

## **Análise do potencial de emissão de microplásticos por lavanderias têxteis em Goiânia e impactos potenciais**

Os microplásticos (MPs) são partículas plásticas com dimensões inferiores a 5 mm, com potencial significativo para adsorver e transportar Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) para o meio aquático, onde podem ser ingeridos por organismos, e, portanto, inseridos na cadeia alimentar. Inúmeras são as fontes de MPs, como por exemplo, as indústrias de pellets plásticos, a fragmentação dos macrolásticos e as fibras sintéticas advindas das lavagens de roupas. As lavanderias industriais apresentam alto potencial para emitir fibras plásticas no ambiente aquático por meio do efluente, pois durante o processo de lavagem dos artigos têxteis, ocorre o desprendimento de fibras sintéticas devido ao atrito exercido dentro da lavadora. Até o momento, não há trabalhos científicos que estimem a contribuição de fibras sintéticas liberadas por lavanderias têxteis industriais na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Goiânia. Baseado neste contexto, o intuito do presente trabalho foi de forma pioneira quantificar a concentração de fibras sintéticas, classificadas como microplásticos, emitidas por lavanderias industriais no sistema público de tratamento de esgoto da capital, assim como seus respectivos riscos à saúde humana e ao meio ambiente. A metodologia empregada baseou-se no levantamento e análise das informações contidas nos processos de licenciamento ambiental das lavanderias junto a Agência Municipal do Meio Ambiente (AMMA) de Goiânia. Além disso, realizou-se uma pesquisa aprofundada em estudos publicados na literatura técnica e científica sobre a temática dos microplásticos, a quantidade de fibras recebidas e descartadas em ETEs e lavanderias e seus possíveis impactos. Apenas 37 lavanderias foram identificadas através da coleta de dados realizada na AMMA, dessas 14 tiveram seus processos físicos de licenciamento analisados e 11 informaram a vazão. Observou-se que de 26,4 a 52,9 bilhões de fibras podem estar contidas no efluente bruto total recebido diariamente pela ETE de Goiânia, das quais de 120 a 172 milhões são provenientes das 11 lavanderias analisadas, representando de 0,23% a 0,65% das fibras presentes no efluente bruto recebido pela ETE de Goiânia. Os microplásticos podem exercer efeitos adversos tanto no solo quanto na biota. Alguns estudos evidenciaram influência negativa dos MPs na taxa de crescimento, no sistema reprodutivo e no sistema gastrointestinal de alguns organismos. Os MPs foram encontrados até em fezes humanas. Por meio desse trabalho, foi possível apresentar uma estimativa do percentual de MPs contidos no efluente bruto e tratados e no lodo da ETE de Goiânia. Assim como no efluente de lavanderias industriais, apesar de provavelmente ter sido subestimado.

**Palavras-chave:** Fibras têxteis; Plástico; Efluente; POPs.

## **Analysis of the potential for emission of microplastics by textile laundries in Goiânia and potential potential**

Microplastics (MPs) are plastic particles with dimensions below 5 mm, with significant potential to adsorb and transport Persistent Organic Pollutants (POPs) to the aquatic environment, where they can be ingested by organisms, and therefore inserted into the food chain. There are many sources of MPs, such as the plastic pellet industries, the fragmentation of macroplastics and synthetic fibers from washing clothes. Industrial laundries have a high potential to emit plastic fibers into the aquatic environment through the effluent because during the process of washing textile articles, there is the detachment of synthetic fibers due to the friction exerted inside the washing machine. So far, there is no scientific work that estimates the contribution of synthetic fibers released by industrial textile laundries at the Sewage Treatment Plant (STP) of Goiânia. Based on this context, the purpose of the present work was to quantify the concentration of synthetic fibers, classified as microplastics, emitted by industrial laundries in the public sewage treatment system of the capital, as well as their respective risks to human health and the environment. The methodology used was based on the survey and analysis of information contained in the environmental licensing processes of the industrial textile laundries with the Municipal Environment Agency (AMMA) of Goiânia. In addition, in-depth research was conducted in studies published in technical and scientific literature on the topic of microplastics, the amount of fibers received and discarded in STP and their possible impacts. Only 37 laundries were identified through data collection at AMMA, of which 14 had their physical licensing processes analyzed and 11 informed the flow. It was observed that from 26.4 to 52.9 billion fibers may be contained in the total gross effluent received daily by the Goiânia's STP, of which from 120 to 172 million come from the 11 laundries analyzed, representing 0.23% to 0.65% of the fibers present in the gross effluent received by the Goiânia's STP. Microplastics can have adverse effects on both soil and biota. Some studies have shown the influence of MPs in the growth rate, reproductive system and gastrointestinal system of some organisms. MPs were even found in human stools. Through this work, it was possible to present an estimate of the percentage of MPs contained in the raw and treated effluent and in the sludge of the STP of Goiânia. As well as in the industrial laundry effluent, although it was probably underestimated.

**Keywords:** Textile fibers; Plastic; Effluent; POPs.

Topic:

Engenharia Sanitária

Reviewed anonymously in the process of blind peer.

Received: 13/04/2021

Approved: 12/05/2021

**Alecricia Barros Silva**  
Instituto Federal de Goiás, Brasil  
<http://lattes.cnpq.br/0383079163913960>  
[alecriciabarross@gmail.com](mailto:alecriciabarross@gmail.com)

**Sandro Morais Pimenta**  
Instituto Federal de Goiás, Brasil  
<http://lattes.cnpq.br/1267758210559145>  
[sandro.morais@ifg.edu.br](mailto:sandro.morais@ifg.edu.br)

**Marlon André Capanema**  
Instituto Federal de Goiás, Brasil  
<http://lattes.cnpq.br/6787507676231492>  
[marlon.capanema@ifg.edu.br](mailto:marlon.capanema@ifg.edu.br)

**Ana Luiza Duarte de Abreu**  
Instituto Federal de Goiás, Brasil  
<http://lattes.cnpq.br/5008615293654785>  
[analuziaduarte27@gmail.com](mailto:analuziaduarte27@gmail.com)

**Francislainy Teles Almeida Valverde**  
Instituto Federal de Goiás, Brasil  
<http://lattes.cnpq.br/6542824490178970>  
[francislainyta@gmail.com](mailto:francislainyta@gmail.com)

**Guilherme Matheus Coelho de Lemos**  
Instituto Federal de Goiás, Brasil  
<http://lattes.cnpq.br/8436251789474385>  
[guilhermemcoelho@gmail.com](mailto:guilhermemcoelho@gmail.com)



DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2021.005.0024

### Referencing this:

SILVA, A. B.; PIMENTA, S. M.; CAPANEMA, M. A.; ABREU, A. L. D.; VALVERDE, F. T. A.; LEMOS, G. M. C.. Análise do potencial de emissão de microplásticos por lavanderias têxteis em Goiânia e impactos potenciais. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v.12, n.5, p.271-284, 2021. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.005.0024>

## INTRODUÇÃO

O plástico, polímero composto pelo agrupamento de longas cadeias de moléculas, tem inúmeras propriedades como, por exemplo, leveza, flexibilidade, fácil fusibilidade, resistência ao calor, a impactos e a vários produtos químicos. Estas o torna uma opção de matéria prima mais acessível e viável quando comparado a outros materiais presentes no mercado. Tal recurso sintético é produzido com substâncias obtidas através do craqueamento da nafta, um subproduto do Petróleo (MICHAELI et al., 2000). Este ocasiona diversos impactos ao meio biótico, abiótico e socioeconômico, positivos e negativos, advindos do seu processo produtivo (BARBOSA et al., 2012; MARTINS et al., 2015).

