

Ministério da Saúde

FIOCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz



Nicolle Martins da Costa

**Efeitos de lixiviado de resíduos sólidos urbanos em organismos aquáticos –
uma revisão integrativa**

Rio de Janeiro

2021

Nicolle Martins da Costa

**Efeitos de lixiviado de resíduos sólidos urbanos em organismos aquáticos –
uma revisão integrativa**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde pública e Meio Ambiente, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências. Subárea de concentração: Toxicologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Enrico Mendes Saggioro

Coorientador: Prof. Dr. Fábio Veríssimo Correia

Rio de Janeiro

2021

Effects of municipal solid waste (MSW) leachate in aquatic organisms - an integrative review

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Catálogo na fonte

Fundação Oswaldo Cruz

Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica em Saúde

Biblioteca de Saúde Pública

C837e Costa, Nicolle Martins da.
Efeitos de lixiviado de resíduos sólidos urbanos em organismos aquáticos - uma revisão integrativa / Nicolle martins da Costa. -- 2021.
90 f. : il. ; tab.

Orientador: Enrico Mendes Saggioro.

Coorientador: Fábio Veríssimo Correia.

Dissertação (mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2021.

1. Ecotoxicologia. 2. Aterros Sanitários. 3. Amônia. 4. Corpos Hídricos. 5. Poluentes Ambientais. 6. Líquido Percolado. 7. Ambiente Aquático. 8. Revisão. I. Título.

CDD – 23.ed. –363.7294

Nicolle Martins da Costa

**Efeitos de lixiviado de resíduos sólidos urbanos em organismos aquáticos -
uma revisão integrativa**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, da Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências. Subárea de concentração: Toxicologia Ambiental.

Aprovada em: 01/09/2021

Banca Examinadora

Prof.^a Dr.^a Camille Ferreira Mannarino
Fundação Oswaldo Cruz – Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca

Prof.^a Dr.^a Rachel Ann Hauser-Davis
Fundação Oswaldo Cruz – Instituto Oswaldo Cruz

Prof. Dr. Fábio Veríssimo Correia (Coorientador)
Universidade Federal Estadual do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Enrico Mendes Saggioro (Orientador)
Fundação Oswaldo Cruz – Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca

Rio de Janeiro

2021

Aos meus pais por sempre investirem em mim, na minha educação, nos meus sonhos e no meu bem-estar. Vocês são meus ídolos.

AGRADECIMENTOS

Aos meus colegas e amigos do Setor de Ecotoxicologia do Laboratório de Toxicologia do CESTEH, em especial ao Gabriel de Farias Araújo, Júlia Araújo, Lorena Soares, Sidney Sales Júnior e Sophia Carneiro pelo auxílio e apoio excepcionais durante toda a jornada, eu não imagino como chegaria até aqui sem vocês.

Aos meus orientadores Enrico Mendes Saggiore e Fábio Veríssimo Correia por, em meio a todo o caos que vivenciamos durante a pandemia, terem me guiado e encorajado até o fim.

À estimada professora e pesquisadora Camille Mannarino pelo nascimento do projeto em que tive o imenso prazer de participar, por dividir conhecimento, sanar minhas dúvidas, e por ser um grande exemplo e referência, pessoal e profissionalmente. À querida professora e pesquisadora Rachel Ann Hauser-Davis por me ajudar e incentivar, pelas críticas construtivas e necessárias, pelos momentos cômicos que transformavam nossos almoços, por ser única e inspiradora.

À equipe do Laboratório de Saneamento e Saúde Ambiental (DSSA) da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca - ESNP/Fiocruz, principalmente à Maria Denise Neves Borges, Matheus Schuengue e à Priscila Martins, por não medirem esforços em me auxiliar nas análises físico-químicas e por trazerem alegria e leveza à rotina de trabalho.

Aos meus colegas de curso pelas trocas construtivas, pela companhia diante das correrias e desesperos, e pelo maravilhoso trabalho em equipe durante nossa trajetória. Um agradecimento especial à Ana Paula Neves, Larissa Coelho e Thais Rolim pela amizade construída e cultivada dentro e fora da instituição.

Ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente pelo compromisso com a profissão e pela inestimável contribuição para meu crescimento acadêmico, profissional e pessoal. Aproveito a oportunidade para expressar minha admiração à professora Elvira e ao professor Marcelo, por serem a personificação da metodologia de Paulo Freire promovendo uma educação democrática e libertadora.

À minha família e ao meu marido, por serem meu porto seguro, minha base e minhas maiores referências de cuidado, carinho e suporte.

À Fiocruz por toda infraestrutura e suporte disponibilizado, à FAPERJ e CAPES pelo financiamento da bolsa de pós graduação, pelo apoio e incentivo à ciência brasileira e à saúde pública.

RESUMO

A disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU) é um desafio global, devido ao grande volume produzido diariamente. A disposição inadequada (em unidades que não sejam aterros sanitários) pode gerar contaminação dos compartimentos ambientais pelos subprodutos da decomposição de tais resíduos, o lixiviado e o biogás. O lixiviado possui composição variável que pode incluir matéria orgânica, metais, sais, nitrogênio amoniacal, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e outros componentes potencialmente tóxicos. Para conhecer a toxicidade gerada por essa complexa mistura são utilizadas ferramentas como a caracterização físico química e os bioensaios. O presente estudo tem como objetivo fornecer um panorama das pesquisas desenvolvidas no sentido de entender os efeitos do lixiviado de aterros de RSU ou de lixões para organismos aquáticos expostos, como bactérias, algas, plantas aquáticas, moluscos, crustáceos, peixes, e até mesmo anfíbio. Para tal, descritores como “*aquatic*”, “*effects*”, “*leachate*”, “*landfill*”, “*organisms*”, “*toxicity*” foram utilizados na busca juntamente aos operadores booleanos resultando num total de 34 artigos, publicados entre 1979 e 2020. Foram observados efeitos como inibição de crescimento e perda de massa para plantas e algas, diminuição de luminescência para bactérias luminescentes e para crustáceos, peixes, anfíbios e moluscos, esses efeitos variaram entre perda de mobilidade, genotoxicidade, lesão tecidual, desregulação endócrina, deformações anatômicas, mudanças comportamentais, estresse oxidativo e distúrbios reprodutivos além de morte. Os estudos associam os efeitos observados a presença de nitrogênio amoniacal, metais, HPAs, alterações de pH e cloreto, entretanto a força dessa associação deixa dúvidas se a relação entre a contaminação dos corpos hídricos por lixiviado e os *efeitos observados* é de causa e consequência, fazendo-se necessários maiores estudos sobre os efeitos gerados por cada componente isolado e também pelos complexos entre diferentes substâncias. Conhecer os efeitos dessa contaminação é essencial para auxiliar a tomada de decisões na área de regulamentação do descarte de resíduos, a fim de estabelecer um gerenciamento que ofereça menos riscos à saúde da população e do meio ambiente.

Palavras-chave: ecotoxicologia, aterros sanitários, nitrogênio amoniacal, corpos hídricos, contaminantes

ABSTRACT

The disposal of municipal solid waste (MSW) is a global challenge, due to the large volumes produced daily. Improper disposal (in locations other than landfills) can generate environmental compartment contamination by the by-products of waste decomposition, leachate and biogas. Leachate presents variable composition that can include organic matter, metals, salts, ammonia, polycyclic aromatic hydrocarbons (HPAs) and other potentially toxic components. To understand the toxicity generated by this complex mixture, tools such as bioassays are used. This study aims to provide an overview of the research carried out in order to understand the effects of leachate from MSW landfills or from dumps to exposed aquatic organisms, such as plants, algae, bacteria, fish, clams and even amphibians. For this purpose, descriptors such as “aquatic”, “effects”, “leachate”, “landfill”, “organisms”, “toxicity” were used in the search alongside with Boolean operators, resulting in a total of 34 articles published between 1979 and 2020. Observed effects include growth inhibition and mass loss for plants and algae, decreased luminescence for luminescent bacteria and for crustaceans, fish, amphibians and clams, effects varied between loss of mobility, genotoxicity, tissue damage, endocrine disruption, anatomical deformations, behavioral changes, oxidative stress and reproductive disorders in addition to death. The studies associate the observed effects with the presence of ammonia, metals, PAHs, changes in pH and chloride, although the strength of this association leaves doubts as to whether the relationship between the contamination of water bodies by leachate and the endpoints is cause and consequence, making it necessary further studies on the effects generated by each isolated component and also by the complexes between different substances. Understanding the effects of this contamination is paramount to help decision-making in waste disposal, in order to establish a management that offers less risks to public and environmental health.

Keywords: ecotoxicology, landfills, ammonia nitrogen, water bodies, contaminants

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 -	Esquema dos resultados da busca, triagem e seleção de artigos utilizando três combinações de palavras-chaves nas bases de dados Scopus e Web of Science.....	37
Figura 2 (A e B) -	Número de artigos selecionados, após procedimento de triagem, no presente trabalho, segundo país de publicação (A) e ano de publicação (B).....	38
Figura 3 -	Organismos-modelo utilizados nos estudos selecionados na presente revisão de acordo com suas frequências em número absoluto.....	40
Figura 4 -	Efeitos observados nos organismos aquáticos expostos a amostras de lixiviado e suas frequências respectivas nas publicações incluídas no presente trabalho.....	41
Figura 5 -	Localização dos pontos de coleta (realizadas no estudo de Rutherford e colaboradores, publicado em 2000) de amostras de água do rio Sackville e do efluente do aterro localizado às margens da rodovia 101.....	44
Figura 6 -	Esquema da construção de uma célula de aterro sanitário (setor em preparo, em execução e encerrado).....	48
Figura 7 -	Taxa média de crescimento por dia de <i>L.minor</i> expostas durante 8 dias a amostras de lixiviado dos aterros Hannover e Braunschweig, na Alemanha, em diferentes concentrações.....	53
Quadro 1 -	Descrição das etapas para construção da presente revisão.....	35
Quadro 2 -	Modelo de classificação de toxicidade das amostras usado por RESTREPO et al (2017).....	46
Quadro 3 -	Descrição das células do aterro municipal de Eskilstuna (Suécia) segundo localização no aterro e tipo de resíduo recebido.....	47
Quadro 4 -	Toxicidade para <i>R.subcapitata</i> expostas durante 76h a amostras coletadas em novembro e dezembro de 1993 do rio Sackville e do efluente do aterro situado	

	às margens da rodovia 101 no Canadá.....	50
Quadro 5 -	Classificação de toxicidade segundo unidade de toxicidade (UT) utilizada por RIBÉ et al (2012).....	51
Quadro 6 -	Definição dos parâmetros comportamentais observados para <i>O. mykiss</i> expostos a lixiviado de um aterro na Lituânia, de acordo com estudo realizado por MAKARAS et al (2019).....	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Faixa de variação esperada dos parâmetros físico-químicos para lixiviado em relação a idade do aterro sanitário.....	25
Tabela 2 - Parâmetros físico-químico das amostras de lixiviado do aterro adjacente a rodovia 101 e de água do rio Sackville dos pontos “Estação controle” e “Ponto 2”, coletadas em novembro e dezembro de 1993.....	45
Tabela 3 - Diluições utilizadas no estudo de SVENSSON et al (2005) para amostras de lixiviado fracionadas.....	58
Tabela 4 - Níveis plasmáticos de cortisol em peixes <i>O.mykiss</i> expostos a diferentes concentrações de lixiviado por tempos distintos.....	66

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

% v/v	Expressão percentual da concentração em volume (mL) / volume (100mL)
µg	Micrograma
µm	Micrometro
µS	MicroSiemens
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
CAT	Catalase
CE ₅₀	Concentração Efetiva para 50% da população exposta
CL ₅₀	Concentração Letal para 50% da população exposta
cm	Centímetro
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
dS	DeciSiemens
ENSP	Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca
EPA	<i>Environmental Protection Agency (USA)</i>
EROD	Etoxiresorufina-O-desetilase
EUA	Estados Unidos da América
FIOCRUZ	Fundação Oswaldo Cruz
GSH	Glutathiona Reduzida
GSH-Px	Glutathiona Peroxidase

GST	Glutathiona S-Transferase
L	Litro
MDA	Malondialdeído
mg	Miligrama
mL	Mililitro
mS	MiliSiemens
MT	Metalotioneína
NADH	Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo
NADPH	Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo Fosfato
NIH	<i>National Institute of Health</i>
pH	Potencial de Hidrogênio
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RDO	Resíduo Domiciliar
RJ	Rio de Janeiro
RP	Reator Piloto
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SNVS	Sistema Nacional de Vigilância Sanitária
SOD	Superóxido Dismutase
ST	Sólidos Totais
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
STS	Sólidos Totais Suspensos
SUASA	Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária

UT	Unidade de Toxicidade
UTN	Unidade de Turbidez Nefelométrica
UV	Ultravioleta

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	17
2.2	LIXIVIADO.....	20
2.3	TOXICOLOGIA AQUÁTICA.....	26
3	OBJETIVOS	33
3.1	OBJETIVO GERAL.....	33
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	33
4	METODOLOGIA	34
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5.1	BIOENSAIOS COM BACTÉRIAS.....	43
5.2	BIOENSAIOS COM ALGAS.....	49
5.3	BIOENSAIOS COM PLANTAS AQUÁTICAS.....	52
5.4	BIOENSAIOS COM MOLUSCOS.....	54
5.5	BIOENSAIOS COM CRUSTÁCEOS.....	56
5.6	BIOENSAIOS COM PEIXES.....	65
5.7	BIOENSAIOS COM ANFÍBIOS.....	75
6	CONCLUSÃO	77
	REFERÊNCIAS	79

1. INTRODUÇÃO

As estimativas mais recentes do Banco Mundial apontam que aproximadamente 7,53 bilhões de pessoas habitam o planeta, com crescimento esperado de 1,2% ao ano (BANCO MUNDIAL, 2019). A quantidade de resíduos produzidos por uma população é influenciada por fatores econômicos, culturais, sociais e demográficos como, por exemplo, nível de riqueza, escolaridade, valores e hábitos de vida (GODECKE, 2012). Por ano, mais de 2 bilhões de toneladas de resíduos são geradas no mundo e, assim como em muitos países, no Brasil essa geração tem sido crescente (ONU, 2018). No país, somente no ano de 2019, os resíduos sólidos urbanos (RSU) somaram 65,11 milhões de toneladas, um aumento de 2,33 milhões de toneladas em relação ao ano anterior (62,78 milhões de toneladas) e de 3,2 milhões de toneladas em relação ao ano de 2017 (61,91 milhões de toneladas) (BRASIL 2019). De acordo com o último diagnóstico do Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS), a massa de resíduos coletados per capita da população urbana teve um aumento de 0,03 kg/hab./dia em 2019 (0,99 kg/hab./dia) quando comparada a 2018 (0,96 kg/hab./dia) e de 0,04 kg/hab./dia se comparado a 2017 (0,95 kg/hab./dia) (BRASIL, 2019).

Além da crescente geração de resíduos, sua coleta e destinação representam um desafio, principalmente considerando o processo natural de decomposição dos materiais. A decomposição dos RSU gera dois principais subprodutos: biogás e lixiviado (EL-FADEL et al., 2002). Este último é decorrente do processo de lixiviação das substâncias pelas águas da chuva junto a umidade inerente a cada material, através das camadas do solo (EL-FADEL; FINDIKAKIS; LECKIE, 1997; MANNARINO, 2010; SLACK et al., 2007).

De todo resíduo produzido no Brasil no ano de 2019, estima-se que 6,9 milhões de toneladas não foram coletadas, o que representa mais de 10% dos resíduos gerados. Dos resíduos coletados, 29,2 milhões de toneladas (40,9%) foram destinados a locais inadequados, ou seja, locais sem medidas de controle da poluição, como por exemplo lixões e aterros controlados (os aterros controlados, ainda que utilizem a técnica de cobertura dos resíduos e/ou rejeitos, não possuem impermeabilização do solo ou sistema de captação de lixiviado e gases tóxicos), e 42,3 milhões de toneladas de RSU (59,1% do coletado) dispostos em aterros sanitários (classificado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos como método de destinação final ambientalmente adequado) (ABRELPE, 2020; BRASIL, 2010). Ainda existem no Brasil cerca de 1114 lixões ativos e 580 aterros controlados segundo o relatório do SNIS de 2019 (BRASIL, 2010; 2019). A disposição em lixões e aterros controlados,

permite a contaminação dos compartimentos ambientais pelo biogás e pelo lixiviado, além de criar um ambiente propício para vetores e pragas, trazendo riscos à saúde pública (TOUFEXI et al., 2013).

A composição do lixiviado é influenciada pelas condições climáticas e meteorológicas do local, pelo estágio de decomposição biológica em que os resíduos se encontram e pelo tipo de unidade de processamento (JÚNIOR, 2018). Em cada fase de decomposição, a suscetibilidade das substâncias químicas à lixiviação é modificada, alterando a composição do efluente líquido (GOMES, 2009).

Dentre seus diversos componentes, o lixiviado pode conter metais (MANNARINO, 2010), medicamentos (LU et al., 2016), produtos de cuidado pessoal (PCP) (WU et al., 2021), cafeína (SUI et al., 2017), drogas de abuso (HORKÝ et al., 2021), e substâncias consideradas interferentes endócrinos (SODRÉ, 2012), entre outros. Ao contaminar os corpos hídricos, esses compostos persistem já que não são devidamente removidos nas estações de tratamento de água pois as tecnologias atualmente disponíveis não são capazes de reter completamente todas as substâncias presentes (SILVA et al., 2016). Diante da complexidade e variabilidade dos lixiviados, quando se busca avaliar seus impactos no ambiente, faz-se necessário o uso ferramentas que permitam medir a ação destes sobre organismos vivos (AUTHMAN, 2015; HANSON; LARSSON, 2009; WU et al., 2021). Uma dessas ferramentas são os ensaios ecotoxicológicos que utilizam biomarcadores de exposição, de efeito e/ou de suscetibilidade (AMORIM, 2003).

Ensaio ecotoxicológicos são importantes ferramentas para controle de compostos poluidores no meio ambiente (GHOSH; THAKUR; KAUSHIK, 2017b). Segundo a resolução CONAMA 430 (2011), que dispõe sobre as condições e padrões do lançamento de efluentes, os ensaios ecotoxicológicos são realizados para determinar o efeito deletério de agentes físicos ou químicos a diversos organismos aquáticos presentes em ecossistemas impactados, utilizando bioindicadores dos grandes grupos de uma cadeia ecológica. Para ser selecionado como organismo modelo em testes de toxicidade, as espécies utilizadas devem apresentar principalmente: disponibilidade e abundância, representatividade de seu nível trófico, facilidade de cultivo e de adaptação às condições de laboratório (COSTA et al., 2008). No mais, a seleção do organismo modelo dependerá muito do foco do estudo e das condições estruturais e financeiras de cada laboratório.

A exposição dos corpos hídricos à contaminação por lixiviado pode afetar a biota presente, gerando os mais diversos efeitos nocivos tanto em cenários de exposição aguda quanto crônica (HANSON; LARSSON, 2009; MAKARAS et al., 2019; ŽALTAUSKAITĖ;

VAITONYTE, 2017). A literatura relata efeitos como estresse oxidativo, distúrbios na reprodução, perda de mobilidade, diminuição da luminescência, lesão tecidual, desregulação endócrina, inibição de crescimento, genotoxicidade, deformações anatômicas e alterações comportamentais (FAUZIAH; EMENIKE; AGAMUTHU, 2013; FERNANDES et al., 2019; IBOR et al., 2020; MANNARINO et al., 2010, 2013a; OLIVEIRA; SILVA; MARTINEZ, 2014; PABLOS et al., 2011; RIBÉ et al., 2012; TOUFEXI et al., 2013).

Não somente os indivíduos diretamente expostos são afetados (sujeitos a bioacumulação), como também os demais níveis tróficos da cadeia, através do efeito de biomagnificação (FRANÇA, 2016; VOUSAS; MAGOULAS; TASSIOS, 2002). A bioacumulação representa o acúmulo de uma substância no tecido vivo ao longo do tempo de exposição e a biomagnificação, ao longo dos níveis tróficos (BOLDROCCHI et al., 2021). Entretanto, ainda não é possível afirmar ou prever as consequências da contaminação dos corpos hídricos por lixiviado, especialmente em ambiente natural, considerando que não se trata de um sistema fechado, estável e controlável e deve-se levar em consideração a migração de animais, movimentação das águas, clima local, entre outros fatores (WILK et al., 2019). Além disso, muitas publicações não utilizam lixiviado exclusivamente de resíduos sólidos urbanos, dificultando a avaliação dos efeitos para esse subproduto específico (BANKSTON; BAER, 2005). Tendo em vista a necessidade de reunir e comparar os dados existentes na literatura sobre esses efeitos, o presente trabalho tem como objetivo fazer um apanhado crítico das publicações que utilizem organismos aquáticos em exposição (aguda ou crônica) a lixiviado advindo de resíduos sólidos urbanos.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) define resíduo sólido como o material descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos hídricos, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010). Também classifica resíduos sólidos urbanos como:

“Art. 13. Para os efeitos desta Lei, os resíduos sólidos têm a seguinte classificação:

I - quanto à origem:

- a) resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;
- b) resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;
- c) resíduos sólidos urbanos: os englobados nas alíneas “a” e “b”;

A geração desses resíduos é inerente às sociedades e cabe à todos os setores, às indústrias e comércios, ao poder público e à população, garantir a destinação final ambientalmente adequada dos mesmos, a chamada responsabilidade compartilhada (COGGINS, 2001; WAGNER, 2009).

Estima-se que a geração de RSU no Brasil em 2019 tenha atingido aproximadamente 65,11 milhões de toneladas, o equivalente a mais de 178 mil toneladas/dia (BRASIL, 2019). Esses valores superaram os dos anos anteriores, revelando uma crescente geração de resíduos (BRASIL, 2019).

No contexto da cobertura dos serviços de coleta de resíduo domiciliar (RDO), o relatório do SNIS define como “coleta regular” aquela que acontece com frequência mínima de uma vez por semana, tanto para zona urbana quanto para zona rural; como “coleta direta” a coleta de RDO disponibilizados em calçada, via pública ou em pontos de coleta de condomínio multifamiliar; e como “coleta indireta” a coleta de RDO disponibilizados em

contêineres, caçambas ou contentores, geralmente destinado a locais de urbanização precária ou de difícil acesso, sobretudo nas entradas de comunidades de grandes centros urbanos, em parte da zona rural e em vias que não permitem o acesso dos veículos da coleta (BRASIL, 2019). Ainda que a taxa de cobertura direta de RDO no ano de 2019 tenha superado a do ano anterior, em todas as regiões brasileiras, é estimado que 8,55% da população nacional, o equivalente a aproximadamente 17,8 milhões de pessoas, não receba atendimento do serviço regular de coleta, sendo a maior parte dessa população residente em área rural (BRASIL, 2019). É importante ressaltar que ainda não há informações da coleta e disposição dos resíduos de centenas de municípios pelo Brasil e que essa deficiência varia substancialmente de acordo com a macrorregião (ABRELPE, 2019, 2018; BRASIL, 2019). No sudeste, 77,5 % dos municípios possuem uma cobertura do serviço de coleta variando entre 75 e 100%, enquanto que nas regiões Norte e Nordeste, o percentual de municípios com cobertura de coleta entre 75 e 100%, cai para apenas 34,7% e 37,1%, respectivamente (BRASIL, 2019). As desigualdades regionais sempre foram uma realidade brasileira e é possível notar heterogeneidade inclusive nas próprias regiões, como é o caso do nordeste, reflexo de uma forte concentração dos investimentos públicos nos estados da Bahia, Ceará e Pernambuco, que possuem as principais bases produtivas da região (HISSA-TEIXEIRA, 2018). As capitais desses estados abrigam aproximadamente 20 milhões de pessoas e 90% do PIB regional. Essa heterogeneidade faz com que os instrumentos de políticas públicas tenham efeitos distintos dependendo dos territórios sob os quais atuam (HISSA-TEIXEIRA, 2018).

Quanto às unidades de processamento, as mais utilizadas são aterros sanitários, aterros controlados e lixões (ABRELPE, 2020; BRASIL, 2019; WASTE ATLAS, 2021). Aterros sanitários são definidos como o método de disposição final de rejeitos (rejeito representa o descarte para o qual não há possibilidade de reaproveitamento ou reciclagem, diferente do resíduo, que oferece tais possibilidades), fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, confinando à menor área possível e cobrindo-os com uma camada de material inerte em solo previamente impermeabilizado, mantido com sistemas de drenagem, e coleta do lixiviado e do biogás gerado (LAUERMAN, 2007; ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1992). Os aterros controlados, por sua vez, não dispõem necessariamente de impermeabilização de base (podendo comprometer a qualidade das águas subterrâneas) nem de sistemas de tratamento do lixiviado ou biogás gerado (MEIDIANA; GAMSE, 2011). O aterro controlado trata-se, na verdade, de um lixão, que após anos recebendo resíduos de diferentes origens, sem qualquer tratamento sobre o solo e sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública,

passa por intervenções de remediação ou medidas de controle (LAUERMANN, 2007). O lixão, ou vazadouro a céu aberto, compreende um espaço de terra, sem planejamento que recebe resíduos sólidos *in natura*, sem medidas de proteção ambiental e sem sistema de coleta dos subprodutos da decomposição dos resíduos, deixando os compartimentos ambientais vulneráveis a contaminação (MEIDIANA; GAMSE, 2011).

A PNRS define por destinação e disposição final ambientalmente adequadas:

“VII - destinação final ambientalmente adequada: destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sisnama, do SNVS e do Suasa, entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos;
VIII - disposição final ambientalmente adequada: distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos;”

Sendo assim, fica claro que lixões e aterros controlados não configuram uma disposição final ambientalmente adequada.

Em 2019, 59,5% dos resíduos coletados foram dispostos adequadamente em aterros sanitários, representando um aumento de 2,7% em relação ao ano de 2010 (56,8%), ou quase 10 milhões de toneladas/ano, o que apesar de representar uma melhoria no cenário, significa que mais de 40% ainda seguiu para locais inadequados, o que corresponde a pouco mais de 29 milhões de toneladas ao ano (ABRELPE, 2020; POSSAMAI et al, 2007; BRASIL, 2019). A inativação dos lixões ou vazadouros a céu aberto não cessa o conjunto de problemas gerados, principalmente se não forem adotadas medidas de remediação ambiental, podendo gerar contaminação dos compartimentos ambientais por décadas após seu encerramento (SISINNO; OLIVEIRA-FILHO, 2013).

