



Determinação de microplásticos no ar e no lixiviado de um aterro sanitário *Determination of microplastics in air and leachate from a landfill*

Mariana Mendes Costa Oliveira¹, Laila de Andrade Queiroz¹, Nayara de Santana Santos¹, Alessandra Cristina Silva Valentim¹

¹ Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Bahia, Brasil

Contato: alessandra@ufrb.edu.br

Palavras-Chave

microplástico
contaminantes emergentes
poluição atmosférica
sedimentação
resíduos sólidos

Key-word

microplastic
emerging contaminants
atmospheric pollution
sedimentation
solid wast

RESUMO

Os microplásticos (MP) são micropartículas de detritos plásticos, considerados contaminantes emergentes, pois devido ao seu tamanho e facilidade de dispersão, podem ser encontrados em diversos ambientes, sendo os aterros sanitários um local com elevadas concentrações de MP. Devido à sua capacidade de adsorver compostos tóxicos em sua área de superfície, podem causar diversos problemas para a saúde humana. Nesse sentido, o objetivo desta pesquisa foi realizar um levantamento da presença de MP no lixiviado e o aerotransportado no Aterro Sanitário de Cruz das Almas - BA. O estudo baseou-se em quatro métodos diferentes, que compreende a extração de MP do lixiviado e identificação da dispersão pelo ar, por meio da Reação de Fenton e separação por densidade. Os resultados confirmaram a presença de um total de 92 MP nas amostras de ar e uma quantidade significativa de MP também foi encontrado no lixiviado, para todas as condições analisadas, com 672 MP, sendo que para as amostras com exposição ao ar a quantidade de micropartículas foi maior em comparação às que tiveram menor contato. Contudo foi verificado que as amostras receberam influência do material particulado transportado na atmosfera.

ABSTRACT

Microplastics (MP) are microparticles of plastic waste, considered emerging contaminants, because due to their size and ease of dispersion, they can be found in different environments, with landfills being a place with high concentrations of MP. Due to their ability to adsorb toxic compounds on their surface area, they can cause several problems for human health. In this sense, the objective of this research was to carry out a survey of the presence of MP in the leachate and airborne in the Sanitary Landfill of Cruz das Almas - BA. The study was based on four different methods, which comprise the extraction of MP from the leachate and identification of airborne dispersion using Fenton's reaction and separation by density. The results confirmed the presence of a total of 92 MP in the air samples and a significant amount of MP was also found in the leachate, for all analyzed conditions, with 672 MP, and for the samples with exposure to air the amount of microparticles was greater compared to those that had less contact. However, it was found that the samples were influenced by particulate matter transported in the atmosphere.

Informações do artigo

Recebido: 20 de dezembro, 2022
Aceito: 15 de junho, 2023
Publicado: 23 de agosto, 2023

Introdução

A sociedade busca a praticidade no cotidiano, o que estimula o consumo desenfreado de bens duráveis e não duráveis. O consumismo leva diretamente a problemas ambientais, principalmente por gerar grandes quantidades de resíduos. No Brasil, de acordo com o Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS, 2020), o país coletou no ano de 2020 aproximadamente 66,6 milhões de toneladas de resíduos sólidos.

Segundo a Política Nacional dos Resíduos Sólidos, a disposição final dos resíduos é adequada em aterros sanitários, obedecendo a normas operacionais específicas, a fim de evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, e minimizar impactos ambientais adversos (BRASIL, 2010). Na composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos gerados cerca de 16,80% é composto de plástico e 5,6 % representam os resíduos têxteis, couros e borrachas (PLANARES, 2022).

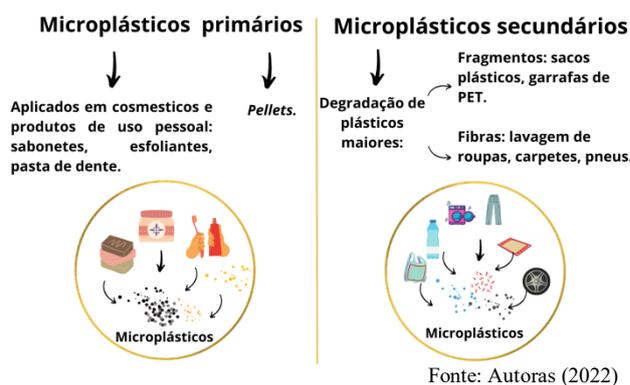
O uso e descarte inadequado de resíduos plásticos podem levar a preocupações ambientais devido à sua durabilidade e resistência à biodegradação (REZENDE et al., 2020). Os plásticos no meio ambiente prejudicam a vida selvagem, seus habitats e, em última instância, a saúde humana. Durante a decomposição ou fragmentação dos plásticos, ocorre a transformação dos plásticos por meio de processos físicos, químicos e biológicos em partículas menores, classificadas como meso, micro e nano (CAIXETA; CAIXETA; MENEZES, 2018). Os microplásticos (MP) são partículas que variam em diâmetro menor ou igual a 5 mm, essa definição foi estabelecida em 2009 durante o Workshop de Pesquisa Internacional da Administração Oceânica e Atmosférica Nacional (NOAA) e a maioria das pesquisas vêm adotado essas dimensões como referência (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009; CESA, 2017; OLIVATTO et al., 2018; RIBEIRO et al., 2020).

Os MP são divididos em duas categorias de acordo com sua origem: os MP primários e os MP secundários (RIBEIRO et al., 2020). A Figura 1 ilustra essa classificação. As fontes primárias são usadas na composição de matéria-prima para diversas aplicações, como cosméticos e produtos de higiene pessoal, como sabonetes, esfoliantes e cremes dentais, além de *pellets*.

As fontes secundárias surgem da degradação ou fragmentação de plásticos maiores e de uma variedade de fatores, incluindo radiação UV e por intempéries, a exemplo das fibras encontradas em lavanderias ou águas residuais, partículas liberadas de tintas, revestimentos e desgaste (AUTA et al., 2018). Assim, os MP podem ser encontrados em diversas formas como os fragmentos, fibras, linhas, microesferas e grânulos (*pellets*).

