microbiol.* **2023**, *14*, 1285566. [\[CrossRef\]](#)

3. Ojelade, B.S.; Durowoju, O.S.; Adesoye, P.O.; Gibb, S.W.; Ekosse, G.I. Review of glyphosate-based herbicide and aminomethylphosphonic acid (AMPA): Environmental and health impacts. *Appl. Sci.* **2022**, *12*, 8789. [\[CrossRef\]](#)
4. Ibrahim, N.E.; Sevakumaran, V.; Ariffin, F. Preliminary study on glyphosate-degrading bacteria isolated from agricultural soil. *Environ. Adv.* **2023**, *12*, 100368. [\[CrossRef\]](#)
5. Esikova, T.Z.; Anokhina, T.O.; Suzina, N.E.; Shushkova, T.V.; Wu, Y.; Solyanikova, I.P. Characterization of a New *Pseudomonas putida* Strain Ch2, a Degradator of Toxic Anthropogenic Compounds Epsilon-Caprolactam and Glyphosate. *Microorganisms* **2023**, *11*, 650. [\[CrossRef\]](#)
6. Malla, M.A.; Dubey, A.; Kumar, A.; Yadav, S.; Kumari, S. Modeling and optimization of chlorpyrifos and glyphosate biodegradation using RSM and ANN: Elucidating their degradation pathways by GC-MS based metabolomics. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2023**, *252*, 114628. [\[CrossRef\]](#)
7. Singh, B.; Christina, E. Indigenous microorganisms as an effective tool for in situ bioremediation. *Relatsh. Between Microbes Environ. Sustain. Ecosyst. Serv.* **2022**, *2*, 273–295. [\[CrossRef\]](#)
8. Aslam, S.; Arslan, M.; Nowak, K.M. Microbial activity, community composition and degraders in the glyphosate-spiked soil are driven by glycine formation. *Sci. Total Environ.* **2024**, *907*, 168206. [\[CrossRef\]](#)
9. Rossi, F.; Carles, L.; Donnadieu, F.; Batisson, I.; Artigas, J. Glyphosate-degrading behavior of five bacterial strains isolated from stream biofilms. *J. Hazard. Mater.* **2021**, *420*, 126651. [\[CrossRef\]](#)
10. Page, M.J.; McKenzie, J.E.; Bossuyt, P.M.; Boutron, I.; Hoffmann, T.C.; Mulrow, C.D.; Shamseer, L.; Tetzlaff, J.M.; Akl, E.A.; Brennan, S.E.; et al. The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. *BMJ* **2021**, *372*, n71.
11. Morgan, R.L.; Whaley, P.; Thayer, K.A.; Schünemann, H.J. Identifying the PECO: A framework for formulating good questions to explore the association of environmental and other exposures with health outcomes. *Environ. Int.* **2018**, *121*, 1027. [\[PubMed\]](#)
12. Lockwood, C.; Porrit, K.; Munn, Z.; Rittenmeyer, L.; Salmond, S.; Bjerrum, M.; Loveday, H.; Carrier, J.; Stannard, D. Systematic reviews of qualitative evidence. In *Joanna Briggs Institute Reviewer's Manual*; The Joanna Briggs Institute: Adelaide, Australia, 2017. [\[CrossRef\]](#)
13. Masotti, F.; Garavaglia, B.S.; Piazza, A.; Burdisso, P.; Altabe, S.; Gottig, N.; Ottado, J. Bacterial isolates from Argentine Pampas and their ability to degrade glyphosate. *Sci. Total Environ.* **2021**, *774*, 145761. [\[CrossRef\]](#)
14. McAuliffe, K.S.; Hallas, L.E.; Kulpa, C.F. Glyphosate degradation by *Agrobacterium radiobacter* isolated from activated sludge. *J. Ind. Microbiol.* **1990**, *6*, 219–221. [\[CrossRef\]](#)
15. Ermakova, I.T.; Shushkova, T.V.; Sviridov, A.V.; Zelenkova, N.F.; Vinokurova, N.G.; Baskunov, B.P.; Leontievsky, A.A. Organophosphonates utilization by soil strains of *Ochrobactrum anthropi* and *Achromobacter* sp. *Arch. Microbiol.* **2017**, *199*, 665–675. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
16. Talbot, H.W.; Johnson, L.M.; Munnecke, D.M. Glyphosate utilization by *Pseudomonas* sp. and *Alcaligenes* sp. isolated from environmental sources. *Curr. Microbiol.* **1984**, *10*, 255–259. [\[CrossRef\]](#)
17. Lerbs, W.; Stock, M.; Parthier, B. Physiological aspects of glyphosate degradation in *Alcaligenes* spec. strain GL. *Arch. Microbiol.* **1990**, *153*, 146–150. [\[CrossRef\]](#)
18. Pipke, R.; Amrhein, N.; Jacob, G.S.; Schaefer, J.; Kishore, G.M. Metabolism of glyphosate in an *Arthrobacter* sp. GLP-1. *Eur. J. Biochem.* **1987**, *165*, 267–273. [\[CrossRef\]](#)
19. Wijekoon, N.; Yapa, N. Assessment of plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) on potential biodegradation of glyphosate in contaminated soil and aquifers. *Groundw. Sustain. Dev.* **2018**, *7*, 465–469. [\[CrossRef\]](#)
20. Elarabi, N.I.; Abdelhadi, A.A.; Ahmed, R.H.; Saleh, I.; Arif, I.A.; Osman, G.; Ahmed, D.S. *Bacillus aryabhattai* FACU: A promising bacterial strain capable of manipulate the glyphosate herbicide residues. *Saudi J. Biol. Sci.* **2020**, *27*, 2207–2214. [\[CrossRef\]](#)
21. Ezaka, E.; Akintokun, A.K.; Akintokun, P.O.; Taiwo, L.B.; Uthman, A.C.O.; Oyedele, O.A.; Aluko, O.I. Glyphosate degradation by two plant growth promoting bacteria (PGPB) isolated from rhizosphere of maize. *Microb. Resea. J. Inter.* **2018**, *26*, 1–11. [\[CrossRef\]](#)
22. Fan, J.; Yang, G.; Zhao, H.; Shi, G.; Geng, Y.; Hou, T.; Tao, K. Isolation, identification and characterization of a glyphosate-degrading bacterium, *Bacillus cereus* CB4, from soil. *J. Gen. Appl. Microbiol.* **2012**, *58*, 263–271. [\[CrossRef\]](#)
23. Cortés, A.G.; Martínez-Ledezma, C.; López-Chuken, U.J.; Kaushik, G.; Nimesh, S.; Villarreal-Chiu, J.F. Polyphosphate recovery by a native *Bacillus cereus* strain as a direct effect of glyphosate uptake. *ISME J.* **2019**, *13*, 1497–1505. [\[CrossRef\]](#)
24. Mousa, N.; Ali, A.; Hussein, M. *Bacillus megaterium* biodegradation glyphosate. *Iraqi J. Agric. Sci.* **2019**, *50*, 1674–1680. [\[CrossRef\]](#)
25. Singh, S.; Kumar, V.; Singh, J. Kinetic study of the biodegradation of glyphosate by indigenous soil bacterial isolates in presence of humic acid, Fe (III) and Cu (II) ions. *J. Environ. Chem. Eng.* **2019**, *7*, 103098. [\[CrossRef\]](#)
26. Yu, X.M.; Yu, T.; Yin, G.H.; Dong, Q.L.; An, M.; Wang, H.R.; Ai, C.X. Glyphosate biodegradation and potential soil bioremediation by *Bacillus subtilis* strain Bs-15. *Genet. Mol. Res.* **2015**, *14*, 14717–14730. [\[CrossRef\]](#)
27. Guijarro, K.; De Gerónimo, E.; Erijman, L. Glyphosate biodegradation potential in soil based on glycine oxidase gene (thiO) from *Bradyrhizobium*. *Curr. Microbiol.* **2021**, *78*, 1991–2000. [\[CrossRef\]](#)
28. Zhang, W.; Chen, W.J.; Chen, S.F.; Lei, Q.; Li, J.; Bhatt, P.; Mishra, S.; Chen, S. Cellular response and molecular mechanism of glyphosate degradation by *Chryseobacterium* sp. Y16C. *J. Agric. Food Chem.* **2023**, *71*, 6650–6661. [\[CrossRef\]](#)

29. Zhang, W.; Li, J.; Zhang, Y.; Wu, X.; Zhou, Z.; Huang, Y.; Zhao, Y.; Mishra, S.; Bhatt, P.; Chen, S. Characterization of a novel glyphosate-degrading bacterial species, *Chryseobacterium* sp. Y16C, and evaluation of its effects on microbial communities in glyphosate-contaminated soil. *J. Hazard. Mater.* **2022**, *432*, 128689. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
30. Firdous, S.; Iqbal, S.; Anwar, S. Optimization and modeling of glyphosate biodegradation by a novel *Comamonas odontotermitis* P2 through response surface methodology. *Pedosphere* **2020**, *30*, 618–627. [\[CrossRef\]](#)
31. Chauhan, M.P.; Singh, N.K.; Chaudhary, A.K.; Shalini, R. Characterization of rhizobium isolates from *Sesbania* rhizosphere and their role in bioremediation of glyphosate and *Monocrotophos*. *Int. J. Appl. Nat. Sci.* **2017**, *6*, 11–22.
32. Benslama, O.; Boulahrouf, A. High-quality draft genome sequence of *Enterobacter* sp. Bisph2, a glyphosate-degrading bacterium isolated from a sandy soil of Biskra, Algeria. *Genom. Data* **2016**, *8*, 61–66. [\[CrossRef\]](#)
33. Obojska, A.; Ternan, N.G.; Lejczak, B.; Kafarski, P.; McMullan, G. Organophosphonate utilization by the thermophile *Geobacillus caldoolysilyticus* T20. *Appl. Environ. Microbiol.* **2002**, *68*, 2081–2084. [\[CrossRef\]](#)
34. Kurtoglu, C.; Ceylan, F.; Cömertpay, S.; Akyol, İ. Determination of herbicide degradation potentials of bacteria isolated from glyphosate applied soil. *Biol. Divers. Conserv.* **2020**, *13*, 102–108. [\[CrossRef\]](#)
35. Alomia, F.; Ballesteros, L.; Castillejo, P. Bioremediation potential of glyphosate-degrading microorganisms in eutrophicated Ecuadorian water bodies. *Saudi J. Biol. Sci.* **2022**, *29*, 1550–1558. [\[CrossRef\]](#)
36. Rodríguez, M.; Melo, C.; Jiménez, E.; Dussán, J. Glyphosate bioremediation through the sarcosine oxidase pathway mediated by *Lysinibacillus sphaericus* in soils cultivated with potatoes. *Agriculture* **2019**, *9*, 217. [\[CrossRef\]](#)
37. Hadi, F.; Mousavi, A.; Noghabi, K.A.; Tabar, H.G.; Salmanian, A.H. New bacterial strain of the genus *Ochrobactrum* with glyphosate-degrading activity. *J. Environ. Sci. Health Part B* **2013**, *48*, 208–213. [\[CrossRef\]](#)
38. Ehrl, B.N.; Mogusu, E.O.; Kim, K.; Hofstetter, H.; Pedersen, J.A.; Elsner, M. High permeation rates in liposome systems explain rapid glyphosate biodegradation associated with strong isotope fractionation. *Environ. Sci. Technol.* **2018**, *52*, 7259–7268. [\[CrossRef\]](#)
39. Xu, B.; Sun, Q.J.; Lan, J.C.W.; Chen, W.M.; Hsueh, C.C.; Chen, B.Y. Exploring the glyphosate-degrading characteristics of a newly isolated, highly adapted indigenous bacterial strain, *Providencia rettgeri* GDB 1. *J. Biosci. Bioeng.* **2019**, *128*, 80–87. [\[CrossRef\]](#)
40. Dick, R.E.; Quinn, J.P. Control of glyphosate uptake and metabolism in *Pseudomonas* sp. 4ASW. *FEMS Microbiol. Lett.* **1995**, *134*, 177–182. [\[CrossRef\]](#)
41. Kishore, G.M.; Jacob, G.S. Degradation of glyphosate by *Pseudomonas* sp. PG2982 via a sarcosine intermediate. *J. Biol. Chem.* **1987**, *262*, 12164–12168. [\[CrossRef\]](#)
42. Selvapandian, A.; Bhatnagar, R.K. Isolation of a glyphosate-metabolising *Pseudomonas*: Detection, partial purification and localisation of carbon-phosphorus lyase. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **1994**, *40*, 876–882. [\[CrossRef\]](#)
43. Singh, S.; Kumar, V.; Gill, J.P.K.; Datta, S.; Singh, S.; Dhaka, V.; Kapoor, D.; Wani, A.B.; Dhanjal, D.S.; Kumar, M.; et al. Herbicide glyphosate: Toxicity and microbial degradation. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2020**, *17*, 7519. [\[CrossRef\]](#)
44. Zabaloy, M.C.; Allegrini, M.; Hernandez Guijarro, K.; Behrends Kraemer, F.; Morrás, H.; Erijman, L. Microbiomes and glyphosate biodegradation in edaphic and aquatic environments: Recent issues and trends. *World J. Microbiol. Biotechnol.* **2022**, *38*, 98. [\[CrossRef\]](#)
45. Sidoli, P.; Baran, N.; Angulo-Jaramillo, R. Glyphosate and AMPA adsorption in soils: Laboratory experiments and pedotransfer rules. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2016**, *23*, 5733–5742. [\[CrossRef\]](#)
46. Artigas, J.; Batisson, L.; Carles, L. Dissolved organic matter does not promote glyphosate degradation in auto-heterotrophic aquatic microbial communities. *Environ. Pollut.* **2020**, *259*, 113951. [\[CrossRef\]](#)
47. Zhan, H.; Feng, Y.; Fan, X.; Chen, S. Recent advances in glyphosate biodegradation. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **2018**, *102*, 5033–5043. [\[CrossRef\]](#)
48. Padilla, J.T.; Selim, H.M. Time-Dependent Sorption and Desorption of Glyphosate in Soils: Multi-reaction Modeling. *Vadose Zone J.* **2019**, *18*, 1–10. [\[CrossRef\]](#)
49. Chen, Y.; Chen, W.J.; Huang, Y.; Li, J.; Zhong, J.; Zhang, W.; Zou, Y.; Mishra, S.; Bhatt, P.; Chen, S. Insights into the microbial degradation and resistance mechanisms of glyphosate. *Environ. Res.* **2022**, *215*, 114153. [\[CrossRef\]](#)
50. Lescano, M.R.; Pizzul, L.; Castillo, M.D.P.; Zalazar, C.S. Glyphosate and aminomethylphosphonic acid degradation in biomixtures based on alfalfa straw, wheat stubble and river waste. *J. Environ. Manag.* **2018**, *228*, 451–457. [\[CrossRef\]](#)
51. Carpenter, J.K.; Monks, J.M.; Nelson, N. The effect of two glyphosate formulations on a small, diurnal lizard (*Oligosoma polychroma*). *Ecotoxicology* **2016**, *25*, 548–554. [\[CrossRef\]](#)
52. Lugowska, K. The effects of Roundup on gametes and early development of common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Fish Physiol. Biochem.* **2018**, *44*, 1109–1117. [\[CrossRef\]](#)
53. Dovidauskas, S.; Okada, I.A.; Dos Santos, F.R. Validation of a simple ion chromatography method for simultaneous determination of glyphosate, aminomethylphosphonic acid and ions of Public Health concern in water intended for human consumption. *J. Chromatogr. A* **2020**, *1632*, 461603. [\[CrossRef\]](#)

