

Aplicação de fezes compostadas com resíduos orgânicos em plantio de alface: decaimento da bactéria *Escherichia coli* no solo e avaliação quantitativa de risco microbiológico

Application of composted feces with organic waste in lettuce plantation: decay of Escherichia coli bacteria in the soil and quantitative microbial risk assessment

Fernanda Daniela Gonçalves Ferreira^{1*} , Priscila Carlon¹ ,
Gislaine Fongaro¹ , Maria Elisa Magri¹ 

RESUMO

Sistemas de saneamento sustentáveis podem desempenhar papel vital para a economia de água potável, controle da contaminação de corpos hídricos, além do aumento na produção de alimentos pela reciclagem de nutrientes presentes em grande quantidade no esgoto. Embora as vantagens do EcoSan sejam inúmeras, é necessário atentar-se para a potencial presença de microrganismos patogênicos nesses produtos e, conseqüentemente, a contaminação do solo e dos cultivos. Assim, é necessário garantir que insumos produzidos mediante excretas sejam seguros no cultivo agrícola. Portanto, faz-se imprescindível estudar o comportamento desses fertilizantes no solo e nas plantas, bem como avaliar os riscos à saúde humana de forma a determiná-lo em diferentes cenários de exposição. Neste trabalho, buscou-se avaliar a contaminação microbiológica do solo fertilizado com fezes compostadas contaminadas com três concentrações de *Escherichia coli* ($3,47E + 06$, $2,06E + 07$ e $1,03E + 08$) e aplicação da metodologia avaliação quantitativa de risco microbiológico para análise do risco envolvido nos cenários de plantio e manutenção de cultivos fertilizados com fezes cocompostadas com resíduos orgânicos. Como resultado, obtiveram-se os coeficientes de decaimento decimal: $-0,07279$, $-0,09092$ e $-0,1158$. Considerando a necessidade de redução de quatro unidades logarítmicas de bactérias no solo, seriam necessários entre 36 e 56 dias após aplicação do biofertilizante, para o manuseio seguro do cultivo. O manejo do cultivo e o consumo das hortaliças mesmo nas altas concentrações estudadas apresentaram risco tolerável de infecção por *E. coli*.

Palavras-chave: saneamento ecológico; reciclagem de nutrientes; fezes compostadas; resíduos orgânicos; *Escherichia coli*; avaliação quantitativa de risco microbiológico.

ABSTRACT

Sustainable sanitation systems can play a vital role in saving drinking water, controlling contamination of water bodies, and increasing food production by recycling nutrients from sewage. Although the advantages of EcoSan are numerous, it is necessary to be aware of the potential presence of pathogenic microorganisms in these products and, consequently, the contamination of soil and crops. Thus, it is crucial to ensure that the biofertilizers produced from excreta are safe in agricultural cultivation. Therefore, it is essential to study the behavior of these fertilizers in soil and plants, as well as to evaluate the risks to human health to determine this in different exposure scenarios. This work aimed to assess the microbial contamination of soil fertilized with composted feces contaminated with 3 concentrations of *Escherichia Coli* ($3.47E+06$, $2.06E+07$, and $1.03E+08$) and the application of the QMRA (Quantitative Microbial Risk Assessment) methodology to evaluate the risk involved in scenarios of planting and maintenance of crops fertilized with co-composted feces as a fertilizer. As a result, the decimal decay coefficients were obtained: -0.07279 , -0.09092 , and -0.1158 . Considering the need for a reduction of 4 logarithmic units of bacteria in the soil, it would take between 36 and 56 days after the application of bio-fertilizer for safe crop handling. Cultivation management and vegetable consumption, even at the high concentrations studied, presented a tolerable risk of *E. coli* infection.

Keywords: ecological sanitation; nutrient recycling; co-composted feces; organic waste; *Escherichia coli*; quantitative microbial risk assessment.

¹Universidade Federal de Santa Catarina - Florianópolis (SC), Brasil.

*Endereço para correspondência: Campus Universitário Reitor João David Ferreira Lima - Universidade Federal de Santa Catarina - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, SC. CEP: 88040-970. E-mail: goncalvesferd@gmail.com

INTRODUÇÃO

Resíduos orgânicos e subprodutos de sistemas de saneamento são ricos em nutrientes e podem desempenhar papel essencial no suprimento de nutrientes na produção agrícola (AKRAM *et al.*, 2019). Os excrementos humanos são ricos em nitrogênio, fósforo e nitrogênio, além de micronutrientes essenciais (GRAU *et al.*, 2017).

Somente no Brasil, são geradas 9,1 mil toneladas de esgoto por dia. Cerca de 45% dessa carga é devolvida aos corpos hídricos sem tratamento adequado. Como impacto negativo desse cenário, uma extensão de mais de 110 mil km de corpos hídricos tem a sua qualidade comprometida por causa do excesso de carga orgânica (ANA, 2022).

