CAPÍTULO 7

Biodegradação e biorremediação de fármacos, cosméticos e produtos de higiene pessoal

Jordana Quaglia P. Silva, Nairana Mithieli de Queiroz Eskuarek Melo, Thaís Marques Uber, Vinicius Mateus Salvatori Cheute

https://doi.org/10.4322/mp.978-65-84548-03-9.c7

Resumo

Os produtos farmacêuticos e de cuidado pessoal (PPCPs) regularmente utilizados pelo ser humano no seu dia a dia são uma questão de preocupação ambiental emergente. Os compostos químicos presentes nesses produtos são regularmente adicionados em nossas fontes de água superficial e subterrânea, seja por meio descarte em águas domésticas e industriais não tratadas ou parcialmente tratados, ou por meio de escoamento advindos da produção agrícola etc. Estes estão presentes em diferentes concentrações, e causam efeitos nocivos aos seres vivos. Muitos estudos têm avaliado seus efeitos na biodiversidade animal, que podem afetar direta ou indiretamente o ser humano também. Portanto, sua remoção das águas residuais é essencial. No entanto, a mineralização completa desses compostos é muito difícil de ser obtida. Várias tecnologias estão sendo propostas e utilizadas na remoção desses. Nesse capítulo revisamos técnicas de biorremediação utilizadas com esta finalidade.

Palavras-chaves: Águas superficiais, Águas residuais, Águas subterrâneas, Biorremediação, PPCPs, Remoção.

Abstract

Pharmaceutical and personal care products (PPCPs) regularly used by humans in their daily lives are an issue of emerging environmental concern. The chemical compounds present in these products are regularly added to our surface and groundwater sources, either through discharge into untreated or partially treated domestic and industrial water, or through runoff from agricultural production, etc. The compounds are present in different concentrations and cause harmful effects on living beings. Many studies have evaluated their effects on animal biodiversity, which can either directly or indirectly affect humans as well. Therefore, their removal from wastewater is essential. However, complete mineralization of these compounds is very difficult to achieve. Various technologies have been proposed and used to remove them from the environment. In this chapter we review bioremediation techniques used for this purpose.

Key words: Surface water, Wastewater, Groundwater, Bioremediation, PPCPs, Removal.

Rosane Marina Peralta (Org.) © 2022 Mérida Publishers CC-BY 4.0

1. Introdução

Os produtos farmacêuticos fazem parte do nosso dia a dia, sendo fabricados a fim de gerar resposta terapêutica em humanos e animais, melhorando sua saúde e qualidade de vida. Esses compostos apresentam características polares, podendo ser divididos em grupos de acordo com a sua resposta terapêutica, e também com a sua atividade biológica (Yuan et al., 2020; Dey et al., 2019).

Compostos farmacêuticos ativos (PhACs) são muito utilizados nas práticas médicas e veterinárias que podem, graças ao descarte indiscriminado tornarem-se micropoluentes perigosos. São comumente encontrados em águas residuais podendo causar impacto negativo na saúde humana e no meio ambiente pois apresentam alta persistência, atividade e alto potencial biológico, mesmo em baixas concentrações (Snousy et al., 2018; Mojiri et al., 2020; Primožič et al., 2020; Huang et al., 2021; Jureczko et al., 2021; Masjoudi et al., 2021). Os PhACs acabam passando inalterados ou pouco transformados pelas estações de tratamento de águas residuais (ETARs) devido a sua estrutura complexa, atingindo águas superficiais (Jureczko et al., 2021).

Dentre as principais classes dos produtos farmacêuticos estão incluídos, os antibióticos, anti-inflamatórios, analgésicos, psicotrópicos, reguladores hormonais, betabloqueadores etc. (Ghosh et al., 2021). O grupo dos antibióticos possui ampla variedade química como sulfonamidas, fluoroquinolonas, sulfadiazina, tetraciclinas, aminoglicosídeos, macrolídeos, etc (Ghosh et al., 2021; Kampouris et al., 2022). O incorreto descarte dessas moléculas é preocupante, pois o aumento de casos relacionados à resistência de antibióticos está diretamente relacionado à presença dos resíduos de antibióticos no ambiente. As principais fontes de disseminação são as estações de tratamento de águas residuais (ETARs), pois seus processos de limpeza são insuficientes e não são adequadamente projetadas para eliminar esses micropoluentes de forma completa (Křesinová et al., 2018; Liang. et al., 2021). A eficiência das ETARs em remover os poluentes, varia de acordo com os tratamentos e os parâmetros operacionais empregados, além das características físico-químicas dos compostos que serão removidos (Křesinová et al., 2018; Jiang et al., 2020; Liang et al., 2021; Masjoudi et al., 2021). O surgimento de resistência aos antibióticos deve ser olhado com cuidado, pois pode tornar ineficaz as medidas

terapêuticas utilizadas no tratamento de infecções, geralmente utilizando fármacos ou os produtos de cuidado pessoal (PCPs) que contém diversos compostos que auxiliam na limpeza e cuidados diários, como sabonetes shampoos, pasta de dente, loções corporais, fragrâncias, protetores solares, entre outros (Dey et al., 2019; Ghosh et al., 2021). Muitos deles apresentam características carcinogênicas, estrogênicas e mutagênicas, também aumentando o risco de causar bioacumulação (Yuan et al., 2020).

Os produtos de cuidados da pele (*skincare*) e cuidados pessoais têm sido usados em ampla quantidade no mundo todo e com isso são continuamente liberados no ar em grande escala como resultado de seu uso diário. Os compostos orgânicos utilizados para compor esses itens, conhecidos como PPCPs (produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais), estão presentes em produtos para pele, cosméticos ornamentais, itens de limpeza, produtos para cabelo e perfumes (Priya et al., 2021). A partir disso, inúmeros estudos têm relatado a presença de novos resíduos de PPCPs no ambiente que ficaram conhecidos como micropoluentes emergentes, também chamados de contaminantes emergentes (Ces) (Priya et al., 2021; Daughton & Ternes, 1999).