Com baixo custo, grande disponibilidade e quase sempre recicláveis (MICHAELI et al., 2000), os plásticos tornaram-se produtos altamente requisitados pelo mercado consumidor (DERRAIK, 2002). Desde o seu desenvolvimento comercial nas décadas de 1930 e 1940, o consumo dos plásticos é amplamente difundido em diversos ramos, estando cada vez mais presente no nosso cotidiano (DERRAIK, 2002; BAKIR et al., 2014; JAMBECK et al., 2015; MA et al., 2019). Contudo, apesar das vantagens agregadas ao uso dos polímeros, o gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos, gerados após a sua utilização, tem instigado descartes irregulares em todo o mundo. Cerca de 4,8 a 12,7 milhões de toneladas de resíduos plásticos tiveram em 2010 como destino final os oceanos, desencadeando assim, imensuráveis impactos ao ambiente aquático (JAMBECK et al., 2015). Estimativas apontam que a quantidade de resíduos plásticos será ainda maior no futuro (ISOBE et al., 2019).

Os plásticos são classificados conforme a dimensão de suas partículas como macro ( $\geq 5$  mm), micro ( $< 5$  mm) e nanoplásticos ( $< 0,1 \mu\text{m}$ ). Os microplásticos (MPs) tem potencial significativo para adsorver e transportar Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) para o meio aquático, onde podem ser ingeridos por organismo, e, portanto, inseridos na cadeia alimentar (TOMPSON et al., 2004; BROWNE et al., 2007; NOAA, 2009; GESAMP, 2010; ANDRADY, 2011; BAKIR et al., 2014). Os POPs são químicos estáveis com alta resistência à degradação física, química e biológica capazes de se acumular no organismo de seres vivos e no meio ambiente provocando efeitos adversos em ambos estão incluso nessa categoria pesticidas como DDT (Diclorodifeniltricloroetano) e Aldrin, e químicos industriais como Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAHs) e Bifenilos Policlorados (PCB) (EDULJEE et al., 2001).

Múltiplos estudos tem identificado a presença de partículas de microplásticos, com morfologias distintas, em estuários (BAKIR et al., 2014), oceanos (ANDRADY, 2011), sedimentos de praias e plânctons (TOMPSON et al., 2004), peixes (MIRANDA et al., 2016; CHEUNG et al., 2018; MCNEISH et al., 2018), mexilhões (BRÂTE et al., 2018), lagos (BALDWIN et al., 2016; JIANG et al., 2018; YIN et al., 2019), rios (JIANG et al., 2019; MCNEISH et al., 2018), fezes humana (LIEBMANN et al., 2018), sais de mesa (LEE et al., 2019), águas residuais de estações de tratamento (TALVITIE et al., 2015; CARR et al., 2016; MINTENING et al., 2017), sedimentos próximos a comunidades de corais (CHEANG et al., 2018), lago de retenção de águas pluviais (OLESEN et al., 2019), dentre outros.

Devido a esta abundância e disseminação dos microplásticos no mundo, a preocupação com estes poluentes emergentes tem sido cada vez mais frequente. Boa parte dos seus impactos e adversidades,

causados aos organismos e ao meio ambiente, ainda são desconhecidos (NOAA, 2009).

Em sedimentos, na água e até mesmo no ar, os microplásticos podem ser encontrados (PRATA, 2018). Inúmeras são as fontes, como por exemplo, as indústrias de pellets plásticos, a fragmentação dos macrolásticos, as microesferas presentes em cosméticos/produtos de limpeza e as fibras sintéticas advindas das lavagens de roupas (BROWNE et al., 2007; NOAA, 2009; NOAA, 2015; SILVA, 2016; CESA, 2017; YIN et al., 2019).

As estações de tratamento de esgoto sanitário (ETEs) convencionais não são projetadas com o intuito de remover as partículas de microplásticos (YIN et al., 2019). Sendo assim parte dos fragmentos, filmes, pellets, esferas e fibras de microplásticos podem permanecer contida no efluente mesmo após o tratamento. Quando lançados no meio ambiente, os microplásticos podem exercer efeitos negativos na biota local, como a bioacumulação no tecido conjuntivo (DING et al., 2018) e no conteúdo estomacal de organismos (MIRANDA et al., 2016; TAYLOR et al., 2016; CHEUNG et al., 2018; MCNEISH et al., 2018; OLIVEIRA et al., 2020), a influência negativa na taxa de crescimento (LO et al., 2018) e no sistema reprodutivo (SUSSARELLU et al., 2016), a obstrução mecânica do sistema gastrointestinal (ANBUMANI et al., 2018), a transferência de POPs a outros níveis tróficos (NOAA, 2009; GESAMP, 2010; ANDRADY, 2011; BAKIR et al., 201), dentre outros. No solo, esses resíduos plásticos podem modificar suas características biofísicas (MACHADO et al., 2018) e serem transportados para maiores profundidades (RILLIG et al., 2017).

As lavanderias têxteis industriais apresentam alto potencial para emitir fibras plásticas no ambiente aquático por meio do efluente. Visto que as fibras provenientes de substâncias petroquímicas são enquadradas como microplásticos (DRIS et al., 2017) e, durante o processamento dos artigos têxteis, ocorre o desprendimento dessas fibras sintéticas devido ao atrito exercido dentro da lavadora (CESA, 2017). Sendo assim, lavanderias industriais de artigos têxteis são propensas a serem fontes secundárias de emissão de microplásticos no meio ambiente.

Poliamida (Nylon), Polietileno tereftalato (Poliéster), Poliuretano (Elastano), Poliacrilonitrila (Acrílica) e Polipropileno (PP) são os polímeros sintéticos usualmente utilizados na fabricação de peças de roupas e tecidos. Segundo Sun et al. (2019), o poliéster e a poliamida são os tipos de microplásticos mais encontrados em afluentes e efluentes de ETEs. Tais polímeros persistem tanto nas águas residuárias tratadas quanto nos lodos que são produzidos pelas ETEs (ZUBRIS et al., 2005; TALVITIE et al., 2015; BAYO et al., 2016).

O processo produtivo geralmente empregado em lavanderias industriais é: desengomagem – remoção da goma do tecido utilizando ácidos ou agentes oxidantes para facilitar o processo de tingimento (CHAGAS, 2009); estonagem – aceleração do desbotamento ou clareamento do jeans utilizando pedras ou enzimas (CUNHA et al., 2015); tingimento – processo de coloração das peças de roupas (CHAGAS, 2009); lavagem – enxague do tecido até a retirada total do corante hidrolisado sobre a fibra, para evitar problemas de desbotamento (CHAGAS, 2009); centrifugação e secagem.

