



UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
CAMPUS DE PALMAS
CURSO DE MESTRADO PROFISSIONAL EM ENGENHARIA AMBIENTAL

CLARA VARGAS DA SILVA LABRE

**REMOÇÃO DE AMPICILINA SÓDICA DA ÁGUA POR MEIO DA
TÉCNICA DE ADSORÇÃO UTILIZANDO CARVÕES ATIVADOS**

Palmas/TO
2022

CLARA VARGAS DA SILVA LABRE

**REMOÇÃO DE AMPICILINA SÓDICA DA ÁGUA POR MEIO DA
TÉCNICA DE ADSORÇÃO UTILIZANDO CARVÕES ATIVADO**

Dissertação de mestrado apresentado à UFT – Universidade Federal do Tocantins – Campus Universitário de Palmas, Curso de Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental, como requisito para obtenção do título de mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Dr. Thiago Costa Gonçalves Portelina

Coorientador: Dr. Sérgio Carlos Bernardo Queiroz

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

L126r Labre, Clara Vargas da Silva.
Remoção de ampicilina sódica da água por meio da técnica de adsorção utilizando carvões ativados. / Clara Vargas da Silva Labre. – Palmas, TO, 2022. 128 f.

Dissertação (Mestrado Profissional) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Palmas - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) Profissional em Engenharia Ambiental, 2022.

Orientador: Dr. Thiago Costa Gonçalves Portelinha
Coorientador: Dr. Sérgio Carlos Bernardo Queiroz

1. Saneamento ambiental. 2. Tratamento de água. 3. Microcontaminante emergente. 4. Antibiótico. I. Título

CDD 628

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

FOLHA DE APROVAÇÃO

CLARA VARGAS DA SILVA LABRE

REMOÇÃO DE AMPICILINA SÓDICA DA ÁGUA POR MEIO DA TÉCNICA DE
ADSORÇÃO UTILIZANDO CARVÕES ATIVADO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental,
Nível Mestrado Profissional, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre
em Engenharia Ambiental. A presente dissertação foi aprovada pela Banca
Examinadora composta pelos membros abaixo relacionados:

BANCA EXAMINADORA

Dr. Thiago Costa Gonçalves Portelinha (Presidente)
Universidade Federal do Tocantins

Dr. Marcelo Mendes Pedroza (Membro Titular Interno)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins

Dr. Emerson Adriano Guarda (Membro Titular Externo)
Universidade Federal do Tocantins

Aprovada em: 12 de dezembro de 2022.

Dedico este trabalho à minha família, por acreditarem em mim e investirem em minha formação a qualquer custo e à todos que de alguma forma ajudaram a tornar esse percurso mais fácil.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental, da Universidade Federal do Tocantins (UFT), à Avaliação do Ensino de Pós-Graduação (CAPES) ao orientador Prof. Dr. Thiago Costa Gonçalves Portelinha e coorientador Prof. Dr. Sérgio Carlos Bernardo Queiroz.

Agradeço à Deus pela saúde, força e coragem a mim proporcionado. À minha preciosa mãe/vovó Maria da Silva Labre pelo incentivo constante e dedicação incondicional. À minha filha amada Maria Clara, à minha irmã Luanna, ao meu pai Ronildo, às minhas tias Benemara, Mara Célia, Dorivan e tios Ronilson, Robson pelo amor e apoio nessa minha jornada.

À Larissa Gualberto por toda paciência e disposição em ajudar. Aos professores Drs. Marcelo Mendes, Emerson Guarda e Giulliano Guimarães por todas as sugestões no desenvolvimento do trabalho. E ao laboratório de Pesquisa em Química Ambiental e de Biocombustíveis (LAPEQ) da UFT/ Palmas, Laboratório de Caracterização de Impactos Ambientais (LCIA) e Laboratório de Saneamento do IFTO/Palmas.

Por fim, agradeço a todos meus familiares e envolvidos nessa minha caminhada que de alguma forma me ajudaram a tornar possível esse mestrado, independente das circunstâncias.

LABRE, C. V.S. **Remoção de Ampicilina sódica da água por meio da técnica de adsorção utilizando carvões ativado.** 128 p. Dissertação de Mestrado, Curso de Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Tocantins, 2022.

RESUMO

Os fármacos são os princípios ativos que originam medicamentos para um determinado propósito terapêutico. Entre esses, os antibióticos merecem destaque pelo grande consumo, pois após consumidos e metabolizados pelos seres humanos são excretados em sua maior parte e transportados até as estações de tratamento de esgoto (ETEs). O presente trabalho objetivou delimitar o uso de antibióticos no estado Tocantins e em Palmas-TO e avaliar a remoção do antibiótico ampicilina sódica da água, em regime batelada, empregando dosagens de 5,00 mg/L, 27,50 mg/L e 50,00 mg/L de carvões ativados em pó (CAP), um produzido a partir do epicarpo do coco babaçu e outro fabricado a partir de madeira ativada com vapor, em tempos de contato de 5,00 min, 32,50min e 60,00 min.. A água de estudo (ultrapura) foi preparada com uma concentração de 50,00 mg/L de ampicilina sódica, e as leituras de concentração residual foram realizadas por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE). O estudo resultou em dois artigos, um de revisão e outro de teste de bancada, onde o primeiro delimitou que a ampicilina está entre os trintas antibióticos mais consumidos no Tocantins e em Palmas-TO e o segundo encontrou uma eficiência de remoção da ampicilina sódica em água sintética de 48,73 % com 27,50 mg/L do CAP de Coco Babaçu em 32,50 min. Enquanto o CAP de madeira não foi eficiente sob as dosagens do carvão e tempo de contato analisados.

Palavras-chaves: Antibióticos; adsorvente; cromatografia.

LABRE, C. V.S. **Removal of Sodium Ampicillin from water by adsorption technique using activated carbons.** 128 p. Master's Dissertation, Professional Master's Course in Environmental Engi, Universidade Federal do Tocantins, 2022.

ABSTRACT

Drugs are the active principles that originate drugs for a specific therapeutic purpose. Among these, antibiotics deserve to be highlighted due to their high consumption, since after being consumed and metabolized by humans, they are mostly excreted and transported to sewage treatment plants (ETEs). The present work aimed to delimit the use of antibiotics in the state of Tocantins and in Palmas-TO and to evaluate the removal of the antibiotic ampicillin sodium from the water, in a batch regime, using dosages of 5.00 mg/L, 27.50 mg/L and 50.00 mg/L of powdered activated carbon (PAC), one produced from the epicarp of the Babaçu Coconut and the other made from steam-activated wood, in contact times of 5.00 min, 32.50 min and 60.00 min. The study water (ultrapure) was prepared with a concentration of 50.00 mg/L of sodium ampicillin, and residual concentration readings were performed by high performance liquid chromatography (HPLC). The study resulted in two articles, one review and the other bench test, where the first delimited that ampicillin is among the thirty most consumed antibiotics in Tocantins and Palmas-TO and the second found an efficiency of ampicillin sodium removal in 48.73% synthetic water with 27.50 mg/L of Coconut Babaçu CAP in 32.50 min. While the wood PAC was not efficient under the charcoal dosages and contact time analyzed.

Keywords: Antibiotics; adsorbent; chromatography.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Estrutura Molecular da Ampicilina sódica	23
Figura 2 - Procedimento para obtenção de dados secundários para o consumo de antibióticos no estado Tocantins e município de Palmas.....	33
Figura 3 - Protocolo para a revisão sistemática sobre o consumo de antibióticos no estado Tocantins e município de Palmas.....	35
Figura 4 - Cromatograma da água de estudo	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Níveis das variáveis dependentes do DFC.....	37
Tabela 2 - Tempo de Concentração e dosagem de CAP delimitados em 11 ensaios pelo DFC.	37
Tabela 3 - Condições analíticas do método cromatográfico	42

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1	38
Equação 2	39
Equação 3	39
Equação 4	39
Equação 5	40

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 JUSTIFICATIVA	15
3 OBJETIVOS	18
3.1 Objetivo geral.....	18
3.2 Objetivos específicos	18
4 REVISÃO DA LITERATURA	19
4.1 Consumo de fármacos	19
4.2 Microcontaminante.....	20
4.3 Fármacos.....	21
4.4 Antibióticos.....	22
4.5 Ampicilina Sódica	22
4.6 Presença de antibióticos no meio ambiente	23
4.7 Técnicas de remoção de antibióticos	26
4.7.1 ADSORÇÃO.....	27
4.7.1.1 Carvão Ativado	28
4.7.2 PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS	29
4.8 Legislação ambiental no Brasil e União Europeia	31
5 METODOLOGIA.....	33
5.1 Dados secundários do padrão de consumo dos antibióticos	33
5.2 Revisão sistemática de literatura.....	34
5.3 Ensaio de adsorção de ampicilina em carvão ativado.....	36
5.3.1 MATERIAIS UTILIZADOS	36
5.4 Procedimento experimental	37
5.4.1 PREPARAÇÃO DA ÁGUA CONTAMINADA SINTÉTICA.....	38
5.4.2 PROCEDIMENTO ANALÍTICO EMPREGADO NA CARACTERIZAÇÃO DO CARVÃO ATIVADO.....	38
5.4.2.1 Umidade.....	38
5.4.2.2 Cinzas.....	38
5.4.2.3 Material Volátil.....	39
5.4.2.4 Carbono Fixo	39
5.4.2.5 Número de iodo.....	39
5.4.2.6 Análise elementar (CHN) e térmica.....	40
5.4.3 ENSAIO DE BANCADA JAR TEST	40

5.4.4	CROMATOGRAFIA LÍQUIDA DE ALTA EFICIÊNCIA (CLAE).....	41
5.4.4.1	Obtenção da curva analítica	41
5.4.4.2	Preparação da fase móvel.....	42
5.4.5	AVALIAÇÃO DE REMOÇÃO DA AMPICILINA	42
6	RESULTADOS	42
6.1	Artigo I.....	44
6.2	Artigo II	74
7	CONCLUSÕES.....	100
	REFERÊNCIAS	102

1 INTRODUÇÃO

Os antibióticos são fármacos utilizados para tratar doenças infecciosas causadas por bactérias, no intuito de diminuir as taxas de morbidade e mortalidade referentes às infecções bacterianas (COSTA; JUNIOR, 2017). De acordo com a OMS (2018), a amoxicilina e o ácido clavulânico são os antibióticos mais utilizados em todo o mundo, podendo representar mais de 50% do consumo dessa categoria de fármacos em alguns países. Ressalta-se que a ampicilina é pertencente à mesma classe da Amoxicilina. O aumento da população, a industrialização e a maneira de armazenamento e descarte de medicamentos são alguns dos fatores que contribuem com o consumo e na geração de impactos que essas substâncias podem causar ao meio ambiente e à saúde dos seres vivos (SILVA; LEÃO, 2019). Esse processo dinâmico entre saúde e desenvolvimento garante uma diversidade de fármacos disponibilizados no mercado, propiciando um aumento no uso destes compostos nos últimos anos, situação comprovada por Guerra *et al.* (2019). Portanto, é notório o aumento no consumo de medicamentos e torna-se importante conhecer a dinâmica e o destino dos mesmos no meio.

O Brasil esteve entre os países das três Américas com maior índice de consumo de antibióticos entre o período de 2016 a 2018, com 22,75 doses diárias para cada mil habitantes (OMS, 2018). Ao mesmo tempo, a expectativa de vida cresceu entre 1940 e 2018 de 45,5 anos para 76,3 anos (IBGE, 2019). Nas últimas décadas, a presença de compostos farmacêuticos em corpos hídricos utilizados para o consumo humano tem merecido destaque especial da comunidade científica internacional, e tem sido objeto de investigação (FURLONG *et al.*, 2017; GAFFNEY *et al.*, 2015; HIRSCH *et al.*, 1999; JIANG *et al.*, 2011; LEUNG *et al.*, 2013; LOOS *et al.*, 2007; LORAIN; PETTIGROVE, 2006). Apesar de serem encontrados em baixas concentrações, não está completamente comprovado que são inócuos à saúde humana (IRIA, 2018).

O uso e descarte inadequado de diversos tipos de antibióticos, muitas vezes sem o acompanhamento de um profissional da área da saúde e ambiental, podem propiciar que os princípios ativos desta classe de medicamentos atinjam o meio ambiente (SILVA; LEÃO, 2019). Dentre os diversos fármacos que são estudados, os antibióticos despertam grande interesse, pois sua presença nos meios naturais pode gerar diversos efeitos deletérios, tanto ao meio ambiente quanto à saúde humana, como a possível influência sobre o aumento no número de microrganismos patogênicos resistentes (CASTRO, 2018).

A presença de antibióticos no meio ambiente ocorre por excreção natural, por meio de urina e/ou fezes, ou por descarte inadequado destas substâncias. Santos (2014) aponta que os mesmos podem contaminar o solo e o ambiente aquático, e que a grande maioria das estações de tratamento não possui tecnologia apropriada para a remoção destas substâncias da água ou do esgoto, expondo o ser humano, organismos aquáticos e terrestres a estes contaminantes. Com isso, é importante entender o comportamento dos antibióticos no meio aquático, assim como detectar a sua presença e compreender os efeitos que podem causar aos seres humanos e aos demais organismos.

O processo de urbanização desordenado, associado a falta de educação ambiental e acesso ao saneamento, intensifica o número de fontes difusas de poluição nos corpos hídricos, promovendo uma série de consequências negativas na qualidade e na saúde dos seres vivos. Grande parte destas substâncias geradas por processos antrópicos é considerada poluente (REICHERT *et al.*, 2019). Autores como Berendonk (2015) e Li Y.; *et al.* (2014) abordam que a presença dos microcontaminantes emergentes tem provocado a contaminação dos ambientes terrestres e aquáticos. Portanto, deve-se haver investimentos em sistemas de esgotamento sanitário para diminuir o número de despejos irregulares de efluentes e, conseqüentemente, das mais variadas substâncias existentes em sua composição como, por exemplo, os fármacos.

A detecção de fármacos como amoxicilina, ciprofloxacino, norfloxacino, ofloxacino, sulfametoxazol, azitromicina, ampicilina e outros em águas e efluentes, tem se transformado uma grande preocupação a nível mundial (CHRISTIAN *et al.*, 2003; HERNÁNDEZ *et al.*, 2019; JOHNSON *et al.*, 2017; DINH *et al.*, 2017; RAHARDJO *et al.*, 2011). No Brasil, existem legislações específicas relacionadas à classificação dos corpos hídricos (BRASIL, 2005), aos padrões para o lançamento de efluentes (BRASIL, 2011) e ao padrão de potabilidade da água para abastecimento humano (BRASIL, 2021). Apesar destes documentos fornecerem diretrizes para o setor de saneamento, não mencionam os limites e concentrações de fármacos, assim como da ampicilina sódica, nos corpos hídricos naturais, efluentes e águas tratadas.

Dentre as diversas tecnologias utilizadas para remoção de fármacos, estão os métodos destrutivos (oxidação química e biodegradação) e os não destrutivos (adsorção e técnicas utilizando membranas), sendo que a escolha de cada um deve ser feita considerando a concentração do poluente e o meio em que está inserido (HOMEM *et al.*, 2011). A adsorção utilizando carvão ativado é um dos métodos que vem sendo bastante estudado por ser uma alternativa para compostos recalcitrantes, além de apresentar várias vantagens, como alta eficiência, facilidade operacional e baixo risco de formação de subprodutos tóxicos (BORBA,

2006; EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2010; DRAMAN; BATRA'AZMAN; MOHD, 2015; RIVERA-UTRILLA *et al.*, 2013). Com isso, o carvão ativado é um dos materiais que pode ser utilizado com eficácia em técnicas de remoção de antibióticos.

No estado do Tocantins, apesar de alguns estudos terem avaliado a remoção de fármacos da água utilizando o carvão ativado como adsorvente (MARTINS, 2019; SOUSA, 2018; SOUSA, 2019), não existem informações em relação à quantidade e quais seriam os fármacos (ou antibióticos) mais consumidos, tanto a nível de estado como em sua capital, Palmas. Diante deste cenário, fármacos como os antibióticos podem ser removidos por meio da adsorção com carvão ativado. Tendo em vista o alto consumo de antibióticos no Brasil e a sua persistência ambiental, o presente estudo contribuirá para a área de saneamento, analisando a eficiência da adsorção como técnica de remoção de antibiótico da água. Esta pesquisa teve como objetivo delimitar o uso de antibióticos no estado Tocantins e em Palmas-TO e avaliar a remoção da ampicilina sódica em água sintética, sob diferentes dosagens de carvões ativado em pó (CAP) e tempos de contato.

2 JUSTIFICATIVA

Os antibióticos são considerados poluentes orgânicos emergentes que chamam a atenção da comunidade científica pelo seu amplo e constante consumo. Como exemplo, no Brasil, 40% dos medicamentos consumidos são antibióticos (REIS, 2020), entretanto, esse percentual pode estar subestimado, pois são substâncias facilmente comercializadas sem receita médica em muitas regiões do país. Além disso, a inexistência de informações disponíveis e o controle por órgãos de fiscalização sanitária dos Estados dificultam estimar o real consumo destes medicamentos (SILVA; COLLINS, 2011).

A forma de entrada desses compostos nas matrizes ambientais pode ser tanto pelo descarte inadequado como pelo lançamento de efluentes em corpos hídricos. As principais fontes de contaminação desses compostos em corpos de água são provenientes de fármacos, hormônios naturais e seus subprodutos presentes no esgoto doméstico, além dos lixiviados de aterro e efluentes industriais (LIMA *et al.*, 2017).

Estudos realizados desde a década de 70, detectaram microcontaminantes no meio ambiente, como em raízes de plantas aquáticas e corpos d'água. E o aumento da ocorrência dos mesmos em mananciais de uso para abastecimento humano tem provocado indagações sobre os riscos que essas substâncias possam oferecer ao ambiente e à saúde das pessoas, uma vez que se apresentam em baixas concentrações e pouco se sabe qual será a consequência a longo prazo do consumo dessa água (BERGMAN *et al.*, 2012). Estudos ecotoxicológicos demonstraram que estes compostos, mesmo em baixas concentrações, podem provocar efeitos adversos na biota aquática, isto porque quando lançados em corpos d'água provocam efeitos de genotoxicidade, de perturbação endócrina e de aumento da resistência de bactérias patogênicas (LIMA *et al.*, 2014).

Os tratamentos convencionais não são estruturados, para remoção dos fármacos e isso pode proporcionar a alteração da qualidade da água (ROMANO *et al.*, 2018). Além disso, a baixa biodegradabilidade dos fármacos é um dos fatores que contribui para sua prevalência ambiental, assim, os fármacos podem bioacumular no meio e/ou nos seres vivos presente nestes (LIMA *et al.*, 2017).

Os antibióticos são medicamentos com taxas de excreção com uma ampla faixa, variando de 10 a 90% (KÜMMERER, 2008), e estima-se que três quartos são excretados de forma inalterada (KÜMMERER; HENNINGER, 2003). Poucos são os estudos que discorrem e apresentam análises acerca dos efeitos e consequências da presença de antibióticos no meio

ambiente. O conhecimento sobre genotoxicidade e biodegradabilidade de antibióticos é limitado (PAREEK *et al.*, 2015). Quanto a persistência, análises realizadas comprovam que a maioria de antibióticos são persistentes, e apenas alguns são biodegradáveis. Dessa forma, é de grande interesse o estudo de técnicas eficientes para a remoção destes componentes de efluentes (KÜMMERER; AL-AHMAD; MERSCH-SUNDERMANN, 2000).

A adsorção é um dos métodos não destrutivos e podem ser empregados na remoção dos antibióticos anidroeritromicina A, roxitromicina, claritromicina e tilmicosina, sulfametoxazol, cefalexina, tetraciclina, ofloxacina e ampicilina sódica. É possível constatar elevado grau de remoção, tanto no estudo que usa apenas adsorção quanto naquele em que o método é combinado com outras tecnologias de remoção de antibiótico. Estudos com uso desta metodologia obtiveram remoção de até 86,9% para anidroeritromicina A (GÓMEZ-PACHECO *et al.*, 2011; WANG *et al.*, 2016; TAI *et al.*, 2017). No caso da adsorção, não ocorre a remoção ou degradação dos contaminantes, mas apenas sua transferência para uma nova forma de resíduo que pode ser tratado com incineração, por exemplo. Como vantagem, é um processo simples e de baixo custo, além de que não se formam produtos intermediários que possam ser perigosos.

Considerando que, na prática, os setores de saneamento levam em conta a questão econômica, o estudo das técnicas de remoção deve ser feito levando em conta à alta eficiência e o valor financeiro. Na literatura, a adsorção surge como uma excelente alternativa na remoção de fármacos, pois apresenta alta eficiência (CHAYID; AHMED, 2015; KYZAS *et al.*, 2015; NANAKI *et al.*, 2015; RAD; HARIRIAN; DIVSAR, 2015; PEZOTI *et al.*, 2016; FRANCO *et al.*, 2017; NAIRI *et al.*, 2017). Com isso, o uso de carvão ativado é uma das opções mais atraentes pois possui uma estrutura de poros e uma alta área de superfícies que favorecem a retenção desses compostos.

O presente estudo irá analisar a eficiência de remoção da ampicilina sódica, medicamento bastante consumido em Palmas-TO entre 2018 e 2020, por meio da adsorção utilizando carvão ativado. O número de pesquisas relacionadas ao quantitativo de antibióticos em corpos hídricos, percentual de excreção de antibióticos em seres humanos, limites mínimos e máximos em que estas substâncias são prejudiciais em águas de mananciais e de consumo humano, são escassos em relação a outros temas da área de saneamento. Como a Portaria GM/MS nº 888/21 (BRASIL,2021) e Resolução CONAMA 430/11 (BRASIL,2011) referentes a norma de potabilidade da água e ao padrão de lançamento de efluentes em corpos hídricos, não preconizam limites mínimos e máximos para os fármacos, este estudo pode ser visto como

uma alternativa tecnológica para a remoção da ampicilina sódica durante o tratamento da água ou de efluentes.

Diversos antibióticos são lançados de forma irregular diariamente em corpos hídricos, contribuindo para contaminação destes, sem que ocorra a detecção destas substâncias por parte dos órgãos competentes. Com isso, como as abordagens destas substâncias, em normativas são praticamente inexistentes, é possível que diversas águas apresentem níveis críticos de contaminações, que possam estar prejudicando fauna, flora e até a saúde dos seres humanos neste exato momento. Portanto, cada ano posterior a 2022, que não ocorra novos estudos de detecção de antibióticos em corpos hídricos, pode propiciar a potencialização dos prováveis danos destas substâncias aos meios aquáticos e aos seres vivos, visto que para solucionar qualquer problema é necessário ter conhecimento sobre o tema.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Verificar quais são os antibióticos de amplo uso no Tocantins e em Palmas-TO, e analisar a remoção do antibiótico ampicilina sódica, através do uso de carvões ativado em pó (CAP) em água sintética.

3.2 Objetivos específicos

- Determinar os antibióticos de amplo uso no Tocantins e em Palmas-TO;
- Quantificar o consumo de Ampicilina sódica no Tocantins e em Palmas-TO;
- Caracterizar os carvões ativados utilizados;
- Verificar a eficiência da remoção do antibiótico, em regime batelada empregando diferentes concentrações de carvão ativado e múltiplos tempos de adsorção.

4 REVISÃO DA LITERATURA

4.1 Consumo de fármacos

Com os avanços tecnológicos e da medicina a quantidade de fármacos aumentou consideravelmente (BISOGNIN; WOLFF; CARISSIMI, 2018). Entre as diversas classes existentes de fármacos de maior consumo mundial estão os antibióticos, analgésicos, anti-inflamatório, drogas psiquiátricas, reguladores lipídicos, betabloqueadores/anti-hipertensivos, contraste raio-X, contraceptivos hormonais, antidiabéticos, anticancerígenos, entre outros (BARCELÓ, 2003; BIRKHOLZ, STILSON; ELLIOT, 2014; GAVRILESCU *et al.*, 2015; JIANG; ZHOU; SHARMA, 2013; PAL *et al.*, 2010; SILVA; COLLINS, 2011).

De acordo com a OMS (2018), dentre os antibióticos, a amoxicilina e o ácido clavulânico são os mais utilizados em todo o mundo e em 49 países, essa categoria representa mais de 50% do consumo de antibióticos. O Brasil é um dos maiores mercados de medicamentos do mundo. Entre as seis maiores empresas farmacêuticas, quatro são brasileiras e apresenta crescimento acelerado na produção de medicamentos genéricos; e dentre os fármacos que possuem alta produção, destacam-se os antibióticos e hormônios (FEBRAFARMA, 2011).

O uso excessivo de antimicrobianos vem causando preocupação para muitos países em promover o uso racional destes medicamentos (PAULA; CAMPOS; SOUZA, 2021). O Brasil ocupa a quarta posição do ranking mundial de consumo de medicamentos, e 40% deste é representado pela venda de antibióticos, de acordo o Sindicato das Indústrias Farmacêuticas (MULLER *et al.*, 2015). Segundo Novaretti, Aquino e Piscopo (2015), isso ocorre devido à introdução de medicamentos genéricos, facilitando o acesso a medicamentos para inúmeros brasileiros pelo baixo custo. A automedicação é uma prática comum no Brasil. A facilidade de obtenção de medicamentos, associado a disponibilidade de informações sobre esses, somados a pouca divulgação sobre os riscos desse procedimento, propicia um acréscimo de casos na população, com o aumento também dos efeitos adversos (HERNANDEZ; ALMEIDA NETO, 2019).

4.2 Microcontaminante

Contaminantes emergentes são substâncias contaminantes não regulamentadas, que podem futuramente ser alvo de regulamentações, se estudos a seu respeito apresentarem resultados sobre a sua toxicidade e/ou efeito nefasto sobre a saúde humana e animal, e sua ocorrência no ambiente (KÜMMERER, 2010). Diante desse conceito, entende-se que a definição abrange uma diversidade de compostos, podendo ser cianotoxinas, micotoxinas, hormônios, substâncias tensoativas, produtos farmacêuticos e de cuidado pessoal, entre outros.