54. Korkmaz, V.; Yildirim, N.; Erguven, G.O.; Durmus, B.; Nuhoglu, Y. The bioremediation of glyphosate in soil media by some newly isolated bacteria: The COD, TOC removal efficiency and mortality assessment for *Daphnia magna*. *Environ. Technol. Innov.* **2021**, *22*, 101535. [\[CrossRef\]](#)
55. Banerjee, R.; Banerjee, M.; Mondal, S. Policies and Issues in Environmental Biotechnology Research. In *Emerging Trends in Environmental Biotechnology*; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2022; pp. 177–201. [\[CrossRef\]](#)
56. Maggi, F.; la Cecilia, D.; Tang, F.H.; McBratney, A. The global environmental hazard of glyphosate use. *Sci. Total Environ.* **2020**, *717*, 137167. [\[CrossRef\]](#)
57. Klingelhöfer, D.; Braun, M.; Brüggemann, D.; Groneberg, D.A. Glyphosate: How do ongoing controversies, market characteristics, and funding influence the global research landscape? *Sci. Total Environ.* **2021**, *765*, 144271. [\[CrossRef\]](#)
58. Lee, D.; Kang, J.; Kim, K. Global collaboration research strategies for sustainability in the post COVID-19 era: Analyzing virology-related national-funded projects. *Sustainability* **2020**, *12*, 6561. [\[CrossRef\]](#)
59. Shin, H.; Kim, K.; Kogler, D.F. Scientific collaboration, research funding, and novelty in scientific knowledge. *PLoS ONE* **2022**, *17*, e0271678. [\[CrossRef\]](#)
60. Zahoor, I.; Mushtaq, A. Water pollution from agricultural activities: A critical global review. *Int. J. Chem. Biochem. Sci.* **2023**, *23*, 164–176.
61. Masic, I.; Jankovic, S.M. Meta-analysing methodological quality of published research: Importance and effectiveness. *Stud. Health Technol. Inf.* **2020**, *272*, 229–232. [\[CrossRef\]](#)

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

4.4 ARTIGO 4

“Emerging Bacterial Resistance and Genotoxicity of Water-Soluble Fractions in Agricultural Soils: Effects of Continuous Glyphosate Use in the Brazilian Semiarid Region”, corresponde a um artigo experimental submetido ao periódico científico Environmental Monitoring and Assessment.

Qualis: A3

Fator de Impacto: 3.0

The screenshot shows the submission status page on the Springer Nature SNAPP platform. The page title is "Emerging Bacterial Resistance and Genotoxicity of Water-Soluble Fractions in Agricultural Soil...". The current status is "CURRENT STATUS" and the message is "Your revised submission has passed our technical checks". The page also includes a "Need help?" section, a "How was your experience today?" section, and a "Progress so far" section with a "Show history" link. The "Your submission" section lists the title, type, journal, submission ID, submission version, and manuscript file.

SPRINGER NATURE SNAPP | Environmental Monitoring and Assessment

Notifications ⁴ Account

Emerging Bacterial Resistance and Genotoxicity of Water-Soluble Fractions in Agricultural Soil...

CURRENT STATUS

Your revised submission has passed our technical checks

Your revised submission has passed the technical checks and is with the editor that will review before making a decision or send it for peer review.

The length of time this takes can depend on several factors, including finding the best peer reviewers for your submission.

Need help?

If you have any questions about this submission, you can [email the Editorial Office](mailto:Rheycel.Monsanto@springernature.com) (Rheycel.Monsanto@springernature.com).

For general enquiries, please look at our [support information](#).

How was your experience today?

✓ Thank you for your feedback.
[Tell us more \(opens in a new tab\)](#)

Progress so far [Show history](#)

- Submission received
- Technical check
- Editorial assignment
- With editor

Learn [about our submission process](#)

Your submission

Title
 Emerging Bacterial Resistance and Genotoxicity of Water-Soluble Fractions in Agricultural Soils: Effects of Continuous Glyphosate Use in the Brazilian Semiarid Region

Type
 Research

Journal
 Environmental Monitoring and Assessment

Submission ID
 f91e1bcc-0e63-4170-8d13-22ca404a3187

Submission version
 v.2.0

Manuscript File
[ARTICLE_GEN \(1\).docx](#) [Download](#)

Resistência Bacteriana Emergente e Genotoxicidade de Frações Solúveis em Água em Solos Agrícolas: Efeitos do Uso Contínuo de Glifosato na Região Semiárida Brasileira

Karolayne Silva Souza^{1*}, Amanda Alves de Araújo^{2,3}, Milena Roberta Freire da Silva¹, Manoella Almeida Candido¹, Gabriela de Lima Torres³, Kátia Cilene da Silva Felix⁴, Kaline Catiely Campos Silva⁵, Ricardo Marques Nogueira Filho⁵, Milena Danda Vasconcelos Santos¹, Livia Caroline Alexandre de Araújo¹, Amanda Vieira de Barros¹, Fabricio Motteran¹, Elvis Joacir De França⁶, Claudia Rohde^{2,3}, Maria Betânia Melo de Oliveira¹

*Corresponding Author: Federal University of Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brazil. E-mail: karolayne.silvasouza@ufpe.br, Phone: +5575988524560).

Aff 1: Federal University of Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brazil.

Aff 2: Postgraduate Program in Applied Cellular and Molecular Biology, University of Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brazil.

Aff 3: Academic Center of Vitória, Federal University of Pernambuco, Vitória de Santo Antão, Pernambuco, Brazil.

Aff 3: Frassinetti University Center of Recife, Recife, Pernambuco, Brazil.

Aff 4: Rio São Francisco University Center, Paulo Afonso, Bahia, Brazil.

Aff 5: University of the State of Bahia, Paulo Afonso, Bahia, Brazil.

Aff 6: Nacional Center for Nuclear Science, Recife, Pernambuco, Brazil.

Resumo

Este estudo avalia a resistência bacteriana, os parâmetros de qualidade do solo e o potencial genotóxico de solos de áreas irrigadas onde foi utilizado o glifosato. O foco está em dois assentamentos públicos de agricultura familiar, Icô-Mandantes e Apolônio Sales, localizados em Petrolândia, na região semiárida do estado de Pernambuco, no Nordeste brasileiro. Amostras de solo foram coletadas e analisadas para detectar a presença de bactérias resistentes a antibióticos. Os resultados indicaram que, embora os parâmetros físico-químicos tenham permanecido dentro dos limites aceitáveis, houve uma presença significativa de bactérias resistentes, particularmente *Stenotrophomonas maltophilia*, *Bacillus cereus* e *Enterobacter cloacae*. A predominância de bactérias multirresistentes, combinada com altos níveis de genotoxicidade nas frações solúveis em água dessas mesmas amostras de solo, sugere que o uso contínuo de glifosato pode contribuir para a resistência bacteriana e danos genéticos em organismos expostos, representando um risco à saúde pública e à sustentabilidade agrícola. O estudo destaca a necessidade de práticas agrícolas mais sustentáveis e do monitoramento contínuo dos impactos do glifosato sobre o solo.

Palavras-chave: Microrganismos; Microbiota do solo; Pesticidas; Agricultura; Ensaio do cometa; *Drosophila melanogaster*.

Introdução

O uso intensivo de herbicidas na agricultura moderna tem sido objeto de debates contínuos devido aos seus potenciais impactos sobre o meio ambiente e a saúde humana. O Brasil é um dos maiores consumidores de agrotóxicos do mundo, com uso particularmente intensivo em culturas como soja, milho e cana-de-açúcar, que juntas respondem pela maior parte do consumo nacional de pesticidas. Dentre esses herbicidas, destaca-se o glifosato [N-(fosfonometil)glicina] — ingrediente ativo do Roundup®, o herbicida mais utilizado no mundo — pela sua eficácia no controle de um amplo espectro de plantas daninhas e por seu papel na maximização da produtividade agrícola, a fim de atender à crescente demanda por alimentos (Clapp, 2021; Lima, Boëchat e Gücker,

2021; Muller et al., 2021; Lopes-Ferreira et al., 2022).

No entanto, seu uso disseminado levanta sérias preocupações quanto aos efeitos adversos da aplicação contínua do glifosato sobre o solo e os ecossistemas a ele associados. A presença frequente de resíduos de pesticidas nos alimentos e no ambiente representa riscos significativos à saúde humana, incluindo intoxicações, câncer, danos neurológicos e desregulação endócrina. Além disso, estudos recentes indicam que a aplicação de glifosato pode alterar a microbiota do solo e contribuir para o surgimento de bactérias resistentes a antibióticos, constituindo, assim, uma preocupação crescente em saúde pública (Meftaul et al., 2020; Lopes-Ferreira et al., 2022; Qiu et al., 2022; Zhang et al., 2024).

A resistência bacteriana figura entre as consequências mais preocupantes do uso indiscriminado de herbicidas como o glifosato. Cepas bacterianas resistentes podem surgir e se proliferar em ambientes onde o glifosato é regularmente aplicado, representando uma ameaça não apenas aos sistemas agrícolas, mas também à saúde humana e animal (Singh et al., 2024). O solo, como reservatório natural de microrganismos, desempenha um papel crítico na manutenção de ecossistemas saudáveis e na produtividade agrícola. Alterações em sua composição microbiológica podem acarretar repercussões profundas e duradouras (Banerjee e Heijden, 2023; Hartmann e Six, 2023).

Os projetos de irrigação Icó-Mandantes e Apolônio Sales, localizados no município de Petrolândia, no estado de Pernambuco, Brasil, representam áreas significativas de produção agrícola na região Nordeste (Silva, 2016). Segundo a Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (CODEVASF, 2024), em 2023 o projeto Icó-Mandantes produziu aproximadamente 38.014 toneladas de alimentos provenientes da agricultura familiar, enquanto Apolônio Sales gerou 23.628 toneladas. Ambos os projetos dependem fortemente do glifosato para o controle de plantas daninhas, o que os torna áreas representativas ideais para o estudo dos impactos ambientais e das consequências sobre a saúde do solo decorrentes do uso prolongado desse herbicida. O solo é um ecossistema altamente complexo que fornece recursos e processos biológicos essenciais para sustentar as interações entre flora e fauna do solo, incluindo invertebrados e vertebrados. No entanto, a introdução de substâncias antrópicas pode interromper essas interações, afetando a abundância, diversidade e distribuição de organismos específicos. Portanto, é fundamental compreender melhor os limites em que os contaminantes no solo passam a representar riscos e causar danos imediatos ao DNA (efeito genotóxico).

Uma das metodologias mais amplamente aplicadas na ecotoxicologia genética, ou ecogenotoxicologia, é o ensaio do cometa, que revolucionou essa área (Jha, 2008). Essa técnica é utilizada mundialmente como método padrão para detectar danos no DNA em testes de genotoxicidade e estudos de biomonitoramento humano (Neri et al., 2015). Crescentemente, essa metodologia tem sido aplicada a organismos modelo invertebrados, como *Drosophila melanogaster* (Diptera, Drosophilidae) (Siddique et al., 2005; Gaivão e Sierra, 2014; Santana et al., 2018; Marcos e Carmona, 2019), devido às suas semelhanças genéticas com outros organismos eucariotos. Em particular, *D. melanogaster* compartilha mais de 60% dos genes associados a doenças humanas, além de possuir propriedades biológicas, fisiológicas e neurológicas básicas semelhantes (Gladstone e Su, 2011; Mirzoyan et al., 2019; Verheyen, 2022). Estudos com *D. melanogaster*, como o de Demir e Demir (2024), demonstraram que contaminantes químicos podem induzir danos severos ao DNA, além de efeitos mutagênicos e recombinogênicos, e também estresse oxidativo. De acordo com Defarge et al. (2018), metais pesados como arsênio, cromo, cobalto, chumbo e níquel são detectáveis em 22 pesticidas diferentes, incluindo 11 formulações à base de glifosato, como confirmado por espectrometria de massa. Quando esses elementos estão presentes em combinação — como ocorre

com frequência no solo — seus efeitos biológicos nocivos são ainda mais agravados (Shen et al., 2019).

Diante desse cenário, o objetivo deste estudo foi avaliar a resistência bacteriana, os parâmetros de qualidade do solo e o potencial genotóxico em amostras de solo provenientes de áreas de irrigação agrícola onde o glifosato é aplicado rotineiramente, especificamente nos projetos de irrigação Icó-Mandantes e Apolônio Sales. Essa avaliação é essencial para compreender os impactos do glifosato sobre a microbiota do solo e sobre as propriedades físicas, químicas e genotóxicas do solo, fornecendo, assim, informações críticas para apoiar o desenvolvimento de práticas agrícolas mais sustentáveis.

Metodologia

Coleta de amostras de solo

Os projetos de irrigação Icó-Mandantes e Apolônio Sales, localizados no município de Petrolândia, Pernambuco, Brasil, são exemplos proeminentes de áreas agrícolas irrigadas que dependem fortemente do uso do herbicida glifosato. O projeto Icó-Mandantes abrange aproximadamente 22.914 hectares, estendendo-se até uma pequena parte do município de Floresta. O projeto Apolônio Sales, também situado em Petrolândia, constitui uma parte significativa da paisagem agrícola irrigada da região.

As amostras de solo foram coletadas sistematicamente em duplicata, a partir de pontos representativos conforme ilustrado na Figura 1. No Projeto Icó-Mandantes, a amostra P1 foi coletada próxima às coordenadas: latitude -8,8286 e longitude -38,3000; e a amostra P2, próxima à latitude -8,9070 e longitude -38,4143. No Projeto Apolônio Sales, a amostra P3 foi coletada próxima à latitude -8,9501 e longitude -38,2714. Esses pontos de amostragem foram estrategicamente selecionados para capturar a variabilidade ambiental e de manejo presente nos dois projetos de irrigação.

Após a coleta, as amostras de solo foram acondicionadas em sacos estéreis e armazenadas em caixas térmicas para evitar alterações microbiológicas causadas por variações de temperatura. Em seguida, as amostras foram transportadas ao Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA) para análise do solo. Para preservar a integridade microbiológica, as amostras foram posteriormente armazenadas a 4 °C até a realização dos testes microbiológicos no Laboratório de Biologia Molecular da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Essa abordagem metodológica permitiu uma avaliação integrada da qualidade do solo e da resistência bacteriana, oferecendo informações essenciais sobre os impactos ambientais associados ao uso contínuo de glifosato nesses sistemas agrícolas.

Fig. 1. Mapa com a localização dos pontos de amostragem P1, P2 e P3, em Petrolândia, no estado de Pernambuco, na região semiárida do Brasil.



Análise do Solo

A densidade do solo, a composição granulométrica, o pH, o fósforo disponível (P) e os cátions trocáveis (Ca, Mg, Na, K) foram determinados segundo as metodologias descritas no *Manual de métodos de análise de solo* (EMBRAPA, 2017).

Densidade do solo

A densidade do solo (D_s) foi determinada pelo método do cilindro volumétrico. Amostras indeformadas foram coletadas com cilindros metálicos de volume conhecido, garantindo que não houvesse compactação durante a coleta. As amostras foram secas em estufa a 105°C até atingirem peso constante. A densidade foi calculada como a razão entre a massa do solo seco (m_s) e o volume do cilindro (V). A densidade das partículas foi determinada pelo método do frasco volumétrico, em que as amostras secas foram transferidas para um balão volumétrico e completadas com etanol para deslocamento do ar. O volume de etanol necessário foi usado para calcular o volume das partículas.