A cidade de Goiânia, capital do estado de Goiás, é um grande polo industrial de confecções de roupas. Em 2015, cerca de 2.084 empreendimentos do ramo já estavam instalados na capital (SILVA, 2018).

A quantidade de lavanderias industriais é proporcional ao número de indústrias de confecções, logo, quanto mais confecções, maior é a quantidade de lavanderias têxteis industriais na região. É válido salientar que além das lavanderias industriais (de roupas, de trajes e lençóis hospitalares, etc), há também as lavanderias domésticas responsáveis pela limpeza de trajes de roupas de pessoas físicas, que se tornam mais numerosas conforme o desenvolvimento do município. Segundo informações obtidas do Sindicato Intermunicipal de Lavanderias no Estado de São Paulo (SINDILAV), estima-se que existam aproximadamente 8.000 lavanderias no território brasileiro, sendo 6.000 domésticas e 2.000 industriais. Em 2013, estipulava-se que em torno de 100 lavanderias têxteis atuavam na região metropolitana de Goiânia (LIMA, 2013, citado por LONGHIN et al., 2016).

Até o momento, não há trabalhos científicos que estimem a contribuição de fibras sintéticas liberadas por lavanderias têxteis industriais no sistema de tratamento de esgoto de Goiânia. Logo, para preencher tal lacuna, este trabalho buscou de forma pioneira quantificar a concentração de fibras sintéticas, classificadas como microplásticos, emitidas por lavanderias industriais no sistema público de tratamento de esgoto da capital, assim como apontar seus respectivos riscos à saúde humana e ao meio ambiente.

## **METODOLOGIA**

Para analisar a contribuição de microplásticos dos efluentes de lavanderias têxteis industriais lançados na rede pública de coleta e tratamento de esgoto do município de Goiânia, alguns dados referentes a tais empreendimentos foram retirados dos processos de licenciamento ambiental formalizados junto à Agência Municipal do Meio Ambiente (AMMA) de Goiânia. Os dados analisados foram: localização geográfica, vazão de efluente gerada, sistema individual de tratamento de efluente, destinação final do efluente gerado (rede coletora ou corpo receptor), status do licenciamento ambiental e ramo da atividade (lavanderia de artigos hospitalares, jeans, domésticos, dentre outros).

Além disso, realizou-se uma pesquisa bibliográfica aprofundada em estudos publicados na literatura técnica e científica sobre a temática dos microplásticos, a quantidade de fibras recebidas e descartadas em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), a carga de fibras liberadas por lavanderias têxteis industriais e seus possíveis impactos. Através da junção do conhecimento teórico com os dados obtidos, estimou-se o potencial de emissão de fibras liberadas pelas lavanderias no sistema público de tratamento de esgoto, a quantidade de fibras contidas no lodo gerado e no efluente final bruto e tratado da ETE de Goiânia Dr. Hélio Seixo de Britto.

Para melhor visualizar a distribuição espacial das lavanderias identificadas no município de Goiânia, foram marcados pontos referentes à localização desses empreendimentos, no software Google Earth, Pro utilizando as coordenadas geográficas coletadas na AMMA. Em seguida, esses pontos foram transferidos para o software QGIS Desktop 2.8.3 no qual, com o auxílio do shapefile dos municípios de Goiás coletado no Sistema Estadual de Geoinformação (SIEG), foi elaborado um mapa (Figura 1).

A estimativa da concentração de fibras presente no efluente das lavanderias têxteis industriais foi

realizada com auxílio do estudo realizado por Browne et al. (2011) que identificou que uma peça de roupa libera mais que 1900 fibras por lavagem e de uma informação coletada na AMMA em um dos processos de licenciamento ambiental analisados que informa que para a lavanderia processar cerca de 15.000 peças por mês em torno de 2.500 litros de efluente são gerados por dia, considerando 5 dias úteis na semana. Através dessa relação foi feita a estimativa da concentração de fibras presente no efluente das lavanderias. Para a estimativa da concentração de fibras plásticas presentes no efluente bruto da ETE de Goiânia que tem vazão média operacional de 146.880.000 litros por dia, foram utilizados os dados de dois estudos: Talvitie et al. (2015) que encontraram uma concentração de 180 fibras por litro de efluente bruto numa ETE de Helsinki na Finlândia; e Dris (2016) que encontrou concentrações entre 260 e 320 fibras por litro de água residual pré-tratada numa ETE de Paris na França.

## DISCUSSÃO

### Informações gerais sobre as lavanderias têxteis industriais

Foi possível identificar apenas 37 lavanderias têxteis industriais através da coleta de dados realizada na AMMA. Das quais, 6 estão devidamente licenciadas enquanto 31 estão com algum tipo de pendência junto ao órgão licenciador. Na figura 1 a seguir, observa-se a distribuição espacial dos 37 empreendimentos no município de Goiânia, onde nota-se maior concentração na região sudoeste da metrópole.

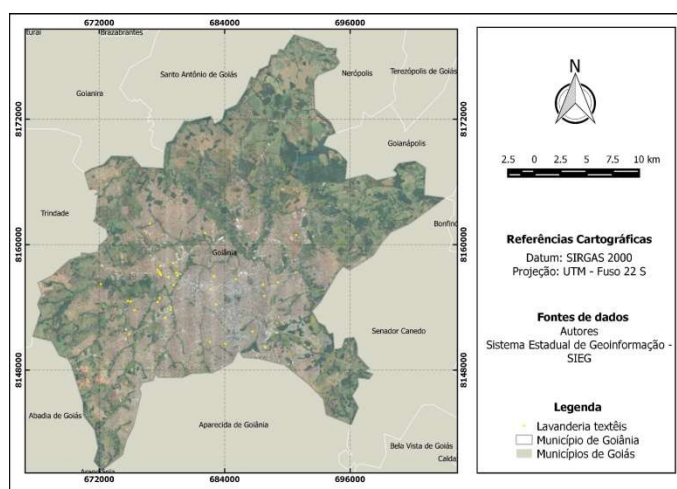


Figura 1: Lavanderias têxteis industriais situadas no município de Goiânia.

Somente foi possível ter acesso a 14 processos físicos de licenciamento dentre os 37 empreendimentos identificados. Destes, 13 emitem o efluente gerado na rede pública coletora de esgoto, enquanto 1 descarta o efluente em corpo hídrico receptor (Córrego Taquaral).

As lavanderias têxteis industriais, geralmente, utilizam processos de gradeamento e desarenação como pré-tratamento para despoujar o efluente proveniente de processos de desgumagem, estonagem, tingimento, lavagem, centrifugação e secagem. Algumas lavanderias de grande porte preferem acrescentar ao sistema de tratamento, processos físico-químicos de coagulação-floculação-decantação (et al., 2016) seguidos às vezes por polimento através de adsorção em carvão ativado ou processos biológicos de filtração (BRAILE et al., 1993).