O termo “microcontaminante persistente” é utilizado no presente trabalho para definir as substâncias sintéticas que não são monitoradas no meio ambiente, mas que em diversas pesquisas realizadas já mostram preocupações quanto a seus possíveis danos que podem afetar a saúde dos seres vivos mesmo que apresentando em concentrações da ordem de micro ou nanogramas por litro. A palavra emergente remete à ideia de que a introdução destes é recente no meio ambiente, porém a conscientização das pessoas referente a presença destes contaminantes é que está emergindo (FREITAS, 2018).

A presença de substâncias farmacologicamente ativas, denominadas emergentes, no ambiente são oriundas da excreção em forma não metabolizada ou como um metabólito ativo, advindo do uso intenso e extensivo no tratamento de doenças em seres humanos e animais e do lançamento via efluentes municipais e industriais nos corpos hídricos receptores das águas servidas (CALAMARI *et al.*, 2003; CHAPMAN, 2006; PETROVIĆ *et al.*, 2005). Lima *et al.* (2014) afirmam que, esses compostos em baixas concentrações, podem provocar efeitos adversos na biota aquática, isto porque quando lançados em corpos d’água provocam efeitos de genotoxicidade, de perturbação endócrina e de aumento da resistência de bactérias patogênicas.

De acordo Lima *et al.* (2017) as principais fontes de contaminação desses compostos em corpos d’água são provenientes de fármacos, hormônios naturais e seus subprodutos presentes no esgoto doméstico, além dos lixiviados de aterro e efluentes industriais. A preocupação em estudar a presença destes compostos nas matrizes ambientais começa a aparecer a partir da década de 70 (setenta), que é quando os estudos para identificação de microcontaminantes como resíduos de medicamentos e cosméticos começaram a aparecer nos EU (LIMA *et al.*, 2014). Um exemplo disso, é um estudo realizado por Eisenreich, Hollod e Johnson (1979), onde foi verificada a ocorrência de microcontaminantes, seja por meio da interação sedimento-água, ou sedimento. E o resultado encontrado foi maior concentração dos

mesmos próximos à extremidade oeste do lago e na porção central entre a Península de Keeweenaw e a Baía de Thunder.

Com os estudos realizados desde a década de 70 (setenta) até o momento, foram detectados microcontaminantes no meio ambiente, como em raízes de plantas aquáticas e corpos d'água. O aumento da ocorrência dos mesmos em mananciais de uso para abastecimento humano tem provocado indagações sobre os riscos que essas substâncias possam oferecer para o ambiente e à saúde das pessoas, uma vez que as mesmas se apresentam em baixas concentrações e pouco se sabe qual será a consequência a longo prazo do consumo dessa água (BERGMAN *et al.*, 2012).

4.3 Fármacos

Os fármacos são denominados microcontaminantes por apresentar-se em baixas concentrações e constituir substâncias químicas biologicamente ativas sintetizadas para causar alterações fisiológicas em humanos, animais e plantas, onde não são totalmente absorvidas, podendo causar significativos efeitos adversos (LIMA *et al.*, 2017). Dentre suas principais classes estão os antibióticos (ex.: sulfametoxazol e trimetoprima), que são de uso exacerbado pela sociedade e, em função da sua baixa biodegradabilidade, podem concentrar-se no meio, visto que estes não são totalmente absorvidos pelo organismo, sendo eliminados em fezes e urina.

Alguns estudos apontam que a presença dos fármacos em corpos d'água é devido a ineficiência dos sistemas convencionais de tratamento de esgoto no que diz respeito à remoção da maioria dos microcontaminantes, pela baixa cobertura de saneamento no país, e sua baixa biodegradabilidade é um dos fatores que contribui para sua prevalência ambiental (LIMA *et al.*, 2017). Segundo Dias (2014), há grande risco de contaminação desses microcontaminantes em corpos d'água que recebem os esgotos *in natura* ou efluentes. A utilização dos fármacos é inevitável, sendo descarregados para o meio hídrico, pois as ETE's convencionais não possuem mecanismos que permitem a degradação destas moléculas biorecalcitrantes (CAI; HU, 2017). No Brasil, grande parte das cidades não possuem sistemas de tratamento de efluentes e os mesmos são lançados diretamente nos corpos d'água sem tratamento prévio (SILVA, 2019).

O tratamento convencional de água é uma combinação de processos físicos e químicos para que a água esteja própria para o consumo humano. As etapas principais são a coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção (MOSTAFA *et al.*, 2015). Peña-Álvarez e

Castillo-Alanís (2015) afirmam que as estações de tratamento de água não conseguem remover poluentes emergentes, apesar dos mesmos estarem presentes nos afluentes e efluentes.

Segundo Bound, Kitsou e Voulvoulis (2006) as principais classes mais impactantes de fármacos no meio ambiente são os antibióticos (76,6%), hormônios (73,6%) e antidepressivos (69,4%). Lin, Tsai e Hung (2019) mencionam que os fármacos mais comumente consumidos incluem antibióticos, analgésicos e antitérmicos. Karaolia *et al.* (2018) e Gothwal e Shashidhar (2015) afirmam que estes podem chegar ao meio ambiente e afetar corpos hídricos por contaminação quando não há sistema de tratamento de efluente de águas residuais capaz de remover fármacos emergentes.

4.4 Antibióticos

Os antibióticos são fármacos utilizados para tratar doenças infecciosas causadas por bactérias, no intuito de diminuir as taxas de morbidade e mortalidade referentes às infecções bacterianas (COSTA; JUNIOR, 2017). Para Goodman e Gilman (2007), os antibióticos são substâncias produzidas pelas bactérias, que suprimem o crescimento de outros microrganismos. Rang *et al.* (2003) dizem que essas diferenciam-se nas suas propriedades físicas, químicas e no mecanismo de ação.

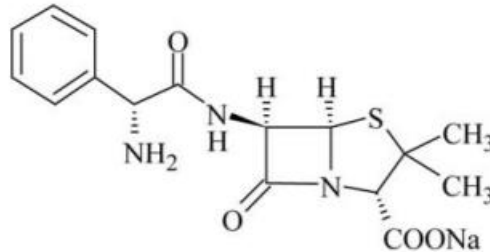
Desde o início do século XX, uma série de antibióticos vem sendo produzidos para combate de infecções bacterianas, como a penicilina, eritromicina, tetraciclina e etc. (WRIGHT; SEIPLE; MYERS, 2014). E o consumo desses medicamentos vem aumentando irracionalmente, o que para Silva e Leão (2019) representa um problema de saúde pública. Isso, porque de acordo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2018) o consumo irracional de medicamentos como os antimicrobianos pode favorecer a resistência microbiana.

4.5 Ampicilina Sódica

A ampicilina sódica ($C_{16}H_{18}NaN_3O_4S$) é um antibiótico β -lactâmicos, de amplo uso no tratamento de uma gama de doenças e infecções bacterianas (BELTRAN *et al.*, 2008). Pertencente à família das aminopenicilinas, ela é ativa contra microrganismos inibindo a síntese da parede celular durante a multiplicação ativa (RAHARDJO *et al.*, 2011). Esse antibiótico também é conhecido por ser pouco degradável e permanecer como composto ativo na urina e

nas fezes humanas (GLOVER; LALKA; MONIF, 1996). A estrutura molecular do antimicrobiano está representado na Figura 1.

Figura 1 - Estrutura Molecular da Ampicilina sódica



Fonte: Farmacopeia Brasileira (2010)

O antibiótico ampicilina é um fármaco que causa alguns problemas potenciais devido ao aumento de bactérias resistentes (RAHARDJO *et al.*, 2011). Aproximadamente 35-40% dos isolados de *E. coli* são resistentes à ampicilina, e também mais de 95% de todos os isolados de *K. pneumonia* são inerentemente resistentes a este antibiótico (GLOVER; LALKA; MONIF, 1996).

4.6 Presença de antibióticos no meio ambiente

Poucos são os estudos que discorrem e apresentam análises acerca dos efeitos e consequências da presença de antibióticos no meio ambiente. Para Pareek *et al.* (2015), o conhecimento sobre genotoxicidade e biodegradabilidade de antibióticos é limitado. Quanto a persistência, análises realizadas por Kümmerer, Al-ahmad e Mersch-sundermann (2000) comprovam que a maioria de antibióticos são persistentes, apenas alguns são biodegradáveis. Em específico, a ciprofloxacina, pertencente ao mesmo grupo da trimetropina, não é biodegradável.

A biodegradabilidade tem sido baixa para a maioria dos compostos investigados em testes laboratoriais, mesmo alguns dos β -lactum (ALEXY; KÜMPEL; KÜMMERER, 2004). Alguns não se biodegradam bem sob condições anaeróbias (GARTISER *et al.*, 2007), no entanto, os antibióticos testados até o momento não foram biodegradáveis em condições aeróbias (ALEXY; KÜMPEL; KÜMMERER, 2004; AL-AHMAD; DASCHNER; KÜMMERER, 1999; KÜMMERER; AL-AHMAD; MERSCH-SUNDERMANN, 2000).

É certo que a eliminação de fármacos no meio ambiente acarreta muitas substâncias diferentes, com concentrações variadas, em um local onde não estariam naturalmente, podendo gerar grandes alterações no meio. Estudos realizados em vários países detectaram uma série de antibióticos na faixa de micrograma ou nanograma por litro em diferentes compartimentos ambientais, ou seja, efluente hospitalar, águas residuais municipais, efluentes de estações de tratamento de esgoto, água superficial e, em alguns casos, água subterrânea (KÜMMERER, 2004).

Reis filho e Barreiro (2007) afirmam que a presença dos fármacos nas matrizes ambientais em baixas concentrações, podem provocar a combinação dos mesmos e ocasionar efeitos pronunciados, devido os mecanismos de ação sinérgicas. Além disto, estudos indicam que uma série de antibióticos e desinfetantes não são biodegradáveis no ambiente aquático (KÜMMERER; AL-AHMAD; MERSCH-SUNDERMANN, 2000). No entanto, ainda existe uma lacuna significativa em nosso entendimento sobre a relação entre resíduos de antibióticos, seus metabólitos e populações bacterianas resistentes a antibióticos após sua excreção (GOTHWAL; SHASHIDHAR, 2015).

Como consequência do alto consumo de medicamentos, estes podem chegar ao meio ambiente e afetar os corpos hídricos diretamente por contaminação quando não se tem um sistema de tratamento de efluente de águas residuais capaz de remover fármacos emergentes (GOTHWAL; SHASHIDHAR, 2015; KARAOLIA *et al.*, 2018).

Algumas substâncias farmacêuticas foram detectadas no esgoto bruto, em efluentes de águas residuais de estações de tratamento, águas superficiais e no solo desde a década de 1980 (KÜMMERER; AL-AHMAD; MERSCH-SUNDERMANN, 2000). Os antibióticos por serem medicamentos com taxas de excreção variada (10 a 90%; KÜMMERER, 2008) podem apresentar-se no meio ambiente, visto que o composto ativo se encontra inalterado. Kümmerer e Henninger (2003) afirmam que três quartos das quantidades utilizadas são excretadas inalteradas em águas residuais.

Um exemplo disso é visto no estudo realizado por Kolpin *et al.* (2002), que selecionaram pontos potenciais à contaminação de águas residuais humanas, industriais e agrícolas em 139 riachos nos EUA, com o objetivo de detectar 95 microcontaminantes orgânicos por meio de cinco métodos analíticos. Dentre os fármacos detectados nas águas naturais dos EUA estão os antibióticos: Ciprofloxacina (0,02µg/L), Clorotetraciclina (0,42µg/L), Eritromicina (0,1µg/L), Lincomicina (0,06µg/L), Norfloxacina(0,12µg/L), Oxitetraciclina (0,34µg/L), Roxitrocina

(0,05µg/L), Sulfametoxazol (0,06-0,15µg/L), Tetraciclina (0,11µg/L), Trimetoprima (0,013-0,15µg/L) e Tilosina (0,04µg/L).

Giebultowicz *et al.* (2018) realizaram um estudo na Polônia em amostras de água do sistema de abastecimento urbano para averiguar a possível presença de fármacos. Dos 26 compostos examinados, vinte foram detectados. As concentrações mais altas encontradas foram para os antibióticos Azitromicina (193 ng/L), Claritromicina (52 ng/L) e Eritromicina (57 ng/L).

Hirsch *et al.* (1999) realizaram um estudo representativo no que diz respeito à presença de antibióticos das classes de tetraciclinas, penicilinas, sulfonamidas e macrolídeos em águas superficiais, subterrâneas e em efluentes de ETE na Alemanha. O método analítico utilizado para detectar essas substâncias foi por meio de extração em fase sólida seguido pelo uso da cromatografia líquida electrospray-espectrometria de massas (HPLC-electrospray-MS/MS). A amostragem da água superficial e efluentes foi realizada de maneira aleatória, enquanto a subterrânea foi por bombeamento. Com a aplicação do método para detecção dos antimicrobianos encontrou-se: Eritromicina (0,15µg/L em água superficial e 2,5µg/L em efluente de ETE), Roxitromicina (0,68µg/L em efluente de ETE), Sulfametoxazol (0,03µg/L em água superficial e 0,4µg/L em efluente de ETE), Trimetoprim (0,32µg/L em efluente de ETE). No entanto, apesar da presença de antibióticos em efluentes de ETE e água superficial ainda não se sabe o verdadeiro risco dessas substâncias para o meio ambiente, visto que não há estudos suficientes que avaliem a conexão causal entre essas baixas concentrações com a ocorrência de bactérias resistentes (HIRSCH *et al.*, 1999).

Mesmo que a resistência a antibióticos seja considerada um fenômeno natural, este problema tende a agravar-se com o uso abusivo e inadequado em humanos e animais e ocorrência no meio ambiente, sendo frequentemente detectados em águas superficiais, águas subterrâneas, lençóis freáticos e águas residuais (CARVALHO; SANTOS, 2016; LOFRANO *et al.*, 2017). Com isso, Kümmerer (2008) afirma que é importante que haja prudência no uso de antibióticos a fim de que seja possível lidar com a resistência destes no ambiente e reduzir significativamente o risco para o público em geral e o meio ambiente.

Alguns estudos, como o desenvolvido por Migliore *et al.* (1995) analisou os efeitos do antibiótico sulfonamida na contaminação de um sistema terrestre com três espécies de plantas, proporcionando informações da alteração no desenvolvimento normal, crescimento e a bioacumulação em diferentes compartimentos da planta, além da alteração da comunidade microbiana do solo, incluindo o desenvolvimento de resistência bacteriana e a inibição do mecanismo natural de descontaminação para pesticidas e outros xenobióticos.

Na literatura, foram encontrados alguns estudos sobre o efeito de antibióticos na biota. Dentre os efeitos adversos de fármacos em alguns organismos, estudos realizados em estufa por Michelini *et al.* (2012), concluem que a sulfonamida, grupo do qual o sulfametaxol pertence, ocasiona alterações no crescimento das raízes da *Salix fragili ssp.* e *Zea mays ssp.* (salgueiro e milho, respectivamente), causando a morte destas plantas. Ebert *et al.* (2011) realizaram estudos em laboratório com os antibióticos das classes fluorquinolonas e quinolonas, sendo a enrofloxacina e ciprofloxacina, e constatou a inibição do crescimento de pequenas espécies de plantas aquáticas (*Lemna minor*) e de algas de água doce e salobra encontradas em todo o mundo (*Anabaena flosaquae*).

Realizou-se bioensaios de toxicidade com embriões de peixe-zebra e nestes ensaios foi incluído análise do efluente com 11 micropoluentes dentre os quais a Azitromicina, antes e após o tratamento por UV/H₂O₂. Os embriões expostos a 60 µg/L de Azitromicina, apresentaram perímetro significativamente inferior ao controle, já nas restantes concentrações (120 e 150 µg/L), apesar de não ser significativamente diferente do controle, aumentou proporcionalmente à concentração. Com isso, delimitou que para as concentrações testadas, esse antibiótico não induziu efeitos estatisticamente significativos no comprimento das larvas, durante o tempo de exposição estudado (ARAÚJO, 2018).

Alguns estudos detectaram a presença do antibiótico ampicilina em ETE's (estações de tratamento de esgoto), efluente hospitalar, efluente industrial e água superficial em um intervalo de 0,01 a 126 x 10³ µg/L (BENITO-PENA *et al.*, 2006; CHA; YANG; CARLSON, 2006; MASCE; SU; QIAN, 2006; CHRISTIAN *et al.*, 2003; LIN; TSAI, 2009; LIN; YU; LIN, 2008; PAPAGEORGIOU; KOSMA; LAMBROPOULOU, 2016; RAHARDJO *et al.*, 2011).

4.7 Técnicas de remoção de antibióticos

Soluções eficientes e viáveis de remoção de antibióticos devem ser estudadas, a fim de que estas substâncias tenham decréscimos em seus quantitativos no meio ambiente. Para que tal condição ocorra é preciso avaliar que cada composto apresenta estruturas diferentes e conseqüentemente formas de tratamento também. A combinação de técnicas é uma alternativa para a remoção dos antibióticos em diferentes meios (HOMEM *et al.*, 2011). Entre as diversas tecnologias já usadas para remover esses medicamentos, estão os métodos destrutivos (oxidação química e biodegradação) e os não destrutivos (adsorção e técnicas membranares). A escolha é feita devido a concentração do poluente e o meio em que está inserido.

De acordo Gorito *et al.* (2017) existem processos que podem ser aplicados em ETE's, que permitem a remoção de poluentes emergentes, como processos de adsorção por carvão ativado, biorreatores de membranas e processos de membranas como microfiltração. Com base na literatura as principais tecnologias de tratamento para remoção de antibióticos já estudadas são: Ozonização, Adsorção, Fenton, Técnica membranas.

4.7.1 ADSORÇÃO

A adsorção é um processo bastante utilizado entre os estudos selecionados. Gómez-Pacheco *et al.* (2011), Tai *et al.* (2017) e Wang *et al.* (2016) empregaram este método na remoção dos antibióticos anidroeritromicina A, roxitromicina, claritromicina e tilmicosina, sulfametoxazol, cefalexina, tetraciclina e ofloxacina. É possível constatar elevado grau de remoção, tanto no estudo que usa apenas adsorção quanto naquele em que o método é combinado com outras tecnologias de remoção de antibiótico. Esses estudos com uso desta metodologia a porcentagem de remoção de matéria orgânica foram superiores a 30%, com a eficiência de remoção alcançando valores de 86,9%.

Os efeitos benéficos ao se utilizar ozonização e carvão ativado de forma conjunta, é otimizar o tratamento, com aumento da eficiência, devido propriedades adsorventes do carvão ativado, que remove parte dos compostos. Outra qualidade de tal técnica é sua capacidade de transformar ozônio dissolvido em radicais hidroxila, aumentando a eficácia do tratamento e a mineralização de compostos orgânicos dissolvidos (SÁNCHEZ-POLO *et al.*, 2008). Esses achados confirmam os benefícios da adição de carvão ativado durante a ozonização de microcontaminantes orgânicos em solução (SÁNCHEZ-POLO *et al.*, 2006).

No caso da adsorção, não ocorre a remoção ou degradação dos contaminantes, mas apenas sua transferência para uma nova forma de resíduo que pode ser tratado com incineração, por exemplo. Como vantagem, é um processo simples e de baixo custo, além de que não produz subprodutos prejudiciais (SHHRASHOUB; BAKHTIARI, 2021). O processo de adsorção ganha destaque como o método mais eficaz e eficiente (AKSU; TUNÇ, 2005; PUTRA *et al.*, 2009; SUAREZ *et al.*, 2010, WANG *et al.*, 2010; WATKINSON; MURBY; COSTANZO, 2007) dentre os processos disponíveis para o tratamento de efluentes que contém antibióticos.

4.7.1.1 Carvão Ativado

O carvão ativado possui uma grande área superficial específica que por meio da adsorção possibilita a remoção de um amplo espectro de micropoluentes, sendo bastante utilizado no tratamento de água potável (SNYDER *et al.*, 2007; WESTERHOFF *et al.*, 2005). A adsorção em carvão ativado é geralmente utilizada para controlar gosto e odor em água potável. Pode ser empregado no tratamento secundário dos efluentes sendo mais eficiente do que o processo de coagulação-floculação. A sorção pode ocorrer na biomassa presente quando há passagem do efluente em sistemas de tratamento, ou em sedimentos em suspensão, quando presentes em rios (ALVES; GIRARDI; PINHEIRO, 2017).

O carvão ativado tem sido aplicado em processos de adsorção e esse pode ser afetado por propriedades tanto dos adsorvatos como coeficiente de partição óleo-água (Kow), constante de acidez (pKa), massa molecular, presença de anéis aromáticos, linearidade da molécula grupos funcionais presentes; tanto quanto dos adsorventes, como área superficial, tamanho e textura de poros, composição química superficial e composição de matéria mineral (MOTA; LYUBCHIK, 2008; PUTRA *et al.*, 2009; RAKIĆ *et al.*, 2015).

O carvão ativado seja granulado ou em pó, tem sido um dos adsorventes mais usuais em estudos de remoção de diversos fármacos, por apresentarem área superficial e porosidade elevada (HOMEM *et al.*, 2011). Como exemplo, Sousa (2018), conseguiu constatar a remoção de até 99,98% do Diclofenaco sódico utilizando o carvão ativado granular de origem bovina, conhecido como Negro Animal, fornecido pela *Bonechar Carvão Ativado Ltda.* Já Souza *et al.* (2020), obteve 100 % de remoção da amoxicilina, com carvão ativado produzido através do epicarpo do coco babaçu.

A matéria orgânica existente no efluente de águas residuais pode competir por locais de adsorção, exigindo maiores quantidades de carvão ativado no tratamento. A eficiência de remoção de micropoluentes por filtração de carvão ativado granular (CAG) apresentou atenuada dependendo do composto e da frequência de regeneração/substituição de CAG em algumas ETE's (GROVER *et al.*, 2011; NGUYEN *et al.*, 2012; REUNGOAT *et al.*, 2010; ; REUNGOAT *et al.*, 2012; SNYDER *et al.*, 2007). A utilização de carvão ativado em pó (CAP), com uma dosagem de 10-20 mg L⁻¹, tem sido citado como uma alternativa mais eficiente em comparação com o tratamento de carvão ativado granular (BOEHLER *et al.*, 2012; METZGER *et al.*, 2005; NOWOTNY *et al.*, 2007; SERRANO *et al.*, 2011).

4.7.2 PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS

Os Processos Oxidativos Avançados (POA's) são métodos oxidativos baseados na geração de radicais livres, como o radical hidroxil ($\text{OH}\bullet$), que tem alta reatividade e potencial de oxidação. Esse radical é formado a partir de agentes oxidantes como o ozônio e o peróxido de hidrogênio, combinados ou não com catalisadores metálicos ou com radiação UV (GAMA, 2012; HOMEM, 2011).

Os principais POA's podem ser divididos em métodos químicos (ozonização, processo fenton), fotoquímicos (foto-fenton, fotocatalise heterogênea), eletroquímicos (oxidação anódica) e sonoquímicos (cavitação acústica). O primeiro utiliza reagentes com alto poder oxidante (ex: O_3 e H_2O_2). O segundo, utiliza a radiação UV, por potencializar a degradação e a mineralização dos compostos. O terceiro ocorre pela aplicação de corrente elétrica no sistema e os processos sonoquímicos, utilizam-se da radiação ultrassônica (US) (ARAÚJO et al., 2016).

A ozonização consiste na injeção de microbolhas de ozônio em um reator que contém a água e/ou efluente a ser analisado. O gás ozônio a ser utilizado no tratamento é gerado in situ por equipamentos elétricos, onde a corrente rica em oxigênio passa pela câmara do equipamento, recebe uma alta voltagem pelos eletrodos metálicos e a descarga elétrica liberada provoca a conversão do O_2 em O_3 (PACHECO, 2012; TEIXEIRA, 2014).

Dezotti (2008) e Teixeira (2014) diz que no processo de ozonização, os mecanismos de reação e decomposição do ozônio dependem do pH do meio e que a desinfecção ocorre pela presença do ozônio molecular (O_3), enquanto a oxidação de compostos com ozônio acontece pela presença dos dois oxidantes O_3 e $\text{OH}\bullet$. A vantagem desse processo é de quebrar moléculas complexas em compostos mais simples e com maior biodegradabilidade (BAPTISTUCCI, 2012; BOTTREL, 2012; GOTTSCHALK, 2000; ZHENG et al., 2010;). No entanto, possui alto consumo energético na geração do ozônio (PACHECO, 2012), geração de bromatos (composto altamente carcinogênico) no meio que possua brometos (ALJUNDI, 2011; KATSOYIANNIS et al., 2011).

O processo fenton ocorre pela decomposição do peróxido de hidrogênio (H_2O_2) em radicais hidroxilas em meio ácido catalisada por Fe^{2+} (AMORIM, 2007). Esse processo apresenta como vantagens em tratamento de águas residuais por apresentar, facilidade no manuseio, baixo custo de produtos químicos, operação simples e flexível e não possui entrada de energia. Mas, esse processo não consegue alcançar a mineralização total dos poluentes orgânicos, além de requerer grandes quantidades de produtos químicos para manter o pH ótimo

da reação (próximo a 3) e para neutralizar as soluções tratadas antes de ser descartada, o que pode aumentar os custos (BAUTISTA et al.,2008).

A combinação da reação de Fenton com a radiação ultravioleta pode ser chamada de Foto-Fenton, por ser um processo que utiliza da foto-redução para a regenerar o ferro férrico (Fe^{3+}), no intuito de aumentar a degradação dos poluentes, além de possibilitar reações fotoquímicas dos complexos formados com os íons férricos e intermediários da degradação com substratos orgânicos e, ainda, à fotólise primária do H_2O_2 (RIBEIRO,2009). É um processo mais eficiente que a reação de Fenton, não é seletivo e com isso pode levar ao tratamento de muitos contaminantes, pode ser usado para degradar compostos biologicamente tóxicos e pode aumentar a biodegradabilidade do efluente refratário. Porém, possui um custo operacional superior aos processos convencionais, forma lodo químico, além dos subprodutos desconhecidos, necessita de ajuste do pH a valores próximos de 3 e posterior neutralização (BOTTREL,2012;PEREIRA,2014).