Em sistemas centralizados, além do uso de água potável para diluição das excretas e da perda dos nutrientes que poderiam ser aproveitados no solo, a alta carga de matéria orgânica e nutrientes causa a deterioração de corpos hídricos por meio do processo de eutrofização e da contaminação com organismos patogênicos humanos, encarecendo o serviço de tratamento de água para abastecimento e/ou impossibilitando a captação de água (GRAU *et al.*, 2017; ANA, 2022).

Nesse sentido, sistemas de saneamento sustentáveis atuam no controle da poluição de corpos hídricos, promovendo a saúde ambiental e o aumento da produção de alimentos por intermédio da reciclagem de nutrientes que estão presentes em grande quantidade no esgoto e que seriam descartados (HARDER *et al.*, 2020). Diante desse cenário, o saneamento ecológico é uma alternativa que visa à sustentabilidade no setor do saneamento pelo reaproveitamento de subprodutos desses sistemas (ESREY *et al.*, 2000).

Embora os excrementos sejam uma fonte útil de nutrientes e de melhoria do solo, caso maltratados, podem representar uma importante fonte de poluição ambiental em função da presença de organismos patogênicos, metais pesados, contaminantes emergentes, bem como bactérias e genes resistentes a antibióticos (MAGRI; PHILIPPI; VINNERÅS, 2013; ALEGBELEYE; SANT'ANA, 2020; HUŠEK; MOŠKO; POHOŘELÝ, 2022).

Diversos processos vêm sendo empregados no tratamento de excretas com vistas ao seu reaproveitamento agrícola. Nesse sentido, destaca-se a compostagem, que consiste

na transformação biológica de resíduos orgânicos em compostos húmicos mediante a atividade microbiana aeróbia sob condições controladas, reduzindo a massa e o volume dos materiais (GIRIJA *et al.*, 2019). Compostos húmicos representam um grupo complexo de compostos orgânicos macromoleculares com alta estabilidade para uso na agricultura (COFIE *et al.*, 2016). O processo é baseado na destruição térmica e, portanto, inativa satisfatoriamente uma ampla gama de microrganismos (GIRIJA *et al.*, 2019), entretanto a qualidade do composto final depende do controle de vários fatores durante a compostagem, como composição da matéria-prima, relação C:N, tamanho das partículas, pH, temperatura, teor de umidade, aeração e parâmetros operacionais, tais como frequência de revolvimento e monitoramento (COFIE *et al.*, 2016). Após o processo, existe risco de recrescimento de microrganismos patogênicos pela presença de nutrientes e umidade no material compostado (VINNERÅS; BJÖRKLUND; JÖNSSON, 2003).

Sabe-se que os patógenos são uma via de restrição quando se utilizam produtos de sistemas de saneamento na agricultura. Como o lodo fecal é um resíduo que pode estar altamente contaminado, o tratamento e o gerenciamento dos riscos são determinantes para sua reutilização, sendo de suma relevância a aplicação de tratamentos adequados, o monitoramento da qualidade microbiológica do produto, bem como metodologias que permitam estimar o risco para a saúde humana na aplicação agrícola.

Este trabalho teve como objetivo avaliar a contaminação microbiológica do solo fertilizado com fezes compostadas contaminadas com três concentrações de *Escherichia coli* ($3,47E + 06$, $2,06E + 07$ e $1,03E + 08$) e aplicação da metodologia avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM) para análise do risco envolvido nos cenários de plantio e manutenção de cultivos fertilizados com fezes cocompostadas com resíduos orgânicos.

METODOLOGIA

Tratamento do material fecal

As fezes humanas foram coletadas de um banheiro seco sem separação de urina e armazenadas em bombonas

plásticas por um ano. Foram montadas as leiras de compostagem com capacidade para 100 kg de resíduos semanais. A alimentação das leiras foi realizada duas vezes por semana seguindo a proporção de 1:3 (fezes:resíduos orgânicos). O processo teve duração de 11 semanas (INÁCIO; MILLER, 2009). Ao final do processo de maturação, obteve-se um material estável, sem odor, com pH = 5,8 e caracterização nutricional = 37,6 g/kg de nitrogênio (N), 53,20 g/kg de fósforo (P) e 33,48 g/kg de potássio (K).

Experimento de cultivo de alface em vasos

O experimento de cultivo consistiu em 36 vasos com 2,5 kg de solo biofertilizados com 22 g de fezes cocompostadas inoculadas com três concentrações distintas de *Escherichia coli* ATCC13706. A propagação da bactéria foi realizada por meio da adição de uma alíquota de 2 mL da bactéria congelada em aproximadamente 50 mL de meio *modified Scholtens' broth* (MSB) para posterior incubação a $37 \pm 2^\circ\text{C}$ com agitação a 40 s^{-1} *overnight* e nova adição de meio 12 h após o início do crescimento. A inoculação no composto ocorreu 24 h antes do plantio. O solo usado foi caracterizado como franco siltoso, com pH = 6,9 e teores de P = 2,3 mg.dm³, K = 18mg.dm³ e matéria orgânica = 0,7 mg.dm³. As alfaces da subespécie *vera* (*Lactuca sativa*) foram transplantadas nos vasos fertilizados com 33 dias de idade.