Devido à sua facilidade de dispersão os MP, podem ser encontrados em diferentes ambientes (REZENDE et al., 2020) e são considerados como um contaminante emergente (OLIVEIRA; SANTOS; VALENTIM, 2021). Os resíduos sólidos são uma importante fonte de MP no meio ambiente, embora os estudos sejam recentes e poucos tenham sido vinculados às fontes citadas (GOLWALA et al., 2021). De acordo com Montagner et al. (2021), além de atingir os corpos d'água os resíduos também contribuem para a formação de MP em ambientes aquáticos.

Figura 1. Classificação dos MP quanto à origem



Fonte: Autoras (2022)

Kilponen (2016), documentou a presença de MP no escoamento urbano, sugerindo que os MP também podem estar presentes no escoamento de aterros sanitários, principalmente devido à descarga líquida de resíduos, como o lixiviado. Além disso, MP foi detectado em corpos d'água, sedimentos e animais aquáticos próximos a aterros sanitários (GOLWALA et al., 2021).

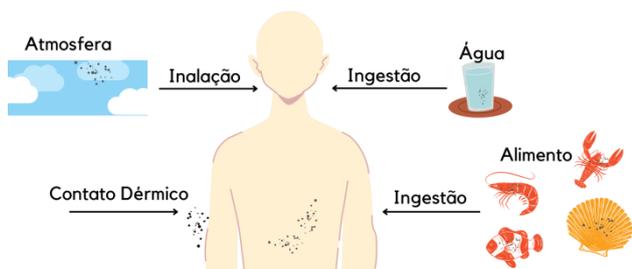
O lixiviado ou chorume é definido como o líquido oriundo da decomposição anaeróbica das substâncias contidas nos resíduos (SIZIRICI; TANSEL, 2015). De acordo com Martinez, Ortiz e Ortiz (2017), o lixiviado pode alcançar as mais profundas camadas de solo em um aterro, o que o torna uma significativa ameaça às águas subterrâneas (TANG et al., 2018).

O ambiente dos aterros sanitários são grandes reservatórios de MP, e essas micropartículas são identificadas no solo e se dispersam no ar (SU et al., 2019) ou no lixiviado (WADDELL et al., 2020). Há poucas pesquisas na literatura sobre MP em aterros sanitários no Brasil, tornando-se essencial mais estudos para elucidar as principais fontes, concentrações e fatores de difusão de MP nessas áreas (PRATA, 2018; HE et al., 2019).

Além disso, os efeitos da inalação desses polímeros na saúde humana precisam ser estudados, especialmente análises de exposição baseadas em fatores relacionados à concentração e distribuição, doenças ocupacionais, mecanismos de toxicidade de partículas, mecanismos de translocação, relacionados a poluentes adsorvidos em partículas e outros fatores, uma vez que a superfície dos MP é hidrofóbica e, portanto, pode adsorver ou concentrar poluentes orgânicos, pesticidas e metais pesados (WRIGHT; KELLY, 2017; PRATA, 2018).

Embora a literatura seja limitada, há indícios de que diferentes organismos expostos a esse material apresentam alto risco de problemas morfológicos, bioquímicos, comportamentais e reprodutivos (CHEN; FENG; WANG, 2019; DA COSTA; DUARTE; ROCHA-SANTOS, 2019). A exposição aos MP ocorre diariamente, por meio da ingestão de alimentos, incluindo água e bebidas, inalação do ar atmosférico, com as microfibras têxteis e de partículas provenientes da abrasão de pneus e poeira em ambientes urbanos, conforme ilustra a Figura 2. Outras formas de exposição aos microplásticos são pelo uso de cosméticos e produtos de higiene (PRATA, 2018).

Figura 2. Formas de exposição aos MP para a saúde humana



Fonte: Autoras (2022)

A revisão de literatura aponta lacunas, de como os resíduos sólidos de aterro sanitário podem influenciar na presença de MP no lixiviado e na dispersão pelo ar, este trabalho justifica-se levando em consideração a falta de um método padronizado para identificação de MP em diferentes meios, por se tratar de estudos recentes, até a lacuna em processos de tratamentos para remoção dessas micropartículas.

Dessa forma, o presente trabalho partiu da necessidade de entender como os resíduos destinados ao aterro contribuem na disposição do MP no meio ambiente, por meio de adaptações de metodologias para identificação de MP no lixiviado e no ar, a fim de uma contribuição com possível padronização de um método confiável e acessível para a comunidade científica. Visto que essas micropartículas podem impactar direta ou indiretamente a saúde, ecologia e economia.

Nesse sentido, o objetivo desta pesquisa foi realizar um levantamento da presença de MP no lixiviado e o transporte pelo ar do Aterro Sanitário de Cruz das Almas - BA. De forma mais específica, buscou-se pesquisar na literatura e adaptar em laboratório uma metodologia simples para identificar a presença de MP no lixiviado e de baixo custo, considerando o valor dos reagentes de sulfato de ferro II e do peróxido de hidrogênio, e por utilizar uma solução saturada que não necessita de descarte especial, o cloreto de sódio em água. Bem como, verificar a dispersão no ar, quantificar e caracterizar de acordo o tipo morfológico no qual foram consideradas as seguintes categorias: fragmento, fibras, microesferas e filmes, e a classificação por cor.

Material e Métodos

Tipo de Estudo

Aqui serão abordados todos os aspectos metodológicos da pesquisa realizada, descrevendo-se os procedimentos necessários e úteis para realizar o levantamento da presença de MP no aterro sanitário. Esse estudo tem por finalidade realizar uma pesquisa de natureza aplicada, uma vez que utiliza conhecimento da pesquisa básica para resolver problemas. Para alcançar os objetivos propostos e melhor apreciação deste trabalho, foi utilizada uma abordagem quali-quantitativa. Com intuito de conhecer a problemática sobre a área de estudo foi realizada uma pesquisa descritiva.

Para obtenção dos dados foram realizados procedimentos experimentais em laboratório. A pesquisa foi realizada durante os meses de agosto e novembro de 2022.