Composição granulométrica

A análise granulométrica foi realizada por dispersão das amostras de solo em solução de hexametáfosfato de sódio, com agitação e sedimentação. As frações de areia grossa, areia fina, silte e argila foram separadas por peneiramento e sedimentação. Cada fração foi seca e pesada, e os resultados expressos em g/kg.

Determinação do pH e fósforo disponível (P)

O pH do solo foi medido em suspensão solo:água (1:2,5) usando pHmetro calibrado. As amostras foram agitadas e deixadas em repouso antes da leitura. O fósforo disponível foi determinado pelo método da resina de troca iônica, com extração do P por solução de cloreto de sódio e quantificação colorimétrica.

Cátions trocáveis

Os cátions trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} e Na^{+}) foram extraídos com solução de acetato de amônio 1 mol L^{-1} (pH 7,0). As concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica, e K^{+} e Na^{+} por fotometria de chama.

Isolamento Bacteriano

Para garantir a extração eficiente e identificação das bactérias do solo, amostras homogeneizadas (20g) foram transferidas para frascos contendo solução de desagregação enriquecida com glifosato (composta por pirofosfato de sódio, Tween 80, NaCl, água destilada e 5,4 mL de solução comercial de glifosato, alcançando concentração final de ~2,5%). Esferas de vidro foram adicionadas para facilitar a desagregação. Os frascos foram incubados em agitador orbital a 150 rpm por 30 minutos a 37°C . Após incubação, 1 mL foi utilizado para diluições seriadas (10^{-1} a 10^{-5}) em solução salina estéril (0,85%).

Para o isolamento, 50 μL de cada diluição foram semeados em ágar EMB, ágar sangue 5% e ágar nutriente, com espátula de Drigalski. As placas foram incubadas a 37°C por 24h (Grupo A) e 48h (Grupo B). Colônias distintas foram isoladas em tubos com ágar nutriente enriquecido com glifosato para posterior caracterização.

Identificação Bioquímica e Perfil de Sensibilidade

Após o isolamento, as colônias bacterianas foram classificadas com base na coloração de Gram e, posteriormente, identificadas por meio do sistema MicroScan® autoSCAN 4® (Dade Behring – West Sacramento, Califórnia, EUA). Para os isolados Gram-positivos, foi utilizado o painel Pos Combo 21, enquanto o painel Neg Combo 32 foi empregado para as bactérias Gram-negativas. A susceptibilidade aos antimicrobianos foi avaliada por meio da Concentração Inibitória Mínima (CIM), com interpretações baseadas nos padrões do Clinical and Laboratory Standards Institute (CLSI, 2023). Os resultados foram classificados como Sensível (S), Resistência Intermediária (I) ou Resistente (R).

Foi avaliado um amplo espectro de classes antimicrobianas, incluindo: cefalosporinas (ceftazidima, cefoxitina, cefuroxima, cefepima, ceftriaxona ou cefotaxima), inibidor de β -lactamase (piperacilina-tazobactam), inibidor da via do folato (trimetoprima-sulfametoxazol), carbapenêmicos (imipeném, ertapeném e meropeném), fluoroquinolonas (ciprofloxacino ou levofloxacino), aminoglicosídeos (gentamicina, tobramicina, eritromicina e amicacina), polimixinas (colistina), penicilinas (amoxicilina, ampicilina, penicilina, oxacilina e piperacilina), lincosamidas (clindamicina), lipopeptídeos (daptomicina), oxazolidinonas (linezolida), ansamicinas (rifampicina), estreptograminas (quinupristina/dalfopristina), glicopeptídeos (teicoplanina e vancomicina), tetraciclina (tetraciclina), fenicóis (cloranfenicol), fosfônicos (fosfomicina), sulfonamidas (trimetoprima) e monobactâmicos (aztreonam).

Com base no padrão de resistência adquirido, os isolados bacterianos foram então categorizados nos seguintes perfis de resistência: Multirresistentes (MDR), Extensivamente Resistentes (XDR), Pan-resistentes (PDR) e Não Multirresistentes (non-MDR).

Identificação bacteriana por MALDI-TOF

Para confirmar a identidade taxonômica dos isolados bacterianos, culturas crescidas em meio BHI por 24 horas foram ressuspensas em água deionizada. A extração proteica foi realizada conforme o método descrito por

Starostin et al. (2015). Para a análise espectrométrica de massas, 1 µL de cada extrato proteico foi depositado em uma placa MSP de 96 poços (Bruker Daltonics, Billerica, MA, EUA) e deixado secar ao ar em temperatura ambiente. Em seguida, foi aplicada à placa contendo as amostras uma matriz de ácido alfa-ciano-4-hidroxicinâmico (10 mg/mL) em acetonitrila a 50% (v/v) e ácido trifluoroacético a 0,3% (v/v), permitindo a cristalização.

Os espectros de massa foram adquiridos no modo linear positivo, com voltagem de aceleração de 20 kV e faixa de detecção de massa (m/z) de 2.000 a 20.000, utilizando o software Flex Control 3.0 e o espectrômetro MALDI-TOF Autoflex III (Bruker Daltonics). Os espectros obtidos foram comparados com o banco de dados MALDI Biotyper, versão 3.1.

Análise química da fração solúvel em água (WSF) do solo

A fração solúvel em água (WSF) representa a porção dos componentes do solo que se dissolvem na água, formando uma solução aquosa adequada para análises químicas e avaliação de genotoxicidade. Esses elementos químicos móveis refletem suas propriedades ao serem particionados na fase solúvel em água. A WSF das amostras de solo in natura dos pontos P1, P2 e P3 — os mesmos utilizados para o isolamento bacteriano — foi preparada seguindo um protocolo de pH em água, conforme descrito por Sahuquillo (1999), com modificações propostas por Silva (2025).

Inicialmente, 500 g de cada amostra de solo foram pesados e secos em estufa até atingirem peso constante, garantindo a eliminação da água. Em seguida, aproximadamente 10 g de cada solo seco foram moídos até se tornarem um pó fino, utilizando almofariz e pistilo. Para cada amostra (P1, P2 e P3), 1 grama do pó foi transferido para um tubo Falcon, ao qual foram adicionados 40 mL de água Milli-Q. A mistura foi submetida à agitação mecânica por 16 horas. Após esse período, o sobrenadante foi separado para obtenção da fração solúvel em água (WSF). Esse procedimento foi realizado em triplicata para cada amostra de solo, gerando três réplicas para os testes de genotoxicidade com o ensaio do cometa.

Análise química da WSF por espectrometria de absorção atômica

A análise dos elementos químicos — Alumínio (Al), Cádmio (Cd), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Manganês (Mn) e Chumbo (Pb) — presentes na fração solúvel em água (WSF) foi realizada por meio da espectrometria de absorção atômica com forno de grafite (GFAAS), uma técnica especialmente adequada para volumes reduzidos de amostra e com alta sensibilidade, capaz de detectar concentrações extremamente baixas.

Para a preparação dos padrões de calibração, foram utilizados 13 tubos Falcon estéreis de 15 mL com tampa, previamente pesados e numerados. As concentrações padrão de cada elemento foram adicionadas aos tubos numerados de 1 a 8: 1 mL para o Al e 0,100 mL para os demais elementos (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Cr e Mn). Em seguida, todos os tubos foram completados até 15 mL com ácido nítrico a 5%, preparado a partir da diluição de ácido nítrico analítico a 65% em água Milli-Q.

Após a montagem dos padrões individuais, no tubo 9 (estéril e previamente pesado) foi preparada uma solução multielementar, contendo: 0,8 mL da solução padrão de Al; 0,1 mL de Cd; e 1,2 mL das soluções dos demais elementos mencionados. A cada adição, o peso era verificado. O volume final foi ajustado para 15 mL com ácido nítrico nas proporções já descritas.

A partir da solução multielementar do tubo 9, foi preparada uma série de diluições nos tubos 10 a 13, a fim

de estabelecer a curva de calibração e o padrão de verificação. Foram adicionados, respectivamente, 1,4 mL, 1,0 mL, 0,5 mL e 0,7 mL da solução multielementar nos tubos 10, 11, 12 e 13. Após a pesagem, os tubos foram completados com ácido nítrico até o volume final de 15 mL. Os tubos 10 a 12 foram utilizados para construir a curva de calibração do GFAAS, enquanto o tubo 13 foi empregado como padrão de verificação durante a análise das amostras.

Análise química da WSF do solo por espectrometria de absorção atômica em chama (FAAS)

Devido aos altos níveis de zinco (Zn) detectados na análise preliminar por GFAAS da fração solúvel em água (WSF), optou-se pelo uso da espectrometria de absorção atômica em chama (FAAS) para uma quantificação mais precisa. Nessa técnica, a amostra é aspirada para dentro de uma chama, onde o zinco é vaporizado e atomizado. Um feixe de luz é então direcionado através da chama, e a quantidade de luz absorvida pelos átomos de zinco é medida. Essa absorção é diretamente proporcional à concentração de zinco presente na amostra.

As soluções padrão e os brancos analíticos foram preparados utilizando o equipamento VARIAN AAS 220 FS. Foram empregadas soluções padrão certificadas pela Merck, com concentrações conhecidas e variadas de cada analito, com o objetivo de construir a curva analítica. Os parâmetros analíticos do equipamento foram otimizados por meio de ajustes no ganho da lâmpada de cátodo oco e nas vazões dos gases injetados (mistura de acetileno/ar).

Genotoxicidade da fração solúvel em água (WSF) do solo

As frações solúveis em água (WSFs) foram avaliadas quanto ao seu potencial de induzir danos genéticos no DNA de células somáticas de *Drosophila melanogaster* (Insecta: Diptera), após exposição aguda. As soluções de WSF foram incorporadas ao meio de cultura, composto por purê de batata desidratado comercial (Yoki S.A.), sobre o qual 60 larvas de *D. melanogaster* da linhagem Oregon-R foram alimentadas por 24 horas, seguindo os protocolos descritos por Verçosa et al. (2017) e Amorim et al. (2020).

Todos os ensaios do cometa foram realizados em triplicata, incluindo um grupo controle negativo, exposto ao meio de cultura hidratado com água destilada, e um grupo controle positivo, exposto ao meio hidratado com ciclofosfamida (2 mg/mL) diluída em água destilada, um composto genotóxico potente. Após o período de alimentação de 24 horas no meio suplementado com WSF, as células da hemolinfa foram extraídas de um grupo de 60 larvas por réplica e submetidas ao ensaio do cometa.

A eletroforese foi realizada por 20 minutos a 40 V e 300 mA em uma cuba de 40 cm, seguida pelas etapas de neutralização e fixação (Verçosa et al., 2017; Amorim et al., 2020). Para a observação e análise dos danos ao DNA, as lâminas contendo os nucleoides foram coradas com GelRed e examinadas em microscópio de fluorescência Zeiss-Imager M2, com filtro AlexaFluor 546 e objetiva de 40x.

Para avaliar os danos genéticos, foram analisadas 100 células por réplica, em pelo menos duas lâminas distintas, totalizando 300 células analisadas por amostra de WSF (P1, P2 e P3). Os nucleoides foram classificados em níveis de dano de 0 a 4, de acordo com os critérios visuais definidos por Collins et al. (2008) e as imagens de referência de Amorim et al. (2020). O nível 0 corresponde a nucleoides intactos; os níveis 1, 2 e 3 representam danos mínimos, moderados e severos, respectivamente; e o nível 4 corresponde ao dano máximo, caracterizado por caudas longas de cometa e cabeças de cometa mínimas.

A genotoxicidade foi quantificada utilizando-se o Índice de Dano (ID) e a Frequência de Dano (FD%), calculados pelas seguintes equações:

- $ID = 0 \times (\text{n}^\circ \text{ de cometas de classe 0}) + 1 \times (\text{n}^\circ \text{ de classe 1}) + 2 \times (\text{n}^\circ \text{ de classe 2}) + 3 \times (\text{n}^\circ \text{ de classe 3}) + 4 \times (\text{n}^\circ \text{ de classe 4})$
- $FD\% = (\text{Total de cometas} - \text{n}^\circ \text{ de cometas classe 0}) \times 100 / (\text{Total de cometas} - \text{n}^\circ \text{ de cometas classe 0}) \times 100$

As análises estatísticas foram realizadas por meio de Análise de Variância (ANOVA), seguida do teste post hoc de Bonferroni para comparações pareadas, utilizando o software STATA 14.2.

Para investigar a relação entre os elementos químicos presentes nas WSFs e os indicadores de dano genético (ID e FD%) obtidos no ensaio do cometa, foi realizada uma análise multivariada de agrupamento (cluster) utilizando o método de distância em blocos urbanos (city block distance, ou distância de Manhattan), calculada como a soma das diferenças absolutas entre as variáveis. Esse método permite identificar padrões de semelhança e dissimelhança no conjunto de dados, agrupando variáveis com comportamentos similares e facilitando a interpretação das relações complexas entre as variáveis estudadas. Os resultados foram apresentados por meio de um dendrograma, que representa graficamente as relações entre as variáveis, destacando agrupamentos com maior proximidade, utilizando o software Statistica 14.1.0.

Resultados

As análises físico-químicas das amostras de solo coletadas nos projetos de irrigação Icó-Mandantes e Apolônio Sales, em Petrolândia, Pernambuco, foram comparadas com os valores de referência estabelecidos pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2017) e estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Resultados físico-químicos das amostras de solo P1, P2 e P3 e valores de referência da EMBRAPA (2017).

Parâmetros	P1	P2	P3	Valores de Referência
Análise física				
Densidade Aparente (g/cm ³)	1.43	1.54	1.57	1.1 – 1.6
Densidade das Partículas (g/cm ³)	2.62	2.62	2.62	≈ 2.65
Areia Grossa (%)	41	43	45	0.2 – 2 mm (diâmetro das partículas)
Areia Fina (%)	47	47	47	0.05 – 0.2 mm (diâmetro das partículas)
Silte (%)	2	2	2	0.002 – 0.05 mm (diâmetro das partículas)

Argila (%)	10	8	6	< 0.002 mm (diâmetro das partículas)
Análise química				
Fósforo disponível (P) (mg/dm ³)	92	43	29	≥ 20 para solos agrícolas
pH	7.30	6.90	7.40	5.5 – 7.0
Cálcio (Ca) (cmolc/dm ³)	2.45	2.50	2.00	1.5 – 6
Magnésio (Mg) (cmolc/dm ³)	0.75	1.20	0.85	0.5 – 2
Sódio (Na) (cmolc/dm ³)	0.03	0.06	0.02	< 0.7
Potássio (K) (cmolc/dm ³)	0.17	0.26	0.22	0.1 – 0.3
Alumínio (Al) (cmolc/dm ³)	0.00	0.00	0.00	< 0.5

Um total de 28 isolados bacterianos foi identificado a partir da análise microbiológica, conforme apresentado na Tabela 2, sendo 10 isolados (36%) provenientes de P1, 10 (36%) de P2 e 8 (28%) de P3. Desses, 15 (54%) eram bactérias Gram-positivas (*Bacillus cereus*, *Bacillus megaterium*, *Staphylococcus siniae*, *Staphylococcus capitis*, *Clostridium difficile*, *Paenibacillus* sp. e *Paenibacillus agaridevorans*) e 13 (46%) eram bactérias Gram-negativas (*Enterobacter cloacae*, *Stenotrophomonas maltophilia*, *Pseudomonas nitroreducens*, *Shewanella frigidimarina*, *Klebsiella variicola*, *Burkholderia gladioli*, *Prevotella heparinolytica* e *Rhizobium radiobacter*).