Um exemplo desse cenário é o lixão de Caxito, pertence ao município de Maricá-RJ, localizado no bairro de Caxito pequeno, recebia entre os anos de 1985 e 2013 cerca de 140 toneladas de resíduos ao dia, sem qualquer impermeabilização do solo ou técnicas de coleta dos subprodutos de decomposição (VILELA et al., 2010). Até os dias atuais, poucas foram as medidas adotadas para recuperação da área utilizada, que segue como provável fonte de contaminação de solo, corpos d'água e ar (VILELA et al., 2010).

As políticas de gerenciamento de RSU, ainda que bem embasadas e redigidas, não são devidamente praticadas pelas partes responsáveis. Esse cenário é reflexo das deficiências

no investimento público como a falta de cobrança direta pelos serviços de limpeza urbana, o que reduz a disponibilidade de recursos para investir na disposição final de rejeitos e é importante considerar o alto custo financeiro exigido para encerrar um lixão e transformar o local em um aterro sanitário. Somado a isso, podemos citar o pouco incentivo à ciência e à educação que refletem na carência de engajamento da comunidade, no que diz respeito ao manejo adequado e sustentável dos RSU (RAUTELA et al., 2021). Com isso, diversas questões de saúde pública surgem no que diz respeito à disposição final inadequada desses rejeitos, assim como questões ambientais, dado seu alto potencial nocivo para a biota.

2.2. LIXIVIADO

O lixiviado, a que diz respeito aos resíduos sólidos urbanos, é o efluente gerado por meio da percolação da água da chuva e umidade presente nos resíduos durante o processo de decomposição (SLACK et al., 2007). No caso dos lixões, onde não há a impermeabilização do solo, esse lixiviado é carregado para fora dos limites do vazadouro, podendo atingir águas subterrâneas e superficiais adjacentes (MENDONÇA; ZANG; ZANG, 2017). A migração desse efluente é motivo de preocupação, pois pode vir a causar impactos ao ambiente e a saúde da população exposta (EL-FADEL et al., 2002).

A dinâmica de formação do lixiviado difere entre aterros sanitários e lixões, já que no aterro o solo é impermeabilizado, os resíduos são cobertos com camadas de solo compacto para que não fiquem expostos a umidade externa, ao surgimento de animais atraídos pelo odor, e para facilitar a coleta do biogás e do lixiviado formado, que é drenado para lagoas de coleta e posteriormente tratado (AL-YAQOUT; HAMODA, 2003). A compactação e a cobertura dos resíduos reduz a introdução de água e a concentração de oxigênio na coluna de resíduos (EL-FADEL et al., 2002). Já no lixão, os resíduos estão diretamente expostos a chuvas e umidade externa e a oferta de oxigênio é muito maior, influenciando na duração das fases de formação do lixiviado e nas características físico-químicas. Esse lixiviado formado percola no solo e se dispersa, resultando num lixiviado mais diluído que o de aterro (ELK, 2007; VILELA et al., 2010).

Segundo a literatura, o processo de decomposição dos compostos orgânicos presentes no lixiviado pode ser dividido em três fases principais (JÚNIOR, 2018). A primeira fase é chamada de fase aeróbia, caracterizada pela presença de oxigênio. A formação do lixiviado se inicia quando o teor de umidade dos resíduos excede a máxima umidade no meio poroso sem produzir a percolação, chamada de capacidade de campo (AUGUSTO, 2020). Há

presença substancial de ácidos orgânicos e dióxido de carbono (CO₂), produtos da estabilização da matéria orgânica por microrganismos acidófilos (FERREIRA, 2010; GOMES et al., 2018). Essa primeira fase é curta em relação às demais (em média um mês), é exotérmica e geralmente apresenta elevadas concentrações de sais de alta solubilidade, cloretos de sódio e sais metálicos (sua formação se deve a elevação da temperatura pois muitos íons se tornam solúveis em água em temperaturas elevadas) (KJELDSEN et al., 2010).

A segunda fase se inicia com a redução do oxigênio e o surgimento de bactérias anaeróbias (facultativas ou não) e é caracterizada pela predominância de ácidos orgânicos voláteis de cadeia longa e altos níveis de nitrogênio amoniacal, sendo denominada como fase ácida ou acetogênica (FERREIRA, 2010). Essa fase pode perdurar por anos e nela o pH adquire caráter ácido (4 – 6), o que favorece a solubilização de substâncias inorgânicas (como metais) e a formação de gases de mau odor (KJELDSEN et al., 2010). Ocorre também a oxidação dos ácidos voláteis e dos ácidos graxos de cadeia longa em ácido acético e hidrogênio, precursores do metano (FERREIRA, 2010).

Na terceira fase, chamada de metanogênica, há o consumo de compostos orgânicos formados na fase anterior (acetogênica), gerando metano e gás carbônico (CO₂). O pH começa a se elevar adquirindo caráter neutro e posteriormente, alcalino, o que favorece a precipitação e complexação de metais, pois a maioria não é solúvel em meio neutro (JÚNIOR, 2018). Naturalmente, a demanda biológica de oxigênio (DBO) reduzirá e a demanda química de oxigênio (DQO) será elevada, atribuindo ao lixiviado uma menor capacidade de biodegradação. A DBO representa a quantidade de oxigênio do meio que é consumida pelos seres aeróbicos presentes, por meio da oxidação de matéria orgânica biodegradável, enquanto a DQO representa a quantidade de oxigênio usado para oxidar a matéria orgânica, seja ela biodegradável ou não (BOCCHIGLIERI, 2010). A razão DQO/DBO é um indicativo do grau de biodegradabilidade da matéria orgânica presente. Quanto maior a DBO menor será o resultado dessa razão o que indica maior grau de biodegradabilidade. Pela mesma lógica, quanto menor a DBO, maior o resultado da razão indicando menor grau de biodegradabilidade, ou seja, presença de matéria orgânica recalcitrante (BOCCHIGLIERI, 2010).

Após a terceira fase, o lixiviado entra em período de maturação onde ocorre a estabilização da atividade biológica por escassez de nutrientes, aumento do potencial redox com o aparecimento de oxigênio e espécies oxidadas e uma lenta conversão da matéria orgânica recalcitrante em substância húmica complexada com metais (FERREIRA, 2010).

A quantidade de matéria orgânica biodegradável presente no lixiviado é, geralmente, inversamente proporcional a sua idade, considerando que lixiviados mais “antigos” encontram-se em estágio avançado da fase metanogênica, enquanto lixiviado menos antigos ainda estarão em fases iniciais de decomposição, entretanto isso pode variar de acordo com o país, região, clima, manejo empregado na unidade de processamento e cultura já que em países onde a compostagem é uma prática comum, a quantidade de matéria orgânica descartada será menor se comparada a países onde tal prática não é costumeira (MOREIRA; BRAGA; FRIES, 2009; GOMES et al., 2018).

A caracterização físico-química dos lixiviados pode fornecer informações que possibilitem realizar associações entre os parâmetros físico-químicos e a toxicidade apresentada para os organismos (PABLOS et al., 2011). Os parâmetros iniciais a serem mensurados comumente são pH, temperatura, turbidez e condutividade devido a existências de dispositivos portáteis que podem realizar essa medição no momento exato da coleta (FERREIRA, 2010). A turbidez é a propriedade que evidencia presença de materiais em suspensão e é expressa em unidade de turbidez nefelométrica (UTN); a condutividade varia com a presença de cátions como sódio e ânions como cloreto e sulfatos e, geralmente, é expressa em miliSiemens por centímetro (mS/cm) ou submúltiplos (uS/cm, dS/m) (RUSSELL; BROTTTO; GUEKEZIAN, 2004).

O valor do pH (potencial de Hidrogênio) influencia na distribuição das formas livre e ionizada de diversos compostos químicos, além de contribuir para um maior ou menor grau de solubilidade das substâncias (incluindo metais) e de definir o potencial de toxicidade de vários elementos (MOREIRA; BRAGA; FRIES, 2009). Para manutenção de um ambiente aquático favorável a vida, o pH deve situar-se na faixa de 6 a 9, entretanto, alterações no pH podem ter origem natural como é o caso de alguns rios de cores intensas, fenômeno que ocorre em decorrência da presença de ácidos húmicos devido a decomposição da vegetação adjacente, nesses casos a faixa de pH varia entre 4 e 6 (BRASIL, 2014). Há possibilidade também da ocorrência de alcalinização natural como acontece em alguns lagos africanos onde o pH pode ultrapassar 10 (ALMEIDA et al., 2011). Nas situações citadas anteriormente, o ecossistema existente está adaptado a esse ambiente e o pH estar fora de uma faixa próxima ao neutro não configura um problema, diferente de quando essa alteração tem origem antropogênica.

Poucos são os estudos que medem a alcalinidade do lixiviado (CAMPOS et al., 2013). Este parâmetro é uma medida de capacidade de tamponamento, ou seja, a capacidade de neutralizar os ácidos e, portanto, resistir as alterações de pH e pode ser utilizado, junto

com outros parâmetros (como carbono total, carbono orgânico total, entre outros), para medir a concentração de espécies do sistema carbonato (CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-} , H^+ , OH^-) (WOLFGLADROW et al., 2007). Essa medida não é influenciada por presença de nitritos, cloretos e sulfatos, ânions frequentemente associados a toxicidade para organismos aquáticos, podendo ser uma das razões pelas quais não é de interesse prioritário, embora alguns autores considerem a existência de uma associação entre alcalinidade e toxicidade (CAMPOS et al., 2013). Processos de decomposição da matéria orgânica e alta taxa respiratória de microrganismos podem ser expressos através de valores elevados de alcalinidade (BRASIL, 2014). Ambos os fenômenos também podem ser mensurados através de outros parâmetros, como por exemplo, mediante a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e carbono orgânico total (COT) (SHABIIMAM; ANIL, 2012).

DQO e DBO são parâmetros muito utilizados já que indicam presença de matéria orgânica, um poluente capaz de reduzir os níveis de oxigênio dissolvido na água e consequentemente da atividade respiratória das bactérias estabilizadoras dessa matéria orgânica (BANKSTON; BAER, 2005). A diferença entre DBO e DQO está no tipo de matéria orgânica estabilizada: a DBO se refere exclusivamente à matéria orgânica mineralizada por atividade dos microrganismos, enquanto a DQO engloba também a estabilização da matéria orgânica ocorrida por processos químicos (FRANÇA, 2016). Sendo assim, o valor da DQO é sempre superior ao da DBO. A razão entre os valores de DQO e DBO, como já citada, é também um importante indicador da parcela de matéria orgânica recalcitrante (persistente) (MANNARINO, 2010). Essas medidas são expressas em mg.L^{-1} , representando a quantidade necessária de oxigênio, em miligramas, para estabilizar, em um período de cinco dias e a 20 °C, a quantidade de matéria orgânica biodegradável contida em um litro de amostra (RIGOBELLO et al., 2020).

A quantificação da série nitrogenada é outro importante parâmetro a ser analisado já que há uma frequente associação na literatura entre algumas formas do nitrogênio e a toxicidade manifestada por organismos aquáticos (AMORIM, 2003; RIBÉ et al., 2012). O Nitrogênio apresenta-se sob várias formas: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos), e nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos) (ZHOU et al., 2017). O nitrato, juntamente com íon amônio são as principais fontes de alimento para os organismos produtores. Somente quando a concentração das formas inorgânicas de nitrogênio atinge valores quase nulos ou é esgotada, é que as formas orgânicas são aproveitadas pelos organismos aquáticos

(VOUTSAS; MAGOULAS; TASSIOS, 2002). É comum, portanto, encontrar a forma do íon amônio (NH_4^+) em condições de anaerobiose, servindo em casos de amostra de água, como indicador de lançamento de esgoto (alta carga orgânica) (BOCCHIGLIERI, 2010). No lixiviado, o nitrogênio amoniacal total (NAT) se apresenta em altas concentrações ($800\text{-}5210 \text{ mg}_\text{N}.\text{L}^{-1}$) mesmo em aterros mais antigos (LOPEZ et al., 2004; TORRETTA et al., 2016). O nitrito é uma forma intermediária do processo de oxidação e apresenta forte instabilidade em meio aquoso. Já o nitrato é encontrado em condições de aerobiose, sendo assim, os resultados podem ser sugestivos (é necessário a análise de outros parâmetros em conjunto) da idade do lixiviado (GOMES et al., 2018).

A quantificação de metais é a mais comum entre os estudos (FAUZIAH; EMENIKE; AGAMUTHU, 2013; GOMES et al., 2019). Eles incluem arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), níquel (Ni), prata (Ag) e zinco (Zn). É um desafio atribuir quais efeitos estão associados aos metais principalmente pela formação de complexos e pela interação de cada metal com outras substâncias (FRASER et al., 2000). Fraser et al. (2000) avaliaram a toxicidade do elemento cobre (Cu) em lixiviado, com e sem ligantes, atribuindo toxicidade ao Cu^{2+} e a complexos orgânicos de cobre. Há evidência de que chumbo e cádmio também podem ter influência no aumento da toxicidade do lixiviado se complexados com colóides e compostos orgânicos, respectivamente (KANEKO, 1996; MOREL; BITTON; KOOPMAN, 1988).

A composição do lixiviado, assim como seu conjunto de característica físico-químicas, é variável e depende de múltiplos fatores como clima, idade do lixão ou aterro (tabela 1), estágio de decomposição dos resíduos e tipos de resíduos (FERREIRA, 2010). O caráter dos resíduos depositados também varia de acordo com as condições socioeconômicas, culturais e geográficas da população geradora (BRENNAN et al., 2016; MANNARINO, 2010).

Tabela 1. Faixa de variação esperada dos parâmetros físico-químicos para lixiviado em relação a idade do aterro sanitário.

Parâmetros (mg.L ⁻¹)	Idade do lixiviado de aterro (anos)			
	0–5	5–10	10–20	> 20
pH *	3–6	6–7	7–7,5	7,5
DBO	10.000–25.000	1000–4000	50–1000	< 50
DQO	15.000–40.000	10.000–20.000	1000–5000	< 1.000
NKT	1.500–4.500	400–800	75–300	< 50
N-NH ₄ ⁺	1.500–4.250	250–700	50–200	< 30
Cl ⁻	1.000–3.000	500–2.000	100–500	< 100
P	100–300	10–100	–	< 10
Alcalinidade	8.000–18.000	4.500–6.000	–	–
Condutividade (µs.cm)	15.000–41.500	6.000–14.000	–	–
SO ₄ ²⁻	500–2.000	200–1.000	50–200	< 50
Fe ²⁺	500–1.500	500–1.000	100–500	< 100
Zn ²⁺	100–200	50–100	10–50	< 10
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	10.000–25.000	5.000–10.000	2.000– 5.000	< 1.000

* A unidade mg.L⁻¹ não se aplica. Fonte: Adaptado de COSTA et al (2019).

Os contaminantes presentes no lixiviado podem atingir os seres vivos e o ambiente por diversas rotas, advindo de fontes pontuais ou difusas. As fontes pontuais são facilmente identificadas e diagnosticadas sendo possível estabelecer medidas de controle, como por exemplo o lançamento de lixiviado em corpos hídricos (advindo de um aterro sanitário) ou o descarte de resíduos em cabeceiras ou valas de drenagem (SODRÉ, 2012). Ao contrário das fontes pontuais, as fontes difusas são aquelas cuja origem não pode ser facilmente identificada, como é o caso da infiltração de lixiviado no solo de lixões, atingindo os lençóis subterrâneos (SODRÉ, 2012). Emissões difusas ocorrem em extensas áreas e, associadas à chuva, chegam aos corpos de água de forma intermitente (GOUVEIA; PRADO, 2010; SODRÉ, 2012). A contaminação do solo pelo contato com o resíduo em decomposição contamina a vegetação que ali se instalar, além dos seres terrestres como as minhocas e, através da biomagnificação, qualquer outro ser vivo que se alimente desses seres de hábito

terrestre (JÓŹWIAK et al., 2019; RUANGSOMBOON; WONGRAT, 2006). Outra rota inclui a contaminação dos corpos hídricos, tanto superficiais quanto subterrâneos, atingindo os seres vivos através da ingestão ou contato (tecido superficial e mucosas) com essa água contaminada (RAND, 2020; RUANGSOMBOON; WONGRAT, 2006).

Os efeitos potenciais da contaminação dos corpos hídricos por lixiviado tem despertado a atenção de pesquisadores dos mais diversos países. A toxicidade observada em organismos modelos aquáticos (algas, bactérias, crustáceos, peixes, moluscos e anfíbio) é frequentemente associada à alterações no pH, aos altos níveis de nitrogênio amoniacal, cloretos, alcalinidade, presença de complexos metálicos, de surfactantes orgânicos fluorados e de matéria orgânica recalcitrante (FRASER et al., 2000; KLAUCK et al., 2017; OLIVEIRA; SILVA; MARTINEZ, 2014; RIBÉ et al., 2012).

2.3. TOXICOLOGIA AQUÁTICA

Os organismos aquáticos podem ser naturais de água doce ou salgada. As águas marinhas são constituídas principalmente por íons (Cl^- , Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} e SO_4^{2-}), denominados “componentes conservativos” e compõe quase integralmente a massa total de sólidos dissolvidos na água do mar, sendo que os íons Cl^- e Na^+ são os mais abundantes (representam cerca de 86%) (COSTA et al., 2008). Já nas águas doces, Ca^{2+} , CO_3^{2-} e Mg^{2+} são os íons mais abundantes, entretanto compostos de Na, K, P, Fe, S e Si também estão presentes como componentes conservativos (COSTA et al., 2008). Componentes não conservativos também constituem águas doces e incluem gases dissolvidos (O_2 , CO_2 e N_2), nutrientes (PO_4^{3-} e NO_3^-), compostos orgânicos dissolvidos, elementos traços (Co, Cu, Cr, Sn, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, V, Zn) e materiais particulados (areia, argila, colóides) (COSTA et al., 2008). Conhecer as características do ambiente é importante ao passo que as rotas de exposição podem afetar a cinética de absorção, distribuição, biotransformação e excreção dos contaminantes, influenciando na sua toxicidade (COSTA et al., 2008).

A toxicidade reflete o potencial de uma substância em causar um efeito danoso a um organismo vivo e é dependente não só das propriedades da substância, mas também da concentração e do tempo de exposição e da forma química que assumem no ambiente, o que afeta sua biodisponibilidade (ROSA et al., 2017). A biodisponibilidade é uma medida da extensão e velocidade de absorção de uma substância por um organismo vivo e pode ser influenciada por fatores como pH do meio e presença de matéria orgânica (KLAUCK et al., 2017). Metais, por exemplo, possuem tendência a formar cátions, ou seja, a perder elétrons

e por essa razão são sensíveis às variações de pH e suscetíveis a formação de complexos, fatores que também alteram a solubilidade. Além dos metais, pesticidas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (contaminantes com baixa pressão de vapor e baixa solubilidade) podem ser adsorvidos nos sedimentos e, em seguida, ser transferidos para a biota aquática (COSTA et al., 2008). Por outro lado, contaminantes com alta solubilidade em água tendem a permanecer nela (CASTILLO MORALES et al., 2004). Sendo assim, é possível entender o comportamento (ex.: formação de sais, precipitação) de certos elementos no lixiviado, em suas diferentes fases de formação, considerando que as características físico-químicas variam numa faixa esperada de acordo com o tempo, como já descrito anteriormente (rever tabela 1).

Os testes para avaliar a toxicidade de substâncias específicas são realizados com o propósito de obter informações para registros químicos, enquanto os testes com águas contaminadas são utilizados para verificar se há concordância dos valores obtidos com os padrões estabelecidos por lei (BAUN et al., 2000; CHEN; OGUNSEITAN, 2021). Neste último caso, as amostras podem ser coletadas em pontos de descarga de efluentes ou no próprio corpo d'água receptor (HANSON; LARSSON, 2009). Dados de toxicidade são utilizados para comparar diferentes substâncias químicas, além de permitir comparar a sensibilidade de diferentes organismos aquáticos a uma mesma substância ou efluente (COSTA et al., 2008).

Segundo a resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011), um efluente lançado não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos na sobrevivência de organismos aquáticos no corpo receptor. Portanto, acredita-se que determinações físico-químicas, ainda que essenciais, não sejam suficientes para avaliar de forma completa os efeitos causados pelo lixiviado em organismos vivos (GHOSH; THAKUR; KAUSHIK, 2017b). Por essa razão, faz-se o uso de organismos-modelos. Um organismo-modelo é como uma amostragem, pelo conceito estatístico, ou seja, possui características suficientes para representar um outro organismo, que não pode ser utilizado devido a certas limitações muitas vezes intransponíveis (FAGUNDES; TAHA, 2004). Seguindo esse raciocínio, para que seja possível avaliar os potenciais efeitos do lixiviado na biota aquática como um todo, são necessários ensaios com diferentes espécies que representem níveis tróficos distintos (GHOSH; THAKUR; KAUSHIK, 2017a; LI et al., 2017).

A princípio, qualquer espécie aquática pode ser utilizada em testes de toxicidade, entretanto, as espécies utilizadas devem apresentar as seguintes características: seletividade constante e elevada aos contaminantes, disponibilidade de acesso e abundância (a fim de

preservar espécies que caminham para extinção), uniformidade e estabilidade genética nas populações (garantindo reprodutibilidade), representatividade de seu nível trófico, significado ambiental em relação à área de estudo, ampla distribuição e importância comercial, facilidade de cultivo e de adaptação às condições de laboratório (COSTA et al., 2008). Além disso, é interessante utilizar espécies cuja fisiologia, genética e comportamento sejam conhecidos e bem descritos, o que pode facilitar a interpretação dos resultados (COSTA et al., 2008; MENDONÇA; ZANG; ZANG, 2017).

O efeito tóxico é, por vezes, avaliado com auxílio de biomarcadores. Os biomarcadores são instrumentos que possibilitam identificar a substância tóxica ou uma condição adversa e podem ser usados para vários propósitos, dependendo da finalidade do estudo e do tipo da exposição (AMORIM, 2003). São classificados em três tipos: de exposição, de efeito e de suscetibilidade (AMORIM, 2003). Os biomarcadores de exposição refletem a distribuição do xenobióticos ou seu metabólito pelo organismo exposto (AMORIM, 2003). As metalotioneínas (MT) são um exemplo de biomarcadores de exposição; configuram uma classe de proteínas de baixo peso molecular que atuam na regulação de metais essenciais e a detoxificação de metais tóxico e por essa razão são frequentemente utilizadas como biomarcadores de exposição a metais traços (HAUSER-DAVIS et al., 2012). Já os biomarcadores de efeito refletem a interação da substância química com os receptores biológicos e sua utilização é baseada na identificação das alterações bioquímicas precoces e reversíveis em resposta a exposição (AMORIM, 2003). O estresse oxidativo é um exemplo dessas alterações bioquímicas e caracteriza-se pelo processo resultante do desequilíbrio entre a formação de EROs e a ação do sistema de defesa antioxidante presente no organismo, seja ele enzimático ou não (BARBOSA et al., 2010). Os principais biomarcadores de estresse oxidativo (efeito) incluem o tripeptídeo glutationa em seu estado reduzido (GSH) e enzimas como glutationa S-transferase (GST), catalase (CAT), superóxido dismutase (SOD), glutationa peroxidase (GSH-Px), etoxiresorufina-O-desetilase (EROD) além do produto de peroxidação lipídica (uma consequência da ação de EROs), o malondialdeído (MDA).

Os testes de toxicidade podem ser classificados como agudos ou crônicos. Os testes de toxicidade aguda são utilizados para medir os efeitos de agentes tóxicos sobre espécies aquáticas durante um curto período de tempo em relação ao período de vida do organismo teste, geralmente de 24 a 96 h, para organismos aquáticos (COSTA et al., 2008). Os efeitos tóxicos incluem qualquer resposta resultante de um estímulo químico. Geralmente, o efeito medido nesses casos é a letalidade ou alguma outra manifestação que a antecede como, por

exemplo, o estado de imobilidade (BLOOR; BANKS; KRIVTISOV, 2005). Esses testes permitem também que valores de CE₅₀ (concentração que gera efeito para 50% da população exposta) e CL₅₀ (concentração letal para 50% da população exposta) sejam determinados por métodos estatísticos (KLAASSEN, 2019). Os valores de concentrações efetiva e letal são comumente expressos em relação a 50% da população exposta porque estas respostas são mais reprodutíveis, podem ser estimadas com maior grau de confiabilidade e são mais significativas para serem extrapoladas para uma população (LEEUWEN; HERMENS, 1995).

Testes de toxicidade sub-crônica e crônica são realizados para medir os efeitos de agentes tóxicos sobre espécies aquáticas por um período que pode abranger parte ou todo o ciclo de vida do organismo-teste (COSTA et al., 2008). O fato de uma substância não produzir efeitos tóxicos agudos não indica que ela não seja tóxica (COSTA et al., 2008). Testes de toxicidade crônica permitem avaliar os possíveis efeitos das exposições prolongadas a concentrações subletais, ou seja, concentrações que permitem a sobrevivência dos organismos, mas que afetam suas funções biológicas, tais como desenvolvimento de ovos, crescimento, maturação, geração de espécies reativas de oxigênio (EROs) e interferência no sistema antioxidante (resultando em estresse oxidativo), dentre outras (MENDONÇA; ZANG; ZANG, 2017; RAND, 2020).

Para contemplar esses efeitos causados pelos xenobióticos nos diferentes níveis tróficos da biota aquática, utilizam-se organismos como bactérias luminescentes, plantas aquáticas, algas, crustáceos, peixes, moluscos, anfíbios (MANNARINO et al., 2013a; RICHARDS; COLE, 2006; RUTHERFORD et al., 2000). As algas, assim como as bactérias, são organismos produtores, ou seja, são a base da cadeia alimentar e por essa razão seu crescimento e atividade são essenciais para um funcionamento adequado do ecossistema aquático (CHRISTENSEN; NYHOLM, 1984; GHOSH; THAKUR; KAUSHIK, 2017). Além disso, têm mostrado maior sensibilidade a contaminantes que outros organismos como peixes, por exemplo, considerando que nos estudos que comparam bioensaios entre diferentes organismos as algas apresentaram sinais de toxicidade antes dos demais (em concentrações menores de lixiviado em água ou em menor tempo) (ARUOJA et al., 2011; HUTCHINSON et al., 2003; KAHRU; DUBOURGUIER, 2010).