A fotocatalise heterogênea é uma tecnologia baseada na ativação de um semicondutor (geralmente dióxido de titânio (TiO_2)), sob irradiação UV ou luz visível (NOGUEIRA;JARDIM,1998). A grande vantagem sobre outros processos convencionais é a alta eficiência, e possível total mineralização dos compostos orgânicos (POULIOS;TSACHPINIS,1999). A limitação da técnica consiste na dificuldade de projetar reatores em que a distribuição da luz seja uniforme em toda a superfície do catalisador, custo e tempo elevado na separação do catalisador em suspensão da fase líquida, bloqueio de luz incidente pelas partículas do catalisador, perda da atividade do catalisador ao longo do tempo (GOGATE; PANDIT,2004).

A oxidação anódica ocorre pela transferência de elétrons na superfície do eletrodo, onde os radicais hidroxilas são formados no ânodo por oxidação das moléculas de água (MARSELLI et al.,2003). A vantagem dos processos eletroquímicos é a alta eficiência de degradação, pois possui controle da quantidade de corrente elétrica aplicada ao sistema e da velocidade de transferência de elétrons, além da versatilidade do sistema em poder operar em condições brandas de temperatura e pressão com uma ampla faixa de mililitros a centenas de litros em volume (MARTÍNEZ-HUITLE; FERRO, 2006; RAJESHWAR; IBANEZ,1997). As desvantagens é o alto consumo energético, tempo de retenção grande e possível formação de subprodutos (ARAÚJO et al., 2016).

A cavitação acústica consiste na formação, crescimento e implosão de bolhas em um meio líquido, por meio da radiação ultrassônica em ciclos sucessivos de compressão, pressão

positiva no líquido forçando a aproximação das moléculas e expansão, pressão menor provoca afastamento das moléculas (ANTES, 2011; MARTINES; DAVOLOS; JÚNIOR, 2000). Esse processo sonoquímico é capaz de fornecer energia de ativação necessária e de forma rápida para propiciar reações químicas com as condições diferenciadas da ativação térmica (BAIG; VARMA, 2012; CRAVOTTO; CINTAS, 2012; LUPACCHINI et al., 2017; SUSLICK, 2014). A limitação está no controle de temperatura e a frequência ser fixa (MASON, 2002; SANTOS, 2009).

4.8 Legislação ambiental no Brasil e União Europeia

Em 2018 ocorreu a Semana Mundial de Uso Consciente de Antibióticos promovido pela Anvisa, que expôs sobre o uso indiscriminado dos mesmos. Nesse contexto foi retratado que o consumo de medicamentos como antibióticos no Brasil vem aumentando cada vez mais, e que somente em 2015 foram comercializadas 73 milhões de embalagens de antimicrobianos, de acordo com dados do Sistema de Acompanhamento do Mercado de Medicamentos (ANVISA, 2017).

O consumo de medicamentos no Brasil, tem-se que 40 % são antibióticos. Esse alto percentual desta substância pode ocasionar prejuízos ao meio ambiente e, conseqüentemente, à saúde das pessoas, a Anvisa implementou a RDC 20/11 (ANVISA, 2011), que regulamenta a venda desses antimicrobianos em farmácias e drogarias privadas mediante a retenção de receita e escrituração da mesma. No ano de 2014 surge a RDC 68/14 (ANVISA, 2014a) para atualizar o Anexo I da lista de antimicrobianos registrados na Anvisa na Resolução – RDC 20/11 (ANVISA, 2011)

As farmácias e drogarias privadas do Brasil devem enviar os dados de vendas dos antimicrobianos periodicamente em formato eletrônico à Anvisa, para que estas informações sejam armazenadas no banco de dados. O processamento das informações enviadas pelas farmácias e drogarias privadas para a Anvisa se dá por meio do Sistema Nacional de Gerenciamento de Produtos Controlados (SNGPC). Esse sistema faz o monitoramento das movimentações de entradas e saídas de medicamentos comercializados referentes à Portaria 344/1998, específica para entorpecentes, psicotrópicos e antimicrobianos comercializados em farmácias privadas no país (BRASIL, 1998).

As legislações referentes aos antibióticos no Brasil são referentes a regulamentação de vendas com base na retenção de receitas em farmácias e drogarias privadas. Com relação ao

monitoramento de fármacos como os antibióticos em corpos hídricos não existem parâmetros que delimitem padrões para seus lançamentos. As resoluções referentes ao lançamento de efluentes (BRASIL, 2011), classificação de corpos hídricos bem como seu enquadramento (BRASIL, 2005) e a de Potabilidade (BRASIL, 2021) em nenhum momento referem-se a esses tipos de microcontaminantes. Dessa forma, as estações de tratamento não possuem a obrigatoriedade de eliminar estes microcontaminantes, visto que não existe nas legislações brasileiras um parâmetro específico.

De acordo com Lima *et al.* (2017), os padrões de potabilidade internacionais também não contemplam os fármacos, isso porque não possuem dados toxicológicos conclusivos que permitam o estabelecimento de concentrações máximas permissíveis para os compostos na água de consumo. No entanto é válido ressaltar que existem lista de substâncias prioritárias (*watch list*) em algumas agências internacionais, que remetem aos fármacos e os desreguladores endócrinos.

Um exemplo disso pode ser visto na Europa, que possui como base legal a Directiva 2000/60/CE, também denominada de *Water Framework Directive*, a qual dispõe de um quadro de ação comunitária no domínio da política da água, que posteriormente é complementado pela Diretiva 2013/39/EU, no que diz respeito às substâncias prioritárias no domínio da política da água. A Diretiva 2013/39/EU estabelece em seu anexo x, uma lista das substâncias prioritárias no domínio da política da água, sendo que esta contém substâncias considerados prioritárias à nível de União Europeia.

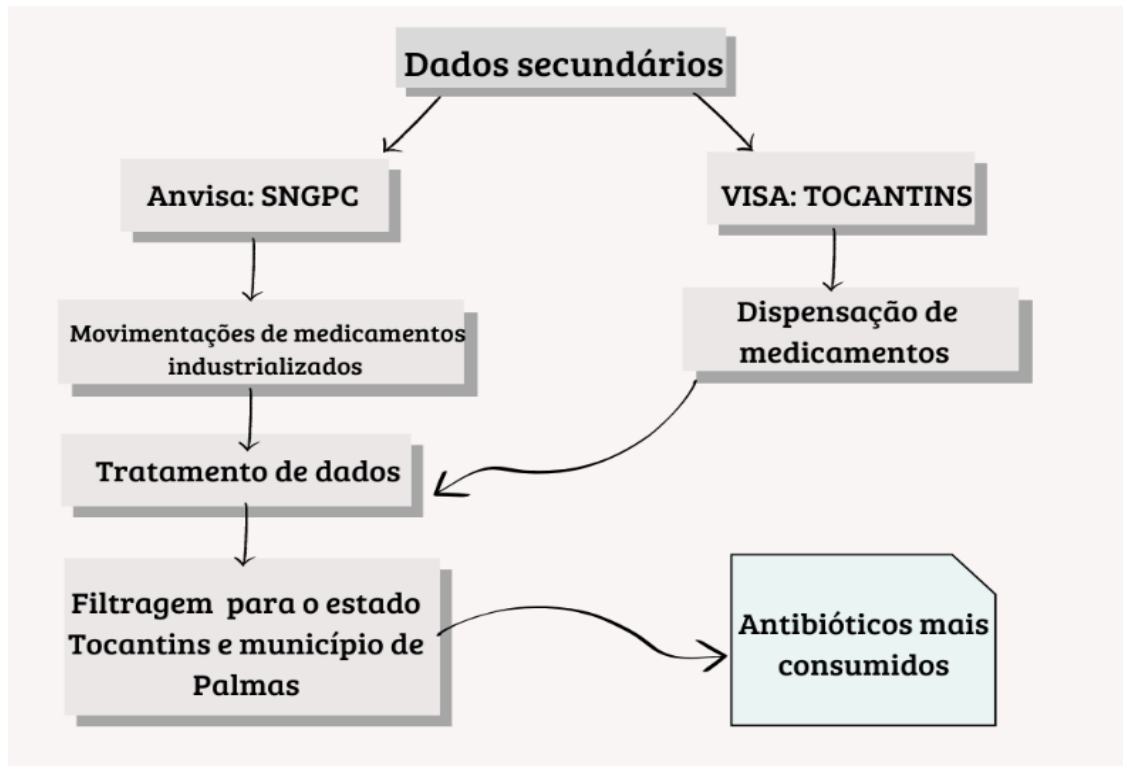
5 METODOLOGIA

A pesquisa foi realizada em duas etapas. Na primeira foi utilizado como procedimento técnico a pesquisa bibliográfica, com obtenção de dados secundários do consumo de fármacos no Tocantins e em Palmas - TO. A segunda utilizou da pesquisa experimental como procedimento técnico, pois a mesma pode delimitar formas de controle, de observação e dos possíveis efeitos que uma variação poderá produzir (GIL *et al.*, 2002).

5.1 Dados secundários do padrão de consumo dos antibióticos

Para quantificar o antibiótico Ampicilina, foi realizado um levantamento com dados fornecidos no site do Sistema Nacional de gerenciamento de produtos controlados (SNGPC), para o estado Tocantins e o município de Palmas – TO com referência aos anos de 2018 a 2020, no que se refere à utilização desse medicamento no estado Tocantins e no município de Palmas-TO, conforme Figura 2.

Figura 2 - Procedimento para obtenção de dados secundários para o consumo de antibióticos no estado Tocantins e município de Palmas.



Fonte: Autores (2022)

Os dados foram disponibilizados na plataforma da Anvisa, no plano de Dados Abertos do governo federal, que são dados públicos das movimentações de venda de medicamentos ao consumidor sujeitos à escrituração no Sistema Nacional de Gerenciamento de Produtos Controlados (SNGPC). As informações dos dados abertos de monitoramento das movimentações de medicamentos estão organizadas em duas bases de dados, referentes aos industrializados e aos manipulados. Essas foram extraídas do banco de dados do sistema SNGPC, onde o mesmo faz o monitoramento da venda de medicamentos controlados e antimicrobianos periodicamente e por meio eletrônico de farmácias e drogarias privadas do país, conforme estabelece o parágrafo único, do Art. 3º, da RDC nº 22/2014 (ANVISA, 2014b).

Os dados utilizados do sistema SNGPC foram referentes aos antibióticos industrializados, visto que a quantidade, produzida e comercializada é maior, consequentemente a maior probabilidade de serem encontrados em meios aquáticos. O período analisado dos antibióticos foi do período de janeiro de 2018 a abril de 2020.

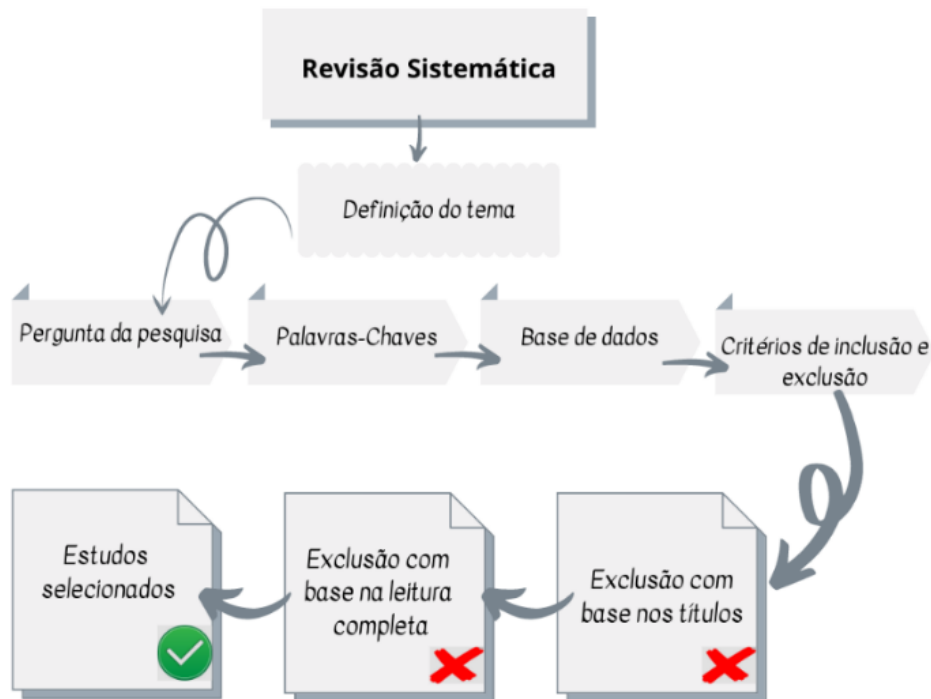
Com as informações disponibilizadas nesse sistema, foi realizado uma filtragem nos medicamentos vendidos referentes especificamente ao estado Tocantins e ao município de Palmas. Os dados dos antibióticos consumidos no município de Palmas-Tocantins também foram obtidos na vigilância sanitária (VISA) de Palmas, para o período de março a agosto de 2020. Essa outra fonte de informação permitiu analisar o consumo do registro dos antibióticos mais consumidos segundo o SNGPC e a VISA. Destaca-se que diferentes consumos de antibióticos não buscam relacionar qual fonte de informação é a que mais representa a realidade, e sim demonstrar a importância de ter diferentes órgãos monitorando essas informações, visto que não há normativas de que esse uso pode propiciar aos seres humanos quando afetados por águas que apresentem concentrações destes em mananciais.

A partir dos dados levantados, foi identificado que a ampicilina é um fármaco bastante consumido no estado e em Palmas-TO, e por isso a utilização deste, para a realização dos experimentos em laboratório sobre a remoção da água por meio da técnica de adsorção a partir de diferentes concentrações do material adsorvente.

5.2 Revisão sistemática de literatura

A revisão sistemática de literatura seguiu as etapas do protocolo apresentadas no fluxograma da Figura 3.

Figura 3 - Protocolo para a revisão sistemática sobre o consumo de antibióticos no estado Tocantins e município de Palmas.



Fonte: Autores (2022)

Foi realizada a busca de artigos científicos nas bases de dados Scopus, Periódico Capes e ScienceDirect (Elsevier). A pergunta norteadora da pesquisa foi “Quais são os estudos que apresentam técnicas de remoção de antibióticos na água e esgoto?”. A partir da definição da pergunta, foi realizada a escolha de palavras-chave referentes à temática para avaliar a quantidade de materiais disponíveis nas bases de dados analisadas. As palavras-chave escolhidas foram: “*emerging micropollutant, water, treatment, antibiotic, removal*” em língua inglesa. O operador booleano “AND” foi aplicado em combinação com as palavras-chave para direcionar a pesquisa. A presente revisão não estabeleceu recorte temporal, pois o número de publicações era relativamente pequeno.

Os critérios de inclusão adotados na pesquisa foram: artigos que abordassem antibióticos; técnicas de remoção de antibióticos em água e/ou esgoto; serem pesquisas publicadas na forma de artigo completo. Por outro lado, como critério de exclusão, foram descartados aqueles que eram a negativa dos critérios de inclusão e os artigos que eram de revisão.

A seleção de artigos para avaliação das técnicas de remoção de antibióticos foi realizada em duas etapas: (1) exclusão de artigos que não atendessem aos critérios de inclusão com base na leitura do título e resumo; e (2) inclusão, após uma leitura completa dos artigos selecionados na primeira etapa, das pesquisas que atendessem aos critérios de inclusão. Os artigos selecionados, foram registrados em planilha Excel com informações referentes ao antibiótico em estudo, ano de publicação, autores, país de origem do estudo, tecnologias de remoção aplicadas e percentual de remoção do tratamento.

5.3 Ensaio de adsorção de ampicilina em carvão ativado

Os experimentos para avaliar a remoção de ampicilina por adsorção foram conduzidos por meio de ensaios de bancada utilizando o equipamento Jar Test no Laboratório de Saneamento do IFTO/Palmas. As determinações analíticas foram realizadas no Laboratório de Pesquisa em Química Ambiental e de Biocombustíveis (LAPEQ) da UFT/ Palmas.

5.3.1 MATERIAIS UTILIZADOS

O fármaco utilizado foi a Ampicilina sódica, com teor de 1000 mg para cada frasco-ampola. Utilizaram-se ao longo do trabalho papel filtro para retenção de partículas de 40 mm, seringas de 3 mL e unidades filtrantes hidrofílicas para cromatografia de 13 mm poro 0,22 µm.

As amostras e fases móveis utilizadas neste trabalho foram preparadas a partir de água ultrapura (MiliQ) obtida através de equipamento Aquapur Evolution (Permuton). O metanol utilizado na preparação da fase móvel possuía grau CLAE (Cromatografia líquida de alta eficiência) e foi adquirido da J.T. Backer (Estados Unidos). Os seguintes equipamentos também foram utilizados: balança analítica modelo AY220 (Shimadzu, Brasil) e balança analítica modelo B-TEC-220 (TECNAL, Brasil); micropipetador modelo 20-200 µL (Peguepet), micropipetador modelo 100-1000 µL (Labtex).

Como sólido adsorvente foi utilizado nos experimentos o carvão ativado em pó (CAP) produzidos a partir do epicarpo do coco babaçu, fornecido pela Tobasa Bioindustrial de Babaçu Ltda, e carvão ativado em pó (CAP) de origem vegetal, fabricado a partir de madeira ativada com vapor, da empresa Brascarbo Agroindustrial Ltda.

A separação cromatográfica foi realizada através de condições isocráticas em coluna Zorbax C18, 5 µm, 4,6 x 250 mm (Agilent, EUA). A proporção dos reagentes que foram

utilizados para a preparação da fase móvel em CLAE foram 60:40 de Água ultrapura e Metanol, adaptação da metodologia adotada por Tótolí (2013). O equipamento utilizado foi o CLAE com detector de arranjo de diodos – DAD.

5.4 Procedimento experimental

Foi analisado o potencial de remoção da Ampicilina sódica por meio do Delineamento de Faces Centradas (DFC) aplicável à metodologia de superfície de resposta (RODRIGUES; IEMMA, 2014), a fim de otimizar o sistema com as seguintes variáveis: concentração de carvão ativado e o tempo de contato, conforme Tabela 1.

Tabela 1 - Níveis das variáveis dependentes do DFC

Variáveis	Símbolo	Níveis		
		-1	0	1
Tempo de contato (Min)	X1	5	32,5	60
Concentração de carvão ativado (mg/L)	X2	5	27,5	50

Fonte: Autores (2022)

Na Tabela 1 é possível observar as variáveis com os respectivos níveis fatoriais mínimo (-1), máximo (+1) e ponto central (0). O delineamento experimental do DFC consistiu em 11 ensaios para cada tipo de carvão. Na Tabela 2, encontra-se os tempos de contato (X_1 , min) e dosagem de CAP (X_2 , mg/L) que foram utilizados nos experimentos de cada um destes ensaios.

Tabela 2 - Tempo de Concentração e dosagem de CAP delimitados em 11 ensaios pelo DFC.

Tempo de contato (X_1 ;min)	Dosagem de CAP (X_2 ;mg/L)	Experimentos
5,00	5,00	Experimento 1 (CAP1.1, CAP2.1)
60,00	5,00	Experimento 2 (CAP1.2, CAP2.2)
5,00	50,00	Experimento 3 (CAP1.3, CAP2.3)
60,00	50,00	Experimento 4 (CAP1.4, CAP2.4)
5,00	27,50	Experimento 5 (CAP1.5, CAP2.5)
60,00	27,50	Experimento 6 (CAP1.6, CAP2.6)
32,50	5,00	Experimento 7 (CAP1.7, CAP2.7)
32,50	50,00	Experimento 8 (CAP1.8, CAP2.8)
32,50	27,50	Experimento 9 (CAP1.9, CAP2.9)
32,50	27,50	Experimento 10 (CAP1.10, CAP2.10)
32,50	27,50	Experimento 11 (CAP1.11, CAP2.11)

Fonte: Autores (2022)

Para avaliar o desempenho da técnica de adsorção foi analisado como resposta a eficiência de remoção das amostras após o contato com carvão ativado em pó em *Jar Test* em diferentes concentrações do material adsorvente e tempos de contato com a utilização dos parâmetros média e desvio padrão.

5.4.1 PREPARAÇÃO DA ÁGUA CONTAMINADA SINTÉTICA

A água sintética foi preparada em água ultrapura (MiliQ) diluindo 0,75 g de ampicilina sódica em um recipiente contendo 15,0 L de água ultrapura e agitada, para obter uma concentração de 50 mg/L. Análises em CLAE foram realizadas com a água contaminada para confirmar a concentração inicial do fármaco.

5.4.2 PROCEDIMENTO ANALÍTICO EMPREGADO NA CARACTERIZAÇÃO DO CARVÃO ATIVADO

5.4.2.1 Umidade

O teor de umidade foi determinado de acordo com ASTM-D 3173-85. O procedimento consiste em pesar 1 g de carvão em uma cápsula de porcelana com massa constante pré-determinada a 105°C. Em sequência, a cápsula é colocada em um dessecador por 15 minutos e depois a sua massa é aferida. Calcula-se o teor de umidade através da Equação 1.

$$Umidade (\%) = (A-B) / C \times 100 \quad \text{(Equação 1)}$$

Onde:

A= massa da cápsula + amostra (g)

B= massa da cápsula + amostra após o aquecimento (g)

C= massa da amostra (g)

5.4.2.2 Cinzas

O teor de cinzas das amostras dos carvões foi realizado segundo o método sugerido por Sánchez *et al.* (2009), onde é adicionado aproximadamente 1,0 g da massa em um cadinho de

porcelana com peso constante pré-determinado a 815°C. Em seguida é levado ao aquecimento em mufla à temperatura de 815°C por 30 minutos. Passado o tempo estabelecido, é colocado em repouso em um dessecador por 1 hora e após isso é pesado. A Equação 2 abaixo determina o teor de cinzas.

$$\% \text{ Cinzas} = (A-B) / Cx100 \quad (\text{Equação 2})$$

5.4.2.3 Material Volátil

O teor de material volátil foi determinado segundo o método sugerido por Sánchez *et al.* (2009), onde é adicionado aproximadamente 1,0 g (C) da massa em um cadinho de porcelana com peso constante pré-determinado a 900°C (P₀). Em seguida é levado ao aquecimento em mufla à temperatura de 900°C por 30 minutos na ausência de oxigênio. Passado o tempo estabelecido, é colocado em repouso em um dessecador por 1 hora e após isso é pesado (P₁). A Equação 3 abaixo determina o teor de material volátil.

$$\% \text{ Material Volátil} = [(P_0 + C) - P_1] / Cx100 \quad (\text{Equação 3})$$

5.4.2.4 Carbono Fixo

O teor de Carbono fixo representa a quantidade de matéria orgânica não volátil presente no carvão e é calculada a partir dos resultados das análises do teor de umidade, cinzas e materiais voláteis, conforme Equação 4.

$$\% \text{ Carbono Fixo} = 100 - (\% \text{ Umidade} + \% \text{ Cinza} + \% \text{ Matéria Volátil}) \quad (\text{Equação 4})$$

5.4.2.5 Número de iodo

O Número de iodo foi determinado de acordo a NBR 12073 (ABNT, 1991). Foi utilizado 1 g de carvão em 100 ml de solução de iodo (I₂) 0,05 mol/L. Em sequência foi colocado sob agitação em uma rotação fixa de 160 rpm por 15 minutos e depois em uma centrífuga a 3000 rpm por 20 minutos a fim de separar a fase líquida da fase sólida. Por fim, foi realizado uma titulação com solução de 0,5 mol/L de tiosulfato de sódio (Na₂S₂O₃), a fim de determinar a

concentração remanescente de iodo. Com a Equação 5, pôde-se determinar o número de iodo (NI).

$$NI(\text{mg/g}) = C_0(\text{mg/L}) \times V_0(\text{L}) - I_r(\text{mg}) \quad (\text{Equação 5})$$

Onde:

NI= miligramas de iodo adsorvido por um grama de carvão ativado;

C₀= concentração inicial da solução de iodo;

I_r= miligramas de iodo remanescente em solução.

5.4.2.6 Análise elementar (CHN) e térmica

A determinação do percentual de carbono, hidrogênio e nitrogênio constituintes nas amostras dos carvões foi realizada no equipamento Perkin Elmer-CHN 2400. Nos procedimentos para as análises de termogravimetria (TGA) as amostras de carvão em pó foram aquecidas até 900°C, com taxa de aquecimento de 15°C/min, sob atmosfera de nitrogênio. Ambas análises foram realizadas no Centro analítico de instrumentação da Universidade de São Paulo (IQ-USP).

5.4.3 ENSAIO DE BANCADA *JAR TEST*

Para analisar a concentração do fármaco da água após contato com o carvão ativado em pó (CAP1 e CAP2) foi utilizado o equipamento *Jar Test*, com base nas metodologias de Di Bernardo e Dantas (2005) e Peres (2011).

Os experimentos foram realizados no Laboratório de Saneamento do IFTO/Palmas, com dosagens de 5 mg/L, 27,5 mg/L e 50 mg/L de carvão ativado em pó (CAP), com base na quantidade usualmente utilizadas pelas estações de tratamento de água (PERES, 2011). O preparo da solução estoque de 1 % (10 g/L) foi feito a partir da pesagem de 1 g do carvão adicionado a 100 mL de água ultrapura, sob agitação manual. Para a obtenção das concentrações foram colocados 0,5 mL (5 mg/L), 2,75 mL (27,5 mg/L) e 5 mL (50 mg/L) de solução de CAP em cada jarro, contendo 1 litro de água com concentração de Ampicilina de

50 mg/L. Foram adotados três tempos de contato (5 min; 32,50 min e 60 min) à 100 rpm, por meio dos ensaios de adsorção no equipamento *Jar Test* segundo Di Bernado e Dantas (2005).

