UM MODELO QUALITATIVO DE AVALIAÇÃO DE RISCO PARA O REÚSO DE ÁGUA: RISCOS RELACIONADOS À IRRIGAÇÃO AGRÍCOLA NO BRASIL

Débora Beatriz Maia Vidotti[(1)]
Graduação em Engenheira Civil pela Unicesumar. Especialista em gerenciamento de projetos pela Universidade Estadual de Maringá. Mestre em Engenharia urbana pela Universidade Estadual de Maringá.
Paulo Fernandes Soares[(2)]
Graduação em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Maringá, mestrado em Engenharia Civil pela Universidade de São Paulo e doutorado em Engenharia Civil pela Universidade de São Paulo. Professor do departamento de pós graduação em Engenharia Urbana da Universidade Estadual de Maringá.
Juliana Azoia Lukiantchuki [(3)]
Graduação em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Maringá, Mestrado e Doutorado em Geotecnia pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Professora do departamento de pós graduação em Engenharia civil da Universidade Estadual de Maringá.
Cláudia Telles Benatti [(4)]
Graduação em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Maringá, mestrado e doutorado em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Maringá. Professora do departamento de Engenharia civil da Universidade Estadual de Maringá.

Endereço[(1)]**:** Avenida Colombo, n.º 5790 - Bloco C-67 – Jardim Universitário - Maringá - Paraná - CEP: 87020-900 - Brasil - Tel: +55 (44) 99943-6982 - e-mail: deboravidotti@gmail.com.

RESUMO

A escassez hídrica global afeta 32,5% da população urbana e está em crescimento. O reúso de água é fundamental para mitigar essa escassez, embora envolva riscos devido à presença de contaminantes. Estudos de análise de risco são cruciais para avaliar as fontes de contaminação, vias e cenários de exposição nas práticas de reúso. Dentre as metodologias disponíveis, a análise qualitativa é recomendada para o reúso de água não potável devido às incertezas e diversidade de fatores envolvidos. Este trabalho apresenta uma metodologia qualitativa para análise de risco, considerando categorias de reúso de água não potável. São avaliados fatores que afetam a saúde humana e o ambiente, considerando cenários de exposição, características dos receptores e fontes da água reutilizada. A análise focou no reúso agrícola, com alternativas de irrigação de soja e cana-de-açúcar. A partir da revisão bibliográfica, foram identificadas e classificadas a probabilidade de ocorrência e a magnitude do impacto dos fatores de risco, utilizando uma escala numérica relativa. Os resultados indicam um modelo promissor de análise de risco, ajustável a diferentes modalidades de reúso e fatores-chave, com foco em métodos de tratamento da água e propostas de medidas de controle de risco.

PALAVRAS-CHAVE: Reúso de água, Avaliação de risco, Análise qualitativa**.**

INTRODUÇÃO

De acordo com o Relatório de Riscos Globais do Fórum Econômico Mundial (FEM) (2023), os dez principais riscos globais de curto e longo prazo estão principalmente relacionados a crises de recursos naturais, mudanças climáticas e outros desafios ambientais (FEM, 2023). Como resultado da distribuição global espaço-temporal desigual, 2,3 bilhões de pessoas vivem em países com escassez hídrica, das quais 733 milhões vivem em países com alta e crítica escassez hídrica (ONU-Água, 2021). A crescente demanda por água, proveniente de economias em rápido desenvolvimento e de populações concentradas, exerce pressão sobre a água disponível (Wang et al., 2019).

Para abordar os problemas urgentes do mundo e se preparar para os desafios do próximo século, a Agenda 21 foi desenvolvida na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), realizada no Rio de Janeiro em junho de 1992 (Cúpula do Rio). Ela se concentrou especificamente em abordagens integradas para o desenvolvimento, a gestão e o uso da água. Em relação aos recursos hídricos, alguns de seus pedidos aos governos foram para que estruturassem suas próprias agendas locais a fim de desenvolver novas e alternativas fontes de abastecimento de água, como o reúso e a reciclagem de águas

residuais, entre outras opções (UNCED, 1992). Tanto o reúso quanto a reciclagem de águas residuais são considerados componentes-chave na redução da poluição hídrica e da escassez global de água doce (metas 6.3 e 6.4 dos ODS) (ONU, 2015).

O reúso da água é compatível com o conceito de economia circular e constitui uma estratégia importante para aliviar os impactos adversos das pressões excessivas sobre os recursos hídricos (Tzanakakis et al., 2023; Voulvoulis, 2018). O tratamento e o reúso de águas residuais desempenham um papel importante no planejamento urbano (Angelakis et al., 2018). O reuso de águas residuais alivia a pressão sobre as fontes de água doce, garantindo a qualidade e a quantidade de água necessária para diversos usos, reduz os conflitos pelo uso da água e contribui para o desenvolvimento socioeconômico (Angelakis et al., 2018; Santos et al., 2021; Santos e Lima, 2022)

Embora a prática do reúso de água exista desde a pré-história, as primeiras regulamentações só surgiram em 1918, quando o estado da Califórnia, nos EUA, estabeleceu uma legislação para regular o reúso de água (Angelakis et al., 2018; DWA, 2019). Em escala global, as primeiras diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS) sobre o reúso de água foram estabelecidas em 1973, com foco no reúso agrícola, servindo de base para outros países (Shoushtarian e Negahban-Azar, 2020). As regulamentações sobre o reúso de água variam significativamente em todo o mundo atualmente (Partyka e Bond, 2022; Shoushtarian e Negahban-Azar, 2020). Além disso, o conceito de abordagem "adequada à finalidade" envolve o estabelecimento de níveis de tratamento e o estabelecimento de metas de qualidade da água. Considera as necessidades dos usuários finais para minimizar os altos custos de implementação de tecnologias avançadas de tratamento de água e os requisitos energéticos (Helmecke et al., 2020). Em geral, as regulamentações existentes não abrangem todos os tipos de reúso de água ou todos os parâmetros de qualidade necessários para garantir a segurança dos usuários e trabalhadores (Chhipi-Shrestha et al., 2017; Comissão Europeia, 2016; Rebelo et al., 2020; Rock et al., 2019).

Além da não homogeneidade nas regulamentações de reúso de água, a falta de confiança social e a alta complexidade da governança em técnicas e práticas de reúso de água dificultam sua implementação global sistemática, apesar de seus inúmeros benefícios e inúmeros estudos de caso bem-sucedidos em todo o mundo (Radini et al., 2023). A avaliação de aplicações de reúso de água envolve a ponderação de alternativas e a seleção da aplicação de reúso de água mais adequada (Pan et al., 2018). A avaliação consiste na análise de diversos critérios relacionados aos sistemas de reúso de água, que geralmente variam em cada caso. Os critérios que podem ser utilizados incluem política, economia, aspectos sociais, tecnologia, legislação, meio ambiente, qualidade da água, aceitação pública, economia de água doce, custo do ciclo de vida, riscos à saúde humana e riscos ao meio ambiente (Asano, 2007; Chen et al., 2014; Garfì e Ferrer-Martí, 2011; Lee e Jepson, 2020; Malinowski, 2006; Savun-Hekimo˘glu et al., 2021; Thao, 2018). Os autores também enfatizam a análise de risco como um critério essencial e determinante para a decisão de reutilização da água, minimizando riscos e aumentando a confiança pública (Amoueyan et al., 2019; Dominguez-Chicas e Scrimshaw, 2010; Guo et al., 2021; Müller et al., 2020). Os modelos de análise de risco são ferramentas de apoio à decisão que devem ser adequadamente projetadas e utilizadas com cuidado para alcançar resultados bem-sucedidos (Capodaglio et al., 2014).

Com a crescente demanda por fontes alternativas para lidar com a deficiência hídrica em diversos setores, há uma necessidade urgente de estabelecer abordagens metodológicas que permitam a avaliação de diversas possibilidades de reúso seguro da água. Metodologias de tomada de decisão baseadas em avaliações de risco podem ser a chave para a segurança do meio ambiente e a proteção da saúde pública ao utilizar água de reuso (Radini et al., 2023). Diversas abordagens de avaliação de risco podem atender a diferentes necessidades de gestão (OMS, 2016). Os riscos podem ser avaliados quantitativa e/ou qualitativamente. Dados qualitativos e numéricos são apropriados, e um não deve necessariamente ser mais valorizado do que o outro. No entanto, nos casos em que os dados ainda não estão disponíveis para fundamentar uma avaliação quantitativa de risco, uma abordagem qualitativa pode ser adotada (DEFRA, 2011). Portanto, este estudo visa desenvolver uma metodologia de análise qualitativa de risco que possa ser aplicada em diversos cenários para avaliar diferentes categorias de reúso de água não potável (agrícola, industrial, municipal ou ambiental), considerando os fatores de risco para a saúde humana e o meio ambiente.

Apesar de possuir uma vasta rede hidrográfica, responsável por aproximadamente 12% do abastecimento mundial de água, o Brasil tem enfrentado problemas de escassez hídrica em diversas regiões nos últimos anos devido a secas prolongadas. Isso tem tido efeitos prejudiciais na geração de energia, na produção agrícola e no

abastecimento urbano de água potável (IANAS, 2019; Santos et al., 2021), destacando a crescente escassez hídrica observada globalmente (Getirana et al., 2021). Estima-se que o consumo de água no Brasil aumentará 24% até 2030 em comparação com o volume atual. Esse aumento é atribuído ao processo de urbanização, bem como à expansão da indústria, agroindústria e economia (IANAS, 2019). Atualmente, o maior consumo de água no Brasil é atribuído à irrigação (68%), uso animal (10%), indústria (8,8%) e abastecimento urbano (8,6%) (ANA, 2023). Portanto, a abordagem desenvolvida foi aplicada para estabelecer o nível de risco apropriado para irrigação agrícola no sul do Brasil utilizando água de reuso. Para ilustrar a aplicação da metodologia e seu potencial em pesquisas emergentes e agendas políticas, duas culturas importantes foram selecionadas para a construção de cenários de risco: a irrigação de culturas de soja e a irrigação de culturas de cana-de-açúcar.