Análise microbiológica do solo e das fezes cocompostadas

Analisaram-se as amostras de biofertilizante para quantificar o nível de contaminação antes da inoculação com concentrações conhecidas de *E. coli*. Quanto às amostras de solo, estas foram coletadas em duplicata semanalmente com uma colher esterilizada com etanol 70%. Para a análise, realizou-se a diluição de 10 g de amostra de solo em 90 mL de solução salina peptonada (1:10 m/v). Em seguida, foram feitas as diluições seriadas de base 10 e então semeadas alíquotas de 0,1 mL em placas de ágar MacConkey com incubação a $37 \pm 2^\circ\text{C}$ por 24 horas e quantificação em unidades formadoras de colônia por grama (UFC.g⁻¹).

Avaliação quantitativa de risco microbiológico

Identificação do perigo

Para este estudo, buscou-se a cepa de *E. coli* com mais casos associados de internações e mortalidades. Conforme dados da Organização Mundial da Saúde (OMS) (WHO, 2018), a cepa STEC é a maior causa de internações entre cepas. Considera-se que, da carga de *E. coli* no ambiente, 8% é patogênica. Essa análise de risco utilizou os valores de contaminação obtidos no ensaio de inoculação do biofertilizante. Portanto, as concentrações iniciais de *E. coli* no biofertilizante foram de $3,4\text{E} + 06$, $2,06\text{E} + 07$ e $1,03\text{E} + 08$. As taxas de decaimento (K) obtidas pelo estudo foram de -0,1054, -0,1154 e -0,1424, respectivamente, para cada uma das concentrações. O parâmetro microbiológico de decaimento no ambiente (α) da *E. coli* é de $1.55\text{E}-01$. Os valores de dose infectante média (N50) e dose infecciosa em 50% dos hospedeiros (ID50) são de $2,11\text{E} + 06$ (QMRAWIKI, 2022). A excreção da *E. coli* nas fezes gira em torno de 10^6 e 10^9 (HAAS; ROSE; GERBA, 2014). A OMS considera que 95% dos coliformes termotolerantes são *E. coli*, e, dessa porcentagem, 8% é patogênica (WHO, 2016). Em relação à CEPA O157:H7, conforme Haas, Rose e Gerba (1999), a proporção é de 1:0,08.

Avaliação da exposição

Neste trabalho, definiram-se os cenários para simular a manipulação do biofertilizante no plantio e manejo do sistema solo-planta em cultivos não mecanizados de alface. A população exposta ao cenário foi definida como um adulto de 18-65 anos (FINLEY *et al.*, 1994). Os cenários escolhidos para a aplicação da AQMR foram:

- Aplicação do biofertilizante: durante a aplicação do biofertilizante, estima-se que sejam ingeridas acidentalmente cerca de 50 a 150 mg de partículas (HAWLEY, 1985) (**Equação 1**);
- Atividade de manejo: no cultivo de alface adubada com as fezes cocompostadas foi assumido que o trabalhador estaria sujeito à ingestão de 50-150 mg de solo por exposição (EISENBERG *et al.*, 2004). Nesse cenário, o tempo de decaimento dos patógenos no solo

foi calculado com base no intervalo estipulado na Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 498/2020, que preconiza que a aplicação deve ser realizada quatro meses antes da colheita para lodo de classe B, o qual se enquadra na simulação de contaminação realizada neste trabalho. Assim, para a construção do modelo matemático utilizado para o cálculo da dose, optou-se por seguir o tempo recomendado, em vez de 45-60 dias referente ao ciclo da alface (**Equação 2**);

- Consumo das hortaliças fertilizadas com excretas humanas: o processo de desinfecção das hortaliças, seguido de enxágue com água potável, pode reduzir 2 logs de microrganismos presentes nas plantas (WHO, 2016). Conforme Nag *et al.* (2021b), a quantidade média de sólidos aderidos na cultura é de 2 mg por grama de alface. No Brasil, a média do consumo de alface gira em torno de 2,6 g/dia para habitante urbano e 2 g/dia para habitantes rurais, com frequência de 6,7 a 4% (IBGE, 2020). Para esse cenário, a concentração de patógenos na cultura foi calculada por meio da estimativa da quantidade de solo aderida na cultura e da concentração de patógenos encontrados no solo após 40 dias de fertilização. Desse modo, o tempo de decaimento dos patógenos no solo foi estipulado em 80 dias, uma vez que dados da contaminação do solo foram obtidos após 40 dias da fertilização, totalizando os 120 dias entre aplicação e colheita requeridos pela Resolução CONAMA nº 498/2020 (**Equações 3 e 4**).