As amostras foram filtradas em papel filtro quantitativo C42 (Faixa Azul) da marca Unifil e as alíquotas foram encaminhadas ao Laboratório de Pesquisa em Química Ambiental e Biocombustíveis (LAPEQ/UFT) para detecção e avaliação da concentração do fármaco em CLAE. Para cada ensaio realizado com os dois tipos de carvões foram retiradas alíquotas da água sintética com ampicilina sódica para ser verificado a real concentração inicial.

5.4.4 CROMATOGRAFIA LÍQUIDA DE ALTA EFICIÊNCIA (CLAE)

As análises foram realizadas por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE), no Laboratório de Pesquisa em Química Ambiental e Biocombustíveis (LAPEQ) na Universidade Federal do Tocantins (UFT) por meio do Cromatógrafo Agilent 1260 infinity II, com detector DAD (UV), injetor automático e integrador OpenLAB. Dentre os diversos detectores acoplados ao CLAE que são utilizados para determinar os contaminantes, foi utilizado o detector por arranjo de diodos (DAD), pois apresenta como vantagens: qualidade da análise em relação à identidade do analito e à pureza do pico; seleção do comprimento de onda de maior absorvância; e obtenção de espectros tridimensionais (CALDAS *et al.*, 2011). A aquisição de dados foi realizada pelo software OpenLab (Agilent Technologies).

A separação foi desenvolvida por método de eluição isocrática, utilizando-se uma coluna Zorbax Eclipse Plus-C18 4-Pack (4.6x250 mm) e pré coluna Zorbax Eclipse Plus-C18 4-Pack (4.6x12.5 mm) preenchida com material semelhante à coluna principal. A fase móvel consistia em Água ultrapura/Metanol, 60:40 (v/v). As fases móveis foram entregues a 0,5 ml/min em um comprimento de onda de 210 nm, temperatura da coluna (25 °C) e volume de injeção de 20 µl (otimização a partir do trabalho de TÓTOLI, 2013). Quanto à filtração dos experimentos foram utilizadas seringas de 3 mL e unidades filtrantes hidrofílicas de PVDF para cromatografia de 13 mm com poro de 0,22 µm.

5.4.4.1 Obtenção da curva analítica

Para a realização da curva analítica, foram pesados analiticamente 25 mg de ampicilina sódica, depois transferidos para balão volumétrico de 500 mL e o volume foi completado com água deionizada, para obtenção de solução estoque com concentração teórica de 50 mg/L.

Alíquotas de 0,01; 0,2; 1,0 e 3,0 mL desta solução foram transferidas para balões volumétricos de 10 mL. Como a quantidade de balões volumétricos não eram suficientes para realizar todos os pontos da curva foi utilizado também balão volumétrico de 50 mL (para alíquota de 35,0 mL) e os volumes foram completados com água, para obtenção das soluções de trabalho com as concentrações de 0,05; 1,0; 5,0; 15,0 e 50 mg/L de ampicilina sódica para a construção da curva analítica.

5.4.4.2 Preparação da fase móvel

A fase móvel foi preparada utilizando água ultrapura e metanol. As especificações da fase móvel e do método cromatográfico estão indicadas na Tabela 3.

Tabela 3 - Condições analíticas do método cromatográfico

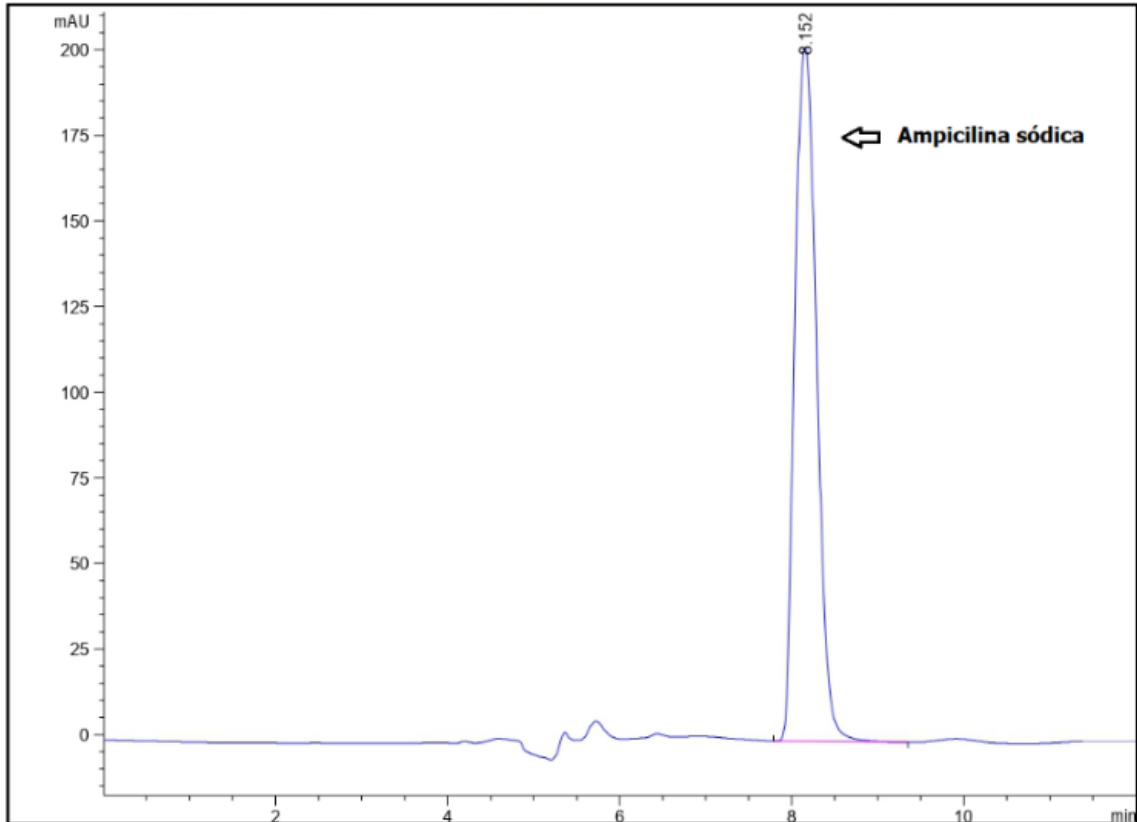
Composição da fase móvel	60% H ₂ O / 40% Metanol
Caudal	0,5 mL.min ⁻¹
Comprimento de onda	210 nm
Temperatura da coluna	25°C
Tempo de corrida	8,16 min

Fonte: Autor (2022)

5.4.5 AVALIAÇÃO DE REMOÇÃO DA AMPICILINA

As determinações das alíquotas das amostras, após contato com o CAP1 e CAP2 foram realizadas no CLAE. Amostras da água deionizada, contaminadas com ampicilina sódica a uma concentração teórica de 50 mg/L em cada ensaio, foram utilizadas como padrão para cada análise. Na Figura 4 está o cromatograma representativo da água de estudo classificada como padrão da amostra.

Figura 4 - Cromatograma da água de estudo



Fonte: Autor (2022)

Após a execução das análises quantitativas de remoção do fármaco pela adsorção em carvão ativado em pó, foram realizadas análises estatísticas quanto ao potencial de remoção. Os dados foram testados quanto à normalidade. Os testes de comparação entre os experimentos foram realizados por meio de uma análise de variância (ANOVA) para comparar a média de remoção entre as dosagens e entre os tempos de contato. Os resultados são apresentados como média \pm desvio padrão. O tratamento estatístico para os dados da resposta (eficiência de remoção) dos delineamentos de face centrada para o CAP 1 e CAP 2 (DFC 1 e DFC 2), considerou apenas os parâmetros com 90% de significância estatística ($p\text{-valor} \leq 0.10$).

6 RESULTADOS

6.1 Artigo I

PERSISTÊNCIA DE ANTIBIÓTICOS EM ÁGUA E EFLUENTE: UMA REVISÃO SOBRE O CONSUMO DE ANTIBIÓTICOS NO TOCANTINS

PERSISTENCE OF ANTIBIOTICS IN WATER AND EFFLUENT: A REVIEW ON ANTIBIOTICS CONSUMPTION IN TOCANTINS

Resumo: O crescente consumo de antibióticos envolve problemas de resíduos nas matrizes ambientais como a água, que por meio do lançamento de esgoto nos corpos hídricos afeta a sua condição natural. Isso ocorre, pois não há limitação da concentração máxima dessas substâncias, de modo que os sistemas de tratamento não monitoram esses micropoluentes nas matrizes ambientais. A presente pesquisa delimitou os antibióticos mais consumidos no Estado do Tocantins e na cidade de Palmas – TO nos bancos de dados do SNGPC e pela VISA e foi realizado uma revisão de literatura, para analisar a eficiência de remoção de antibióticos em estudos das diversas partes do planeta. Os antibióticos mais consumidos no Estado Tocantins foram a associação de antibióticos com outros medicamentos, cefalexina e amoxicilina; e no município de Palmas – TO foram a ceftriaxona, associação de antibióticos com outros medicamentos e cefalexina. A adsorção com carvão ativado foi a técnica sem combinação, mais utilizada nos artigos selecionados e possui como vantagem o seu custo-benefício.

Palavras-Chave: Antibiótico, Tratamento de água, Tratamento de esgoto, Remoção.

Abstract: The growing consumption of antibiotics involves problems of residues in environmental matrices such as water, which, through the discharge of sewage into water bodies, affects its natural condition. This occurs because there is no limitation on the maximum concentration of these substances, so that the treatment systems do not monitor these micropollutants in the environmental matrices. The present research delimited the most consumed antibiotics in the State of Tocantins and in the city of Palmas - TO in the SNGPC databases and by VISA and a literature review was carried out, to analyze the efficiency of antibiotic removal in studies of the different parts of the planet. The most consumed antibiotics in the State of Tocantins were the association of antibiotics with other drugs, cephalixin and amoxicillin; and in the municipality of Palmas - TO were ceftriaxone, an association of antibiotics with other drugs and cephalixin. Adsorption with activated carbon was the technique without combination, most used in the selected articles and has the advantage of being cost-effective.

Keywords: Antibiotics, Water treatment, Sewage treatment, Removal.

INTRODUÇÃO

Com o desenvolvimento científico, tecnológico e o crescimento e envelhecimento populacional houve um aumento na produção e consumo de diversas substâncias, que são descartadas diariamente por milhões de pessoas em todo o mundo (BAYER *et al.*, 2014). Dentre essas, estão os fármacos, que são encontrados em baixas concentrações nas matrizes ambientais e são delimitados como um grupo dos micropoluentes.

Margot *et al.* (2013) explanam que os fármacos podem ser encontrados nos sistemas de esgotamento sanitário, por meio da excreção humana, e/ou por descarte inadequado direto no meio ambiente. A sua presença no ambiente aquático costuma ser constantemente em pequenas concentrações (ng/L a µg/L). Os autores destacam, ainda, que os efeitos da exposição ao longo prazo são desconhecidos e, portanto, a liberação desses compostos no meio ambiente deve ser evitada. Ademais, a atual legislação brasileira não preconiza limites para a concentração de diversos tipos de antibióticos, tanto no lançamento de efluentes tratados (BRASIL, CONAMA 430/2011), como na classificação de corpos hídricos (BRASIL, CONAMA 357/2005) e na água para consumo humano (BRASIL, MS-888/2021), o que poderia evitar a poluição de corpos hídricos e a exposição humana à estes micropoluentes.

Dentre o grupo dos fármacos, estão os antibióticos que, de acordo com Chen *et al.* (2020), são os novos tipos de poluentes ambientais que representam uma grande ameaça à saúde humana. Os antibióticos possuem potencial inerente para induzir o desenvolvimento de populações microbianas resistentes (ARCHUNDIA *et al.*, 2017) e, além disso, caracterizam-se como substâncias persistentes, sendo determinadas pela sorção em partículas orgânicas e degradação/transformação, podendo entrar em contato com as águas por meio da excreção de organismos através da metabolização incompleta destes compostos. Como os antibióticos são substâncias persistentes, é fundamental garantir que estes estejam controlados em corpos hídricos e em sistemas de abastecimento de água. Cabe ressaltar que o monitoramento de antibióticos, ou outros fármacos, em águas brasileiras é inexistente (REIS *et al.*, 2019). Ademais, várias cidades do país não possuem sistemas de tratamento de esgoto, sendo este lançado diretamente nos corpos hídricos e contribuindo para o acúmulo de diferentes tipos de contaminantes.

A preocupação com a presença desses antimicrobianos no ambiente, são o desenvolvimento de genes de resistência antimicrobiana (ARG) e bactérias de resistência antimicrobiana (ARB), que diminuem o potencial terapêutico contra patógenos bacterianos humanos e animais (BLAIR *et al.*, 2015; KIM; AGA, 2007; RIZZO *et al.*, 2013). Além da possibilidade de serem tóxicos a organismos sensíveis (RICHARDSON; TERNES, 2011). Michelini *et al.* (2012), concluem que a sulfonamida, grupo do qual o sulfametaxol pertence, ocasiona alterações no crescimento das raízes da *Salix fragili ssp.* e *Zea mays ssp.* (salgueiro e milho, respectivamente), causando a morte destas plantas. Portanto, torna-se necessário conhecer quais são os antibióticos mais consumidos, além de fornecer elementos para o monitoramento destas substâncias nas matrizes ambientais.

Apesar do novo Marco Legal do Saneamento Básico, regulamentado pela lei nº 14.026 de 15 de julho de 2020, e da Portaria 888 de 2021, não há menção ou limite para as concentrações máximas de antibióticos na água para abastecimento humano. É válido ressaltar que a maioria dos sistemas de tratamento de esgoto e de água implantados no Brasil não utilizam tecnologias para a remoção de micropoluentes, como os fármacos, sendo necessário estudar e avaliar as técnicas mais eficientes para a remoção destes contaminantes emergentes. Desta forma, estudos que se propõem avaliar a detecção, monitoramento e remoção de fármacos do ambiente são essenciais para a qualidade das águas e poderão colaborar na elaboração de novas diretrizes legais sobre o controle e lançamento dos mesmos.

Portanto, as tecnologias convencionais utilizadas no tratamento de águas e efluentes não são projetados para remover os compostos farmacêuticos, podendo proporcionar a alteração da qualidade da água (ROMANO *et al.*, 2018). Ademais, a baixa biodegradabilidade dos fármacos é um dos fatores que contribui para sua prevalência ambiental, podendo bioacumular no meio e/ou nos seres vivos presente nestes (LIMA *et al.*, 2017). Deste modo, é de grande interesse o estudo da aplicabilidade de técnicas eficientes na remoção de micropoluentes como a adsorção utilizando carvão ativado, biorreator de membrana e os processos oxidativos avançados (POA; KAMAZ *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2014; SOUSA M, 2018; SOUSA K, 2019)

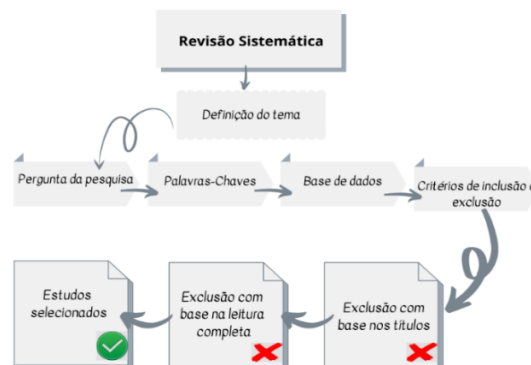
Esta pesquisa determinou os antibióticos mais consumidos no Estado Tocantins e no município de Palmas – TO, e realizou uma revisão sistemática que descreve os métodos de remoção de antibióticos no tratamento de água e esgoto. Posteriormente, analisou-se se as técnicas encontradas na revisão sistemática poderiam ser aplicadas na remoção de alguns dos antibióticos mais consumidos em Palmas – TO.

MATERIAIS E MÉTODOS

A presente pesquisa foi realizada em três etapas, sendo: (1) levantar e analisar dados secundários no Sistema Nacional de Gerenciamento de Produtos Controlados (SNGPC) da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) e na vigilância sanitária, com intuito de delimitar os antimicrobianos mais consumidos no Estado do Tocantins e em Palmas – TO; (2) realizar uma revisão sistemática de literatura a respeito das técnicas de remoção dos antibióticos; e (3) analisar se na revisão de literatura sobre técnicas de remoção dos antibióticos, haviam estudos que contemplavam os antibióticos mais consumidos em Palmas – TO.

O levantamento de dados foi realizado através do SNGPC para o Estado do Tocantins e para o município de Palmas – TO com referência a janeiro de 2018 à abril de 2020. Destaca-se que após a obtenção e triagem/tratamento das informações, obteve-se uma relação dos trinta antibióticos mais consumidos no Estado do Tocantins e em Palmas – TO. Foram obtidas, também, informações de outro banco de dados pela VISA, que retrata a dispensação (distribuição) de medicamentos às unidades públicas de Palmas – TO, a fim de não restringir o consumo dos mesmos às vendas em unidades privadas. Porém, essa fonte de informações está limitada no período de março a agosto de 2020. Com isso, informações sobre os antibióticos mais consumidos em Palmas – TO foram obtidas por estes dois bancos de dados distintos (SNGPC e VISA). A revisão sistemática de literatura seguiu as etapas do protocolo apresentadas no fluxograma da Figura 01.

Figura 01: Protocolo para a revisão sistemática sobre o consumo de antibióticos no Estado do Tocantins e em Palmas – TO.



Fonte: Autores (2022)

Foi realizada a busca de artigos científicos nas bases de dados Scopus, Periódico Capes e ScienceDirect (Elsevier). A pergunta norteadora da pesquisa foi “Quais são os estudos que apresentam técnicas de remoção de antibióticos na água e esgoto?”. A partir da definição da pergunta, foi realizada a escolha de palavras-chave referentes à temática para avaliar a quantidade de materiais disponíveis nas bases de dados analisadas. As palavras-chave escolhidas foram: “*emerging micropollutant, water, treatment, antibiotic, removal*” em língua inglesa. O operador booleano “AND” foi aplicado em combinação com as palavras-chave para direcionar a pesquisa. A presente revisão não estabeleceu recorte temporal, pois o número de publicações era relativamente pequeno.

Os critérios de inclusão adotados na pesquisa foram: artigos que abordassem antibióticos; técnicas de remoção de antibióticos em água e/ou esgoto; serem pesquisas publicadas na forma de artigo completo. Por outro lado, como critério de exclusão, foram descartados aqueles que eram a negativa dos critérios de inclusão e os artigos que eram de revisão.

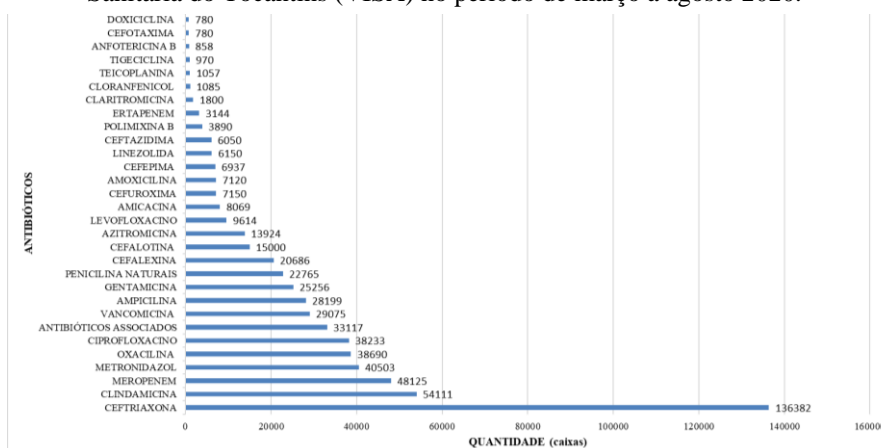
A seleção de artigos para avaliação das técnicas de remoção de antibióticos foi realizada em duas etapas: (1) exclusão de artigos que não atendessem aos critérios de inclusão com base na leitura do título e resumo; e (2) inclusão, após uma leitura completa dos artigos selecionados na primeira etapa, das pesquisas que atendessem aos critérios de inclusão. Os artigos selecionados, foram registrados em planilha Excel com informações referentes ao antibiótico em estudo, ano de publicação, autores, país de origem do estudo, tecnologias de remoção aplicadas e percentual de remoção do tratamento.

RESULTADOS

Antibióticos mais consumidos no estado do Tocantins e em Palmas – TO

Com base nas informações disponibilizadas pela Vigilância Sanitária do Tocantins (VISA), os antibióticos mais consumidos no município de Palmas – TO em relação ao total de antibióticos distribuídos nas unidades públicas do município pelo estoque regulador da vigilância sanitária do Tocantins no período de março a agosto de 2020 (Figura 02) foram: ceftriaxona (n=136.382; 22,26%), clindamicina (n=54.111; 8,83%), meropenem (n=48.125; 7,85%), metronidazol (n=40.503; 6,61%) e oxacilina (n=38.690; 6,31%).

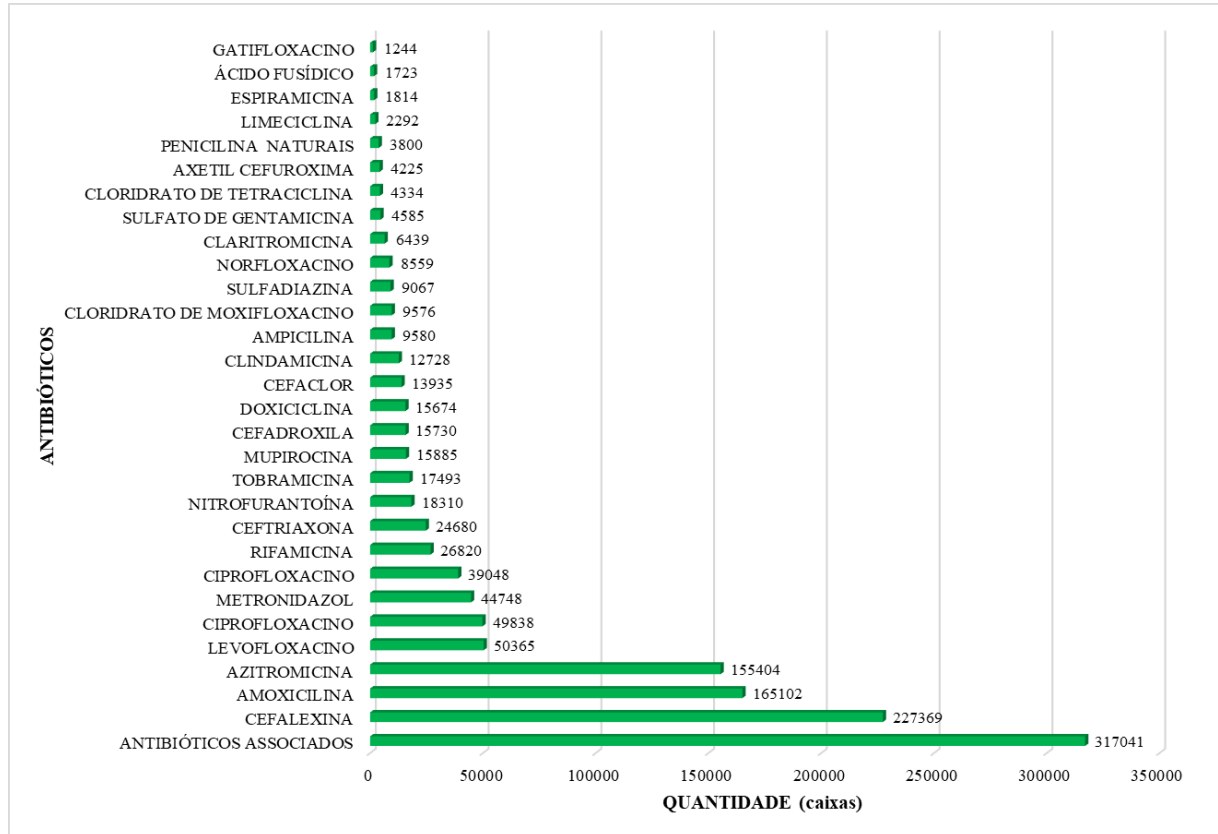
Figura 02: Levantamento dos antibióticos distribuídos em Palmas – TO pela Vigilância Sanitária do Tocantins (VISA) no período de março a agosto 2020.



Fonte: Adaptado da VISA (2022)

A Figura 03 apresenta a síntese dos trinta antibióticos mais consumidos no período de janeiro de 2018 a abril de 2020 e sua quantidade média comercializada em unidades para o Estado Tocantins de acordo o SNGPC. Os cinco antibióticos mais consumidos no Tocantins foram: associação de antibióticos com outros medicamentos (n=317.041; 24,82%), cefalexina (n=227.369; 17,80%), amoxicilina (n=165.102; 12,92%), azitromicina (n=155.404; 12,17%) e levofloxacino (n=50.365; 3,94%).