OBJETIVOS

Este estudo tem como objetivo desenvolver uma metodologia qualitativa de análise de risco aplicável a diferentes cenários de reúso de água não potável (agrícola, industrial, municipal ou ambiental), considerando os fatores de risco à saúde humana e ao meio ambiente

METODOLOGIA

IDENTIFICAÇÃO DOS FATORES DE RISCO

Uma ferramenta importante para a análise de riscos é a norma ISO 31000:2018, que estabelece que o processo de avaliação de riscos compreende as etapas de identificação, análise, avaliação e tratamento de riscos (ISO, 2018). A metodologia deste artigo utilizou as etapas recomendadas pela ISSO 31000:2018.

As alternativas para o reúso de água e seus fatores de risco associados foram identificados por meio de uma revisão bibliográfica de estudos recuperados das bases de dados *Google Scholar*, *Scientific Electronic Library Online (SciELO)*, *Scopus e Web of Science*. O período foi definido para todos os anos. O termo de busca utilizado foram: "*reclaimed water*" (água recuperada), "*recycled water*" (água reciclada), "*water reuse*" (reúso de água), "*wastewater reuse*" (reúso de águas residuais), "*water-recycling*" (reciclagem de água), "*waste water recycling*" (reciclagem de águas residuais), além de "*risk analysis*" (análise de risco), "*risk assessment*" (avaliação de risco), "*qualitative risk analysis*" (análise qualitativa de risco) e "*qualitative risk assessment*" (avaliação qualitativa de risco). O idioma utilizado foi o inglês. Devido à alta demanda e à importância do uso da água para fins agrícolas (SNIS, 2022), os riscos relacionados a esse tipo de reúso de água foram avaliados.

Foram avaliados os riscos à saúde e ao meio ambiente, identificando os principais fatores de risco para o tipo de uso analisado em cada cenário de exposição, considerando os riscos diretos e indiretos que a água de reuso pode representar (Deng et al., 2019). Os riscos à saúde considerados incluíram aqueles relacionados aos receptores humanos, abrangendo trabalhadores em áreas onde a água de reuso é utilizada, consumidores de culturas agrícolas e a população que utiliza áreas onde a água de reuso é aplicada. Quanto aos riscos ambientais, os receptores considerados foram o aquífero subterrâneo e o solo. Foram analisados os fatores de risco relacionados à probabilidade de ocorrência (PO) e à magnitude do impacto (MI) dos riscos associados à água de reuso. PO refere-se à frequência de ocorrência de contaminantes na água de reuso, enquanto MI refere-se à magnitude na qual um efeito direto pode ser detectado em receptores, como humanos e o meio ambiente.

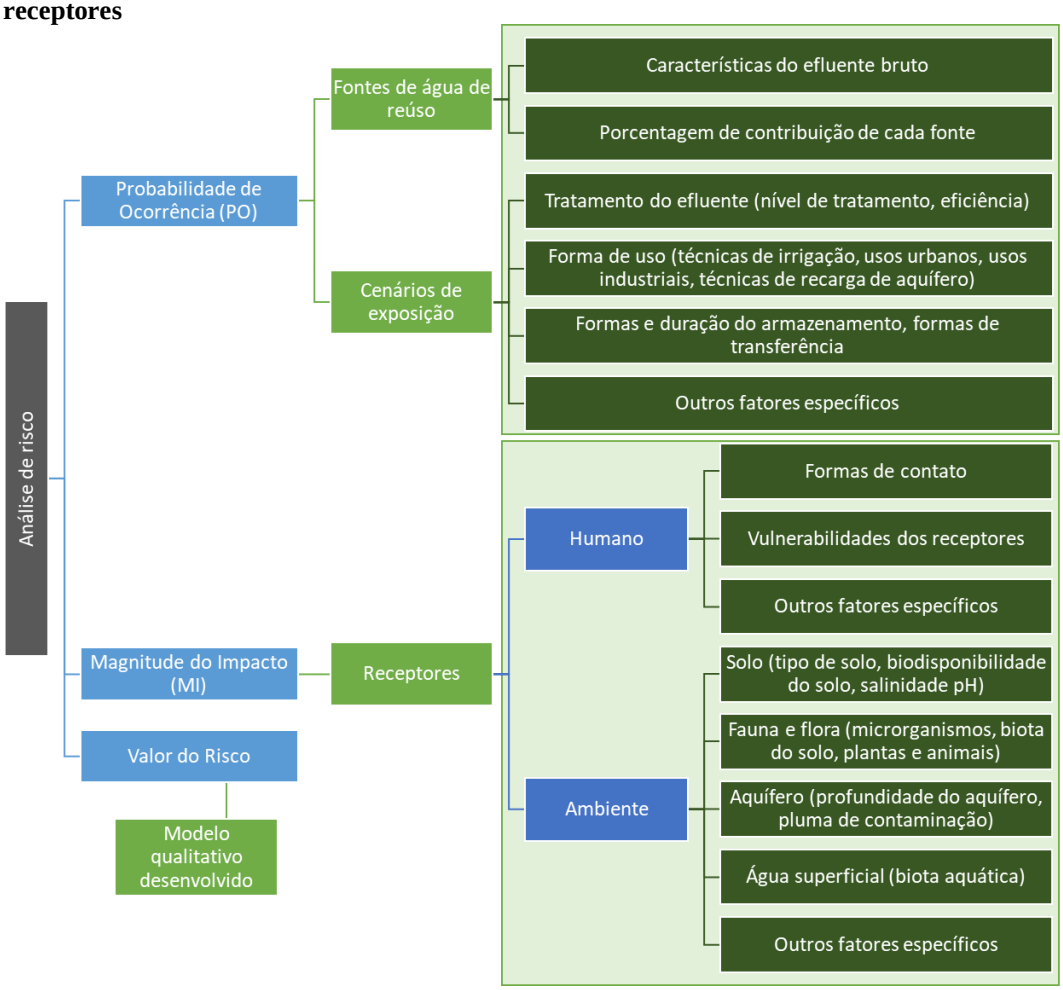
Uma análise qualitativa de risco foi empregada na análise, dada a falta de dados específicos para uma abordagem quantitativa, como rotas de exposição, volume e frequência de exposição (Rebelo et al., 2020). No entanto, a abordagem qualitativa não deve ser utilizada para a análise de risco do reúso de água para fins de consumo. Para prever e modelar possíveis cenários de exposição de alto risco, como o reúso de água potável durante diversas condições operacionais, avaliar a segurança de um esquema de reúso, determinar o tratamento necessário ou testar cenários alternativos de reúso, avaliações quantitativas de risco microbiano são comumente realizadas (Zhiteneva et al., 2020). Portanto, a análise limitou-se à análise de risco do reúso de água para fins não potáveis, tendo como fonte o efluente de estações centralizadas de tratamento de águas residuais.

DESENVOLVIMENTO DO MODELO DE ANÁLISE DE RISCO

Para a elaboração do modelo de avaliação de risco, foi adotado o modelo fontes–cenários de exposição–receptores, conforme proposto por Revitt et al. (2021). Nesse modelo, os principais fatores de risco são identificados dentro de cada cenário de exposição e para cada receptor. Em seguida, avaliam-se a PO e MI de cada fator de risco.

A figura 1 apresenta uma representação do modelo fontes–cenários de exposição–receptores utilizado na análise de risco, indicando os fatores de risco analisados nas diferentes categorias de reúso. O modelo possibilita entender a natureza do risco, suas características e o nível do risco.

Figura 1 - Fluxograma do processo de análise de risco qualitativa – modelo fontes-cenário de exposição-receptores



Fonte: A autora, 2023.

A PO e a MI foram avaliados utilizando o modelo proposto por Revitt et al. (2021), que utilizou uma escala numérica com valores predefinidos variando de 1 (menor probabilidade/impacto) a 4 (maior probabilidade/impacto) para análise fatorial. A avaliação da probabilidade de ocorrência de um risco utilizou a seguinte pontuação: 1, raro; 2, improvável; 3, possível; 4, provável. Na pontuação do impacto, o resultado esperado do risco é classificado como: 1, muito baixo; 2, baixo; 3, médio; 4, alto. A PO foi determinada por meio da análise de cenários de exposição, avaliando a probabilidade de identificação de contaminantes na água de reuso, a origem da água de reuso e seu uso pretendido. Neste artigo, os fatores de risco utilizados para a análise incluíram a fonte da água de reuso e o tipo de tratamento. Cada fator de risco foi analisado com base em dados da literatura e atribuído de acordo, fornecendo uma estrutura abrangente para avaliar os riscos potenciais associados ao reuso da água.

Efluentes de residências rurais e urbanas podem conter contaminantes provenientes de diversas atividades, como lavagem de roupas, descarte inadequado de itens não utilizados, como medicamentos e produtos químicos, e excreções (Fairbairn et al., 2016; Revitt et al., 2021). No entanto, o volume gerado em áreas rurais é menor. Portanto, foi atribuído o valor 1 ao esgoto de áreas rurais (de ocorrência rara devido à falta de evidências) e 2 ao esgoto de áreas urbanas (improvável, mas com ocorrência conhecida). Áreas industriais e hospitais são as principais fontes de contaminantes emergente (CEs), especialmente quando não há tratamento no local (Fairbairn et al., 2016). Como resultado, foi utilizado o valor 3 para essa fonte quando há tratamento no local (possível de ocorrer) e o valor 4 quando não há tratamento (provável de ocorrer).

Os contaminantes podem ser degradados durante o armazenamento e o transporte; No entanto, também podem gerar subprodutos tóxicos. Segundo Revitt et al. (2021), a falta de informações sobre o comportamento de contaminantes
durante o armazenamento e a distribuição pode levar a discrepâncias nos dados. Portanto, o armazenamento e a distribuição de água de reuso não foram avaliados neste estudo.