Área de estudo

Essa pesquisa foi realizada dentro do Aterro Sanitário de Cruz das Almas - BA, na localidade de Tereza Ribeiro, na zona rural, próximo a margem da BR-101. O município está localizado no planalto pré-litorâneo, na subregião do Recôncavo Baiano, entre as coordenadas geográficas de 12°37'30"S e 12°45'10"S e 39°12'10" W e 39°2'2" W. Cruz das Almas tem uma área de 145,7 Km², e população estimada para o ano de 2021 de 63.923 habitantes segundo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010).

O aterro situa-se aproximadamente a 500 m de uma área residencial, e com riachos e brejos na proximidade (SANTOS NETO, 2019), o que apresenta um elevado risco de contaminação do lençol freático através do lixiviado gerado no aterro (COSTA, 2015). Conforme destacam Madeira, Gonçalves e Almeida (2022), as áreas próximas a aterros sanitários têm maior probabilidade de contaminação, pois a lixiviação atinge o solo e os corpos hídricos, subterrâneos e superficiais.

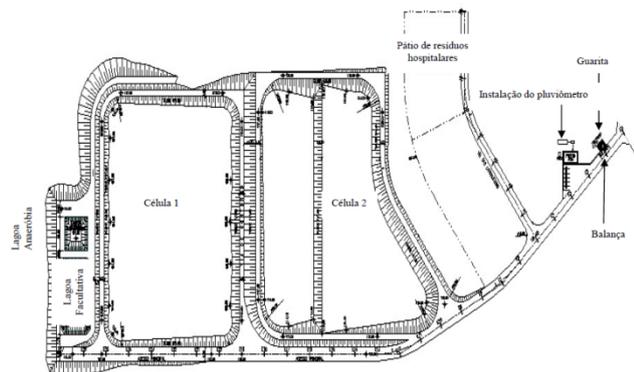
Em sua composição, o lixiviado contém poluentes orgânicos e inorgânicos (OLIVEIRA, 2011), além das micropartículas plásticas, devido à grande quantidade de resíduos plásticos depositados em aterros sanitários e aos processos aplicados aos resíduos. No qual ocorrem reações bioquímicas, mudanças físicas e condições ambientais adversas, como mudanças de pH e temperatura, alta salinidade, produção de gás, estresse físico e degradação microbiana, esses fatores podem levar ao desgaste e fragmentação de detritos plásticos, e esses MP são transportados pela descarga do lixiviado (HE et al., 2019). Durante o manejo e operação no aterro sanitário os MP são aerotransportados na área do aterro, e em sua proximidade (DRIS et al., 2016; DRIS et al., 2017), bem como pode ser transportado a grandes distâncias (CHEN; FENG; WANG, 2019).

O aterro sanitário possui uma área aproximada de 230.000 m², está em operação desde dezembro de 2006, e de acordo com o anteprojeto do aterro, para atender a uma vida útil de 15 anos (OLIVEIRA, 2011). O local atende aos municípios de Sapeaçu, Conceição do Almeida, São Felipe e Cruz das Almas, gerando aproximadamente 70 toneladas de resíduos diariamente, sendo o município de Cruz das Almas o responsável por 60% dessa geração (SANTOS NETO, 2019).

De acordo com Oliveira (2011), o aterro possui (Figura 3): duas células; uma vala séptica para receber os resíduos de saúde; um sistema de tratamento do lixiviado, formado por lagoas de estabilização, sistema de drenagem de águas pluviais, sistema de drenagem dos gases; e sistema de monitoramento ambiental analisando a água de duas cisternas, localizadas a montante e a jusante do aterro. A base das células é impermeabilizada em uma camada de 30 cm de espessura de solo silto-argiloso, coberta com manta de PEAD, uma camada de 20 cm de solo silto-argiloso, e outra camada no local de instalação

do sistema de drenagem de base com 40 cm de silte argiloso e areia fina.

Figura 3. Planta baixa do Aterro Sanitário Integrado de Cruz das Almas/BA



Fonte: ARQTEC Engenharia (2010 apud OLIVEIRA, 2011)

O lixiviado é retido na trincheira de drenagem periférica a jusante do depósito, e o transporte é por meio das tubulações e caixa de passagem, até as lagoas de estabilização, sendo uma lagoa anaeróbia e outra lagoa facultativa. As lagoas estão localizadas na parte mais baixa do aterro considerando o sentido de fluxo do lixiviado por gravidade (Figura 4).

Figura 4. Estação de Tratamento do aterro



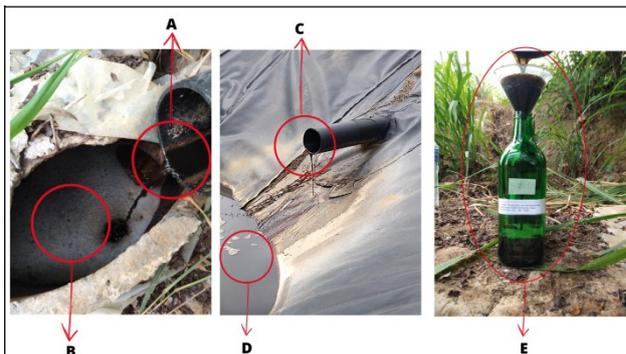
Fonte: Autoras (2022)

Os procedimentos experimentais foram executados no Laboratório de Qualidade da Água (LAQUA), do Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas (CETEC) da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB).

Amostragem e Coleta

A amostragem do lixiviado foi realizada em quatro pontos diferentes do aterro: ao chegar à caixa de passagem; o armazenado na caixa de passagem; ao chegar à lagoa de estabilização facultativa; o armazenado na lagoa de estabilização facultativa, conforme apresentado na Figura 5. De acordo com os pontos de coleta foram analisadas quatro condições diferentes de lixiviado respectivamente: o lixiviado bruto sem interferência do ar (LBSA), lixiviado bruto com interferência do ar (LBIA), lixiviado tratado sem interferência do ar (LTSA) e lixiviado tratado com interferência do ar (LTIA).