$$d = C_{pat.biof} \times I_{biof} \quad (1)$$

$$d = C_{pat.bio} \times F_{dil.solo} \times D_{solo}^{-k.t} \times I_{solo} \quad (2)$$

$$d = C_{pat.cult} \times C_{hort} \quad (3)$$

$$(C_{pat.cultura} = S_{aderido} \times C_{pat.solo} \times 10^{-k.t} \times R_{lavagem}) \quad (4)$$

Em que:

d = dose de patógenos ingerida por evento de exposição;
C_{pat.biof} = concentração de patógenos no biofertilizante;

I_{biof} = quantidade de biofertilizante ingerida acidentalmente em org.(gST)⁻¹;

F_{dil.solo} = fator de diluição do biofertilizante no solo (m/m);

D_{solo} = decaimento dos patógenos no solo, sendo k = coeficiente de decaimento dos patógenos no solo (d⁻¹) e t = tempo referente ao ciclo das hortaliças (dias);

I_{solo} = ingestão acidental de partículas de solo (g),

C_{pat.cultura}: concentração de patógenos na cultura em org.(gST)⁻¹,

S_{aderido}: quantidade de sólidos aderidos na cultura no momento da colheita (mg.g⁻¹);

C_{pat.solo}: concentração estimada de patógenos no solo após 40 dias de aplicação do biofertilizante;

R_{lavagem}: redução dos microrganismos após desinfecção e lavagem com água potável em Log₁₀.UFC.g⁻¹;

C_{hortaliças}: consumo anual de hortaliças em g.hab.ano⁻¹.

Avaliação da dose-resposta

De acordo com Haas, Rose e Gerba (2014), o melhor modelo para o cálculo do risco associado à *E. coli* é o Beta-Poisson (**Equação 5**).

$$P = 1 - [1 + dose \frac{2^{\frac{1}{\alpha}} - 1}{N50}]^{-\alpha} \quad (5)$$

Caracterização do risco

A caracterização de risco consiste na integração dos dados das etapas anteriores e na estimativa da magnitude do problema de saúde pública com base na probabilidade de que ocorra infecção ou doença com base nos cenários estabelecidos para a aplicação das fezes compostadas em cultivos de alface.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Concentração de contaminação inicial do biofertilizante e concentração após inoculação

Resíduos sólidos animais e humanos como fertilizantes em solos agricultáveis são conhecidamente uma fonte de contaminação microbiológica no solo e nos cultivos (ONGENG *et al.*, 2015). Nesse sentido, conhecer o comportamento microbiológico de biofertilizantes feitos de excretas humanas quando aplicados em solos para fins

de fertilização de culturas é de suma importância para estimar o risco e para posterior proposição de medidas mitigatórias de forma a torná-lo tolerável.

De modo a verificar o nível de contaminação microbiológica antes do processo de inoculação e plantio e garantir um amplo entendimento das condições de contaminação iniciais, análises microbiológicas foram conduzidas nas amostras em triplicata. As fezes cocompostadas e o solo não apresentaram contaminação para as bactérias *E. coli* e *Salmonella* nem para bacteriófagos *RNA-f específicos* e *colifagos somáticos*. Após a inoculação e o período de aclimação do biofertilizante, as concentrações atingidas foram: $3,47E + 06$ ($6,54 \log_{10} \text{UFC.g}^{-1}$), $2,06E + 07$ ($7,31 \log_{10} \text{UFC.g}^{-1}$) e $1,03E + 08$ ($8,01 \log_{10} \text{UFC.g}^{-1}$) para C1, C2 e C3, respectivamente.

A taxa de decaimento no solo depende de diversos fatores bióticos e abióticos, como características físicas do solo (granulometria), atividade microbiana, além de condições climáticas e ambientais (pH, umidade, temperatura, incidência solar), práticas de manejo e fonte proveniente do biofertilizante (ALEGBELEYE; SANT'ANA, 2020). Nas condições ambientais desse experimento, é possível correlacionar o aumento da concentração de inoculação nas fezes cocompostadas com o decaimento da *E. coli* no solo; quanto maior a concentração de contaminação do biofertilizante, mais rápido o decaimento da bactéria no solo. Esses dados são corroborados com os valores dos coeficientes de decaimento e T90 que seguem a mesma tendência (Figura 1).