Considerando os métodos de tratamento típicos utilizados em estações de tratamento de águas residuais centralizadas e avaliando suas eficiências, particularmente na remoção de matéria orgânica e contaminantes emergentes, foram estabelecidos critérios para cada tipo de tratamento para avaliar a PO de riscos relacionados à saúde e ao ambiente, categorizando-os com base em sua eficiência de tratamento. O tipo de tratamento aplicado à produção de água de reuso foi associado à seguinte pontuação: tratamento terciário, 1 (raro); lodos ativados e reatores anaeróbios, 2 (improvável); tratamento químico e biológico, 3 (possível); tratamento em lagoas de estabilização, 4 (provável).

A definição de MI foi realizada analisando separadamente o risco à saúde humana e ao ambiente, avaliando a presença potencial de contaminantes na água de reuso e a forma de contato entre a água de reuso e os receptores. A Tabela 1 apresenta como os fatores que influenciam a MI em diferentes cenários podem ser pontuados de acordo com os dados disponíveis sobre as vias de exposição relacionadas.

Tabela 1 – Fatores que influenciam a determinação da magnitude de impacto

Receptores	Fator de risco	Possíveis cenários	Magnitude de impacto	Valor associado ao fator
Saúde humana	Presença de E. coli	*E. coli* ≥ 10^3 CFU/ 100 mL	Alto	4
		10^2 < *E. coli* ≤ 10^3 CFU/100 mL	Médio	3
		10^1 < *E. coli* ≤ 10^2 CFU/100 mL	Baixo	2
		E. coli ≤ 10^1 CFU/ 100 mL	Muito baixo	1
	Forma de contato	Ingestão acidental da água de reúso	Alto	4
		Ingestão de alimentos em contato com água de reúso	Médio	3
		Inalação de aerossóis	Baixo	2
		Adsorção dérmica	Muito baixo	1
Ambiente	Presença de CEs	CE ≥ 1.000 ng L^{-1}	Alto	4
		CE entre 500 e 1.000 ng L^{-1}	Médio	3
		CE entre 100 e 500 ng L^{-1}	Baixo	2
		CE ≤100 ng L^{-1}	Muito baixo	1
	Tipo de solo	Areia bem selecionada e limpa, variando a areia grossa com cascalho	Alto	4
		Areia fina ou silte argiloso ou solo arenoso com humos e turfas variando a solos constituídos predominantemente de areia e silte	Médio	3
		Argila arenosa e/ou siltosa, variando a areia argilosa ou silte argiloso de cor amarela, vermelha ou marrom	Médio	3

	Argila de cor amarela, vermelha ou marrom mediamente compacta, variando a argila pouco siltosa e/ou arenosa	Baixo	2
	Rocha, argila compacta de cor branca, cinza ou preta, variando a rocha alterada e argila mediamente compacta de cor avermelhada	Muito baixo	1
Profundidade do nível de água	Profundidade do nível de água < 2 m	Alto	4
	Profundidade do nível de água < 4 m	Médio	3
	Profundidade do nível de água > 5 m	Baixo	2
	Profundidade do nível de água > 10 m	Muito baixo	1

Fonte: A autora, 2023.

Escherichia coli (E. coli) é o indicador mais comum usado para avaliar os riscos associados à saúde humana (Chhipi-Shrestha et al., 2017; Lima et al., 2022; Truchado et al., 2021; Zhiteneva et al., 2020). No estudo atual, a estimativa da MI na saúde humana foi associada à qualidade da água de reuso, considerando o padrão de E. coli, de acordo com as tecnologias e sistemas de tratamento utilizados durante sua produção. A qualidade da água foi categorizada em quatro classes, com base nas normas atuais da União Europeia para águas residuais recuperadas para irrigação (CE - Comunidade Europeia, 2020). O nível de impacto na saúde humana associado a cada classe de qualidade foi determinado com base na classificação proposta por (Rebelo et al., 2020), que correlaciona a classificação de perigo com a qualidade da água de reuso de acordo com o nível de tratamento das águas residuais.

Os CEs são de particular interesse na análise de risco ambiental devido à ausência de legislação específica que delimite os limites de concentração e a capacidade de bioacumulação (Alawi et al., 2018; Revitt et al., 2021). Os CEs compreendem uma vasta gama de substâncias naturais e antropogênicas, como produtos farmacêuticos, compostos desreguladores endócrinos, retardantes de chama, incluindo retardantes de chama bromados (BFRs) e perfluoroquímicos (PFCs), microplásticos, nanomateriais e toxinas de algas que só recentemente foram reconhecidas como amplamente presentes no meio ambiente e potencialmente perigosas (Necibi et al., 2021; Valbonesi et al., 2021). A Diretiva 2013/39/UE (CE - Comunidade Europeia, 2013) estabeleceu um quadro para a ação comunitária no domínio da política hídrica e uma estratégia contra a poluição da água, e deu um passo em frente ao propor uma primeira Lista de Vigilância como uma diretriz de substâncias para as quais os dados de monitorização a nível da União precisam de ser recolhidos com o objetivo de apoiar futuros exercícios de priorização na União Europeia. A lista completa foi publicada na Decisão 2015/495/UE (CE - Comunidade Europeia, 2015). A Lista de Vigilância abrange um grupo de 10 substâncias, ou um grupo de substâncias, incluindo aquelas representativas de substâncias químicas desreguladoras endócrinas (duas hormonas naturais: estrona, E1, e 17-β-estradiol, E2; e um estrogênio sintético: 17-α-etinilestradiol, EE2). Devido à remoção incompleta de hormônios de fontes de água, o 17-β-estradiol e o estriol são frequentemente encontrados em ambientes aquáticos. São considerados os principais hormônios produzidos no corpo humano e, em combinação com a progesterona, desempenham papéis fundamentais no controle do ciclo menstrual. Sua presença em corpos d'água naturais é um forte indício de contaminação por esgoto doméstico (Al Aukidy et al., 2012; Torres et al., 2015). Como este estudo se concentrou em estações centralizadas de tratamento de águas residuais e seus riscos ambientais, os desreguladores endócrinos foram escolhidos como poluentes-chave, com atenção específica ao 17-β-estradiol. A concentração de 17-β-estradiol identificada em esgoto bruto varia de 1,11 a 2520 ng L_2, enquanto em esgoto tratado varia de 0,23 a 1240 ng L_2 (Ferreira, 2013; Pessoa et al., 2012). Não há limites legislativos para a presença de 17-β-estradiol em esgoto bruto e tratado ou em corpos d'água. Portanto, os limites foram estabelecidos (Tabela 1) com base nas concentrações mínimas e máximas identificadas nesses estudos. As vias de exposição, ou seja, ingestão, inalação e adsorção dérmica, e suas ocorrências, ou seja, direta ou indireta, podem ser combinadas de diferentes maneiras (Lima et al., 2022).

As vias de exposição classificadas como de maior risco são a ingestão acidental, seguida pela inalação de gotículas. Em contraste, há evidências limitadas de adsorção dérmica (OMS, 2006). A ingestão inclui a ingestão acidental de água de reuso, ingestão de gotículas e ingestão de alimentos irrigados. A inalação pode ocorrer pela inalação de aerossóis durante a irrigação, ao utilizar um sistema pressurizado, como irrigação por aspersão e irrigação localizada. A absorção dérmica pode ocorrer pelo contato com o sistema de irrigação, vegetação

irrigada e equipamentos de proteção que entraram em contato com água de reuso (Rebelo et al., 2020; Revitt et al., 2021).

Os riscos diretos e indiretos da água de reuso para o ambiente estão associados à contaminação por infiltração no solo (Deng et al., 2019). Dentre as características do solo, a permeabilidade é particularmente crucial em projetos que avaliam parâmetros de infiltração e de águas subterrâneas, pois indica a capacidade da água de reuso de penetrar em aquíferos subterrâneos através de poros ou vazios do solo (Rodriguez et al., 2015; Singh et al., 2020). Solos arenosos apresentam maiores coeficientes de infiltração e permeabilidade em comparação com solos argilosos (ABNT, 1993; Fernandes, 2016; Pinto, 2006). Além disso, os minerais de argila apresentam reatividade significativa, e sua presença é relevante para as interações entre as fases sólida e líquida. Portanto, solos arenosos receberam valores associados mais elevados do que solos argilosos.

De acordo com Abad et al. (2021), a profundidade do nível d'água e os parâmetros de recarga líquida têm a influência mais significativa na determinação da vulnerabilidade do aquífero devido ao potencial da água de reuso atingir as águas subterrâneas.

CLASSIFICAÇÃO DO RISCO

A partir da identificação e avaliação dos fatores, um valor associado foi atribuído a cada fator de risco que contribui para a PO e a MI. Uma pontuação integrada pode ser deduzida multiplicando-se os valores atribuídos a cada fator que contribui para a PO, MI relacionado à saúde humana e MI relacionado ao ambiente, de acordo com a matriz apresentada na Tabela 2. Para obter uma lista priorizada, os valores integrados obtidos de PO, $MI_{saúde\ humana}$ e $MI_{ambiente}$ podem ser classificados associando a pontuação integrada obtida a uma escala numérica, com valores predefinidos de 1 (indicando a menor probabilidade/impacto) a 4 (indicando a maior probabilidade/impacto). As faixas de pontuação integrada de PO podem ser interpretadas da seguinte forma:

- Pontuação de PO de 1 a 4: indica que apenas em raras ocasiões a ocorrência de contaminantes na água de reuso resultaria em absorção por receptores, correspondendo a uma pontuação integrada relacionada à probabilidade (P_{PO}) de 1 (rara).
- Pontuação PO de 5 a 12: indica uma possibilidade limitada de ocorrência de contaminantes em água de reuso, resultando em captação por receptores, correspondendo a um P_{PO} de 2 (improvável).
- Pontuação PO de 13 a 36: indica a possibilidade de ocorrência de contaminantes em água de reuso, resultando em captação por receptores, correspondendo a um P_{PO} de 3 (possível).
- Pontuação PO de 37 a 64: indica uma alta probabilidade de ocorrência de contaminantes em água de reuso, resultando em captação por receptores, correspondendo a um P_{PO} de 4 (provável).