O gênero mais prevalente foi *Bacillus*, identificado em 9 dos 28 isolados em diferentes pontos de coleta. Dentro deste gênero, a espécie *B. cereus* foi a mais frequentemente detectada, presente em oito isolados distintos: P1D1, P1D3B, P2D1A, P2D2B, P2D3E, P2D3G, P3D2A e P3D3D.

Outro gênero amplamente distribuído foi *Enterobacter*, com a espécie *E. cloacae* identificada nos pontos P1D2B, P1D2C, P1D2D e P1D3D.

Tabela 2. Perfis de resistência dos isolados bacterianos de P1, P2 e P3.

Isolados	Espécies	Antibióticos	Classificação	Score MALDI-TOF MS
P1D1	<i>Bacillus cereus</i>	AMOX, AMP, CEF, OXA, PEN	N-MDR	2.12
P1D2A	<i>Bacillus megaterium</i>	CLIN	N-MDR	2.15
P1D2B	<i>Enterobacter cloacae</i>	AMOX, AMP	N-MDR	2.20
P1D2C	<i>Enterobacter cloacae</i>	AMOX, AMP	N-MDR	2.25
P1D2D	<i>Enterobacter cloacae</i>	AMOX, AMP	N-MDR	2.30
P1D3A	<i>Pseudomonas nitroreducens</i>	COLI	N-MDR	2.09
P1D3B	<i>Bacillus cereus</i>	AMOX, AMP, CEF, OXA, PEN	N-MDR	2.18
P1D3C	<i>Stenotrophomonas maltophilia</i>	AMI, CEFE, CIP, GEN, IMI, MER, PIP, TRO	MDR	2.28
P1D3D	<i>Enterobacter cloacae</i>	AMOX, AMP	N-MDR	2.14
P1D3E	<i>Stenotrophomonas maltophilia</i>	AMI, CEFE, CIP, IMI, MER, PIP, PIPE, TOB	MDR	2.32
P2D1A	<i>Bacillus cereus</i>	AMOX, AMP, CEFT, OXA, PEN	N-MDR	2.21

P2D2A	<i>Clostridium difficile</i>	AMOX, GENT, SIN	N-MDR	2.16
P2D2B	<i>Bacillus cereus</i>	AMOX, AMP, CEFT, OXA, PEN	N-MDR	2.11
P2D3A	<i>Shewanella frigidimanina</i>	AZT, COLI	N-MDR	2.08
P2D3B	<i>Staphylococcus siniae</i>	AMOX, AMP, CEFT, CLI, OXA, PEN	MDR	2.19
P2D3C	<i>Klebsiella variicola</i>	AMP, PIP, FOS	MDR	2.27
P2D3D	<i>Brukhalderia gladioli</i>	AMP, FOS	N-MDR	2.10
P2D3E	<i>Bacillus cereus</i>	AMOX, AMP, CEFT, OXA, PEN	N-MDR	2.13
P2D3F	<i>Stenotrophomonas maltophilia</i>	AMOX, CEFE, CEFO, CEFT, COLI	MDR	2.22
P2D3G	<i>Bacillus cereus</i>	AMOX, AMP, CEFT, OXA, PEN	N-MDR	2.29
P3D1A	<i>Prevotella heparinolytica</i>	AZT, COLI, ERT, FOS	N-MDR	2.24
P3D2A	<i>Bacillus cereus</i>	AMOX, AMP, CEFT, OXA, PEN	N-MDR	2.17
P3D3A	<i>Rhizobium radiobacter</i>	AZT, FOS	N-MDR	2.23
P3D3B	<i>Staphylococcus capitis</i>	CLIN	N-MDR	2.09
P3D3C	<i>Paenibacillus sp</i>	-	N-MDR	2.20
P3D3D	<i>Bacillus cereus</i>	AMOX, AMP, CEFT, OXA, PEN	N-MDR	2.30
P3D3E	<i>Pichia accidentalis</i>	-	N-MDR	2.25
P3D3F	<i>Paenibacillus agaridevorans</i>	AMOX, AMP, CEFT, OXA, PEN	N-MDR	2.15

A análise dos isolados bacterianos revelou um perfil variado de resistência a antibióticos, com 5 isolados (19%) classificados como multirresistentes (MDR) e 23 (81%) como não multirresistentes (N-MDR). Algumas espécies apresentaram níveis notavelmente elevados de resistência, sendo a amostra P2 a que registrou o maior número de bactérias MDR. Por outro lado, nenhuma bactéria MDR foi detectada em P3. Entre os isolados, *Stenotrophomonas maltophilia* demonstrou o perfil de resistência mais elevado, sendo identificada nos isolados P1D3C, P1D3E e P2D3F. No isolado P1D3C, essa espécie apresentou resistência a cinco diferentes classes de antibióticos: AMI, CEFE, CIP, GEN, IMI, MER, PIP e TRO. No isolado P1D3E, a resistência se estendeu ainda a PIPE e TOB, além dos antibióticos previamente mencionados. De forma semelhante, no ponto P2D3F, *S. maltophilia* mostrou resistência a AMOX, CEFE, CEFO, CEFT e COLI.

Outra espécie que demonstrou resistência significativa foi *Staphylococcus siniae*, identificada no isolado P2D3B, com resistência a quatro classes distintas: AMOX, AMP, CEFT, CLI, OXA e PEN. Além disso, *Klebsiella variicola*, isolada no isolado P2D3C, apresentou resistência a duas classes antibióticas — AMP, PIP e FOS. Esses achados reforçam a predominância de *Bacillus cereus* como a espécie mais frequentemente isolada nas amostras analisadas. A comparação entre as três amostras de solo revelou maior diversidade de espécies nos pontos P2 e P3, cada um com sete espécies bacterianas distintas (Figura 2).

A Figura 2 apresenta os resultados gráficos do ensaio do cometa para P1, P2 e P3, os quais corroboram os padrões de resistência bacteriana observados. Os resultados detalhados de genotoxicidade estão apresentados na Tabela 3, indicando níveis mais elevados de dano genético (índices de dano — DI e frequência de dano — FD%) em P1 e P2, quando comparados a P3. Não foram observadas diferenças significativas entre os índices de dano de P1 e P2, ou entre P1 e o grupo CO- (controle negativo). A análise estatística com o teste post-hoc de Bonferroni está detalhada na Tabela S1 (Material suplementar).

A Figura 3 representa o relacionamento de agrupamento entre as nove variáveis geradas pela análise de cluster, com base na distância em blocos (*city block*) e no método de Ward. A prevalência de resistência bacteriana combinada com os altos efeitos genotóxicos observados nas amostras de solo de P1 e P2 representa um potencial risco à saúde pública, destacando a necessidade de monitoramento contínuo e da adoção de práticas agrícolas

sustentáveis para mitigar o surgimento e a disseminação desse tipo de resistência.

Figura 2. Mapa mostrando a distribuição das espécies bacterianas isoladas nos três pontos de coleta (P1, P2 e P3) e representação gráfica dos resultados de genotoxicidade, com valores significativamente mais altos do Índice de Dano (DI) em P1 e P2 (*) quando comparados ao controle negativo ($P = 0,001$).

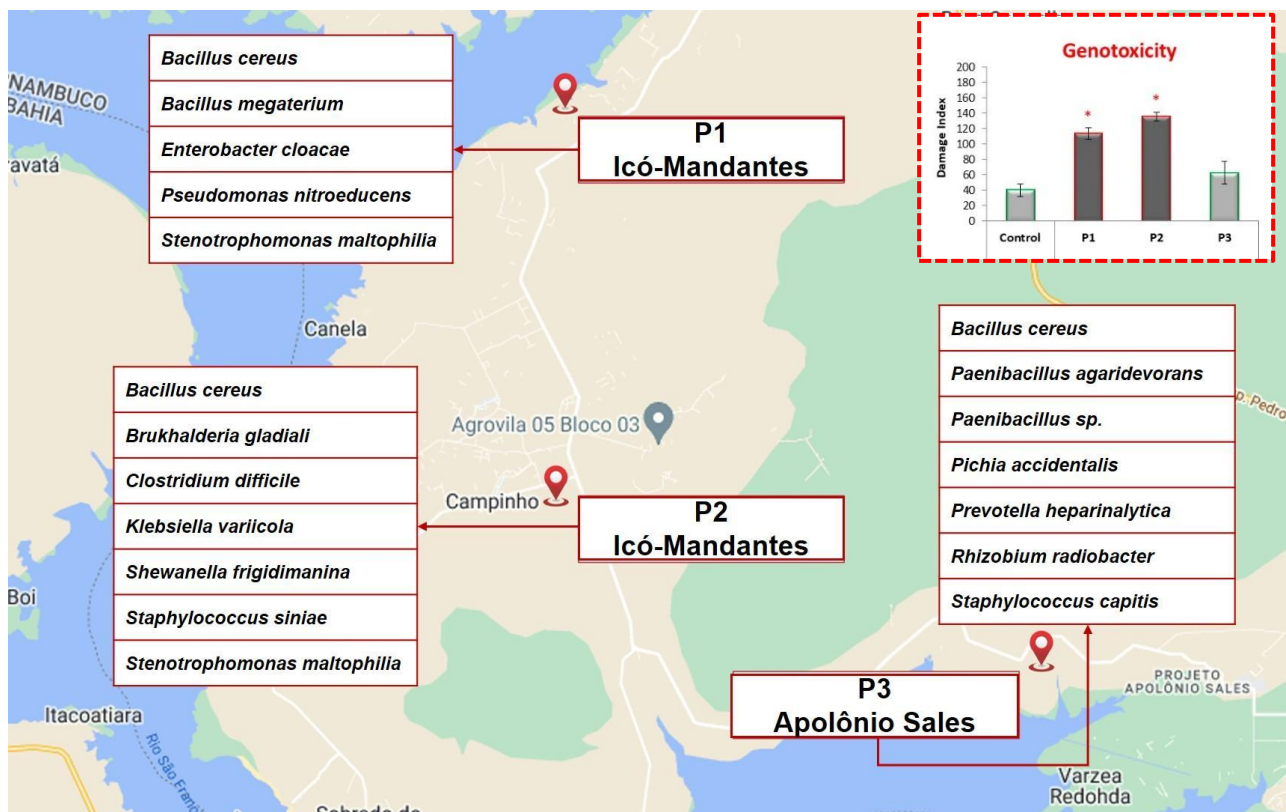


Tabela 3. Média do Índice de Dano (DI) e da Frequência de Dano (FD%) em hemócitos de larvas de *Drosophila melanogaster* expostas a amostras de solo (P1, P2 e P3) de áreas agrícolas da região semiárida do Brasil, bem como aos controles negativo (CO-) (água destilada) e positivo (CO+) (Ciclofosfamida).

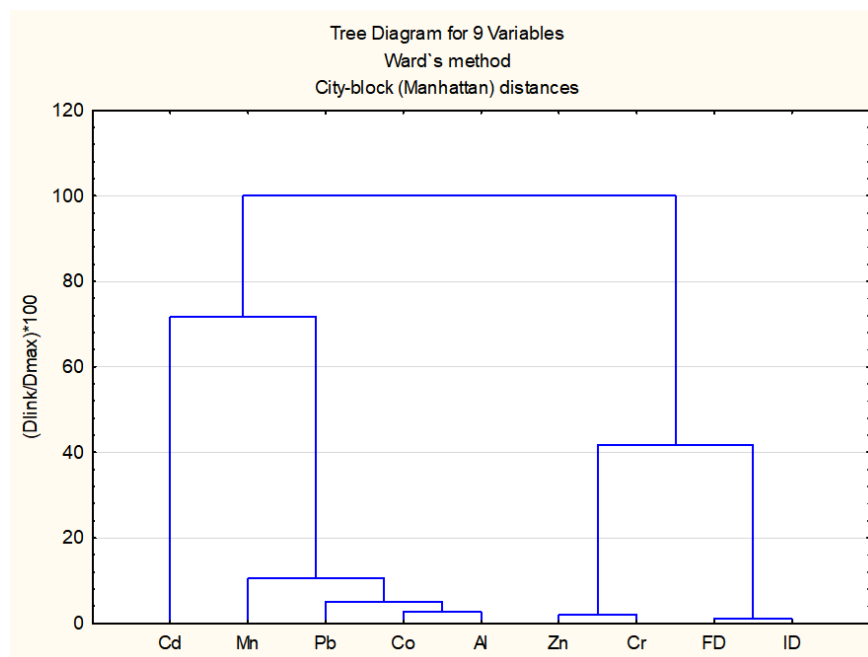
Controle	Níveis de Dano (média $\pm$ Sd)					DI $\pm$ Sd	DF% $\pm$ Sd
	0	1	2	3	4		
CO-	82.67 $\pm$ 2.08	0.67 $\pm$ 1.15	12.33 $\pm$ 0.58	2.67 $\pm$ 1.53	1.67 $\pm$ 2.08	40.00 $\pm$ 8.19	17.33 $\pm$ 2.08
CO+	62.00 $\pm$ 1.00	7.33 $\pm$ 1.15	12.00 $\pm$ 1.00	5.33 $\pm$ 2.52	13.33 $\pm$ 2.31	*100.67 $\pm$ 4.04	*38.00 $\pm$ 1.00
Amostras de Solo							
P1	67.67 $\pm$ 2.08	1.33 $\pm$ 0.58	2.33 $\pm$ 1.53	7.33 $\pm$ 0.58	21.33 $\pm$ 2.31	*113.33 $\pm$ 7.51	*32.33 $\pm$ 2.08
P2	62.67 $\pm$ 0.58	1.00 $\pm$ 1.00	1.67 $\pm$ 1.53	7.33 $\pm$ 3.21	27.33 $\pm$ 3.06	*135.67 $\pm$ 5.69	*37.33 $\pm$ 0.58
P3	81.00 $\pm$ 4.36	2.33 $\pm$ 1.15	2.00 $\pm$ 2.65	2.67 $\pm$ 1.53	12.00 $\pm$ 2.00	62.33 $\pm$ 14.57	19.00 $\pm$ 4.36

O nível de dano 0 representa ausência de dano genético; níveis 1 a 4 indicam graus crescentes de dano ao DNA.

DP = Desvio padrão ($n = 3$).

*Indica diferença significativa em relação ao controle negativo ($P \leq 0,05$).

Figura 3. Relação de agrupamento entre as nove variáveis com base na distância em blocos (*block distance*) e no método de Ward.



Cd – Cádmiu; Mn – Manganês; Pb – Chumbo; Co – Cobalto; Al – Alumínio; Zn – Zinco; Cr – Cromo; FD – Frequência de Dano; ID – Índice de Dano.

Discussões

Os resultados das análises físico-químicas revelaram que a densidade aparente das amostras de solo variou entre 1,43 e 1,57 g/cm³, estando dentro da faixa considerada aceitável para solos agrícolas. A densidade das partículas foi constante em todas as amostras, com valor de 2,62 g/cm³, o que está de acordo com os valores típicos para solos minerais. Esses parâmetros indicam que os solos possuem boa qualidade estrutural, com compactação mínima, favorecendo a penetração das raízes e a infiltração de água. Essas características são essenciais para a saúde do solo, pois a densidade aparente adequada e a densidade típica das partículas garantem que o solo seja capaz de sustentar culturas agrícolas sem problemas significativos relacionados à compactação ou à redução da porosidade (Shaheb, Venkatesh e Shearer, 2021).