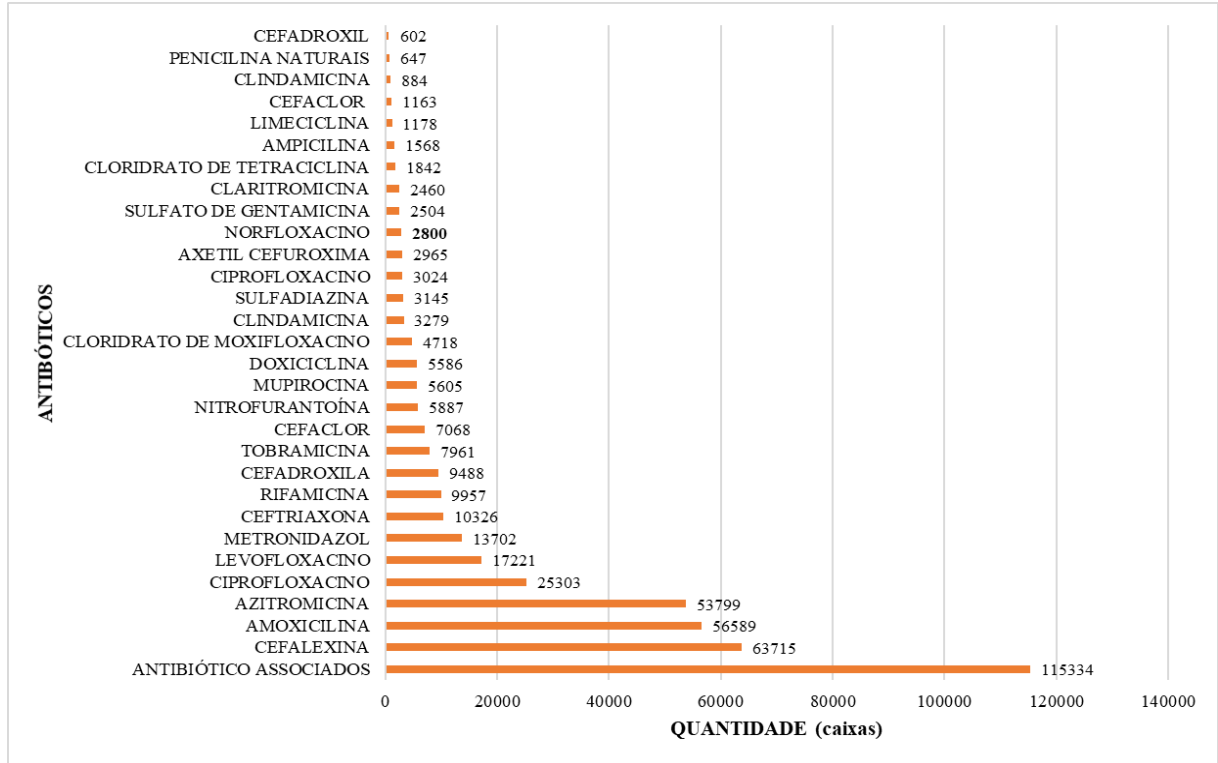
Figura 03: Levantamento do consumo dos antibióticos no estado do Tocantins pelo SNGPC no período de 2018 a abril de 2020.



Fonte: Adaptado do SNGPC (2022)

De acordo o Sistema Nacional de Gerenciamento de Produtos Controlado os cinco antibióticos mais consumidos no município de Palmas – TO no período de janeiro de 2018 a abril de 2020 foram: associação de antibióticos com outros medicamentos (n=115.334; 26,19%), cefalexina (n=63.715; 14,47%), amoxicilina (n=56.589; 12,85%), azitromicina (n=53.799; 12,22%), e Ciprofloxacino (n=25.303; 5,75%), conforme a Figura 04.

Figura 04: Antibióticos mais consumidos em Palmas-TO no período de janeiro de 2018 a abril de 2020 segundo o SNGPC.



Fonte: Adaptado do SNGPC (2022)

Segundo as bases de dados consultadas, os 5 antibióticos mais comercializados foram: ceftriaxona (n=136.382), associação de antibióticos com outros medicamentos (n=115.334), cefalexina (n=63.715), amoxicilina (n=56.589) e clindamicina. Estes medicamentos são de amplo espectro, utilizados em terapias cotidianas, o que pode justificar o alto número de vendas.

Técnicas de remoção de fármacos

O levantamento de dados pela revisão sistemática apresentou, inicialmente, 217 (duzentos e dezessete) artigos, sendo que 72 (setenta e dois) tiveram características aplicáveis ao estudo e foram validados para a etapa final. Dentre os trabalhos selecionados, 24 estudos (33,33%) combinaram técnicas de remoção; e dos estudos que não utilizaram combinação de técnicas, a adsorção com carvão ativado foi a de maior destaque (n=7; 9,59%). Na Tabela 01 (Apêndice A) é possível observar os antibióticos e as técnicas de remoção dos estudos analisados.

Apesar de não ter sido realizado um recorte temporal, os artigos voltados à temática do estudo foram formados por publicações recentes entre os anos de 2006 e 2022; e dentro deste período, pôde-se observar que o ano de 2021 foi o mais expressivo em número de publicações. Em relação à origem dos artigos selecionados, os estudos são provenientes de países da África, América do Norte, América do Sul, Ásia e Europa, conforme pode ser observado na Figura 05. Dentre estes, a China apresentou o maior número de publicações relacionadas às técnicas de remoção de antibióticos.

Figura 05: Número de artigos selecionados no mapeamento sistemático de literatura por países



Fonte: Autores (2022)

Nos estudos analisados, a adsorção (utilizando carvão ativado) foi a técnica de remoção mais utilizada, obtendo uma eficiência de remoção máxima de 95,00% de cefixima, 100,00% de ciprofloxacino, 70,00% de clindamicina, 73,00% de eritromicina, 100,00% de levofloxacino, 99,00% de metronidazol, 95,00% de ofloxacina, 91,00% de roxitromicina, 90,00% de sulfadiazina, 20,00% de sulfametizol, 95,00% de sulfametoxazol, 37,53% de sulfatiazol e 98,00% de trimetoprima. A faixa de remoção desses antibióticos com essa técnica foi de 13,00-100,00%.

Dos artigos selecionados, 36 (50%) abordaram os antibióticos mais consumidos no município de Palmas – TO, como a amoxicilina, azitromicina, cefepima, ciprofloxacino, claritromicina, clindamicina, cloranfenicol, doxiciclina, levofloxacino, metronidazol, norfloxacino, sulfadiazina, tetraciclina e vancomicina. Para estes antibióticos, foram encontrados estudos que determinaram eficiências de remoções do medicamento nas técnicas empregadas, conforme demonstrado na Tabela 01 (Apêndice A).

Para esta revisão, verificou-se 23 técnicas diferentes que foram empregadas nos 36 artigos para remover os antibióticos mais consumidos em Palmas-TO e, dentre elas, as mais utilizadas foram: biorreator de membrana (n=5; 13,89%), lodo ativado convencional (n=3; 8,33%) e adsorção com carvão ativado (n=2; 5,56%). Destacam-se, ainda, as técnicas que obtiveram eficiências de 100% de remoção, como: o biorreator de membrana, adsorção com carvão ativado, eletrocoagulação, meios filtrantes naturais revestidos com ferro, fenton escuro. Dos 13 (18,05%) artigos que utilizaram técnicas combinadas, oito apresentaram 100% de remoção.

DISCUSSÃO

Antibióticos mais consumidos em Palmas e no estado do Tocantins

Entre os medicamentos abundantemente consumidos na sociedade contemporânea, os fármacos, em especial os antibióticos, são uma das maiores preocupações mundiais quanto a sua utilização racional (FURTADO *et al.*, 2019; PAULA; CAMPOS; SOUZA, 2021). Os antibióticos possuem uma ampla faixa da taxa de excreção, que varia de 10 a 90% (KÜMMERER, 2008), e por volta de 75% são excretados em sua forma inalterada

(KÜMMERER; HENNINGER, 2003). Com isso, seu uso indiscriminado e exacerbado pode causar grandes consequências na saúde e no meio ambiente, como o desenvolvimento de resistência bacteriana. Essa, gera consequências graves para a saúde como a redução da eficácia dos antibióticos nos tratamentos, o prolongamento das doenças, o maior número de hospitalizações e o aumento do risco de complicações e mortalidade (RADOSEVIĆ *et al.*, 2009; ROSSIGNOLI; CLAVENNA; BONATI, 2007). A literatura já reportou a presença desses fármacos nas matrizes ambientais (CHA; YANG; CARLSON, 2006; COLLADO *et al.*, 2014; MARCELINO *et al.*, 2017).

A amoxicilina, um dos antibióticos mais consumidos no mundo (WHO, 2018), aparece em quarto lugar na cidade de Palmas – TO. Considerando-se que este medicamento é uma penicilina de amplo espectro (BAERE; BACKER, 2007), é possível observar que também há outros medicamentos da classe das penicilinas no *ranking* de maior consumo em Palmas – TO, como a ampicilina que ocupa a 9^o posição pela VISA e a 25^a posição pelo SNGPC. Este medicamento é um antibiótico utilizado no tratamento de infecções causadas por bactérias gram-positivas e gram-negativas, como a gonorreia, infecções do trato urinário, ouvido, nariz e infecções de garganta onde, aproximadamente, entre 30 e 60% dela é excretada em sua forma inalterada e de 20 a 60% na forma de metabólitos (HIRSCH *et al.*, 1999). A ampicilina tem sido detectada em estações de tratamento de esgoto, efluente hospitalar e efluente industrial (ELMOLLA; CHAUDHURI, 2010; RAHMAN; KHAN, 2016; RAHARDJO *et al.*, 2011). Os antibióticos encontrados como os mais consumidos para a cidade de Palmas – TO, pela análise do banco de dados fornecido pela ANVISA e o relatório da VISA, mostram-se consistentes com outros estudos que abordam os respectivos medicamentos (MAHMUD; FREDDO; PEREIRA, 2022; MOURA *et al.*, 2015; NUBILE *et al.*, 2019).

Técnicas de remoção de fármacos

O registro das publicações recentes nessa revisão pode ser possivelmente explicado pelo uso do termo “emergente” como palavra-chave, que pode ter excluído artigos mais antigos onde essa terminologia ainda não era empregada. O fato da localidade com maior número de publicação ser um país asiático pode estar relacionado a um possível maior incentivo para pesquisa de técnicas de remoção de antibióticos.

Levando em consideração que as estações de tratamento convencionais, tanto de água como esgoto, não são projetadas e nem monitoradas para remover os antibióticos de forma eficiente, é preciso estudar técnicas apropriadas e convenientes para remover os fármacos remanescentes e seus metabólitos difundidos nas matrizes ambientais. Nesta revisão sistemática a técnica mais utilizada (biorreator de membrana) para remover os antibióticos mais consumidos em Palmas-TO, é uma das que obteve maior porcentagem de remoção de antibióticos, sendo um processo compacto onde ocorre a combinação do processo biológico e a separação com membranas (YANG; CICEK; ILG, 2006). Kamaz *et al.* (2019) estudaram cinco micropoluentes, dentre eles o antibiótico amoxicilina, adicionados em amostras de águas residuais de uma estação de tratamento antes de serem introduzidas no biorreator de membrana contendo tanques anóxicos e aeróbicos e em 4 horas de operação mais de 95% da amoxicilina havia sido removido. Tran *et al.* (2016) investigaram a remoção de 21 antimicrobianos, entre eles, a amoxicilina em uma estação de tratamento de águas residuais em um sistema de biorreator de membranas e obteve uma eficiência de remoção de 92,1%. A vantagem dessa técnica é por demandar menor espaço físico do que os processos convencionais como lagoas facultativas e lodos ativados e facilitar a separação do lodo formado da fase líquida, que estará retido na membrana. Porém, possui como desvantagem a ocorrência de incrustações, que comprometem a membrana.

Outra técnica bastante utilizada nos artigos analisados foi o de lodo ativado convencional, um processo eficaz na remoção de sólidos, compostos orgânicos naturais e patógenos. Quanto à remoção de fármacos Grandclément *et al.*, (2017) mencionaram que os níveis de remoção não são suficientes pela quantidade e variabilidade desses compostos, porém, nos artigos selecionados a variabilidade de remoção foi de 61,90% a 99,50%. A vantagem dessa técnica é a sua flexibilidade operacional; no entanto, possui custo elevado de implantação e operação, alto custo de energia e há a necessidade de tratamento completo do lodo e da sua disposição final (VON SPERLING, 1996).

Já a eletrocoagulação, é uma técnica que utiliza bolhas de gás produzidas pela eletrólise da água para remover partículas suspensas por flotação. Ela está dentre as que alcançaram altas remoções para antibióticos, especificamente à tetraciclina, analisada por Lu J. *et al.* (2021). As vantagens são a facilidade no controle e operação do processo e geração mínima de lodo; e a sua principal desvantagem é a presença de residual na água tratada pela dissolução anódica (MOLLAH; SCHENNACH, 2001), necessitando a substituição dos eletrodos regularmente.

Os meios filtrantes naturais revestidos com ferro utilizados no estudo de Changduang *et al.* (2021) como a rocha laterítica, pedra-pomes e rocha zeólita, que apresentaram alta remoção dos antibióticos amoxicilina, tetraciclina e tiamulina neste estudo são não-tóxicos, de baixo custo, redox-ativos e altamente acessíveis. No entanto essa técnica, é realizada via oxidação heterogênea do tipo Fenton, e este baseia-se na geração de radicais hidroxila a partir da decomposição de peróxido de hidrogênio catalisada por íons ferrosos (Fe^{2+}), em condições ácidas (WALLING; KATO, 1971). A vantagem desse processo é por utilizar reagentes atóxicos, simples e de fácil transporte, mas também necessita está em condições ácidas, aumenta a salinidade pela geração de lodo e é necessário a remoção dos íons Fe^{2+} adicionado. Além de que processo oxidativo do tipo fenton pode gerar subprodutos indesejáveis. O termo fenton escuro utilizado pela autora Cruz *et al.* (2012), refere-se ao processo fenton tradicional, e este aparece como um dos estudos com maiores eficiências de remoção para antibióticos (especificamente o norfloxacino) nesta revisão. As associações, termo utilizado para combinação de técnicas neste artigo, também apresentaram altas eficiências, como mostrado por Cruz *et al.* (2012), Mojiri *et al.* (2019), Shad *et al.* (2019) e Wang Y. *et al.* (2018), os quais conseguiram alcançar 100% de remoção, mostrando que utilizando técnicas subseqüentes também pode ser uma alternativa para remover esses micropoluentes.

Ao analisar os artigos que estudaram a remoção dos antibióticos mais consumidos em Palmas – TO, observou-se que a adsorção com carvão ativado é uma das técnicas mais utilizadas, com faixa de remoções de 0,00 – 100,00%. A técnica de adsorção por carvão ativado mostra-se como uma boa opção, pois além de ter eficácia na remoção desses compostos (com exceção da Clindamicina), apresenta benefícios bem atraentes, como: características econômicas, confiabilidade e sua capacidade de impedir a entrada de substâncias tóxicas secundárias, restringindo sua transferência para o ambiente aquático (CRINI *et al.*, 2019). É fundamental considerar, além das eficiências das técnicas, a viabilidade econômica e a capacidade de atenuar os perigos destes contaminantes. Em geral, os artigos focaram seus estudos no carvão ativado produzido com materiais naturais acessíveis, devido ao seu custo-benefício.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Problemas relacionados a presença de fármacos, como os antibióticos, já são estudados em várias partes do mundo. No entanto, pesquisas a respeito da remoção de antibióticos em água e/ou esgotos são limitados, possivelmente devido a inexistência de uma legislação

específica que determine as concentrações máximas permissíveis destas substâncias e devido aos elevados recursos que são necessários para realizar o controle e monitoramento.

A pesquisa delimitou os antibióticos de maior consumo no Estado Tocantins (associações, cefalexina, amoxicilina, azitromicina e levofloxacino) e no município de Palmas – TO (ceftriaxona, associações, cefalexina, amoxicilina e clindamicina), para que possam ser micropoluentes representativos em estudos experimentais de tratamento na região. Esta informação permite nortear os estudos de remoção destes poluentes nas matrizes ambientais nestas localidades, visto que os antibióticos mais consumidos, apresentam maior probabilidade de serem encontrados nos corpos hídricos e em águas de sistemas de abastecimento humano.

Seguindo os critérios adotados para o protocolo da revisão sistemática realizada, a adsorção com carvão ativado foi a técnica de remoção individual mais utilizada nos artigos selecionados e a terceira mais utilizada quando considerados somente os estudos que abordaram os antibióticos mais consumidos em Palmas – TO. Portanto, demonstra-se como uma técnica viável e eficaz para a remoção de antibióticos, além do alto custo-benefício.

Por fim, no Brasil não existem limites legais sobre as concentrações de antibióticos para o tratamento de água e/ou efluentes, assim como para águas naturais, o pode representar um risco à saúde ambiental, pois a presença desses micropoluentes favorecem a resistência bacteriana.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACERO, J. L.; et al. Retention of emerging micropollutants from UP water and a municipal secondary effluent by ultrafiltration and nanofiltration. **Chemical Engineering Journal**, v. 163, n. 3, p. 264-272, 2010.

ARCHUNDIA, D.; et al. Antibiotic pollution in the Katari subcatchment of the Titicaca Lake: Major transformation products and occurrence of resistance genes. **Science of the total environment**, v. 576, p. 671-682, 2017.

BAERE, S.; BACKER, P. Quantitative determination of amoxicillin in animal feed using liquid chromatography with tandem mass spectrometric detection. **Analytica chimica acta**, v. 586, n. 1-2, p. 319-325, 2007.

BARROS, A.R.M.; et al. Effects of the antibiotics trimethoprim (TMP) and sulfamethoxazole (SMX) on granulation, microbiology, and performance of aerobic granular sludge systems. **Chemosphere**, v. 262, p. 127840, 2021.

BAYER, A.; et al. Behavior of sartans (antihypertensive drugs) in wastewater treatment plants, their occurrence and risk for the aquatic environment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 18, p. 10830-10839, 2014.

BIDHENDI, M. E.; et al. Nano-size biomass derived from pomegranate peel for enhanced removal of cefixime antibiotic from aqueous media: kinetic, equilibrium and thermodynamic study. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 12, p. 4223, 2020.

BLAIR, J.; et al. Molecular mechanisms of antibiotic resistance. **Nature reviews microbiology**, v. 13, n. 1, p. 42-51, 2015.

BOSCHETTI, M.; et al. Modular stand-alone photoelectrocatalytic reactor for emergent contaminant degradation via solar radiation. **Solar Energy**, v. 228, n.10, p. 120-127, 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM_MS nº 888 de 04 de maio de 2021. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>. Acesso em: 10 mai. 2021.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005**. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no D.O.U. 2005. Disponível em : http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?co_dlegi=459. Acesso em: 8 jan. 2020.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº430, de 13 de maio de 2011**. Condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores. 2011. Publicado no D.O.U. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 8 jan. 2020.

BRUNHOFEROVA, H.; et al. Bioremediation of 27 Micropollutants by Symbiotic Microorganisms of Wetland Macrophytes. **Sustainability**, v. 14, n. 7, p. 3944, 2022.

BÜNING, B.; et al. Removal of emerging micropollutants from wastewater by nanofiltration and biofilm reactor (MicroStop). **Environmental progress & sustainable energy**, v. 40, n. 3, p. e13587, 2021.

CAI, Q.; HU, J. Decomposition of sulfamethoxazole and trimethoprim by continuous UVA/LED/TiO₂ photocatalysis: Decomposition pathways, residual antibacterial activity and toxicity. **Journal of hazardous materials**, v. 323, n.13, p. 527-536, 2017.

CHA, J. M.; YANG, S.; CARLSON, K. H. Trace determination of β -lactam antibiotics in surface water and urban wastewater using liquid chromatography combined with electrospray tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1115, p. 46-57, 2006.

CHANGDUANG, A.; et al. Development of reactive iron-coated natural filter media for treating antibiotic residual in swine wastewater: Mechanisms, intermediates and toxicity. **Journal of Environmental Management**, v. 298, p. 113435, 2021.

CHEN, Y.; et al. Occurrence and fate of antibiotics, antimicrobial resistance determinants and potential human pathogens in a wastewater treatment plant and their effects on receiving waters in Nanjing, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 206, n.10, p. 111371, 2020.

CHENG, J.; et al. Microstructure and antioxidative capacity of the microalgae mutant *Chlorella* PY-ZU1 during tilmicosin removal from wastewater under 15% CO₂. **Journal of hazardous materials**, v. 324, n.20, p. 414-419, 2017.

CHENG, X.; et al. Effect of sulfate radical-based oxidation pretreatments for mitigating ceramic UF membrane fouling caused by algal extracellular organic matter. **Water research**, v. 145, n.11, p. 39-49, 2018.

COLLADO, N.; et al. Pharmaceuticals occurrence in a WWTP with significant industrial contribution and its input into the river system. **Environmental pollution**, v. 185, p. 202-212, 2014.

CRINI, G.; et al. Conventional and non-conventional adsorbents for wastewater treatment. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, n. 1, p. 195-213, 2019.

CRUZ, N.; et al. Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge. **Water research**, v. 46, n. 6, p. 1947-1957, 2012.

DONG, J.; et al. Lignin-derived biochar to support CoFe₂O₄: Effective activation of peracetic acid for sulfamethoxazole degradation. **Chemical Engineering Journal**, v. 430, n.14, p. 132868, 2022.

DUAN, X.; et al. Graphitic biochar catalysts from anaerobic digestion sludge for nonradical degradation of micropollutants and disinfection. **Chemical Engineering Journal**, v. 384, p. 123244, 2020.

ELMOLLA, E.S.; CHAUDHURI, M. Degradation of amoxicillin, ampicillin and cloxacillin antibiotics in aqueous solution by the UV/ZnO photocatalytic process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 173, p. 445-449, 2010.

FENG, M.; et al. Fast removal of the antibiotic flumequine from aqueous solution by ozonation: influencing factors, reaction pathways, and toxicity evaluation. **Science of The Total Environment**, v. 541, n.15, p. 167-175, 2016.

FERNANDEZ-FONTAINA, E.; et al. Influence of nitrifying conditions on the biodegradation and sorption of emerging micropollutants. **Water research**, v. 46, n. 16, p. 5434-5444, 2012.

FERNANDEZ-SANROMAN, A.; et al. Removal of sulfamethoxazole and methylparaben using hydrocolloid and fiber industry wastes: Comparison with biochar and laccase-biocomposite. **Journal of Cleaner Production**, v. 271, n.4, p. 122436, 2020.

FERREIRO, C.; et al. Contaminants of emerging concern removal in an effluent of wastewater treatment plant under biological and continuous mode ultrafiltration treatment. **Sustainability**, v. 12, n. 2, p. 725, 2020.

FURTADO, D. M. F.; et al. Consumo de antimicrobianos e o impacto na resistência bacteriana em um hospital público do estado do Pará, Brasil, de 2012 a 2016. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 10, n.9, 2019.

GHAFFARI, Y.; et al. Effect of UV Irradiation on the Structural Variation of Metal Oxide-Silica Nanocomposites for Enhanced Removal of Erythromycin at Neutral pH. **Catalysts**, v. 12, n. 4, p. 424, 2022.

GOSWAMI, A.; JIANG, J. Comparative performance of catalytic Fenton oxidation with zero-valent iron (Fe (0)) in comparison with ferrous sulphate for the removal of micropollutants. **Applied Sciences**, v. 9, n. 11, p. 2181, 2019.

GOSWAMI, A.; JIANG, J.; PETRI, M. Treatability of five micro-pollutants using modified Fenton reaction catalysed by zero-valent iron powder (Fe (0)). **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, p. 105393, 2021.

GRANDCLÉMENT, C.; et al. From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: a review. **Water research**, v. 111, p. 297-317, 2017.

GUSMAROLI, L.; et al. How do WWTPs operational parameters affect the removal rates of EU Watch list compounds?. **Science of the Total Environment**, v. 714, p. 136773, 2020.

HIRSCH, R.; et al. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. **Science of the Total environment**, v. 225, n. 1-2, p. 109-118, 1999.

KAMAZ, M.; et al. Investigation into micropollutant removal from wastewaters by a membrane bioreactor. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 8, p. 1363, 2019.

KARIM, A. V.; SHRIWASTAV, A. Degradation of ciprofloxacin using photo, sono, and sonophotocatalytic oxidation with visible light and low-frequency ultrasound: Degradation kinetics and pathways. **Chemical Engineering Journal**, v. 392, n.22, p. 124853, 2020.

KIM, S; AGA, D.S. Potential ecological and human health impacts of antibiotics and antibiotic-resistant bacteria from wastewater treatment plants. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B**, v. 10, n. 8, p. 559-573, 2007.

K'OREJE, K. O.; et al. Occurrence, fate and removal of pharmaceuticals, personal care products and pesticides in wastewater stabilization ponds and receiving rivers in the Nzoia Basin, Kenya. **Science of the Total Environment**, v. 637, n.12, p. 336-348, 2018.

KRAWCZYK, K.; et al. Enhanced degradation of sulfamethoxazole by a modified nano zero-valent iron with a β -cyclodextrin polymer: Mechanism and toxicity evaluation. **Science of The Total Environment**, v. 817, n.11, p. 152888, 2022.

KÜMMERER, K. Antibiotics in the Environment. In: KÜMMERER K. (eds) **Pharmaceuticals in the Environment**. Springer, Berlin: Heidelberg, 2008.

KÜMMERER, K.; HENNINGER, A. Promoting resistance by the emission of antibiotics from hospitals and households into effluents. **Clinical Microbiology**, v. 9, n. 12, p. 1203–1214, 2003.

LEE, J.; JANG, J. K.; KIM, H. Sulfonamide degradation and metabolite characterization in submerged membrane photobioreactors for livestock excreta treatment. **Chemosphere**, v. 261, n.10, p. 127604, 2020.

LI, R.; et al. Removal of micropollutants in a ceramic membrane bioreactor for the post-treatment of municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 427, n.8, p. 131458, 2022.

LI, Y.; et al. Enhanced sulfamethoxazole degradation by peroxydisulfate activation with sulfide-modified microscale zero-valent iron (S-mFe⁰): Performance, mechanisms, and the role of sulfur species. **Chemical Engineering Journal**, v. 376, n.20, p. 121302, 2019.

LIMA, D.R.S.; et al. Avaliação da remoção de fármacos e de desreguladores endócrinos em águas de abastecimento por clarificação em escala de bancada. **Química Nova**, v. 37, n. 5, p. 783-788, 2014. Disponível em: [https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext & pid=S0100-40422014000500005&lan g=pt](https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422014000500005&lang=pt); Acesso em: 24 jul. 2020.

LIMA, D.R.S.; et al. Fármacos e desreguladores endócrinos em águas brasileiras: ocorrência e técnicas de remoção. **Revista de Eng. Sanitária e Ambiental**, v.22, n.6, p. 1043-1054, 2017.

LIU, F.; NIELSEN, A. H.; VOLLERTSEN, J. Sorption and degradation potential of pharmaceuticals in sediments from a stormwater retention pond. **Water**, v. 11, n. 3, p. 526, 2019.

LU, J. et al. Efficient removal of Tetracycline-Cu complexes from water by electrocoagulation technology. **Journal of Cleaner Production**, v. 289, p. 125729, 2021.