Da mesma forma, em relação à MI, as faixas de pontuação integradas obtidas pela matriz apresentada na Tabela 2 podem ser interpretadas da seguinte forma:

- MI relacionado à saúde humana ($MI_{saúde\ humana}$) com uma pontuação de 1 a 2 ou relacionado ao ambiente ($MI_{ambiente}$) com uma pontuação de 1 a 4: indica uma magnitude muito baixa de um efeito direto sobre os receptores, resultando em uma pontuação integrada relacionada à magnitude do impacto na saúde humana (P_{MI-H}) ou no ambiente (P_{MI-A}) de 1 (muito baixa).
- $MI_{saúde\ humana}$ com uma pontuação de 3 a 4 ou $MI_{ambiente}$ com uma pontuação de 5 a 12: indica uma baixa magnitude de um efeito direto sobre os receptores, resultando em uma pontuação integrada de P_{MI-H} ou P_{MI-A} de 2 (baixa).
- $MI_{saúde\ humana}$ com uma pontuação de 5 a 9 ou $MI_{ambiente}$ com uma pontuação de 13 a 36: indica uma magnitude média de um efeito direto sobre os receptores, resultando em uma pontuação integrada de P_{MI-H} ou P_{MI-A} de 3 (média).
- $MI_{saúde\ humana}$ com uma pontuação de 10 a 16 ou $MI_{ambiente}$ com uma pontuação de 37 a 64: indica uma alta magnitude de um efeito direto sobre os receptores, resultando em uma pontuação integrada de P_{MI-H} ou P_{MI-A} de 4 (alta).

Tabela 2 – Matriz probabilidade de ocorrência e magnitude de impacto

	Probabilidade de ocorrência (PO)															
	Fonte (F)				Tipo de Tratam. (T)				Forma de Uso (U)				Outros (O)			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Tipo de reúso/ cenário																
Pontuação integrada	F *T*U*O = PO → PPO															

	Magnitude de impacto (MI)																							
	Saúde humana												Ambiente											
	Concent. no Efluente Tratado (CS)				Forma de contato (FC)				Outros (Os)				Concentr. no Efluente Tratado (CA)				Característ. do receptor (R)				Outros (Oa)			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Tipo de reúso/ cenário																								
Pontuação integrada	CS*FC*Os = MIsaúde → PMI-H																							
	CA*R*Oa = MIambiente → PMI-A																							

Fonte: A autora, 2023.

O valor total para o risco à saúde humana e o risco ambiental para cada alternativa pode ser calculado multiplicando as pontuações integradas dos fatores PO e IM, de acordo com as Equações. (1) e (2).

Risco à saúde humana = P_{PO} x $P_{MI—H}$ equação (1)

Risco ao ambiente = P_{PO} x $P_{MI—A}$ equação (2)

Este método facilitou a classificação de cada risco, utilizando a escala numérica fornecida abaixo. Além disso, a escala foi codificada por cores para melhorar a visualização dos resultados.

- 12 a 16: alto risco e provável de ocorrer (vermelho)
- 9 a 11: risco médio e possível de ocorrer (laranja)
- 5 a 8: baixo risco e improvável de ocorrer (amarelo)
- 1 a 4: risco muito baixo e raro (verde)

Para obter o valor geral do risco, a média dos fatores de MI para saúde e ambiente foi calculada (Equação (3)), e o resultado foi em seguida multiplicado pelo fator P_{PO} (Equação (4)).

$$MP_{MI} = \frac{P_{MI-H}+P_{MI-A}}{2} MP_{MI} = \frac{P_{MI-H}+P_{MI-E}}{2} \quad \mathbf{MP_{MI} = (P_{MI\text{-}H} + P_{MI—A)} / 2}$$

equação (3)

Risco = P_{PO} x MP_{MI} equação (4)

TRATAMENTO DO RISCO

A partir dos valores de risco, definiu-se neste estudo que riscos com valores inferiores a 4 não requerem ações de tratamento. Riscos com valores entre 5 e 8 são considerados aceitáveis, mas podem ser melhorados com medidas de controle, enquanto riscos com valores > 8 necessitam da implementação de ações de tratamento de risco.

Entre as alternativas para tratar o risco estão medidas de controle e mitigação que alteram a probabilidade de ocorrência e as consequências do risco (ISO, 2018). Portanto, para este estudo, foram definidas ações de tratamento de risco referentes ao tratamento de esgoto. Em alguns casos, torna-se necessária a aplicação de tratamentos mais avançados, visto que os processos tradicionais de tratamento de esgoto podem não ter a capacidade de remover completamente todos os poluentes (Domínguez Henao et al., 2018; Gago-Ferrero et al., 2012; Manasfi et al., 2017; Schneider e Lim, 2019; Sun et al., 2019; Xu et al., 2017; Zúñiga-Benítez e Peñuela, 2018). A implementação de medidas de controle no tratamento de esgoto impacta os valores da probabilidade de ocorrência e a magnitude do impacto de cada forma de reuso de água avaliada.

A eficiência de remoção de E. coli aumenta de cerca de 96% em um sistema de lagoa para uma taxa próxima a 100% em um sistema de lodo ativado (Cavallini et al., 2016; Nogueira, 1999). Embora o tratamento terciário seja eficaz na remoção de E. coli, o tratamento com cloração pode produzir subprodutos tóxicos com efeitos crônicos na saúde humana e no meio ambiente (Domínguez Henao et al., 2018; Schneider e Lim, 2019). Além disso, compostos clorados não são eficazes contra protozoários e helmintos patogênicos (Collivignarelli et al., 2018). Tecnologias alternativas para redução de micropoluentes e patógenos implementadas em larga escala incluem processos como filtração terciária, adsorção em carvão ativado e ozonização (de Boer et al., 2022).

Em relação ao 17β-estradiol, o tratamento com lodo ativado é 12% mais eficiente do que o tratamento com lagoas de estabilização (Froehner et al., 2011). A remoção deste contaminante por oxidação com cloro apresenta eficiência entre 24% e 99,60% (Pereira, 2011; Souza, 2014), enquanto a ozonização demonstra eficiência de 93% (Pereira, 2011) e a adsorção por carvão ativado de 90,90% (Peres, 2011).

Considerando os fatores descritos e os métodos de tratamento avaliados, medidas de controle (MC) foram implementadas considerando sua reconhecida eficácia na minimização dos riscos. Assim, considerou-se a seguinte faixa: Conversão do sistema de tratamento da lagoa para tratamento com lodo ativado, MC = 20%; Implementação de tratamento terciário com desinfecção por cloração, MC = 40%; Implementação de tratamento terciário por adsorção/filtração, MC = 60%; Implementação de tratamento terciário por ozonização, MC = 80%.

Os valores de risco total (RT) relacionados à saúde (Equação (5)), ao ambiente (Equação (6)) e ao risco médio (Equação (7)) para cada tipo de reúso de água foram obtidos pela divisão do risco pelo valor da medida de controle correspondente adotada.:

$$\textbf{RT saúde} = \textbf{Risco}_{\textbf{saúde}} / (1 + \textbf{MC}) \quad \text{equação (5)}$$

$$\textbf{RT ambiente} = \textbf{Risco}_{\textbf{ambiente}} / (1 + \textbf{MC}) \quad \text{equação (6)}$$

$$\textbf{RT} = \textbf{Risco} / (1 + \textbf{MC}) \quad \text{equação (7)}$$

APLICAÇÃO DO MODELO DE ANÁLISE DE RISCO

Com base nas considerações anteriores, o modelo de análise de risco foi aplicado ao reúso de água para fins agrícolas. A avaliação se concentrou em atividades com significativa importância econômica no Estado do Paraná e alto consumo de água. Esta avaliação utilizou dados de produção agrícola da Secretaria de Estado da Agricultura e Abastecimento do Paraná (SEAB) para 2021, dados de consumo de água do Instituto de Águas e Terras do Paraná (IAT) de 2020 e coeficientes técnicos da Agência Nacional de Águas (ANA) em 2017. Posteriormente, foi realizada uma análise dos valores de risco obtidos, juntamente com uma avaliação do impacto da implementação de medidas de tratamento no controle de risco.

RESULTADOS OBTIDOS

Os riscos associados ao reúso agrícola estão ligados à origem e à composição do esgoto, seu tipo de tratamento, armazenamento e distribuição, bem como a fatores como técnica de irrigação, práticas agrícolas, clima, condições do solo e condições das águas subterrâneas. Além dessas considerações, uma análise das potenciais rotas de exposição também deve ser conduzida (Helmecke et al., 2020).

Para avaliar a probabilidade de ocorrência relacionada ao reúso agrícola de água, foram considerados fatores como o tipo de fonte de abastecimento de água e os métodos de tratamento aplicados ao efluente. Além disso, como fator de forma de uso, também foi considerado o principal método de irrigação adotado em cada cenário considerado. Para este estudo, não foram considerados fatores específicos adicionais que influenciassem a probabilidade de ocorrência.

As técnicas de irrigação são cruciais porque determinam como a água de reúso é aplicada ao solo, impactando a eficiência e a capacidade do solo de absorver contaminantes. Além disso, o contato humano com a água de reuso durante a irrigação é influenciado pela técnica escolhida, resultando potencialmente na geração de gotículas e áreas alagadas com água de reuso (Revitt et al., 2021).

Entre os métodos de irrigação utilizados, a irrigação subterrânea e localizada oferecem melhor controle sobre o potencial de contaminação, pois regulam a vazão de acordo com as necessidades do solo e envolvem menor envolvimento humano (Helmecke et al., 2020; Piña et al., 2020; Revitt et al., 2021). Consequentemente, esses métodos receberam pontuações 1 e 2, respectivamente. Em contraste, a irrigação por aspersão e a irrigação superficial apresentam maior risco de contaminação devido à maior área afetada, ao contato da água de reuso com as culturas e ao maior contato humano com a água (Revitt et al., 2021). Portanto, a pontuação 3 foi atribuída à irrigação superficial e a pontuação 4 à irrigação por aspersão.