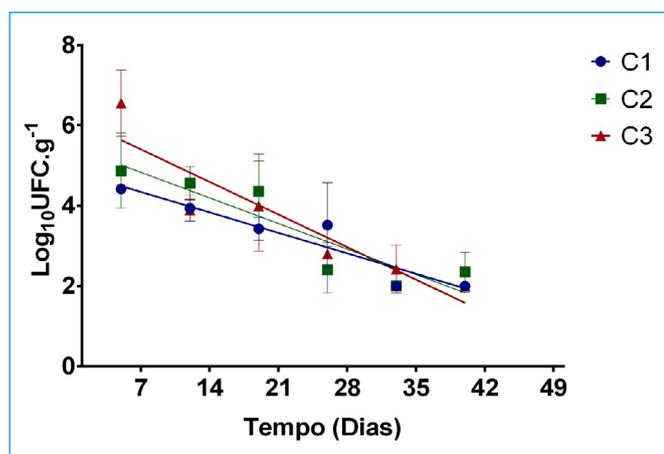


Figura 1 - Decaimento de bactéria *Escherichia coli* em solo franco arenoso durante o cultivo de alface.

Decaimento da bactéria *E. coli* no solo

As taxas de inativação foram calculadas usando uma curva de sobrevivência de primeira ordem determinada pela Equação 6:

$$\log_{10}(Nt/N0) = kt + b \quad (6)$$

Em que:

Nt = concentração no tempo (t);

N0 = concentração no t = 0;

k = taxa de inativação ($\log_{10} (Nt/N0) t^{-1}$), com base no coeficiente angular de decaimento para cada microrganismo; b = interceptação em y para cada microrganismo (ROBERTS *et al.*, 2016).

Considerando a concentração inicial de *E. coli* nas fezes cocompostadas, decorridos cinco dias após a aplicação do biofertilizante contaminado, houve redução de 2,12 logs para C1, 2,44 logs para C2 e 1,5 log para C3. O decaimento ao longo do ciclo foi de 3,42 logs para C1, 2,18 logs para C2 e 5,55 logs para C3, mostrando decaimento mais rápido para concentrações mais altas de *E. coli*. Os valores de R², p, coeficientes de decaimento, T90 e tempo para decaimento de 4 log₁₀ podem ser observados na Tabela 1.

Jiang, Morgan e Doyle (2002) verificaram que a adubação em solos autoclavados e não autoclavados tem diferentes taxas de inativação. O declínio da bactéria *E. coli* O157:H7 foi mais rápido em solos não autoclavados, o que pode ter ocorrido em razão de interações antagonicas entre as cepas utilizadas no estudo e os microrganismos já presentes no solo. Estudo realizado por Xing *et al.* (2020) mostrou que a comunidade microbiana nativa do solo tem impacto sobre a sobrevivência de *E. coli* O157:H7 no solo. Dessa forma, a alta diversidade aumenta a competição

Tabela 1 - Valores de p, coeficiente de decaimento, T90 e tempo para decaimento de quatro unidades logarítmicas.

Concentração	R ²	p	k	T90 (dias)	4 Log ₁₀
3,47E + 06 (C1)	0,8954	0,0043	-0,07279	13,74	54,96
2,06E + 07 (C2)	0,8340	0,0110	-0,09092	11,00	44,00
1,03E + 08 (C3)	0,8490	0,0090	-0,1158	08,63	34,52

pela disponibilidade de substratos e suprime os invasores. Ainda conforme Jiang, Morgan e Doyle (2002), aplicações intensivas de composto no solo também tendem a aumentar a inativação de *E. coli* O157:H7. Nesse sentido, a adubação aumenta a atividade biológica do solo por causa das altas cargas de nutrientes e de sua disponibilidade, estimulando o crescimento de populações predatórias.

Em estudo, Islam *et al.* (2005) investigaram o decaimento da bactéria *E. coli* O157:H7 no solo circundante às raízes de alface e salsinha que foram fertilizados com biofertilizantes produzidos de fezes bovinas e de aves inoculados com 10^8 UFC.g⁻¹. Os pesquisadores obtiveram amostras positivas no solo que circundava as raízes para ambos os biofertilizantes até o 154º dia em cultivos realizados no outono e no inverno. Os resultados obtidos pelos pesquisadores diferem deste estudo, que obteve amostras positivas no solo apenas até o 33º dia. Conforme Oliveira *et al.* (2012), as condições de temperatura também podem influenciar no decaimento microbiano, sendo o decaimento mais lento em períodos mais frios, o que pode explicar a inativação mais rápida com a mesma concentração de contaminação.

Em uma comparação com trabalhos que estudaram o comportamento microbiológico na fertilização com esterco animal ou produtos de sistemas de saneamento, observou-se que os coeficientes de decaimento obtidos foram similares aos apresentados neste estudo. Fongaro *et al.* (2017) utilizaram digestato suíno inoculado com 10^7 UFC.g⁻¹ de bactérias *E. coli* em solo arenoso, obtendo coeficiente de decaimento *E. coli* de 0,093, demorando 10,30 dias para o decaimento de 1 unidade logarítmica. Roberts *et al.* (2016) obtiveram k de -0,0809 para *E. coli* O157:H7, em um experimento realizado com aplicação de diversos compostos e biossólidos em um microcosmos com incubação em câmaras de crescimento em ciclo de claro/escuro de 14 h/10 h e umidade constante de 25%.