Bactérias luminescentes possuem diversos atributos úteis para os testes de toxicidade (APHA, 2012). Algumas cepas desviam até 10% da sua energia respiratória para a via metabólica da luciferase onde a energia química é convertida em luz visível, ou seja, qualquer alteração na respiração altera também a quantidade de luminescência (APHA,

2012). São pequenas, possuem morfologia relativamente simples, sem compartimentalização das funções internas no lado da membrana, o que fornece muitos locais-alvos na membrana ou perto dela para que xenobióticos atuem (APHA, 2012). Além disso, a respiração celular bacteriana é 10 a 100 vezes maior que a de mamíferos, o que evidencia um sistema metabólico dinâmico, passível de ser quantificado de forma precisa e pouco complexa através da emissão de luz pela suspensão (APHA, 2012). É comum que tais suspensões contenham mais de 100 indivíduos, o que compensa estatisticamente a variação entre eles (APHA, 2012). A norma NOP-INEA-008, de 2018, recomenda a utilização da bactéria luminescente *Vibrio Fischeri* como organismo-teste para controle da ecotoxicidade aguda em efluentes líquidos industriais e sanitários, independente de suas características físico-químicas (INEA, 2018).

Os crustáceos (ex.: *Daphnia* sp., *Artemia salina*, *Hyalella azteca*) também se tornaram modelos importantes para pesquisas nas mais diversas áreas, devido às suas características biológicas e/ou conveniência de coleta/uso (NIMMO et al., 1995; RESTREPO et al., 2017; VANHAECKE et al., 1981). Essas características incluem hormônios circulatórios avançados, sistema imunológico, facilidade de cultivo, tamanho, tolerância ao manuseio, alta fertilidade, tempo de geração relativamente curto e adaptabilidade a um amplo espectro de condições ambientais e nutricionais (PASSANTINO; ELWOOD; COLUCCIO, 2021). Artêmias são um exemplo de crustáceo que vive em águas salgadas e têm, portanto, uma alta tolerância aos íons cloreto (SVENSSON et al., 2005). Uma vez que a maioria dos lixiviados de aterros municipais contém altas concentrações de íons cloreto, um organismo tolerante como *Artemia salina* seria adequado para medir a toxicidade (SVENSSON et al., 2005). Outras vantagens do uso de crustáceos são que os organismos podem ser facilmente obtidos, a eclosão é simples, equipamentos comuns podem ser usados para as medições e pequenos volumes de amostra são necessários para o procedimento de teste (SVENSSON et al., 2005). Para crustáceos, a recomendação do INEA para avaliar toxicidade aguda de um efluente, pela norma NOP-INEA-008 (2018), é a utilização de *Daphnia* spp se a salinidade do efluente for menor ou igual a 0,5‰ ou se a condutividade for menor ou igual a 1066 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e de *Artemia* sp (crustáceos Branchiopoda), *Mysidiopsis juniae* e *Mysidium gracile* (crustáceos Misídeos) se a salinidade for maior que 0,5‰ ou a condutividade maior que 1066 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Invertebrados como os crustáceos e os moluscos têm sistemas nervosos extensos em relação ao tamanho do corpo e complexos contendo um número muito alto de neurônios e comportamento variado, que pode ser modificado por fatores ambientais (PASSANTINO;

ELWOOD; COLUCCIO, 2021). Essas características, apesar de desejáveis em certos tipos de estudos, geram maiores preocupações éticas em relação ao seu uso. O princípio de substituição dos 3Rs (Reduzir, Reutilizar e Reciclar), no contexto dos bioensaios, tem por objetivo reduzir o uso de animais na pesquisa e substituir o uso de seres mais sencientes por aqueles que sejam menos (geralmente pouco contemplados pelas normas e legislações), ou seja, por seres com menor capacidade de experienciar dor, sofrimento, angústia ou danos persistentes (SNEDDON et al., 2014).

Outra espécie que ganhou visibilidade como modelo para pesquisa foi o *Xenopus laevis*, um anfíbio amplamente utilizado em estudos biológicos e ecotoxicológicos, devido as suas muitas vantagens como: ser estritamente aquático, ser facilmente mantido em laboratório, botar ovos durante todo o ano e possuir fertilização e desenvolvimento externo além de alta sensibilidade a poluentes e possuir seus genes já sequenciados (QIN; XU, 2006; RICHARDS; COLE, 2006). Foi, inclusive, recomendado pelo Instituto Nacional de Saúde (NIH, do inglês *National Institute of Health*) dos Estados Unidos em 1998 como um dos melhores modelos não-mamíferos para pesquisas na área de funções dos genes (QIN; XU, 2006). Além disso, os processos de diferenciação e desenvolvimento de órgãos sexuais e de desenvolvimento morfológico são sensíveis aos hormônios (sexuais e tireoidianos) e desreguladores endócrinos presentes na água, o que possibilita que *X. laevis* seja usado em estudos sobre desregulação de hormônios sexuais e toxicidade reprodutiva e/ou tireoidiana de desreguladores endócrinos (QIN; XU, 2006).

Peixes também vêm sendo amplamente utilizados devido a semelhanças morfológicas, fisiológicas e genéticas com os seres humanos (HANSON; LARSSON, 2009; HUTCHINSON et al., 2003). Altamente adaptáveis ao ambiente laboratorial devido ao seu tamanho e facilidade de manutenção, a utilização de peixes gera menos custos em comparação a animais como camundongos, por exemplo (HANSON; LARSSON, 2009; HUTCHINSON et al., 2003). Peixes são organismos consumidores secundários, o que significa que estão sujeitos aos efeitos não somente da bioacumulação como também de biomagnificação (RUANGSOMBOON; WONGRAT, 2006). Essas características permitem a realização de ensaios bioquímicos, comportamentais e ecotoxicológicos, podendo atuar como bioindicadores de contaminação do ambiente hídrico (AUTHMAN, 2015). Há uma grande variedade de gêneros e espécies usados como organismo modelo na pesquisa científica (GHOSH; THAKUR; KAUSHIK, 2017b). Tilápias, por exemplo, são organismos existentes em grande parte dos corpos hídricos de água doce no território brasileiro, embora sejam exóticos, originários da África; apresentam grande importância comercial, pois têm

lugar expressivo entre os peixes de água doce cultivados para alimentação humana (MANNARINO et al., 2013a). Além disso, possuem boa capacidade de adaptação a variações de qualidade da água quando comparados com outros peixes, apresentam tolerância a baixos níveis de oxigênio dissolvido e a altas concentrações de nitrogênio amoniacal; e são capazes de se desenvolver em ampla faixa de acidez e alcalinidade na água, sendo assim, oferecem utilidade em estudos ecotoxicológicos com as mais diversas substâncias (MANNARINO et al., 2013a; SANTOS et al., 2008).

Outro peixe já consagrado como organismo modelo é o *Zebrafish* (DAHM; GEISLER, 2006). Trata-se da espécie *Danio rerio* que possui genoma sequenciado no banco mundial de genes. Estes peixes são de fácil aquisição, baixo custo de manutenção, proximidade genética de aproximadamente 70% com humanos e roedores, além de cérebro funcional e anatomicamente semelhante ao de mamíferos (WITTBRODT; SHIMA; SCHARTL, 2002). Possui pequeno porte, requerendo espaços menores para cultivo e manutenção, e é sensível a alterações no ambiente aquático, como no caso da introdução de um xenobiótico (BENDER, 2011; IGANSI, 2012). Outra semelhança essencial que possibilita seu uso como organismo modelo é o sistema de defesa antioxidante, que visa neutralizar os efeitos oxidativos da formação de espécies reativas de oxigênio, desequilíbrio que pode ser gerado pelos contaminantes ambientais presentes na água (ARMILIATO, 2014). Espécies como peixe-dourado, peixe-arroz, trutas, salmões e bagres (AUTHMAN, 2015; WITTBRODT; SHIMA; SCHARTL, 2002). As espécies recomendadas pelo INEA (norma NOP-INEA-008 de 2018) para avaliação ecotoxicológica de efluentes são: *Danio rerio* e *Pimephales promenales*, considerando salinidade \leq a 0,5‰ ou condutividade \leq a 1066 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Para valores superiores aos citados, a recomendação se restringe ao uso de crustáceos e bactérias luminescentes.

Os bioensaios com organismos unicelulares ou pluricelulares pequenos têm apresentado vantagens como: facilidade de manutenção e não exigência de grandes espaços ou equipamentos; uso de baixos volumes de amostras a serem testadas, respostas rápidas, precisas e reprodutíveis e alta sensibilidade aos xenobióticos (substância estranha ao organismo biológico) (GHOSH; THAKUR; KAUSHIK, 2017a). Por isso, vêm sendo considerados potenciais substitutos para testes iniciais com macroorganismos (BLAISE, 1991).

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Realizar um apanhado crítico das informações disponíveis nas bases de dados científicas (Scopus e Web of Science) sobre os efeitos do lixiviado de resíduos sólidos urbanos em organismos aquáticos e discutir os resultados da investigação.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Reunir e avaliar os trabalhos disponíveis nos bancos de dados científicos que avaliem o efeito do lixiviado, seja de lixão ou de aterro, em organismos aquáticos, utilizando como ferramentas de busca as bases Scopus e Web of Science;
- Analisar os resultados das exposições dos organismos aquáticos e apresentar uma revisão crítica, destacando os fatores que influenciam na composição e toxicidade do lixiviado e apontando questões que carecem de maiores investigações;
- Oferecer informações que contribuam para tomadas de decisões a respeito do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil e que possam incentivar o desenvolvimento de novos estudos na área.

4. METODOLOGIA

A construção de uma revisão integrativa se inicia com a definição da pergunta de pesquisa, que deve ser feita de maneira clara e específica, permitindo uma fácil identificação das palavras-chaves a serem utilizadas na busca e uma análise direcionada dos resultados (MENDES; SILVEIRA; GALVÃO, 2008). Para atingir o maior número de produções que atendessem ao tema aqui proposto, foram utilizadas as seguintes palavras-chaves: *aquatic*, *organisms*, *effect*, *landfill*, *leachate*, *toxicity*.

A escolha do inglês como língua principal de busca teve como objetivo aumentar o alcance de publicações encontradas já que se trata de uma língua universal, mais comumente usada em trabalhos acadêmicos, porém artigos em português e espanhol também foram incluídos desde que atendessem aos demais critérios. As palavras foram combinadas e intercaladas por operadores booleanos da seguinte forma: a combinação 1 reuniu as palavras “*aquatic*” AND “*organisms*” AND “*leachate*” excluindo as palavras “*wood*” e “*leaf*” através do operador booleano AND NOT, por se tratar de palavras que aparecem com frequência ao procurar por “*leachate*” e remetem a outras áreas de conhecimento, que não as abordadas nesse trabalho (resultado foi a exclusão de quase 30 artigos, comparando com a primeira combinação sem a exclusão das palavras “*wood*” e “*leaf*”). Isso se deve a ampla utilização de madeira para confecção dos mais diversos produtos, já que se trata de um material geralmente acessível e muito disponível e quando exposto ao meio aquático é gerado um lixiviado que pode afetar a qualidade da água. Já em relação a folhas, há trabalhos que investigam o impacto de serrapilheira no ambiente aquático. A segunda combinação utilizada foi “*aquatic*” AND “*organisms*” AND “*effect*” AND “*leachate*” AND “*landfill*” e a terceira combinação utilizada foi “*aquatic*” AND “*leachate*” AND “*landfill*” AND “*toxicity*”.

A pesquisa bibliográfica foi realizada utilizando as bases de dados Scopus e Web of Science, por serem bases científicas internacionais, que abrangem diversas áreas do conhecimento, revisadas por pares e, assim, garantem um alcance satisfatório de trabalhos publicados mundialmente. A janela de busca foi de 15 a 20 de janeiro de 2021 e incluiu estudos de todos os anos disponíveis (neste caso, de 1979 a 2021).

Outra etapa fundamental é estabelecer critérios de inclusão, pois uma demanda exagerada de publicações pode introduzir vieses nas próximas etapas ou até inviabilizar a construção da revisão (MENDES; SILVEIRA; GALVÃO, 2008). Os artigos encontrados com cada combinação de palavras-chaves, em cada uma das bases selecionadas, passaram

por uma triagem inicial para exclusão dos trabalhos que se distanciassem do tema proposto, assim como aqueles que apresentaram recorrência em mais de uma busca, mantendo somente um exemplar.

Os critérios estabelecidos para inclusão foram: utilização de lixiviado proveniente de lixão ou aterro, desde que advindo do descarte de resíduos sólidos urbanos (de acordo com a definição da Política Nacional de Resíduos Sólidos, 2010), e/ou utilização de amostra de compartimento ambiental aquático contaminado com esse tipo específico de lixiviado além da utilização de organismos modelos aquáticos: microalgas, bactérias, crustáceos, rotíferos, moluscos, anfíbios e/ou peixes. Um critério adicional foi que os artigos pudessem ser obtidos através do acesso institucional ou por colaboração dos autores. As etapas da construção da revisão estão descritas de forma sucinta no Quadro 1.

Quadro 1. Descrição das etapas para construção da presente revisão.

Etapas
<p><u>Definir a pergunta de pesquisa:</u> Quais são os principais efeitos observados em organismos aquáticos expostos ao lixiviado proveniente da disposição final de resíduos sólidos urbanos? A contaminação de corpos d'água por esse tipo de lixiviado pode causar danos à biota, a curto e longo prazo?</p>
<p><u>Selecionar as bases de dados:</u> Scopus e Web of Science</p>
<p><u>Estabelecer critérios de busca:</u> Busca em: título, resumo e palavras-chave Ano: todos Tipo de documento: todos Idioma: inglês, português e espanhol</p>
<p><u>Combinações de palavras-chaves e operadores booleanos:</u></p> <p><u>Combinação 1:</u> Aquatic AND organisms AND leachate AND NOT wood AND NOT leaf</p> <p><u>Combinação 2:</u> Aquatic AND organisms AND effect AND leachate AND landfill</p> <p><u>Combinação 3:</u> Aquatic AND leachate AND landfill AND toxicity</p>

Triagem

Eliminação de material duplicado

Retirada dos artigos de revisão

Leitura do “abstract”

Aplicação dos critérios de inclusão:

Utiliza somente o lixiviado proveniente de RSU

Utiliza água de compartimento aquático contaminado por lixiviado proveniente de RSU

Utiliza organismos aquáticos

Acesso por *login* institucional ou colaboração dos autores***Outras fontes utilizadas:**

Bibliografia dos artigos incluídos e de artigos de revisão

 Fonte: Elaborado pela autora.

Estudos experimentais e não-experimentais, como estudos observacionais, foram incluídos. Revisões foram excluídas, mas suas referências foram utilizadas. As produções acadêmicas selecionadas foram lidas e suas principais informações como nome, autor, ano, tipo de efeito observados, organismo utilizado, origem do lixiviado (lixão, aterro ou corpo de água contaminado) e características físico-químicas foram situadas em uma tabela (anexo) e os artigos organizados por ordem alfabética. Os bioensaios realizados nas produções acadêmicas incluídas no estudo foram então descritos por organismo, em ordem evolutiva (bactérias, algas, plantas aquáticas, moluscos, crustáceos, peixes e anfíbios). Algumas publicações são descritas em mais de um tópico pois utilizam mais de um organismo (Ex.: o estudo de Rutherford e colaboradores (2000), incluído no presente trabalho, utiliza bactérias, algas, plantas aquáticas, crustáceos e peixes e, portanto, será discutido nos tópicos 5.1, 5.2, 5.3, 5.5 e 5.6).

Ao retirar as duplicidades e aplicar os critérios de inclusão, foram selecionados 34 artigos para análise, sendo oito deles encontrados na bibliografia dos demais. A Figura 1 ilustra os resultados encontrados em cada etapa da busca pelas combinações de palavras-chaves e operadores booleanos. A primeira linha abaixo das combinações reflete o número de artigos encontrados pela base de dados escolhida. A segunda linha traz o produto da primeira triagem, ou seja, da remoção dos artigos duplicados, artigos de revisão e artigos cujo título e/ou abstract já acusava distanciamento do tema selecionado pelo presente trabalho. A terceira linha traz o produto das duas triagens, após a leitura integral dos trabalhos que passaram da triagem 2 e aplicação dos critérios de inclusão.

Figura 1. Esquema dos resultados da busca, triagem e seleção de artigos utilizando três combinações de palavras-chaves nas bases de dados Scopus e Web of Science

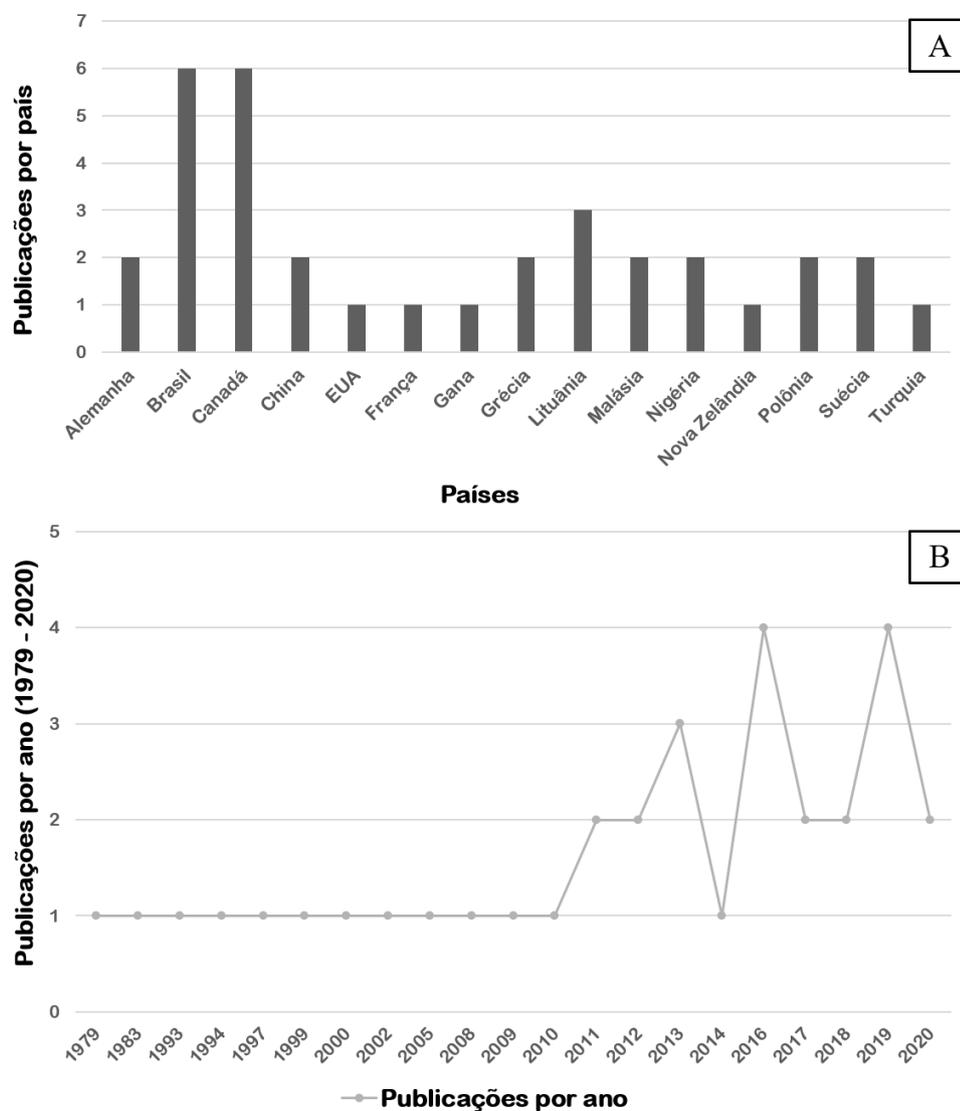
BASE	Scopus					
COMBINAÇÕES	1	2	3	1	2	3
RESULTADO DA BUSCA	207	33	95	112	22	77
RESULTADO DA TRIAGEM 1	56	4	21	22	8	12
RESULTADO DA TRIAGEM 2	10	1	7	5	0	3
BIBLIOGRAFIA DE ARTIGOS				8		
TOTAL				34		

Combinação 1: Aquatic AND organisms AND leachate AND NOT wood AND NOT leaf
 Combinação 2: Aquatic AND organisms AND effect AND leachate AND landfill
 Combinação 3: Aquatic AND leachate AND landfill AND toxicity. Fonte: Elaborado pela autora.

Os resultados do processo de seleção de artigos também foram analisados segundo país de origem e ano de publicação. A Figura 2-A ilustra o número de publicações por país e a Figura 2-B, por ano.

Brasil e Canadá lideram a lista de países com mais publicações sobre o tema abordado no presente trabalho. No Brasil, todas as seis produções científicas foram publicadas depois do ano de 2010, mostrando que o interesse no assunto por parte da comunidade científica brasileira é relativamente atual. É válido lembrar que a Política Nacional de Resíduos Sólidos entrou em vigor em 2010, o que possivelmente impulsionou o desenvolvimento de estudos sobre o tema. Os outros países com maior número de publicações (que atendessem aos critérios estabelecidos pelo presente estudo) são Canadá, Lituânia, EUA e Reino Unido.

Figura 2 (A e B). Número de artigos selecionados, após procedimento de triagem, no presente trabalho, segundo país de publicação (A) e ano de publicação (B)



Fonte: Elaborado pela autora.

Não parece haver associação direta entre o início das políticas públicas voltadas para essa problemática e o aumento do número de publicações, quiçá pelo fato de que as legislações referentes a gestão de resíduos sólidos nesses países foram estabelecidas há muitas décadas, não configurando uma inovação.

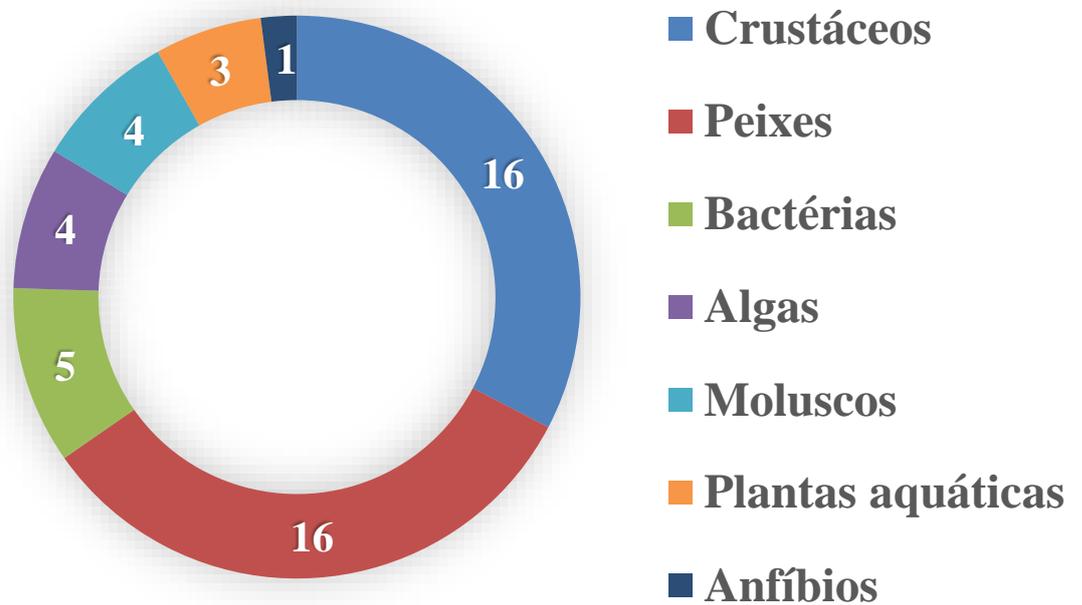
No Canadá foi promulgado em 1999 o “*Canadian Environmental Protection Act*” cujo propósito é de contribuir para um desenvolvimento sustentável através da prevenção da poluição (CANADA, 1999). Esse ato fornece base legal para uma variedade de programas de proteção ambiental que visam a gestão de riscos para organismos vivos, controle de

poluição aquática, entre outros objetivos (CANADA, 1999). Também em 1999, a União Europeia determinou que seus países deveriam limitar a quantidade de aterramento de resíduos ao mínimo necessário, o que implicou no fechamento de mais de 700 aterros ilegais e lixões na Lituânia (MILIŪTE; KAZIMIERAS STANIŠKIS, 2010). Já os EUA se anteciparam ainda mais nessa iniciativa. Em 1965 entrou em vigor no país a Lei de Descarte dos Resíduos Sólidos, considerado pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (que começou a funcionar 5 anos depois, em 1970) como o primeiro esforço federal para melhorar a tecnologia de eliminação de resíduos (EPA, USA).

O primeiro artigo, por ordem cronológica, que atendeu a todos os critérios aqui estabelecidos, data de 1979 e foi publicado no Canadá. EUA e China são os maiores produtores de resíduos do mundo e os países mais populosos da lista de países apresentada no presente trabalho, corroborando a relação entre o número de habitantes e a quantidade de resíduo gerada (WORLD BANK, 2020; EUROSTAT, 2016; WASTE ATLAS, 2021). Dado o histórico de legislações e políticas públicas relativas à gestão de resíduos no país norte-americano, é possível admitir que o mesmo possui ferramentas para reduzir a produção per capita ao longo dos anos (LOUIS, 2004). Entretanto, em 2018, a geração de RSU *per capita* atingiu 2,2 kg nos EUA, aproximadamente o dobro da produção brasileira no mesmo ano (EPA, 2018; BRASIL, 2018). No mais, é possível notar que o tema vem ganhando interesse mundial, considerando que os trabalhos reunidos têm origem em quase 20 países diferentes.

As publicações selecionadas utilizaram os mais diversos organismos aquáticos (fig. 3), geralmente mais de um, de diferentes níveis tróficos. Esses organismos incluem bactérias luminescentes (*Photobacterium phosphoreum* e *Vibrio fischeri*), plantas aquáticas (*Lemna minor*), algas (*Raphidocoeles subcapitata* e *Scenedesmus subspicatus*), crustáceos (*Artemia salina*, *Ceriodaphnia dubia* e *Daphnia magna*), peixes (*Clarias gariepius*, *Danio rerio*, *Pimephales promelas*, *Oncorhynchus* sp, *Oreochromis* sp, *Carassius auratus*, *Salvelinus fontinalis* e *Pangasius sutchi*), moluscos (*Corbicula fluminea* e *Mytilus galloprovincialis*) e anfíbio (*Xenopus laevis*).

Figura 3. Organismos-modelo utilizados nos estudos selecionados na presente revisão de acordo com suas frequências em número absoluto.