Foram considerados os fatores que influenciam a magnitude do impacto na saúde humana (como a presença de E. coli e o método de contato) e no meio ambiente (incluindo a presença de contaminantes emergentes, o tipo de solo e a profundidade do aquífero). Para este estudo, não foram considerados fatores adicionais específicos que influenciam a magnitude do impacto no contexto da reutilização de água para fins agrícolas.

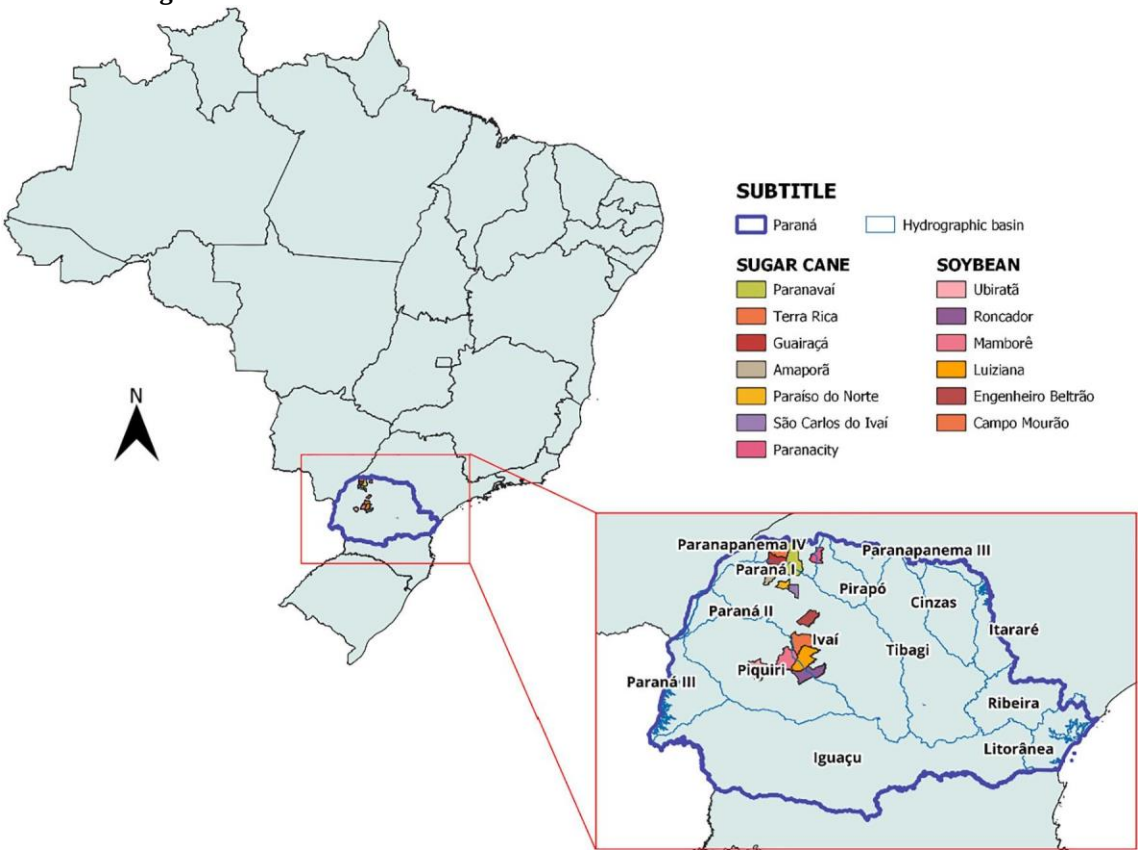
APLICAÇÃO DA METODOLOGIA

Atualmente, o Brasil possui áreas irrigadas com culturas como arroz, café, cana-de-açúcar, culturas anuais em pivôs centrais e outras culturas e sistemas, totalizando uma área irrigada de aproximadamente 8.200.000 ha. Entre os estados brasileiros, o Estado do Paraná possui uma área irrigada de 255.485 ha, irrigando 189.067 ha de cana-de-açúcar fertirrigada, 19.698 ha de arroz, 13.279 ha de culturas anuais em pivôs centrais e 33.264 ha de outras culturas e sistemas (SNIRH, 2022a). A quantidade média de água consumida para irrigação no Estado do Paraná é de 1,91 m^3 h_2 ha_2 (IAT, 2020).

No entanto, a área irrigada no Estado do Paraná representa apenas 3% da área total cultivada no estado. O Paraná possui uma área cultivada de aproximadamente 9,35 milhões de hectares, sendo 59,2% ocupada por soja (5,54 milhões de hectares), 28,3% por milho (2,65 milhões de hectares), 4,3% por cana-de-açúcar (399,9 mil hectares), 4,3% por trigo (405,4 mil hectares) e 3,9% por outras culturas (368,4 mil hectares) (SEAB, 2021). Isso evidencia um potencial significativo para a implementação da irrigação com água de reúso no Estado do Paraná, Brasil.

A maior área cultivada no Estado do Paraná está na região de Campo Mourão, que abrange os municípios de Ubiratã, Roncador, Mamborê, Luiziana, Engenheiro Beltrão e Campo Mourão. É composta pelo cultivo de soja, milho e trigo, correspondendo a 57%, 33% e 10%, respectivamente (SEAB, 2021). A região de Campo Mourão se destaca no cultivo de soja e milho, com uma área de 664.350 ha e 384.964 ha, respectivamente, em 2020. No cultivo de cana-de-açúcar, a região mais importante é Paranavaí, que inclui os municípios de Paranavaí, Terra Rica, Guairaçá, Amaporã, Paraíso do Norte, São Carlos do Ivaí e Paranacity, com uma área cultivada de 146.871 ha em 2020. O mapa esquemático com os estados brasileiros, as regiões de produção agrícola em destaque e as bacias hidrográficas é apresentado na Figura 2.

Figura 2 - Mapa esquemático com os estados brasileiros, principais áreas cultivadas no Estado do Paraná e bacias hidrográficas



Fonte: A autora, 2023.

Assim, para a análise, foi avaliado o reúso de água nas culturas de soja e cana-de-açúcar. Essas culturas foram selecionadas por estarem entre os maiores Valores Brutos da Produção (VBP) do estado em 2020, apresentarem um consumo significativo de água e estarem em diferentes regiões do estado. Foram avaliadas suas características, tipo de irrigação e dados regionais, como tipo de tratamento de águas residuais, tipo de solo e profundidade média do aquífero subterrâneo. Para o reúso agrícola, apenas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) centralizadas foram consideradas como fonte de água de reúso. O modelo pode ser adaptado para análises futuras, examinando as culturas agrícolas mais importantes para o ano de referência do estudo.

A probabilidade de ocorrência de contaminantes na água de reúso atingirem humanos e o meio ambiente foi identificada em função da fonte de água de reúso, do tipo de tratamento aplicado como barreira e do tipo de irrigação aplicada às culturas.

As Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) centralizadas, apesar de tratarem principalmente esgoto doméstico, também podem receber efluentes de outras fontes, incluindo hospitais e indústrias. No entanto, essas fontes adicionais geralmente passam por pré-tratamento antes de serem lançadas na rede municipal (de Almeida et al., 2018; Emmanuel et al., 2005; Sperling, 2007). Portanto, neste estudo, a fonte residencial de água de reuso foi considerada em ambos os cenários, recebendo pontuação 2.

Os métodos de tratamento de esgoto variam entre os municípios analisados. Na região de Campo Mourão, que inclui os municípios de Campo Mourão e Ubiratã, o tratamento é realizado por meio de reatores anaeróbios. Já em Engenheiro Beltrão e Mamborê, um sistema de lagoas é empregado. Em Luiziana e Roncador, são utilizados processos simplificados, como fossas sépticas, bacias de infiltração e estações de pré-condicionamento. Na região de Paranavaí, que abrange os municípios de Paranavaí, Paraíso do Norte e Paranacity, o tratamento de esgoto é realizado por meio de reatores anaeróbios. Em Terra Rica, utiliza-se um sistema de lagoas, enquanto em Guairaça, São Carlos do Ivaí e Amaporã, utilizam-se processos simplificados (SNIRH, 2022b). Dentre os

métodos de tratamento empregados nos municípios de cada região, foi considerada a alternativa com maior valor associado, atribuindo-se a ambos os casos a nota 4 para o tipo de tratamento.

Em relação aos métodos de irrigação, a soja e outros grãos são tipicamente irrigados por meio de um sistema de aspersão com pivô central (Mello, 2021). Diversos métodos podem ser empregados para a irrigação da cana-de-açúcar, destacando-se os pivôs centrais e aspersores (ANA, 2017; Licks, 2020). Assim, ambos os cultivos receberam nota 4 para o método de irrigação.

Ao analisar a magnitude do impacto dos riscos associados à saúde humana, a presença de E. coli e as formas de contato foram consideradas para ambos os cultivos. A presença de um sistema de tratamento em lagoa e tratamentos simplificados na região estudada permite a presença de E. coli igual ou >104 UFC/100 mL (Rebelo et al., 2020), atribuindo uma pontuação de 4 para ambos os casos. Como a soja não é consumida diretamente, o risco para os consumidores não é considerado significativo. No entanto, os trabalhadores podem ter contato potencial com água de reuso por meio da ingestão, inalação e adsorção dérmica. A cana-de-açúcar, por outro lado, é consumida diretamente, sem cozimento ou processamento, representando um risco relevante para os consumidores que podem ingerir alimentos potencialmente contaminados com água de reuso. Trabalhadores envolvidos no cultivo da cana-de-açúcar, assim como aqueles no cultivo da soja, podem entrar em contato com água de reuso por ingestão acidental, inalação e adsorção dérmica. O estudo considerou o fator de risco com maior valor associado (pontuação 4) para ambos os casos.

Em relação à magnitude do impacto dos riscos associados ao meio ambiente, foram considerados a presença de contaminantes emergentes (CE), o tipo de solo e a profundidade do nível d'água. O sistema de tratamento por lagoa de estabilização pode remover 56,5% de 17-β-estradiol do esgoto bruto (Froehner et al., 2011). Considerando que o maior valor identificado na literatura é de 2520 ng L^{-1} (Pessoa et al., 2012), a concentração estimada de 17-β-estradiol na água de reúso é de aproximadamente 1100 ng L^{-1}, recebendo pontuação 4 para ambos os casos.