MA, R.; et al. Enhanced catalytic degradation of aqueous doxycycline (DOX) in Mg-Fe-LDH@ biochar composite-activated peroxydisulfate system: Performances, degradation pathways, mechanisms and environmental implications. **Chemical Engineering Journal**, v. 425, n.30, p. 131457, 2021.

MA, X. Y.; et al. Micropollutants removal and health risk reduction in a water reclamation and ecological reuse system. **Water research**, v. 138, n.30, p. 272-281, 2018.

MA, X.; WANG, Z. Removal of Ciprofloxacin from Wastewater by Ultrasound/Electric Field/Sodium Persulfate (US/E/PS). **Processes**, v. 10, n. 1, p. 124, 2022.

MAHMUD, N. M.; FREDDO, R. J.; PEREIRA, A. G. Custos da terapia com medicamentos antibacterianos em uma Unidade de Terapia Intensiva Neonatal de um hospital filantrópico. **Revista Brasileira de Farmácia Hospitalar e Serviços de Saúde**, v. 13, n. 2, p. 761-761, 2022.

MAILLER, R.; et al. Removal of a wide range of emerging pollutants from wastewater treatment plant discharges by micro-grain activated carbon in fluidized bed as tertiary treatment at large pilot scale. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 983-996, 2016.

- MAILLER, R.; et al. Study of a large scale powdered activated carbon pilot: Removals of a wide range of emerging and priority micropollutants from wastewater treatment plant effluents. *Water Research*, v. 72, p. 315-330, 2015.
- MARASCHI, F.; et al. TiO₂-modified zeolites for fluoroquinolones removal from wastewaters and reuse after solar light regeneration. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v.2, p.2170-2176,2014.
- MARCELINO, R. B. P.; et al. Multistage ozone and biological treatment system for real wastewater containing antibiotics. **Journal of Environmental Management**, v. 195, p. 110-116, 2017.
- MARGOT, J.; et al. Treatment of micropollutants in municipal wastewater: ozone or powdered activated carbon?. **Science of the total environment**, v. 461, p. 480-498, 2013.
- MATSUBARA, M. E.; et al. Amoxicillin removal by pre-denitrification membrane bioreactor (A/O-MBR): performance evaluation, degradation by-products, and antibiotic resistant bacteria. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 192, n.20, p. 110258, 2020.
- MENG, C.; et al. Rapid Degradation of Chlortetracycline Using Hydrodynamic Cavitation with Hydrogen Peroxide. **International journal of environmental research and public health**, v. 19, n. 7, p. 4167, 2022.
- MICHELINI, L. R. R. W.; et al. Sulfadiazine uptake and effects on salix fragilis L. and zea mays plants L. plants. **Water, Air, Soil e Pollution**, v.223, n.8, p. 5243-5257, 2012. Disponível em: <https://link-springer-com.ez6.periodicos.capes.gov.br/article/10.1007/s11270-012-1275-5>. Acesso em: 30 jul. 2020.
- MIRAN, W.; et al. Biodegradation of the sulfonamide antibiotic sulfamethoxazole by sulfamethoxazole acclimatized cultures in microbial fuel cells. **Science of The Total Environment**, v. 627, n.10, p. 1058-1065, 2018.
- MOJIRI, A.; et al. Combined ozone oxidation process and adsorption methods for the removal of acetaminophen and amoxicillin from aqueous solution; kinetic and optimisation. **Environmental Technology & Innovation**, v. 15, p. 100404, 2019.
- MOJIRI, A.; et al. Removal performance and optimisation of pharmaceutical micropollutants from synthetic domestic wastewater by hybrid treatment. **Journal of contaminant hydrology**, v. 235, n.11, p. 103736, 2020.
- MOLLAH, M. Y. A.; SCHENNACH, R. Electrocoagulation (EC) – science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 84, p. 29-41, 2001.
- MOURA, M. L.; et. al. The impact of restricting over-the-counter sales of antimicrobial drugs: preliminary analysis of national data. **Medicine**, v. 94, n. 38, 2015.

- MOURID, E. H.; et al. Wastewater treatment test by removal of the sulfamethoxazole antibiotic by a calcined layered double hydroxide. **Applied Clay Science**, v. 168, n.10, p. 87-95, 2019.
- MUKHERJEE, A.; et al. Oxidative degradation of emerging micropollutants induced by rotational hydrodynamic cavitating device: A case study with ciprofloxacin. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, p. 105652, 2021.
- NAGY-KOVÁCS, Z.; et al. Behavior of organic micropollutants during river bank filtration in Budapest, Hungary. **Water**, v. 10, n. 12, p. 1861, 2018.
- NUBILE, A. C. M.; et al. Levantamento farmacoepidemiológico de antibióticos dispensados em um bairro da zona leste de São José dos Campos/SP/Pharmacoepidemiological Survey of Antibiotics Dispensed in a Neighborhood in the East Zone of São José Dos Campos/SP. **Brazilian Journal of Health Review**, v. 2, n. 6, p. 5176-5190, 2019.
- OH, S.; et al. Removal behaviors and fouling mechanisms of charged antibiotics and nanoparticles on forward osmosis membrane. **Journal of environmental management**, v. 247, n.11, p. 385-393, 2019.
- PAULA, C. C. S.; CAMPOS, R. B. F.; SOUZA, M. C. R. F. Uso irracional de medicamentos: uma perspectiva cultural. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 3, p. 21660-21676, 2021.
- PUGA, A.; et al. Prompt removal of antibiotic by adsorption/electro-Fenton degradation using an iron-doped perlite as heterogeneous catalyst. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 144, p. 100-110, 2020.
- RADOSEVIĆ N.; et al. Attitudes towards antimicrobial drugs among general population in Croatia, FYROM, Greece, Hungary, Serbia and Slovenia. **Pharmacoepidemiol Drug Safety**, v. 18, n. 8, p.691-696, 2009.
- RAHARDJO, A. K.; et. al. Modified Ponorogo bentonite for the removal of ampicillin from wastewater. **Journal of hazardous materials**, v. 190, n. 1-3, p. 1001-1008, 2011.
- RAHMAN, N.; KHAN, S. Circular dichroism spectroscopy: An efficient approach for the quantitation of ampicillin in presence of cloxacillin. **Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, v. 160, p. 26-33, 2016.
- RAJENDRAN, H. K.; et al. Electrocatalytic removal of fluoroquinolones from simulated pharmaceutical effluent: Chemometric analysis, chemical blueprint of electrodes and generated sludge. **Environmental Research**, v. 195, p. 110844, 2021.
- REIS, E. O.; et al. Occurrence, removal and seasonal variation of pharmaceuticals in Brazilian drinking water treatment plants. **Environmental Pollution**, v. 250, p. 773-781, 2019.

RICHARDSON, S.D. Water analysis: emerging contaminants and current issues. **Analytical chemistry**, v. 81, n. 12, p. 4645-4677, 2009.

RIZZO, L.; et al. Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: a review. **Science of the total environment**, v. 447, p. 345-360, 2013.

ROMANO, L.E.; et al. **Desenvolvimento de metodologia para determinação de diclofenaco em águas superficiais**. 2018. 47 fl. Dissertação (Mestrado em Ciências Farmacêuticas) - Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel-PR, 2018.

ROSSIGNOLI, A.; CLAVENNA, A.; BONATI, M. Antibiotic prescription and prevalence rate in the outpatient paediatric population: analysis of surveys published during 2000–2005. **European journal of clinical pharmacology**, v. 63, n. 12, p. 1099-1106, 2007.

SAHAR, E.; et al. The use of RO to remove emerging micropollutants following CAS/UF or MBR treatment of municipal wastewater. **Desalination**, v. 273, n. 1, p. 142-147, 2011.

SANCTIS, M.; et al. An innovative biofilter technology for reducing environmental spreading of emerging pollutants and odour emissions during municipal sewage treatment. **Science of The Total Environment**, v. 803, n.22, p. 149966, 2022.

SARMENTO, A. P.; et al. Sulfamethoxazole and trimethoprim degradation by Fenton and Fenton-like processes. **Water**, v. 12, n. 6, p. 1655, 2020.

SHAD, M. F.; et al. Evaluating occurrence of contaminants of emerging concerns in MF/RO treatment of primary effluent for water reuse–pilot study. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 9, n. 4, p. 350-371, 2019.

SICILIANO, A.; et al. Amoxicillin in water: Insights into relative reactivity, byproduct formation, and toxicological interactions during chlorination. **Applied Sciences**, v. 11, n. 3, p. 1076, 2021.

SILVA, A. R.; et al. Detoxification of ciprofloxacin in an anaerobic bioprocess supplemented with magnetic carbon nanotubes: Contribution of adsorption and biodegradation mechanisms. **International journal of molecular sciences**, v. 22, n. 6, p. 2932, 2021.

SILVA, C. R. et al. Ocorrência e degradação de quinolonas por processos oxidativos avançados. **Química Nova**, v. 37, p. 868-885, 2014.

SONG, P.; et al. Exploring the decentralized treatment of sulfamethoxazole-contained poultry wastewater through vertical-flow multi-soil-layering systems in rural communities. **Water Research**, v. 188, n.20, p. 116480, 2021.

SOUSA, K. S. **Remoção do analgésico paracetamol da água com a utilização de diferentes tipos de carvão ativado em pó.** 2019. 103 fl. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, Palmas-TO, 2019.

SOUSA, M. O. **Remoção do anti-inflamatório diclofenaco da água com a utilização de diferentes tipos de carvão ativado.** 2018.78 fl. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, Palmas-TO, 2018.

SPÄTH, J.; et al. Biochar for the removal of detected micropollutants in South African domestic wastewater: a case study from a demonstration-scale decentralised wastewater treatment system in eThekweni. **Water SA**, v. 47, n. 4, p. 396–416-396–416, 2021.

TAN, C.; et al. Photocatalytic degradation of sulfonamides in 4-phenoxyphenol-modified g-C₃N₄ composites: performance and mechanism. **Chemical Engineering Journal**, v. 421, p. 127864, 2021.

TOMBOLA, R.; et al. Recycled corrugated wire hose cover as biological carriers for greywater treatment in a sequential batch biofilm reactor. **Journal of environmental management**, v. 240, n.20, p. 475-484, 2019.

TRAN, N. H.; et al. Occurrence and removal of multiple classes of antibiotics and antimicrobial agents in biological wastewater treatment processes. **Water Research**, v. 104, p. 461-472, 2016.

ULLAH, S.; et al. Broad spectrum photocatalytic system based on BiVO₄ and NaYbF₄: Tm³⁺ upconversion particles for environmental remediation under UV-vis-NIR illumination. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 243, n.14, p. 121-135, 2019.

VASSALLE, L.; et al. Bioremediation of emerging micropollutants in irrigation water. The alternative of microalgae-based treatments. **Journal of environmental management**, v. 274, n.33, p. 111081, 2020.

VIEGAS, R. M.C.; et al. Key factors for activated carbon adsorption of pharmaceutical compounds from wastewaters: A multivariate modelling approach. **Water**, v. 14, n. 2, p. 166, 2022.

VIJAYAKUMAR, E.; et al. Experimental investigation into the π -conjugated HT-g-C₃N₄/MoS₂ (X) evokes the electron transport in type-II heterojunction to achieve high photocatalytic antibiotic removal under visible-light irradiation. **Separation and Purification Technology**, v. 292, n.16, p. 121028, 2022.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** 2 ed. Belo Horizonte. SEGRAC, 1996. 243p.

WALLING C., KATO S. The Oxidation of alcohols by Fenton's reagent: effect of copper ion. **Journal of the American Chemical Society**, v.93, p.4275- 4283, 1971.

WANG, K. M.; et al. Efficient electrochemical generation of ferrate (VI) by iron coil anode imposed with square alternating current and treatment of antibiotics. **Journal of hazardous materials**, v. 384, n.10, p. 121458, 2020.

WANG, R.; et al. Occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes in WWTP effluent-receiving water bodies and reclaimed wastewater treatment plants. **Science of The Total Environment**, v. 796, n.11, p. 148919, 2021.

WANG, Y.; et al. Removal of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) from municipal waste water with integrated membrane systems, MBR-RO/NF. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 2, p. 269, 2018.

WEI, Z.; et al. Electrophilicity index as a critical indicator for the biodegradation of the pharmaceuticals in aerobic activated sludge processes. **Water research**, v. 160, n.10, p. 10-17, 2019.

WHO - World Health Organization. **Report on Surveillance of Antibiotic Consumption**. Geneva: World Health Organization, 2018. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/277359/9789241514880-eng.pdf>. Acesso em: 14 jun. 2020.

YAN, R.; et al. Determination of the lower limits of antibiotic biodegradation and the fate of antibiotic resistant genes in activated sludge: Both nitrifying bacteria and heterotrophic bacteria matter. **Journal of Hazardous Materials**, v. 425, n.18, p. 127764, 2022.

YANG, W.; CICEK, N.; ILG, J. "State-of-the-Art of Membrane Bioreactors: Worldwide Research and Commercial Applications in North America", **Journal of Membrane Science**, v. 270, pp. 201 – 211, 2006.

YASHAS, S. R.; et al. Designing bi-functional silver delafossite bridged graphene oxide interfaces: Insights into synthesis, characterization, photocatalysis and bactericidal efficiency. **Chemical Engineering Journal**, v. 426, n.9, p. 131729, 2021.

YOON, Y.; et al. Removal of endocrine disrupting compounds and pharmaceuticals by nanofiltration and ultrafiltration membranes. **Desalination**, v. 202, n. 1-3, p. 16-23, 2007.

YOON, Y.; et al. Nanofiltration and ultrafiltration of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals and personal care products. **Journal of Membrane Science**, v. 270, n. 1-2, p. 88-100, 2006.

APÊNDICE A

Tabela 4 - Técnicas aplicadas e nível de eficiência de remoção de antibióticos da água e esgoto registradas na literatura

Antibiótico	Técnica de remoção	Eficiência de remoção (%)	Ano	País	Referências
Ácido nalidixico	Lagoa Anaeróbia	>-50,00%	2018	Quênia	K'oreje <i>et al.</i> (2018)
	Lagoa facultativa primária	>50,00%			
	Lagoa facultativa secundária	>50,00%			
	Lagoa de maturação	>90,00%			
Azitromicina	Biorreator de membrana (MBR)	77,00%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	100,00%			
	Microfiltração (MF) seguido por um processo osmose reversa (RO) de 1 estágio	100,00%	2019	Califórnia	Shad <i>et al.</i> (2019)
	Microfiltração (MF) seguido por um processo osmose reversa (RO) de 2 estágios	76,90-100,00%	2019	Califórnia	Shad <i>et al.</i> (2019)
	Lodo ativado convencional (CAS)	71,40%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
	Biorreator de membrana (MBR)	90,10%			
	Tratamento primário e secundário da ETE convencional	0,00%	2014	Espanha	Collado <i>et al.</i> (2014)
	Tratamento primário e secundário da ETE convencional seguida de Ultravioleta	16,00%			
	Emissor de luz UV a 254 nm (UV 254)	0,00%	2012	Suíça	Cruz <i>et al.</i> (2012)
Fenton escuro (Fe 2+,3+ /H 2 O 2)	50,00%				
Foto-Fenton (Fe 2+,3+ /H 2 O 2/leve)	100,00%				
Amoxicilina	Biorreator de membrana (MBR)	100,00%	2019	Estados Unidos	Kamaz <i>et al.</i> (2019)
	Biorreator de membrana (MBR)	76,00%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	100,00%			
	Cloração	95,00%	2021	Itália	Siciliano <i>et al.</i> (2021)
	Microfiltração (MF) seguido por um processo osmose reversa (RO) de 1 estágio	97,90%	2019	Califórnia	Shad <i>et al.</i> (2019)
	Microfiltração (MF) seguido por um processo osmose reversa (RO) de 2 estágios	98,20%	2019	Califórnia	Shad <i>et al.</i> (2019)
	Nanocompósitos binários de heteroestrutura (HT-gC 3 N 4 /MoS 2 (X)).	95,40%	2022	Índia	Vijayakumar <i>et al.</i> (2022)
	Biorreator de membrana de pré-desnitrificação de fluxo contínuo (A/O-MBR).	54,00-80,00%	2020	Brasil	Matsubara <i>et al.</i> (2020)
	Meios filtrantes naturais revestidos de ferro reativos.	100,00%	2021	Tailândia	Changduang <i>et al.</i> (2021)
	Membrana de folha plana de osmose direta (FO)	92,40%	2019	Coréia do Sul	Oh <i>et al.</i> (2019)
Lodo ativado convencional (CAS)	99,50%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)	
Biorreator de membrana (MBR)	92,10%				

	Oxidação do ozônio	82,70%			
	Processo combinado de oxidação do ozônio e métodos de adsorção com coluna de leito fixo de quitosana/bentonita reticulada	100,00%	2019	Irã	Mojiri <i>et al.</i> (2019)
Cefepima	Filtração de margens de rios (RBF)	46,00%	2018	Hungria	Nagy-Kovács <i>et al.</i> (2018)
Cefixima	Adsorção com carvão ativado de casca de romã	95,00%	2020	Irã	Bidhendi <i>et al.</i> (2020)
	Sistema de ultrassom/campo elétrico/persulfato de sódio (US/E/PS).	13,20 -37,40%	2022	China	Ma; Wang (2022)
	Biorreator de membrana (MBR)	70,10%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	100,00%			
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de azeitona	100,00%			
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de tomate	100,00%			
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de casca de arroz	100,00%	2021	África do Sul	Spath <i>et al.</i> (2021)
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de <i>Raphia farinifera</i>	100,00%			
	Nanotubos de carbono (CNT) puro	42,60%			
	Nanotubos de carbono com grupos N incorporados (CNT_N)	30,10%	2021	Portugal	Silva <i>et al.</i> (2021)
	Nanotubos de carbono com grupos superficiais contendo oxigênio e caráter ácido forte (CNT_HNO 3)	0,00%			
	Ultrafiltração em modo contínuo	19,40%	2020	Espanha	Ferreiro <i>et al.</i> (2020)
Ciprofloxacino	Biorremediação com macrófitas	99,50%	2022	Luxemburgo	Brunhoferova <i>et al.</i> (2022)
	Microfiltração (MF) seguido por um processo osmose reversa (RO) de 1 estágio	87,70-94,40%	2019	Califórnia	Shad <i>et al.</i> (2019)
	Microfiltração (MF) seguido por um processo osmose reversa (RO) de 2 estágios	63,20-98,50%	2019	Califórnia	Shad <i>et al.</i> (2019)
	Cavitação hidrodinâmica	44,80%	2021	Índia	Mukherjee <i>et al.</i> (2021)
	Reator de cavitação hidrodinâmica rotativa (RHC) combinado com agentes oxidantes como O ₃ (0,75 g/h)	91,40%	2021	Índia	Mukherjee <i>et al.</i> (2021)
	Reator de cavitação hidrodinâmica rotativa (RHC) combinado com agentes oxidantes como H ₂ O ₂ (0,3 g/L)	85,60%	2021	Índia	Mukherjee <i>et al.</i> (2021)
	Reator de cavitação hidrodinâmica rotativa (RHC) combinado com agentes oxidantes como reagente de Fenton (1:3)	87,60%	2021	Índia	Mukherjee <i>et al.</i> (2021)
	Estação de água residual	>94,70%	2021	China	Wang, R. <i>et al.</i> (2021)
	Nanocompósitos binários de heteroestrutura (HT-gC 3 N 4 /MoS 2 (X)).	93,15%	2022	Índia	Vijayakumar <i>et al.</i> (2022)
	Lodo ativado convencional (CAS)	86,20%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
	Biorreator de membrana (MBR)	90,50%			
	Lodo ativado convencional (CAS)	89,50%	2019	China	Wei <i>et al.</i> (2019)
	Reator em batelada de sequenciamento (SBR) + adsorvente composto em pó (CA)	94,00%	2020	Japão	Mojiri <i>et al.</i> (2020)

	Adsorção com carvão ativado de microgrãos em leite fluidizado	88,00%	2016	França	Mailler <i>et al.</i> (2016)
	Adsorção com carvão ativado em pó	98,00%			
	Tratamento ultravioleta/cloramina de média pressão (MPUV/NH ₂ Cl)	91,20%	2022	China	Lu, Z. <i>et al.</i> (2022)
	Tratamento primário e secundário da ETE convencional	42,00%	2014	Espanha	Collado <i>et al.</i> (2014)
	Tratamento primário e secundário da ETE convencional seguida de Ultravioleta	55,00%			
	Emissor de luz UV a 254 nm (UV 254)	48,00%			
	Fenton escuro (Fe ²⁺ , ³⁺ /H ₂ O ₂)	69,00%	2012	Suíça	Cruz <i>et al.</i> (2012)
	Foto-Fenton (Fe ²⁺ , ³⁺ /H ₂ O ₂ /leve)	100,00%			
	Oxidação fotocatalítica	54,50%			
	Oxidação sonocatalítica	41,20%	2020	Índia	Karim; Shriwastav (2020)
	Oxidação sonofotocatalítica	44,00%			
	Lagoa Anaeróbia	>90,00%			
	Lagoa facultativa primária	>90,00%	2018	Quênia	K'oreje <i>et al.</i> (2018)
	Lagoa facultativa secundária	>99,00%			
	Lagoa de maturação	>99,00%			
Claritromicina	Biorreator de membrana (MBR)	91,40%			
	Biorreator de membrana/Osmose reversa (MBR/RO)	99,20%			
	Lodo ativado convencional (CAS)	77,00%	2011	Israel	Sahar <i>et al.</i> (2011)
	Lodo ativado convencional-Ultrafiltração (CAS-UF)	93,20%			
	Lodo ativado convencional-Ultrafiltração/Osmose reversa (CAS-UF/RO)	99,20%			
	Nanofiltração (NF)	98,80%	2021	Alemanha	Büning <i>et al.</i> (2021)
	Reator de biofilme/Nanofiltração (FBR/NF)	72,90%			
	Biorreator de membrana (MBR)	80,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	100,00%			
	Biorremediação com macrófitas	99,40%	2022	Luxemburgo	Brunhoferova <i>et al.</i> (2022)
	Lodo ativado convencional (CAS)	64,80%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
	Biorreator de membrana (MBR)	72,40%			
	Biorreator de membrana cerâmica	25,00%	2022	Dinamarca	Li, R. <i>et al.</i> (2022)
	Tratamento biológico anaeróbio-anóxico-óxico	52,00%			
	Tratamento biológico anaeróbio-anóxico-óxico seguido de um processo de biorreator de membrana (A ₂ O-MBR)	56,00%	2018	China	Ma, X. Y. <i>et al.</i> (2018)
	Tratamentos primários e secundários da ETE convencional	45,50%	2022	Itália	Sanctis <i>et al.</i> (2022)
	Estação de tratamento de esgoto com A tecnologia MULESL ((MUch LEss SLudge)	96,50%			
	Tratamento primário e secundário da ETE convencional	22,00%	2014	Espanha	Collado <i>et al.</i> (2014)
	Tratamento primário e secundário da ETE convencional seguida de Ultravioleta	43,00%			
Emissor de luz UV a 254 nm (UV 254)	0,00%				
Fenton escuro (Fe ²⁺ , ³⁺ /H ₂ O ₂)	56,00%	2012	Suíça	Cruz <i>et al.</i> (2012)	
Foto-Fenton (Fe ²⁺ , ³⁺ /H ₂ O ₂ /leve)	100,00%				

Clindamicina	Adsorção com carvão ativado de resíduos de azeitona	70,00%	2021	África do Sul	Spath <i>et al.</i> (2021)
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de tomate	40,00%			
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de casca de arroz	34,00%			
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de <i>Raphia farinifera</i>	-73,00%			
	Lodo ativado convencional (CAS)	84,30%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
	Biorreator de membrana (MBR)	87,40%	2022	Dinamarca	Li, R. <i>et al.</i> (2022)
	Biorreator de membrana cerâmica	4,70%			
Clortetraciclina	Biorreator de membrana (MBR)	66,80%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	100,00%			
	Combinação de cavitação hidrodinâmica (HC) e peróxido de hidrogênio (H ₂ O ₂).	93,80%	2022	China	Meng <i>et al.</i> (2022)
	Estação de água residual	98,10-100,00%	2021	China	Wang, R. <i>et al.</i> (2021)
	Lodo ativado convencional (CAS)	59,20%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
Cloranfenicol	Biorreator de membrana (MBR)	89,40%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
	Lodo ativado convencional (CAS)	98,60%			
	Biorreator de membrana (MBR)	98,60%	2018	China	Ma, X. Y. <i>et al.</i> (2018)
	Tratamento biológico anaeróbio-anóxico-óxico	31,00%			
	Tratamento biológico anaeróbio-anóxico-óxico seguido de um processo de biorreator de membrana (A ₂ O-MBR)	47,00%			
Lagoa Anaeróbia	>90,00%	2018	Quênia	K'oreje <i>et al.</i> (2018)	
Lagoa facultativa primária	>99,00%				
Doxiciclina	Biorreator de membrana (MBR)	75,60%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	100,00%			
	Geração eletroquímica de ferrato(VI, Fe(VI))	80,00%	2020	China	Wang, K. <i>et al.</i> (2020)
	Compósito Mg-Fe-LDH Carvão ativado	88,76%	2021	China	Ma, R. <i>et al.</i> (2021)
Eritromicina	Biorreator de membrana (MBR)	90,40%	2011	Israel	Sahar <i>et al.</i> (2011)
	Biorreator de membrana/Osmose reversa (MBR/RO)	99,30%			
	Lodo ativado convencional (CAS)	46,70%			
	Lodo ativado convencional-Ultrafiltração (CAS-UF)	72,20%			
	Lodo ativado convencional-Ultrafiltração/Osmose reversa (CAS-UF/RO)	99,30%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Biorreator de membrana (MBR)	74,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%			
Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	100,00%				