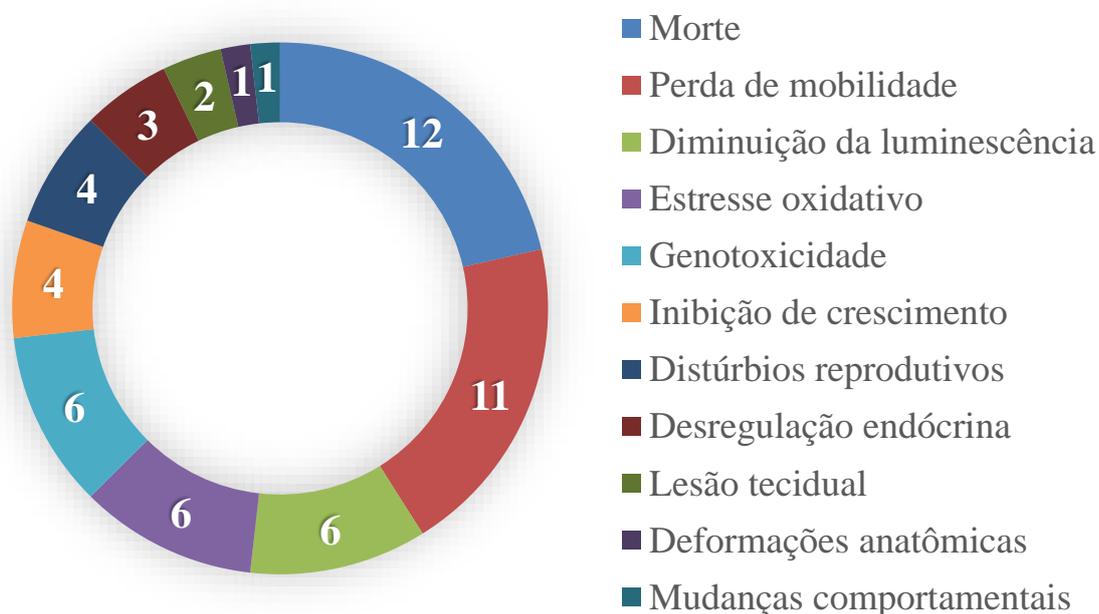


Fonte: Elaborado pela autora.

De acordo com a Figura 3, crustáceos e peixes foram os organismos mais utilizados, seguidos de algas e bactérias. O anfíbio *X. laevis*, ainda que pouco utilizado em ensaios ecotoxicológicos com lixiviado, tem se mostrado um excelente organismo modelo em ensaios com os mais diversos compostos como fármacos (RICHARDS; COLE, 2006), metais (EVARISTE et al., 2021) e desreguladores endócrinos (CHENG et al., 2011; LOU et al., 2013).

Efeitos variados foram encontrados para os organismos supracitados e suas frequências estão ilustradas na Figura 4. É importante observar que alguns efeitos são observados em mais de uma publicação e por vezes, uma mesma publicação utiliza mais de um organismo, observando-se mais de um efeito.

Figura 4. Efeitos observados nos organismos aquáticos expostos a amostras de lixiviado e suas frequências respectivas nas publicações incluídas no presente trabalho.



Fonte: Elaborado pela autora.

Os efeitos mortalidade, perda de mobilidade, diminuição da luminescência, estresse oxidativo e genotoxicidade foram os mais observados nos estudos incluídos. Isso deve ser observado levando em consideração os organismos mais frequentemente utilizados. Mortalidade é vista em todos os ensaios de CL_{50} , perda de mobilidade é um parâmetro utilizado para crustáceos (o organismo mais utilizado), diminuição de luminescência só poderia ser observado em seres luminescentes (bactérias) e estresse oxidativo e genotoxicidade são efeitos comumente observado em ensaios com peixes, a exemplo o *Danio rerio* que possui uma expressiva similaridade genética com mamíferos (LI et al., 2011). Para avaliar estresse oxidativo foram utilizados os biomarcadores MDA, MT, EROD, GST, GSH, GSH-Px, e CAT. Testes de genotoxicidade incluem o teste de micronúcleo e ensaio cometa. Inibição de crescimento foi o efeito observado em ensaios com plantas aquáticas e também com algas. Distúrbios reprodutivos, desregulação endócrina e lesão tecidual foram efeitos observados somente em peixes, por serem ensaios que exigem características específicas como ser vertebrado, ter reprodução externa, possuir sistema circulatório complexo e sistema endócrino além de apresentar massa suficiente para ser coletada e feita a análise histopatológica. Deformações anatômicas foram encontradas em

peixes selvagens, coletados diretamente do corpo hídrico contaminado e alterações comportamentais foram observadas em peixes e moluscos e incluem nado errático, perda de equilíbrio, comportamento ansioso e mudanças na frequência do fechamento de válvulas. É importante ressaltar que para estimar os potenciais efeitos tóxicos do lixiviado se faz necessário um olhar integrativo, avaliando as características físico-químicas em conjunto com os resultados de bioensaios com organismos de diferentes níveis tróficos (PABLOS et al., 2011).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. BIOENSAIOS COM BACTÉRIAS

Entre os organismos luminescentes, as bactérias são os únicos que emitem luz continuamente e desenvolvem importante papel em relações simbióticas com outros organismos, como é o exemplo do peixe-lanterna (*Symbolophorus barnardi*) (CIARLINI; CIARLINI; FEITOSA, 2002). Tal emissão de luz em sistemas biológicos está associada a processos como a lipoperoxidação, fagocitose e ciclo redox, sugerindo uma importante relação entre as reações bioluminescentes e o sistema antioxidante dos organismos, já que na oxidação de certas moléculas, formam-se produtos em um estado eletrônico excitado que emitem luz. (CIARLINI; CIARLINI; FEITOSA, 2002; NEMTSEVA; KUDRYASHEVA, 2007). Além disso, as comunidades bacterianas são importantes bioindicadoras do ambiente em que se encontram já que são sensíveis a alterações de pH e presença de contaminantes (RECHE; PITTOL; FIUZA, 2010).

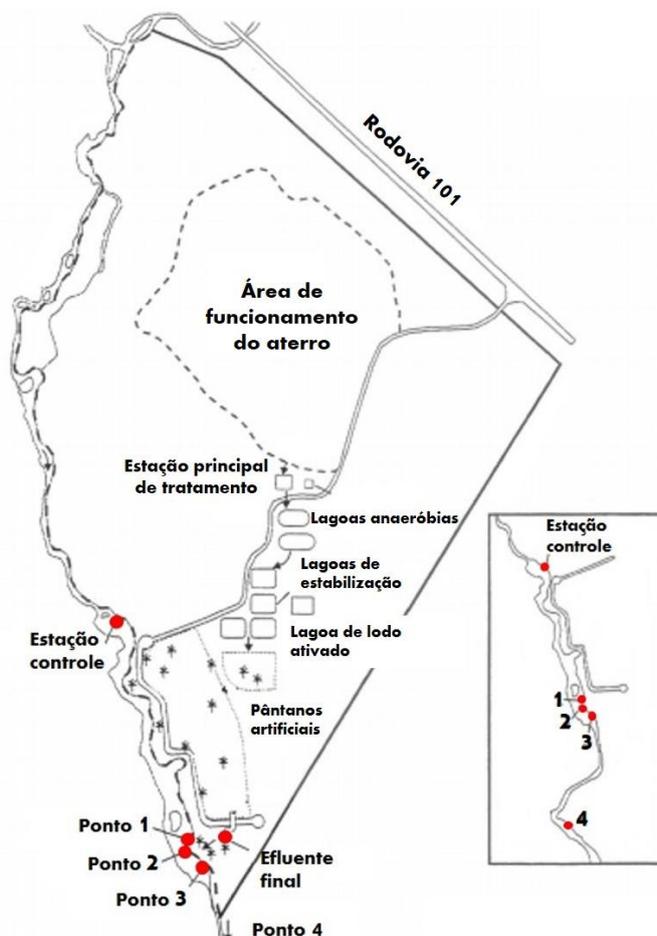
Trabalhos utilizando *Photobacterium phosphorium* e *Vibrio fischeri* avaliaram a toxicidade do lixiviado por meio da quantidade de luz emitida e da sobrevivência das colônias (BAUN et al., 2000; CLÉMENT; JANSSEN; LE DÛ-DELEPIERRE, 1997; DEVARE; BAHADIR, 1994; PLOTKIN; RAM, 1984; RESTREPO et al., 2017; RIBÉ et al., 2012; RUTHERFORD et al., 2000; WARD et al., 2002).

Rutherford et al. (2000) utilizaram *Vibrio fischeri* em ensaios de 15 min (*Microtox assay*). As matrizes utilizadas nos estudos foram coletadas do rio Sackville, adjacente ao aterro sanitário “Highway 101” (o aterro fica situado às margens da rodovia 101 - Nova Escócia, Canadá), em 3 períodos diferentes (novembro e dezembro de 1993 e junho de 1994). O aterro teve início em 1977, aproximadamente (RUTHERFORD et al., 2000). Esse estudo nasceu como um complemento do estudo de Ernst et al (1994) (será descrito mais afrente no presente trabalho) que também avaliou o impacto do efluente deste mesmo aterro para este mesmo rio (utilizando peixes e microcrustáceo) e posteriormente passou por reformas no sistema de tratamento do lixiviado. O objetivo do estudo de Rutherford e colaboradores (2000) foi determinar se as descargas de lixiviado do aterro geraram impactos a longo prazo no rio Sackville e testar a eficiências dos novos tratamentos implementados no aterro após o estudo de Ernst e colaboradores (1994).

As coletas foram realizadas em 4 pontos distintos. O ponto de coleta 1 correspondeu a um local onde o rio encontra com o efluente, aproximadamente a 30 m do local de lançamento. O ponto 2 foi localizado a jusante do ponto 1, a 40 m do local de lançamento

do efluente. A estação controle se situou à montante do ponto 1 (700 m), das lagoas de coletas e canais de lançamento de efluente foi considerada como controle pois não recebeu efluente do aterro. O ponto 3 foi situado aproximadamente 50 m do ponto 2 a jusante e o ponto 4 também na jusante a 1 km da estação 3. Os pontos de coleta podem ser melhor visualizados na figura 5. Em novembro de 1993 foram realizadas coletas do efluente final, da estação controle e dos pontos 1 e 2. Em dezembro de 1993 foram coletadas amostras do efluente final e do ponto 2, e em junho de 1994 foram coletadas amostras de todos os pontos supracitados.

Figura 5. Localização dos pontos de coleta (realizadas no estudo de Rutherford e colaboradores, publicado em 2000) de amostras de água do rio Sackville e do efluente do aterro localizado às margens da rodovia 101.



Fonte: Adaptado de RUTHERFORD et al (2000).

Nenhuma das amostras apresentou toxicidade aguda para as bactérias, visto que não foi constatada diminuição da luminescência nos grupos expostos (RUTHERFORD et al.,

2000). Ausência de toxicidade aguda não significa, necessariamente, ausência de toxicidade. Elementos como Al, Ni, Fe e Cu apresentaram níveis expressivamente superiores aos da estação controle e os níveis de amônia no lixiviado ultrapassaram (Tabela 2) os valores estipulados pela legislação canadense (2,2 mg.L⁻¹ de amônia total em pH de 6,5 a 7,5) (CCREM, 1987) apresentando potencial para geração de uma toxicidade crônica como já relatado na literatura (BLOOR; BANKS, 2005; BLOOR; BANKS; KRIVTSOV, 2005; CARVALHO et al., 2017). A ausência de toxicidade aguda indica, no entanto, que os novos métodos de tratamento implementadas no aterro foram eficazes, considerando que o lixiviado antes das melhorias apresentava toxicidade aguda para os organismos aquáticos expostos (ERNST et al., 1994; RUTHERFORD et al., 2000). Tais medidas incluem a incorporação de um sistema de aeração por bolhas finas suspensas na superfície, além de um clarificador para remoção de sólidos biológicos e um pântano artificial (sistemas de fito-depuração que consistem no desenvolvimento de um cultivo de macrófitas enraizadas sobre um leito impermeabilizado e eliminam contaminantes mediante vários processos como sedimentação, degradação microbiana, ação das plantas, adsorção, absorção, reações químicas e volatilização).

Tabela 2. Parâmetros físico-químico das amostras de lixiviado do aterro adjacente a rodovia 101 e de água do rio Sackville dos pontos “Estação controle” e “Ponto 2”, coletadas em novembro e dezembro de 1993.

PARÂMETRO	NOVEMBRO			DEZEMBRO	
	Estação Controle	Lixiviado (Efluente)	Ponto 2	Lixiviado (Efluente)	Ponto 2
Dureza (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	10	57	26	73	18
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	75	340	110	380	90
Amônia (mg.L ⁻¹)	<0,14	2,8	0,8	4,2	0,6
Condutividade (mmho.cm)	0,0521	0,309	0,1217	0,430	0,1044
Ca (mg.L ⁻¹)	2,27	13,52	6,01	20,07	4,72
Fe (mg.L ⁻¹)	0,42	5,51	2,18	1,08	0,69
Al (mg.L ⁻¹)	0,59	3,86	1,68	0,84	0,61
Mg (mg.L ⁻¹)	0,93	5,57	2,57	5,67	1,47
Na (mg.L ⁻¹)	4,9	30,9	14,2	43,3	10,8

Fonte: Adaptado de RUTHERFORD et al (2000)

Já os resultados de ensaios de 15 min com *Vibrio fischeri* realizados por Restrepo et al. (2017), demonstraram alta toxicidade (Quadro 2) em organismos expostos aos lixiviados produzidos em três reatores pilotos (RP1, RP2, RP3), simulando o processo de decomposição de resíduos sólidos municipais. O RP1 foi composto por resíduo orgânico de um restaurante universitário. Já o RP2 foi composto por RSU sintético, desenvolvido a partir de dados obtidos na análise da composição gravimétrica de RSU provenientes da região norte de Florianópolis - SC. O RP3, por sua vez, recebia RSU, coletados na planta de triagem da COMCAP (Companhia Melhoramentos da Capital, responsável pela coleta de resíduos e limpeza urbana).

Foram coletadas amostras dos reatores, a cada 3 meses, durante 15 meses, totalizando cinco amostras cada. Os resultados foram expressos em $CE_{50\ 15min}$ (%) e não puderam ser calculadas para algumas amostras devido às limitações na sensibilidade do aparelho utilizado.

Quadro 2. Modelo de classificação de toxicidade das amostras usado por RESTREPO et al (2017).

Não tóxico	$CE_{50} > 100$
Potencialmente tóxico	$100 > CE_{50} > 40$
Tóxico	$40 > CE_{50} > 10$
Muito tóxico	$CE_{50} < 9$

Fonte: Adaptado de RESTREPO et al (2017)

Para o RP1, a $CE_{50\ 15min}$ para *V. fischeri* variou entre 5,02% e 12,14%. Para RP2, entre 7,18% e 9,31%; e para RP3 entre 2,62% e 23%. A média das amostras indica que RP2 foi o reator que mais induziu toxicidade, associada a compostos inorgânicos (fosfatos, nitratos e cloretos), quantificados através da avaliação de sólidos fixos (SF), e a maiores níveis de amônia em relação aos demais reatores.

Devare e Bahadir (1994), utilizaram amostras de dois aterros diferentes na Alemanha (Braunschweig (BR) e Hannover (HA)), para realizar ensaios com bactérias luminescentes, do tipo *Photobacterium phosphoreum*. O pH das amostras variou entre 7,6 (HA) e 7,9 (BR) e junto aos valores de DQO (2700 para BR e 4200 para HA) e DBO (500 para BR e 2900 para HA) indicam que o aterro possui entre 10 e 20 anos. As diluições utilizadas foram de 500, 250, 125 e 62,5 mL de lixiviado por litro de uma diluição de NaCl (2% v/v) em ensaios

de 30 min. Os valores de CE_{50} dos aterros foram de 180 mL.L^{-1} para HA e 350 mL.L^{-1} para BR indicando alta toxicidade em exposição aos lixiviados.

Ribé et al. (2012) também utilizaram ensaios de 30 min com *V. fischeri* como organismo modelo para avaliar a toxicidade do lixiviado de diferentes células (quadro 3) de um aterro municipal na Suécia. O aterro teve origem nos anos 50 e recebia todo tipo de resíduo, mas a partir de 2008 passou a receber somente rejeitos e algumas células foram encerradas, ou seja, passaram a não mais receber qualquer tipo de material. As células correspondem a espaços no solo impermeabilizado onde são depositados os RSU e posteriormente aterrados (fig.6).

Quadro 3. Descrição das células do aterro municipal de Eskilstuna (Suécia) segundo localização no aterro e tipo de resíduo recebido.

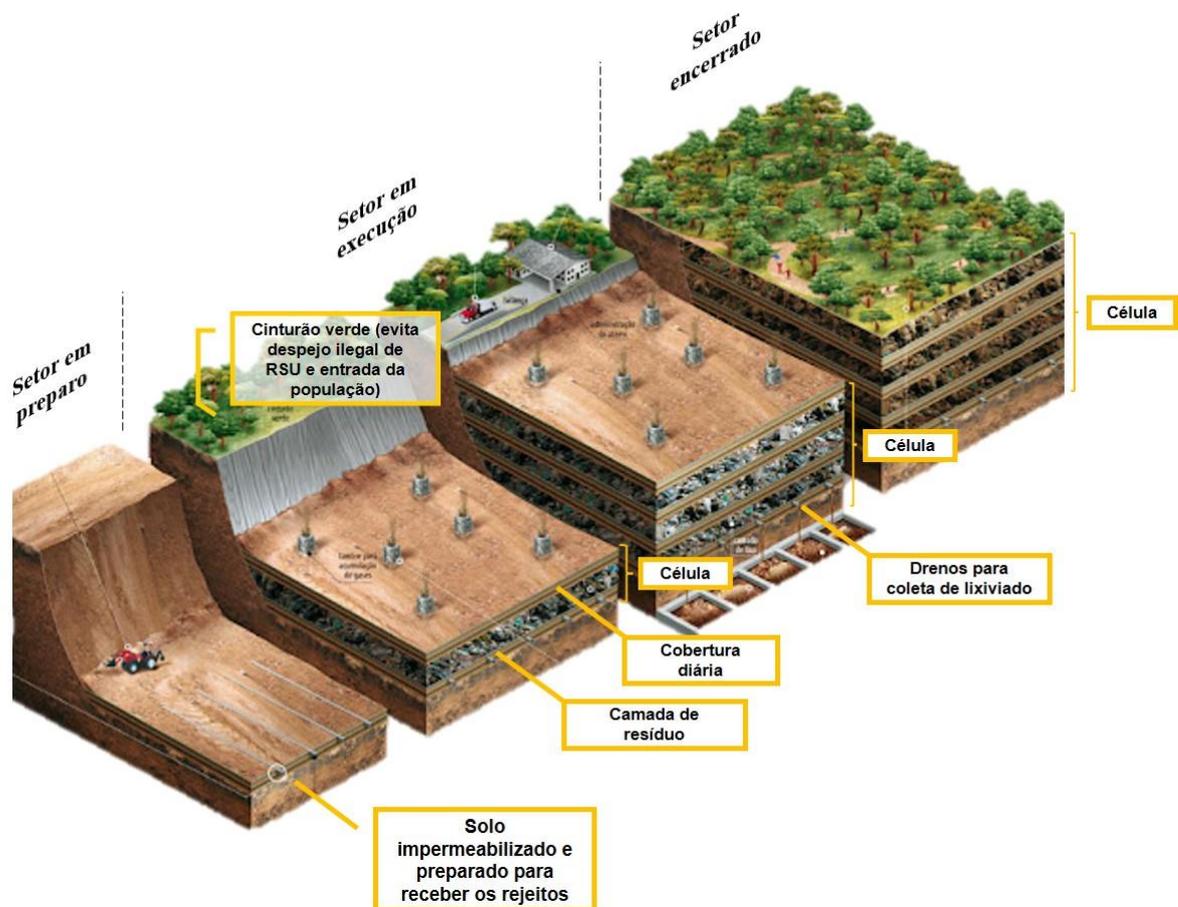
Célula	Localização e tipo de resíduo recebido
<i>Main</i>	Parte principal a leste, recebe RSU variados.
<i>Ash</i>	Recebe cinzas de incineração. Localização não informada pelos autores.
<i>Old 1</i>	Parte norte, mais antiga. RSU variados.
<i>Old 2</i>	Parte oeste, célula encerrada. Considerado o lixiviado mais “limpo” do aterro.
<i>Closed</i>	Célula mais antiga, encerrada, localizada a 1km de distância da célula principal. RSU variados.

Fonte: Adaptado de RIBÉ et al (2012)

O lixiviado da célula principal (L-*Main*), a única que ainda recebia resíduo, apresentou CE_{50} de 8 % indicando alta toxicidade. Valores de CE_{50} das demais células mostraram baixa toxicidade do lixiviado, sendo a célula L-*Old 2* a menos tóxica para *V. fischeri* cuja concentração máxima de lixiviado não resultou em morte dos organismos. A célula L-*Old 1* apresentou CE_{50} de 62% e a célula L-*Ash* de 66 %. Essa diferença pode ser explicada pela presença de níveis maiores de potássio na célula L-*Ash*, o que modula positivamente a resposta bioluminescente das bactérias, ainda que se tenha constatado níveis maiores de metais nessa amostra comparada as demais (RIBÉ et al., 2012). Berglind et al.

(2010) mostraram que a adição de potássio e cloreto de cálcio tinha efeitos positivos na emissão de luz pelas bactérias bioluminescentes, isso porque a luminescência é altamente dependente do pH e seu funcionamento ideal ocorre em ambiente neutro (pH 7). O pH das amostras variou entre neutro e alcalino (BERGLIND; LEFFLER; SJÖSTRÖM, 2010).

Figura 6. Esquema da construção de uma célula de aterro sanitário (setor em preparo, em execução e encerrado).



Fonte: Adaptado de ALP ambiental (acesso em 18/06/2021).

Wolska et al. (2006) conduziram um estudo com sete grandes aterros sanitários numa província pomerânia, onde piezômetros (P1 a P11) foram instalados para coleta das amostras de água subterrânea na área dos lixões em diferentes períodos. Piezômetros são dispositivos que, em contato com o solo, respondem à pressão de água do lençol freático do local em investigação. O aterro mais antigo dentre os avaliados foi inaugurado em 1972 e o mais novo em 1985 e as coletas foram realizadas entre o final do ano 2003 e início de 2004. Ensaio de 30 min com *V. fischeri* foram realizados utilizando nove concentrações diferentes e os

resultados expressos em unidade relativa de luminescência (URL) (WOLSKA; KUCZYŃSKA; NAMIEŚNIK, 2006). Os valores obtidos foram utilizados para cálculo da CE₂₀ e CE₅₀. Devido à falta de classificação polonesa ou europeia da qualidade ecotoxicológica das águas subterrâneas, foram adotados como parâmetros os requisitos para descarga de águas residuais da indústria química segundo a recomendação 20E/6 de 1999, estabelecidos pelo comitê de Helsinki. Essa recomendação aponta que as águas residuais devem ser de tal qualidade que nenhum efeito de toxicidade aguda seja observado para organismos *D. magna* e *V. fischeri* quando diluídas na proporção de 1:7 (12,5%). A qualidade das amostras P2 (07/12/2003 e 23/02/2004), P6 (07/12/2003 e 23/02/2004) e P8 (23/02/2004) do lixão número 3, e também das amostras P2 (15/11/2003) e P3 (15/11/2003) provenientes do lixão 4 foi considerada “ruim” (segundo a classificação do comitê de Helsinki).

De acordo com Gosh et al (2017) e Fernandes et al (2019) os ensaios utilizando somente bactérias luminescentes não oferecem uma categorização adequada da toxicidade do lixiviado visto que são sensíveis a amônia e compostos orgânicos, mas pouco sensíveis a compostos inorgânicos. Tais dados entram em discordância com os resultados obtidos em diversos estudos utilizando bactérias luminescentes, que atribuíram a toxicidade observada a compostos inorgânicos, incluindo o trabalho de Pablos e colaboradores (2011) (RESTREPO et al., 2017; RIBÉ et al., 2012; WOLSKA; KUCZYŃSKA; NAMIEŚNIK, 2006)

5.2. BIOENSAIOS COM ALGAS

Os diferentes trabalhos revisados utilizaram as algas *Raphidoceles subcapitata* (também conhecida por *Pseudokirchneriella subcapitata* ou *Selenastrum capricornutum*) e *Scenedesmus subspicatus*, algas unicelulares.

Rutherford e colaboradores (2000) usaram a *R. subcapitata* para ensaios de 76 h para avaliar inibição de crescimento. Os organismos foram expostos a amostras não diluídas de água proveniente do rio Sackville adjacente a um aterro sanitário, localizado às margens da rodovia 101, além de amostra do lixiviado final tratado (efluente). Os pontos foram previamente descritos no presente trabalho e estão ilustrados na figura 5 (pág. 45). As coletas de junho de 1994 não foram utilizadas para bioensaios com algas. Os resultados das exposições às amostras de novembro e dezembro estão descritas no quadro 4.

Quadro 4. Toxicidade para *R.subcapitata* expostas durante 76h a amostras coletadas em novembro e dezembro de 1993 do rio Sackville e do efluente do aterro situado às margens da rodovia 101 no Canadá.

	NOVEMBRO	DEZEMBRO
Estação Controle	Toxicidade moderada (CL ₅₀ 48,70%)	ND*
Efluente Final	Toxicidade baixa (CL ₅₀ 88,44%)	>100% * ¹
Ponto 1	>100% * ¹	ND*
Ponto 2	Toxicidade moderada (CL ₅₀ 47,24%)	toxicidade moderada (CL ₅₀ 32,78%)

*ND – não disponível. *¹ >100% - A amostra, em concentração máxima (sem diluição), não causou morte de nenhum organismo durante o ensaio e por essa razão a CL₅₀ não pôde ser calculada. Fonte: Adaptado de RUTHERFORD et al (2000).

A amostra do ponto 2 e o lixiviado final, em comparação às demais amostras, tiveram as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal (ionizada e não ionizada), cuja relação com a toxicidade para diversos organismos aquáticos, incluindo algas, já foi estabelecida na literatura (KLIMEK et al., 2012; LYU et al., 2013; ZHOU et al., 2017). A letalidade observada em novembro indica que a água do rio já chega com toxicidade moderada para as algas quando recebe o efluente do aterro, que sai com baixa toxicidade devido ao tratamento e parece representar um fator de proteção, ou seja, reduziu a toxicidade do rio, considerando que quando o efluente encontra com o rio sua toxicidade é nula, mas adquire toxicidade moderada novamente no ponto 2 (apresentou toxicidade similar à da estação controle). A não disponibilidade dos valores de toxicidade da estação controle e do ponto 1 para as amostras de dezembro inviabiliza uma comparação entre o rio em novembro e em dezembro, entretanto, repete-se o padrão do efluente sair do aterro com toxicidade baixa ou nula e adquirir maior toxicidade no ponto 2. Esse fenômeno, segundo os autores, pode ser explicado pela acidez e altas concentrações naturais de Al, elemento conhecidamente tóxico para *R.subcapitata* (GEBARA et al., 2020). O alto pH do lixiviado tratado exerce ação tampão sobre a água do rio, o que tem efeito moderador sobre a toxicidade do rio.