Figura 5. Pontos da coleta do lixiviado



Legenda: A - ponto do LBSA; B - ponto do LBIA; C - ponto do LTSA; D - ponto do LTIA; E - armazenamento do lixiviado na garrafa

Fonte: Autoras (2022)

Em cada ponto foram coletados 3 L de lixiviado, sendo armazenados em garrafas de vidro de 1,5 L.

As garrafas foram rotuladas, com data, hora, e o tipo da amostra, lacradas, postas em caixa térmica e levadas para ao laboratório LAQUA/CETEC/UFRB, sendo armazenadas sob refrigeração $4 \pm 1^\circ\text{C}$ para posterior estudo.

Para obtenção das amostras de MP na atmosfera, foi utilizada uma adaptação do método de sedimentação espontânea realizado por Rezende et al. (2020). Nesse método, a coleta é por amostragem passiva, onde as amostras são depositadas naturalmente e obtidas por via seca, as análises foram feitas em triplicata.

O método de sedimentação espontânea que foi adaptado consistiu em utilizar placas de petri de vidro com 9 cm de diâmetro contendo papel filtro quantitativo, foram colocadas em triplicata em 3 pontos diferentes nas Células de Lixo Domiciliar (Figura 6) do aterro sanitário a 1,0 m de distância do solo e expostas por 2 horas, em um posicionamento em relação à direção dos ventos dominantes.

Após esse procedimento, as placas foram tampadas e levadas para o laboratório LAQUA/CETEC/UFRB. As coletas foram realizadas no mês de outubro.

Figura 6. Células de lixo domiciliar



Fonte: Autoras (2022)

Extração de MP do lixiviado e dispersos no ar

Para a etapa experimental foram selecionadas 4 metodologias como base para a identificação de MP (HE et al., 2019; SU et al., 2019; WADDELL et al., 2020; PAPPIS; KAPUSTA; OJEDA, 2021), para construção do método de detecção de MP no lixiviado e na atmosfera. Sendo necessárias algumas adaptações de acordo com as realidades do laboratório. A metodologia desenvolvida neste estudo também seguiu as diretrizes apresentadas por Masura et al. (2015), que estabeleceu um protocolo envolvendo oxidação da matéria orgânica usando o reagente de Fenton, seguido de separação de densidade usando solução de cloreto de sódio (NaCl).

As amostras de 3 L de lixiviado foram filtradas através de uma série de peneiras de aço inoxidável com malhagens descendentes de 300, 150 e 74 μm , para contenção do material sólido a ser avaliado e redução do volume de amostra. Todo o sólido retido nas peneiras foi cuidadosamente lavado em um béquer de vidro de 2000 mL com água destilada (HE et al., 2019; SU et al., 2019; WADDELL et al., 2020), a granulometria das peneiras foi adaptada para as existentes no laboratório.

Em seguida, para remover materiais orgânicos naturais foram adicionados ao béquer para a Reação de Fenton 80 ml de sulfato de Ferro II ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) a 0,05 M e 80 ml de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) a 30%.

Os béqueres foram cobertos e as reações deixadas para reagir por 48 horas (HE et al., 2019; WADDELL et al., 2020), considerando que as metodologias não têm um período padronizado para a reação aguardou-se até que a mistura ficou clara e sem espuma flutuando na superfície.

Após a reação de Fenton, em análise visual identificou-se a presença de muitos sedimentos remanescentes nas amostras, indicando que o reagente de Fenton não digeriu completamente alguns materiais, assim a separação por densidade foi aplicada.

Como o volume amostral ficou grande após a adição dos reagentes para reação de Fenton, posteriormente, as amostras reagidas foram peneiradas mais uma vez através dos três tamanhos de malha de aço inoxidável citados anteriormente, o resíduo foi lavado em um béquer de vidro de 2000 mL. Por esse método, a maior parte da fração líquida foi removida e, assim, reduziu-se a quantidade amostral e consequentemente o volume do reagente de NaCl necessário na próxima etapa.

Em seguida foi realizada a separação por densidade de acordo com a metodologia de Pappis, Kapusta e Ojeda (2021) utilizando o NaCl em água a 26,3% para remover inorgânicos e material orgânico natural remanescente. Para isolar os MP da matriz de estudo, foi adicionada a solução salina com alta densidade, o NaCl ($d = 1,2 \text{ g cm}^{-3}$) à amostra.

A solução NaCl tem a densidade intermediária entre as partículas de sedimentos e da maioria dos plásticos, a solução promove a flotação ou a suspensão temporária dos fragmentos plásticos, facilitando a sua separação (THOMPSON et al., 2004). Para cada 100 mL de amostra fez-se a adição da solução de 250 mL da solução saturada de NaCl, as amostras foram agitadas por 4 minutos no agitador magnético.

Após a agitação deixou descansar por 4 minutos, para a deposição do sedimento, permitindo a suspensão temporária das partículas plásticas e sedimentos mais finos (PAPPIS; KAPUSTA; OJEDA, 2021).

As amostras reagidas com reagente de Fenton e separadas por densidade foram filtradas através de papel filtro qualitativo com gramatura de 80 g/m^2 e diâmetro de 47 mm em um sistema de filtração a vácuo com garra de alumínio, em triplicata (WADDELL et al., 2020). Após a filtragem, a membrana do filtro foi colocada em uma placa de Petri de vidro limpa e seco à temperatura ambiente (HE et al., 2019; SU et al., 2019; WADDELL et al., 2020).

Para a análise das amostras do método de sedimentação espontânea, ao observar os papéis filtros no estereomicroscópio sem nenhum tratamento prévio foi possível identificar a presença de material possivelmente orgânico, considerando as partículas que se fragmentaram ao estresse com a agulha e a pinça, assim foi necessário realizar a extração de MP para identificação. Os materiais particulados retidos no papel filtro foram lavados com água destilada por 3 vezes em um béquer de vidro de 2000 mL para obter uma amostra líquida.

Os efluentes resultantes das lavagens foram filtrados através de uma pilha de peneiras de aço inoxidável com malhagens descendentes de 300, 150 e 74 μm . Todo o sólido retido nas peneiras foi cuidadosamente lavado em béquer de vidro com água destilada.