Em virtude do elevado custo para a implementação, operação e manutenção de uma ETE eficiente, estas atividades usualmente optam por descartar os resíduos líquidos na rede pública de coleta de esgoto, quando permissível. Para lavanderias de jeans, cujo processo envolve lavagem de jeans com pedras, a concessionária de saneamento básico Companhia de Saneamento de Goiás (SANEAGO) exige tanto o pré-tratamento com caixas de retenção de areia, pedra e fibras de tecidos quanto o atendimento à qualidade dos parâmetros físico-químicos e biológicos antes do lançamento do efluente na rede coletora. Não foram encontradas legislações brasileiras que delimitem o Valor Máximo Permitido (VMP) de microplásticos em águas residuais.

Dos 14 processos analisados, todos tinham um sistema de pré-tratamento de efluente antes do descarte na rede coletora, sendo cada composto de 2 a 3 grades finas (telas com espaçamento de 0,5 a 1,0 cm), 2 a 3 caixas de desarenação em série e 1 caixa de inspeção. Destaca-se também que destas, 12 são dedicadas à lavagem, tingimento e processamento de peças jeans, 1 à lavagem de uniforme de cerca de 100 funcionários e 1 à lavagem de roupas domésticas. Geralmente, de 4 a 21 lavadoras de 30 a 200 kg são utilizadas no processamento dos artigos têxteis, variando conforme o porte do empreendimento.

### Vazão de efluente da ETE e das lavanderias

Das lavanderias dedicadas ao processamento de peças jeans, algumas chegam a processar mais de 15.000 peças por mês gerando um efluente médio de 2.500 litros por dia. No quadro 1, é possível visualizar as vazões dos efluentes descritas nos processos de licenciamento estudados.

**Quadro 1:** Vazão do efluente lançado pelas lavanderias industriais estudadas.

Lavanderia	Vazão estimada (L/dia)
1	6.400
2	5.760
3	12.902,4
4	12.800
5	70.400
6	64.000
7	288.000
Lavanderia	Vazão Declarada (L/dia)
8	2.500
9	36.000
10	54.720
11	10.900
12	30.000

Alguns estudos ambientais e memoriais de caracterização do empreendimento (MCE) não apresentava informações sobre a vazão do efluente lançada pelas lavanderias, no entanto o consumo de água quase sempre é descrito. Assim, utilizando a norma ABNT NBR 9.649/1986 e a vazão de consumo, a vazão do efluente foi estimada para algumas lavanderias considerando um coeficiente de retorno de 80% (vazão estimada). As vazões declaradas correspondem às vazões de efluente declaradas nos processos de licenciamento. Dentre as 14 lavanderias com processo de licenciamento analisado, 2 não informavam nem a vazão de água residual nem a vazão de água consumida no processo de produção, por isto não foi possível considerá-las na análise realizada neste estudo.

De acordo com as informações do quadro acima, 11 lavanderias têxteis emitem em conjunto, aproximadamente 539.382,4 litros por dia de esgoto no sistema público de coleta, sendo que a vazão individual varia de 2.500 a 288.000 litros por dia conforme o porte e a demanda de serviço do estabelecimento. A lavanderia 10, que possui ETE própria, emite em média 54.720 litros de efluente por dia em corpo receptor. Longhin e Silva (2016), estimaram que somente em Goiânia são descartados cerca de 28.800.000 litros por semana de efluente de lavanderias têxteis nas galerias de esgoto municipal, considerando a existência de 100 empresas do ramo.

Atualmente a ETE de Goiânia Dr. Hélio Seixo de Britto recebe em média 146.880.000 litros por dia de efluente, correspondente a 93% de todo o efluente escoado pela rede coletora municipal (SANEAGO, 2018). Com relação à vazão média operacional, pode-se afirmar que os efluentes advindos das 11 lavanderias têxteis analisadas correspondem a 0,37% do efluente total tratado pela ETE. No entanto, ao levar em consideração a vazão deduzida por Longhin e Silva (2016), o efluente das lavanderias têxteis pode corresponder a 3,92% do recebido pela ETE.

### Características do efluente gerado em lavanderias têxteis industriais

No quadro 2, estão expostas algumas das características típicas do efluente de lavanderias industriais, conforme pesquisa realizada por Ramos et al. (2020).

**Quadro 2:** Concentrações típicas dos parâmetros físico-químicos de efluentes de lavanderias industriais

Parâmetro	Concentração
DBO (mg O <sub>2</sub> . L <sup>-1</sup> )	30,06 – 379
DQO (mg O <sub>2</sub> . L <sup>-1</sup> )	209 – 1.636
Turbidez (UNT)	47,2 – 306
Cor (mg. L <sup>-1</sup> PtCo).	218 – 5.100
pH	6,2 – 12,5
Sólidos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	1.895,7 – 4.297,7
Sólidos Dissolvidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	1.762,9 – 3.737,8
Sólidos em Suspensão totais (mg.L <sup>-1</sup> )	68 – 559,85
Sulfato (mg.L <sup>-1</sup> )	42,1 – 2.681

**Fonte:** RAMOS et al. (2020).

Os efluentes gerados em lavanderias têxteis são ricos em produtos químicos distintos incluindo, corantes naturais e sintéticos (GIORDANO, 2004), sabões e detergentes, óleos e graxas, sólidos em suspensão (BUSS et al., 2015) e fibras plásticas (CESA, 2017). No efluente, as fibras plásticas podem ser enquadradas como sólidos em suspensão, já que são partículas suspensas.

De acordo com Browne et al. (2011), um traje de roupa libera mais que 1900 fibras por lavagem. Essas fibras escoam junto com o esgoto até as ETEs, onde não são completamente removidas (ZUBRIS et al., 2005; GALLAGHER et al., 2016; MINTENING et al., 2017).

### Sistema de tratamento de efluente adotado pela ETE de Goiânia

Na ETE de Goiânia a sequência do sistema de tratamento adotada é, resumidamente: gradeamento grosso, gradeamento fino, caixas de areia aeradas com aplicação de Cloreto Férrico (FeCl<sub>3</sub>) na saída, calha Parshall com adição do polímero aniônico (auxiliar de coagulação) e decantadores primários. Após o

tratamento, o efluente é descartado no Rio Meia Ponte, sub-bacia do Rio Paranaíba que é constituinte da Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.

### Estimativa da quantidade de fibras

Na Finlândia, Talvitie et al. (2015) analisaram a quantidade de microplásticos antes e após os processos de tratamento da ETE de Viikinmäki – Helsinki. Como resultado foi observado que no efluente bruto continha 180 fibras têxteis sintéticas por litro, já no efluente tratado final notou-se a presença de 4,9 ( $\pm 1,4$ ) fibras por litros. Após a sedimentação primária e secundária, o esgoto continha respectivamente 14,2 ( $\pm 0,7$ ) e 13,8 ( $\pm 1,6$ ) fibras por litro. Portanto, pode-se afirmar que mais ou menos 97,28% das fibras foram, principalmente, capturadas e sedimentadas no lodo ou filtradas durante o tratamento, enquanto o excedente persistiu na água residual tratada.