Aplicação da metodologia de avaliação quantitativa de risco microbiológico

A utilização da metodologia AQRM permitiu estimar o risco para os cenários de fertilização e plantio, manejo e consumo das hortaliças fertilizadas com fezes cocompostadas inoculadas com *E. coli* em diferentes níveis de

contaminação. Como resultado, os maiores riscos estão no cenário de aplicação do biofertilizante com probabilidade de infecção (PI) por única exposição de 0,0947, 0,25 e 0,4334 (9,47, 25 e 43,34%) para as concentrações C1, C2 e C3 (6,54, 7,31 e 8,01 log₁₀ UFC), respectivamente. Para os cenários de manejo do sistema de cultivo e consumo das hortaliças, considerando as restrições de aplicação impostas pela Resolução CONAMA nº 498/2020 em relação ao tempo decorrente entre a fertilização e a colheita e o decaimento natural dos microrganismos no solo, o risco caiu consideravelmente. Nesse sentido, o risco de infecção por *E. coli* por única exposição foi estimado em 2,47E-12, 1,12E-13 e 4,66E-15 para C1, C2 e C3, respectivamente. No que tange ao terceiro cenário, ingestão das alfaces cultivadas com as fezes cocompostadas com resíduos orgânicos após a lavagem vigorosa em água corrente, a probabilidade de infecção por única exposição foi de 1,93E-14 para C1 e 3,55E-15 para C2.

Quanto aos riscos obtidos pela metodologia de AQRM, o cenário de maior exposição é o de fertilização por causa da concentração de contaminação do biofertilizante. Consoante aos resultados obtidos para esse cenário, Eisenberg *et al.* (2004) analisaram biossólidos classe B tratados por intermédio do processo de digestão e obtiveram para o cenário de fertilização um risco por única exposição ao rotavírus de 46%, valor próximo ao reportado neste trabalho para *E. coli*. Em um estudo de AQRM considerando o cenário de exposição de pessoas aos aerossóis gerados à distância de 100 metros da aplicação de esterco animal, foi obtida probabilidade de infecção por única exposição de 2,65E-7 (NAG *et al.*, 2021a).

Por sua vez, Nag *et al.* (2020) conduziram um estudo de AQRM concernente ao uso de composto animal e digestato anaeróbio e os riscos envolvidos no consumo das hortaliças após fertilização. Os autores incluíram dados de inativação dos microrganismos das hortaliças e embalagens por UV após a lavagem e antes da comercialização, além do recrescimento dos microrganismos referente ao armazenamento na geladeira do consumidor por cinco dias. Como resultado, obtiveram risco de infecção anual para *E. coli* estimado em 2,27E-4 para esterco animal não pasteurizado, 3,77E-5 para digestato sem pasteurização e 3,0E-11 para digestato pasteurizado.

Em uma revisão proposta por Hamilton *et al.* (2020), os estudos indicaram que os riscos microbiológicos da exposição a biossólidos para populações saudáveis eram baixos e/ou abaixo dos padrões de risco toleráveis, com maior risco de ingestão ocupacional e acidental do solo em comparação a inalação, fômites, exposição às águas subterrâneas e outros. Assim, os autores trazem uma ordem de classificação dos riscos: ingestão acidental direta > inalação de aerossóis > ingestão de águas subterrâneas contaminadas > ingestão de alimentos contaminados.

CONCLUSÕES

Melhorar a produtividade do solo é fundamental para atender à crescente demanda por alimentos. Logo, o reaproveitamento de resíduos de sistemas de saneamento humano ou animal tem sido considerado uma importante fonte de matéria orgânica e nutrientes, melhorando a produtividade enquanto melhora propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Entretanto, apesar dos benefícios do uso de esterco animal e humano, há a preocupação com os riscos microbiológicos envolvidos na prática de reaproveitamento do material.

Neste estudo, a quantidade de biofertilizante utilizado, bem como a concentração de contaminação e a comunidade microbiana já presente no solo, teve influência na sobrevivência da bactéria *E. coli*. Considerando as concentrações de contaminação inoculadas nas fezes cocompostadas, o decaimento foi mais rápido em concentrações maiores de inoculação. Em relação aos riscos oferecidos, o cenário de fertilização foi o que apresentou mais riscos, os quais se reduziram gradativamente nos cenários de manejo e consumo das hortaliças em função das restrições quanto ao tempo entre aplicação e colheita impostas pela Resolução CONAMA nº 498/2020.