Em seguida, para remover os materiais orgânicos naturais foi realizada a Reação de Fenton, adicionando 20 ml de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ a 0,05 M e 20 ml de H_2O_2 a 30%. Posteriormente foram executados os mesmos procedimentos citados anteriormente para a extração do MP no lixiviado.

Classificação e identificação de MP no lixiviado e dispersos no ar

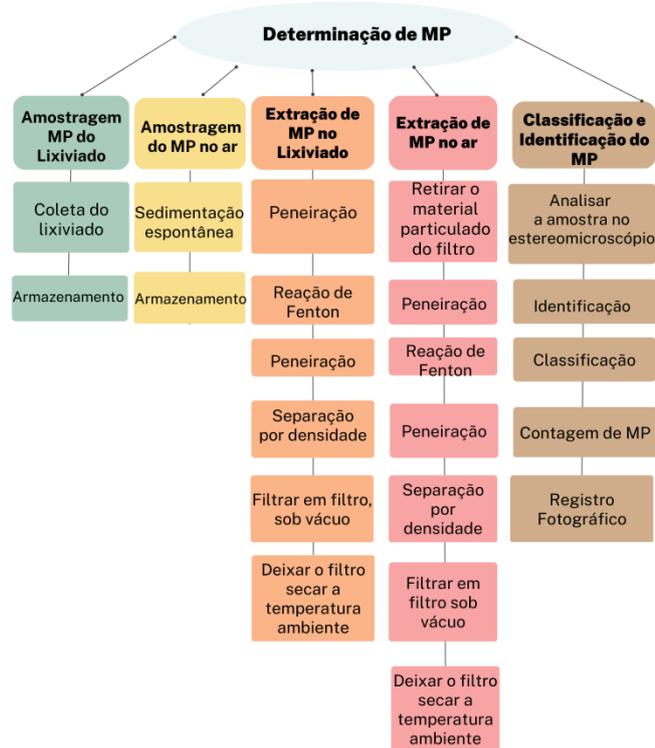
Os papéis filtro foram analisados com um estereomicroscópio binocular com objetiva 4x, e os MP separados com o auxílio de uma pinça e uma agulha.

A classificação foi baseada nas propriedades estruturais das micropartículas, as estruturas consolidadas que não se fragmentavam em partes menores em resposta ao estresse de uma agulha foram escolhidas.

Os MP foram categorizados de acordo com suas características morfológicas em fibras (plásticas fibrosas ou retas), fragmentos (pequenos pedaços irregulares), grânulos (pedaços esféricos, ovóides ou esferas) e filmes (plano fino de plástico frágil), e por cor.

Para melhor entendimento do procedimento experimental, foi elaborado o fluxograma, apresentado na Figura 7.

Figura 7. Etapas da metodologia adaptada para detecção de MP no lixiviado e na atmosfera



Fonte: Autoras (2022)

Resultados e Discussão

Nessa seção, apresentam-se os principais resultados do levantamento de campo a respeito da extração de MP no lixiviado e transportados pelo ar.

MP do lixiviado

No lixiviado bruto, a quantidade total de MP encontrado na amostra LBSA foi de 155 micropartículas plásticas, com uma média de 52 MP/L sendo enquadrados em fibras, fragmento e esfera. Para a amostra LBIA encontrou-se 271 MP, com uma média aproximada de 91 MP/L divididos em fibras, fragmentos, esfera e filmes.

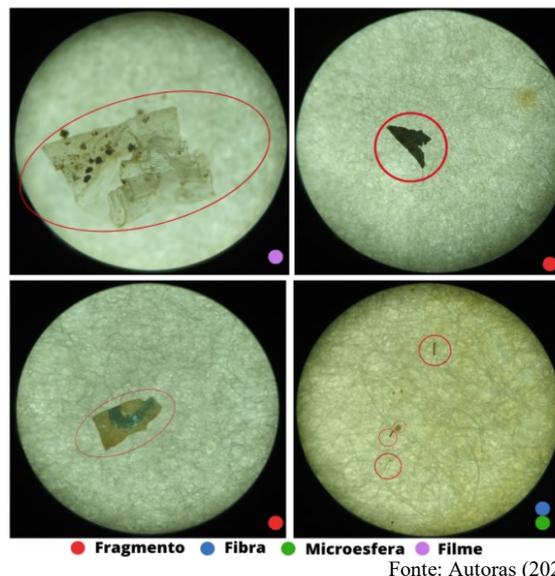
Nas duas amostras os MP são divididos em diferentes cores como apresentado na Tabela 1. A Figura 10 ilustra em porcentagem os tipos de MP encontrados na amostra LBSA e LBIA e a Figura 8 alguns dos MP identificados com o auxílio do estereomicroscópio.

Tabela 1. Quantificação dos MP por cor e forma do LBSA e LBIA

Cor	Fibra		Fragmento		Esfera		Filme	
	S	I	S	I	S	I	S	I
Amarela	0	0	0	2	1	22	0	0
Azul	32	38	16	12	0	0	0	0
Branca	0	0	1	5	1	20	0	0
Cinza	18	18	0	3	0	0	0	0
Marrom	31	11	0	0	1	0	0	0
Preta	38	54	1	19	0	0	0	0
Vermelho	15	5	4	6	0	0	0	0
Verde	0	15	1	5	0	0	0	0
Transparente	25	29	0	0	0	0	0	7
Total	129	170	23	52	3	42	0	7

Legenda: S = amostra LBSA; I = amostra LBIA. Fonte: Autoras (2022)

Figura 8. MP identificados no LBIA e LBSA



Fonte: Autoras (2022)

Para o lixiviado tratado o número total de MP no LTSA foi de 85 com uma média de aproximadamente 29 MP/L, no LTIA um total de 160, e com média de 56 MP/L separados em fibras, fragmento, esfera, filme e divididos em diversas cores, apresentada na Tabela 2 e alguns dos MP identificados na Figura 10.