A relação entre toxicidade e amônia é reforçada em um estudo de Ward et al. (2002), que avaliou a exposição crônica (96h) de *R. subcapitata* a lixiviado de cinco aterros diferentes, incluindo aterros ativos, encerrados, urbanos, semiurbanos e rurais. As coletas

foram realizadas em cinco localidades diferentes na Flórida sendo duas amostras retiradas de um mesmo aterro (amostra 2 e 3), totalizando 6 amostras, coletadas mensalmente durante seis meses (WARD et al., 2002). Os autores não indicam idade dos aterros, entretanto, a caracterização físico-química dos lixiviados mostra uma variação de pH entre 7 e 7,7 o que pode indicar que os aterros tinham pelo menos de 5 a 10 anos na época das coletas (1998). Para os ensaios de exposição, o lixiviado foi filtrado e o crescimento celular das algas foi avaliado (WARD et al., 2002). A toxicidade observada foi expressa em CE_{50} e os resultados variaram na faixa de 0,8 a 23,2%, sendo o ponto 6 o mais tóxico (situado no aterro, de caráter urbano, que mais recebia resíduos) sendo essa toxicidade atribuída aos níveis de NH_3 que foi o mais alto das amostras ($44,4 \text{ mg.L}^{-1}$).

Ribé e colaboradores (2012) também realizaram ensaios com *R. subcapitata* (72 h), utilizando lixiviados coletados de diferentes células de um aterro municipal na Suécia. Os lixiviados usados no estudo com foram diluídos até a obtenção das seguintes concentrações: 6%, 12%, 25%, 50% e 90% v/v. Os resultados de toxicidade foram expressos em valores de CE_{50} e indicam que a célula principal foi a mais tóxica (16%) e a célula antiga de número 2 foi a menos tóxica (não foi observada morte em amostra não diluída) (RIBÉ et al., 2012). Os valores de CE_{50} que puderam ser calculados variaram entre 16 e 71% (RIBÉ et al., 2012). Os lixiviados foram então classificados conforme ilustrado no Quadro 5.

Quadro 5. Classificação de toxicidade segundo unidade de toxicidade (UT) utilizada por RIBÉ et al (2012).

UT	Toxicidade
<0,4	Toxicidade aguda nula
0,4<UT<1	Toxicidade aguda leve
1<UT<10	Toxicidade aguda
10<UT<100	Toxicidade aguda alta
UT>100	Toxicidade aguda muito alta

Fonte: Adaptado de RIBÉ et al (2012)

A toxicidade do lixiviado proveniente da célula principal ativa (*Main*) foi considerada aguda alta (entre 10 e 100 UT) para a flora e fauna aquática e foi associada com altos níveis de condutividade, pH, e metais presentes. Já a toxicidade dos lixiviados das células *Old-1*, *Ash* e *Closed* foi classificada como aguda e para a célula *Old-2*, como aguda

leve.

Clément, Janssen e Le Dû-Delepiere (1997) em seu estudo com amostras de lixiviado de 13 lixões distintos na França realizaram bioensaios com algas (*Scenedesmus subspicatus*) e avaliaram a inibição de crescimento após 5 dias de exposição para cada ponto de coleta. Os resultados foram expressos em UT e faixa de variação foi de 1 a 18,2 UT indicando toxicidade aguda (1 a 10 UT) a toxicidade aguda alta (10 a 100 UT). A toxicidade foi associada a amônia (variou entre 103 e 1247 mg.L⁻¹) e a alcalinidade (585 a 10950 mg CaCO₃.L⁻¹) (CLÉMENT; JANSSEN; LE DÛ-DELEPIERRE, 1997).

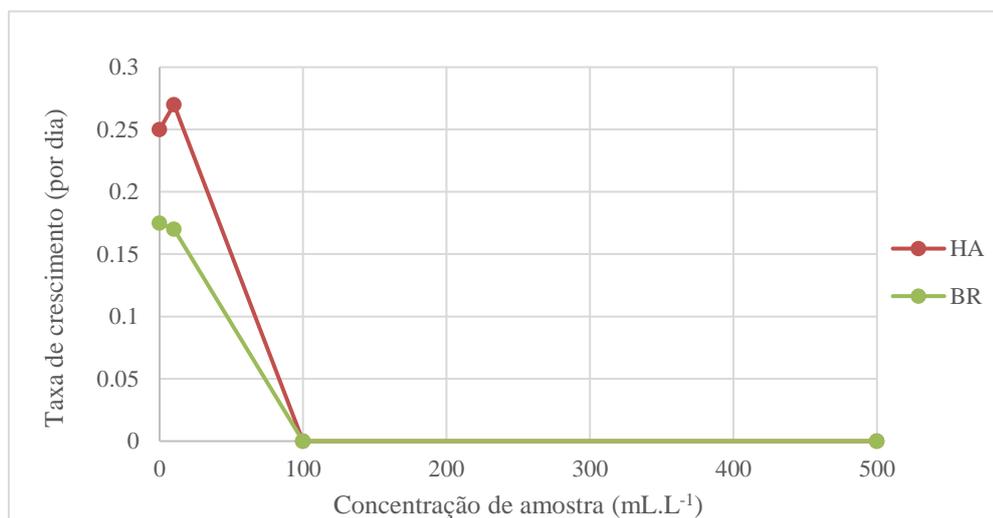
A inibição de crescimento das algas pode acarretar num desequilíbrio ecológico dado sua importância biológica (VIDOTTI; ROLLEMBERG, 2004). Como seres produtores, qualquer impacto na sobrevivência desses organismos também impacta nos demais níveis de uma cadeia trófica (GARCÍA; URIZA, 2016).

5.3. BIOENSAIOS COM PLANTAS AQUÁTICAS

Os estudos realizados com plantas aquáticas utilizaram *Lemna minor* como organismo modelo, uma espécie de pequena planta aquática pertencente à família das Araceae (POTT; CERVI, 1999). A família Lemnaceae é representada pelas menores plantas vasculares do mundo, sendo frequentemente confundidas com algas (ZIMMO; AL SA'ED; GIJZEN, 2000).

Devare e Bahadir (1994) utilizaram *L. minor* em um estudo com dois aterros distintos (Braunschweig e Hannover) na Alemanha sendo o lixiviado de Braunschweig (BR) coletado em junho de 1993 e o de Hannover em abril de 1993 (DEVARE; BAHADIR, 1994). Os lixiviados sob investigação foram diluídos em uma solução nutritiva para plantas nas seguintes concentrações: 500, 100, 10 e 1 mL de lixiviado por litro de solução (DEVARE; BAHADIR, 1994). Essas diluições foram usadas em ensaios de 72 h para avaliar a taxa de crescimento das plantas. Os resultados mostram que a partir de 100 mL.L⁻¹ de lixiviado (10% v/v), proveniente de qualquer um dos três aterros, o crescimento de *L. minor* era completamente inibido e nenhum efeito era observado nas concentrações inferiores (1 e 10 mL.L⁻¹). Os dados sugerem que o lixiviado BR pode ser mais tóxico que o lixiviado de HA, conforme ilustrado na figura 7, considerando que na menor concentração (10 mL.L⁻¹) o lixiviado de BR já demonstra inibição de crescimento das plantas, enquanto no lixiviado de HA, na mesma concentração, ainda se observa crescimento, porém não há indícios físico-químicos que confirmem tal suspeita.

Figura 7. Taxa média de crescimento por dia de *L.minor* expostas durante 8 dias a amostras de lixiviado dos aterros Hannover e Braunschweig, na Alemanha, em diferentes concentrações.



Fonte: Adaptado de DEVARE & BAHADIR (1994).

Os autores não associam o efeito tóxico dos lixiviados a nenhum componente específico, complexo ou característica físico-química, entretanto a análise físico-química indica níveis elevados de Zn (654 $\mu\text{g.L}^{-1}$), que já se mostrou tóxico para *L.minor* (CHEN; O'HALLORAN; JANSEN, 2016).

Clément, Janssen e Le Dû-Delepierre (1997) lideraram um dos maiores estudos entre os selecionados no presente trabalho, avaliando 22 amostras de lixiviado de 13 lixões distintos (sem diluições) na França através de uma bateria de ensaios, sendo 9 dessas amostras somente de lixiviado de RSU. Os bioensaios com plantas aquáticas (*L. minor*) avaliaram a inibição de crescimento após 5 dias de exposição para cada ponto de coleta e os resultados foram expressos em UT (CLÉMENT; JANSSEN; LE DÛ-DELEPIERRE, 1997). A faixa de variação foi de 1,9 a 22,2 UT, o que indica toxicidade aguda a toxicidade aguda alta e os autores apontam que nitrogênio orgânico, amônia, alcalinidade, condutividade e DQO parecem estar associados ao aumento da toxicidade, entretanto não foi possível associar um teste particular a uma variável físico-química particular (CLÉMENT; JANSSEN; LE DÛ-DELEPIERRE, 1997). A análise estatística dos dados foi feita através de análise de componentes principais (ACP), uma técnica da estatística multivariada, sendo assim, a consideração de todas as variáveis simultaneamente não permite a identificação de relações particulares entre os resultados toxicológicos e os resultados físico-químicos (CLÉMENT; JANSSEN; LE DÛ-DELEPIERRE, 1997).

Ribé e colaboradores (2012) também realizaram ensaios com *Lemna minor* (7 dias) utilizando lixiviado coletado de diferentes células do aterro sanitário municipal de Eskilstuna, na Suécia (rever quadro 3, pág. 49). O aterro contém diversas células e recebia 60 a 100 mil toneladas de resíduo municipal reciclável e não reciclável de 1950 até os anos 2000, passando a receber somente resíduos não recicláveis desde então (RIBÉ et al., 2012). Além disso, algumas células receberam a cobertura final, tornando-as inativas (RIBÉ et al., 2012). As diluições utilizadas foram 6,25%, 12,5%, 25% e 50% (v/v) e a taxa de crescimento foi observada (RIBÉ et al., 2012). Os resultados dos ensaios de inibição de crescimento foram divididos em: inibição por número de folhas e por peso (seco) e mostram que o lixiviado da célula de cinzas apresentou resultados constantes em todas as concentrações, inibindo o crescimento das folhas em aproximadamente 20% em número e 40% em peso. Os demais lixiviados apresentaram o mesmo padrão de aumento de toxicidade em função do aumento da concentração, atingindo em torno de 60% de inibição nas concentrações máximas, tanto em peso quanto em número de folhas.

5.4. BIOENSAIOS COM MOLUSCOS

Quatro das publicações selecionadas utilizaram moluscos. Os organismos foram do tipo *Corbicula fluminea* e *Mytilus galloprovincialis*, bivalves filtradores de origem asiática cuja alta sensibilidade a exposição a metais e compostos orgânicos como hidrocarbonetos pode ser observada através de mudanças fisiológicas e comportamentais (OLIVEIRA; SANTOS; MARTINEZ, 2016; OLIVEIRA; SILVA; MARTINEZ, 2014; TSARPALI; DAILIANIS, 2012). Bivalves são seres com alta capacidade de acumular grandes quantidades de metais em seus tecidos (BELZ et al., 2020).

Os dois estudos com *C. fluminea* são de Oliveira e colaboradores (2014, 2016), realizados em Londrina, no Brasil. O estudo de 2014 utilizou concentrações subletais de lixiviado (2, 3, 6 e 10% v/v) a fim de avaliar efeito tóxico através de biomarcadores de estresse oxidativo (GST, EROD, MT e MDA) e da avaliação do mecanismo de resistência multixenobiótica (MXR - do inglês *multixenobiotic resistance mechanism*), em exposições de 5 e 10 dias (OLIVEIRA; SILVA; MARTINEZ, 2014). Os efeitos tóxicos foram observados somente nas concentrações de 6 e 10% e incluem a ativação das enzimas de biotransformação de fase I e II (GST) no fígado, aumento da atividade de GST nas brânquias após 5 dias de exposição e aumento de EROD na glândula digestiva após 15 dias (OLIVEIRA; SILVA; MARTINEZ, 2014). Diferente da resposta da glândula digestiva, as brânquias mostraram diminuição da atividade EROD em todas as concentrações

(OLIVEIRA; SILVA; MARTINEZ, 2014). Diminuição do MXR foi constatada apenas na concentração 6% durante exposição de 5 dias. Havia, no lixiviado, presença de quimiossensibilizadores como pesticidas, cosméticos, chumbo, produtos de degradação microbiológica além de carbono orgânico dissolvido mas os autores não fizeram associação direta entre a toxicidade e tais componentes (OLIVEIRA; SILVA; MARTINEZ, 2014).

O aumento de proteína MT-like nas brânquias de *C. fluminea* ocorreu somente após 15 dias de exposição a 2 %, mas não a 3 e 6%. Estas proteínas de baixo peso molecular são ricas em cisteínas e são, portanto, considerados ligantes de metal (cobre, prata e ferro possuem afinidade por grupos tióis presente em MT) (OLIVEIRA; SILVA; MARTINEZ, 2014). Nas concentrações mais altas (6 e 10%) também pode-se observar fechamento de válvula, comportamento que pode indicar toxicidade (OLIVEIRA; SILVA; MARTINEZ, 2014). O lixiviado foi capaz de induzir em *C. fluminea* peroxidação lipídica e inibição de processos de biotransformação de fase I e III, EROD e MXR (OLIVEIRA; SILVA; MARTINEZ, 2014)

O outro estudo foi realizado com indivíduos de *C. fluminea* confinados em diferentes pontos de um rio contaminado por lixiviado durante 1, 5 e 15 dias (OLIVEIRA; SANTOS; MARTINEZ, 2016). Os resultados mostraram altas taxas de mortalidade, observando 100% de letalidade apenas após 15 dias de exposição ao ponto mais próximo do lixão (OLIVEIRA; SANTOS; MARTINEZ, 2016). Nos pontos mais distante a mortalidade reduziu consideravelmente, entretanto, resultados do Índice de Resposta Biológica (IRB) indicaram prejuízos ao estado de saúde dos indivíduos (moderada a ruim) que se agravaram ao longo da exposição (ruim a muito ruim) culminando em morte de alguns indivíduos (OLIVEIRA; SANTOS; MARTINEZ, 2016).

Toufexi e colaboradores (2013) observaram efeitos como estresse oxidativo, em exposição de bivalves *M. galloprovincialis* a concentrações subletais (0,01 e 0,1% e 10% v/v) de lixiviado durante 4 dias, por meio da quantificação de ânion superóxido ($O_2^{\cdot-}$) e malondialdeído (MDA), e determinação da genotoxicidade por ensaio cometa (TOUFEXI et al., 2013). Observou-se um aumento significativo de $O_2^{\cdot-}$ em hemócitos tratados com 0,1, 1 e 10% v/v de lixiviado, seguido por níveis significativamente aumentados de MDA, em comparação com os níveis do grupo controle, em todos os casos (TOUFEXI et al., 2013).

Tsarpali e Dailianis (2012) também utilizaram *M. galloprovincialis* em ensaios expositivo de 96h para avaliar efeitos tóxicos em resposta a exposição ao lixiviado através da quantificação de biomarcadores de estresse oxidativo como ânion superóxido, MDA, MT, acetilcolinesterase e de ensaio de genotoxicidade (micronúcleo) (TSARPALI; DAILIANIS,

2012). As concentrações utilizadas no ensaio foram 0,01, 0,1 e 0,5%, v/v durante quatro dias de exposição e os resultados mostraram inibição significativa da atividade da acetilcolinesterase, aumento dos níveis de anormalidades nucleares (micronúcleo), bem como aumento dos níveis de metalotioneína, ânion superóxido e malondialdeído, em cada tecido testado (TSARPALI; DAILIANIS, 2012). Os resultados do estudo indicaram claramente efeitos letais induzidos pelo lixiviado, bem como sua capacidade de induzir distúrbios em diferentes funções do organismo antes da morte (TSARPALI; DAILIANIS, 2012).

5.5. BIOENSAIOS COM CRUSTÁCEOS

Aproximadamente um terço dos estudos selecionados (33 %) utilizaram crustáceos como organismo teste (*Artemia sp.*, *Asellus aquaticus*, *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia sp.*, *Gammarus pulex*, *Hyalella azteca*, *Thamnocephalus platyurus*). Microcrustáceos possuem grande importância ecológica, são eficientes na transferência de energia e biomassa entre produtores e consumidores e são úteis para monitorar a qualidade da água e as mudanças climáticas (PASSANTINO; ELWOOD; COLUCCIO, 2021; SILVA; PERBICHE-NEVES, 2016).

Serdar e colaboradores (2018) avaliaram níveis de estresse oxidativo em *G. pulex* expostos a lixiviado de aterro municipal na Turquia, analisando a atividade das enzimas GSH-Px, SOD e CAT e, através da quantificação de MDA e GSH. Os ensaios foram realizados com lixiviado diluído nas proporções 10% e 5%, por 24 h e 96 h. Os autores não descrevem detalhadamente o aterro em que foram coletadas as amostras, entretanto a caracterização físico-química (pH = 8,02 e DQO = 109 mg.L⁻¹) indica que ele possua mais de 20 anos de funcionamento (início aproximado em 1997). As exposições de 24h mostram redução na atividade de SOD e nos níveis de GSH em relação ao controle. Já a atividade de CAT, GSH-Px e os níveis de MDA foram maiores nos grupos expostos em relação ao controle. Nos ensaios de 96h os grupos apresentaram níveis de GSH maiores que o grupo controle e a atividade de CAT foi maior que o controle na menor diluição (10%) e menor que o controle na maior diluição (5%). Os demais parâmetros seguem o padrão do ensaio de 24h. Os autores concluíram que o lixiviado estimulou estresse oxidativo em *G. pulex* e os efeitos tóxicos observados podem ser atribuídos a altos níveis (em comparação com os limites estipulados pela EPA - do inglês *United States Environmental Protection Agency*) de nitrogênio amoniacal total, ácido húmico (indicativo da presença de matéria orgânica), condutividade (relacionada a presença de sais e íons metálicos) e cloreto.

Rutherford et al. (2020), em seu estudo com o aterro da rodovia 101 e o rio Sackville, não observou toxicidade para neonatos de *D. magna* expostos a diferentes amostras em ensaios de 48h (RUTHERFORD et al., 2000). Já para *C. dubia*, em ensaios de 7 dias, foi observado efeito tóxico moderado em exposição a lixiviado da estação controle (CE₂₅ igual a 71,9 %).

Svensson e colaboradores (2005) utilizaram *Artemia salina* para avaliar a toxicidade do lixiviado de dois diferentes aterros municipais, um na Suécia (Kristianstad) e um na Lituânia (Siauliai). Os autores investigaram quais componentes do lixiviado poderiam estar associados a possível toxicidade do lixiviado. Assim as amostras foram fracionadas por colunas de troca iônica para eliminar nitrogênio amoniacal e íons metálicos, e outras amostras passaram por colunas de carbono ativado para eliminar poluentes orgânicos. As diluições foram feitas em água salgada e as concentrações utilizadas no estudo para cada fração estão descritas na Tabela 3 (SVENSSON et al., 2005).

Tabela 3. Diluições utilizadas no estudo de SVENSSON et al (2005) para amostras de lixiviado fracionadas.

FRAÇÃO	DILUIÇÕES
Lixiviado diluído em água salgada	45, 68, 79, 86 e 91%
Lixiviado diluído em água salgada passado por coluna de carbono ativado	45, 68, 79, 86 e 91%
Lixiviado diluído em água salgada passado por coluna de troca iônica	45, 68, 79, 86 e 91%
Solução aquosa contendo NH_4^+	200, 400, 600, 800 e 1000 mg.L^{-1}
Solução aquosa contendo componentes fenólicos:	
Mistura fenólica 1 (6.0 mg.L^{-1} em água destilada)	0,7; 1,3; 2,7; 4,1 e 5,4 mg.L^{-1}
Mistura fenólica 2 (30 mg.L^{-1} em água destilada)	3,4; 6,8; 13,6; 20,5 e 27,3 mg.L^{-1}
Mistura fenólica 3 (30 mg.L^{-1} em água salgada)	3,4; 6,8; 13,6; 20,5 e 27,3 mg.L^{-1}
Solução aquosa contendo íons metálicos	
Pb	5,7; 11,4; 22,7; 34,1 e 45,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$
Cu	5,7; 11,4; 22,7; 34,1; 45,5; 90,9; 136,4 e 181,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$
Zn	22,7; 45,5; 90,9; 136,4 e 181,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$

Fonte: Adaptado de SVENSSON et al (2005)

As análises físico-químicas mostram que o lixiviado de Siauliai contém níveis de metais muito superiores (de 3 a 150 vezes) em relação a aterro de Kristianstad. Especialmente Cr (2100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 15 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente), Ni (250 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e <50 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e Zn (170 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 32 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Além disso, os níveis de nitrogênio total (670 mg.L^{-1}) e amônio (630 mg.L^{-1}) também foram superiores no lixiviado de Siauliai em relação ao de Kristianstad. Vale ressaltar que a mobilidade de elementos traços é reduzida com o aumento do pH, devido à precipitação de formas insolúveis como hidróxidos, carbonatos e complexos orgânicos (RODRIGUES et al., 2014). Geralmente, o mecanismo de adsorção dos metais é favorecido em pH alcalino, pois a superfície de cargas negativas aumenta, favorecendo a atração eletrostática entre o sorvente e o metal (RODRIGUES et al., 2014).

O lixiviado diluído em água salina proveniente do aterro Siauliai causou imobilidade em 100 % dos organismos a partir de 79% (concentrações inferiores não geraram efeito) (SVENSSON et al 2005). Já o lixiviado diluído em água salina proveniente do aterro Kristianstad causou imobilidade em 20% dos organismos na concentração de 79%, em quase

60% nos organismos expostos a concentração de 86%. Na concentração máxima, foi observada imobilidade em pouco mais de 80% dos organismos. Já nas concentrações inferiores a 79%, a imobilidade foi quase nula (SVENSSON et al 2005).

Não foi observada toxicidade no lixiviado de Siauliai após passagem pela coluna de troca iônica (SVENSSON et al 2005). Porém, o lixiviado de Siauliai que passou pela coluna de carbono ativado, causou imobilidade em 60% dos organismos na concentração de 68% e imobilidade em 100% dos organismos nas demais concentrações. Para Kristianstad o padrão foi semelhante, a passagem pela coluna de troca iônica anulou a toxicidade gerada pelo lixiviado e a passagem pela coluna de carbono ativado reduziu a toxicidade original. Isso sugere que a toxicidade está mais associada a elementos retidos pela coluna de troca iônica como amônia e íons metálicos, do que à presença de compostos orgânicos (SVENSSON et al 2005).

Um estudo desenvolvido no Brasil, com *D. magna*, por Mannarino e colaboradores (2010) utilizou lixiviado coletado de um aterro em Niterói. A amostra foi avaliada em ensaios de 48 h e o resultado da CE_{50} foi de 5%, indicando toxicidade altíssima. Níveis elevados de NH_3 (904 mg.L^{-1}), DQO ($1428 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$), DBO ($421 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$), cloreto (2095 mg.L^{-1}) e sólidos totais dissolvidos (5677 mg.L^{-1}) foram observados mas a toxicidade foi principalmente relacionada a amônia devido ao valor do coeficiente de correlação (R^2) de 0.79. Essa associação já foi estabelecida na literatura e observada nos demais estudos descritos no presente trabalho.

Ernst e demais colaboradores (1994) realizaram ensaios de 48 h com *D. magna* utilizando água de um rio adjacente a um aterro na Nova Escócia, o mesmo utilizado por Rutherford e colaboradores (2000), 6 anos mais tarde. Foram quatro pontos de coleta descritos e a CL_{50} foi calculada a partir de cinco concentrações de lixiviado em água. O ponto 1 corresponde a estação controle, no montante do rio. O ponto 2 é a saída da lagoa de decantação. O ponto 3, uma saída do pântano para o rio e o ponto 4, um local a 250 m da jusante. Para *D. magna* os pontos 1 e 2 apresentaram toxicidade moderada ($CL_{50} = 75\%$) e os pontos 3 e 4 não apresentaram toxicidade aguda. A mortalidade observada para os crustáceos no ponto 1 foi atribuída a baixa dureza (18 mg.L^{-1}) e acidez ($\text{pH} = 5$).

No estudo de Restrepo (2017) com três reatores pilotos, foi avaliada a toxicidade aguda de lixiviado simulado nesses reatores por meio de ensaios de 48 h com *D. magna*. O reator piloto 1 (RP1) recebeu apenas resíduos orgânicos de um restaurante universitário; o reator piloto 2 (RP2) recebeu RSU simulados através de dados de uma análise da composição gravimétrica dos resíduos; e o reator piloto 3 (RP3) recebeu RSU diretamente da companhia

responsável pela coleta municipal. Um simulador de chuva também foi utilizado para manter a umidade dos resíduos o mais próximo de situações reais. A menor CE_{50} para *D. magna* observada na amostra de RP1 foi de 0,15%, enquanto que a maior foi 0,5%, mostrando uma toxicidade muito alta (quadro 9). De acordo com os resultados do coeficiente de correlação, a toxicidade gerada por RP1 possui associação com a presença de chumbo ($R^2 = 0,95$), ainda que encontrado em concentrações subletais e inferiores aos demais reatores. Os resultados também indicam associação com a condutividade ($R^2: 0,86$) e DBO/DQO ($R^2 = 0,86$) (RESTREPO et al., 2017). Segundo Olivero-Verbel e colaboradores (2008) a toxicidade aumenta conforme aumento da carga de matéria orgânica presente no lixiviado. Considerando que o RP1 recebeu somente resíduo orgânico, podemos atribuir sua toxicidade a mais esse fator. O reator 2 também apresentou toxicidade muito alta, sendo sua menor CE_{50} igual a 0,10% e a maior 0,41%. Foram feitas correlações de variáveis físico-químicas com resultados toxicológicos de CE_{50} para *D. magna*, e as concentrações de PO_4^{3-} , NO_3^- e Cl^- mostraram correlação com a toxicidade do lixiviado do RP2 ($R^2 = 0.69, 0.83$ e 0.62 , respectivamente). As amostras de RP3 variaram entre tóxica e muito tóxica (menor CE_{50} foi 0,62% e a maior 35%). Essa variação da CE_{50} para RP3 foi atribuída a diferença de pH, que foi quase neutro nas últimas duas amostras e alcalino nas primeiras, indicando uma passagem do lixiviado da fase ácida para a fase metanogênica (RESTREPO et al., 2017). Todas as correlações descritas no estudo de Restrepo e colaboradores (2017) consideraram apenas a transferência de elementos-traço (aqueles que se encontram no ambiente em concentração menor que $100 \mu g.g^{-1}$) dos resíduos sólidos para o lixiviado, considerando que microrganismos ou nutrientes do solo não foram introduzidos nos RPs.