Unindo a ciência com o avanço da tecnologia analítica e instrumental, houve melhora nos recursos de detecção e análise desses compostos em nível de rastreamento em diversos tipos de ambientes, como nos ecossistemas aquáticos, estações de tratamento de águas subterrâneas, rios e efluentes. Enquanto os ftalatos foram declarados como cancerígenos, os demais compostos encontrados como fenóis, surfactantes e fragrâncias foram elencados como disruptores tóxicos ou endocrinos (Wu et al., 2016; Zhou et al., 2020; Ebele et al., 2017). A crescente atenção científica em relação aos PPCPs se deve ao fato de serem encontrados em concentrações preocupantes nos ambientes e à baixa porcentagem de remoção deles nas ETARs (Liang. et al., 2021). Metabólitos de PPCPs são resistentes à degradação microbiana e sua toxicidade é relatada como sendo de maior preocupação do que os compostos-mãe, em termos de toxicocinética e toxicodinâmica (Ebele et al. 2017). Consequentemente, é de suma importância a melhora ou acoplamento de técnicas de biorremediação que se mostrem eficazes para remover eficientemente os PPCPs das águas residuais e estações de tratamento antes de serem descarregados na natureza (Hena et al., 2021).

2. Ocorrência de fármacos e produtos de cuidado pessoal em diferentes sistemas aquáticos

Muitos compostos químicos derivados de fármacos e produtos de cuidados pessoais são encontrados no esgoto, solo, sedimentos e águas residuais. A presença desses compostos em sistemas aquáticos altera significativamente a microbiota daquele local, isto porque a água é um elemento vital e que está constantemente relacionada à homeostase ambiental (Ghosh et al., 2021).

A ocorrência de PPCPs em águas residuais domiciliares ou industriais tem sido relatada frequentemente (Ghosh et al., 2021; Khan et al., 2021; Sengar & Vijayanandan 2021). O problema ambiental é grande pois há diferentes fontes de entradas desses contaminantes, em diferentes concentrações em cada tipo de sistemas aquáticos, como águas superficiais (efluentes), águas residuais (esgotos domésticos, industriais e hospitalares) e águas subterrâneas (Khan et al., 2021; Sengar & Vijayanandan 2021).

2.1. Águas residuais

Os compostos de PPCPs estão presentes em águas residuais hospitalares, assim como em águas residuais domésticas e industriais. As águas residuais hospitalares apresentam uma carga significativa de compostos químicos derivados de PPCPs identificados em estações de tratamento. A evolução dos métodos tecnológicos analíticos propiciou a identificação de números compostos químicos que antes não eram identificados em amostras de águas residuais (Zhao et al., 2021; Sengar & Vijayanandan 2021).

Cada vez mais pesquisas vêm relatando aumento de compostos químicos derivados de PPCPs em suas análises, graças às tecnologias cada vez mais avançadas tanto no tratamento quanto na identificação de tais compostos. Esse aumento deve-se ao fato de que no período de chuvas a quantidade de água residual está muito além do que o tratamento pode ser capaz de coletar dos esgotos domésticos e ao fato das estações de tratamento serem projetadas para identificar compostos orgânicos e poluentes convencionais, através de um

tratamento primário e secundário que não identifica e nem remove compostos derivados de PPCPs (Zhao et al., 2021; Sengar & Vijayanandan 2021).

Portanto, verifica-se que se obteve um enorme avanço nas tecnologias analíticas nos últimos anos, porém a ausência de métodos ainda mais avançados impossibilita a filtração de certas substâncias, que com isso vão contaminar ainda mais as águas de efluentes. Estudos recentes demonstraram que os PPCPs detectados com mais frequência e em maior concentração em águas residuais brasileiras são paracetamol, diclofenaco, naproxeno, ibuprofeno, benzofenona-3 e metilparabeno (Pompei et al., 2019). No entanto, a ausência de outros compostos químicos não significa que tais compostos não estão presentes nas águas residuais e sim o fato de que os métodos de detecção não foram capazes de analisar a presença destes. Além disso, alguns compostos farmacêuticos não são encontrados nas amostras pois estão presentes em baixas concentrações, impossibilitando sua detecção (Pompei et al., 2019; Chaves et al., 2020).

2.2. Águas superficiais

As águas superficiais como lagos, rios, riachos etc., representam o principal sistema aquático na terra, e é o mais usado por humanos e por outros organismos. Além das contaminações relacionadas à ação do homem que atingem as águas superficiais, a descarga de águas tratadas e não tratadas de reservatórios de tratamento, assim como as águas relacionadas a produção agrícola, são as principais fontes de contaminação de PPCPs em águas superficiais (Fu et al., 2021; He et al., 2019). No entanto, quando comparado às concentrações em águas residuais, as águas superficiais contêm níveis consideravelmente mais baixos de compostos químicos. A diluição desses compostos na imensa quantidade de água, além dos processos de degradação natural, como a fotólise, degradação biológica e sorção são responsáveis pela incidência de níveis mais baixos (He et al., 2019).

A concentração de compostos químicos de PPCPs varia de acordo com a localização geográfica, padrão de consumo e a localização de indústrias que produzem esses compostos. Na maioria dos países em desenvolvimento, a concentração de vários compostos químicos derivados de produtos farmacêuticos detectados é superior do que os desenvolvidos. Isso pode ser

devido ao fato de muitas tecnologias de tratamento ainda serem indisponíveis nesses países, ou também pelo alto índice de uso de PPCPs (He et al., 2019; Ana & Espino., 2020; Tran & Gin, 2017).

2.3. Águas subterrâneas

As águas subterrâneas são formadas pela infiltração de águas presentes na superfície que atravessam as fendas no solo e poros rochosos e alcança o lençol freático. As águas subterrâneas têm um importante papel na distribuição hídrica para diversas atividades humanas, industriais e agrícolas. Essas águas subterrâneas representam grande parte da água utilizada para beber e sua potabilidade é uma prioridade. No entanto, a localização abaixo do solo acarreta e redução dos processos de fotodegradação, degradação microbiana e as condições de oxidação, podendo resultar na persistência de PPCPs na natureza, mesmo que encontrados em menores concentrações (Kampouris et al., 2022; Fu et al., 2021).

Vários estudos demonstram a presença de grupos de fármacos presentes em amostras de águas subterrâneas quando foram analisadas, podendo ser encontradas concentrações acima do normal de antibióticos, hormônios, analgésicos e anti-inflamatórios (Fu et al., 2021; Khan et al., 2021).

Em 2007, Voogt et al., divulgou uma lista de produtos farmacêuticos mostrando o nível de prioridade com base nos riscos para o ciclo da água. Os 6 produtos farmacêuticos mais citados estão listados na Tabela 1. Neste trabalho vamos falar das principais classes de fármacos utilizadas com base na tabela apresentada e seus principais meios de biorremediação e/ou biodegradação.