Nesse sentido, o uso de equipamentos de proteção individual no processo de aplicação do biofertilizante pode reduzir de forma significativa os riscos microbiológicos associados com a fertilização. Os resultados apresentados para o manejo e consumo das hortaliças indicam que, mesmo em concentrações de contaminação no biofertilizante superiores às usuais, os riscos no consumo de hortaliças são baixos, demonstrando a segurança no uso desse insumo no que tange ao risco por contaminação bacteriana.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). *Atlas Esgotos: despoluição das bacias hidrográficas*. ANA, 2022. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em: 2 maio 2022.
- AKRAM, U.; QUTTINEH, N.H.; WENNERGREN, U.; TONDERSKI, K.; METSON, G.S. Enhancing nutrient recycling from excreta to meet crop nutrient needs in Sweden – a spatial analysis. *Scientific Reports*, v. 9, n. 1, 10264, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46706-7>
- ALEGBELEYE, O.O.; SANT'ANA, A.S. Manure-borne pathogens as an important source of water contamination: An update on the dynamics of pathogen survival/transport as well as practical risk mitigation strategies. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 227, 113524, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113524>
- COFIE, O.; NIKIEMA, J.; IMPRAIM, R.; ADAMTEY, N.; PAUL, J.; KONE, D. Co-composting of solid waste and fecal sludge for nutrient and organic matter recovery. Colombo: International Water Management Institute, 2016. <https://doi.org/10.5337/2016.204>
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). *Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020*. Brasil: Ministério do Meio Ambiente, 2020. 4 p.
- EISENBERG, J.N.S.; SOLLER, J.A.; SCOTT, J.; EISENBERG, D.M.; COLFORD, J.M. A dynamic model to assess microbial health risks associated with beneficial uses of bio-solids. *Risk Analysis*, v. 24, n. 1, p. 221-236, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.0272-4332.2004.00425.x>
- ESREY, S.A.; ANDERSSON, I.; HILLERS, A.; SAWYER, R. *Closing the loop: ecological sanitation for food security: Ecological sanitation for food security*. 2000. Disponível em: http://www.ecosanres.org/pdf_files/closing-the-loop.pdf. Acesso em: 5 nov. 2021.