Em Paris, Dris (2016) detectou a presença de 260 a 320 fibras por litro na água residual pré-tratada na ETE Seine Centre (vazão média operacional igual a 240.000.000 litros por dia), das quais 45% excediam a dimensão de 1 mm. Após os processos de coagulação-floculação-decantação foram observadas concentrações entre 50 e 120 fibras por litro, das quais 7% excediam a dimensão de 1 mm. Por fim, após a biofiltração a concentração de fibras foi entre 14 e 50 unidades por litro, das quais nenhuma ultrapassava 1 mm de dimensão. É importante ressaltar que apesar da elevada eficiência de remoção das fibras plásticas, 14 ou 50 unidades por litros ainda é uma quantidade significativa de microplásticos sendo liberados diariamente em um corpo hídrico, pois levando em consideração o volume diário de efluente tratado pela ETE em questão são emitidos de 3,36 a 12 bilhões de fibras por dia.

A quantidade de fibras plásticas contida no efluente bruto da ETE de Goiânia foi estimada utilizando as concentrações de fibras por litro encontradas por Talvitie et al. (2015) e Dris (2016), conforme o quadro 3. A estimativa de fibras têxteis liberadas no efluente das lavanderias foi realizada considerando a concentração de fibras liberadas por traje de roupa ( $\geq 1900$ ), conforme Browne et al. (2011).

**Quadro 3:** Estimativa da quantidade de fibras liberadas pelo efluente bruto da ETE de Goiânia e das lavanderias estudadas.

Item	Unidade	Talvitie et al. (2015)	Dris (2016)	Browne et al. (2011)
Quantidade de fibras contidas no efluente bruto da ETE de Goiânia		$2,64 \times 10^{10}$	$3,82 \times 10^{10} - 5,29 \times 10^{10}$	-
Quantidade de fibras geradas pelas 11 lavanderias	Fibras por dia	-	-	$3,07 \times 10^8$
Quantidade de fibras geradas pela lavanderia 10		-	-	$3,12 \times 10^7$

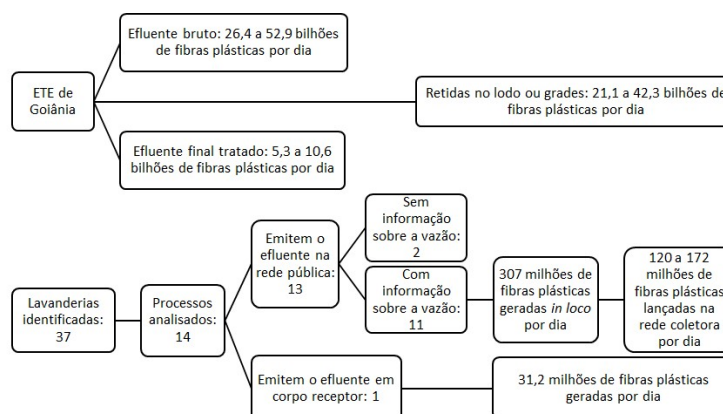
No quadro 3, observa-se que de 26,4 a 52,9 bilhões de fibras podem estar contidas no efluente bruto recebido diariamente pela ETE de Goiânia. De acordo com Saneago (2018), tal estação tem eficiência de remoção de 80% para Sólidos em Suspensão Totais (SST), portanto pode-se estimar que cerca de 5,3 a 10,6 bilhões de fibras por dia ainda estarão contidas no efluente tratado, sendo respectivamente de 36 a 72 fibras por litro lançadas no rio Meia Ponte. Enquanto de 21,1 a 42,3 bilhões de fibras devem ser capturadas e removidas no lodo ou barradas no gradeamento fino diariamente.



As 11 lavanderias que emitem o efluente pré-tratado na rede coletora de esgoto, podem liberar mais que 307 milhões de fibras por dia. A eficiência de remoção dos SST do gradeamento não foi encontrada nos processos de licenciamento analisados na AMMA, porém para o melhor desenvolvimento deste estudo, estipulou-se uma eficiência de remoção de 44% a 61% nas grades com espaçamento de 0,5 a 1,0 cm com espessura de barra de 0,64 cm. Logo, as 11 lavanderias podem lançar na rede coletora de 120 a 172 milhões de fibras por dia, representando de 0,23% a 0,65% das fibras contidas no efluente bruto recebido pela ETE de Goiânia.

Por fim, na lavanderia 10 que emite o efluente tratado diretamente no corpo receptor, pode haver uma liberação maior que 31,2 milhões de fibras por dia. Salienta-se que os valores acima provavelmente são mais elevados visto que o estudo realizado por Browne et al. (2011) considerou apenas o efluente de máquinas de lavar domésticas e não o de lavanderias industriais que tendem a liberar mais fibras devido aos vários procedimentos realizados nos artigos têxteis.

Considerando que a cidade de Goiânia é uma referência nacional na fabricação de roupas e que não se teve acesso a todos os processos de licenciamento, o número de lavanderias têxteis industriais que lançam o efluente na ETE de Goiânia certamente excede as 13 mencionadas. Logo, é provável que a representação das fibras, provenientes de todas as lavanderias instaladas no município, no efluente bruto da ETE seja bem maior que 0,23% ou 0,65%. O fluxograma abaixo representa um esquema dos resultados obtidos.



**Fluxograma 1:** Estimativas de MPs obtidas para o efluente da ETE de Goiânia e para as lavanderias analisadas.

Segundo Murphy et al. (2016) é provável que coagulantes como sulfato férrico ou outros agentes floculantes auxiliem na remoção de microplásticos do esgoto, visto que eles possibilitam a atração de partículas coloidais entre si, para assim formar flocos sedimentáveis que dão origem ao lodo. Sendo assim, é provável que grande parte das fibras contidas no esgoto da ETE, advindas tanto das lavadoras industriais quanto das residenciais, ficam retidas no lodo, enquanto que a outra parte continua suspensa no esgoto que é lançado no rio Meia Ponte.

Na ETE de Goiânia são produzidos cerca de 850 m<sup>3</sup> por dia de lodo primário. Após ser retirado dos decantadores primários, o lodo é encaminhado para a etapa de desague, que consiste na retirada do excesso de água do lodo por meio da aplicação do polímero catiônico juntamente com a centrifugação. Em

seguida, a torta (lodo que passou pelo processo de desagüe) é higienizada por meio da aplicação de Cal (CaO) e, por fim, é realizado o transporte de aproximadamente 110 toneladas por dia de torta, destinadas para uso agrícola (SANEAGO, 2018).

### **Possíveis impactos dos microplásticos ao meio ambiente**

Devido ao potencial significativo de adsorver e transportar POPs na superfície, ao serem aplicados no solo em conjunto ao lodo, os microplásticos podem exercer efeitos adversos tanto no solo quanto na biota local (COSTA et al., 2019). As características biofísicas do solo podem ser modificadas pelos MPs como por exemplo, a capacidade de retenção de água, a relação funcional entre atividades microbianas, a densidade aparente e as dimensões dos aglomerados formados no solo (MACHADO et al., 2018). Ademais, segundo os resultados obtidos pela pesquisa de Rillig et al. (2017), minhocas são agentes transportadores de microplásticos no solo podendo assim, desloca-los para maiores profundidades onde talvez atinjam o lençol freático. Por essas e outras razões, a aplicação de lodo de ETEs no solo deve ser mais estudada, visto que muitos dos reais riscos dos microplásticos aos seres vivos e ao meio abiótico ainda são desconhecidos.