De acordo com o mapa de solos do IAT, o solo predominante em ambas as regiões consideradas para reúso agrícola é o Latossolo Vermelho, seguido por Nitossolo, Neossolo e Cambissolo (IAT, 2020). Conforme discutido na revisão da literatura, os latossolos vermelhos são caracterizados por um teor de silte <20% e teor de argila variando de 15 a 80% (Embrapa, 2022). Portanto, o solo predominante pode ser descrito como argila siltosa de cor vermelha, com uma pontuação correspondente de 3. A região de Campo Mourão está situada no aquífero Serra Geral, conhecido por sua continuidade lateral significativa. A profundidade média do nível de água neste aquífero é de 30 m, com variações que variam de alguns metros a várias dezenas de metros (Nardy et al., 2002). Em um estudo conduzido por Athayde e Athayde (2016), 337 poços tubulares dentro do aquífero Serra Geral foram avaliados quanto à profundidade e níveis de entrada de água, com o menor valor identificado para entrada de água sendo 6 m. Por outro lado, a região de Paranavaí está localizada no aquífero Caiuá, onde os poços apresentam profundidade média de 150 m (CPRM, 2012). O Aquífero Caiuá, em Paranavaí, não apresenta influência significativa da precipitação na recarga hídrica e no declínio do nível, possivelmente influenciado por um nível estático profundo e seu perfil litológico (Lazzarotto et al., 2017). Portanto, a pontuação 2 é atribuída ao cultivo de soja e a pontuação 1 ao cultivo de cana-de-açúcar.

Portanto, os vários fatores que influenciam a probabilidade de ocorrência atingir os receptores (humanos, aquífero subterrâneo e solo) após a irrigação com águas residuais tratadas podem ser combinados multiplicando-se as pontuações individuais. Isso resulta em um PO de 32, classificado como possível (com uma pontuação PPO de 3) para uso em ambos os casos. Da mesma forma, a magnitude do impacto para a saúde humana e o meio ambiente pode ser obtida multiplicando-se as pontuações atribuídas a cada fator de risco que influencia os receptores. Em relação aos riscos à saúde humana, obteve-se um MI de 16, classificado como de alto impacto (com pontuação 4 no P_{MI-H}) em ambos os casos. Quanto aos riscos ao meio ambiente, obteve-se um MI de 24, classificado como de médio impacto (com pontuação 3 no P_{MI-A}) para a cultura da soja, enquanto um MI de 12, classificado como de baixo impacto (com pontuação 2 no P_{MI-A}) para a cultura da cana-de-açúcar.

Com base nos resultados obtidos para a probabilidade de ocorrência e a magnitude do impacto de cada fator de risco nos cenários considerados, foram determinados os valores de risco associados à saúde humana e ao meio ambiente para a implementação da irrigação com água de reúso nas culturas estudadas (Tabela 3).

Tabela 3 – Matriz de riscos para o reúso da água para fins agrícolas

	P_{PO}	P_{MI-H}	P_{MI-A}	Risco à saúde humana (P_{PO} x P_{MI-H})	Risco ao ambiente (P_{PO} x P_{MI-A})	Média do fator P_{MI} (MP_{MI})	Valor geral do risco
Reúso agrícola - SOJA	3 POSSÍVEL	4 ALTO	3 MÉDIO	**12 Risco alto e provável de ocorrer**	**9 Risco médio e possível de ocorrer**	4 ALTO	**12 Risco alto e provável de ocorrer**
Reúso agrícola – CANA DE AÇÚCAR	3 POSSÍVEL	4 ALTO	2 BAIXO	**12 Risco alto e provável de ocorrer**	**6 Risco baixo e improvável de ocorrer**	3 MÉDIO	**9 Risco médio e possível de ocorrer**

Fonte: A autora, 2023

Assim, ambas as alternativas de reúso de água foram classificadas como de alto risco à saúde humana. Levando em consideração a localização geográfica das culturas e as características locais, a irrigação da soja foi avaliada como de médio risco ao meio ambiente, enquanto a irrigação da cana-de-açúcar foi classificada como de baixo risco. Os valores gerais de risco indicam que a irrigação da soja apresenta alto risco nas condições estudadas, enquanto a irrigação da cana-de-açúcar apresenta risco médio. É importante ressaltar que o estudo empregou uma abordagem científica generalizada. No entanto, em aplicações reais, fatores adicionais que influenciam tanto a probabilidade de ocorrência quanto a magnitude do impacto à saúde humana e ao meio ambiente podem ser necessários.

A Tabela 4 apresenta os valores de risco pela aplicação de medidas de controle para as culturas avaliadas. As medidas consideradas para controle de risco abrangem os métodos de tratamento de esgoto, com a adoção dos seguintes cenários: A, Tratamento sem risco; B, Conversão do sistema de tratamento da lagoa para tratamento com lodo ativado; C, Tratamento terciário com desinfecção por cloração; D, Tratamento terciário por adsorção/filtração; E, Tratamento terciário por ozonização. A implementação de medidas básicas, como a conversão do sistema de tratamento em lagoa para tratamento por lodo ativado, reduz efetivamente o risco ambiental a níveis aceitáveis para ambas as culturas. No entanto, para minimizar ainda mais o risco à saúde humana, são necessárias medidas de segurança mais rigorosas, incluindo a implementação de tratamento terciário por adsorção/filtração e tratamento terciário por ozonização.

Tabela 4 – Matriz de risco com a aplicação das medidas de controle para o reúso agrícola

Reúso agrícola SOJA	CENÁRIO				
	A	B	C	D	E
Risco à saúde humana	12	10	9	8	7
Risco ao ambiente	9	8	6	6	5
Risco geral	12	10	9	8	7

Reúso agrícola CANA-DE-AÇÚCAR	CENÁRIO				
	A	B	C	D	E
Risco à saúde humana	12	10	9	8	7
Risco ao ambiente	6	5	4	4	3
Risco geral	9	8	6	6	5

12 a 16	Risco alto e provável de ocorrer
9 a 11	Risco médio e possível de ocorrer
5 a 8	Risco baixo e improvável de ocorrer
1 a 4	Risco muito baixo e raro

Fonte: A autora, 2023

Quanto ao risco geral, a mitigação dos riscos associados ao reúso de água para o cultivo de soja requer medidas como a aplicação de tratamento terciário por adsorção/filtração e tratamento terciário por ozonização. Para o reúso de água no cultivo de cana-de-açúcar, a conversão do sistema de tratamento em lagoa para tratamento por lodo ativado atinge um valor de risco aceitável.

Vale ressaltar que o modelo qualitativo de avaliação de risco pode ser ajustado para aplicação em outras regiões geográficas, de acordo com as características, necessidades e legislação locais. Para aplicar a metodologia em diferentes regiões, o primeiro passo envolve a avaliação da legislação vigente, das fontes de água de reúso e de seus usos pretendidos. Em seguida, é essencial identificar os principais fatores que podem influenciar o destino dos contaminantes presentes nas águas residuais tratadas dentro da categoria de reúso selecionada e estudada. Atributos locais, como composição do solo, condições do aquífero e receptores, também devem ser considerados. Posteriormente, os valores associados aos fatores que influenciam tanto a PO quanto a MI precisam ser ajustados de acordo com os fatores específicos identificados em cada região. Essa abordagem permite o cálculo de valores de risco para o reúso de água em diversas regiões e cenários.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este estudo propõe uma metodologia de análise qualitativa de risco para avaliar diversos tipos de reúso de água, examinando as características de cada um e seus impactos na saúde humana e no meio ambiente. A metodologia desenvolvida foi aplicada ao reúso de água não potável para atividades agrícolas de significativa importância econômica no Estado do Paraná, Brasil, com foco naquelas com maior consumo de água. A análise considerou a probabilidade de ocorrência do risco e a magnitude de seu impacto na saúde humana e no meio ambiente, resultando em valores de risco associados. A importância econômica das atividades foi determinada com base em dados de produção agrícola da Secretaria de Estado da Agricultura e Abastecimento do Paraná (SEAB) referentes a 2021. Os dados de consumo de água foram obtidos do Relatório de Situação dos Recursos Hídricos do IAT de 2020.

A metodologia foi aplicada com sucesso em diferentes regiões do Estado do Paraná, permitindo a adaptação às características únicas de cada região. Essa adaptabilidade auxilia os comitês estaduais de bacias hidrográficas na formulação de normas para o reúso de água. Embora a metodologia aplicada seja adequada para analisar o risco de diversos tipos de reúso de água, estudos mais específicos podem exigir fatores de risco adicionais e medidas alternativas de controle de risco. Seguir a metodologia apresentada pode aumentar a precisão dos resultados nesses estudos específicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Abad, J., Hermoso De Mendoza, I., Marín, D., Orcaray, L., Santesteban, L.G., 2021. Cover crops in viticulture. A systematic review (1): implications on soil characteristics and biodiversity in vineyard. Oeno One 55, 295–312. https://doi.org/10.20870/OENO- ONE.2021.55.1.3599.

2. ABNT, 1993. NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Al Aukidy, M., Verlicchi, P., Jelic, A., Petrovic, M., Barcelo, D., 2012. Monitoring release of pharmaceutical compounds: occurrence and environmental risk assessment of two WWTP effluents and their receiving bodies in the Po Valley, Italy. Sci. Total Environ. 438, 15–25. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.061.

3. Alawi, M., Masaad, M., Al-Hussaini, M., 2018. Comparative study of persistent organic pollutant (POP) (chlorinated pesticides, PCBs, and dioxins/furans) concentrations in cancer-affected human organs with those of healthy organs. Environ. Monit. Assess. 190. https://doi.org/10.1007/s10661-018-6856-3.

4. Amoueyan, E., Ahmad, S., Eisenberg, J.N.S., Gerrity, D., 2019. Equivalency of indirect and direct potable reuse paradigms based on a quantitative microbial risk assessment framework. Microb. Risk Anal. 12, 60–75. https://doi.org/10.1016/j. mran.2019.06.003.