Pablos e colaboradores (2011) mostraram que os parâmetros físico-químicos podem oferecer uma boa categorização inicial da toxicidade esperada para bioensaios, utilizando *D. magna* (além de anfíbio e ensaio *in vitro*). No estudo foram utilizadas 21 amostras de lixiviado de 4 aterros diferentes (A, B, C, D e E) na Espanha, em ensaios de 48 h com *D. magna*. Amostras coletadas em diferentes estações dos mesmos pontos de amostragem mostraram níveis de toxicidade semelhantes com intervalos de confiança estreitos, sugerindo que a toxicidade do lixiviado é mantida numa mesma célula de um aterro. Os resultados de toxicidade foram expressos em CE_{50} ($mL.100mL^{-1}$ de meio de cultura). O menor valor foi 1,2, e os resultados de maior valor (menos tóxicos) foram definidos como >10 . A análise dos resultados mostrou que os ensaios com *D. magna* apresentaram boa correlação entre os parâmetros físico-químicos e a toxicidade ($R^2 = 0.85$).

Ward e colaboradores (2000) também realizaram ensaios de 48h com *C. dubia* e 6

amostras distintas de lixiviado (figura 4). A CE_{50} dos lixiviados analisados ficou entre 1.4 % e 17.1 % para *C. dubia*, indicando alta toxicidade. Foi observada uma correlação entre os efeitos tóxicos ($R^2 = 0.62$, $p < 0.01$) e a concentração de amônia total na amostra de lixiviado. Portanto, a toxicidade encontrada para *C. dubia* foi atribuída a presença de amônia em altas concentrações. Entre os ensaios, o realizado com *C. dubia* foi o mais sensível aos lixiviados.

O estudo de Ribé (2012) com diferentes células de um aterro municipal na Suécia (rever quadro 3), o mesmo que utilizou algas e bactérias, também utilizou *D. magna*, em ensaios de 48h. Foi calculada uma CE_{50} de 25% para o lixiviado da célula *Main* (ativa) e de 35 % para a célula *Ash*. Não foi observada toxicidade aguda para os lixiviados da célula *Old-1*, *Old-2* e, portanto, não foi possível calcular uma CE_{50} . A célula com resíduos de incineração (*Ash*) apresentou pH alcalino (9,0) e níveis elevados de condutividade ($3195 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) em combinação com uma baixa DQO ($15,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). As concentrações de metais nos cinco lixiviados do aterro estavam, majoritariamente, dentro da norma utilizada na Suécia (ÖMAN et al., 2000). Níveis elevados foram mostrados para Cr, As e Pb em L-*Ash* ($31,9$; $17,9$ e $4,39 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente), Fe em L-*Closed* ($63,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); Zn e Pb em L-*Old 1* (202 e $12 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente). O material adsorvente utilizado no tratamento do lixiviado (casca de pinheiro) reduziu as concentrações dos contaminantes metálicos dos lixiviados do aterro, com algumas exceções para cobre (L-*Main* e L-*Closed*) e cádmio (L-*Ash*), que foram dessorvidos do filtro para o lixiviado tratado. Os autores concluíram, portanto, que a toxicidade gerada para *D. magna* está relacionada com a condutividade, pH e presença de metais.

Lixiviados de diferentes unidades de processamento de resíduos em Gana (Mallam, Oblogo e Tema) foram analisados por Sackey, Koci e Gestel (2020), em ensaios de 48h com concentrações variando de $6,25$ a 100 mL L^{-1} . As unidades de Oblogo e Mallam são pedreiras abandonadas que foram transformadas em lixão (SACKEY; KOČÍ; VAN GESTEL, 2020). Em Tema, o lixiviado foi coletado no primeiro aterro projetado na região da grande Accra (capital) e recebeu mais resíduos do que comporta (SACKEY; KOČÍ; VAN GESTEL, 2020). Os organismos utilizados nos ensaios incluem *L. minor* e *D. magna*. A CE_{50} encontrada para *D. magna* foi de 2,8% em Tema, 29,5% em Mallam e 10,4% em Oblogo. É plausível que o lixiviado de aterro seja mais tóxico que o de lixão pois se concentra nas camadas aterradas ao invés de ser diluído e dispersado no ambiente como é o caso dos lixões. Altos níveis de COT dentro dos lixiviados podem contribuir para a alta toxicidade, porque o excesso de matéria orgânica pode resultar no esgotamento do conteúdo de oxigênio na amostra, afetando a taxa de sobrevivência da *Daphnia* (LYU et al., 2013). O alto nível de cloreto detectado no

lixiviado de Mallam pode ser um dos fatores que contribuem para a toxicidade aguda, pois sua presença no corpo d'água é muito prejudicial para o crescimento e reprodução da *Daphnia* (SACKEY; KOČÍ; VAN GESTEL, 2020). A presença de amônia no lixiviado também pode ser fator contribuinte para a toxicidade aguda registrada. Os metais Ni, Pb, Fe, Mn, Cr e Zn foram quantificados em concentração acima da estipulada pela Organização Mundial de Saúde (OMS) para o lançamento de efluentes e qualidade da água (SACKEY; KOČÍ; VAN GESTEL, 2020).

Fernandes et al. (2019) utilizaram lixiviado de um aterro intermunicipal que recebe resíduos urbanos de 19 municípios. Para os testes de imobilização de 24 e 48 h com *D. magna* foi utilizada amostra bruta (FERNANDES et al., 2019). Os resultados indicam alta toxicidade (segundo a classificação utilizada no estudo de Fernandes et al. (2019), proposta por Pablos et al, 2011) para os crustáceos apresentando valores de CE₅₀ de 1,12% para 24 h e 1,01 % para 48 h e a razão DBO/DQO para essa amostra foi de 0,14 indicando presença de matéria orgânica recalcitrante (FERNANDES et al., 2019). Segundo os autores, a correlação entre a CE₅₀ e parâmetros como amônia, DQO, DBO e metais como Cd, Pb, Ni e Zn não apresentou significância estatística e por essa razão não devem ser utilizados para avaliar toxicidade do lixiviado a menos que usados em conjunto com os bioensaios (FERNANDES et al., 2019).

O estudo com maior número de amostras, já citado no presente trabalho (ver tópico 5.1), também realizou ensaios com *D. magna*, *C. dubia* e *T. platyurus* (CLÉMENT; JANSSEN; LE DÛ-DELEPIERRE, 1997). Foi constatada alta toxicidade dos lixiviados de resíduos sólidos urbanos para todos os organismos supracitados. Os resultados foram expressos em unidade de toxicidade (UT). A UT para *D. magna* variou entre 1,9 e 22,2, para *C. dubia* entre 3 e 111,1 e para *T. platyurus* entre 2,1 e 200, mostrando que apesar de diferentes entre si, todas causaram impactos negativos na sobrevivência desses organismos.

Atwater et al. (1983) utilizam neonatos de *Daphnia pullex* em ensaios de 48 h e 96 h com o objetivo de comparar os resultados dos ensaios com *D. pullex* aos ensaios com peixe e ao bioensaio de oxigênio residual (BOR), para determinar o ensaio de maior acurácia. Os lixiviados provinham de três fontes distintas: lisímetro de laboratório, lisímetro de campo e aterros sanitários localizados em Vancouver Lower Mainland (7 aterros diferentes) (ATWATER, 1983). Lisímetros são estruturas experimentais que simulam uma célula de aterro em menor escala. É possível medir, de maneira precisa, eventos de precipitação, evaporação e realizar a drenagem do lixiviado gerado (CARVALHO et al., 2007). Foram 17 coletas no lisímetro de campo, 18 coletas no lisímetro de laboratório em (9 coletas em 1978

e 9 coletas em 1979), e quatro coletas em cada um dos sete aterros (ATWATER, 1983). Os dados do lixiviado do lisímetro mostraram uma maior correlação entre a toxicidade para *Daphnia* e a toxicidade para peixe ($R^2 = 0,84$) do que os dados do lixiviado do aterro ($R^2 = 0,78$) (ATWATER, 1983). Já para o BOR e os bioensaios com *D. pullex* essa associação ($R^2 = 0,49$) foi inferior àquela entre os bioensaios com *D. pullex* e peixes (ATWATER, 1983). Foi observado que um ajuste de pH de 5,0-7,0 alterou a toxicidade para os peixes na ordem de 100 vezes, enquanto com *D. pullex* um aumento de pH semelhante reduziu a toxicidade em apenas uma ordem de magnitude (ATWATER, 1983). Para *D. pullex* o R^2 das mudanças de pH com a toxicidade foi de apenas 0,60; enquanto para peixes, o R^2 ficou acima de 0,90 (ATWATER, 1983). Embora os efeitos do baixo pH da amostra nas determinações do bioensaio com *D. pullex* fossem aparentes, a significância estatística desses efeitos foi reduzida em comparação com peixes (ATWATER, 1983). Uma análise de regressão simples mostrou que, dentre todos os parâmetros avaliados, a presença de zinco teve maior impacto sobre a toxicidade ($R^2 = 0,49$) (ATWATER, 1983). Já a análise de regressão múltipla mostra que a combinação entre Zn e tanino exerceu um papel mais significativo na toxicidade ($R^2 = 0,73$), principalmente se combinados com amônia não ionizada ($R^2 = 0,83$) (ATWATER, 1983).

Wolska e colaboradores (2006) também utilizaram crustáceos (*D. magna*) em seus estudos com piezômetros instalados na área dos lixões avaliados. Ensaio agudos (48h) e crônicos (21 dias) com *D. magna* foram conduzidos para avaliação da qualidade das amostras de água coletadas na província pomerana e os resultados indicaram que praticamente todas as amostras causaram toxicidade em exposição crônica, mas não em exposição aguda (WOLSKA; KUCZYŃSKA; NAMIEŚNIK, 2006). Até a publicação do trabalho de Wolska et al (2006) não havia classificação polaca ou europeia das qualidades ecotoxicológicas das águas subterrâneas e por essa razão a qualidade ecotoxicológica das amostras coletadas foi avaliada com base na classificação existente disponível nas recomendações do Comitê de Helsinki para a descarga de águas residuais da produção e formulação de pesticidas, produção de têxteis e da indústria química em águas superficiais. Essa ausência de normas específicas e sistemas de classificação corrobora a necessidade de estudos que guiem o desenvolvimento de limites para cada substância presente nos efluentes e águas subterrâneas além da padronização dos sistemas de classificação segundo toxicidade. De acordo com a classificação utilizada pelos autores, as águas residuais devem ser de tal qualidade que nenhum efeito de toxicidade aguda seja observado para os organismos *D. magna* quando as águas residuais são diluídas na proporção de 1:7 (12,5%). Sendo assim, se

a qualidade das águas subterrâneas ao redor dos lixões não deve ser pior do que a qualidade das águas residuais purificadas lançadas nas águas superficiais, então a maioria das amostras não atende ao padrão estabelecido, o que sugere que as águas subterrâneas no entorno do aterro foram contaminadas por lixiviado (WOLSKA; KUCZYŃSKA; NAMIEŚNIK, 2006).

Przydatek (2019) também utiliza os ensaios ecotoxicológicos como parâmetro para avaliação da toxicidade do lixiviado, para além das análises físico-químicas. Seu estudo utilizou *D. magna* e amostras de um aterro sanitário na Polônia, ativo desde 1999 (PRZYDATEK, 2019). Essas amostras foram coletadas entre dezembro de 2015 e outubro de 2016 (PRZYDATEK, 2019). Ensaios agudos foram conduzidos (48 h) e seus resultados expressos em CE_{50} (PRZYDATEK, 2019). Os valores de CE_{50} para as amostras de janeiro e julho de 2016 foram 781 e 631 $mL.L^{-1}$, respectivamente, e para os meses de abril e outubro do mesmo ano, não puderam ser calculadas, considerando que não houve morte dos organismos na concentração máxima (PRZYDATEK, 2019). Os resultados do teste agudo mostram que nas amostras analisadas, os processos fisiológicos dos organismos testados foram inibidos duas vezes (em janeiro e julho) resultando em imobilidade dos organismos (PRZYDATEK, 2019). Em janeiro, a inibição atingiu 90% dos indivíduos, enquanto em julho houve 100% de inibição (PRZYDATEK, 2019). Já em abril e outubro a inibição foi de 8,3 e 13,3% dos organismos (PRZYDATEK, 2019). De acordo com os autores essa diferença entre os meses é explicada pelos diferentes níveis de precipitação de cada época, havendo relação entre o aumento da precipitação atmosférica e a toxicidade do lixiviado. Para além, as amostras consideradas tóxicas tiveram as maiores concentrações de Boro e Bário (2.36 $mg.L^{-1}$ e 2.69 $mg.L^{-1}$, respectivamente) ($R^2 = 0.53$) (PRZYDATEK, 2019).

Assim como para muitos organismos distintos, a amônia também se mostrou tóxica para os crustáceos assim como variações na salinidade (cloreto e condutividade são parâmetros que podem refletir o perfil de salinidade presente na amostra) (ANDERSON, 1944; ATWATER, 1983; VANHAECKE et al., 1981). É sabido que quando a salinidade atinge valores inferiores ao ponto isosmótico, o crustáceo inicia um processo de catabolismo de aminoácidos livres para poder manter a concentração interna adequada, assim ocorre um aumento na produção de amônia (LYU et al., 2013).

5.6 BIOENSAIOS COM PEIXES

Aproximadamente 33% dos estudos encontrados utilizaram peixes como organismo modelo. As espécies de peixes utilizados incluem *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio*, *Danio rerio*, *Oncorhynchus* sp, *Oreochromis* sp, *Pangasius sutchi*, *Pimephales promelas* e *Salvelinus fontinalis*.

Rutherford (2000), em seu estudo ecotoxicológico com diferentes espécies aquáticas utilizou truta arco-íris *Oncorhynchus mykiss* em ensaios de 96 h com água de um riacho adjacente a um aterro e com amostras do lixiviado tratado (efluente). Não foi possível observar efeito tóxico e, portanto, a CL_{50} não pôde ser calculada. O resultado para truta diferiu para os demais organismos mostrando que a sensibilidade desse peixe é menor que a sensibilidade dos demais organismos utilizados nesse mesmo estudo (ver tópicos 5.3, 5.4 e 5.5).

Assim como o estudo de Rutherford (2000), trabalhos como os de McBride et al (1979), Atwater et al (1983), Ernst et al (1994), Larsson e Hanson (2009), Cameron e Koch (2016) e Makaras et al (2017; 2019) também utilizaram a truta arco-íris como organismo modelo para avaliar a toxicidade do lixiviado e de sua contaminação.

McBride e colaboradores (1979) utilizaram ensaios de 96h com *O. mykiss* para cálculo da CL_{50} e a toxicidade foi avaliada através de técnicas histopatológicas e quantificação de corticosteroides no plasma (o cortisol foi quantificado nas primeiras 48 h de ensaio). Duas amostras de lixiviado foram coletadas num primeiro momento e duas semanas depois outras duas foram coletadas, todas do mesmo aterro, para avaliação de efeitos subletais e toxicidade aguda (MCBRIDE; DONALDSON; DERKSEN, 1979). As diluições utilizadas no ensaio foram de 0; 0,05; 0,5 e 5% de lixiviado em água. A CL_{50} calculada para as amostras iniciais foi de 6,5% e 7,5% e para as amostras de 14 dias 5,9% e 5,8%, indicando aumento de toxicidade após esse período de duas semanas (MCBRIDE; DONALDSON; DERKSEN, 1979). As amostras não afetaram visualmente a nível macroscópico o tecido do fígado, rim, brânquias, pele ou trato alimentar dos peixes, em contraste, o tecido inter-renal (homólogo ao tecido adrenocortical) aos peixes expostos a concentrações máximas foi profundamente afetado (MCBRIDE; DONALDSON; DERKSEN, 1979). Nos controles, o tecido inter-renal consistia em pequenos grupos de células compactadas com núcleos esféricos contendo nucléolos imperceptíveis e mostrando um citoplasma granular fino e uniformemente disperso, sem atividade mitótica (MCBRIDE; DONALDSON; DERKSEN, 1979). Já a análise histológica da estrutura inter-renal dos

peixes expostos à concentração máxima de lixiviado mostrou característica de atividade renal intensificada: hipertrofia dos núcleos e nucléolos, maior quantidade de vacúolos no citoplasma em relação a uma célula em atividade normal e abundantes figuras mitóticas (células em proliferação) (MCBRIDE; DONALDSON; DERKSEN, 1979). Foi observado um aumento na concentração de cortisol no plasma dos peixes expostos a concentração máxima de lixiviado, até o tempo de 8 h conforme apresentado na tabela 4. Posteriormente, nos períodos de 24 e 48 h os níveis de cortisol decaíram, indicando um processo de adaptação dos peixes ao ambiente contaminado (MCBRIDE; DONALDSON; DERKSEN, 1979). Os efeitos tóxicos observados foram atribuídos a amônia (MCBRIDE; DONALDSON; DERKSEN, 1979).

Tabela 4. Níveis plasmáticos de cortisol em peixes *O.mykiss* expostos a diferentes concentrações de lixiviado por tempos distintos.

Concentração de lixiviado (%)	Tempo de exposição (h)	Número de peixes (n)	Nível plasmático de cortisol (ng.mL ⁻¹)
0	1	5	3,23 ± 3,12
0,05	1	5	2,25 ± 2,15
0,5	1	5	8,45 ± 1,99
5,0	1	5	8,02 ± 2,99
0	4	5	0,52 ± 0,87
0,05	4	5	0,62 ± 1,16
0,5	4	5	2,70 ± 3,10
5,0	4	4	15,99 ± 3,25
0	8	5	1,71 ± 1,67
0,05	8	5	2,35 ± 1,10
0,5	8	5	0,90 ± 0,69
5,0	8	4	17,79 ± 9,01
0	24	5	2,62 ± 3,33
0,05	24	5	1,44 ± 1,30
0,5	24	5	3,33 ± 4,53
5,0	24	2	14,13 ± 2,98
0	48	5	0,04 ± 0,07
0,05	48	5	1,46 ± 3,09
0,5	48	5	3,33 ± 4,53
5,0	48	5	14,13 ± 2,98

Fonte: Adaptado de MCBRIDE; DONALDSON; DERKSEN (1979).

Atwater e colaboradores (1983) utilizaram a truta arco-íris (*O. mykiss*) e o salmão vermelho (*Oncorhynchus nerka*) e por meio de ensaios padronizados de 96 h e de oxigênio residual (BOR) avaliaram a toxicidade de lixiviado coletado de aterros e lisímetros (item 5.5) no Canadá. Os valores de CL_{50} foram expressos em porcentagem e variaram na faixa de 3,2 a 56% v/v, indicando toxicidade.

Cameron e Koch (1980) também utilizaram truta arco-íris em ensaios de 96 h. Os valores de CL_{50} calculados foi de 5,6% para o lixiviado bruto e de 64,3% para o lixiviado diluído. Dada a influência do pH na toxicidade das substâncias, o ajuste de pH nas amostras pré-ensaio pode gerar alterações nos resultados e por essa razão os autores recomendam que esse procedimento de ajuste seja evitado (CAMERON; KOCH, 1980). Quando o pH é inferior a 8,5, ou seja, quando o meio passa de alcalino a neutro ou ácido, verifica-se que NH_4^+ predomina, enquanto NH_3 prevalece em pH alcalino ($pH \geq 10$) (PEREIRA, 2005). Altas concentrações do íon amônio podem influenciar fortemente a dinâmica do oxigênio dissolvido do meio, uma vez que para oxidar 1 mg do íon amônio são necessários cerca de 4,3 mg de oxigênio (TRUSSEL, 1972). Já a amônia na forma não-ionizada (NH_3), e em concentração elevada pode prejudicar a transformação da energia dos alimentos em ATP, com isso inibindo o crescimento dos peixes e provocando a desaminação dos aminoácidos, o que, por sua vez, impede a formação de proteínas, elemento essencial no crescimento dos animais (Parker e Davis, 1981, apud CAVERO et al., 2004). Além disso, mudanças no pH afetam a biodisponibilidade dos metais. Os mesmos autores investigaram a relação entre a variação de precipitação por ano e a taxa de reciclagem do lixiviado (lixiviado coletado e devolvido para a coluna de resíduos) com a variação da toxicidade (CAMERON; KOCH, 1980). A precipitação (e por consequência diluição do lixiviado) foi um fator atenuante e a reciclagem do lixiviado se mostrou um método eficaz na diminuição da toxicidade para *O. mykiss* já que a reduziu cinco vezes mais rápido por unidade de precipitação equivalente do que a precipitação sozinha (CAMERON; KOCH, 1980). Ensaios com lixiviado de resíduos sólidos “natural” e sintético indicam que a toxicidade é reduzida com a idade do lixiviado e é significativamente reduzida após um período de 6 a 4 anos, apresentando, ainda assim, alta toxicidade (CL_{50} inicial = 0,35% v/v CL_{50} final = 28% v/v) (CAMERON; KOCH, 1980). Segundo os autores, não foi possível realizar uma associação satisfatória entre a toxicidade causada pelo lixiviado e os fatores que podem tê-la influenciado (CAMERON; KOCH,

1980).

Makaras e demais autores (2017) usaram formas jovens de *O. mykiss* para avaliar efeitos comportamentais em resposta a lixiviado. A definição dos parâmetros comportamentais que serão citados a seguir estão descritos no Quadro 6. O grupo controle foi observado por três horas para obtenção do padrão de comportamento em condições normais, através de *softwares*, e a velocidade média do nado foi o parâmetro mais informativo. A atividade locomotora dos peixes aumentou significativamente após 5 minutos de exposição, atingindo valores máximos após 10 minutos de exposição seguido por decréscimo da atividade. Os peixes expostos ao lixiviado estiveram mais responsivos que os expostos a outra solução. De acordo com Scott e Sloman (2004) os neurônios sensoriais olfatórios de peixes reagem rapidamente (cerca de minutos) com os poluentes presentes na água causando uma irritação quimiossensorial que provoca uma reação natural de evasão daquele local, o que explica o aumento na atividade locomotora. O lixiviado possui uma diversidade de metais (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn) que agem como irritantes sensoriais e substâncias encontradas nessa mistura podem estimular interações sinérgicas entre demais componentes resultando em aumento da atividade em peixes se comparado aos componentes isolados (SCOTT; SLOMAN, 2004; TIERNEY et al., 2010).

Outro estudo dos mesmos autores também investigou as mudanças no padrão locomotor de *O. mykiss*, expostas a lixiviado de um aterro na Lituânia, em estágio inicial de desenvolvimento com base em diferentes parâmetros, como velocidade média, máxima e angular do nado, duração do movimento, mobilidade corporal e nível de glicose no sangue (MAKARAS et al., 2019). Foram utilizadas as seguintes concentrações subletais de lixiviado em água: 0%, 0,0625%, 0,125%, 0,25%, e 0,5% v/v. A atividade locomotora de peixes expostos decaiu consideravelmente nas concentrações de 0,25 e 0,5%. Os demais efeitos comportamentais foram observados logo nos primeiros minutos de exposição, resultado consoante com estudos similares do próprio autor e de diferentes autores (MAKARAS et al., 2017, 2019; SCOTT; SLOMAN, 2004; TIERNEY et al., 2010). A velocidade angular foi o parâmetro mais sensível para determinar efeito tóxico e os níveis de glicose aparentaram não ter associação com a expressão de efeitos comportamentais (MAKARAS et al., 2019).

Quadro 6. Definição dos parâmetros comportamentais observados para *O. mykiss* expostos a lixiviado de um aterro na Lituânia, de acordo com estudo realizado por MAKARAS et al (2019).

PARÂMETROS COMPORTAMENTAIS	DEFINIÇÃO
Velocidade média (cm.s ⁻¹)	A distância média movida pelo ponto central do corpo do peixe por unidade de tempo
Velocidade máxima (cm.s ⁻¹)	A distância máxima movida pelo ponto central do corpo do peixe por unidade de tempo
Velocidade angular (grau.s ⁻¹)	Expressão quantitativa do ângulo de giro dos peixes por unidade de tempo (intervalos de amostra)
Duração do movimento (%)	Porcentagem de tempo durante o qual um ponto do corpo selecionado mudou sua localização
Mobilidade corporal (%)	Mudança percentual no contorno corporal dos peixes ao longo do tempo

Fonte: Adaptado de MAKARAS et al (2019).

Exemplo do caráter variável do lixiviado é o estudo de Rutherford e colaboradores (2000) que não observou efeitos tóxicos agudos para *O. mykiss* em seu estudo com múltiplos bioensaios (*D. magna*, *V. fischeri*, *C. dubia* e *R. subcapitata*) e amostras de lixiviado e do rio adjacente ao aterro. Ao contrário de Rutherford et al. (2000), Ernst et al. (1994) em seu estudo com o mesmo rio contaminado por lixiviado observou alta toxicidade para trutas arco-íris (ERNST et al., 1994).

Ernst e colaboradores (1994) utilizaram *O. mykiss* e outro peixe da família *Salmonidae* (*Salvelinus fontinalis*) para ensaios de 48h e 96h com lixiviado bruto e com amostras de um rio possivelmente contaminado. As amostras de lixiviado foram as mais tóxicas para ambos os peixes (24% v/v para *O. mykiss* e 42% v/v para *S. fontinalis*) em comparação com as amostras coletadas do rio, onde a CL₅₀ variou entre 75 e 100%. Assim como a maioria dos estudos descritos até então, os autores atribuem a toxicidade aos níveis de amônia não ionizada, metais e à faixa de pH que pode contribuir para a biodisponibilidade dos metais.