	Nanocompósitos de Mn2O3-Fe2O3@SiO2	99,57%	2022	Coréia do Sul	Ghaffari <i>et al.</i> (2022)
	Biorremediação com macrófitas	98,30%	2022	Luxemburgo	Brunhoferova <i>et al.</i> (2022)
	Reator nitrificante puro (NAS: Lodo ativado nitrificante)	>90,00%	2012	Espanha	Fernandez-Fontaina <i>et al.</i> (2012)
	Estação de água residual	1,40-82,20%	2021	China	Wang, R. <i>et al.</i> (2021)
	Lodo ativado convencional (CAS)	59,20%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
	Biorreator de membrana (MBR)	52,30%			
	Biorreator de membrana cerâmica	22,10%	2022	Dinamarca	Li, R. <i>et al.</i> (2022)
	Adsorção com carvão ativado de microgrãos em leite fluidizado	65,00%	2016	França	Mailler <i>et al.</i> (2016)
	Adsorção com carvão ativado em pó	73,00%			
	Lodo ativado convencional (CAS)	1,70-77,00%	2020	Espanha	Gusmaroli <i>et al.</i> (2020)
	Nanofiltração (NF)	8,00%	2007	Coréia do Sul	Yoon <i>et al.</i> (2007)
	Ultrafiltração (UF)	38,00%			
	Tratamento primário e secundário da ETE convencional	0,00%	2014	Espanha	Collado <i>et al.</i> (2014)
	Tratamento primário e secundário da ETE convencional seguida de Ultravioleta	8,00%			
	Membranas de nanofiltração (NF) e ultrafiltração (UF) usando um sistema de filtração de células agitadas sem saída	<20,00%	2006	Estados Unidos	Yoon <i>et al.</i> (2006)
Enrofloxacina	Biorreator de membrana (MBR)	52,70%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	100,00%			
	Zeólitas modificadas com TiO 2	98,00%			
Flumequima	Membranas de ultrafiltração	43,40-51,30%	2010	Espanha	Acero <i>et al.</i> (2010)
	Nanofiltração (NF)	94,40-97,90%			
	Ozonização	98,27%			
Levofloxacina	Adsorção com carvão ativado de resíduos de azeitona	100,00%	2021	África do Sul	Spath <i>et al.</i> (2021)
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de tomate	100,00%			
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de casca de arroz	100,00%			
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de Raphia farinifera	100,00%			
	Tratamentos primários e secundários da ETE convencional	24,60%	2022	Itália	Sanctis <i>et al.</i> (2022)
	Estação de tratamento de esgoto com A tecnologia MULESL ((MUch LEss SLudge)	75,50%			
	Reator fotoeletrocatalítico autônomo modular via radiação solar	75,00%	2021	Itália	Boschetti <i>et al.</i> (2021)
	Lagoa Anaeróbia	>50,00%	2018	Quênia	K'oreje <i>et al.</i> (2018)
	Lagoa facultativa primária	>50,00%			
Lagoa facultativa secundária	>90,00%				
Lagoa de maturação	>90,00%				

Lincomicina	Lodo ativado convencional (CAS)	37,10%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
	Biorreator de membrana (MBR)	48,80%			
	Tratamento biológico anaeróbio-anóxico-óxico seguido de um processo de biorreator de membrana (A 2 O-MBR)	48,00%	2018	China	Ma, X. Y. <i>et al.</i> (2018)
Lomefloxacina	Biorreator de membrana (MBR)	66,90%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	100,00%	2021	Índia	Yashas <i>et al.</i> (2021)
Marbofloxacina	Zeólitas modificadas com TiO 2	96,00%	2014	Itália	Maraschi <i>et al.</i> (2014)
Minociclina	Lodo ativado convencional (CAS)	68,10%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
	Biorreator de membrana (MBR)	81,60%			
Metronidazol	Lodo ativado convencional (CAS)	61,90%	2019	China	Wei <i>et al.</i> (2019)
	Adsorção com carvão ativado em pó.	99,00%	2015	França	Mailler <i>et al.</i> (2015)
	Emissor de luz UV a 254 nm (UV 254)	24,00%	2012	Suíça	Cruz <i>et al.</i> (2012)
	Fenton escuro (Fe 2+,3+ /H 2 O 2)	52,00%			
	Foto-Fenton (Fe 2+,3+ /H 2 O 2 /leve)	100,00%	2018	Quênia	K'oreje <i>et al.</i> (2018)
	Lagoa Anaeróbia	<50,00%			
	Lagoa facultativa primária	<50,00%			
Lagoa facultativa secundária	>90,00%				
Lagoa de maturação	>90,00%				
Norfloxacina	Biorreator de membrana (MBR)	51,80%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	100,00%			
	Ultrafiltração em modo contínuo	25,90%	2020	Espanha	Ferreiro <i>et al.</i> (2020)
	Tratamento biológico anaeróbio-anóxico-óxico seguido de um processo de biorreator de membrana (A 2 O-MBR)	26,00%	2018	China	Ma, X. Y. <i>et al.</i> (2018)
	Tratamento biológico anaeróbio-anóxico-óxico seguido de um processo de biorreator de membrana (A 2 O-MBR)	48,00%			
Ofloxacina	Emissor de luz UV a 254 nm (UV 254)	36,00%	2012	Suíça	Cruz <i>et al.</i> (2012)
	Fenton escuro (Fe 2+,3+ /H 2 O 2)	100,00%			
	Foto-Fenton (Fe 2+,3+ /H 2 O 2 /leve)	100,00%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Biorreator de membrana (MBR)	61,80%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	100,00%	2021	China	Wang, R. <i>et al.</i> (2021)
Estação de água residual	41,20-98,10%				
	Adsorção com carvão ativado em pó.	95,00%	2015	França	Mailler <i>et al.</i> (2015)

	Adsorção com carvão ativado de microgrãos em leito fluidizado	85,00%	2016	França	Mailler <i>et al.</i> (2016)
	Adsorção com carvão ativado em pó	90,00%			
	Fotocatálise com eletrodos de aço inoxidável	40,00%	2021	Índia	Rajendran <i>et al.</i> (2021)
	Os reatores de sequenciamento em batelada de biofilme (SBBRs) com uso de resíduos plásticos reciclados	-429,30%	2019	Espanha	Tombola <i>et al.</i> (2019)
	Tratamento primário e secundário da ETE convencional	10,00%	2014	Espanha	Collado <i>et al.</i> (2014)
	Tratamento primário e secundário da ETE convencional seguida de Ultravioleta	15,00%			
	Emissor de luz UV a 254 nm (UV 254)	65,00%	2012	Suíça	Cruz <i>et al.</i> (2012)
	Fenton escuro (Fe 2+,3+ /H 2 O 2)	100,00%			
	Foto-Fenton (Fe 2+,3+ /H 2 O 2 /leve)	100,00%			
Oxitetraciclina	Biorreator de membrana (MBR)	67,80%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	100,00%			
	Estação de água residual	43,40-100,00%	2021	China	Wang, R. <i>et al.</i> (2021)
	Lodo ativado convencional (CAS)	77,30%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
Biorreator de membrana (MBR)	93,10%				
Roxitromicina	Biorreator de membrana (MBR)	89,50%	2011	Israel	Sahar <i>et al.</i> (2011)
	Biorreator de membrana/Osmose reversa (MBR/RO)	99,60%			
	Lodo ativado convencional (CAS)	66,80%			
	Lodo ativado convencional-Ultrafiltração (CAS-UF)	81,40%			
	Lodo ativado convencional-Ultrafiltração/Osmose reversa (CAS-UF/RO)	99,90%			
	Biorreator de membrana (MBR)	68,00%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	100,00%			
	Reator nitrificante puro (NAS: Lodo ativado nitrificante)	>90,00%	2012	Espanha	Fernandez-Fontaina <i>et al.</i> (2012)
	Estação de água residual	33,60-83,90%	2021	China	Wang, R. <i>et al.</i> (2021)
Adsorção com carvão ativado de microgrãos em leito fluidizado	91,00%	2016	França	Mailler <i>et al.</i> (2016)	
Adsorção com carvão ativado em pó	76,00%				
Sulfadiazina	Biorreator de membrana cerâmica	4,30%	2022	Dinamarca	Li, R. <i>et al.</i> (2022)
	Geração eletroquímica de ferrato(VI, Fe(VI))	75,00%	2020	China	Wang, K. <i>et al.</i> (2020)
	Adsorção com carvão ativado em pó.	90,00%	2015	França	Mailler <i>et al.</i> (2015)
	Tratamento biológico anaeróbio-anóxico-óxico seguido de um processo de biorreator de membrana (A 2 O-MBR)	1,00%	2018	China	Ma, X. Y. <i>et al.</i> (2018)

Sulfadoxina	Lagoa Anaeróbia	>50,00%	2018	Quênia	K'oreje <i>et al.</i> (2018)
	Lagoa facultativa primária	>50,00%			
	Lagoa facultativa secundária	>50,00%			
	Lagoa de maturação	>50,00%			
Sulfametoxazol	Biorreator de membrana (MBR)	69,60%	2011	Israel	Sahar <i>et al.</i> (2011)
	Biorreator de membrana/Osmose reversa (MBR/RO)	97,60%			
	Lodo ativado convencional (CAS)	29,40%			
	Lodo ativado convencional-Ultrafiltração (CAS-UF)	60,30%			
	Lodo ativado convencional-Ultrafiltração/Osmose reversa (CAS-UF/RO)	97,60%			
	Fotobiorreator horizontal tubular híbrido (PBR) à base de microalgas em condições reais.	-8,00%	2020	Espanha	Vassalle <i>et al.</i> (2020)
	Lagoas de retenção de águas pluviais.	99,60%	2019	Dinamarca	Liu; Nielsen; Vollertsen (2019)
	Nanofiltração (NF)	97,10%	2021	Alemanha	Büning <i>et al.</i> (2021)
	Reator de biofilme/Nanofiltração (FBR/NF)	21,60%			
	Biorreator de membrana (MBR)	70,00%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	95,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	95,00%			
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de azeitona	63,00%	2021	África do Sul	Spath <i>et al.</i> (2021)
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de tomate	100,00%			
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de casca de arroz	53,00%			
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de <i>Raphia farinifera</i>	63,00%	2019	Reino Unido	Goswami; Jiang (2019)
	Oxidação catalítica de FeSO ₄ - e ferro zero valente (Fe(0))-fenton	100,00%			
	Filtração de margens de rios (RBF)	30,00%	2018	Hungria	Nagy-Kovács <i>et al.</i> (2018)
	Ultrafiltração em modo contínuo	28,00%	2020	Espanha	Ferreiro <i>et al.</i> (2020)
	Biorremediação com macrófitas	90,50%	2022	Luxemburgo	Brunhoferova <i>et al.</i> (2022)
	Adsorção com carvão ativado em pó	13,00-29,00%	2022	Portugal	Viegas <i>et al.</i> (2022)
	Microfiltração (MF) seguido por um processo osmose reversa (RO) de 1 estágio	95,30-96,30%	2019	Califórnia	Shad <i>et al.</i> (2019)
	Microfiltração (MF) seguido por um processo osmose reversa (RO) de 2 estágios	92,90-97,80%	2019	Califórnia	Shad <i>et al.</i> (2019)
	Fenton	98,46%	2020	Brasil	Sarmento <i>et al.</i> (2020)
	Membranas de ultrafiltração UF-4	34,50-40,40%	2010	Espanha	Acero <i>et al.</i> (2010)
	Nanofiltração NF1	97,70-100,00%			
	Estação de água residual	0,00-100,00%	2021	China	Wang, R. <i>et al.</i> (2021)
	Hidróxido de dupla camada calcinado (CLDHs) a 500 °C	93,00%	2019	Marrocos	Mourid <i>et al.</i> (2019)
Lodo ativado convencional (CAS)	10,37-100,00%	2022	China	Yan <i>et al.</i> (2022)	
Sistema aeróbio de lodo granular (AGS).	60,00%	2021	Brasil	Barros <i>et al.</i> (2021)	

	Lodo ativado convencional (CAS)	68,40%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
	Biorreator de membrana (MBR)	66,80%			
	Biorreator de membrana cerâmica	-0,80%	2022	Dinamarca	Li, R. <i>et al.</i> (2022)
	Lodo ativado convencional (CAS)	34,10%	2019	China	Wei <i>et al.</i> (2019)
	Adsorção com carvão ativado em pó.	95,00%	2015	França	Mailler <i>et al.</i> (2015)
	Adsorção com carvão ativado de microgrãos em leito fluidizado	68,00%	2016	França	Mailler <i>et al.</i> (2016)
	Adsorção com carvão ativado em pó	57,00%			
	Tratamento biológico anaeróbio-anóxico-óxico seguido de um processo de biorreator de membrana (A 2 O-MBR)	6,25%	2018	China	Ma, X. Y. <i>et al.</i> (2018)
	Célula a combustível microbiana (MFC) após aclimação de lodo anaeróbio	83,30%	2018	Coréia do Sul	Miran <i>et al.</i> (2018)
	Sistema de camadas de solos múltiplos de fluxo vertical (MSL)	>95,00%	2021	Canadá	Song <i>et al.</i> (2021)
	Nanofiltração (NF)	4,00%	2007	Coréia do Sul	Yoon <i>et al.</i> (2007)
	Ultrafiltração (UF)	2,00%			
	Nanopartículas (nZVI-β-CDP)	100,00%	2022	República Checa	Krawczyk <i>et al.</i> (2022)
	Reator fotoeletrocatalítico autônomo modular via radiação solar	48,51%	2020	Espanha	Fernandez-Sanroman <i>et al.</i> (2020)
	Oxidação de Fenton catalítica Fe(0)	100,00%	2021	Reino Unido	Goswami; Jiang; Petri (2021)
	Tratamento primário e secundário da ETE convencional	42,00%	2014	Espanha	Collado <i>et al.</i> (2014)
	Tratamento primário e secundário da ETE convencional seguida de Ultravioleta	42,00%			
	Ferro de valência zero em microescala modificado com sulfeto (S-mFe 0)	13,50%	2019	China	Li, Y. <i>et al.</i> (2019)
	Peroximonossulfato (PMS)	18,20%			
	FeS/PMS comercial	25,40%			
	Fe 2+ / PMS	59,40%			
	mFe 0 /PMS	60,40%			
	S-mFe 0 /PMS	89,80%			
	Fotocatálise UVA/LED/TiO 2 contínua	>90,00%	2017	Singapura	Cai; Hu (2017)
	Membranas de nanofiltração (NF) e ultrafiltração (UF) usando um sistema de filtração de células agitadas sem saída	20,00%	2006	Estados Unidos	Yoon <i>et al.</i> (2006)
	Sistema CoFe 2 O 4 @BC/PAA.	95,80%	2022	China	Dong <i>et al.</i> (2022)
	Emissor de luz UV a 254 nm (UV 254)	51,00%	2012	Suíça	Cruz <i>et al.</i> (2012)
	Fenton escuro (Fe 2+,3+ /H 2 O 2)	98,00%			
	Foto-Fenton (Fe 2+,3+ /H 2 O 2 /leve)	100,00%			
	Lagoa Anaeróbia	<50,00%	2018	Quênia	K'oreje <i>et al.</i> (2018)
	Lagoa facultativa primária	<50,00%			
	Lagoa facultativa secundária	>50,00%			
	Lagoa de maturação	>50,00%			
Sulfametazina ou Sulfadimidina	Biorreator de membrana (MBR)	90,20%			
	Biorreator de membrana/Osmose reversa (MBR/RO)	93,50%			
	Lodo ativado convencional (CAS)	72,70%	2011	Israel	Sahar <i>et al.</i> (2011)
	Lodo ativado convencional-Ultrafiltração (CAS-UF)	73,50%			
	Lodo ativado convencional-Ultrafiltração/Osmose reversa (CAS-UF/RO)	93,50%			

	Lodo ativado convencional (CAS)	76,90%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
	Biorreator de membrana (MBR)	87,70%			
	Fotobiorreator de membrana submersa (SMPBR)	19,80%	2020	Coréia do Sul	Lee; Jang; Kim (2020)
	Ferro ferroso/peroximonossulfato (Fe(II)/PMS)	90,00%	2018	China	Cheng, X. <i>et al.</i> (2018)
	Irradiação ultravioleta/Peroximonossulfato (UV/PMS)	94,00%			
	UV/Fe(II)/PMS	99,00%			
	Lagoa Anaeróbia	>50,00%	2018	Quênia	K'oreje <i>et al.</i> (2018)
	Lagoa facultativa primária	>50,00%			
	Lagoa facultativa secundária	>50,00%			
	Lagoa de maturação	>50,00%			
	Biorreator de membrana (MBR)	76,00%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	77,00%			
Sulfapiridina	Fotobiorreator horizontal tubular híbrido (PBR) à base de microalgas em condições reais.	-32,00%	2020	Espanha	Vassalle <i>et al.</i> (2020)
Sulfassalazina	Membrana de folha plana de osmose direta (FO)	85,00%	2019	Coréia do Sul	Oh <i>et al.</i> (2019)
Sulfatiazol	Fotobiorreator horizontal tubular híbrido (PBR) à base de microalgas em condições reais.	100,00%	2020	Espanha	Vassalle <i>et al.</i> (2020)
	Fotobiorreator de membrana submersa (SMPBR)	40,90%	2020	Coréia do Sul	Lee; Jang; Kim (2020)
	Adsorção com carvão ativado derivados de lodo de digestão anaeróbica (ADSBC)	37,53%	2020	China	Duan <i>et al.</i> (2020)
	Sistemas fotocatalíticos (BV/LEDs)	71,00%	2019	Brasil	Ullah <i>et al.</i> (2019)
	Sistemas fotocatalíticos (BV/UCPs)	28,00%			
Sulfametizol	Adsorção com Pellets nanogel carbonáceo dopado com ferro	100,00%	2020	Espanha	Puga <i>et al.</i> (2020)
	Adsorção com Aerogel carbonáceo alveolado (NQ30A)	75,00%			
	Adsorção com carvão ativado de laranja	20,00%			
	Biorreator de membrana cerâmica	-1,70%	2022	Dinamarca	Li, R. <i>et al.</i> (2022)
Sulfisoxazol (ou sulfafurazol)	Compósitos gC 3 N 4 modificados com 4-fenoxifenol (PCN)	100,00%	2021	China	Tan <i>et al.</i> (2021)
Tetraciclina	Biorreator de membrana (MBR)	72,79%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	100,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	100,00%			
	Meios filtrantes naturais revestidos de ferro reativos.	100,00%	2021	Tailândia	Changduang <i>et al.</i> (2021)
	Lodo ativado convencional (CAS)	66,50%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
	Biorreator de membrana (MBR)	90,90%	2021	China	Lu, J. <i>et al.</i> (2021)
	Eletrocoagulação	100,00%			
	Tratamento biológico anaeróbio-anóxico-óxico seguido de um processo de biorreator de membrana (A 2 O-MBR)	28,00%	2018	China	Ma, X. Y. <i>et al.</i> (2018)
Tiamulina	Meios filtrantes naturais revestidos de ferro reativos.	97,00%	2021	Tailândia	Changduang <i>et al.</i> (2021)
Tilmicosina	Antioxidante Microalga mutante Chlorella PY-ZU1	99,80%	2017	China	Cheng, J. <i>et al.</i> (2017)

Trimetoprima	Biorreator de membrana (MBR)	96,00%	2011	Israel	Sahar <i>et al.</i> (2011)
	Biorreator de membrana/Osmose reversa (MBR/RO)	97,20%			
	Lodo ativado convencional (CAS)	54,90%			
	Lodo ativado convencional-Ultrafiltração (CAS-UF)	66,40%	2020	Espanha	Vassalle <i>et al.</i> (2020)
	Lodo ativado convencional-Ultrafiltração/Osmose reversa (CAS-UF/RO)	93,20%			
	Fotobiorreator horizontal tubular híbrido (PBR) à base de microalgas em condições reais.	78,00%			
	Biorreator de membrana (MBR)	78,00%	2018	China	Wang, Y. <i>et al.</i> (2018)
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de osmose reversa (RO)	96,00%			
	Combinação de tratamento de biorreator de membrana (MBR) com tratamento de membrana de nanofiltração (NF)	95,00%			
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de azeitona	100,00%	2021	África do Sul	Spath <i>et al.</i> (2021)
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de tomate	93,00%			
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de casca de arroz	92,00%			
	Adsorção com carvão ativado de resíduos de <i>Raphia farinifera</i>	83,00%			
	Ultrafiltração em modo contínuo	30,30%	2020	Espanha	Ferreiro <i>et al.</i> (2020)
	Microfiltração (MF) seguido por um processo osmose reversa (RO) de 1 estágio	90,00-94,10%	2019	Califórnia	Shad <i>et al.</i> (2019)
	Microfiltração (MF) seguido por um processo osmose reversa (RO) de 2 estágios	84,40-99,80%	2019	Califórnia	Shad <i>et al.</i> (2019)
	Fenton	97,97%	2020	Brasil	Sarmento <i>et al.</i> (2020)
	Reator nitrificante puro (NAS: Lodo ativado nitrificante)	78,00%	2012	Espanha	Fernandez-Fontaina <i>et al.</i> (2012)
	Estação de água residual	8,20-91,20%	2021	China	Wang, R. <i>et al.</i> (2021)
	Sistema aeróbio de lodo granular (AGS).	30,00%	2021	Brasil	Barros <i>et al.</i> (2021)
	Lodo ativado convencional (CAS)	33,00%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
	Biorreator de membrana (MBR)	69,80%			
	Biorreator de membrana cerâmica	7,30%	2022	Dinamarca	Li, R. <i>et al.</i> (2022)
	Adsorção com carvão ativado em pó.	98,00%	2015	França	Mailler <i>et al.</i> (2015)
	Tratamento biológico anaeróbio-anóxico-óxico	73,00%	2018	China	Ma, X. Y. <i>et al.</i> (2018)
	Tratamento biológico anaeróbio-anóxico-óxico seguido de um processo de biorreator de membrana (A 2 O-MBR)	78,00%			
	Nanofiltração (NF)	30,00%	2007	Coreia do Sul	Yoon <i>et al.</i> (2007)
	Ultrafiltração (UF)	18,00%			
	Tratamentos primários e secundários da ETE convencional	77,00%	2022	Itália	Sanctis <i>et al.</i> (2022)
	Estação de tratamento de esgoto com A tecnologia MULESL ((MUch LEss SLudge)	86,30%			
Os reatores de sequenciamento em batelada de biofilme (SBBRs) com uso de resíduos plásticos reciclados	97,40%	2019	Espanha	Tombola <i>et al.</i> (2019)	

	Tratamento primário e secundário da ETE convencional	56,00%	2014	Espanha	Collado <i>et al.</i> (2014)
	Tratamento primário e secundário da ETE convencional seguida de Ultravioleta	64,00%			
	Fotocatálise UVA/LED/TiO ₂ contínua	>90,00%	2017	Singapura	Cai; Hu (2017)
	Membranas de nanofiltração (NF) e ultrafiltração (UF) usando um sistema de filtração de células agitadas sem saída	<30,00%	2006	Estados Unidos	Yoon <i>et al.</i> (2006)
	Emissor de luz UV a 254 nm (UV 254)	7,00%			
	Fenton escuro (Fe ²⁺ , ³⁺ /H ₂ O ₂)	66,00%	2012	Suíça	Cruz <i>et al.</i> (2012)
	Foto-Fenton (Fe ²⁺ , ³⁺ /H ₂ O ₂ /leve)	100,00%			
	Lagoa Anaeróbia	90,00%			
	Lagoa facultativa primária	>90,00%	2018	Quênia	K'oreje <i>et al.</i> (2018)
	Lagoa facultativa secundária	>90,00%			
	Lagoa de maturação	99,00%			
Vancomicina	Lodo ativado convencional (CAS)	99,10%	2016	Singapura	Tran <i>et al.</i> (2016)
	Biorreator de membrana (MBR)	99,30%			

Fonte: Autores (2022)

6.2 Artigo II

REMOÇÃO DE AMPICILINA SÓDICA DA ÁGUA POR MEIO DA ADSORÇÃO COM USO DE CARVÕES ATIVADOS EM PÓ

REMOVAL OF AMPICILLIN SODIUM FROM WATER THROUGH ADSORPTION WITH THE USE OF ACTIVATED CARBON

Resumo: Os fármacos são os princípios ativos que originam medicamentos para um determinado propósito terapêutico. Entre esses, os antibióticos merecem destaque pelo grande consumo, pois após consumidos e metabolizados pelos seres humanos são excretados em sua maior parte e transportados até as estações de tratamento de esgoto (ETEs). O presente trabalho objetivou avaliar a remoção do antibiótico ampicilina da água por meio da técnica de adsorção com carvões ativados em pó (CAP), um produzido a partir do epicarpo do coco babaçu (CAP1) e outro fabricado a partir de madeira ativada com vapor (CAP2) em batelada à 100 rpm, avaliando o efeito da dosagem dos carvões ativados (5,00 mg/L, 27,5 mg/L e 50 mg/L) e tempos de contato (5 min, 32,5 min e 60 min). A água de estudo (ultrapura) foi preparada com uma concentração de 50 mg/L de ampicilina, e as leituras de concentração inicial e residual foram realizadas por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE). Encontrou-se uma eficiência de remoção da ampicilina de 48,73 % com 27,50 mg/L do CAP1 em 32,50 min. Já o CAP2 não foi eficiente sob as dosagens e tempo de contato analisados.

Palavras-Chave: Adsorvente; Antibióticos; Cromatografia.

Abstract: Drugs are the active principles that originate drugs for a specific therapeutic purpose. Among these, antibiotics deserve to be highlighted due to their high consumption, since after being consumed and metabolized by humans, they are mostly excreted and transported to sewage treatment plants (ETEs). The present work aimed to evaluate the removal of the antibiotic ampicillin from the water through the technique of adsorption with powdered

activated carbon (PAC), one produced from the epicarp of the babassu coconut (CAP1) and another manufactured from steam-activated wood (CAP2) in batch at 100 rpm, evaluating the effect of dosage of activated carbons (5.00 mg/L, 27.5 mg/L and 50 mg/L) and contact times (5 min, 32.5 min and 60 min). The study water (ultrapure) was prepared with a concentration of 50 mg/L of ampicillin, and initial and residual concentration readings were performed by high performance liquid chromatography (HPLC). An ampicillin removal efficiency of 48.73% was found with 27.50 mg/L of CAP1 in 32.50 min. CAP2 was not efficient under the analyzed dosages and contact time.