A distribuição granulométrica das amostras refletiu valores compatíveis com os intervalos esperados de diâmetro das partículas, indicando que os solos são predominantemente arenosos. Essa textura pode influenciar a capacidade do solo em reter água e nutrientes, fatores cruciais para a produção agrícola (Huang e Hartemink, 2020). Os níveis de fósforo disponível (P) variaram substancialmente entre as amostras. A amostra P1 apresentou alto teor de fósforo (92 mg/dm³), enquanto P2 e P3 apresentaram 43 mg/dm³ e 29 mg/dm³, respectivamente. Todos os valores superaram o limite mínimo recomendado para solos agrícolas (≥ 20 mg/dm³), indicando disponibilidade adequada para o crescimento das plantas. O fósforo é essencial para o desenvolvimento radicular, promovendo sistemas radiculares mais robustos e eficientes na absorção de água e nutrientes. Também é componente vital do ATP, principal molécula de energia das células vegetais, indispensável para a fotossíntese, respiração e síntese de moléculas essenciais. Além disso, é fundamental para a formação de DNA e RNA, sustentando a replicação celular e a síntese de proteínas (Liu, 2021).

O pH das amostras variou entre 6,90 e 7,40, indicando condições levemente ácidas a neutras, adequadas

para a maioria das culturas agrícolas. A manutenção de um pH equilibrado é crucial, pois influencia a solubilidade de nutrientes essenciais e a atividade de microrganismos benéficos. Solos muito ácidos ($\text{pH} < 5,5$) ou muito alcalinos ($\text{pH} > 7,0$) podem reduzir a disponibilidade de nutrientes como fósforo, potássio e micronutrientes, prejudicando o crescimento das plantas (Yadav et al., 2020; Baritz et al., 2021).

Os teores de cálcio (Ca) variaram de 2,00 a 2,50 cmolc/dm^3 , e de magnésio (Mg) de 0,75 a 1,20 cmolc/dm^3 , ambos dentro das faixas de referência recomendadas. Os níveis de sódio (Na) foram baixos (0,02 a 0,06 cmolc/dm^3), bem abaixo do limite máximo, indicando ausência de problemas de salinidade. As concentrações de potássio (K) variaram de 0,17 a 0,26 cmolc/dm^3 , também dentro da faixa recomendada pela EMBRAPA (2017). Não foi detectado alumínio trocável (Al) em nenhuma amostra (0,00 cmolc/dm^3), o que indica ausência de toxicidade por alumínio.

O cálcio é essencial para a formação e estabilidade das paredes celulares e contribui para a melhoria da estrutura do solo por meio da agregação de partículas de argila, promovendo aeração e infiltração de água. O magnésio, componente central da molécula de clorofila, é indispensável para a fotossíntese e também ativa várias enzimas do metabolismo vegetal (Havlin, 2020). O potássio é crucial para a regulação osmótica, influenciando funções fisiológicas vitais como abertura e fechamento estomático e síntese de proteínas.

Baixos níveis de sódio indicam ausência de risco de salinidade, o que é importante, pois concentrações excessivas de sódio podem dispersar partículas de argila, resultando em solos compactados e mal estruturados, que dificultam a infiltração de água e o desenvolvimento radicular (Li e Kang, 2020). Da mesma forma, a ausência de alumínio trocável é um indicativo positivo, uma vez que níveis elevados de alumínio são tóxicos para as plantas, inibindo o crescimento radicular e a absorção de nutrientes (Shetty et al., 2021).

Embora os resultados físico-químicos não indiquem diretamente os efeitos do glifosato, é importante considerar seu impacto potencial a longo prazo sobre a saúde do solo. Sabe-se que o glifosato pode quelar cátions como cálcio e magnésio, formando complexos que reduzem sua biodisponibilidade para as plantas (Bortolheiro e Silva, 2021). Apesar das baixas concentrações de sódio e da ausência de alumínio serem indicadores positivos, o uso contínuo do glifosato pode alterar a dinâmica dos nutrientes ao longo do tempo, comprometendo a saúde do solo (Ortiz et al., 2022). Assim, mesmo que os resultados atuais não apontem efeitos adversos evidentes, recomenda-se o monitoramento contínuo e a adoção de práticas sustentáveis de manejo para mitigar impactos negativos de longo prazo.

Na análise microbiológica, o gênero *Bacillus* foi o mais prevalente entre os pontos de coleta, com *Bacillus cereus* sendo a espécie mais frequentemente identificada, presente em oito pontos distintos. Essa predominância está em conformidade com a literatura, pois *B. cereus* é comumente encontrado em ambientes diversos, incluindo solos agrícolas, devido à sua capacidade de formar esporos resistentes. Esses esporos permitem sua sobrevivência em condições ambientais adversas, como altas temperaturas, radiação UV, desidratação e exposição a desinfetantes químicos. Essa resistência permite que os esporos permaneçam viáveis no solo mesmo diante de práticas agrícolas intensivas, como rotação de culturas e uso de pesticidas (Algammal et al., 2024; Jessberger et al., 2020; Liu et al., 2020).

Também foram identificadas diversas bactérias Gram-negativas, como *E. cloacae*, *S. maltophilia*, *P. nitroreducens*, *S. frigidimarina*, *K. variicola*, *B. gladioli*, *P. heparinolytica* e *R. radiobacter*, com diferentes papéis no ecossistema do solo. *Enterobacter cloacae*, por exemplo, pode atuar como patógeno oportunista, além de auxiliar na decomposição da matéria orgânica e no ciclo de nutrientes, embora sua presença possa indicar

contaminação fecal (Wang et al., 2023; Ji et al., 2020). *Stenotrophomonas maltophilia* é conhecida por promover o crescimento vegetal por meio da produção de auxinas, sideróforos e atividades antifúngicas (Hu et al., 2021; Ghosh, Chatterjee e Mandal, 2020). *Pseudomonas nitroreducens* contribui para a degradação de poluentes orgânicos e produção de compostos bioativos (Jayaraj et al., 2023). *Prevotella heparinolytica* é comumente encontrada no trato gastrointestinal de humanos e animais, e sua presença no solo pode indicar contaminação fecal (Wongkiew et al., 2022). Por outro lado, *Rhizobium radiobacter* é reconhecida por formar nódulos em raízes de leguminosas, promovendo a fixação de nitrogênio (Atuchin et al., 2023).

A diversidade bacteriana observada reflete a complexidade das interações microbianas e a influência das práticas de manejo, como o uso de fertilizantes e pesticidas. A presença dessas bactérias indica uma dinâmica ecológica rica, em que algumas espécies promovem a saúde do solo e das plantas, enquanto outras podem representar riscos de contaminação. A presença de glifosato em solos agrícolas manejados pode estar associada ao aumento da resistência bacteriana a antibióticos. Estudos sugerem que o glifosato pode exercer pressão seletiva sobre as comunidades microbianas, favorecendo a proliferação de cepas resistentes (Kepler et al., 2020; Nielsen et al., 2018).

O glifosato pode alterar a microbiota do solo promovendo mudanças na composição bacteriana e aumentando a resistência a antibióticos em bactérias que compartilham mecanismos de resistência para ambos os compostos (Talahmeh, Abu-Rumeileh e Al-Razem, 2020). Esse fenômeno, conhecido como resistência cruzada, ocorre quando a exposição ao glifosato induz mutações ou ativa mecanismos de defesa bacterianos, como bombas de efluxo, que também conferem resistência a antibióticos (Raoult et al., 2021).

A presença de *S. maltophilia* multirresistente em vários pontos de amostragem sugere que este microrganismo está particularmente adaptado a ambientes contaminados por glifosato, demonstrando forte capacidade de sobrevivência sob pressão seletiva (Ospino e Spira, 2023). Em apoio a isso, Costa et al. (2022) relataram a presença de várias bactérias com resistência tanto a antibióticos quanto ao glifosato, destacando o papel das bombas de efluxo multirresistentes nesse processo. O estudo mostrou que a exposição ao glifosato aumenta a prevalência de genes de resistência a antibióticos (ARGs) e elementos genéticos móveis, enriquecendo o solo e microbiomas aquáticos com esses elementos.

No presente estudo, as bactérias identificadas como resistentes a antibióticos e ao glifosato incluem *S. maltophilia*, que mostrou alta resistência a diversas classes antibióticas, incluindo aminoglicosídeos e cefalosporinas, nos pontos P1D3C, P1D3E e P2D3F. *Klebsiella variicola* apresentou resistência à ampicilina e piperacilina (P2D3C), e *Staphylococcus siniae* à penicilina e cefalosporinas (P2D3B).

Além disso, o impacto do glifosato na resistência bacteriana vai além do aumento direto da resistência: as alterações na microbiota do solo induzidas pelo glifosato podem afetar a dinâmica da transferência de genes de resistência entre bactérias. Mecanismos como conjugação, transformação e transdução podem ser favorecidos em ambientes com presença de glifosato, aumentando a disseminação de genes de resistência entre espécies diferentes — especialmente em ambientes agrícolas com alta densidade bacteriana e perturbação frequente do solo (Liao et al., 2021).

Apesar da detecção de cepas multirresistentes, diversos isolados bacterianos não multirresistentes (N-MDR) também foram identificados. Entre eles, *B. cereus* foi encontrado em múltiplos pontos e, embora não seja multirresistente, é conhecido por causar doenças alimentares. *Bacillus megaterium*, resistente apenas à clindamicina, é benéfico à saúde do solo por auxiliar na solubilização de fosfatos. *Pseudomonas nitroreducens*,

resistente somente à colistina, tem papel essencial na degradação de poluentes orgânicos. *Clostridium difficile* e *S. frigidimarina* também contribuem com a decomposição da matéria orgânica e processos de biorremediação. Embora não classificados como multirresistentes, esses microrganismos são fundamentais para o funcionamento ecológico do solo agrícola, participando de processos como ciclagem de nutrientes, decomposição da matéria orgânica e promoção do crescimento vegetal (Raoult et al., 2021).

A diversidade bacteriana em solos agrícolas reflete a complexidade das interações microbianas e a influência de práticas como o uso de fertilizantes e pesticidas. A presença de espécies bacterianas diversas destaca uma dinâmica ecológica rica, na qual algumas espécies contribuem para a saúde do solo e das plantas, enquanto outras podem representar riscos de contaminação. O uso excessivo de agroquímicos, como o glifosato, pode levar a modificações genômicas em organismos que habitam o solo, consomem plantas cultivadas nesse solo ou dependem da água contaminada por ele (Alvarez-Moya et al., 2011). Como demonstrado em *D. melanogaster*, o glifosato possui propriedades genotóxicas e mutagênicas, aumentando o risco de danos genéticos (Kaya et al., 2000) e anomalias nos ciclos de vida (Galin et al., 2019; Strilbytska et al., 2022).

O solo é um ecossistema altamente complexo, que abriga características, recursos e bioprocessos essenciais para a interação entre a flora e a fauna do solo, tanto invertebrada quanto vertebrada. No entanto, substâncias oriundas de atividades humanas podem interferir nessas interações, afetando negativamente a abundância e distribuição de organismos específicos. Por isso, é fundamental compreender melhor os limites em que essas substâncias se tornam um risco toxicológico para o desenvolvimento normal de organismos não alvo (Muller et al., 2021).

A adoção de práticas agrícolas adequadas é essencial para preservar o equilíbrio microbiano, promovendo espécies benéficas que contribuam para a fertilidade do solo e a saúde das plantas. A interação entre microrganismos, plantas e práticas de manejo reforça a necessidade de monitoramento contínuo e de estratégias sustentáveis de gestão para garantir a produtividade agrícola e a segurança alimentar (Kelbrick, Hesse e O'Brien, 2023).

Conclusão

Este estudo analisou os impactos do uso de glifosato nos projetos de irrigação Icó-Mandantes e Apolônio Sales, localizados no município de Petrolândia, no estado de Pernambuco, Brasil, demonstrando que, embora o glifosato seja eficaz no controle de plantas daninhas e na promoção da produtividade agrícola, seu uso também acarreta implicações significativas para a qualidade do solo e a resistência bacteriana.

As análises físico-químicas do solo indicaram que, apesar de as amostras estarem dentro dos parâmetros aceitáveis para uso agrícola, a aplicação contínua do glifosato tem o potencial, ao longo do tempo, de alterar a disponibilidade de nutrientes essenciais e a estrutura do solo. A avaliação microbiológica revelou uma diversidade bacteriana significativa, com predominância do gênero *Bacillus*, além da presença de bactérias multirresistentes, particularmente *Stenotrophomonas maltophilia*, *Bacillus cereus* e *Enterobacter cloacae*.

Esses achados ressaltam o possível papel do glifosato na promoção da resistência bacteriana, o que representa riscos não apenas para a produtividade agrícola, mas também para a saúde pública em regiões onde o uso do herbicida é intensivo. Os resultados reforçam a necessidade da adoção de práticas agrícolas mais sustentáveis e do monitoramento contínuo dos efeitos do glifosato sobre o solo. Além disso, a adoção de estratégias integradas de manejo de pragas que reduzam a dependência de herbicidas químicos é essencial para preservar a

saúde do solo e mitigar a proliferação de bactérias resistentes.

Material suplementar

Tabela S1. Análise post-hoc de Bonferroni para comparações pareadas da média do Índice de Dano (abaixo da diagonal) e da Frequência de Dano (acima da diagonal) entre o grupo controle e as amostras de solo (fração solúvel em água).

Solo	Controle Negativo	Controle Positivo	P1	P2	P3
Controle Negativo		0.0001	0.0001	0.0001	1.000
Controle Positivo	0.0001		0.163	1.000	0.0001
P1	0.0001	1.000		0.292	0.0001
P2	0.0001	0.006	0.109		0.0001
P3	0.109	0.003	0.0001	0.0001	

References

- Algammal, A. M., Eid, H. M., Alghamdi, S., Ghabban, H., Alatawy, R., Almanzalawi, E. A., ... & El-Tarabili, R. M. (2024). Meat and meat products as potential sources of emerging MDR *Bacillus cereus*: gro EL gene sequencing, toxigenic and antimicrobial resistance. *BMC Microbiology*, 24(1), 50.
- Alvarez-Moya, C., Silva, M. R., Arámbula, A. R. V., Sandoval, A. I., Vasquez, H. C., Montes, R. M. G. (2011). Evaluation of genetic damage induced by glyphosate isopropylamine salt using *Tradescantia* bioassays. *Genetics and Molecular Biology*, 34(1), 127-130.
- Amorim, E. M., Santana, S. L., Silva, A. S., Aquino, N. C., Silveira, E. R., Ximenes, R. M., & Rohde, C. (2020). Genotoxic assessment of the dry decoction of *Myracrodruon urundeuva* Allemão (Anacardiaceae) leaves in somatic cells of *Drosophila melanogaster* by the Comet and SMART assays. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 61(3), 329-337.
- Atuchin, V. V., Asyakina, L. K., Serazetdinova, Y. R., Frolova, A. S., Velichkovich, N. S., & Prosekov, A. Y. (2023). Microorganisms for bioremediation of soils contaminated with heavy metals. *Microorganisms*, 11(4), 864.
- Banerjee, S., & Heijden, M. G. (2023). Soil microbiomes and one health. *Nature Reviews Microbiology*, 21(1), 6-20.
- Clapp, J. (2021). Explaining growing glyphosate use: The political economy of herbicide-dependent agriculture. *Global Environmental Change*, 67, 102239.
- CODEVASF (2024). Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba. *Relatório de Gestão 2023*. Brasília: Codevasf, 2024.
- Collins, A. R., Osoz, A. A., Brunborg, G., Gaivão, I., Giovannelli, L., Kruszewski, M., Smith, C. C., & Štětina, R. (2008). The comet assay: Topical issues. In *Mutagenesis* (Vol. 23, Issue 3, pp. 143–151). Oxford Academic.
- CONAMA (2005). Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brazil. *Resolução n. 357, de 17 de março de 2005*. https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450
- Defarge, N., Vendômois, J. S., & Séralini, G. E. (2018). Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides. *Toxicology Reports*, 5, p. 156-163.
- Demir, E. & Demir, F. T. (2024). Genotoxicity responses of single and mixed exposure to heavy metals (cadmium, silver, and copper) as environmental pollutants in *Drosophila melanogaster*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 106, 104390.
- EMBRAPA (2017). Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Manual de métodos de análise de solo*. Teixeira, P. C., Donagemma, G. K., Fontana, A., & Teixeira, W. G. (Eds.). Brasília, DF: Embrapa, 3 Ed., 574 p.
- Gaivão, I., & Sierra, M. (2014). *Drosophila* comet assay: insights, uses, and future perspectives. *Frontiers in*

Genetics, 5(304), 1–8.