Tabela 1. Principais grupos de fármacos considerados de risco para o ciclo da água.

Classe	Produto farmacêutico específico
Antibióticos	Sulfametoxazol Eritromicina Ciprofloxacino Amoxicilina Trimetropina
Analgésicos	Ácido acetil salicílico Diclofenaco Ibuprofeno Naproxeno Paracetamol
Meio de contraste de raio-x	Iopromida
Reguladores lipídicos	Bezafibrato Ácido clofibrico Gemfibrozil
Antiepiléticos	Carbamazepina
Anticonceptivos	Etinilestradiol

Adaptado de Voogt et al., 2007.

3. Biorremediação de fármacos

3.1. Biorremediação de antibióticos

Desde a descoberta da penicilina, os antibióticos têm sido muito utilizados não apenas para proteger a saúde humana, mas também para promover o crescimento de animais na pecuária como gados e aves (Yang et al., 2021; Cai et al., 2022). Atualmente a China é considerada o maior produtor de antibióticos no mundo, representando cerca de 70% da quantidade mundial total, com rendimento anual de dois milhões de toneladas (Li et al., 2021). O descarte sem o tratamento adequado de antibiótico pode levar ao desenvolvimento de bactérias resistentes, causando problemas para a saúde pública devido a elevada ocorrência de infecções clínicas (Holanda et al., 2019).

Sabe-se que a biodegradação é um método amigável para a degradação de poluentes, representando uma opção de baixo custo (Křesinová et al., 2018). Um trabalho recente de Holanda et al., (2019) relataram a biodegradação de cloranfenicol (CAP) através de fungos endofíticos isolados de *Bertholletia excelsa* (castanha do Brasil). O CAP é amplamente utilizado no tratamento de meningite, peste, cólera e febre tifoide. Os autores utilizaram cinco estirpes de fungos sendo: *Aspergillus bertholletiae* Biorg 4, *Aspergillus sp*. BIORG 5, *Penicillium paxilli* BIORG 6, *Trichoderma sp*. BIORG 7 e *Aspergillus sp*. BIORG 9, cultivadas em meio sólido na presença de cloranfenicol. Os testes demonstraram que as cepas com os melhores resultados de biodegradação foram *Aspergillus sp*. BIORG 9 e *Trichoderma sp*. BIORG 7, concluindo que os fungos endofíticos apresentam potencial como biocatalisadores, sendo capazes de melhorar a biodegradação de outros contaminantes. Li et al., (2021) avaliaram a capacidade de *Trichoderma harzianum* LJ245, *Penicillium oxalicum* LJ302 e *Penicillium citrinum* LJ318 em degradar clortetraciclina (CTC), que é um resíduo antibiótico de forte acidez, muito utilizada na criação de peixes e na pecuária. Os resultados revelaram que as cepas degradaram 95,73%, 98,53% e 98,07% respectivamente, diminuindo rapidamente a concentração de CTC. Um outro estudo desenvolvido em 2020 por Mallak et al., demonstra um tratamento de triclosan por *Pleurotus ostreatus* e *Trametes versicolor*. *P.ostreatus* foi considerado eficiente na biodegradação de triclosan mesmo em altas concentrações. Esses trabalhos nos fornecem informações para investigações futuras para remover antibióticos de outros resíduos com eficiência.

Tratamentos biológicos são desejáveis em processos de remoção de antibióticos de águas superficiais, residuais e efluentes secundários, pois são considerados método verde, ecologicamente aceitável, com baixo custo energético comparado com outras opções (Blair-González et al., 2021).

3.2. Biorremediação de analgésicos

Medicamento analgésicos anti-inflamatórios incluindo paracetamol, ibuprofeno, cetoprofeno, naproxeno, ácido salicílico etc., são amplamente difundidos e comercializados sem a necessidade de receita médica. Em vista disso, grandes quantidades desses compostos são encontradas no meio

ambiente. Estudos relatam que peixes machos expostos à baixas concentrações dessas drogas sofreram feminização, portanto, é necessário e urgente a eficiente degradação desses compostos (Sharma et al., 2020).

Diclofenaco (DCF) é um exemplo de analgésico anti-inflamatório não esteroidal (AINEs), comumente utilizado no tratamento de várias doenças e dores. Com relação ao DFC, a maioria dos tratamentos empregados nas ETARs removem o composto de forma parcial devido à sua baixa degradabilidade (Osorio et al., 2022). As lacases são cobre oxidases que degradam a lignina, e tem sido proposta como um método eficiente de degradar DFC na água. Algumas pesquisas inclusive relatam a formação de subprodutos insolúveis no processo de degradação de DFC catalisado pela lacase de *Trametes versicolor.* Esses subprodutos insolúveis são interessantes pois podem ser separados da água antes de serem descartados no meio ambiente (Pype et al., 2019).

Ibuprofeno, ácido salicílico e paracetamol pertencem ao grupo de fármacos analgésicos anti-inflamatórios mais utilizados no mundo. Por serem bastante móveis na água e apresentarem variedade estrutural e em suas propriedades físico-químicas, estão entre os medicamentos mais encontrados em efluentes de tratamento. Um recente estudo realizado por Hasan et al., (2021) investigou a biodegradação desses compostos por bactérias presentes em escala real em biofiltro de água potável em diferentes estações ao longo do ano. Os resultados apontam que os três compostos foram biodegradados com diferentes taxas de degradação.

O naproxeno apresenta dois anéis condensados, o que o torna resistente à degradação microbiana. Em vista disso é necessário estudar novas cepas e consórcios de microrganismos capazes de degradar este composto de forma eficiente (Wojcieszyńska et al., 2020).

3.3. Biorremediação de meios de contraste iodado de raios-X

Os meios de contraste iodados (ICM) são drogas não biodegradáveis que incluem fármacos como iopromida, iohexol, iomeprol e iopamidol, usados comumente em radiografias intravenosas para obtenção de imagens médicas de vasos sanguíneos e cavidades corporais. ICM possui uma estrutura com anel benzeno com três substituintes do iodo, são compostos recalcitrantes e altamente persistentes, exibindo forte estabilidade bioquímica. Por conta disso,

as ETARs têm dificuldade de remover esses compostos com eficiência (Akao et al., 2020; Hu et al., 2020; Yan et al., 2021).