Quanto ao meio aquático, inúmeros são os estudos que identificaram microplásticos no conteúdo estomacal da biota marinha e ribeirinha como, por exemplo, em peixes (MIRANDA et al., 2016; CHEUNG et al., 2018; MCNEISH et al., 2018; OLIVEIRA et al., 2020), mexilhões (BRÂTE et al., 2018), plânctons (TOMPSON et al., 2004) e até em organismos do mar profundo (TAYLOR et al., 2016). Dentre os tipos de microplásticos encontrados, os mais abundantes geralmente são fibras de poliéster e acrílica.

Em Hong Kong, foram detectadas concentrações de 169,48 a 221,45 itens/kg de MPs presentes em sedimentos bentônicos coletados em comunidades de corais (CHEANG et al., 2018). No segundo maior lago de água doce da China, Lago Dongting, foram encontrados, em sedimentos e água superficial, concentrações variáveis entre 200 e 1150 itens/m<sup>3</sup> de micropartículas plásticas, sendo o Poliestireno e o Tereftalato de Polietileno os compostos mais identificados nas amostras (JIANG et al., 2018).

Ding et al. (2018) notaram que, quando presentes no ambiente aquático, os MPs podem bioacumular no tecido conjuntivo de espécies como Tílapia vermelha (*Oreochromis niloticus*). Lo et al. (2018) observaram redução na taxa de crescimento de *Crepidula onyx*, um molusco marinho, quando expostos aos MPs durante as fases de desenvolvimento e crescimento. Sussarellu et al. (2016) identificaram diminuição de oócitos, células germinativas, no organismo de ostras expostas aos MPs, apontando assim efeitos negativos ao sistema reprodutivo desses organismos.

Silva (2016), ao realizar um experimento sobre a influência de MPs em larvas, constatou anomalias e mortes em 100% das larvas cultivadas sob a presença de MPs coletados em praias, sendo significativamente superior aos MPs virgens que foi de 23,5%. Tal diferença de toxicidade entre os MPs virgens e coletados em praias pode estar associada à presença de contaminantes adsorvidos na superfície dos MPs coletados em praias. Ao serem ingeridos, os microplásticos podem causar também tanto a obstrução mecânica do sistema gastrointestinal e respostas inflamatórias nos organismos (ANBUMANI et al., 2018) quanto transferir MPs para o nível trófico consumidor (ANBUMANI et al., 2018; ARAÚJO, 2020).

Além disso, os MPs podem provocar acumulação e transferência de POPs a outros níveis tróficos quando inseridos na cadeia alimentar (NOAA, 2009; GESAMP, 2010; ANDRADY, 2011; BAKIR et al., 2014).

Liebmann et al. (2018), identificaram em seu estudo microplásticos como Poliéster, Polipropileno, Poliamida, Poliuretano, dentre outros, retidos em fezes coletadas de 8 humanos saudáveis de 8 países distintos. Tal estudo comprova que tanto os seres vivos em geral quanto os seres humanos estão expostos aos possíveis perigos causados pelos MPs. Diante do exposto, percebe-se a importância do gerenciamento e controle adequado dos resíduos plásticos nas fontes geradoras para assim evitar a dispersão dos microplásticos no meio ambiente e os danos causados aos seres vivos. Como o efluente de lavanderias industriais e o tratado por ETEs liberam quantidades significativas de MPs no meio aquático e estes são matérias de difícil degradação, é provável que estes sejam fontes constante de emissão dessas partículas plásticas no Rio Meia Ponte. Alguns métodos de remoção de microplásticos já estão sendo estudados, tais como a aplicação de coagulantes à base de ferro (Poliacrilamida Aniônica – PAM) em altas dosagens seguido de ultrafiltração (MA et al., 2019) e a utilização de filtros 3D e 2D autolimpantes (BELJANSKI et al., 2016). Entretanto, muitas são as lacunas quanto à eficiência de remoção de microplásticos em grandes volumes de efluente ou água.

## CONCLUSÕES

Nesse estudo, analisou-se o potencial de emissão de MPs por lavanderias têxteis industriais na rede coletora de esgoto de Goiânia, bem como seus respectivos impactos ao meio ambiente.

Através deste trabalho foi possível evidenciar uma estimativa do percentual de MPs contidos no efluente bruto tratado e no lodo da ETE de Goiânia. Assim como a concentração de microplásticos presente no efluente de lavanderias industriais, apesar desta provavelmente ter sido subestimada devido à escassez de estudos que quantifique as fibras plásticas contidas no efluente desses empreendimentos e as lacunas de dados nos processos de licenciamento ambiental. Os percentuais de 0,23% ou 0,65% não são tão significativos quando comparados ao valor total de fibras possivelmente recebidas na ETE, no entanto tais percentuais representam a contribuição de apenas 11 lavanderias.

Além da contribuição de MPs vinda das lavanderias têxteis, o percentual liberado pelas máquinas domésticas de lavar roupas também precisa ser levados em consideração, já que sua contribuição de fibras deve ser a majoritária no efluente recebido pela ETE, devido ao seu elevado volume.

É importante destacar que o presente estudo foi desenvolvido sem a realização de análises laboratoriais devido às medidas adotadas para o enfrentamento e combate ao Covid-19, logo é provável que haja uma variação quanto às concentrações reais de fibras presentes nos itens analisados. Por isso, recomenda-se o desenvolvimento de estudos mais aprofundados em relação à quantificação dos MPs em efluentes de lavanderias industriais visto que estas são fontes secundárias geradoras de MPs. Orienta-se também a adoção de sistemas de tratamento mais eficientes nas lavanderias para assim evitar a transferência de responsabilidade à ETE municipal quanto aos possíveis impactos causados pelos MPs.

Outros fatores a serem levados em consideração são os impactos ambientais já evidenciados

causados pelos MPs, pesquisas mais aprofundadas devem ser desenvolvidas visto que estes são micropoluentes cada vez mais abundantes em nosso cotidiano.