Galín, R.R., Akhtyamova, I.F., & Pastukhova, E.I. (2019). Effect of herbicide glyphosate on *Drosophila melanogaster* fertility and lifespan. *Bulletin of Experimental Biology and Medicine*, 167, 663–666.

Ghosh, R., Chatterjee, S., & Mandal, N. C. (2020). *Stenotrophomonas*. In *Beneficial microbes in agro-ecology* (pp. 427–442). Academic Press.

Gladstone, M., & Su, T.T. (2011) Chemical genetics and drug screening in *Drosophila* cancer models. *J Genet Genomics* 38:497–504.

Hartmann, M., & Six, J. (2023). Soil structure and microbiome functions in agroecosystems. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4(1), 4–18.

Havlin, J. L. (2020). Soil: Fertility and nutrient management. In *Landscape and land capacity* (pp. 251–265). CRC Press.

Hu, M., Li, C., Xue, Y., Hu, A., Chen, S., Chen, Y., ... & Zhou, J. (2021). Isolation, characterization, and genomic investigation of a phytopathogenic strain of *Stenotrophomonas maltophilia*. *Phytopathology*, 111(11), 2088–2099.

Huang, J., & Hartemink, A. E. (2020). Soil and environmental issues in sandy soils. *Earth-Science Reviews*, 208, 103295.

Jayaraj, J., Shibila, S., Ramaiah, M., Alahmadi, T. A., Alharbi, S. A., Mideen, P. K., ... & Sivagnanam, A. (2023). Isolation and Identification of bacteria from the agricultural soil samples to tolerate pesticides dimethoate, thiamethoxam and Imidacloprid. *Environmental Research Communications*, 5(7), 075011.

Jessberger, N., Dietrich, R., Granum, P. E., & Märtlbauer, E. (2020). The *Bacillus cereus* food infection as multifactorial process. *Toxins*, 12(11), 701.

Jha, A. N. (2008). Ecotoxicological applications and significance of the comet assay. *Mutagenesis*, 23(3), 207–221.

Ji, C., Liu, Z., Hao, L., Song, X., Wang, C., Liu, Y., ... & Liu, X. (2020). Effects of *Enterobacter cloacae* HG-1 on the nitrogen-fixing community structure of wheat rhizosphere soil and on salt tolerance. *Frontiers in Plant Science*, 11, 1094.

Kaya, B., Creus, A., Yanikoğlu, A., Cabré, O., & Marcos, R. (2000). Use of the *Drosophila* wing spot test in the genotoxicity testing of different herbicides. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 36(1), p. 40–46.

Kelbrick, M., Hesse, E., and O'Brien, S. (2023). Cultivating antimicrobial resistance: how intensive agriculture ploughs the way for antibiotic resistance. *Microbiology*, 169(8), 001384.

Kepler, R. M., Epp Schmidt, D. J., Yarwood, S. A., Cavigelli, M. A., Reddy, K. N., Duke, S. O., ... & Maul, J. E. (2020). Soil microbial communities in diverse agroecosystems exposed to the herbicide glyphosate. *Applied and Environmental Microbiology*, 86(5), e01744–19.

Li, X., & Kang, Y. (2020). Agricultural utilization and vegetation establishment on saline-sodic soils using a water–salt regulation method for scheduled drip irrigation. *Agricultural Water Management*, 231, 105995.

Liao, H., Li, X., Yang, Q., Bai, Y., Cui, P., Wen, C., ... & Zhu, Y. G. (2021). Herbicide selection promotes antibiotic resistance in soil microbiomes. *Molecular Biology and Evolution*, 38(6), 2337–2350.

Lima, I. B., Boëchat, I. G., & Gücker, B. (2021). Glyphosate in Brazil: use, aquatic contamination, environmental effects and dangers to human health. *Geography Notebook*, 31(1), 90–115.

Liu, C., Yu, P., Yu, S., Wang, J., Guo, H., Zhang, Y., ... & Ding, Y. (2020). Assessment and molecular characterization of *Bacillus cereus* isolated from edible fungi in China. *BMC Microbiology*, 20, 1–10.

Liu, D. (2021). Root developmental responses to phosphorus nutrition. *Journal of Integrative Plant Biology*, 63(6), 1065–1090.

Lopes-Ferreira, M., Maleski, A., Balan-Lima, L., Bernardo, J., Hipolito, L., Seni-Silva, A., Batista-Filho, J., Falcão, M., & Lima, C. (2022). Impact of pesticides on human health in the last six years in Brazil. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(6), 3198.

Marcos, R., & Carmona, E. E. (2019) The wing-spot and the comet tests as useful assays for detecting genotoxicity in *Drosophila*. In A. Dhawan & M. Bajpayee (Eds), *Methods in Molecular Biology. Genotoxicity Assessment, Methods and Protocols*. (Chap. 19, pp. 337–348). Humana Press, Springer Nature.

Meftaul, I. M., Venkateswarlu, K., Dharmarajan, R., Annamalai, P., Asaduzzaman, M., Parven, A., & Megharaj,

- M. (2020). Controversies over human health and ecological impacts of glyphosate: Is it to be banned in modern agriculture?. *Environmental Pollution*, 263, 114372.
- Mirzoyan, Z., Sollazzo, M., Allocca, M., Valenza, A., Grifoni, D., & Bellosta, P. (2019). *Drosophila melanogaster*: a model organism to study cancer. *Frontiers in Genetics*, 10(51), 1-16.
- Muller, K., Herrera, K., Talyn, B., & Melchiorre, E. (2021). Toxicological effects of Roundup® on *Drosophila melanogaster* reproduction. *Toxics*, 9(7):161.
- Neri, M., Milazzo, D., Ugolini, D., Milic, M., & Campolongo, A., Pasqualetti, P., Bonassi, S. (2015). Worldwide interest in the comet assay: a bibliometric study. *Mutagenesis*, 30, 155-163.
- Nielsen, L. N., Roager, H. M., Casas, M. E., Frandsen, H. L., Gosewinkel, U., Bester, K., ... & Bahl, M. I. (2018). Glyphosate has limited short-term effects on commensal bacterial community composition in the gut environment due to sufficient aromatic amino acid levels. *Environmental Pollution*, 233, 364-376.
- Ortiz, P., Tapia-Torres, Y., Larsen, J., & García-Oliva, F. (2022). Glyphosate-based herbicides alter soil carbon and phosphorus dynamics and microbial activity. *Applied Soil Ecology*, 169, 104256.
- Ospino, K., & Spira, B. (2023). Glyphosate affects persistence and tolerance but not antibiotic resistance. *BMC Microbiology*, 23(1), 61.
- Qiu, D., Ke, M., Zhang, Q., Zhang, F., Lu, T., Sun, L., & Qian, H. (2022). Response of microbial antibiotic resistance to pesticides: An emerging health threat. *Science of The Total Environment*, 850, 158057.
- Raoult, D., Hadjadj, L., Baron, S. A., & Rolain, J. M. (2021). Role of glyphosate in the emergence of antimicrobial resistance in bacteria?. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 76(7), 1655-1657.
- Sahuquillo, A.; López-Sánchez, J.F.; Rubio, R.; Rauret, G.; Thomas, R.P.; Davidson C.M. & Ure, A.M. Use of a certified reference material for extractable trace metals to assess sources of uncertainty in the BCR three-stage sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta*, 382, 317-237, 1999.
- Santana, S. L., Verçosa, C. J., Castro, I. F.A, Amorim, E. M., Silva, A. S., Bastos, T. M. R, Silva Neto, L. J., Santos, T. O., De França, E. J., & Rohde, C. (2018). *Drosophila melanogaster* as model organism for monitoring and analyzing genotoxicity associated with city air pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(32), 32409-32417.
- Shaheb, M. R., Venkatesh, R., & Shearer, S. A. (2021). A review on the effect of soil compaction and its management for sustainable crop production. *Journal of Biosystems Engineering*, 46, 417-439.
- Shen, X., Chi, Y., & Xiong, K., 2019. The effect of heavy metal contamination on humans and animals in the vicinity of a zinc smelting facility. *PLoS One*, 14(10), e0207423.
- Shetty, R., Vidya, C. S. N., Prakash, N. B., Lux, A., & Vaculík, M. (2021). Aluminum toxicity in plants and its possible mitigation in acid soils by biochar: A review. *Science of the Total Environment*, 765, 142744.
- Siddique, H. R., Gupta, S. C., Dhawan, A., Murthy, R. C., Saxena, D. K., & Chowdhuri, D. K. (2005). Genotoxicity of industrial solid waste leachates in *Drosophila melanogaster*. *Environment and Molecular Mutagenesis*, 46, 189-197.
- Silva, A. C. S. (2025). *Recursos hídricos e solos na região do Reservatório do Rio São Francisco (Sobradinho, Bahia) como potenciais agentes genotóxicos em Drosophila melanogaster*. Thesis (Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Federal University of Pernambuco, Recife, Brazil.
- Silva, K. C. C. (2016). *Biomonitoring of pesticides and heavy metals in irrigation projects on the São Francisco River using biochemical and genotoxic markers of Cichla ocellaris*. Thesis (Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas), Federal University of Pernambuco, Recife, Brazil.
- Singh, R., Shukla, A., Klaur, G., Girdhar, M., Malik, T., & Mohan, A. (2024). Systemic analysis of glyphosate impact on environment and human health. *ACS Omega*, 9(6), 6165-6183.
- Strilbytska, O. M., Semaniuk, U. V., Strutynska, T. R., Burdyliuk, N. I., Tsiumpala, S., Bubalo, V., & Lushchak, O. (2022). Herbicide Roundup shows toxic effects in nontarget organism *Drosophila*. *Archives of Insect Biochemistry and Physiology*, 110(4), e21893.
- Talahmeh, N., Abu-Rumeileh, S., & Al-Razem, F. (2020). Development of a selective and differential media for the isolation and enumeration of *Bacillus cereus* from food samples. *Journal of Applied Microbiology*, 128(5), 1440-1447.
- Verçosa, C. J., Moraes-Filho, A. V., Castro, I. F. A., Santos, R. G., Cunha, K. S., Silva, D. M., Garcia, A. C. L.,

Navoni, J. A., Amaral, V. S., & Rohde, C. (2017). Validation of Comet assay in Oregon-R and wild type strains of *Drosophila melanogaster* exposed to a natural radioactive environment in Brazilian semiarid region. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 141, 148-153.

Verheyen EM. (2022). The power of *Drosophila* in modeling human disease mechanisms. *Disease Models & Mechanisms*, 15(3), dmm049549.

Wang, X., Wu, Z., Xiang, H., He, Y., Zhu, S., Zhang, Z., ... & Wang, J. (2023). Whole genome analysis of *Enterobacter cloacae* Rs-2 and screening of genes related to plant-growth promotion. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(8), 21548-21564.

Wongkiew, S., Chaikaew, P., Takrattanasaran, N., & Khamkajorn, T. (2022). Evaluation of nutrient characteristics and bacterial community in agricultural soil groups for sustainable land management. *Scientific Reports*, 12(1), 7368.

Yadav, D.S., Jaiswal, B., Gautam, M., & Agrawal, M. (2020). Soil acidification and its impact on plants. In: Singh, P., Singh, S.K., Prasad, S.M. (eds) *Plant Responses to Soil Pollution*. Springer, Singapore.

Zhang, Q., Lei, C., Jin, M., Qin, G., Yu, Y., Qiu, D., ... & Qian, H. (2024). Glyphosate disorders soil enchytraeid gut microbiota and increases its antibiotic resistance risk. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 72(4), 2089-2099.

Ethical Approval

Not applicable.

Consent to Participate

All study participants gave their informed consent to participate in this research.

Consent to Publish

All study authors and participants gave their consent for the publication of the results of this research.

Author Contributions

All authors contributed to the conception and design of the study. The preparation of the material and data collection were carried out by Karolayne Silva Souza, Milena Roberta Freire da Silva, Manoella Almeida Candido and Gabriela de Lima Torres. Soil physicochemical analysis was conducted by Kaline Catiely Campos Silva, Ricardo Marques Nogueira Filho and Fabricio Motteran. The microbiological evaluation was performed by Kátia Cilene da Silva Felix, Lívia Caroline Alexandre de Araújo. The genotoxicity tests and chemical analyses of water-soluble fraction of soil were carried out by Amanda Alves de Araújo, Elvis Joacir De Franca and Claudia Rohde. The data analysis was carried out by Milena Danda Vasconcelos Santos and Maria Betânia Melo de Oliveira. The critical review of the manuscript was conducted by all authors. All authors read and approved the final version of the manuscript.

Funding

The authors declare financial support was received for the research, authorship, and/or publication of this article. This research was funded by Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, process no 88887.500819/2020-00), Fundação de Amparo à Ciências e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE, process APQ-1263.2.01-21) and Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, process 420398/2023-6).

Competing Interests

The authors declare that the research was conducted in the absence of any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

Data Availability

Not applicable.

5 CONCLUSÕES

- O capítulo de revisão sobre pesticidas em ecossistemas aquáticos urbanos evidenciou que o uso intensivo desses compostos compromete a qualidade da água e representa sérios riscos à saúde humana e ambiental. O segundo capítulo, voltado às inovações em biorremediação de herbicidas, destacou o potencial uso de microrganismos no tratamento de áreas contaminadas. A revisão sistemática apontou os gêneros *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Stenotrophomonas* e *Ochrobactrum* como os mais recorrentes na biodegradação do glifosato, com produção de metabólitos como AMPA, sarcosina e glicoxilato, demonstrados por técnicas como HPLC e RMN.
- Embora as análises físico-químicas dos solos nas áreas de Icó-Mandantes e Apolônio Sales estejam dentro dos limites legais, observou-se uma diversidade microbiológica com patógenos, sugerindo a presença de poluentes não detectados, como o glifosato. Embora não tenha sido quantificado, sua volatilidade pode ter contribuído para a resistência bacteriana e danificado o microbioma do solo, destacando a necessidade de um monitoramento mais amplo.
- Os testes de genotoxicidade com *D. melanogaster* utilizando o ensaio cometa revelaram níveis significativos de danos ao DNA em amostras tratadas com frações solúveis em água do solo. Esses resultados indicam a presença de contaminantes com potencial genotóxico, ainda que o glifosato não tenha sido quantificado diretamente.
- A coexistência de microrganismos resistentes e de efeitos genotóxicos nos solos investigados aponta para um risco químico-biológico relevante, tanto à saúde pública quanto ao equilíbrio ecológico local. Tais achados reforçam a importância de políticas de monitoramento ambiental em áreas agrícolas com uso histórico de pesticidas.
- Embora o potencial biodegradativo dos isolados não tenha sido testado experimentalmente, sua diversidade e características sugerem possíveis aplicações futuras em estudos de biorremediação. A inclusão dessas cepas na bacterioteca da UFPE constitui uma contribuição importante para a

conservação microbiana e para futuras pesquisas em ambientes impactados por agrotóxicos.