Akao et al., (2020) realizaram um estudo com uso de microalgas *Chlorella vulgaris*, no tratamento de iohexol. As microalgas são uma alternativa que pode complementar os meios de tratamento convencionais. Seu uso é atraente para o tratamento de efluentes pois podem remover metais pesados e compostos orgânicos. Como resultado os autores concluem que a microalga *C. vulgaris* obteve 40-50% de capacidade de remoção de iohexol através de duas principais vias de degradação: oxidação e hidrólise.

Até o presente momento existem poucos estudos que demonstram a degradação de composto de contraste iodados, sendo em sua grande maioria empregados métodos físicos como a ozonização, sendo, portanto, necessários mais estudos a respeito de tratamentos biológicos para a degradação de ICM.

3.4. Biorremediação de reguladores lipídicos

Os ativos farmacêuticos geralmente possuem em sua composição um caráter hidrofílico, são produzidos para serem biologicamente ativos e absorvidos pelo organismo de maneira fácil (Akerman-Sanchez & Rojas-Jimenez, 2021). Problemas relacionados ao metabolismo de lipídios, mais conhecidos como dislipidemias causam alterações e patologias relacionadas às lipoproteínas sanguíneas, sendo assim, o tratamento mais utilizado é a utilização de estatinas como a atorvastatina e sinvastatina, onde estas possuem uma ação farmacológica eficiente para reduzir o colesterol do tipo LDL através do mecanismo de inibição da 3-hidroxi-3-metilglutaril coenzima A (HMG-CoA), uma enzima importante para a síntese de colesterol (Wang *et al.* 2018; Costa et al., 2021).

Entretanto, após a metabolização de tais compostos, eles podem ser eliminados do organismo através da urina ou das fezes e seus metabólitos formados a partir desta degradação, podem ser mais tóxicos ou mais ativos biologicamente do que o próprio fármaco original em si (Akerman-Sanchez & Rojas-Jimenez, 2021). Um estudo realizado por Glassmeyer et al., (2005), demonstra que a classe dos medicamentos faz parte de uma classificação denominada “emergentes contaminantes” que é de extremo interesse para as autoridades ambientais, pois é muito importante a compreensão de como estes

fármacos se comportam durante o tratamento de afluentes, já que as estações de tratamento de águas residuais (ETARs) são as principais vias de entrada destes compostos químicos com o meio ambiente. Sendo assim, são necessárias alternativas que amenizem os efeitos maléficos causados pelas estatinas quando entram em contato com o ambiente. Wang *et al.*, (2018), demonstraram que, a foto transformação pode ser utilizada como forma de degradação destes compostos já que a atorvastatina por exemplo, consegue absorver luz UV no espectro de 290 e 320 nm. Logo, a fotólise indireta seria uma via eficiente de degradação da atorvastatina em ambiente aquático quando se compara com outros processos como biodegradação e adsorção, pois ajudam a amenizar as consequências biológicas causadas por este grupo de fármacos.

Outro estudo realizado por Sui., *et al.*, (2016) demonstra que o fármaco bezafibrato um dos medicamentos muito utilizado para prevenir ataques cardíacos e tratar doenças lipídicas, pode ser detectado na superfície aquática em concentrações de até 3,1 mg/L enquanto em efluentes é 4,6 mg/L. Devido aos efeitos combinados com outros fármacos e sua toxicidade ele acaba sendo prejudicial principalmente para o ambiente aquático. Além disso, uma alternativa de biodegradar este composto, seria utilizando iodo ativado em pH 7,0 a 20ºC e associado a isso, utilizar microorganismos adicionados no iodo ativado que seriam responsáveis pela degradação deste composto em uma faixa de temperatura e pH controlada.

3.5. Biorremediação de antiepiléticos

Medicamentos utilizados pela sociedade em geral são depositados nos rios principalmente por meio de águas residuais (estações de tratamento de águas residuais - ETARs) e, em menor quantidade, através da pecuária. Muitos estudos já relataram desordens de desenvolvimento em girinos de rã, feminização de peixes e até mesmo mudanças na diversidade aquática por conta da contaminação causada por fármacos (Hiba *et al.* 2021).

A carbamazepina (CBMZ) é um medicamento anticonvulsivante e muito utilizado para tratamentos principalmente de depressão, sendo assim, sua presença é muito comum no meio ambiente como contaminante. O risco ambiental envolvendo a CBMZ tem sido uma preocupação frequente para os

pesquisadores devido seu efeito tóxico sobre organismos aquáticos e as possíveis reações adversas que surgem em alguns pacientes (Hiba *et al.* 2021).

Em um trabalho realizado por Wang & Wang (2017), demonstrou-se que a irradiação gama pode decompor a carbamazepina de forma eficiente, mas com baixa mineralização mesmo na dose de 800 Gy porém esta mineralização como forma de tratamento biológico depende da dose irradiada. Quando a dose era de 800 Gy, a irradiação como forma de tratamento biológico melhorou significativamente a mineralização de carbamazepina, chegando a 79,3%. Sendo assim, este processo de tratamento pode ser uma opção vantajosa para mineralizar poluentes orgânicos recalcitrantes como a carbamazepina em águas residuais e amenizar os danos causados por estes.

Microorganismos são importantes no processo de tratamentos residuais como por exemplo, a descoberta de uma bactéria degradadora de carbamazepina chamada CBZ-4 que foi isolada em baixa temperatura (10 °C) na presença de lodo ativado em uma estação de tratamento de águas residuais urbana. Esta cepa CBZ-4, consegue utilizar a carbamazepina como única fonte de carbono e energia, esta foi identificada como sendo do gênero *Pseudomonas sp.* pela sequência do gene 16S rRNA. A CBZ-4 pode efetivamente degradar a carbamazepina em condições ideais: pH 7,0, 10°C, velocidade de rotação de 150 r / min e 13% do volume de inoculação. Após o tratamento, a taxa média de remoção da carbamazepina foi de 46,6% após 144 horas de incubação, o que demonstra que a cepa CBZ-4 pode ser uma aliada na biorremediação deste ativo farmacológico.

3.6. Biorremediação de hormônios anticoncepcionais

A exposição feminina a hormônios anticoncepcionais está aumentando cada vez mais e isso reflete diretamente no meio ambiente, pois a contaminação envolvendo estrogênios causa efeitos adversos na vida aquática, como evidências de interrupção sexual em peixes e feminização de peixes machos. A preocupação com a estrogenicidade das águas residuais tratadas rapidamente levou a uma busca intensiva por pesquisas para entender melhor a remoção do desta substância pelas estações de tratamento de água e esgoto (Yu, Deeb & Chu 2013).