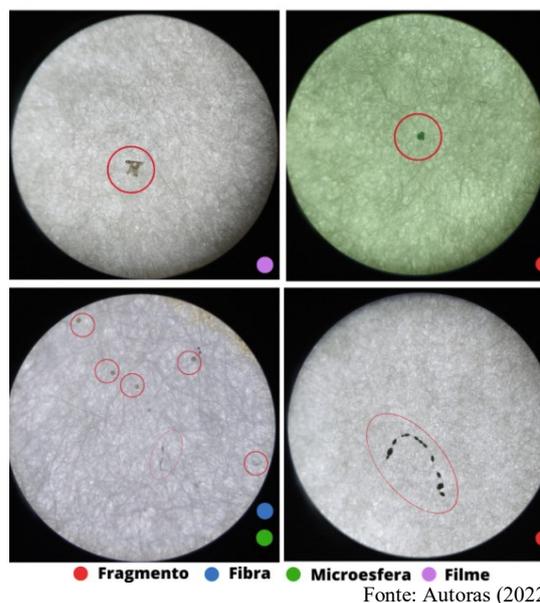
Tabela 2. Quantificação dos MP por cor e forma do LTSA e LTIA

Cor	Fibra		Fragmento		Esfera		Filme	
	S	I	S	I	S	I	S	I
Amarela	0	0	1	0	0	28	0	0
Azul	18	36	2	17	0	0	0	1
Branca	0	11	0	1	2	10	0	0
Cinza	12	11	1	0	0	0	0	0
Marrom	15	5	0	3	0	4	1	0
Preta	23	21	0	0	0	0	0	0
Vermelho	3	4	0	2	0	0	0	0
Verde	0	1	7	5	0	0	0	0
Transparente	1	0	0	0	0	0	0	0
Total	72	89	11	28	2	42	1	1

Legenda: S = amostra LTSA; I = amostra LTIA.

Fonte: Autoras (2022)

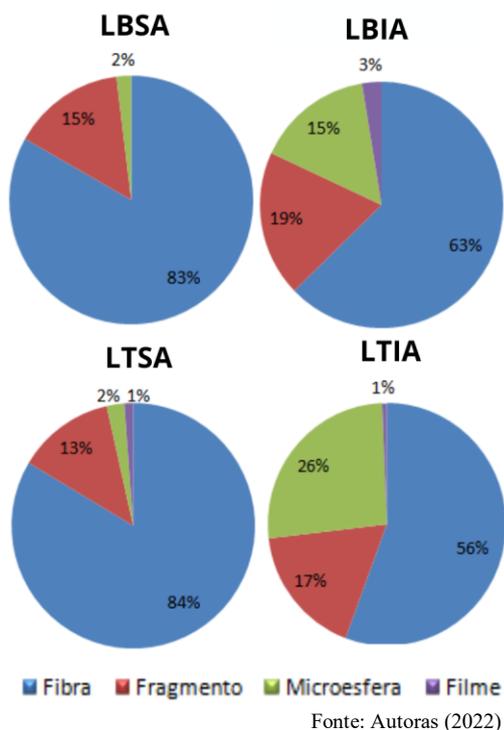
Figura 9. MP identificados no LTSA e LTIA



Fonte: Autoras (2022)

Em todas as amostras analisadas a predominância dos MP foi na forma de fibras, seguida dos fragmentos, microesferas e filmes, essa identificação pode ser analisada em porcentagem na Figura 10.

Figura 10. Porcentagem da forma dos MP identificados nas amostras de lixiviado



Fonte: Autoras (2022)

Os MP foram identificados em todas as amostras de lixiviado do aterro sanitário, a maior concentração de MP foi encontrada em LBIA, seguida de LBSA, LTIA e LTSA com a menor concentração. Foi observado no lixiviado, com a interferência do ar, uma maior quantidade de MP tanto no bruto como no tratado.

Como a caixa de passagem e a lagoa de estabilização são instalados ao ar livre recebem diretamente material particulado do ar, essa particularidade fundamenta o maior número de MP comparando a concentração nas amostras de LBIA com 57,19% a mais que o LBSA, bem como o LTIA com 53,12% de partículas plásticas em comparação ao LTSA.

A forma de fibras foi a predominante em todas as análises, com uma variação de partículas em microesferas, fragmentos e filmes. Na pesquisa de Su e outros (2019) sobre a ocorrência de MP em sistemas de aterros as formas predominantes nos tipos de MP detectados também foram as fibras.

De acordo os resultados encontrados nesta pesquisa a maior concentração de MP foi no lixiviado bruto, bem como uma maior quantidade de fibras devido ao processo de decomposição. O estudo de Waddell e colaboradores (2020), aborda uma lacuna de conhecimento sobre a ocorrência de MP no ambiente dentro e ao redor de um aterro ativo, verificando as amostras de lixiviado bruto, tratado, esgoto tratado, águas subterrâneas e superficiais, no qual corrobora para os resultados encontrados.

Os aterros sanitários são complexos e dinâmicos, em quase toda a infraestrutura como os revestimentos e tubulações são feitos de PEAD, o que pode originar alguns MP da decomposição desse material.

MP dispersos no ar

Para a análise de MP dispersos no ar, nas amostras analisadas, encontrou-se MP em todos os pontos de coleta conforme a Tabela 4. A quantidade de MP encontrado nos três pontos de coleta utilizando a técnica de sedimentação espontânea foi em média de 31 MP por placa, sendo enquadrados em fibras e fragmentos, e divididos entre variadas cores (Tabela 4).

A Figura 11 ilustra em porcentagem os tipos de MP encontrados nas amostra do ar e a Figura 12 os MP identificados com o auxílio do estereomicroscópio.

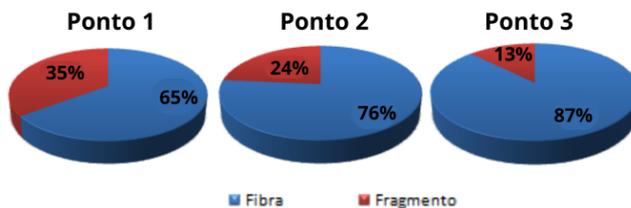
Tabela 4. Quantificação dos MP por cor e forma encontrados na amostra do ar no ponto 1, ponto 2 e ponto 3.