Em um rio no sul da Suécia (Vallkärrabäcken), suspeito de estar sendo contaminado por lixiviado, foi observada uma alta frequência no aparecimento de deformidades

esqueléticas em trutas-marrom nativas (*Salmo trutta*) (HANSON; LARSSON, 2009). Amostras do rio foram coletadas e trutas arco-íris (*O. mykiss*) expostas em ensaios padronizados para posterior quantificação de diversos biomarcadores como: fator de condição (FC), índice somático do fígado (ISF), etoxiresorufina-O-desetilase (EROD), concentração de metalotioneína (MT), fluorescência de comprimento de onda fixo de 2, 4 e 5 anéis de HPA, metabólitos em bile, glicose no sangue, hemoglobina (Hb), hematócrito (HT), concentração de íons (Ca^{2+} , Cl^- , K^+ , Na^+) e lactato no plasma sanguíneo, abundância relativa de leucócitos (linfócitos, granulócitos e trombócitos) e glóbulos vermelhos imaturos (HANSON; LARSSON, 2009). Organismos selvagens também foram coletados para comparação dos biomarcadores. Ensaios laboratoriais com truta arco-íris de cativeiro oferecem maior capacidade de controle e padronização de características como tamanho e idade dos organismos, controle da alimentação e parâmetros da água, maior disponibilidade de biomarcadores (21 em truta arco-íris contra 6 em truta-marrom), além de evitar a interferência de eventos como migração (HANSON; LARSSON, 2009). A atividade da etoxiresorufina-O-desetilase hepática (EROD) foi cinco a sete vezes maior para a truta arco-íris e a truta marrom, respectivamente, em áreas com suspeita de contaminação em comparação com os locais de referência ($p < 0,001$) (HANSON; LARSSON, 2009). As análises da bile na truta arco-íris mostraram que a concentração de metabólitos do HPAs era duas a três vezes maior ($p < 0,001$) nas áreas possivelmente contaminadas (HANSON; LARSSON, 2009). No entanto, devido ao seu tamanho menor e ao status de alimentação, apenas quantidades insuficientes de bile puderam ser recuperadas da truta marrom selvagem (HANSON; LARSSON, 2009). O estudo forneceu evidências de poluição em partes de Vallkarrabacken. Portanto, é possível que a alta frequência de danos esqueléticos previamente observada tenha sido causada por poluentes. Entretanto, o estudo não afirmou que tais poluentes foram provenientes do lixiviado e sim que a maior carga de poluição pode ser explicada pela alta intensidade do tráfego no rodoanel que passa ao sul do aterro. Considerando que os HPAs são potentes indutores de EROD, é provável que os HPAs estejam contribuindo para o aumento da atividade de EROD em comparação a grupos não-expostos (HANSON; LARSSON, 2009).

Fauziah, Emenik e Agamuthu (2013) utilizam ensaios padronizados com *Pangasius sutchi* e lixiviado bruto de dois aterros na Malásia: um encerrado (A) e um ativo (B). As amostras coletadas foram diluídas nas seguintes proporções: 3,13; 3,75; 4,38; 5,0 e 5,63% v/v e os ensaios tiveram duração de 96h. Posteriormente ao ensaio de CL_{50} , peixes expostos mortos foram escolhidos aleatoriamente e seus fígados retirados para uma avaliação

histopatológica (FAUZIAH; EMENIKE; AGAMUTHU, 2013). A coloração histopatológica dos tecidos hepáticos com hematoxilina e eosina mostrou que peixes expostos a ambos os lixiviados não apresentaram padrão de um tecido saudável já que a coloração apresentou palidez, o que indica ruptura dos hepatócitos (no tecido saudável os compartimentos celulares exercem atividades metabólicas de forma adequada, admitindo tons vivos de azul e rosa) (FAUZIAH; EMENIKE; AGAMUTHU, 2013). A análise físico-química revelou níveis de amônia 100 vezes superiores no aterro A (880 mg.L^{-1}) em comparação ao aterro B (0.085 mg.L^{-1}), provavelmente devido à degradação contínua de compostos nitrogenados de longa duração no fluxo de material descartado, considerando que o aterro A não recebe mais rejeitos (FAUZIAH; EMENIKE; AGAMUTHU, 2013). Já em relação aos metais Cr, Cu, Fe, Mn e Zn os níveis no aterro B (25,27; 3,59; 97,76; 540,6 e $827,7 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente) foram muito superiores à do aterro A (0,11; 0,8; 6,2; 0,12 e $4,2 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente) (FAUZIAH; EMENIKE; AGAMUTHU, 2013). O ensaio de CL_{50} teve resultado de 3,2% v/v para o aterro A e de 3,8% v/v para o aterro B. A mortalidade aumentou conforme aumento da concentração de lixiviado em água (FAUZIAH; EMENIKE; AGAMUTHU, 2013). Além da mortalidade, efeitos comportamentais foram observados mesmo em baixas concentrações. A mortalidade apresentada na amostra B pode ser atribuída à DBO (27.000 mg.L^{-1}) e DQO (51.200 mg.L^{-1}), já para a amostra A pode ser atribuída a presença de amônia considerando que o íon amônio (NH_4^+) não pode penetrar nas paredes celulares dos organismos, já a amônia não ionizada (NH_3) pode se difundir prontamente através do tecido, dada a existência de um gradiente de concentração (FAUZIAH; EMENIKE; AGAMUTHU, 2013).

Um estudo brasileiro de Gallão e colaboradores (2019) utilizou *Oreochromis niloticus* em ensaios de 96h para avaliar, através de biomarcadores bioquímicos, imunológicos e genotóxicos, efeitos do lixiviado tratado em diluições de 2, 4 e 6 mL.L^{-1} . As amostras foram coletadas de um aterro sanitário privado em Vitória – ES (Brasil). Análises físico-química iniciais realizadas *in situ* revelaram alta concentração de nitrogênio amoniacal (4155.1 mg.L^{-1}) e pH de 8,2. Peixes expostos não exibiram diferenças significativas nas atividades das enzimas AST, ALT e GST, o que pode significar que o lixiviado tratado não apresentou toxicidade ou que os xenobióticos presentes alteraram outra via metabólica que não envolva transaminases e GST. Uma outra teoria é a de que a exposição aguda não foi suficiente para gerar efeitos, o que não exclui a possibilidade de efeitos crônicos. Resultados dos ensaios genotóxicos (a fim de avaliar presença de micronúcleo, núcleo lobulado, núcleo segmentado ou em formato de rim), constataram anormalidades nucleares eritrocíticas nas concentrações

de 4 e 6 mL.L⁻¹ que podem estar relacionados aos compostos que permanecem no lixiviado após o tratamento, como sólidos totais e suspensos, coliformes (termotolerantes e totais), nitrogênio (amoniacoal, nitrato e nitrito) e metais. Células do sistema imunológico como linfócitos, neutrófilos, monócitos, trombócitos, eosinófilos e basófilos não exibiram diferenças significativas em peixes expostos a diferentes concentrações do lixiviado tratado. Sendo assim, é possível concluir que o lixiviado mesmo tratado ainda pode oferecer riscos a biota aquática, pois mesmo não gerando efeitos agudos, as concentrações subletais podem gerar efeitos a longo prazo, incluindo a genotoxicidade e a biomagnificação dos xenobióticos.

Ensaio com indivíduos adultos de *C. auratus*, o peixe-dourado, avaliaram a desregulação de hormônio tireoidiano em resposta a exposição crônica (21 dias) ao lixiviado de aterro sanitário na China, através de quantificação dos hormônios TSH, T₃ e T₄ (GONG et al., 2016). A única diluição utilizada foi de 0,5%. Os autores também investigaram os impactos do tratamento do lixiviado nas deiodinases hepáticas e gonadais [tipos I (D1), II (D2) e III (D3)] e expressões de mRNA do receptor gonadal da tireoide (TR α -1 e TR β) usando PCR (do inglês, *polymerase chain reaction*) (GONG et al., 2016). Nas amostras de lixiviado foram encontrados cinco diferentes químicos desreguladores da tireoide (QDT): bisfenol A, 4-toctilfenol, di-n-butil ftalato, di-n-octil ftalato e dietilhexil ftalato e suas concentrações médias foram 18,11; 2,76; 4,86; 0,21 e 9,16 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente (GONG et al., 2016). As concentrações de T₃ no plasma de peixes expostos a diluição de 0,5% de lixiviado em água foram superiores (1,5 ng.mL⁻¹) ao grupo controle (1 ng.mL⁻¹). Já os níveis de T₄ não apresentaram diferença significativa comparados ao controle. O nível basal de TSH no plasma do grupo controle foi $0,2 \pm 0,08$ ng.mL⁻¹. O grupo exposto, por sua vez, apresentou níveis mais elevados ($0,62 \pm 0,23$ ng.mL⁻¹). Níveis exacerbados de TSH plasmático indicam uma condição de hipotireoidismo, corroborada pelos níveis normais de T₄. As deiodinases catalisam a iniciação (D1, D2) e o término (D3) dos efeitos dos hormônios tireoidianos nos vertebrados. Após 21 dias de exposição, os níveis de mRNA D1 no fígado aumentaram significativamente para 2,83 vezes no lixiviado diluído a 0,5%, em relação ao controle e a transcrição do gene D2 hepático também foi positivamente regulada em 4,75 vezes (comparada ao controle). O mRNA D3, por sua vez, não apresentou diferença estatisticamente significativa do controle. Esses dados são consoantes com os achados do artigo de Ibor e colaboradores (2019), que atribui a toxicidade observada a presença, entre outros, dos ftalatos.

Assim como Gong e colaboradores (2016), Ibor e colaboradores (2020) também

observaram desregulação hormonal em peixes expostos ao lixiviado. Para tal, utilizaram *Clarias gariepinus* em ensaios de 3, 7 e 14 dias e as diluições de lixiviado em água foram de 1:10, 1:50, 1:100 além de um grupo controle exposto somente a água e um grupo controle positivo para 17 β -estradiol (100 $\mu\text{g.L}^{-1}$) (IBOR et al., 2020). Amostras de solo foram coletadas de um lixão em Calabar, Nigéria e o lixiviado foi preparado em laboratório (sintético) de acordo com as normas da *American Society for Testing and Materials* (ASTM-D 3987-35). Após a exposição, foram analisadas transcrições em células hepáticas para os genes que codificam vitelogenina (VTG), receptor de estrogênio alfa (ER- α) e aromatase (CYP19a1), e os níveis de testosterona (T) e 17 β -estradiol (E2) foram quantificados no plasma. A vitelogenina é uma glicolipofosfoproteína expressa pelas fêmeas de ovíparos em resposta ao hormônio endógeno 17 β -estradiol que por sua vez tem ação regulada pelo receptor nuclear ER- α e sua síntese ocorre através da aromatização dos androgênios (e.g. testosterona) em estrogênios (por exemplo 17 β -estradiol), uma reação catalisada pela enzima aromatase (PATERNI et al., 2014; SIMPSON et al., 2002). Os resultados apontaram um aumento na expressão dos genes supracitados em função da concentração e modificações nos níveis plasmáticos de T e E2 de forma oscilante entre os dias e concentrações. Na exposição de 3 dias os níveis de E2 apresentaram um padrão crescente (iniciando em 130 pg.mL^{-1} para diluição de 1:10) até a penúltima diluição (1:50) e decaíram significativamente na maior diluição (1:100). Em exposição de 7 dias o padrão de variação dos níveis de E2 foi decrescente iniciando em aproximadamente 87 pg.mL^{-1} na diluição 1:10 e em grupos expostos por 14 dias o padrão foi crescente iniciando em 40 pg.mL^{-1} na diluição 1:10. Substâncias perfluoroalquil (PFAS) e ftalatos (por exemplo o di (2-etilhexil) ftalato - DEHF) foram atribuídos como causa dos efeitos observados.

Fauziah e demais pesquisadores (2011), os mesmos que desenvolveram o estudo com *Pangasius sutchi*, utilizaram peixes *Oreochromis mossambicus* em um outro trabalho que avaliou os efeitos da exposição a lixiviado de diferentes aterros (FAUZIAH; EMENIKE; AGAMUTHU, 2013). Foram realizados ensaios de 96h comparando lixiviado de aterro encerrado (A) e de aterro ativo (B) na Malásia e a CL₅₀ foi estimada em 3,2% v/v e 3,8% v/v, respectivamente. Os metais encontrados em ambos os lixiviados incluem Zn (A:3,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$, B:1,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$), Fe (A:2,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$, B:1,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$), Al (A:0,25 $\mu\text{g.g}^{-1}$, B:0,43 $\mu\text{g.g}^{-1}$), Cr (A e B:0,24 $\mu\text{g.g}^{-1}$), Mn (A:0,20 $\mu\text{g.g}^{-1}$ B:0,17 $\mu\text{g.g}^{-1}$) e Cu (A:0,16 $\mu\text{g.g}^{-1}$, B:0,13 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Apesar das concentrações médias de metal geralmente encontradas em aterros serem relativamente baixas esse estudo aponta para o fato de que a bioacumulação pode ser gradual, mas se torna significativa com o tempo e por essa razão a presença de metais em corpos

hídricos é preocupante.

Um estudo brasileiro com tilápia (*Oreochromis sp*), peixe ciclídeo de água doce, mostrou através de diferentes biomarcadores a ocorrência de estresse oxidativo e genotoxicidade em resposta a exposição ao lixiviado (7 a 14 dias, diluições de 0,5 a 1%), além da presença de diversos compostos cancerígenos (pirenos, benzopirenos, hidroxipireno e naftaleno) nessa complexa mistura (MANNARINO et al., 2013b). A concentração de metalotioneínas no fígado foi usada como biomarcador de exposição a metais tóxicos. A atividade da enzima acetilcolinesterase em músculo, foi indicadora de efeitos neurotóxicos decorrentes da exposição a agentes inibidores (agrotóxicos organofosforados e carbamatos), e a concentração de metabólitos de HPA na bile (naftaleno, pireno, benzo(a)-pireno e 1-hidroxipireno), serviu como indicador de exposição à HPA. Para avaliar efeitos genotóxicos, foi realizada a contagem de micronúcleos e de outras anormalidades nucleares (MANNARINO et al., 2013b). A concentração de metalotioneínas não apresentou variação significativa entre os grupos expostos se comparados ao controle, indicando que o lixiviado não contribuiu com concentrações significativas de metais a ponto de aumentar a produção de metalotioneínas nos organismos expostos (MANNARINO et al., 2013b). A atividade da enzima acetilcolinesterase foi inibida em apenas um dos grupos expostos (sete dias – 0,5 a 1%), indicando possível presença de agentes inibidores tais como os agrotóxicos organofosforados e/ou carbamatos que podem estar associadas à variação na composição do lixiviado durante o período de exposição, induzida por algum descarte temporário desses poluentes no aterro (MANNARINO et al., 2013b). As frequências de micronúcleos e outras anormalidades nucleares eritrocitárias também apontam para maior incidência de danos genotóxicos em células dos organismos expostos do que nos controles e nos grupos expostos, as médias de frequência dessas anormalidades foram estatisticamente iguais (MANNARINO et al., 2013b). É possível afirmar que as concentrações médias de HPA na bile dos peixes controles foram menores do que nos peixes expostos (MANNARINO et al., 2013b). A origem dos HPA no lixiviado pode estar relacionada com a presença desses poluentes nos materiais descartados, com a queima de resíduos na área do aterro e/ou com a deposição ou arraste de HPA presentes na atmosfera (MANNARINO et al., 2013b).

Mannarino e colaboradores (2010) realizaram ensaios de 48 h com *Zebrafish* (organismos adultos) para avaliar as taxas de mortalidade em exposição ao lixiviado de um aterro em Niterói – RJ. A CL_{50} calculada para o lixiviado foi de aproximadamente 5% indicando alta toxicidade (MANNARINO et al., 2010). Foi investigada a relação da toxicidade com os níveis de nitrogênio amoniacal, cloreto e DQO porém, exceto para

nitrogênio amoniacal, os resultados indicaram associações fracas ($0,20 < R^2 < 0,39$) ou muito fracas ($0,00 < R^2 < 0,19$).

Fraser e colaboradores (1999) também utilizam o *Zebrafish*, mas em estado embrionário, para avaliar a toxicidade de complexos de cobre no lixiviado em um aterro na Nova Zelândia. As amostras foram coletadas e fracionadas e as concentrações das espécies de cobre e hidrogênio foram quantificadas através do fracionamento das amostras, a fim de identificar a toxicidade gerada por cada espécie de cobre além de seus complexos com outros elementos e substâncias (FRASER et al., 2000). O ensaio termina quando pelo menos 90% dos embriões estiverem mortos ou eclodido para o estágio larval. A toxicidade observada (medida pela taxa de eclosão e mortalidade) foi atribuída ao cobre livre e aos complexos orgânicos de cobre (FRASER et al., 2000). Em soluções com baixa concentração de Cu livre, foi detectada a presença de múltiplos ligantes. A taxa de eclosão foi menor em solução contendo complexos de Cu em relação às soluções que continham apenas cobre livre indicando que os complexos de Cu foram mais tóxicos que Cu livre (aproximadamente três vezes) (FRASER et al., 2000).

Ainda que algumas espécies de peixes sejam mais sensíveis que outras (ERNST et al., 1994), os peixes mostraram a maior resistência a xenobióticos (menor sensibilidade durante os estudos) em comparação aos demais organismos modelos aquáticos avaliados até então. Foi possível concluir que os fatores mais contribuintes para efeitos tóxicos nos peixes foram amônia, metais principalmente o cobre, desreguladores endócrinos, metabólitos de HPA e alterações nas concentrações de oxigênio presente na água.

5.7. BIOENSAIOS COM ANFÍBIOS

Apesar de pouco utilizado para ensaios com lixiviado, *X. laevis* é um organismo comum em ensaios ecotoxicológicos com diversas outras substâncias como fármacos, produtos de cuidado pessoal e metais (CHENG et al., 2011; LOU et al., 2013; QIN; XU, 2006; RICHARDS; COLE, 2006). É um excelente sistema de organismo para estudos de laboratório porque suas espécies são facilmente reproduzidas e mantidas (DAWID E SARGENT, 1988). Muito do uso inicial de *X. laevis* nas décadas de 1930 e 1940 foi para pesquisas fisiológicas, mas próximo aos anos 2000, a espécie se tornou um sistema modelo primário para biologia molecular.

Pablos e colaboradores (2011) utilizaram *Xenopus laevis* em seu estudo sobre a correlação entre a caracterização físico-química e caracterização ecotoxicológica do

lixiviado, através de análises de componente principal (ACP). O objetivo do estudo foi buscar uma forma de classificar a toxicidade dos lixiviados com base nas características físico-químicas. Foram coletadas 21 amostras de lixiviado de quatro aterros diferentes na Espanha e os organismos foram expostos a 5 diferentes diluições em ensaios de 96 h. O pH das amostras variou de 6,5 a 8,96 e juntamente aos valores de alcalinidade (exceto por duas amostras mais discrepantes, variou entre 250 e 9516 mg.L⁻¹) indicam que a idade mínima de funcionamento dos aterros era de 5 a 20 anos no momento da coleta. A CL₅₀ para as amostras variou entre 0,5 e 4,5% v/v de lixiviado em água, indicando alta toxicidade (PABLOS et al., 2011). Amostras com altos níveis de amônia, alcalinidade, DQO e cloreto devem, segundo os autores, ser classificadas diretamente como potencialmente tóxicas e gerenciadas de acordo, ou seja, tratadas antes da emissão (PABLOS et al., 2011). Falsos positivos (amostras não tóxicas, mas que foram classificadas como tóxicas com base em sua caracterização físico-química) representam um problema econômico para o manejo dos lixiviados, pois irão ser tratado como tóxico; no entanto os resultados desse trabalho destacam que a porcentagem dessas amostras são muito baixas (0% para ensaios com *X. laevis*) (PABLOS et al., 2011). Constatou-se os resultados dos bioensaios com *X. laevis* são compatíveis com a toxicidade esperada pela caracterização físico química ($R^2 = 0.86$), ou seja, é possível estabelecer um manejo inicial dos lixiviados com base nos níveis de amônia, alcalinidade, DQO e cloreto (PABLOS et al., 2011).

6. CONCLUSÃO

A alta toxicidade do lixiviado para a biota aquática exposta é evidenciada nos trabalhos selecionados, sendo observados nos bioensaios efeitos como estresse oxidativo, distúrbios na reprodução, perda de mobilidade, diminuição da luminescência, lesão tecidual, desregulação endócrina, inibição de crescimento, genotoxicidade, deformações anatômicas, alterações comportamentais e morte. Estudos com corpos hídricos próximos a lixões e aterros revelaram que há contaminação do compartimento ambiental em concentrações subletais, cujos efeitos podem ser mais bem visualizados na exposição crônica. Ainda de acordo com os resultados dos ensaios expositivos, algas e bactérias apresentaram maior sensibilidade dentre os demais organismos.

A caracterização físico-química dos lixiviados estudados evidenciou que, no geral, sua composição inclui agentes conhecidamente tóxicos como amônia e íon amônio, cloreto HPAs e seus metabólitos, desreguladores endócrinos de diversas classes e metais como As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb, Zn, complexos metálicos e matéria orgânica (tanto recalcitrante quanto biodegradável). A toxicidade apresentada pelos organismos foi relacionada a diversos fatores mas o mais comum a todos eles é o nitrogênio amoniacal. Para bactérias luminescentes as variações de pH foram particularmente mais nocivas que para ou outros organismos além de serem sensíveis a compostos inorgânicos como Al, Ni, Fe e Cu. Para as algas, há indícios de que Al e alcalinidade possuem forte influencia sobre a toxicidade. Em relação às plantas aquáticas a toxicidade apresentada foi associada a Zn, alcalinidade, condutividade e DQO. No caso dos moluscos fica evidente a necessidade de maiores estudos sobre os parâmetros e substâncias associadas aos efeitos tóxicos. Já para crustáceos, há associações entre toxicidade e a presença de matéria orgânica, cloreto, condutividade e metais. Para peixes, HPAs e metais (principalmente o Cu e seus complexos com matérias orgânica) foram os principais fatores que influenciaram na toxicidade. E o único estudo incluído que utilizou anfíbio associou a toxicidade gerada pelo lixiviado aos níveis de alcalinidade, DQO e cloreto.

A variação de todos os parâmetros supracitados está intimamente relacionada com a idade dos aterros em que foram coletados os lixiviados, já que cada faixa de idade possui uma faixa de variação esperada para cada um desses parâmetros. Sendo assim, compreende-se que o lixiviado de aterros mais novos (0 a 5 anos) são mais tóxicos que o lixiviado de aterros mais antigos (>20 anos) mas também que os tratamentos utilizados nos aterros são eficazes em reduzir a toxicidade, principalmente se forem aplicadas mais de uma técnica

(lagoas de estabilização, pântanos artificiais, aeração, entre outros).

Ainda que a caracterização físico-química e os ensaios ecotoxicológicos ofereçam uma categorização satisfatória da toxicidade dos lixiviados, as características do lixiviado variam entre países, época e idade do aterro/lixão. Além disso, 14 artigos disponíveis nos bancos de dados sobre o tema deste trabalho é um número relativamente baixo perto dos trabalhos disponíveis em revisões sobre outros assuntos relativos à saúde pública e do meio ambiente, fazendo-se evidente a necessidade de maior e mais frequente investigação sobre a relação entre toxicidade e os componentes do lixiviado.

A análise dos artigos selecionados também mostra que há uma lacuna, na maioria dos países, no que diz respeito a diretrizes que garantam a qualidade dos efluentes de aterro lançados no ambiente e, por consequência, a saúde dos organismos expostos a nível agudo e crônico. Por essa razão, é reforçada a importância de estudos que indiquem os limites seguros de cada contaminante, conhecendo os riscos das concentrações subletais dos compostos e antecipando eventos como a formação de complexos e interação com substâncias presentes no ambiente.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT, NBR 8419/1992. NBR 8419: Informação e documentação: Referências. Rio de Janeiro, p. 24. 1992.
- ALMEIDA, T. I. R. et al. Biogeochemical processes and the diversity of Nhecolândia lakes, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 83, n. 2, p. 391–407, jun. 2011.
- AL-YAQOUT, A. F.; HAMODA, M. F. Evaluation of landfill leachate in arid climate—a case study. **Environment International**, v. 29, n. 5, p. 593–600, ago. 2003.
- AMORIM, L. C. A. Os biomarcadores e sua aplicação na avaliação da exposição aos agentes químicos ambientais. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 6, n. 2, p. 158–170, jun. 2003.
- ANDERSON, B. G. The Toxicity Thresholds of Various Substances Found in Industrial Wastes as Determined by the Use of *Daphnia magna*. **Sewage Works Journal**, v. 16, n. 6, p. 1156–1165, 1944.
- ARMILIATO, N. **TOXICIDADE CELULAR E BIOQUÍMICA DO GLIFOSATO SOBRE OS OVÁRIOS DO PEIXE *Danio rerio***. Brasil: Universidade Federal de Santa Catarina, 2014.
- ARUOJA, V. et al. Toxicity of 58 substituted anilines and phenols to algae *Pseudokirchneriella subcapitata* and bacteria *Vibrio fischeri*: Comparison with published data and QSARs. **Chemosphere**, v. 84, n. 10, p. 1310–1320, set. 2011.
- ATWATER, J. Experiments using *Daphnia* to measure landfill leachate toxicity. **Water Research**, v. 17, n. 12, p. 1855–1861, 1983.
- AUGUSTO, M. R. **Estratégias de microaeração para desamonificação de lixiviados de aterros sanitários em reator único**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2020.
- AUTHMAN, M. M. Use of Fish as Bio-indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. **Journal of Aquaculture Research & Development**, v. 06, n. 04, 2015.
- BANKSTON, C. R.; BAER, K. N. Effects of Industrial and Domestic Wastewaters on Selected Biological Indicators in Aquatic Organisms. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 75, n. 1, p. 73–80, jul. 2005.
- BAO, S. et al. Adverse effects in *Daphnia magna* exposed to e-waste leachate: Assessment based on life trait changes and responses of detoxification-related genes. **Environmental Research**, v. 188, p. 109821, set. 2020.
- BARBOSA, K. B. F. et al. Estresse oxidativo : conceito , implicações e fatores modulatórios. **Revista Nutrição**, v. 23, n. 4, p. 629–643, 2010.
- BAUN, A. et al. Toxicity of Organic Chemical Pollution in Groundwater Downgradient of a Landfill (Grindsted, Denmark). **Environmental Science & Technology**, v. 34, n. 9, p. 1647–1652, maio 2000.
- BELZ, C. E. et al. First record of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*

(Bivalvia, Mytilidae) in Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 60, p. e20206007, 31 jan. 2020.

BENDER, K. J. S. Avaliação do potencial neuroprotetor de fármacos antipsicóticos em alterações bioquímicas, moleculares e comportamentais induzidas por antagonista de receptor NMDA (MK-801) em peixe zebra (*Danio rerio*). Brasil: Faculdade de Biociências da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 2011.

BERGLIND, R.; LEFFLER, P.; SJÖSTRÖM, M. Interactions Between pH, Potassium, Calcium, Bromide, and Phenol and Their Effects on the Bioluminescence of *Vibrio fischeri*. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, v. 73, n. 16, p. 1102–1112, 24 jun. 2010.

BLAISE, C. Microbiotests in aquatic ecotoxicology: Characteristics, utility, and prospects. **Environmental Toxicology & Water Quality**, v. 6, n. 2, p. 145–155, maio 1991.