## REFERÊNCIAS

- ANBUMANI, S.; KAKKAR, P.. Ecotoxicological Effects of microplastics on biota: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v.25, p.14373-14396, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1999-x>
- ANDRADY, A. L.. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v.62, n.9, p.1596-1605, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- ARAÚJO, A. P. C.. **Toxicidade e transferência trófica do microplástico polietileno de Poecilia reticulata para Danio rerio: efeitos da exposição via dieta e da captação direta.** Dissertação (Mestrado em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado) – Instituto Federal Goiano, Urutai, 2020.
- BAKIR, A.; ROWLAND, S. J.; THOMPSON, R. C.. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.140, p.14-21, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.01.004>
- BALDWIN, A. K.; CORSI, S. R.; MASON, S. A.. Plastic debris in 29 great lakes tributaries: relations to watershed attributes and hydrology. **Environmental Science & Technology**, v.50, n.19, p.10377-10385, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02917>
- BARBOSA, E. M.; BARATA, M. M. L.; HACON, S. S.. A saúde no licenciamento ambiental: uma proposta metodológica para a avaliação dos impactos da indústria de petróleo e gás. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.17, n.2, p.229-310, 2012.
- BAYO, J.; OLMOS, S.; LÓPEZ-CASTELLANOS, J.; ALCOLEA, A.. Microplastics and microfibers in the sludge of a municipal wastewater treatment plant. **International Journal of Sustainable Development and Planning**, v.11, n.5, p.812-821, 2016. DOI: <https://doi.org/10.2495/SDP-V11-N5-812-821>
- BELJANSKI, A.; COLE, C.; FUXA, F.; SETIAWAN, E.; SINGH, H.. Efficiency and effectiveness of a low-cost, self-cleaning microplastic filtering system for wastewater treatments plants. In: PROCEEDINGS OF THE NATIONAL CONFERENCE ON UNDERGRADUATE RESEARCH (NCUR). **Anais**. Asheville: The University of Michigan, 2016.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A.. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. São Paulo: CETESB, 1993.
- BRASIL. **ABNT NBR 9649 de novembro de 1986**. Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.
- BRÂTE, I. L. N.; HURLEY, R.; IVERSEN, K.; BEYER, J.; THOMAS, K. V.; STEINDAL, C. C.; GREEN, N. W.; OLSEN, M.; LUSHER, A.. *Mytilus* spp. As sentinels for monitoring microplastic pollution in Norwegian coastal Waters: A qualitative and quantitative study. **Environmental Pollution**, v.243, p.383-393, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.077>
- BROWNE, M. A.; CRUMP, P.; NIVEN, S. J.; TEUTEN, E.; TONKIN, A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R.. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide : sources and sinks. **Environmental Science & Technology**, v.45, n.21, p.9175-9179, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T.; TOMPSON, R.. Microplastic: an emerging contaminant of potential concern?. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v.3, n.4, p.559-566, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1002/ieam.5630030412>
- BUSS, M. V.; RIBEIRO, E. F.; SCHNEIDER, I. A. H.; MENEZES, J. C. S. dos S.. Tratamento dos efluentes de uma lavanderia industrial: avaliação da capacidade de diferentes processos de tratamento. **Revista de Engenharia Civil IMED**, v.2, n.1, p.2-10, 2015. DOI: <https://doi.org/10.18256/2358-6508/rec-imed.v2n1p2-10>
- CARR, S. A.; LIU, J.; TESSORO, A. G.. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. **Water Research**, v.91, p.174-182, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>
- CESA, F. S.. **Microplásticos têxteis: emissões de fibras sintéticas na lavagem doméstica.** Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.
- CHAGAS, M. A.. **Tratamento de efluente têxtil por processos físico-químico e biológico.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.
- CHEANG, C. C.; MA, Y.; FOK, L.. Occurrence and composition of microplastics in the seabed sediments of the coral communities in proximity of a metropolitan área. **Internacional Journal of Environment Research and Public Health**, v.15, n.10, p.2270, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph15102270>
- CHEUNG, L. T. O.; LUI, C. Y.; FOK, L.. Microplastic contamination of wild and captive flathead grey mullet (*Mugil cephalus*). **Internacional Journal for Environmental Research and Public Health**, v.15, n.4, p.597, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph15040597>
- COSTA, J. P.; PAÇO, A.; SANTOS, P. S. M.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T.. Microplastics in soils: assessment, analytics and risks. **Environmental Chemistry**, v.16, n.1, p.18-30, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1071/EN18150>
- CUNHA, B. S.; GASPAROVIC, C. L. M.; FOUTO, G.; SOLANA, I.; MEES, J. B. R.. Proposta de produção mais limpa no setor de lavanderia de uma indústria têxtil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 28. **Anais**. Rio de Janeiro: ABES, 2015.
- DERRAIK, J. G. B.. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v.44, n.9, p.842-852, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)

- DING, J.; ZHANG, S.; RAZANAJATOVO, R. M.; ZOU, H.; ZHU, W.. Accumulation, tissue distribution, and biochemical effects of polystyrene microplastics in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Environmental Pollution**, n.238, p.1-9, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.03.001>
- DRIS, R.. **First assesment of sources and fate of macro and micro plastics in urban hydrocosystems: case of Paris megacity**. Tese (Doutorado em Hidrologia)-Université Paris-Est, Paris, 2016.
- DRIS, R.; GASPERI, J.; MIRANDE, C.; MANDIN, C.; GUERROUACHE, M.; LANGLOIS, V.; TASSIN, B.. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. **Environmental Pollution**, v.221, p.453-458, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>
- EDULJEE, G. H.; SIMCIK, M. F.; CURRADO, G. M.; HARRAD, S.; FRIES, G. F.; LIEM, A. K. D.; CUIPJERS, C. E. J.; ZEILMAKER, M. L.; GOBAS, F. A. P. C.; SANDERS, G.; HALSALL, C. J.; HOLUBEK, I.. **Persistent organic pollutants: environmental behaviour and pathways of human exposure**. Londres: Stuart Harrad, 2001.
- GALLAGHER, A.; REES, A.; ROWE, R.; STEVENS, J.; WRIGHT, P.. Microplastics in the Solent estuarine complex, UK: An initial assessment. **Marine Pollution Bulletin**, v.102, n.2, p.243-249, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.002>
- GESAMP. **Proceedings of the GESAMP International Workshop on micro-plastic particles as a vector in transporting persistent, bioaccumulative and toxic substances in the oceans**. Paris: Reports & Studies, 2010.
- GIORDANO, G.. Tratamento e controle de efluentes industriais. **Revista ABES**, v.4, n.76, p.1-84, 2004.
- GOMES, A. V. S.; COSTA, N. R. V.; MOHALLEM, N. D. S.. Os tecidos e a nanotecnologia. **Química e Sociedade**, v.38, n.4, p.288-296, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.21577/0104-8899.20160040>
- ISOBE, A.; IWASAKI, S.; UCHIDA, K.; TOKAI, T.. Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. **Nature Communications**, v.10, n.417, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-08316-9>
- JAMBECK, J. R.; GEYER, R.; WILCOX, C.; SIEGLER, T. R.; PERRYMAN, M.; ANDRADY, A.; NARAYAN, R.; LAW, K. L.. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v.347, n.6223, p.768-771, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- JIANG, C.; YIN, L.; WEN, X.; DU, C.; WU, L.; LONG, Y.; LIU, Y.; MA, Y.; YIN, Q.; ZHOU, Z.; PAN, H.. Microplastics in sediment and surface water of West dongting lake and South dongting lake: Abundance, source and composition. **International Research and Public Health**, v.15, n.10, p.2164, 2018. DOI: <https://dx.doi.org/10.3390%2Fijerph15102164>
- JIANG, C.; YIN, L.; LI, Z.; WEN, X.; LUO, X.; HU, S.; YANG, H.; LONG, Y.; DENG, B.; HUANG, L.; LIU, Y.. Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. **Environmental Pollution**, v.249, p.91-98, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.022>
- LEE, H.; KUNZ, A.; SHIM, W. J.; WALTHER, B. A.. Microplastic contamination of table salts from Taiwan, including a global review. **Scientific Reports**, v.9, n.10145, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46417-z>
- LO, H. K. A.; CHAN, K. Y. K.. Negative effects of microplastic beposure on growth and development of *Crepidula onyx*. **Environmental Pollution**, n.233, p.588-595, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.095>
- LONGHIN, S. R.; SILVA, P. H. de.. Avaliação da toxicidade de resíduo de lavanderia industrial de jeans. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, Campos dos Goytacazes, v.10, n.2, p.5-40, 2016. DOI: <https://doi.org/10.19180/2177-4560.v10n22016p25-40>
- MA, B.; XUE, W.; DING, Y.; HU, C.; LIU, H.; QU, J.. Removal characteristics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. **Journal of Environmental Sciences**, v.78, p.267-275, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.10.006>
- MACHADO, A. A. S.; LAU, C. W.; TILL, J.; KLOAS, W.; LEHMANN, A.; BECKER, R.; RILLIG, M. C.. Impacts of microplastics on the soil biophysical environment. **Environmental Science & Technology**, v.52, n.17, p.9656-9665, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02212>
- MARTINS, S. S. S.; SILVA, M. P.; AZEVEDO, M. O.; SILVA, V. P.. Produção de petróleo e impactos ambientais: Algumas considerações. **HOLOS**, v.6, p.54-76, 2015. DOI: <https://doi.org/10.15628/holos.2015.2201>
- MCNEISH, R. E.; KIM, L. H.; BARRETT, H. A.; MASON, S. A.; KELLY, J. J.; HOELLEIN, T. J.. Microplastic in riverine fish is connected to species traits. **Scientific Reports**, v.8, n.11639, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29980-9>
- MICHAELI, W.; GREIF, H.; KAUFMANN, H.; VOSSEBÜRGER, F. J.. **Tecnologia dos plásticos**. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 2000.
- MINTENING, S. M.; INT-VEEN, I.; LÖDER, M. G. J.; PRIMPKKE, S.; GERDTS, G.. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-fourier-transform infrared imaging. **Water Research**, v.108, p.365-372, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>
- MIRANDA, D. A.; SOUZA, G. F. C.. Are we eating plastic-ingesting fish?. **Marine Pollution Bulletin**, v.103, n.1-2, p.109-114, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.035>
- MURPHY, F.; EWINS, C.; CARBONNIER, F.; QUINN, B.. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. **Environmental Science & Technology**, v.50, n.11, p.5800-5808, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>
- NOAA. **Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in Waters and sediments**. Silver Spring: Marine Debris Division, 2015.
- NOAA. **Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects, and fate of microplastic marine debris**. Silver Spring: Marine Debris Division, 2009.