Cor	Fibra			Fragmento		
	I	II	III	I	II	III
Amarela	0	0	0	0	3	1
Azul	6	5	5	0	0	0
Branca	0	0	0	0	0	0
Cinza	0	0	0	0	0	0
Marrom	5	1	1	0	0	0
Preta	8	17	13	0	1	2
Vermelho	1	2	0	0	0	0
Verde	0	1	2	12	4	0
Transparente	2	0	0	0	0	0
Total	22	26	21	12	8	3

Legenda: I = ponto 1; II = ponto 2; III = ponto 3

Fonte: Autoras (2022)

Figura 11. Porcentagem da forma dos MP identificados nas amostras do ar no ponto 1, ponto 2 e ponto 3



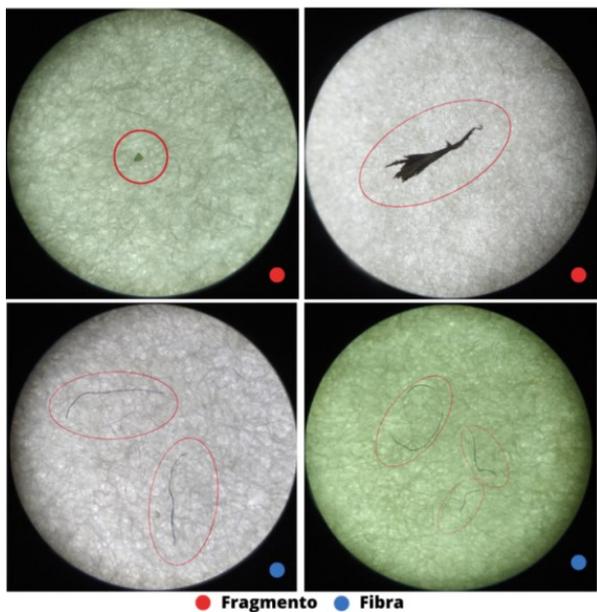
Fonte: Autoras (2022)

Na análise de MP dispersos pelo ar identificou-se uma elevada quantidade de fibras na cor preta nos três pontos de coleta. Os dados apresentados na pesquisa de Rezende e outros (2020), realizada para analisar a dispersão de MP pelo ar do aterro sanitário, e o de Zhu e colaboradores (2019) com um estudo realizado na China, também identificam MP em diferentes formas, como fibras fragmentos e filmes, porém com as fibras em maior volume nas amostras.

Segundo Dris et al. (2016) e Dris e colaboradores (2017) a principal fonte de MP no ar são os têxteis sintéticos, outras fontes dos MP no ar é degradação de plásticos maiores, resíduos em aterros, partículas liberadas do tráfego, ressuspensão de poeira, dentre outras.

Além disso, os resíduos plásticos, incluindo têxteis, se acumulam em aterros sanitários e alguns são degradados ou fragmentados, transformando-se em micropartículas.

Figura 12. MP identificados no método de sedimentação espontânea.



Fonte: Autoras (2022)

De acordo Enyoh et al. (2019), fatores como a amostragem, condições climáticas, tamanho de partículas, dentre outros, podem influenciar nos resultados, visto que os MP têm a facilidade de se dispersar. Pois a massa de ar pode transportar partículas através da atmosfera a uma longa distância e, portanto, os MP estão presentes em todo o mundo, mesmo em áreas remotas de captação de montanhas e regiões polares (CHEN; FENG; WANG, 2019).

A taxa de deposição encontrada neste estudo pode estar relacionada a atividade de revolvimento realizada na Células de Lixo Domiciliar no momento da amostragem, no qual ocorre a fragmentação de materiais plásticos maiores e têxteis, os resultados apresentados por Enyoh et al. (2019) destacam essas como algumas das possíveis fontes de MP no ar.

Conclusão

A pesquisa desenvolvida observou a presença de MP em um aterro sanitário ativo, por meio de adaptações de metodologias existentes na literatura. Os objetivos do estudo foram alcançados, visto que foi possível identificar MP no lixiviado, verificar a dispersão no ar, quantificar e classificar em formas e cor.

Com isso, foi possível constatar que os aterros sanitários são áreas com elevada concentração de MP e podem ser encontrados em diversos meios, como o lixiviado ou dispersos no ar.

Nesse sentido, observou-se que o lixiviado bruto e tratado apresenta redução nas concentrações no ponto em que é descarregado, provavelmente retendo a maior quantidade das micropartículas no lodo que tem uma exposição direta ao ar, considerando que a caixa de passagem e a lagoa de estabilização são instaladas a céu aberto.

Assim, conclui-se, que esse estudo contribui com a adaptação de uma metodologia de baixo custo, o que

pode favorecer no aumento de interesses de pesquisas na área de MP no lixiviado em aterro. Diante de tais considerações, recomenda-se para trabalhos futuros um maior aprofundamento em outros pontos amostrais para verificar a área de influência dos MP e coletas em períodos que o lixiviado é recirculado.

Agradecimentos

À Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB) e aos profissionais da empresa ARQTEC Engenharia por possibilitarem a realização desta pesquisa.

Referências

ARTHUR, C.; BAKER, J. E.; BAMFORD, H. A. **Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris**, 9-11 de setembro de 2008, University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, EUA. 2009.

AUTA, H. S. et al. Growth kinetics and biodeterioration of polypropylene microplastics by *Bacillus* sp. and *Rhodococcus* sp. isolated from mangrove sediment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 127, p. 15-21, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.036>

BRASIL. **Lei nº 12.305** de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

BRASIL. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. **Diagnóstico Temático: Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2020**. Brasília: SNIS, 2021. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/rs/2020/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_RS_SNIS_2021.pdf>. Acesso em: 22 nov. de 2022.