Um trabalho realizado por Suzuki et al., (2017) investigou se a enzima Mn peroxidase (MnP) e a lacase com o mediador 1-hidroxibenzotriazol (HBT) possuem ação sobre as atividades estrogênicas dos hormônios esteróides 17b-estradiol (E2) e etinilestradiol (EE2) removendo-os do ambiente. Para tal, utilizou-se o sistema de ensaio de dois híbridos de levedura, que possuíam atividades estrogênicas de E2 e EE2 muito superiores comparados com outras substâncias e mais de 80% das atividades estrogênicas de E2 e EE2 foram removidas após 1 h de tratamento com MnP ou o sistema lacase-HBT. Para uma melhor análise de resultados, o tempo de tratamento foi aumentado para 8 h e isso contribuiu para a remoção da atividade estrogênica de ambos os hormônios.

Outros trabalhos também avaliaram a eficiência de remoção dos desreguladores endócrinos etinilestradiol (EE2), a progesterona levonorgestrel (LNG) e o bisfenol A (BPA), através da utilização de quatro pântanos construídos em escala laboratorial (CW) - três contendo cascalho como meio de suporte, um cultivado com *Cyperus isocladus* (WL1), outro com *Eichhornia crassipes* (WL3) e um sem macrófita (WL2). A quarta unidade continha cascalho e carvão de bambu como meio de suporte, também cultivado com *Cyperus isocladus* (WLC). As remoções médias variaram de 9,0 a 95,6% para EE2, de 29,5 a 91,2% para BPA e de 39,1 a 100,0% para GNL. Os resultados mostraram que o CW é mais eficiente para a remoção de EE2 e BPA foi o WLC, enquanto para a remoção de LNG, o mais eficiente foi o WL3. Assim eles são mais adequados para a remoção desses três compostos, sendo possivelmente eficiente também para a remoção de outros componentes endócrinos visando amenizar as consequências que essas substâncias podem trazer e então buscar meios alternativos e baratos para degradação destes fármacos (Campos; Queiroz; Roston, 2019).

4. Biodegradação e biorremediação de cosméticos

As estações de tratamento de águas residuais (ETARs) são utilizadas como o primeiro e principal meio para remover ou degradar os poluentes das águas residuais através do sistema de lodo ativo, que depende de parâmetros operacionais como pH, tempo de retenção hidráulica, composição físico-química da substância etc., para alcançar uma porcentagem satisfatória de biotransformação (Liang. et al., 2021; Wang & Wang, 2016). Sendo assim, a

eficiência de remoção dos PPCPs por processos de tratamento biológico foi revisada e vem sendo estudada por muitos autores.

Shahid et al., (2018) e Tara et al., (2019), relataram efetividade em estudos de biorremediação por pântanos flutuantes, semelhante ao processo natural de fitorremediação. Este processo consiste em uma tecnologia verde que mimetiza as funções das zonas úmidas naturais como purificadores de ecossistemas através da integração entre a suas raízes e a microbiota próxima. De acordo com os autores, as plantas utilizam seus processos metabólicos para remover uma ampla gama de produtos químicos, enquanto os micróbios aumentam a capacidade de degradação geral através de vários mecanismos. Ainda seguindo os estudos de Shahid e Tara, os pântanos flutuantes são divididos em: fluxo subsuperficial (SSF), fluxo de superfície (SF) ou zonas úmidas livres da superfície da água (FWS), com base no regime de fluxo de água a adentrar nessas zonas de tratamento. Assim, é importante o conhecimento prévio do tipo de PPCPs encontrados em maior quantidade em determinado ambiente para determinar a rota favorável de biodegradação, podendo ser ela aeróbica ou anaeróbica. Os pântanos de fluxo subsuperficiais horizontais semeados com P. australis e psitacópico heliconia, por exemplo, mostraram papel eficiente em remover compostos sintéticos como bisfenol A (BPA) e nonilfenóis (NP), como relatado por Toro-Vélez et al., (2016).

Outro mecanismo conhecido, é o mecanismo de fotólise, que consiste na “quebra” dos poluentes-alvo em compostos mais simples sem o envolvimento de algas. Recentemente, estudos como o de Huang et al., (2016) visando otimizar tal técnica, relatou que a inoculação de alga em efluentes contendo PPCPs levaram a um incremento no mecanismo de fotólise, que passou a ser conhecida como técnica de fotodegradação Indireta ou Fotodegradação induzida por algas. A fotodegradação do triclosan, por exemplo, como relatado pelo autor, foi reforçada na presença da alga Microcystis aeruginosa em comparação com o grupo controle, onde a meia-vida do composto foi reduzida de 67h para 2,5 h na presença de algas. Ainda de acordo com o autor, a ficocianina, um pigmento intercelular conhecido por exibir uma ampla gama de atividades foto-induzidas, gera radicais hidroxil na presença de luz sendo então responsável pela degradação do triclosan.

Outra forma já conhecida para a degradação de PPSPCs é a técnica que utiliza ozônio. O ozônio é um forte agente oxidante e possui como principal vantagem a geração de oxigênio como subproduto de degradação, ou seja, não poluente (Ahmed et al. 2017). No entanto, o ozônio tende a reagir preferencialmente com frações hidrofóbicas de compostos orgânicos (alquenos, alquinos, anéis aromáticos etc.), assim a oxidação direta de compostos por ozônio é uma reação seletiva e muitas vezes lenta, dependendo das espécies envolvidas. Além disso, as reações de ozonólise direta não costumam promover a oxidação completa dos compostos orgânicos até CO_2 e H_2O, sendo aldeídos, cetonas, álcoois e ácidos carboxílicos os principais produtos deste tipo de reação (Gottschalk et al., 2000). Recentemente, o processo de ozonação catalítica tem sido uma alternativa eficaz para a remoção de poluentes orgânicos aquosos, sendo ela elucidada pela presença de metais de transição que demonstraram aumentar a eficiência da oxidação por ozônio de uma série de poluentes orgânicos no meio aquoso (Tan et al., 2017).