6 SÚMULA CURRICULAR

Publicações

- *Frontiers in Microbiology – Exploring biodegradative efficiency: a systematic review on the main microplastic-degrading bacteria* (2024).
- *Revista de Gestão Social e Ambiental – Bacteria as Ecological Tools: Pioneering Microplastic Biodegradation* (2024).
- *Aquatic Toxicology – Hidden ecotoxicological dangers: Investigating pathogen circulation and non-toxic risks hazards in a crucial Brazilian watershed* (2024).
- *Advances in Microbiology – Aquatic Microbiota: A Systematic Review* (2023).
- *Brazilian Journal of Medical and Biological Research – Unlocking the molecular realm: advanced approaches for identifying clinically and environmentally relevant bacteria* (2023).
- *The Brazilian Journal of Infectious Diseases – Cobertura Vacinal de Poliomielite no Brasil de 2013-2022* (2023).
- *Capítulo de livro publicado na Springer Nature – Bioremediation Strategies for Microplastic Removal in Impacted Aquatic Environments* (2023).

Participação em Eventos

- 32º Congresso Brasileiro de Microbiologia (2023).
- VIII Infecto Rio (2022).
- XXIII Congresso Brasileiro de Infectologia – Infecto 2023 (2023).

Apresentação de Trabalhos

- *Metagenomic characterization of an impacted urban break* – 32º Congresso Brasileiro de Microbiologia (2023).
- *Characterization of the soil microbiota in different agricultural management systems* – 32º Congresso Brasileiro de Microbiologia (2023).

Premiações

- XI Encontro Pernambucano de Odontologia – XI EPO (2023): Análise bacteriológica das águas de equipos odontológicos utilizados na clínica odontológica da UFPE – campus Recife.

- X Semana do Meio Ambiente – UFPE (2025): 1º Lugar: Biodegradação bacteriana do glifosato: uma estratégia sustentável para descontaminação ambiental e 2º Lugar: Do glifosato à biotecnologia: o papel das bactérias no futuro do manejo agrícola.

Cursos Ministrados

- Principais testes de identificação fenotípica de bactérias de importância clínica (2023).
- Farmácia em foco: Interpretação de evidências farmacêuticas (2024).
- Biossegurança em Fisioterapia: Princípios e Práticas para um Ambiente Seguro (2024).
- Bioquímica Bucal: Entendendo as Propriedades da Saliva (2024).

REFERÊNCIAS

- ABRASCO – Associação Brasileira de Saúde Coletiva. **Nota técnica: agrotóxicos, exposição humana, dano à saúde reprodutiva e vigilância da saúde**. Rio de Janeiro: Abrasco, 2023. Disponível em: <https://abrasco.org.br/wp-content/uploads/2023/11/Nota-Tecnica-Agrotoxicos-exposicao-humana-dano-a-saude-reprodutiva-e-vigilancia-da-saude.pdf>. Acesso em: 29 jun. 2025.
- AGUIAR, Lais Mattos et al. Glyphosate-based herbicide exposure causes antioxidant defence responses in the fruit fly *Drosophila melanogaster*. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 185, p. 94-101, 2016.
- ALOMIA, Fernanda; BALLESTEROS, Isabel; CASTILLEJO, Pablo. Bioremediation potential of glyphosate-degrading microorganisms in eutrophicated Ecuadorian water bodies. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 29, n. 3, p. 1550-1558, 2022.
- AMATO, Michela et al. Occurrence of antibiotic resistant bacteria and resistance genes in agricultural irrigation waters from Valencia city (Spain). **Agricultural Water Management**, v. 256, p. 107097, 2021.
- ANVISA- Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos – PARA: ciclos 2018-2019 e 2022**. Brasília: Anvisa, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/agrotoxicos/programa-de-analise-de-residuos-em-alimentos/relatorios-do-programa>. Acesso em: 29 jun. 2025.
- ASLAM, Sohaib; JING, Yuying; NOWAK, Karolina M. Fate of glyphosate and its degradation products AMPA, glycine and sarcosine in an agricultural soil: Implications for environmental risk assessment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 447, p. 130847, 2023.
- ARAGAO, Osnar Obede et al. Microbiological indicators of soil quality are related to greater coffee yield in the Brazilian Cerrado region. **Ecological Indicators**, v. 113, p. 106205, 2020.
- AVILA, C. J. et al. Manejo Integrado de Pragas (MIP) na cultura da soja: Um estudo de caso no sul de Mato Grosso do Sul. 2023.
- AYALA, Cristina Alejandra et al. Fate, eco-toxicological characteristics, and treatment processes applied to water polluted with glyphosate: A critical review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 16, p. 1476-1514, 2019.
- BANERJEE, Samiran et al. Agricultural intensification reduces microbial network complexity and the abundance of keystone taxa in roots. **The ISME journal**, v. 13, n. 7, p. 1722-1736, 2019.
- BANERJEE, Samiran et al. Biotic homogenization, lower soil fungal diversity and fewer rare taxa in arable soils across Europe. **Nature Communications**, v. 15, n. 1,

p. 327, 2024.

BARROSO, Gabriela Madureira et al. Pesticide Residues in Brazil: Analysis of Environmental Legislation and Regulation and the Challenge of Sustainable Production. **Sustainability (2071-1050)**, v. 17, n. 6, 2025.

BASÍLIO, Flávio de Oliveira. Propriedades físico-hídricas, mecânicas e químicas de um solo cultivado com meloeiro no Semiárido Potiguar. 2021.

BAYABIL, Haimanote K.; TESHOME, Fitsum T.; LI, Yuncong C. Emerging contaminants in soil and water. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, p. 873499, 2022.

BENBROOK, Charles M. Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. **Environmental Sciences Europe**, v. 28, p. 1-15, 2016.

BENBROOK, Charles M. How did the US EPA and IARC reach diametrically opposed conclusions on the genotoxicity of glyphosate-based herbicides?. **Environmental Sciences Europe**, v. 31, n. 1, p. 1-16, 2019.

BENBROOK, Charles; MESNAGE, Robin; SAWYER, William. Genotoxicity assays published since 2016 shed new light on the oncogenic potential of glyphosate-based herbicides. **Agrochemicals**, v. 2, n. 1, p. 47-68, 2023.

BETTIOL, Wagner et al. Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical. 2023.

BRASIL. Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e das embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos. **Diário Oficial da União: seção 1**, Brasília, DF, 12 jul. 1989. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l7802.htm. Acesso em: 29 jun. 2025.

BRASIL. Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002. Regulamenta a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre agrotóxicos, seus componentes e afins. **Diário Oficial da União: seção 1**, Brasília, DF, 8 jan. 2002. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/D4074.htm. Acesso em: 29 jun. 2025.

BROVINI, Emília Marques et al. Three-bestseller pesticides in Brazil: Freshwater concentrations and potential environmental risks. **Science of the Total Environment**, v. 771, p. 144754, 2021.

BROVINI, Emília Marques et al. Occurrence and environmental risk assessment of 22 pesticides in Brazilian freshwaters. **Aquatic Toxicology**, v. 260, p. 106566, 2023.

BRUGGEN, Ariena HC et al. Environmental and health effects of the herbicide glyphosate. **Science of the total environment**, v. 616, p. 255-268, 2018.

CAMPANI, Tommaso et al. Toxicity of Four Commercial Fungicides, Alone and in Combination, on the Earthworm *Eisenia fetida*: A Field Experiment. **Toxics**, v. 13, n. 3, p. 209, 2025.

CARVALHO, Renata Maria Caminha Mendes De Oliveira et al., RISCOS AMBIENTAIS DA AGRICULTURA FAMILIAR IRRIGADA: avaliação dos projetos de irrigação no semi-árido pernambucano. XVIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 2009.

CASTRO, V. L. S.; JONSSON, C. M.; SILVA, M. S. G. Organismos-teste e biomarcadores como ferramentas na avaliação ecotoxicológica em diferentes ecossistemas. In: **AGRICULTURA & AMBIENTE: A busca pela sustentabilidade**, 2023, p. 487–510. Embrapa, 2023.

COSTA, Carla et al. Cytogenetic and molecular biomonitoring of a Portuguese population exposed to pesticides. **Mutagenesis**, v. 21, n. 5, p. 343-350, 2006.

COSTA, Naíla et al. A glyphosate-based herbicide cross-selects for antibiotic resistance genes in bacterioplankton communities. **Msystems**, v. 7, n. 2, p. e01482-21, 2022.

COSTA_b, Diogo Paes et al. Forest-to-pasture conversion modifies the soil bacterial community in Brazilian dry forest Caatinga. **Science of the Total Environment**, v. 810, p. 151943, 2022.

CHAUURASIA, Meenakshi; PATEL, Kajal; RAO, Kottapalli Sreenivasa. Impact of anthropogenic land uses on soil microbiological activity in a peri-urban landscape. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 10, p. 1233, 2023.

CHEN, Yongsheng et al. Insights into the microbial degradation and resistance mechanisms of glyphosate. **Environmental Research**, v. 215, p. 114153, 2022.

DRECHSEL, Victoria et al. Glyphosate-and aminomethylphosphonic acid (AMPA)-induced mortality and residues in juvenile brown trout (*Salmo trutta* f. *fario*) exposed at different temperatures. **Environmental Sciences Europe**, v. 36, n. 1, p. 30, 2024.

FAN, Ya'nan et al. Development of soil quality assessment framework: A comprehensive review of indicators, functions, and approaches. **Ecological Indicators**, v. 172, p. 113272, 2025.

FAO, FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. The FAO action plan on antimicrobial resistance 2021–2025. 2021.

FAO, FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. The Future of Food and Agriculture—Drivers and Triggers for Transformation. **FAO**, 2022.

FENG, Dan; SORIC, Audrey; BOUTIN, Olivier. Treatment technologies and degradation pathways of glyphosate: A critical review. **Science of The Total Environment**, v. 742, p. 140559, 2020.

FENG_b, Dan et al. Biodegradation capabilities of acclimated activated sludge towards glyphosate: Experimental study and kinetic modeling. **Biochemical Engineering Journal**, v. 161, p. 107643, 2020.

FERREIRA, Carmen; DURÁN, Rafael; FARO, Lilian RF. Toxic effects of glyphosate on the nervous system: a systematic review. **International journal of molecular sciences**, v. 23, n. 9, p. 4605, 2022.

FERREIRA, Paula Fernanda Alves et al. Chemical attributes, bacterial community, and antibiotic resistance genes are affected by intensive use of soil in agroecosystems of the Atlantic Forest, Southeastern Brazil. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 46, n. 4, p. 123, 2024.

FIOCRUZ – Fundação Oswaldo Cruz. **Fiocruz divulga nota contra flexibilização de lei sobre agrotóxicos**. Rio de Janeiro: CEE-Fiocruz, 2023. Disponível em: <https://cee.fiocruz.br/?q=Fiocruz-divulga-nota-contraflexibilizacao-de-lei-sobre-agrotoxicos>. Acesso em: 29 jun. 2025.

FOGLIATTO, Silvia; FERRERO, Aldo; VIDOTTO, Francesco. Current and future scenarios of glyphosate use in Europe: Are there alternatives?. **Advances in agronomy**, v. 163, p. 219-278, 2020.

FOLHES, Ricardo Theophilo; FERNANDES, Danilo Araújo. A dominância do paradigma tecnológico mecânico-químico-genético nas políticas para o desenvolvimento da bioeconomia na Amazônia (Paper 540). **Papers do NAEA**, v. 1, n. 1, 2022.

GAIVÃO, Isabel; SIERRA, L. María. Drosophila comet assay: insights, uses, and future perspectives. **Frontiers in genetics**, v. 5, p. 304, 2014.

GATICA, Joao; CYTRYN, Eddie. Impact of treated wastewater irrigation on antibiotic resistance in the soil microbiome. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, p. 3529-3538, 2013.

GILL, Jatinder Pal Kaur et al. Glyphosate toxicity for animals. **Environmental chemistry letters**, v. 16, p. 401-426, 2018.

GODÍNEZ, María Luisa et al. Glyphosate pollution treatment and microbial degradation alternatives, a review. **Microorganisms**, v. 9, n. 11, p. 2322, 2021.

GOMES, Carlos et al. Glyphosate vs. glyphosate-based herbicides exposure: A review on their toxicity. **Journal of Xenobiotics**, v. 12, n. 1, p. 21-40, 2022.

GRAHAM, Madeline E. et al. Unseen Drivers of Antimicrobial Resistance: The Role of Industrial Agriculture and Climate Change in This Global Health Crisis. **Challenges**, v. 16, n. 2, p. 22, 2025.

HARTMANN, Martin; SIX, Johan. Soil structure and microbiome functions in agroecosystems. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 4, n. 1, p. 4-18, 2023.

IARC. INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER. **Some organophosphate insecticides and herbicides**. Lyon: IARC, 2015. (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, v. 112). Disponível em: <https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/06/mono112.pdf>. Acesso em: 29 jun. 2025.

IBAMA . Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Relatórios de comercialização de agrotóxicos – ano base 2022**. Brasília: Ibama, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>. Acesso em: 29 jun. 2025.

IGHALO, Joshua O. et al. Ecotoxicology of glyphosate and recent advances in its

mitigation by adsorption. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 2655-2668, 2021.

JÚNIOR, Fabiano Cláudio et al. *Drosophila melanogaster* as a biotechnological tool to investigate the close connection between fatty diseases and pesticides. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 67, p. e24230091, 2024.

KAVIANI, Abdullah et al. An overview of antibiotic resistance and abiotic stresses affecting antimicrobial resistance in agricultural soils. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 8, p. 4666, 2022.

KHEDKAR, Supriya et al. Landscape of mobile genetic elements and their antibiotic resistance cargo in prokaryotic genomes. **Nucleic Acids Research**, v. 50, n. 6, p. 3155-3168, 2022.

KOPITTKKE, Peter M. et al. Soil and the intensification of agriculture for global food security. **Environment international**, v. 132, p. 105078, 2019.

KUDSK, Per; MATHIASSEN, Solvejg Kopp. Pesticide regulation in the European Union and the glyphosate controversy. **Weed Science**, v. 68, n. 3, p. 214-222, 2020.

KURENBACH, Brigitta et al. Sublethal exposure to commercial formulations of the herbicides dicamba, 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid, and glyphosate cause changes in antibiotic susceptibility in *Escherichia coli* and *Salmonella enterica* serovar Typhimurium. **MBio**, v. 6, n. 2, p. 10.1128/mbio.00009-15, 2015.

LADEIRA, Carina et al. The comet assay as a tool in human biomonitoring studies of environmental and occupational exposure to chemicals—a systematic scoping review. **Toxics**, v. 12, n. 4, p. 270, 2024.

LI, Yi Qiang et al. Bacterial community in saline farmland soil on the Tibetan plateau: Responding to salinization while resisting extreme environments. **BMC microbiology**, v. 21, p. 1-14, 2021.

LI, Qing-mei et al. Crop rotations increased soil ecosystem multifunctionality by improving keystone taxa and soil properties in potatoes. **Frontiers in Microbiology**, v. 14, p. 1034761, 2023.