OLESEN, K. B.; STEPHANSEN, D. A.; ALST, N. V.; VOLLERTSEN, J.. Microplastics in a stormwater pond. *Water*, v.11, n.1466, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11071466>

OLIVEIRA, C. W. S.; CORRÊA, C. S.; SMITH, W. S.. Food ecology and presence of Microplastic in the stomach content of neotropical fish in an urban river of the upper Paraná River Basin. *Ambiente & Água*, v.15, n.4, 2020. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2551>

PRATA, J. C.. Airborne microplastics: consequences to human health?. *Environmental Pollution*, v.234, p.115-126, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>

RAMOS, M. D. N.; CLAUDIO, C. C.; REZENDE, P. H. V.; CABRAL, L. P.; SANTOS, L. A.; COSTA, G. G.; MESQUITA, P. L.; AGUIAR, A.. Análise crítica das características de efluentes industriais do setor têxtil no Brasil. *Revista Virtual de Química*, v.12, n.4, p.913-929, 2020.

RILLIG, M. C.; ZIERSCH, L.; HEMPEL, S.. Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific Reports*, v.7, n.1362, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01594-7>

SANEAGO. **Integração do novo funcionário:** estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Dr. Hélio Seixo de Britto. Goiânia: ETE, 2018.

SILVA, P. P. G.. **Contaminação e toxicidade de microplásticos em uma área de proteção marinha costeira.** Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Carlos, São Carlos, 2016. DOI: <https://doi.org/10.11606/D.18.2016.tde-27092016-084059>

SILVA, S. M.. estrutura produtiva da indústria de confecção em Goiânia-GO. *Áskesis*, v.7, n.2, p.108-118, 2018.

SINDILAV. **Sindicato Intermunicipal de Lavanderias no Estado de São Paulo.** São Paulo: SINDILAV, 2020.

SUN, J.; DAI, X.; WANG, Q.; LOOSDRECHT, M. C. M.; NI, B. J.. Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*, v.152, p.21-37, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050>

SUSSARELLU, R.; SUQUET, M.; THOMAS, Y.; LAMBERT, C.; FABIoux, C.; PERNET, M. E. J.; GOÏC, N. L.; QUILLIEN, V.;

MINGANT, C.; EPELBOIN, Y.; CORPOREAU, C.; GUYOMARCH, J.; ROBBENS, J.; PAUL-PONT, I.; SOUDANT, P.; HUVET, A.. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.113, n.9, p.2430-2435, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113>

TALVITIE, J.; HEINONEN, M.; PÄÄKKÖNEN, J. P.; VAHTERA, E.; MIKOLA, A.; SETÄLÄ, O.; VAHALA, R.. Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Science & Technology*, v.72, n.9, p.1495-1504, 2015. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2015.360>

TAYLOR, M. L.; GWINNETT, C.; ROBINSON, L. F.; WOODALL, L. C.. Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms. *Scientific Reports*, v.6, n.33997, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep33997>

TOMPSON, R. C.; OLSEN, Y.; MITCHELL, R. O.; DAVIS, A.; ROWLAND, S. J.; JOHN, A. W. G.; MCGONIGLE, D.; RUSSELL, A. E.. Lost at sea: where is all the plastic. *Science*, v.304, n.5672 p.838, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1094559>

LIEBMANN, B.; KÖPPEL, S.; KÖNIGSHOFER, P.; BUCSICS, T.; REIBERGER, T.; SCHWABL, P.. Assessment of microplastic concentrations in human stool final results of a prospective study. In: UNITED EUROPEAN GASTROENTEROLOGY WEEK, 26. *Anais*. Vienna: Medical university of Vienna, 2018.

YIN, L.; JIANG, C.; WEN, X.; DU, C.; ZHONG, W.; FENG, Z.; LONG, Y.; MA, Y.. Microplastic Pollution in surface water of urban lakes in Changsha, China. *Environmental Research and Public Health*, v.16, n.1650, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph16091650>

ZUBRIS, K. A. V.; RICHARDS, B. K.. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental Pollution*, v.138, n.2, p.201-211, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.013>

A CBPC – Companhia Brasileira de Produção Científica (CNPJ: 11.221.422/0001-03) detém os direitos materiais desta publicação. Os direitos referem-se à publicação do trabalho em qualquer parte do mundo, incluindo os direitos às renovações, expansões e disseminações da contribuição, bem como outros direitos subsidiários. Todos os trabalhos publicados eletronicamente poderão posteriormente ser publicados em coletâneas impressas sob coordenação da **Sustenere Publishing**, da Companhia Brasileira de Produção Científica e seus parceiros autorizados. Os (as) autores (as) preservam os direitos autorais, mas não têm permissão para a publicação da contribuição em outro meio, impresso ou digital, em português ou em tradução.