De modo geral, vários trabalhos têm apresentado o manganês como uma das espécies mais promissoras para o processo de ozonização catalítica, como citado no trabalho de Tan et al., (2017). No artigo, os autores desenvolveram microesferas ocas porosas tridimensionais (3D alfa MnO_2 PHMS, do inglês *porous hollow microspheres*), com alto desempenho de adsorção e ozonação catalítica, para incrementar a técnica de ozonação já conhecida. Segundo os autores, devido às características de sua estrutura esférica oca porosa, os PHMSs exibem a excelente capacidade de adsorção e retenção, além de grande atividade catalítica para compostos como bisfenol A (BPA) e moléculas de O_3 que ficam retidas no interior do catalisador. A eficiência das microesferas para catalisar tais substância, foi atribuída principalmente ao fato da porosidade permitir um maior fluxo de oxigênio para acelerar a ativação do O3, aumentando sua capacidade de catálise e degradação dos PPCPs. Assim sendo, este estudo pode expandir o desenvolvimento de outras microesferas ocas porosas para a remoção de poluentes orgânicos usando métodos de ozonação catalítica.

5. Conclusão

Compostos farmacêuticos ativos (PhACs) e de cuidados pessoais têm sido amplamente utilizados no mundo todo, causando grande preocupação

devido a sua alta persistência, toxicidade, difícil detecção e tratamento específico desses poluentes. Os métodos biológicos emergiram como uma solução ecológica e ambientalmente amigável com baixo custo energético comparado com outras opções**.** Portanto, podemos concluir que os métodos de biodegradação e biorremediação são de fato eficientes na degradação de compostos farmacêuticos e de cuidados pessoais como relatados neste capítulo, porém ainda se faz necessário mais estudos a respeito de tratamentos biológicos para a degradação de alguns fármacos e produtos de cuidados pessoais aqui citados.

6. Referências

AHMED, M. B., ZHOU, J. L., NGO, H. H., GUO, W., THOMAIDIS, N. S., & XU, J. (2017). Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: a critical review. **Journal of Hazardous Materials**, *323*, 274-298.

AKAO, P. K., MAMANE, H., KAPLAN, A., GOZLAN, I., YEHOSHUA, Y., KINEL-TAHAN, Y., & AVISAR, D. (2020). Iohexol removal and degradation-product formation via biodegradation by the microalga *Chlorella vulgaris*. **Algal Research**, 51, 102050.

AKERMAN-SANCHEZ, G., & ROJAS-JIMENEZ, K. (2021). Fungi for the bioremediation of pharmaceutical-derived pollutants: A bioengineering approach to water treatment. ***Environmental Advances***, 100071.

ANA, K. M. S., & ESPINO, M. P. (2020). Occurrence and distribution of hormones and bisphenol A in Laguna Lake, Philippines. **Chemosphere**, *256*, 127122.
BLAIR-GONZÁLEZ, J., CONTRERAS-VILLACURA, E., GUEVARA, A. C., & TOLOZA, C. P. (2021). Oxytetracycline removal by biological/chemical activated mesoporous carbon. **Microporous and Mesoporous Materials**, 327, 111384.

CAI, Y., YAN, Z., OU, Y., PENG, B., ZHANG, L., SHAO, J., ... & ZHANG, J. (2022). Effects of different carbon sources on the removal of ciprofloxacin and pollutants by activated sludge: Mechanism and biodegradation. **Journal of Environmental Sciences**, 111, 240-248.

CAMPOS, JM, QUEIROZ, SC & ROSTON, DM (2019). Remoção dos desreguladores endócrinos etinilestradiol, bisfenol A e levonorgestrel por áreas úmidas construídas abaixo da superfície. **Ciência do Meio Ambiente Total**, 693, 133514.

CHAVES, M. D. J. S., BARBOSA, S. C., DE MELO MALINOWSKI, M., VOLPATO, D., CASTRO, Í. B., DOS SANTOS FRANCO, T. C. R., & PRIMEL, E. G. (2020). Pharmaceuticals and personal care products in a Brazilian wetland of

international importance: Occurrence and environmental risk assessment. **Science of the Total Environment,** 734, 139374.

COSTA, R. R., VIEIRA, A. F., COCONCELLI, L., FAGUNDES, A. D. O., BUTTELLI, A. C. K., PEREIRA, L. F., ... & KRUEL, L. F. M. (2021). Uso de Estatinas Melhora a Proteção Cardiometabólica Promovida pelo Treinamento Físico em Ambiente Aquático: Um Ensaio Clínico Randomizado. **Arquivos Brasileiros de Cardiologia**, 117, 270-278.

DAUGHTON, C. G., & TERNES, T. A. (1999). Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? **Environmental Health Perspectives,** 107(suppl 6), 907-938.

DE VOOGT, P., SACHER, F., JANEX-HABIBI, M. L., PUIJKER, L., & MONS, M. (2007). Development of an International Priority List of Pharmaceuticals relevant for the Water Cycle. https://edepot.wur.nl/138086

DEY, S., BANO, F., & MALIK, A. (2019). Pharmaceuticals and personal care product (PPCP) contamination—a global discharge inventory. In **Pharmaceuticals and Personal Care Products: Waste Management and Treatment Technology** (pp. 1-26). Butterworth-Heinemann.

EBELE, A. J., ABDALLAH, M. A. E., & HARRAD, S. (2017). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. **Emerging Contaminants**, 3(1), 1-16.

FU, C., XU, B., CHEN, H., ZHAO, X., LI, G., ZHENG, Y., ... & WANG, W. (2021). Occurrence and distribution of antibiotics in groundwater, surface water, and sediment in Xiong'an New Area, China, and their relationship with antibiotic resistance genes. **Science of The Total Environment,** 151011.

GHOSH, B., SENGAR, A., AHAMAD, A., & WARIS, R. F. (2021). Pharmaceuticals and personal care products: occurrence, detection, risk, and removal technologies in aquatic environment. In **Contamination of Water** (pp. 265-284). Academic Press.

GLASSMEYER, S. T., FURLONG, E. T., KOLPIN, D. W., CAHILL, J. D., ZAUGG, S. D., WERNER, S. L., ... & KRYAK, D. D. (2005). Transport of chemical and microbial compounds from known wastewater discharges: potential for use as indicators of human fecal contamination. **Environmental science & technology,** *39*(14), 5157-5169.

GOTTSCHALK, C., LIBRA, J. A., & SAUPE, A. (2000). Ozonation of water and waste water. **A Practical Guide to Understanding Ozone and Its Application** *2000*.