BLOOR, M. C.; BANKS, C. J. Acute and sub-lethal toxicity of landfill leachate towards two aquatic macro-invertebrates: Demonstrating the remediation potential of air stripping. **Environment International**, v. 31, n. 8, p. 1114–1122, out. 2005.

BLOOR, M. C.; BANKS, C. J.; KRIVTSOV, V. Acute and sublethal toxicity tests to monitor the impact of leachate on an aquatic environment. **Environment International**, v. 31, n. 2, p. 269–273, fev. 2005.

BOCCHIGLIERI, M. M. **O Lixiviado dos Aterros Sanitários em Estações de Tratamento dos Sistemas Públicos de Esgotos**. Tese (Doutorado em Saúde Ambiental) Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo, p.255, 2010.

BOLDROCCHI, G. et al. Bioaccumulation and biomagnification in elasmobranchs: A concurrent assessment of trophic transfer of trace elements in 12 species from the Indian Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 172, p. 112853, nov. 2021.

BRASIL. Lei 12.305. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. 2010.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. 2011.

_____. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos**. Brasília: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, 2018

_____. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos**. Brasília: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, 2019

_____. Resolução CONAMA nº 430. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho

Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2011

BREITHOLTZ, M.; WOLLENBERGER, L. Effects of three PBDEs on development, reproduction and population growth rate of the harpacticoid copepod *Nitocra spinipes*. **Aquatic Toxicology**, v. 64, n. 1, p. 85–96, jun. 2003.

BRENNAN, R. B. et al. Management of landfill leachate : The legacy of European Union Directives. **Waste Management**, v. 55, p. 355–363, 2016.

CAMERON, R. D.; KOCH, F. A. Toxicity of landfill leachates. v. 52, n. 4, p. 760–769, abr. 1980.

CAMPOS, J. C. et al. Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 48, n. 9, p. 1105–1113, 15 jul. 2013.

CARVALHO, D. F. et al. Instalação, calibração e funcionamento de um lisímetro de pesagem. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 2, p. 363–372, ago. 2007.

CARVALHO, M. M. et al. Estudo da toxicidade de metais (zinco e cádmio) sobre *Ceriodaphnia dubia*, por multivias de exposição e recuperação biológica de descendentes. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 961–968, out. 2017.

CASTILLO MORALES, G. et al. **Ensayos toxicológicos y metodos de evaluacion de calidad de aguas: estandarizacion, intercalibracion, resultados y aplicaciones**. Ottawa: Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo, 2004.

CHEN, M.; OGUNSEITAN, O. A. Zero E-waste: Regulatory impediments and blockchain imperatives. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 15, n. 6, p. 114, dez. 2021.

CHEN, X.; O'HALLORAN, J.; JANSEN, M. A. K. The toxicity of zinc oxide nanoparticles to *Lemna minor* (L.) is predominantly caused by dissolved Zn. **Aquatic Toxicology**, v. 174, p. 46–53, maio 2016.

CHENG, Y. et al. Thyroid disruption effects of environmental level perfluorooctane sulfonates (PFOS) in *Xenopus laevis*. **Ecotoxicology**, v. 20, n. 8, p. 2069–2078, nov. 2011.

CHRISTENSEN, E. R.; NYHOLM, NIELS. Ecotoxicological assays with algae: Weibull dose-response curves. **Environmental Science & Technology**, v. 18, n. 9, p. 713–718, set. 1984.

CIARLINI, L. D. R. P.; CIARLINI, P. C.; FEITOSA, F. L. F. Quimiluminescência: princípio e aplicações. **Revista de Educação Continuada em Medicina Veterinária e Zootecnia do CRMV-SP**, v. 5, n. 2, p. 181–187, 1 jul. 2002.

CLÉMENT, B.; JANSSEN, C. R.; LE DÛ-DELEPIERRE, A. Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates. **Chemosphere**, v. 35, n. 11, p. 2783–2796, dez. 1997.

COGGINS, C. Waste prevention — an issue of shared responsibility for UK producers and

consumers: policy options and measurement. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 32, n. 3–4, p. 181–190, jul. 2001.

COSTA, C. R. et al. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820–1830, 2008.

DAHM, R.; GEISLER, R. Learning from Small Fry: The Zebrafish as a Genetic Model Organism for Aquaculture Fish Species. **Marine Biotechnology**, v. 8, n. 4, p. 329–345, ago. 2006.

DEVARE, M.; BAHADIR, M. Biological monitoring of landfill leachate using plants and luminescent bacteria. **Chemosphere**, v. 28, n. 2, p. 261–271, jan. 1994.

EL-FADEL, M. et al. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, v. 22, n. 3, p. 269–282, jun. 2002.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. Modeling Leachate Generation and Transport in Solid Waste Landfills. **Environmental Technology**, v. 18, n. 7, p. 669–686, jul. 1997.

ELK, A. G. H. P. VAN. **Mecanismo de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos: redução de emissões na disposição final**. [s.l: s.n.].

ERNST, W. R. et al. Characterization of the Chemical Constituents and Toxicity to Aquatic Organisms of a Municipal Landfill Leachate. **Water Quality Research Journal**, v. 29, n. 1, p. 89–102, 1 fev. 1994.

EVARISTE, L. et al. Ecotoxicological assessment of commercial boron nitride nanotubes toward *Xenopus laevis* tadpoles and host-associated gut microbiota. **Nanotoxicology**, v. 15, n. 1, p. 35–51, 2 jan. 2021.

FAGUNDES, D. J.; TAHA, M. O. Modelo animal de doença: critérios de escolha e espécies de animais de uso corrente. **Acta Cirurgica Brasileira**, v. 19, n. 1, p. 59–65, jan. 2004.

FAUZIAH, S. H.; EMENIKE, C. U.; AGAMUTHU, P. Leachate risk and identification of accumulated heavy metals in *Pangasius sutchi*. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 31, n. 10_suppl, p. 75–80, out. 2013.

FERNANDES, A. et al. Ecotoxicological evaluation of electrochemical oxidation for the treatment of sanitary landfill leachates. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 1, p. 24–33, jan. 2019.

FERREIRA, A. G. **Estudos dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos - SP por meio da caracterização físico-química**. São Carlos: EESC-USP, 2010.

FRASER, J. K. et al. Formation of copper complexes in landfill leachate and their toxicity to zebrafish embryos. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 19, n. 5, p. 1397–1402, maio 2000.

GARCÍA, M. G. B.; URIZA, E. A. C. The ecological importance of algae in rivers. **Hidrobiológica**, v. 26, n. 1, p. 1–8, 15 abr. 2016.

GEBARA, R. C. et al. Zinc and aluminum mixtures have synergic effects to the algae *Raphidocelis subcapitata* at environmental concentrations. **Chemosphere**, v. 242, p. 125231, mar. 2020.

GHOSH, P.; THAKUR, I. S.; KAUSHIK, A. Bioassays for toxicological risk assessment of landfill leachate: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 141, n. January, p. 259–270, 2017a.

GHOSH, P.; THAKUR, I. S.; KAUSHIK, A. Bioassays for toxicological risk assessment of landfill leachate: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 141, p. 259–270, jul. 2017b.

GODECKE, M. V. O Consumismo e a geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil. n. 8, p. 1700–1712, 2012.

GOMES, N. A. et al. Influência de parâmetros físico-químicos na composição de constituintes tóxicos em lixiviado de aterro sanitário. **Matéria (Rio de Janeiro)**, v. 23, n. 3, 18 out. 2018.

GOMES, T. B. et al. Sublethal psychotropic pharmaceutical effects on the model organism *Danio rerio*: Oxidative stress and metal dishomeostasis. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 171, p. 781–789, abr. 2019.

GONG, Y. et al. Thyroid disruption in male goldfish (*Carassius auratus*) exposed to leachate from a municipal waste treatment plant: Assessment combining chemical analysis and in vivo bioassay. **Science of The Total Environment**, v. 554–555, p. 64–72, jun. 2016.

GOUVEIA, N.; PRADO, R. R. DO. Riscos à saúde em áreas próximas a aterros de resíduos sólidos urbanos. **Revista de Saúde Pública**, v. 44, n. 5, p. 859–866, out. 2010.

HANSON, N.; LARSSON, Å. Biomarker analyses in caged and wild fish suggest exposure to pollutants in an urban area with a landfill. **Environmental Toxicology**, v. 26, n. 3, p. 315–324, out. 2009.

HARLEY, K. G. et al. PBDE Concentrations in Women's Serum and Fecundability. **Environmental Health Perspectives**, v. 118, n. 5, p. 699–704, maio 2010.

HAUSER-DAVIS, R. A. et al. A novel report of metallothioneins in fish bile: SDS-PAGE analysis, spectrophotometry quantification and metal speciation characterization by liquid chromatography coupled to ICP-MS. **Aquatic Toxicology**, v. 116–117, p. 54–60, jul. 2012.

HISSA-TEIXEIRA, K. Uma análise da estrutura espacial dos indicadores socioeconômicos do nordeste brasileiro (2000-2010). **EURE (Santiago)**, v. 44, n. 131, p. 101–124, jan. 2018.

HORKÝ, P. et al. Methamphetamine pollution elicits addiction in wild fish. **Journal of Experimental Biology**, v. 224, n. 13, p. jeb242145, 1 jul. 2021.

HUTCHINSON, T. H. et al. A strategy to reduce the numbers of fish used in acute ecotoxicity testing of pharmaceuticals. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 22, n. 12, p. 3031, 2003.

IBOR, O. R. et al. Contaminant levels and endocrine disruptive effects in *Clarias gariepinus*

exposed to simulated leachate from a solid waste dumpsite in Calabar, Nigeria. **Aquatic Toxicology**, v. 219, p. 105375, fev. 2020.

IGANSI, G. N. **Efeito da exposição ao cádmio sobre dano oxidativo, morte celular e comportamento de zebrafish**. Brasil: Faculdade de Biociências da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 2012.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. INEA NOP-INEA-008. Critérios e padrões para controle da ecotoxicidade aguda em efluentes líquidos. Rio de Janeiro, 2018.

JÓŹWIAK, M. A. et al. Zooremediation of leachates from municipal waste using *Eisenia fetida* (SAV.). **Environmental Pollution**, v. 254, p. 112871, nov. 2019.

KAHRU, A.; DUBOURGUIER, H.-C. From ecotoxicology to nanoecotoxicology. **Toxicology**, v. 269, n. 2–3, p. 105–119, 10 mar. 2010.

KANEKO, H. Evaluation of municipal waste incinerator fly ash toxicity and the role of cadmium by two aquatic toxicity tests. **Waste Management**, v. 16, n. 5–6, p. 555–559, jan. 1996.

KJELDTSEN, P. et al. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate : A Review Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate : A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297–336, 2010.

KLAASSEN, C. D. (ED.). **Casarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons**. Ninth edition ed. New York: McGraw-Hill Education, 2019.

KLAUCK, C. R. et al. Toxicity elimination of landfill leachate by hybrid processing of advanced oxidation process and adsorption. **Environmental Technology & Innovation**, v. 8, p. 246–255, nov. 2017.

KLIMEK, B. et al. Toxicity of Ammonia Nitrogen to Ciliated Protozoa *Stentor coeruleus* and *Coleps hirtus* Isolated from Activated Sludge of Wastewater Treatment Plants. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 89, n. 5, p. 975–977, nov. 2012.

LAUERMANN, A. Caracterização química dos efluentes gerados pelo aterro controlado de santa maria e retenção de chumbo e zinco por um argissolo da depressão central do rio grande do sul. [s.l.] Universidade Federal de Santa Maria, 2007.

LEEuwEN, C. J. VAN; HERMENS, J. L. M. (EDS.). **Risk assessment of chemicals: an introduction**. Dordrecht ; Boston: Kluwer Academic Publishers, 1995.

LI, J. et al. Chemosphere A novel forward osmosis system in land fi ll leachate treatment for removing polycyclic aromatic hydrocarbons and for direct fertigation. **Chemosphere**, v. 168, p. 112–121, 2017.

LI, Q. et al. Zebrafish: A Model System to Study Heritable Skin Diseases. **Journal of Investigative Dermatology**, v. 131, n. 3, p. 565–571, mar. 2011.

LOPEZ, A. et al. Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. **Chemosphere**, v. 54, n. 7, p. 1005–1010, fev. 2004.

LOU, Q.-Q. et al. Effects of perfluorooctanesulfonate and perfluorobutanesulfonate on the growth and sexual development of *Xenopus laevis*. **Ecotoxicology**, v. 22, n. 7, p. 1133–1144, set. 2013.

LOUIS, G. E. A Historical Context of Municipal Solid Waste Management in the United States. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 22, n. 4, p. 306–322, ago. 2004.

LU, M.-C. et al. Occurrence and treatment efficiency of pharmaceuticals in landfill leachates. **Waste Management**, v. 55, p. 257–264, set. 2016.

LYU, K. et al. Combined effects of hypoxia and ammonia to *Daphnia similis* estimated with life-history traits. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 8, p. 5379–5387, ago. 2013.

MAKARAS, T. et al. Rapid Detection of Sublethal Toxicity Using Locomotor Activity of Rainbow Trout Juveniles. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 100, n. 2, p. 221–227, dez. 2017.

MAKARAS, T. et al. Juvenile fish responses to sublethal leachate concentrations: comparison of sensitivity of different behavioral endpoints. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 5, p. 4876–4890, dez. 2019.

MANNARINO, C. F. “Avaliação do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos e Esgoto Doméstico Utilizando Indicadores Físico-Químicos e Biológicos”. [s.l: s.n.].

MANNARINO, C. F. et al. Assessment of Combined Treatment of Landfill Urban Solid Waste Leachate and Sewage Using *Danio rerio* and *Daphnia similis*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 85, n. 3, p. 274–278, set. 2010.

MANNARINO, C. F. et al. Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 18, n. 11, p. 3235–3243, nov. 2013a.

MANNARINO, C. F. et al. Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 18, n. 11, p. 3235–3243, nov. 2013b.

MCBRIDE, J. R.; DONALDSON, E. M.; DERKSEN, G. Toxicity of landfill leachates to underyearling rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 23, n. 1, p. 806–813, dez. 1979.

MEIDIANA, C.; GAMSE, T. The new Waste Law: Challenging opportunity for future landfill operation in Indonesia. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 29, n. 1, p. 20–29, jan. 2011.

MENDES, K. D. S.; SILVEIRA, R. C. DE C. P.; GALVÃO, C. M. Revisão integrativa: método de pesquisa para a incorporação de evidências na saúde e na enfermagem. **Texto & Contexto - Enfermagem**, v. 17, n. 4, p. 758–764, dez. 2008.

MENDONÇA, D. D. S. M.; ZANG, W. A. DA F.; ZANG, J. W. Efeitos e danos ambientais

da disposição de resíduos sólidos na área do lixão e aterro controlado no município de Inhumas-GO /Effects and environmental harms of the municipal solid residues disposal in the area of the waste dump (...). **Caderno de Geografia**, v. 27, n. 50, p. 486, 3 ago. 2017.

MILIŪTE, J.; KAZIMIERAS STANIŠKIS, J. Application of life-cycle assessment in optimisation of municipal waste management systems: the case of Lithuania. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 28, n. 4, p. 298–308, abr. 2010.

MOREIRA, C. A.; BRAGA, A. C. DE O.; FRIES, M. Degradação de resíduos e alterações na resistividade elétrica, pH e Eh. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 27, n. 2, p. 283–293, jun. 2009.

MOREL, J.-L.; BITTON, G.; KOOPMAN, B. Use of Microtox for assessing copper complexation with organic compounds. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 17, n. 4, p. 493–496, jul. 1988.

NEMTSEVA, E. V.; KUDRYASHEVA, N. S. The mechanism of electronic excitation in the bacterial bioluminescent reaction. **Russian Chemical Reviews**, v. 76, n. 1, p. 91–100, 31 jan. 2007.

NIMMO, D. W. R. et al. Non-availability of metals from an urban landfill in Virginia. **Chemical Speciation & Bioavailability**, v. 7, n. 2, p. 65–72, jan. 1995.

OLIVEIRA, L. F.; SANTOS, C.; MARTINEZ, C. B. DOS R. Biomarkers in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* confined downstream a domestic landfill leachate discharge. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 14, p. 13931–13942, jul. 2016.

OLIVEIRA, L. F.; SILVA, S. M. C. P.; MARTINEZ, C. B. R. Assessment of domestic landfill leachate toxicity to the Asian clam *Corbicula fluminea* via biomarkers. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 103, p. 17–23, maio 2014.

PABLOS, M. V. et al. Correlation between physicochemical and ecotoxicological approaches to estimate landfill leachates toxicity. **Waste Management**, v. 31, n. 8, p. 1841–1847, ago. 2011.

PASSANTINO, A.; ELWOOD, R. W.; COLUCCIO, P. Why Protect Decapod Crustaceans Used as Models in Biomedical Research and in Ecotoxicology? Ethical and Legislative Considerations. **Animals**, v. 11, n. 1, p. 73, 3 jan. 2021.

PATERNI, I. et al. Estrogen receptors alpha (ER α) and beta (ER β): Subtype-selective ligands and clinical potential. **Steroids**, v. 90, p. 13–29, nov. 2014.

PLOTKIN, S.; RAM, N. M. Multiple bioassays to assess the toxicity of a sanitary landfill leachate. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 13, n. 2, p. 197–206, mar. 1984.

POTT, V. J.; CERVI, A. C. A família Lemnaceae Gray no Pantanal (Mato Grosso e Mato Grosso do Sul), Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n. 2, ago. 1999.

PRZYDATEK, G. The analysis of the possibility of using biological tests for assessment of toxicity of leachate from an active municipal landfill. **Environmental Toxicology and**

Pharmacology, v. 67, p. 94–101, abr. 2019.

QIN, Z.; XU, X. Application of *Xenopus laevis* in ecotoxicology (I) —Introduction and quality control of laboratory animal. **Chinese Science Bulletin**, v. 51, n. 11, p. 1273–1280, jun. 2006.

RAND, G. M. **Fundamentals Of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate And Risk Assessment**. [s.l: s.n.].

RAUTELA, R. et al. E-waste management and its effects on the environment and human health. 2021.

RECHE, M. H. L. R.; PITTOL, M.; FIUZA, L. M. BACTÉRIAS E BIOINDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUAS DE ECOSISTEMAS ORIZÍCOLAS DA REGIÃO SUL DO BRASIL. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 02, p. 452–463, 30 jun. 2010.

RESTREPO, J. J. B. et al. Correlation between acute toxicity for *Daphnia magna*, *Aliivibrio fischeri* and physicochemical variables of the leachate produced in landfill simulator reactors. **Environmental Technology**, v. 38, n. 22, p. 2898–2906, 17 nov. 2017.

RIBÉ, V. et al. Ecotoxicological assessment and evaluation of a pine bark biosorbent treatment of five landfill leachates. **Waste Management**, v. 32, n. 10, p. 1886–1894, out. 2012.

RICHARDS, S. M.; COLE, S. E. A toxicity and hazard assessment of fourteen pharmaceuticals to *Xenopus laevis* larvae. **Ecotoxicology**, v. 15, n. 8, p. 647–656, 15 nov. 2006.

RIGOBELLO, E. S. et al. Eficiência do tratamento de água em ciclo completo na remoção do Diclofenaco Sódico. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 3, p. 13881–13892, 2020.

RODRIGUES, R. E. D. A. V. et al. BIODISPONIBILIDADE DE METAIS-TRAÇO EM SEDIMENTOS: UMA REVISÃO. 2014.

ROSA, A. H. et al. Especificação termodinâmica de metais traço com substâncias húmicas: o modelo Nica-Donnan. **Química Nova**, 15 ago. 2017.

RUANGSOMBOON, S.; WONGRAT, L. Bioaccumulation of cadmium in an experimental aquatic food chain involving phytoplankton (*Chlorella vulgaris*), zooplankton (*Moina macrocopa*), and the predatory catfish *Clarias macrocephalus* × *C. gariepinus*. **Aquatic Toxicology**, v. 78, n. 1, p. 15–20, jun. 2006.

RUSSELL, J. B.; BROTTTO, M. E.; GUEKEZIAN, M. **Química geral**. São Paulo: Makron Books, 2004.

RUTHERFORD, L. A. et al. Aquatic Toxicity and Environmental Impact of Leachate Discharges from a Municipal Landfill. **Water Quality Research Journal**, v. 35, n. 1, p. 39–58, 1 fev. 2000.

SACKEY, L. N. A.; KOČÍ, V.; VAN GESTEL, C. A. M. Ecotoxicological effects on *Lemna minor* and *Daphnia magna* of leachates from differently aged landfills of Ghana. **Science of**

The Total Environment, v. 698, p. 134295, jan. 2020.

SANTOS, E. S. et al. **Cultivo de Tilápia do Nilo em Esgoto Doméstico**. Brasil: Universidade Federal do Ceará, jun. 2008.

SCOTT, G. R.; SLOMAN, K. A. The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. **Aquatic Toxicology**, v. 68, n. 4, p. 369–392, jul. 2004.

SHABIIMAM, M. A.; ANIL, K. D. Treatment of Municipal Landfill Leachate by Oxidants. **American Journal of Environmental Engineering**, v. 2, n. 2, p. 1–5, 9 abr. 2012.

SILVA, R. F. et al. Identification and Quantification of Emerging Contaminants in Sewage Treatment Plants. **Revista Virtual de Química**, v. 8, 2016.

SILVA, W. M.; PERBICHE-NEVES, G. Trends in freshwater microcrustaceans studies in Brazil between 1990 and 2014. **Brazilian Journal of Biology**, v. 77, n. 3, p. 527–534, 1 dez. 2016.

SIMPSON, E. R. et al. Aromatase - A Brief Overview. **Annual Review of Physiology**, v. 64, n. 1, p. 93–127, mar. 2002.

SISINNO, C.; OLIVEIRA-FILHO, E. **Princípios de Toxicologia Ambiental**. [s.l.: s.n.].

SLACK, R. J. et al. Household hazardous waste disposal to landfill: Using LandSim to model leachate migration. **Environmental Pollution**, v. 146, n. 2, p. 501–509, mar. 2007.

SNEDDON, L. U. et al. Defining and assessing animal pain. **Animal Behaviour**, v. 97, p. 201–212, nov. 2014.

SUI, Q. et al. Pharmaceuticals and personal care products in the leachates from a typical landfill reservoir of municipal solid waste in Shanghai, China: Occurrence and removal by a full-scale membrane bioreactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 323, p. 99–108, fev. 2017.

SVENSSON, B.-M. et al. *Artemia salina* as test organism for assessment of acute toxicity of leachate water from landfills. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 102, n. 1–3, p. 309–321, mar. 2005.

TIERNEY, K. B. et al. Olfactory toxicity in fishes. **Aquatic Toxicology**, v. 96, n. 1, p. 2–26, 21 jan. 2010.

TORRETTA, V. et al. Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: A Review. **Sustainability**, v. 9, n. 1, p. 9, 23 dez. 2016.

TOUFEXI, E. et al. Environmental and human risk assessment of landfill leachate: An integrated approach with the use of cytotoxic and genotoxic stress indices in mussel and human cells. **Journal of Hazardous Materials**, v. 260, p. 593–601, set. 2013.

TSARPALI, V.; DAILIANIS, S. Investigation of landfill leachate toxic potency: An integrated approach with the use of stress indices in tissues of mussels. **Aquatic Toxicology**, v. 124–125, p. 58–65, nov. 2012.

VANHAECKE, P. et al. Proposal for a short-term toxicity test with *Artemia nauplii*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 5, n. 3, p. 382–387, set. 1981.

VIDOTTI, E. C.; ROLLEMBERG, M. DO C. E. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. **Química Nova**, v. 27, n. 1, p. 139–145, fev. 2004.

VILELA, D. N. et al. **PLANO EMERGENCIAL DE REMEDIAÇÃO DO VAZADOURO DE MARICÁ-RJ, APÓS 12 ANOS DE OPERAÇÃO INADEQUADA E CRISE DE QUARENTA E CINCO DIAS SEM RECOLHIMENTO DOMICILIAR**. 2010.

VOUTSAS, E.; MAGOULAS, K.; TASSIOS, D. Prediction of the bioaccumulation of persistent organic pollutants in aquatic food webs. **Chemosphere**, v. 48, n. 7, p. 645–651, ago. 2002.

WAGNER, T. P. Shared responsibility for managing electronic waste: A case study of Maine, USA. **Waste Management**, v. 29, n. 12, p. 3014–3021, dez. 2009.

WARD, M. L. et al. Determining toxicity of leachates from Florida municipal solid waste landfills using a battery-of-tests approach. **Environmental Toxicology**, v. 17, n. 3, p. 258–266, 2002.

WILK, B. K. et al. Landfill leachates and wastewater of maritime origin as possible sources of endocrine disruptors in municipal wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 25, p. 25690–25701, set. 2019.

WITTBRODT, J.; SHIMA, A.; SCHARTL, M. Medaka — a model organism from the far east. **Nature Reviews Genetics**, v. 3, n. 1, p. 53–64, jan. 2002.

WOLF-GLADROW, D. A. et al. Total alkalinity: The explicit conservative expression and its application to biogeochemical processes. **Marine Chemistry**, v. 106, n. 1–2, p. 287–300, jul. 2007.

WOLSKA, L.; KUCZYŃSKA, A.; NAMIEŚNIK, J. Quality of groundwater contaminated by leachates from seven Polish landfills – chemical and ecotoxicological classifications. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v. 88, n. 3, p. 501–513, jul. 2006.

WU, D. et al. Identification of indicator PPCPs in landfill leachates and livestock wastewaters using multi-residue analysis of 70 PPCPs: Analytical method development and application in Yangtze River Delta, China. **Science of The Total Environment**, v. 753, p. 141653, jan. 2021.

XIE, F. et al. ASSESSMENT OF THE TOXICITY OF MIXTURES OF COPPER, 9,10-PHENANTHRENEQUINONE, AND PHENANTHRENE TO DAPHNIA MAGNA: EVIDENCE FOR A REACTIVE OXYGEN MECHANISM. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 25, n. 2, p. 613, 2006.

ŽALTAUSKAITĖ, J.; VAITONYTE, I. Toxicological assessment of closed municipal solid-waste landfill impact to the environment. **Environmental Research, Engineering and Management**, v. 72, n. 4, p. 8–16, 16 mar. 2017.

ZHOU, Q. et al. Ammonia stress on nitrogen metabolism in tolerant aquatic plant—*Myriophyllum aquaticum*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 143, p. 102–110, set. 2017.

ZIMMO, O. R.; AL SA'ED, R.; GIJZEN, H. Comparison between algae-based and duckweed-based wastewater treatment: differences in environmental conditions and nitrogen transformations. **Water Science and Technology**, v. 42, n. 10–11, p. 215–222, 1 nov. 2000.