LIAO, Hanpeng et al. Herbicide selection promotes antibiotic resistance in soil microbiomes. **Molecular Biology and Evolution**, v. 38, n. 6, p. 2337-2350, 2021.

LIU, Qing et al. Changes in soil microbial biomass, diversity, and activity with crop rotation in cropping systems: A global synthesis. **Applied Soil Ecology**, v. 186, p. 104815, 2023.

LIU, Zi-Teng et al. Organic fertilization co-selects genetically linked antibiotic and metal (loid) resistance genes in global soil microbiome. **Nature Communications**, v. 15, n. 1, p. 5168, 2024.

LORI, Martina et al. Organic farming enhances soil microbial abundance and activity—A meta-analysis and meta-regression. **PloS one**, v. 12, n. 7, p. e0180442, 2017.

LOZANO, Verónica Laura; PIZARRO, Haydée Norma. Glyphosate lessons: is biodegradation of pesticides a harmless process for biodiversity?. **Environmental Sciences Europe**, v. 36, n. 1, p. 55, 2024.

LUCIO, Fabiola Terra et al. Genetic instability in farmers using pesticides: A study in Brazil with analysis combining alkaline comet and micronucleus assays. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 886, p. 503587, 2023.

LV, Yan-Ran et al. Fabrication of hierarchical copper sulfide/bismuth tungstate pn heterojunction with two-dimensional (2D) interfacial coupling for enhanced visible-light photocatalytic degradation of glyphosate. **Journal of colloid and interface science**, v. 560, p. 293-302, 2020.

LYKOGIANNI, Maira et al. Do pesticides promote or hinder sustainability in agriculture? The challenge of sustainable use of pesticides in modern agriculture. **Science of the Total Environment**, v. 795, p. 148625, 2021.

MACEDO, Rodrigo Santana et al. Effects of degradation on soil attributes under Caatinga in the Brazilian semi-arid. **Revista Árvore**, v. 47, p. e4702, 2023.

MASOTTI, Fiorella et al. Bioremediation of the herbicide glyphosate in polluted soils by plant-associated microbes. **Current Opinion in Microbiology**, v. 73, p. 102290, 2023.

MAURYA, Swati et al. Indicators for assessment of soil quality: a mini-review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, p. 1-22, 2020.

MCDANIEL, Marshall D.; TIEMANN, Lisa K.; GRANDY, A. Stuart. Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. **Ecological Applications**, v. 24, n. 3, p. 560-570, 2014.

MEDEIROS, Marina Loureiro; GOMES, Milena Barros; JUNIOR, E. Análise do território e das relações de produção no reassentamento de Icó-Mandantes em Petrolândia-PE. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE GEÓGRAFOS**. 2014.

MEENA, Himani; BUSI, Siddhardha. Use of microbial biofertilizers technology in agro-environmental sustainability. In: **New and Future Developments in Microbial Biotechnology and Bioengineering**. Elsevier, 2019. p. 199-211.

MENEZES, Érica Gabriela Fonseca de et al. **Petrolândia: um retrato da memória do submédio do São Francisco (1940-1988)**. 2024.

MILLER, Sally A.; FERREIRA, Jorge Pinto; LEJEUNE, Jeffrey T. Antimicrobial use and resistance in plant agriculture: a one health perspective. **Agriculture**, v. 12, n. 2, p. 289, 2022.

MOHANTY, Satya Sundar; DAS, Alok Prasad. A systematic study on the microbial degradation of glyphosate: a review. **Geomicrobiology Journal**, v. 39, n. 3-5, p. 316-327, 2022.

MOHY-UD-DIN, Waqas et al. Isolation of glyphosate-resistant bacterial strains to improve the growth of maize and degrade glyphosate under axenic condition. **Agriculture**, v. 13, n. 4, p. 886, 2023.

MOLLER, Spencer R. et al. Effect of temperature on the degradation of glyphosate by Mn-oxide: Products and pathways of degradation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 461, p. 132467, 2024.

MONTERO, Patricio J. et al. Technologies employed in the treatment of water contaminated with glyphosate: a review. **Molecules**, v. 25, n. 23, p. 5550, 2020.

MURRAY, Laura May et al. Co-selection for antibiotic resistance by environmental contaminants. **npj Antimicrobials and Resistance**, v. 2, n. 1, p. 9, 2024.

MURTHY, Meesala Krishna. Environmental dynamics of pesticides: sources, impacts on amphibians, nanoparticles, and endophytic microorganism remediation. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-34, 2025.

NARIMANI, Milad; SILVA, Gabriel. Thermal decomposition kinetics of glyphosate (GP) and its metabolite aminomethylphosphonic acid (AMPA). **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 22, n. 1, p. 152-160, 2020.

NAUEN, Ralf et al. IRAC: insecticide resistance and mode-of-action classification of insecticides. **Modern crop protection compounds**, v. 3, p. 995-1012, 2019.

OIRDI, Mohamed El et al. Crops and people: the dangers and potential benefits of pesticides. **Cogent Food & Agriculture**, v. 10, n. 1, p. 2334096, 2024.

OLIVEIRA, Edenis Cesar; CARRARO, Nilton Cezar. Análise do comportamento e participação do agronegócio na composição do produto interno bruto (PIB) brasileiro: Um estudo da série temporal de 1996 a 2017. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 11, p. 24042-24064, 2019.

OVERBEEK, William et al. Impacts of Cropping Systems on Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid Contents and Microbial Community in Field Crop Soils in Quebec (Canada). **Agronomy**, v. 14, n. 4, p. 686, 2024.

PALBERG, Daniel et al. Impact of glyphosate and glyphosate-based herbicides on phyllospheric *Methylobacterium*. **BMC Plant Biology**, v. 24, n. 1, p. 119, 2024.

PARAHYBA, R. et al. Diagnóstico agroambiental do Município de Petrolândia-Estado de Pernambuco. 2004.

PEREIRA, Hercules Abie et al. Adsorbents for glyphosate removal in contaminated waters: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 19, p. 1525-1543, 2021.

PESSOA, Glaucia da Silva et al. Uso de agrotóxicos e saúde de trabalhadores rurais em municípios de Pernambuco. **Saúde em Debate**, v. 46, p. 102-121, 2022.

PEILLEX, Cindy; PELLETIER, Martin. The impact and toxicity of glyphosate and glyphosate-based herbicides on health and immunity. **Journal of Immunotoxicology**, v. 17, n. 1, p. 163-174, 2020.

PIGNATI, Wanderlei Antonio et al. Spatial distribution of pesticide use in Brazil: a strategy for Health Surveillance. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 22, p. 3281-3293, 2017.

POCHRON, Sharon et al. Glyphosate but not Roundup® harms earthworms (*Eisenia fetida*). **Chemosphere**, v. 241, p. 125017, 2020.

PREDA, Ana-Maria; DUMITRACHE, Maria; ZLOTEA, Elena. SUSTAINABLE AGRICULTURE, SOIL QUALITY: A MINI-REVIEW. **Journal of Young Scientist**, v. 8, 2021.

PRONARA JÁ! – Campanha Permanente Contra os Agrotóxicos e Pela Vida.

Pronara – Programa Nacional de Redução de Agrotóxicos aprovado por mérito na CNAPO em agosto de 2014. [S.I.], 2014. Disponível em:

<https://contraosagrototoxicos.org/pronara-ja/>. Acesso em: 29 jun. 2025.

RABELLO, Renata et al. Antimicrobial resistance in farm animals in Brazil: an update overview. **Animals**, v. 10, n. 4, p. 552, 2020.

RAFFA, Carla Maria; CHIAMPO, Fulvia. Bioremediation of agricultural soils polluted with pesticides: A review. **Bioengineering**, v. 8, n. 7, p. 92, 2021.

REGANOLD, John P.; WACHTER, Jonathan M. Organic agriculture in the twenty-first century. **Nature plants**, v. 2, n. 2, p. 1-8, 2016.

REGNAULT-ROGER, Catherine; VINCENT, Charles; ARNASON, John Thor. Essential oils in insect control: low-risk products in a high-stakes world. **Annual review of entomology**, v. 57, n. 1, p. 405-424, 2012.

REYES-PÉREZ, Juan José et al. AGRONOMIC ANALYSIS OF TWO MAIZE HYBRIDS UNDER THE INFLUENCE OF A BIOFERTILIZER. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, v. 27, n. 3, 2024.

ROCKSTRÖM, Johan et al. Planet-proofing the global food system. **Nature food**, v. 1, n. 1, p. 3-5, 2020.

RUSZKOWSKI, Milosz; FORLANI, Giuseppe. Deciphering the structure of *Arabidopsis thaliana* 5-enol-pyruvyl-shikimate-3-phosphate synthase: An essential step toward the discovery of novel inhibitors to supersede glyphosate. **Computational and Structural Biotechnology Journal**, v. 20, p. 1494-1505, 2022.

SANDERS, Jörn et al. Benefits of organic agriculture for environment and animal welfare in temperate climates. **Organic Agriculture**, p. 1-19, 2025.

SANTOS, Isabela Campanelli et al. Genomic instability evaluation by BMCyt and telomere length in Brazilian family farmers exposed to pesticides. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 878, p. 503479, 2022.

SANTOVITO, Alfredo et al. In vitro genomic damage caused by glyphosate and its metabolite AMPA. **Chemosphere**, v. 363, p. 142888, 2024.

SHEKHAR, Chander et al. A systematic review of pesticide exposure, associated risks, and long-term human health impacts. **Toxicology Reports**, p. 101840, 2024.

SHI, Hongyu et al. Soil component: a potential factor affecting the occurrence and spread of antibiotic resistance genes. **Antibiotics**, v. 12, n. 2, p. 333, 2023.

SILVA, Kaline Catiely Campos. Biomonitoramento de pesticidas e metais pesados em projetos de irrigação no Rio São Francisco utilizando marcadores bioquímicos e genotóxicos de *Cichla ocellaris*. 2016.

SINGH^a, Simranjeet et al. Herbicide glyphosate: toxicity and microbial degradation. **International journal of environmental research and public health**, v. 17, n. 20, p. 7519, 2020.

SINGH^b, Simranjeet et al. Glyphosate uptake, translocation, resistance emergence in crops, analytical monitoring, toxicity and degradation: a review. **Environmental**

chemistry letters, v. 18, n. 3, p. 663-702, 2020.

SINGH, Chandra Kant et al. Heavy Metals as Catalysts in the Evolution of Antimicrobial Resistance and the Mechanisms Underpinning Co-selection. **Current microbiology**, v. 81, n. 6, p. 148, 2024.

SILVA, Michelangelo et al. Indicadores químicos e físicos de qualidade do solo. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 7, p. 47838-47855, 2020.

SILVA, Francinne Hellora Kaczurowski Pereira 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**, v. 11, n. 9, p. e7911931614-e7911931614, 2022.

SOBRAL, Maria do Carmo Martins et al. Uso e ocupação do solo no entorno de reservatórios no semi-árido brasileiro como fator determinante da qualidade da água. In: **XXX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental. Punta del Este, Uruguay**. 2006.

SPARKS, Thomas C.; NAUEN, Ralf. IRAC: Mode of action classification and insecticide resistance management. **Pesticide biochemistry and physiology**, v. 121, p. 122-128, 2015.

TAVARES, Taynara Cristina Santos et al. Characterization of antibiotic resistance genes in soils from agroecosystems of the Brazilian Amazon. **Frontiers in Microbiology**, v. 16, p. 1508157, 2025.

TEIXEIRA, Paulo César et al. Manual de métodos de análise de solo. 2017.

TRESNAKOVA, Nikola; STARA, Alzbeta; VELISEK, Josef. Effects of glyphosate and its metabolite AMPA on aquatic organisms. **Applied Sciences**, v. 11, n. 19, p. 9004, 2021.

TSIAFOULI, Maria A. et al. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. **Global change biology**, v. 21, n. 2, p. 973-985, 2015.

TUCK, Sean L. et al. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. **Journal of applied ecology**, v. 51, n. 3, p. 746-755, 2014.

VAN BRUGGEN, Ariena HC et al. Environmental and health effects of the herbicide glyphosate. **Science of the total environment**, v. 616, p. 255-268, 2018.

VAN DIJK, Michiel et al. A meta-analysis of projected global food demand and population at risk of hunger for the period 2010–2050. **Nature Food**, v. 2, n. 7, p. 494-501, 2021.

VEBER, Bruno et al. Mutagenicity of the agriculture pesticide chlorothalonil assessed by somatic mutation and recombination test in *Drosophila melanogaster*. **Environmental and Molecular Mutagenesis**, v. 65, n. 8, p. 275-288, 2024.

VENTER, Zander Samuel; JACOBS, Karin; HAWKINS, Heidi-Jayne. The impact of crop rotation on soil microbial diversity: A meta-analysis. **Pedobiologia**, v. 59, n. 4, p. 215-223, 2016.

WHO- WORLD HEALTH ORGANIZATION et al. **Report of the 17th FAO/WHO**

Joint Meeting on Pesticide Management: Rome, Italy and online, 8–11 October 2024. Food & Agriculture Org., 2023.

WHO_b – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Antimicrobial resistance: fact sheet.** Geneva: WHO, 2023. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/antimicrobial-resistance>. Acesso em: 29 jun. 2025.

WHO_c – World Health Organization. **Environmental surveillance of antimicrobial resistance: perspectives from a national environmental regulator in 2023.** Geneva: WHO, 2023. Disponível em: https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/antimicrobial-resistance?utm_source=chatgpt.com. Acesso em: 1 jul. 2025.

WIJEKOON, Nivanthi; YAPA, Neelamanie. Assessment of plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) on potential biodegradation of glyphosate in contaminated soil and aquifers. **Groundwater for sustainable development**, v. 7, p. 465-469, 2018.

WOŹNIAK, Ewelina et al. Glyphosate affects methylation in the promoter regions of selected tumor suppressors as well as expression of major cell cycle and apoptosis drivers in PBMCs (in vitro study). **Toxicology in vitro**, v. 63, p. 104736, 2020.

YADAV, Govind Kumar et al. Impact of biomass recycling and fertilization on soil microbiological characteristics and wheat productivity in semi-arid environment. **Agronomy**, v. 13, n. 4, p. 1054, 2023.

YANG, Fan et al. Contribution of environmental factors on the distribution of antibiotic resistance genes in agricultural soil. **European Journal of Soil Biology**, v. 102, p. 103269, 2021.

ZANON, Jair Augusto et al. Soil physical, chemical, and microbiological attributes under Pinus taeda on different soil taxonomy in southern Brazil. **Série Técnica IPEF**, v. 26, n. 48, 2023.

ZHAN, Hui et al. Recent advances in glyphosate biodegradation. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 102, p. 5033-5043, 2018.

ZHANG, Ziqi et al. Pesticide risk constraints to achieving Sustainable Development Goals in China based on national modeling. **NPJ Clean Water**, v. 5, n. 1, p. 59, 2022.

ZHANG, Jiaoyang et al. Effects of Soil Microbiological Properties on the Fractional Distribution and Stability of Soil Organic Carbon under Different N Addition Treatments. **Forests**, v. 14, n. 8, p. 1540, 2023.

ZHOU, Wei; LI, Mengmeng; ACHAL, Varennyam. A comprehensive review on environmental and human health impacts of chemical pesticide usage. **Emerging Contaminants**, p. 100410, 2024.

ZHU, Ziyi et al. Soil quality evaluation of different land use modes in small watersheds in the hilly region of southern Jiangsu. **Ecological Indicators**, v. 160, p. 111895, 2024.