HASAN, M., ALFREDO, K., MURTHY, S., & RIFFAT, R. (2021). Biodegradation of salicylic acid, acetaminophen and ibuprofen by bacteria collected from a full-scale drinking water biofilter. **Journal of Environmental Management**, 295, 113071.

HE, K., HAIN, E., TIMM, A., TARNOWSKI, M., & BLANEY, L. (2019). Occurrence of antibiotics, estrogenic hormones, and UV-filters in water, sediment, and oyster tissue from the Chesapeake Bay. **Science of the total Environment,** *650*, 3101-3109.

HENA, S., GUTIERREZ, L., & CROUE, J. P. (2021). Removal of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) from wastewater using microalgae: A review. **Journal of Hazardous Materials**, *403*, 124041.

HIBA, Z. I. N. D., MONDAMERT, L., REMAURY, Q. B., CLEON, A., LEITNER, N. K. V., & LABANOWSKI, J. (2021). Occurrence of carbamazepine, diclofenac, and their related metabolites and transformation products in a French aquatic environment and preliminary risk assessment. **Water Research,** *196*, 117052.

HOLANDA, F. H., BIROLLI, W. G., & MORAIS, E. S. (2019). Study of biodegradation of chloramphenicol by endophytic fungi isolated from *Bertholletia excelsa* (Brazil nuts). **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology** 20, 101200.

HU, C. Y., DU, Y. F., LIN, Y. L., HUA, S. J., HOU, Y. Z., DENG, Y. G., ... & WU, C. H. (2020). Kinetics of iohexol degradation by ozonation and formation of DBPs during post-chlorination. **Journal of Water Process Engineering**, 35, 101200.

HUANG, L., SHEN, R., & SHUAI, Q. (2021). Adsorptive removal of pharmaceuticals from water using metal-organic frameworks: A review. **Journal of Environmental Management**, 277, 111389.

HUANG, X., TU, Y., SONG, C., LI, T., LIN, J., WU, Y., LIU, J., WU, C., 2016. Interactions between the antimicrobial agent triclosan and the bloom-forming cyanobacteria Microcystis aeruginosa. **Aquatic Toxicology** 172, 103–110.

JIANG, R., LIU, J., HUANG, B., WANG, X., LUAN, T., & YUAN, K. (2020). Assessment of the potential ecological risk of residual endocrine-disrupting chemicals from wastewater treatment plants. **Science of The Total Environment**, 714, 136689.

JURECZKO, M., PRZYSTAŚ, W., KRAWCZYK, T., GONCIARZ, W., & RUDNICKA, K. (2021). White-rot fungi-mediated biodegradation of cytostatic drugs-bleomycin and vincristine. **Journal of Hazardous Materials**, 407, 124632.

KAMPOURIS, I. D., ALYGIZAKIS, N., KLÜMPER, U., AGRAWAL, S., LACKNER, S., CACACE, D., ... & BERENDONK, T. U. (2022). Elevated levels of antibiotic resistance in groundwater during treated wastewater irrigation associated with infiltration and accumulation of antibiotic residues. **Journal of Hazardous Materials**, *423*, 127155.

KHAN, H. K., REHMAN, M. Y. A., JUNAID, M., LV, M., YUE, L., HAQ, I. U., ... & MALIK, R. N. (2021). Occurrence, source apportionment and potential risks of

selected PPCPs in groundwater used as a source of drinking water from key urban-rural settings of Pakistan. **Science of The Total Environment,** 151010.

KŘESINOVÁ, Z., LINHARTOVÁ, L., FILIPOVÁ, A., EZECHIÁŠ, M., MAŠÍN, P., & CAJTHAML, T. (2018). Biodegradation of endocrine disruptors in urban wastewater using *Pleurotus ostreatus* bioreactor**. New biotechnology,** 43, 53-61.

LI, A., CAI, R., CUI, D., QIU, T., PANG, C., YANG, J., ... & REN, N. (2013). Characterization and biodegradation kinetics of a new cold-adapted carbamazepine-degrading bacterium, Pseudomonas sp. CBZ-4. **Journal of Environmental Sciences**, 25(11), 2281-2290.

LI, Y., CHEN, H., WANG, Y., YANG, Z., & ZHANG, H. (2021). Efficient biodegradation of chlortetracycline in high concentration from strong-acidity pharmaceutical residue with degrading fungi. **Journal of Hazardous Materials**, 127671.

LIANG, H., GONG, J., ZHOU, K., DENG, L., CHEN, J., GUO, L., ... & LIU, X. (2021). Removal efficiencies and risk assessment of endocrine-disrupting chemicals at two wastewater treatment plants in South China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 225, 112758.

MALLAK, A. M., LAKZIAN, A., KHODAVERDI, E., HAGHNIA, G. H., & MAHMOUDI, S. (2020). Effect of *Pleurotus ostreatus* and *Trametes versicolor* on triclosan biodegradation and activity of laccase and manganese peroxidase enzymes. **Microbial Pathogenesis**, 149, 104473.

MASJOUDI, M., GOLGOLI, M., NEJAD, Z. G., SADEGHZADEH, S., & BORGHEI, S. M. (2021). Pharmaceuticals removal by immobilized laccase on polyvinylidene fluoride nanocomposite with multi-walled carbon nanotubes. **Chemosphere**, 263, 128043.

MOJIRI, A., ZHOU, J., VAKILI, M., & VAN LE, H. (2020). Removal performance and optimisation of pharmaceutical micropollutants from synthetic domestic wastewater by hybrid treatment. **Journal of Contaminant Hydrology**, 235, 103736.

OSORIO, V., CRUZ-ALCALDE, A., & PÉREZ, S. (2022). Nitrosation and nitration of diclofenac and structurally related nonsteroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) in nitrifying activated sludge. **Science of The Total Environment,** *807*, 150533.

POMPEI, C. M. E., CAMPOS, L. C., DA SILVA, B. F., FOGO, J. C., & VIEIRA, E. M. (2019). Occurrence of PPCPs in a Brazilian water reservoir and their removal efficiency by ecological filtration. **Chemosphere,** *226*, 210-219.

PRIMOŽIČ, M., KRAVANJA, G., KNEZ, Ž., CRNJAC, A., & LEITGEB, M. (2020). Immobilized laccase in the form of (magnetic) cross-linked enzyme aggregates

for sustainable diclofenac (bio) degradation. **Journal of Cleaner Production**, 275, 124121.