- FINLEY, B.; PROCTOR, D.; SCOTT, P.; HARRINGTON, N.; PAUSTERNBACH, D.; PRICE, P. Recommended distributions for exposure factors frequently used in health risk assessment. *Risk Analysis*, v. 14, n. 4, p. 533-553, 1994. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.1994.tb00269.x>
- FONGARO, G.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M.C.; HERNÁNDEZ, M.; KUNZ, A.; BARARDI, C.R.M.; RODRÍGUEZ-LÁZARO, D. Different behavior of enteric bacteria and viruses in clay and sandy soils after biofertilization with swine digestate. *Frontiers in Microbiology*, v. 8, p. 74, 2017. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00074>
- GIRIJA, R.; SHETTIGAR, N.A.; PARAMA, V.R.R.; GAGANA, S. Evaluation of co-composted faecal sludge application in agriculture. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, v. 238, p. 701-711, 2019. <https://doi.org/10.2495/SC190601>
- GRAU, F.; DRECHSEL, N.; HAERING, V.; TRAUTZ, D.; WEERAKKODY, W. J. S. K.; DRECHSEL, P.; MARSCHNER, B.; DISSANAYAKE, D. M. P. S.; SINNATHAMBY, V. Impact of fecal sludge and municipal solid waste co-compost on crop growth of *Raphanus sativus* L. and *Capsicum anuum* L. under stress conditions. *Resources*, v. 6, n. 3, p. 26, 2017. <https://doi.org/10.3390/resources6030026>
- HAAS, C.N.; ROSE, J.B.; GERBA, C.P. *Quantitative microbial risk assessment*. Nova York: John Wiley & Sons, Inc., 1999.
- HAAS, C.N.; ROSE, J.B.; GERBA, C.P. *Quantitative microbial risk assessment*. 2. ed. Suíça: John Wiley & Sons, 2014.
- HAMILTON, K.A.; AHMED, W.; RAUH, E.; ROCK, C.; MCLAIN, J.; MUENICH, R.L. Comparing microbial risks from multiple sustainable waste streams applied for agricultural use: biosolids, manure, and diverted urine. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, v. 14, p. 37-50, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.01.003>
- HARDER, R.; WIELEMAKER, R.; MOLANDER, S.; ÖBERG, G. Reframing human excreta management as part of food and farming systems. *Water Research*, v. 175, 115601, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115601>
- HAWLEY, J.K. Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. *Risk Analysis*, v. 5, n. 4, p. 289-302, 1985. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.1985.tb00185.x>
- HUŠEK, M.; MOŠKO, J.; POHOŘELÝ, M. Sewage sludge treatment methods and P-recovery possibilities: current state-of-the-art. *Journal of Environmental Management*, v. 315, 115090, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115090>
- INÁCIO, C.T.; MILLER, P.R.M. *Compostagem: ciência e prática aplicadas a gestão de resíduos*. Rio de Janeiro: Embrapa Agropecuária Oeste, 2009. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/870737/compostagem-ciencia-e-pratica-para-a-gestao-de-residuos-organicos>. Acesso em: 10 mar. 2022.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Pesquisa de orçamentos familiares 2017-2018: análise de consumo alimentar pessoal no Brasil*. Brasil: IBGE, 2020.
- ISLAM, M.; DOYLE, M.P.; PHATAK, S.C.; MILLNER, P.; JIANG, X. Survival of *Escherichia coli* O157:H7 in soil and on carrots and onions grown in fields treated with contaminated manure composts or irrigation water. *Food Microbiology*, v. 22, n. 1, p. 63-70, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.fm.2004.04.007>
- JIANG, X.; MORGAN, J.; DOYLE, M. P. Fate of *Escherichia coli* O157:H7 in Manure-Amended Soil. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 68, n. 5, p. 2605-2609, 2002. <https://doi.org/10.1128/AEM.68.5.2605-2609.2002>
- MAGRI, M.E.; PHILIPPI, L.S.; VINNÉRÅS, B. Inactivation of pathogens in feces by desiccation and urea treatment for application in urine-diverting dry toilets. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 79, n. 7, p. 2156-2163, 2013. <https://doi.org/10.1128/AEM.03920-12>
- NAG, R.; MARKEY, B.K.; WHYTE, P.; O'FLAHERTY, V.; BOLTON, D.; FENTON, O.; RICHARDS, K.G.; CUMMINS, E. A quantitative risk assessment of *E. coli* o157:H7 on ready to eat foods following the application of biomaterials on land. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SIMULATION AND MODELLING IN THE FOOD AND BIO-INDUSTRY, 11., 2020. *Anais [...]*. 2020. p. 141-144.
- NAG, R.; MONAHAN, C.; WHYTE, P.; MARKEY, B.K.; O'FLAHERTY, V.; BOLTON, D.; FENTON, O.; RICHARDS, K.G.; CUMMINS, E. Risk assessment of *Escherichia coli* in bioaerosols generated following land application of farmyard slurry. *Science of the Total Environment*, v. 791, 148189, 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148189>
- NAG, R.; RUSSELL, L.; NOLAN, S.; AUER, A.; MARKEY, B.K.; WHYTE, P.; O'FLAHERTY, V.; BOLTON, D.; FENTON, O.; RICHARDS, K.G.; CUMMINS, E. Quantitative microbial risk assessment associated with ready-to-eat salads following the application of farmyard manure and slurry or anaerobic digestate to arable lands. *Science of the Total Environment*, v. 806, parte 3, 151227, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151227>
- OLIVEIRA, M.; VIÑAS, I.; USALL, J.; ANGUERA, M.; ABADIAS, M. Presence and survival of *Escherichia coli* O157:H7 on lettuce leaves and in soil treated with contaminated compost and irrigation water. *International Journal of Food Microbiology*, v. 156, n. 2, p. 133-140, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2012.03.014>

ONGENG, D.; GEERAERD, A. H.; SPRINGAEL, D.; RYCKEBOER, J.; MUYANJA, C.; MAURIELLO, G. Fate of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella enterica* in the manure-amended soil-plant ecosystem of fresh vegetable crops: A review. *Critical Reviews in Microbiology*, v. 41, n. 3, p. 273-294, 2015. <https://doi.org/10.3109/1040841X.2013.829415>

QMRAWIKI. *Adenovirus*. *Escherichia coli*: dose response models. Dose Response Models. Michigan: Michigan State University, College of Engineering, Department of Biosystems and Agricultural Engineering, 2022. Disponível em: <http://qmrawiki.org/pathogens/adenovirus>. Acesso em: 24 out. 2022.

ROBERTS, B.N.; BAILEY, R.H.; MCLAUGHLIN, M.R.; BROOKS, J.P. Decay rates of zoonotic pathogens and viral surrogates in soils amended with biosolids and manures and comparison of qPCR and culture derived rates. *Science of the Total Environment*, v. 573, p. 671-679, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.088>

VINNERÅS, B.; BJÖRKLUND, A.; JÖNSSON, H. Thermal composting of faecal matter as treatment and possible disinfection method: Laboratory-scale and pilot-scale studies. *Bioresource Technology*, v. 88, n. 1, p. 47-54, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00268-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00268-7)

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Guidelines on sanitation and health*. Geneva: World Health Organization, 2018.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). (2016). *Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management*. WHO. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/246195>. Acesso em: 10 abr. 2022.

XING, J.; SUN, S.; WANG, H.; BROOKES, P.C.; XU, J. Response of soil native microbial community to *Escherichia coli* O157:H7 invasion. *Environmental Pollution*, v. 261, 114225, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114225>