5. ANA, 2017. Levantamento da cana-de-açúcar irrigada na Região Centro-Sul do Brasil (Brasília).

6. ANA, 2023. Usos consuntivos da água no Brasil (1931–2030), Agência Nacional de Águas - ANA. https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiNmFhMjA4NmQtY2Y4Yy00 OWE4LTkyNzEtOTk2MTY4MTQzMTliIiwidCI6ImUwYmI0MDEyLTgxMGItNDY5Y S04YjRkLTY2N2ZjZDFiYWY4OCJ9. (Acesso em 9 Janeiro 2022).

7. Angelakis, A.N., Asano, T., Bahri, A., Jimenez, B.E., Tchobanoglous, G., 2018. Water reuse: from ancient to modern times and the future. Front. Environ. Sci. 6. https:// doi.org/10.3389/fenvs.2018.00026.

8. Asano, T., 2007. Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications. McGraw-Hill.

9. Athayde, G.B., Athayde, C.D.V.M., 2016. Hidrogeologia do sistema aquífero serra geral no Estado do Paraná. Águas Subterrâneas 29, 315. https://doi.org/10.14295/ras.v29i3.28406.

10. Capodaglio, A., Callegari, A., Torretta, V., 2014. Comparative application of different risk assessment models and implications on resulting remediation options. Environ. Technol. (United Kingdom) 35, 759–765. https://doi.org/10.1080/09593330.2013.848941.

11. Cavallini, G.S., de Sousa Vidal, C.M., de Souza, J.B., de Campos, S.X., 2016. Post- treatment of Anaerobic Reactor Effluent Using Coagulation/Oxidation Followed by Double Filtration, vol. 23. Springer Verlag. https://doi.org/10.1007/s11356-015- 5836-1.

12. Chen, S.M., Wu, Y.M., Yang, L., 2014. Application of the analytic hierarchy process for the selection of wastewater reuse targets. Manag. Decis. 52, 1222–1235. https://doi. org/10.1108/MD-11-2012-0794.

13. Chhipi-Shrestha, G., Hewage, K., Sadiq, R., 2017. Microbial quality of reclaimed water for urban reuses: probabilistic risk-based investigation and recommendations. Sci. Total Environ. 576, 738–751. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.105.

14. Collivignarelli, M.C., Abba, A., Benigna, I., Sorlini, S., Torretta, V., 2018. Overview of the main disinfection processes for wastewater and drinking water treatment plants. Sustainability (Switzerland) 10. https://doi.org/10.3390/su10010086.

15. CPRM, 2012. Rede Integrada de Monitoramento das Águas Subterrâneas: relatório diagnostico Sistema Aquífero Bauru-Caiuá nos Estados de São Paulo, Mato Grosso do Sul e Paraná´, vol. 14 (Belo Horizonte).

16. de Almeida, P.G.S., Ribeiro, T.B., da Silva, B.S., Azevedo, L. dos S., Chernicharo, C.A. de L., 2018. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao

tratamento de esgoto sanitário - Parte 6: Qualidade do efluente. In: Revista DAE, vol. 66, pp. 90–108. https://doi.org/10.4322/ dae.2018.043.

17. de Boer, S., Gonzalez-Rodríguez, J., Conde, J.J., Moreira, M.T., 2022. Benchmarking tertiary water treatments for the removal of micropollutants and pathogens based on operational and sustainability criteria. J. Water Proc. Eng. 46. https://doi.org/ 10.1016/j.jwpe.2022.102587.

18. DEFRA, 2011. Guidelines for Environmental Risk Assessment and Management - Green Leaves III (Belo Horizonte).

19. Deng, S., Yan, X., Zhu, Q., Liao, C., 2019. The utilization of reclaimed water: possible risks arising from waterborne contaminants. Environ. Pollut. 254. https://doi.org/ 10.1016/j.envpol.2019.113020.

20. Domínguez Henao, L., Delli Compagni, R., Turolla, A., Antonelli, M., 2018. Influence of inorganic and organic compounds on the decay of peracetic acid in wastewater disinfection. Chem. Eng. J. 337, 133–142. https://doi.org/10.1016/j. cej.2017.12.074.

21. Dominguez-Chicas, A., Scrimshaw, M.D., 2010. Hazard and risk assessment for indirect potable reuse schemes: an approach for use in developing Water Safety Plans. Water Res. 44, 6115–6123. https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.007.

22. DWA, 2019. Non-potable Water Reuse: Development, Technologies and International Framework for Agricultural, Urban and Industrial Uses. German Association for Water, Wastewater and Waste, Germany.

23. EC - European Community, 2013. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/ EC as regards priority substances in the field of water policy. Off. J. Eur. Union L 226, 1–17.

24. EC - European Community, 2015. Decision 2015/495/EU of 20 March 2015 establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council - (notified under document C(2015) 1756). Off. J. Eur. Union L 78, 40–42.

25. EC - European Community, 2020. Regulation (EU) 2020/741 of the European Parliament and of the Council of 25 May 2020 on minimum requirements for water reuse. Off. J. Eur. Union L 177, 32–55.

26. Embrapa, 2022. Solos tropicais, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/solos-tropicais. (Acesso em 1 junho 2022).

27. Emmanuel, E., Perrodin, Y., Keck, G., Blanchard, J.M., Vermande, P., 2005. Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater: a proposed framework for raw effluents discharging into urban sewer network. J. Hazard. Mater. 117, 1–11. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.032.

28. European Commission, 2016. Guidelines on Integrating Water Reuse Into Water Planning and Management in the Context of the WFD (Brussels).

29. Fairbairn, D.J., Arnold, W.A., Barber, B.L., Kaufenberg, E.F., Koskinen, W.C., Novak, P.J., et al., 2016. Contaminants of emerging concern: mass balance and comparison of wastewater effluent and upstream sources in a mixed-use watershed. Environ. Sci. Technol. 50, 36–45. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03109.

30. Fernandes, M.M., 2016. Mecânica dos solos: Conceitos e princípios fundamentais, vol. 1. Oficina de Textos, São Paulo.

31. Ferreira, A.P., 2013. Desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgotos: Complicações ao meio ambiente. Acta Sci. Technol. 35, 307–316. https://doi.org/ 10.4025/actascitechnol.v35i2.10619.

32. Froehner, S., Piccioni, W., Machado, K.S., Aisse, M.M., 2011. Removal capacity of caffeine, hormones, and bisphenol by aerobic and anaerobic sewage treatment. Water Air Soil Pollut. 216, 463–471. https://doi.org/10.1007/s11270-010-0545-3.

33. Gago-Ferrero, P., Badia-Fabregat, M., Olivares, A., Piña, B., Blanquez, P., Vicent, T., et al., 2012. Evaluation of fungal- and photo-degradation as potential treatments for the removal of sunscreens BP3 and BP1. Sci. Total Environ. 427–428, 355–363. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.089.

34. Garfì, M., Ferrer-Martí, L., 2011. Decision-making criteria and indicators for water and sanitation projects in developing countries. Water Sci. Technol. 64, 83–101. https:// doi.org/10.2166/wst.2011.543.

35. Getirana, A., Libonati, R., Cataldi, M., 2021. Brazil is in water crisis — it needs a drought plan. Nature 600, 218–220. https://doi.org/10.1007/s00382-021-05955-x.

36. Guo, Q., Wei, D., Wang, F., Chen, M., Du, Y., 2021. A novel risk score-based prioritization method for pollutants in reclaimed water. Sci. Total Environ. 795. https://doi.org/ 10.1016/j.scitotenv.2021.148833.

37. Helmecke, M., Fries, E., Schulte, C., 2020. Regulating water reuse for agricultural irrigation: risks related to organic micro-contaminants. Environ. Sci. Eur. 32. https://doi.org/10.1186/s12302-019-0283-0.

38. IANAS, 2019. Water Quality in the Americas - Risks and Opportunities. Inter-American Network of Academies of Sciences - IANAS, Mexico.

39. IAT, 2020. Relatório de conjuntura dos recursos hídricos do Estado do Paraná. Instituto Água e Terra - IAT, Curitiba.

40. ISO, 2018. ISO 31000: Risk Management - Guidelines, p. 17.

41. Lazzarotto, M.E., Franzini, A.S., Santos, G.N., Kuhn, A.I., 2017. O monitoramento do aquífero Caiuá no Paraná pela rede RIMAS/CPRM. In: Águas Subterrâneas.

42. Lee, K., Jepson, W., 2020. Drivers and barriers to urban water reuse: a systematic review. Water Secur. 11. https://doi.org/10.1016/j.wasec.2020.100073.

43. Licks, E.B., 2020. Viabilidade de irrigação para a produção de cana-de-açúcar nos municípios de Araçatuba e de Piracicaba (Tese). Universidade de São Paulo.

44. Lima, M.A. de M., Santos, A.S.P., Rebelo, A., Lima, M.M., Vieira, J.M.P., 2022. Water reuse in Brazilian rice farming: application of semiquantitative microbiological risk assessment. Water Cycle 3, 56–64. https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2022.04.003.

45. Malinowski, A., 2006. Aplicação de metodologia para a estruturação de diretrizes para o planejamento do reúso de água no meio urbano (Dissertação). Universidade Federal do Paraná.

46. Manasfi, T., Coulomb, B., Boudenne, J.L., 2017. Occurrence, origin, and toxicity of disinfection byproducts in chlorinated swimming pools: an overview. Int. J. Hyg. Environ. Health 220, 591–603. https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.01.005.

47. Mello, D.A., 2021. Avaliação econômica de investimento em sistema de irrigação por aspersão para produção de soja e milho sob condições de risco: Estudo de caso no município de Ourinhos/SP (Tese). Universidade Estadual Paulista.

48. Müller, A.B., Avellan, T., Schanze, J., 2020. Risk and sustainability assessment framework for decision support in "water scarcity – water reuse" situations. J. Hydrol. (Amst.) 591. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125424.