PRIYA, A. K., GNANASEKARAN, L., RAJENDRAN, S., QIN, J., & VASSEGHIAN, Y. (2021). Occurrences and removal of pharmaceutical and personal care products from aquatic systems using advanced treatment-A review. **Environmental Research,** 112298.

PYPE, R., SEPTAVAUX, J., AMAR, B. O. H., & DEBASTE, F. (2019). Polymerization and formation of insoluble byproducts of diclofenac using *Trametes versicolor* laccases–Experimental study and modelling. **Journal of Water Process Engineering**, 32, 100948.

SUI, Q., YAN, P., CAO, X., LU, S., ZHAO, W., & CHEN, M. (2016). Biodegradation of bezafibrate by the activated sludge under aerobic condition: Effect of initial concentration, temperature and pH. **Emerging Contaminants,** *2*(4), 173-177.

SENGAR, A., & VIJAYANANDAN, A. (2021). Human health and ecological risk assessment of 98 pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) detected in Indian surface and wastewaters. **Science of The Total Environment,** 150677.

SHAHID, M. J., ARSLAN, M., ALI, S., SIDDIQUE, M., & AFZAL, M. (2018). Floating wetlands: a sustainable tool for wastewater treatment. **Clean–Soil, Air, Water,** 46(10), 1800120.

SHARMA, K., KAUSHIK, G., THOTAKURA, N., RAZA, K., SHARMA, N., & NIMESH, S. (2020). Enhancement effects of process optimization technique while elucidating the degradation pathways of drugs present in pharmaceutical industry wastewater using *Micrococcus yunnanensis.* **Chemosphere**, 238, 124689.

SNOUSY, M. G., RASHAD, A. M., EBIAD, M. A. E. S., HELMY, H. M., & ABD EL BASSIER, M. A. (2018). Lead and associated micropollutant propagations in the North Suez Gulf, Egypt. **International Journal of Environmental Research,** 12(3), 357-371.

SUZUKI, K., HIRAI, H., MURATA, H., & NISHIDA, T. (2003). Removal of estrogenic activities of 17β-estradiol and ethinylestradiol by ligninolytic enzymes from white rot fungi. **Water Research**, 37(8), 1972-1975.

TAN, X., WAN, Y., HUANG, Y., HE, C., ZHANG, Z., HE, Z., ... & SHU, D. (2017). Three-dimensional MnO2 porous hollow microspheres for enhanced activity as ozonation catalysts in degradation of bisphenol A. **Journal of Hazardous Materials**, *321*, 162-172.

TARA, N., ARSLAN, M., HUSSAIN, Z., IQBAL, M., KHAN, Q. M., & AFZAL, M. (2019). On-site performance of floating treatment wetland macrocosms

augmented with dye-degrading bacteria for the remediation of textile industry wastewater. **Journal of Cleaner Production**, 217, 541-548.

TORO-VÉLEZ, A. F., MADERA-PARRA, C. A., PEÑA-VARÓN, M. R., LEE, W. Y., BEZARES-CRUZ, J. C., WALKER, W. S., ... & LENS, P. N. L. (2016). BPA and NP removal from municipal wastewater by tropical horizontal subsurface constructed wetlands. **Science of the Total Environment,** *542*, 93-101.

TRAN, N. H., & GIN, K. Y. H. (2017). Occurrence and removal of pharmaceuticals, hormones, personal care products, and endocrine disrupters in a full-scale water reclamation plant. **Science of the Total Environment,** *599*, 1503-1516.

WANG, M., LI, J., SHI, H., MIAO, D., YANG, Y., QIAN, L., & GAO, S. (2018). Photolysis of atorvastatin in aquatic environment: influencing factors, products, and pathways. **Chemosphere,** *212*, 467-475.

WANG, J., & WANG, S. (2016). Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from wastewater: a review. **Journal of Environmental Management,** *182*, 620-640.

WANG, S., & WANG, J. (2017). Carbamazepine degradation by gamma irradiation coupled to biological treatment. **Journal of Hazardous Materials,** 321, 639-646.

WOJCIESZYŃSKA, D., & GUZIK, U. (2020). Naproxen in the environment: its occurrence, toxicity to nontarget organisms and biodegradation. **Applied Microbiology and Biotechnology,** 104(5), 1849-1857.

WU, C., Zhang, K., Huang, X., & Liu, J. (2016). Sorption of pharmaceuticals and personal care products to polyethylene debris. *Environmental Science and pollution research*, *23*(9), 8819-8826.

YAN, P., CHEN, Z., WANG, S., ZHOU, Y., LI, L., YUAN, L., ... & KANG, J. (2021). Catalytic ozonation of iohexol with α-Fe0. 9Mn0. 1OOH in water: Efficiency, degradation mechanism and toxicity evaluation. **Journal of Hazardous Materials**, 402, 123574.

YANG, L. H., QIAO, B., XU, Q. M., LIU, S., YUAN, Y., & CHENG, J. S. (2021). Biodegradation of sulfonamide antibiotics through the heterologous expression of laccases from bacteria and investigation of their potential degradation pathways. **Journal of Hazardous Materials,** 416, 125815.

YUAN, X., HU, J., LI, S., & YU, M. (2020). Occurrence, fate, and mass balance of selected pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in an urbanized river. **Environmental Pollution,** *266*, 115340.

YU, C. P., Deeb, R. A., & Chu, K. H. (2013). Microbial degradation of steroidal estrogens. **Chemosphere,** *91*(9), 1225-1235.

ZHAO, X., Zheng, Y., Hu, S., Qiu, W., Jiang, J., Gao, C., ... & Quan, F. (2021). Improving urban drainage systems to mitigate PPCPs pollution in surface water: A watershed perspective. *Journal of Hazardous Materials*, *411*, 125047.

ZHOU, R., Lu, G., Yan, Z., Jiang, R., Bao, X., & Lu, P. (2020). A review of the influences of microplastics on toxicity and transgenerational effects of pharmaceutical and personal care products in aquatic environment. *Science of The Total Environment*, *732*, 139222.

Autores

Jordana Quaglia P. Silva, Nairana Mithieli de Queiroz Eskuarek Melo, Thaís Marques Uber, Vinicius Mateus Salvatori Cheute

Programa de Pós-graduação em Bioquímica, Universidade Estadual de Maringá. E-mails: jordanaqps@gmail.com, nairanameskuarek@gmail.com, thaisuber@gmail.com, vinimateusopo@gmail.com.