CAIXETA, D.; CAIXETA, F. C.; MENEZES FILHO, F. Nano e microplásticos nos ecossistemas: impactos ambientais e efeitos sobre os organismos. **Enciclopédia Biosfera**, v. 15, n. 27, 2018. https://doi.org/10.18677/EnciBio_2018A92

CESA, F. **Microplásticos têxteis: emissão de fibras sintéticas na lavagem doméstica**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Têxtil e Moda, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2017. <https://doi.org/10.11606/D.100.2017.tde-19102017-105403>

CHEN, G.; FENG, Q.; WANG, J. Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. **Science of The Total Environment**, v. 703, p. 135504, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135504>

COSTA, I. das M. **Subsídios para a construção de um plano de manejo sustentável dos resíduos orgânicos: O caso do município de Sapeaçu-BA**. 2015. 99 f. 2015. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão de Políticas Públicas e Segurança Social) – Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, BA.

DA COSTA, J. P.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. Plásticos no ambiente. **Recursos Hídricos**, v. 40, n. 1, 2019. <https://doi.org/10.5894/rh40n1-d1>

DRIS, R. et al. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment?. **Marine pollution bulletin**, v. 104, n. 1-2, p. 290-293, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>

DRIS, R. et al. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. **Environmental pollution**, v. 221, p. 453-458, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>

- ENYOH, C. E. et al. Airborne microplastics: a review study on method for analysis, occurrence, movement and risks. **Environmental monitoring and assessment**, v. 191, n. 11, p. 1-17, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7842-0>
- GOLWALA, H. et al. Solid waste: An overlooked source of microplastics to the environment. **Science of the Total Environment**, v. 769, p. 144581, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144581>
- HE, P. et al. Municipal solid waste (MSW) landfill: A source of microplastics?-Evidence of microplastics in landfill leachate. **Water research**, v. 159, p. 38-45, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.060>
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Cidades e Estados. 2010.
- KILPONEN, J. **Microplastics and harmful substances in urban runoffs and landfill leachates: possible emission sources to marine environment**. Finnish Environment Institute Lahti University, Appl. Sci 2016.
- MADEIRA, G. R; GONÇALVES, J. A. C; ALMEIDA, M. S. L. A contaminação das águas subterrâneas do aterro sanitário de Itabira (MG). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 04, p. 1902-1925, 2022.
- MARTÍNEZ, J.; ORTIZ, A.; ORTIZ, I. State-of-the-art and perspectives of the catalytic and electrocatalytic reduction of aqueous nitrates. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 207, p. 42-59, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.02.016>
- MASURA, J. et al. **Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments**. Silver Spring, MD, USA, 2015. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-604>
- MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Disponível: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/agendaambientalurbana/lixaozero/plano_nacional_de_residuo_s_solidos-1.pdf>. Acesso em: 18 out 2022.
- MONTAGNER, C. C. et al. Microplásticos: Ocorrência Ambiental e Desafios Analíticos. **Química Nova**, v. 44, p. 1328-1352, 2021. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>
- OLIVATTO, G. P. et al. Microplásticos: Contaminantes de preocupação global no Antropoceno. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 6, p. 1968-1989, 2018. <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20180125>
- OLIVEIRA, A. da L. **Estudo da variação do teor de umidade e sólidos totais voláteis dos resíduos sólidos urbanos, com a precipitação pluviométrica e suas implicações na geração de lixiviados no aterro sanitário integrado de Cruz das Almas-BA**, 2011.140f. : il.
- OLIVEIRA, M.; SANTOS, N.; VALENTIM, A. IDENTIFICAÇÃO DE NOVOS CONTAMINANTES EMERGENTES NO ESGOTO DOMÉSTICO. **31º Congresso da ABES**, [s. l.], 2021. Disponível em: <https://abes-dn.org.br/abeseventos/31cbesa/>. Acesso em: 15 out 2022.
- PAPPIS, T.; KAPUSTA, S. C.; OJEDA, T. Metodologia de extração de microplásticos associados a sedimentos de ambientes de água doce. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, p. 749-756, 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200143>.
- PRATA, J. C. Airborne microplastics: consequences to human health?. **Environmental pollution**, v. 234, p. 115-126, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>
- REZENDE, V. et al. DISPERSÃO DE MICROPLÁSTICOS PELO AR EM ATERRO SANITÁRIO. **XIX SILUBESA**, [s. l.], 2020
- RIBEIRO, M. P. et al. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA PARA ADEQUAÇÃO DE UMA METODOLOGIA DE DETECÇÃO DO MICROPLÁSTICO NA GOMA E ÁGUAS RESIDUÁRIAS RESULTANTES DO PROCESSO DE BENEFICIAMENTO DA MANDIOCA. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, p. 119-135, 2020. ISSN 2317-563X. <https://doi.org/10.9771/gesta.v8i2.42022>
- SIZIRICI, B.; TANSEL, B. Parametric fate and transport profiling for selective groundwater monitoring at closed landfills: a case study. **Waste Management**, v. 38, p. 263-270, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.020>
- SANTOS NETO, J. T. dos. **Desafios do manejo dos resíduos sólidos no município de cruz das almas –Bahia: uma análise frente à política nacional dos resíduos sólidos**. 2019. 75 f. 2019. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão de Políticas Públicas e Segurança Social) – Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, BA.
- SU, Y. et al. Occurrence of microplastics in landfill systems and their fate with landfill age. **Water research**, v. 164, p. 114968, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114968>
- TANG, Q. et al. Impact of biological clogging on the barrier performance of landfill liners. **Journal of Environmental Management**, v. 222, p. 44-53, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.039>
- THOMPSON, R.C. et al. Lost at sea: where is all the plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 2004. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- WADDELL, M. et al. Microplastics in a UK Landfill: Developing Methods and Assessing Concentrations in Leachate, Hydrogeology, and Release to the Environment. In: **EGU General Assembly Conference Abstracts**. 2020. p. 21579. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-21579>, 2020.
- WRIGHT, S. L.; KELLY, F. J. Plastic and human health: a micro issue?. **Environmental science & technology**, v. 51, n. 12, p. 6634-6647, 2017. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>
- ZHU, F et al. Occurrence and ecological impacts of microplastics in soil systems: a review. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 102, n. 6, p. 741-749, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02623-z>.