49. Nardy, A.J.R., Oliveira, M.A.F., Betancourt, R.H.S., Verdugo, D.R.H., Machado, F.B., 2002. Geologia e estratigrafia da Formação Serra Geral. In: Revista Geociências UNESP, vol. 21, pp. 15–32.

50. Necibi, M.C., Dhiba, D., El Hajjaji, S., 2021. Contaminants of emerging concern in African wastewater effluents: occurrence, impact and removal technologies. Sustainability (Switzerland) 13, 1–12. https://doi.org/10.3390/su13031125.

51. Nogueira, V.L.M., 1999. Caracterização de um sistema de lagoas de estabilização numa estação de tratamento de esgotos domésticos em escala real, em Fortaleza, Ceará (Dissertação). Universidade Federal do Ceara.

52. Pan, Q., Chhipi-Shrestha, G., Zhou, D., Zhang, K., Hewage, K., Sadiq, R., 2018. Evaluating water reuse applications under uncertainty: generalized intuitionistic fuzzy-based approach. Stoch. Env. Res. Risk A. 32, 1099–1111. https://doi.org/ 10.1007/s00477-017-1449-1.

53. Partyka, M.L., Bond, R.F., 2022. Wastewater reuse for irrigation of produce: a review of research, regulations, and risks. Sci. Total Environ. 828. https://doi.org/10.1016/j. scitotenv.2022.154385.

54. Pereira, R.O., 2011. Formação de subprodutos do estrona e 17β -estradiol na oxidação utilizando cloro e ozônio em água (Tese). Universidade de São Paulo.

55. Peres, M.R., 2011. Remoção dos interferentes endócrinos 17-etinilestradiol, 17-estradiol e 4-nonilfenol por adsorção em carvão ativado em pó em agua de abastecimento público (Dissertação). Universidade Estadual de Campinas.

56. Pessoa, G.P., Santos, A.B., Souza, N.C., Alves, J.A.C., 2012. Desenvolvimento de metodologia para avaliar remoção de estrogênios em estações de tratamento de esgotos. Quim Nova 35, 968–973.

57. Pin˜a, B., Bayona, J.M., Christou, A., Fatta-Kassinos, D., Guillon, E., Lambropoulou, D., et al., 2020. On the contribution of reclaimed wastewater irrigation to the potential exposure of humans to antibiotics, antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes - NEREUS COST Action ES1403 position paper. J. Environ. Chem. Eng. 8. https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.01.011.

58. Pinto, C.S., 2006. Curso básico de mecânica dos solos, 3rd ed. Oficina de Textos, Sao Paulo.

59. Radini, S., Gonzalez-Camejo, J., Andreola, C., Eusebi, A.L., Fatone, F., 2023. Risk management and digitalisation to overcome barriers for safe reuse of urban wastewater for irrigation – a review based on European practice. J. Water Proc. Eng. 53. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103690.

60. Rebelo, A., Quadrado, M., Franco, A., Lacasta, N., Machado, P., 2020. Water reuse in Portugal: new legislation trends to support the definition of water quality standards based on risk characterization. Water Cycle 1, 41–53. https://doi.org/10.1016/j. watcyc.2020.05.006.

61. Revitt, D.M., Lundy, L., Fatta-Kassinos, D., 2021. Development of a qualitative approach to assessing risks associated with the use of treated wastewater in agricultural irrigation. J. Hazard. Mater. 406. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124286.

62. Rock, C.M., Brassill, N., Dery, J.L., Carr, D., McLain, J.E., Bright, K.R., et al., 2019. Review of water quality criteria for water reuse and risk-based implications for irrigated produce under the FDA Food Safety Modernization Act, produce safety rule. Environ. Res. 172, 616–629. https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.12.050.

63. Rodriguez, T.T., Weiss, L.A., Teixeira, R.S., Branco, C.J.M. da C., 2015. Permeabilidade de Solo Laterítico por Diferentes Métodos, vol. 36. Ciências Exatas e Tecnológicas, Semina, p. 17. https://doi.org/10.5433/1679-0375.2015v36n2p17.

64. Santos, A.S.P., Lima, M.A.M., 2022. Nota Técnica 2 - Aspectos legais relacionados ao reúso de águas como diretriz de institucionalização da prática no Brasil. In: Cadernos Tecnico Eng Sanit Ambient, vol. 2, pp. 15–27.

65. Santos, A.S.P., Lima, M.A.M., Silva Junior, L.C.S., Avelar, P.S., Araújo, B.M., Gonçalves, R.F., et al., 2021. Towards a structured methodology for assessing regional water reuse potential: 01 - terminology and basic concepts. In: Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA), vol. 9, pp. 1–17.

66. Savun-Hekimog˘lu, B., Erbay, B., Hekimog˘lu, M., Burak, S., 2021. Evaluation of water supply alternatives for Istanbul using forecasting and multi-criteria decision-making methods. J. Clean. Prod. 287. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125080.

67. Schneider, S.L., Lim, H.W., 2019. Review of environmental effects of oxybenzone and other sunscreen active ingredients. J. Am. Acad. Dermatol. 80, 266–271. https://doi. org/10.1016/j.jaad.2018.06.033.

68. SEAB, 2021. Caderno Regional Agropecuário, vol. 1.

69. Shoushtarian, F., Negahban-Azar, M., 2020. World wide regulations and guidelines for agricultural water reuse: a critical review. Water (Switzerland) 12. https://doi.org/ 10.3390/W12040971.

70. Singh, V.K., Kumar, D., Kashyap, P.S., Singh, P.K., Kumar, A., Singh, S.K., 2020. Modelling of soil permeability using different data driven algorithms based on physical properties of soil. J. Hydrol. (Amst.) 580. https://doi.org/10.1016/j. jhydrol.2019.124223.

71. SNIRH, 2022a. Atlas irrigação: Tipologias de irrigação. Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos. https://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/dashboards/911 d339de2944eb79e4f0b8a96e65b8b. (Accessed 1 June 2022).

72. SNIRH, 2022b. Atlas esgotos: Despoluição de bacias hidrográficas. Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos. https://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/webappviewer/index.html?id=6d866c5d54c64b17bd53af4bdcfb4b91. (Accessed 1 June 2022).

73. SNIS, 2022. Diagnóstico temático: Serviços de água e esgoto - Visão geral (Brasília).

74. Souza, B.P., 2014. Avaliação da remoção de sulfametoxazol, diclofenaco e 17β-estradiol em água por meio de processo oxidativo com cloro (Dissertation). Universidade Estadual Paulista.

75. Sperling, M., 2007. Biological Wastewater Treatment Series: Waste Stabilisation Ponds, vol. 3. IWA Publishing, London, UK.

76. Sun, P., Liu, H., Zhai, Z., Zhang, X., Fang, Y., Tan, J., et al., 2019. Degradation of UV filter BP-1 with nitrogen-doped industrial graphene as a metal-free catalyst of peroxymonosulfate activation. Chem. Eng. J. 356, 262–271. https://doi.org/ 10.1016/j.cej.2018.09.023.

77. Thao, N.X., 2018. Evaluating water reuse applications under uncertainty: a novel picture fuzzy multi criteria decision making medthod. Int. J. Inform. Eng. Electron. Bus. 10, 32–39. https://doi.org/10.5815/ijieeb.2018.06.04.

78. Torres, N.H., Aguiar, M.M., Ferreira, L.F.R., Américo, J.H.P., Machado, Aˆ.M., Cavalcanti, E.B., et al., 2015. Detection of hormones in surface and drinking water in Brazil by LC-ESI-MS/MS and ecotoxicological assessment with Daphnia magna. Environ. Monit. Assess. 187. https://doi.org/10.1007/s10661-015-4626-z.

79. Truchado, P., Gil, M.I., López, C., Garre, A., Lopez-Aragon, R.F., Bohme, K., et al., 2021. New standards at European Union level on water reuse for agricultural irrigation: are the Spanish wastewater treatment plants ready to produce and distribute reclaimed water within the minimum quality requirements? Int. J. Food Microbiol. 356 https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2021.109352.

80. Tzanakakis, V.A., Capodaglio, A.G., Angelakis, A.N., 2023. Insights into global water reuse opportunities. Sustainability (Switzerland) 15. https://doi.org/10.3390/ su151713007.

81. UN, 2015. General Assembly, Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development. UNCED, 1992. Agenda 21 (Rio de Janeiro).

82. UN-Water, 2021. Summary Progress Update 2021: SDG 6-Water and Sanitation for All (Geneva, Switzerland).

83. Valbonesi, P., Profita, M., Vasumini, I., Fabbri, E., 2021. Contaminants of emerging concern in drinking water: quality assessment by combining chemical and biological analysis. Sci. Total Environ. 758. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143624.

84. Voulvoulis, N., 2018. Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach. Curr. Opin. Environ. Sci. Health 2, 32–45. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.01.005.

85. Wang, J., Qin, L., He, H., 2019. Assessing temporal and spatial inequality of water footprint based on socioeconomic and environmental factors in Jilin Province, China. Water (Switzerland) 11. https://doi.org/10.3390/w11030521.

86. WEF, 2023. The Global Risks Report 2023, 18th ed. World Economic Forum, Geneva, Switzerland.

87. WHO, 2006. Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta, and Greywater. World Health Organization - WHO, Geneva, Switzerland.

88. WHO, 2016. Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management. World Health Organization - WHO, Geneva, Switzerland.

89. Xu, B., Li, K., Qiao, J., Liungai, Z., Chen, C., Lu, Y., 2017. UV photoconversion of environmental oestrogen diethylstilbestrol and its persistence in surface water under sunlight. Water Res. 127, 77–85. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.059.

90. Zhiteneva, V., Hübner, U., Medema, G.J., Drewes, J.E., 2020. Trends in conducting quantitative microbial risk assessments for water reuse systems: a review. Microb. Risk Anal. 16 https://doi.org/10.1016/j.mran.2020.100132.

91. Zúniga-Benítez, H., Penuela, G.A., 2018. Application of solar photo-Fenton for benzophenone-type UV filters removal. J. Environ. Manag. 217, 929–938. https:// doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.075.