Keywords: Adsorbent; Antibiotics; Cromatography.

INTRODUÇÃO

Os antibióticos são fármacos utilizados para tratar doenças infecciosas causadas por bactérias, no intuito de diminuir as taxas de morbidade e mortalidade por infecções bacterianas (DA COSTA; JUNIOR, 2017). De acordo com a OMS (2018), a amoxicilina e o ácido clavulânico são os antibióticos mais utilizados em todo o mundo, podendo representar mais de 50% do consumo dessa categoria de fármacos em alguns países. Ressalta-se que a ampicilina é pertencente à mesma classe da amoxicilina. O aumento da população, a industrialização e a maneira de armazenamento e descarte de medicamentos são alguns dos fatores que contribuem com o consumo e na geração de impactos que essas substâncias podem causar ao meio ambiente e à saúde dos seres vivos (SILVA, A., 2019). Esse processo dinâmico entre saúde e desenvolvimento garante uma diversidade de fármacos disponibilizados no mercado, propiciando um aumento no uso destes compostos nos últimos anos, situação comprovada por Hinosoja et al. (2019). Portanto, é notório o aumento no consumo de medicamentos e torna-se importante conhecer a dinâmica e o destino dos mesmos no meio.

O Brasil esteve entre os países das três Américas com maior índice de consumo de antibióticos entre o período de 2016 a 2018, com 22,75 doses diárias para cada mil habitantes (OMS, 2018). Ao mesmo tempo, a expectativa de vida cresceu entre 1940 e 2018 de 45,5 anos para 76,3 anos (IBGE, 2019). Nas últimas décadas, a presença de compostos farmacêuticos em corpos hídricos tem merecido destaque especial da comunidade científica internacional, e tem sido objeto de investigação (FURLONG *et al.*, 2017; GAFFNEY *et al.*, 2015; HIRSCH *et al.*, 1999; JIANG *et al.*, 2011; LEUNG *et al.*, 2013; LOOS *et al.*, 2007; LORAINE; PETTIGROVE, 2006). Apesar de serem encontrados em baixas concentrações, não está completamente comprovado que são inócuos à saúde humana (IRIA, 2018).

A presença de antibióticos no meio ambiente ocorre por excreção natural, ou por descarte inadequado destas substâncias. Santos (2014) aponta que os mesmos podem contaminar o solo e o ambiente aquático, e que a grande maioria das estações de tratamento não possui tecnologia apropriada para a remoção destas substâncias da água ou do esgoto, expondo o ser humano, organismos aquáticos e terrestres a estes contaminantes. Com isso, é importante entender o comportamento dos antibióticos no meio aquático, detectar a sua presença, estudar processos de tratamento e remoção, assim como compreender os efeitos que podem causar aos seres humanos e aos demais organismos.

O processo de urbanização desordenado, associado a falta de educação ambiental e acesso ao saneamento, intensifica o número de fontes difusas de poluição nos corpos hídricos, promovendo uma série de consequências negativas na qualidade e na saúde dos seres vivos. Grande parte destas substâncias geradas por processos antrópicos é considerada poluente (REICHERT *et al.*, 2019). Autores como Berendonk (2015) e Li, Y. (2014) abordam que a

presença dos microcontaminantes emergentes tem provocado a contaminação dos ambientes terrestres e aquáticos. Portanto, deve-se haver investimentos em sistemas de esgotamento sanitário para diminuir o número de despejos irregulares de efluentes e, conseqüentemente, das mais variadas substâncias existentes em sua composição como, por exemplo, os fármacos.

A detecção de fármacos como amoxicilina, ciprofloxacino, norfloxacino, ofloxacino, sulfametoxazol, azitromicina, ampicilina e outros em águas e efluentes, tem se transformado uma grande preocupação a nível mundial (CHRISTIAN *et al.*, 2003; HERNÁNDEZ *et al.*, 2019; JOHNSON *et al.*, 2017; QUOCTUC *et al.*, 2017; RAHARDJO *et al.*, 2011). No Brasil, existem legislações específicas relacionadas à classificação dos corpos hídricos (BRASIL, 2005), aos padrões para o lançamento de efluentes (BRASIL, 2011) e ao padrão de potabilidade da água para abastecimento humano (BRASIL, 2021). Apesar destes documentos fornecerem diretrizes para o setor de saneamento, não mencionam os limites e concentrações de fármacos, assim como da ampicilina sódica, nos corpos hídricos naturais, efluentes e águas tratadas.

Dentre as diversas tecnologias utilizadas para remoção de fármacos, estão os métodos destrutivos (oxidação química e biodegradação) e os não destrutivos (adsorção e técnicas utilizando membranas), sendo que a escolha de cada um deve ser feita considerando a concentração do poluente e o meio em que está inserido (HOMEM, 2011). A adsorção utilizando carvão ativado é um dos métodos que vem sendo bastante estudado por ser uma alternativa para compostos recalcitrantes, além de apresentar várias vantagens, como alta eficiência, facilidade operacional e baixo risco de formação de subprodutos tóxicos (BORBA, 2006; EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2010; FAUZIAH; DRAMAN; MOHD, 2015; RIVERA-UTRILLA *et al.*, 2013). Com isso, o carvão ativado é um dos materiais que pode ser utilizado com eficácia em técnicas de remoção de antibióticos.

No estado do Tocantins, apesar de alguns estudos terem avaliado a remoção de fármacos da água utilizando o carvão ativado como adsorvente (MARTINS, 2019; SOUSA, M., 2018; SOUSA, K., 2019), não existem informações em relação à quantidade e quais seriam os fármacos (ou antibióticos) mais consumidos, tanto a nível de estado como em sua capital, Palmas. Esta pesquisa teve como objetivo apresentar o consumo e avaliar a remoção da ampicilina sódica, através do uso de carvões ativados em pó (CAP) em água sintética, através de: 1) caracterização dos carvões ativados em pó de coco babaçu e madeira; e 2) avaliação da influência de diferentes dosagens e tempos de contato dos carvões ativados na remoção do antibiótico. Tendo em vista o alto consumo de antibióticos no Brasil e a sua persistência ambiental, o presente estudo contribuirá para a área de saneamento, analisando a eficiência da adsorção como técnica de remoção de antibiótico da água, além de apresentar o consumo de ampicilina sódica no estado do Tocantins.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa utilizou da pesquisa experimental como procedimento técnico, pois a mesma pode delimitar formas de controle, de observação e dos possíveis efeitos que uma variação poderá produzir (GIL *et al.*, 2002).

Ensaio de adsorção de ampicilina sódica em carvão ativado

Os experimentos para avaliar a remoção de ampicilina por adsorção foram conduzidos por meio de ensaios de bancada em batelada utilizando o equipamento *Jar Test* no Laboratório de Saneamento do IFTO/Palmas. As determinações analíticas foram realizadas no Laboratório de Pesquisa em Química Ambiental e de Biocombustíveis (LAPEQ) da UFT/ Palmas.

MATERIAIS UTILIZADOS

O fármaco utilizado foi a ampicilina sódica, com teor de 1000 mg para cada frasco-ampola. Utilizaram-se ao longo do trabalho papel filtro para retenção de partículas de 40 mm, seringas de 3 mL e unidades filtrantes hidrofílicas para cromatografia de 13 mm poro 0,22 µm.

As amostras e fases móveis utilizadas neste trabalho foram preparadas a partir de água ultrapura (MiliQ) e o metanol utilizado na preparação da fase móvel possuía grau CLAE (Cromatografia líquida de alta eficiência). Como sólido adsorvente foi utilizado nos experimentos o carvão ativado em pó (CAP1) produzidos a partir do epicarpo do coco babaçu, fornecido pela Tobasa Bioindustrial de Babaçu Ltda, e carvão ativado em pó (CAP2) de origem vegetal, fabricado a partir de madeira ativada com vapor, da empresa Brascarbo Agroindustrial Ltda.

A separação cromatográfica foi realizada através de condições isocráticas em coluna Zorbax C18, 5 µm, 4,6 x 250 mm (Agilent, EUA). A proporção dos reagentes que foram utilizados para a preparação da fase móvel em CLAE foram 60:40 de Água ultrapura e Metanol, adaptação da metodologia adotada por Tótolli (2013). O equipamento utilizado foi o CLAE com detector de arranjo de diodos – DAD.

Procedimento Experimental

Foi analisado o potencial de remoção da ampicilina sódica por meio do Delineamento de Faces Centradas (DFC) aplicável à metodologia de superfície de resposta (RODRIGUES; IEMMA, 2014), a fim de otimizar o sistema com as seguintes variáveis: concentração de carvão ativado e o tempo de contato, conforme Tabela 1.

Tabela 1 – Níveis das variáveis dependentes do Delineamento de Faces Centradas (DFC).

Variáveis	Símbolo	Níveis		
		-1	0	1
Tempo de contato (Min)	X1	5	32,5	60
Concentração de carvão ativado (mg/L)	X2	5	27,5	50

Fonte: Autores (2022)

Na Tabela 1 é possível observar as variáveis com os respectivos níveis fatoriais: mínimo (-1), máximo (+1) e ponto central (0). O delineamento experimental do DFC consistiu em 11 ensaios para cada tipo de carvão. Na Tabela 2, encontra-se os tempos de contato (X_1 , min) e dosagem de CAP (X_2 , mg/L) que foram utilizados nos experimentos de cada um destes ensaios.

Tabela 2 – Tempo de contato e dosagem de carvão ativado em pó (CAP) delimitados em 11 ensaios pelo Delineamento de Faces Centradas (DFC). CAP1: representam os tratamentos com carvão ativado em pó de coco babaçu; CAP2: representam os tratamentos com carvão ativado em pó comercial de madeira.

Tempo de contato (X_1 ,min)	Dosagem de CAP (X_2 ,mg/L)	Experimentos
5	5	Experimento 1 (CAP1.1, CAP2.1)
60	5	Experimento 2 (CAP1.2, CAP2.2)
5	50	Experimento 3 (CAP1.3, CAP2.3)
60	50	Experimento 4 (CAP1.4, CAP2.4)
5	27,50	Experimento 5 (CAP1.5, CAP2.5)
60	27,50	Experimento 6 (CAP1.6, CAP2.6)

32,50	5	Experimento 7 (CAP1.7, CAP2.7)
32,50	50	Experimento 8 (CAP1.8, CAP2.8)
32,50	27,50	Experimento 9 (CAP1.9, CAP2.9)
32,50	27,50	Experimento 10 (CAP1.10, CAP2.10)
32,50	27,50	Experimento 11 (CAP1.11, CAP2.11)

Fonte: Autores (2022)

Para avaliar o desempenho da técnica de adsorção foi analisado como resposta a eficiência de remoção da ampicilina sódica das amostras após o contato com carvão ativado em pó em *Jar Test* em diferentes concentrações do material adsorvente e tempos de contato com a utilização dos parâmetros média e desvio padrão.

A água sintética foi preparada diluindo 0,75 g de ampicilina sódica em 15,0 L de água ultrapura (MiliQ) para obter uma concentração de 50 mg/L. Análises em CLAE foram realizadas com a água contaminada para confirmar a concentração inicial do fármaco.

PROCEDIMENTO ANALÍTICO EMPREGADO NA CARACTERIZAÇÃO DO CARVÃO ATIVADO

✓ Umidade

O teor de umidade foi determinado de acordo com ASTM-D 3173-85. O procedimento consiste em pesar 1 g de carvão em uma cápsula de porcelana com massa constante pré-determinada a 105°C. Em sequência, a cápsula é colocada em um dessecador por 15 minutos e depois a sua massa é aferida. Calcula-se o teor de umidade através da Equação 1.

$$Umidade (\%) = (A-B)/Cx100 \quad (Equação 1)$$

Onde:

A= massa da cápsula + amostra (g)

B= massa da cápsula + amostra após o aquecimento (g)

C= massa da amostra (g)

✓ Cinzas

O teor de cinzas das amostras dos carvões foi realizado segundo o método sugerido por SÁNCHEZ *et al.* (2009), onde é adicionado aproximadamente 1,0 g da massa em uma cápsula de porcelana com massa constante pré-determinada a 815 °C. Em seguida é levada ao aquecimento em mufla à temperatura de 815 °C por 30 minutos. Passado o tempo estabelecido, é colocada em repouso em um dessecador por 1 hora e após isso a sua massa é aferida. A Equação 2 abaixo determina o teor de cinzas.

$$\% Cinzas = (A-B)/Cx100 \quad (Equação 2)$$

✓ Material Volátil

O teor de material volátil foi determinado segundo o método sugerido por Sánchez *et al.* (2009), onde é adicionado aproximadamente 1,0 g (C) da massa em uma cápsula de porcelana com massa constante pré-determinada a 900 °C (P₀). Em seguida é levada ao

aquecimento em mufla à temperatura de 900 °C por 30 minutos na ausência de oxigênio. Passado o tempo estabelecido, é colocada em repouso em um dessecador por 1 hora e após isso sua massa é aferida (P_1). A Equação 3 abaixo determina o teor de material volátil.

$$\% \text{ Material Volátil} = [(P_0 + C) - P_1] / C \times 100 \quad (\text{Equação 3})$$

✓ Carbono Fixo

O teor de Carbono fixo representa a quantidade de matéria orgânica não volátil presente no carvão e é calculada a partir dos resultados das análises do teor de umidade, cinzas e materiais voláteis, conforme Equação 4.

$$\% \text{ Carbono Fixo} = 100 - (\% \text{ Umidade} + \% \text{ Cinzas} + \% \text{ Materiais Voláteis}) \quad (\text{Equação 4})$$

✓ Número de iodo

O Número de iodo foi determinado de acordo a NBR 12073 (ABNT, 1991). Foi utilizado 1 g de carvão em 100 ml de solução de iodo (I_2) 0,05 mol/L. Em sequência foi colocado sob agitação em uma rotação fixa de 160 rpm por 15 minutos e depois em uma centrífuga a 3000 rpm por 20 minutos a fim de separar a fase líquida da fase sólida. Por fim, foi realizado uma titulação com solução de 0,5 mol/L de tiosulfato de sódio ($Na_2S_2O_3$), a fim de determinar a concentração remanescente de iodo. Com a equação 5, pôde-se determinar o número de iodo (NI).

$$NI(mg/g) = C_0(mg/L) \times 0,1(L) - I_r(mg) \quad (\text{Equação 5})$$

Onde:

NI= miligramas de iodo adsorvido por um grama de carvão ativado;
 C_0 = concentração inicial da solução de iodo;
 I_r = miligramas de iodo remanescente em solução.

✓ Análise elementar (CHN) e térmica

A determinação do percentual de carbono, hidrogênio e nitrogênio constituintes nas amostras dos carvões foi realizada no equipamento Perkin Elmer-CHN 2400. Nos procedimentos para as análises de termogravimetria (TGA) as amostras de carvão em pó foram aquecidas até 900°C, com taxa de aquecimento de 15°C/min, sob atmosfera de nitrogênio. Ambas análises foram realizadas no Centro analítico de instrumentação da Universidade de São Paulo (IQ-USP).

ENSAIO DE BANCADA *JAR TEST*

Para analisar a concentração do fármaco da água após contato com o carvão ativado em pó (CAP1 e CAP2) foi utilizado o equipamento *Jar Test*, com base nas metodologias de Di Bernardo e Dantas (2005) e Peres (2011).

Os experimentos foram realizados no Laboratório de Saneamento do IFTO/Palmas, com dosagens de 5 mg/L, 27,5 mg/L e 50 mg/L de carvão ativado em pó (CAP), com base na quantidade usualmente utilizadas pelas estações de tratamento de água (PERES, 2011). O preparo da solução estoque de 1 % (10 g/L) foi feito a partir da pesagem de 1 g do carvão adicionado a 100 mL de água ultrapura, sob agitação manual. Para a obtenção das concentrações foram colocados 0,5 mL (5 mg/L), 2,75 mL (27,5 mg/L) e 5 mL (50 mg/L) de solução de CAP em cada jarro, contendo 1 litro de água com concentração de ampicilina de 50 mg/L. Foram adotados três tempos de contato (5 min; 32,50 min e 60 min) à 100 rpm, por meio dos ensaios de adsorção no equipamento *Jar Test* segundo Di Bernado e Dantas (2005).

As amostras foram filtradas em papel filtro quantitativo C42 (Faixa Azul) da marca Unifil e as alíquotas foram encaminhadas ao Laboratório de Pesquisa em Química Ambiental e Biocombustíveis (LAPEQ/UFT) para detecção e avaliação da concentração do fármaco em CLAE. Para cada ensaio realizado com os dois tipos de carvões foram retirados alíquotas da água sintética com ampicilina sódica para ser verificado a real concentração inicial.

CROMATOGRAFIA LÍQUIDA DE ALTA EFICIÊNCIA (CLAE)

As análises foram realizadas por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE), no Laboratório de Pesquisa em Química Ambiental e Biocombustíveis (LAPEQ) na Universidade Federal do Tocantins (UFT) por meio do Cromatógrafo Agilent 1260 infinity II, com detector DAD (UV), injetor automático e integrador OpenLAB. Dentre os diversos detectores acoplados ao CLAE que são utilizados para determinar os contaminantes, foi utilizado o detector por arranjo de diodos (DAD), pois apresenta como vantagens: qualidade da análise em relação à identidade do analito e à pureza do pico; seleção do comprimento de onda de maior absorvância; e obtenção de espectros tridimensionais (CALDAS, 2011). A aquisição de dados foi realizada pelo software OpenLab (Agilent Technologies).

A separação foi desenvolvida por método de eluição isocrática, utilizando-se uma coluna Zorbax Eclipse Plus-C18 4-Pack (4.6x250 mm) e pré coluna Zorbax Eclipse Plus-C18 4-Pack (4.6x12.5 mm) preenchida com material semelhante à coluna principal. A fase móvel consistia em Água ultrapura/Metanol, 60:40 (v/v). As fases móveis foram entregues a 0,5 ml/min em um comprimento de onda de 210 nm, temperatura da coluna (25 °C) e volume de injeção de 20 µl (otimização a partir do trabalho de TÓTOLI, 2013). Quanto à filtração dos experimentos foram utilizadas seringas de 3 mL e unidades filtrantes hidrofílicas de PVDF para cromatografia de 13 mm com poro de 0,22 µm.

✓ Obtenção da curva analítica

Para a realização da curva analítica, foram pesados 25 mg de Ampicilina sódica, depois transferidos para balão volumétrico de 500 mL e o volume foi completado com água deionizada, para obtenção de solução estoque com concentração de 50 mg/L.

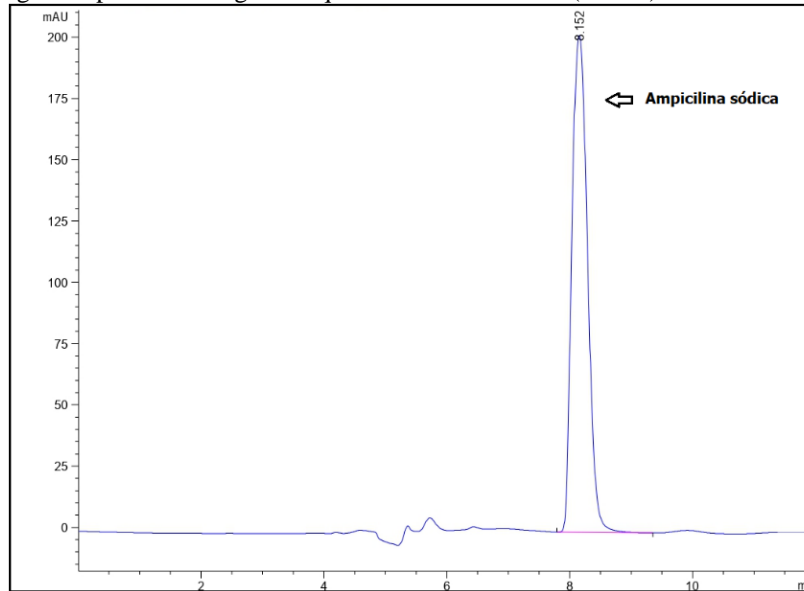
Alíquotas de 0,01; 0,2; 1,0 e 3,0 mL desta solução foram transferidas para balões volumétricos de 10 mL. Como a quantidade de balões volumétricos não eram suficientes para realizar todos os pontos da curva foi utilizado também balão volumétrico de 50 mL (para alíquota de 35,0 mL) e os volumes foram completados com água, para obtenção das soluções de trabalho com as concentrações de 0,05; 1,0; 5,0; 15,0 e 50 mg/L de Ampicilina sódica.

AValiação DE REMOÇÃO DA AMPICILINA

As determinações das alíquotas das amostras, após contato com o CAP1 e CAP2 foram realizadas no CLAE. Amostras da água sintética, preparada com ampicilina sódica a uma

concentração 50 mg/L em cada ensaio, foram utilizadas como padrão para cada análise. Na Figura 1 é possível observar o cromatograma representativo da água de estudo classificada como padrão da amostra.

Figura 1: Cromatograma da água contaminada com Ampicilina sódica gerado pela cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE).



Fonte: Autores (2022)

Após a execução das análises quantitativas de remoção do fármaco pela adsorção em carvão ativado em pó, foram realizadas análises estatísticas quanto ao potencial de remoção. Os dados foram testados quanto à normalidade (Shapiro-Wilk). Os testes de comparação entre os experimentos foram realizados por meio de uma análise de variância (ANOVA) para comparar a média de remoção entre as dosagens e entre os tempos de contato. Os resultados são apresentados como média \pm desvio padrão. O tratamento estatístico para os dados da resposta (eficiência de remoção) dos delineamentos de face centrada para o CAP1 e CAP2 (DFC 1 e DFC 2), considerou apenas os parâmetros com 90% de significância estatística ($p \leq 0,10$).

RESULTADOS

Caracterização do Carvão Ativado em Pó

A Tabela 3 apresenta as características dos carvões ativados utilizados neste trabalho em termos de umidade, material volátil, cinzas, carbono fixo, número de iodo e percentual dos teores de carbono, hidrogênio e nitrogênio das amostras de CAP1 e CAP2. É possível observar que os parâmetros de análise imediata apresentaram resultados semelhantes para os dois tipos de carvões utilizados, com exceção dos materiais voláteis. Já o valor encontrado do número de iodo para o CAP1 é em torno de 58% maior que a quantidade de iodo adsorvido em mg/g do CAP2. A NBR 11834:1991 estabelece para o número de iodo de limite mínimo de 600 mgI₂/g como características exigidas quanto a carvão ativado utilizado na adsorção de impurezas, e somente o CAP1 atendeu a essa especificação mínima.

Tabela 3-Análise imediata e número de iodo dos carvões ativado em pó. CAP1: carvão ativado em pó de coco babaçu. CAP2: carvão ativado em pó de madeira.

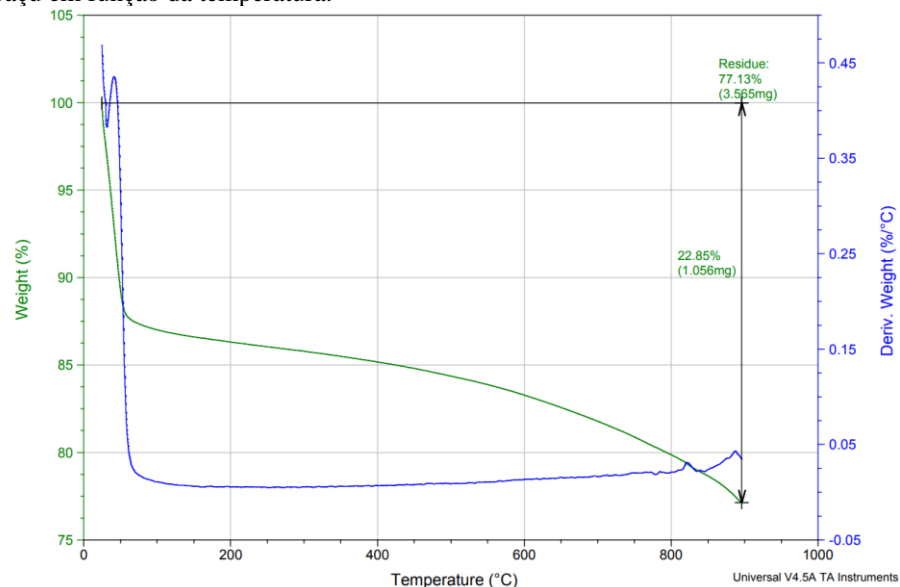
Parâmetro	CAP1	CAP2	Outros autores		
Análise imediata	Umidade (%)	13,93	12,63	6,38 (PIZA, 2008)	5,10 (MAIA, 2021)
	Material Volátil (%)	7,56	11,33	9,47 (SOUZA <i>et. al.</i> , 2021)	31,2 (MAIA, 2021)
	Cinzas (%)	32,97	30,96	13,19 (PIZA, 2008)	6,40 (MAIA, 2021)
	Carbono fixo (%)	45,54	45,09	47,91 (SOUZA <i>et. al.</i> , 2021)	57,30 (MAIA, 2021)
Análise elementar	Número de Iodo (mg/g)	752,69	476,24	939,10 (PIZA, 2008)	537,55 (LOUREIRO, 2012)
	Carbono (%)	70,07	67,42	67,0 (MOREIRA, 2015)	75,66 (MAIA, 2021)
	Hidrogênio (%)	1,44	1,90	1,4 (MOREIRA, 2015)	2,47 (MAIA, 2021)
	Nitrogênio (%)	0,62	0,63	0,1 (MOREIRA, 2015)	1,05 (MAIA, 2021)

Fonte: Autores (2022)

Com relação ao teor de umidade, os carvões ativados (CAP1 e CAP2) apresentaram valores de 13,93% e 12,63%, acima do padrão exigido para adsorção de impurezas no tratamento de água em abastecimento público. O parâmetro discrepante da análise imediata entre os dois tipos carvões ativados em pó analisados foi o material volátil, onde o CAP2 apresentou 49,87% a mais desses compostos. O resíduo dos carvões é dado pela soma do carbono fixo com as cinzas, sendo 78,51% para CAP1 e 76,05% para CAP2. Quanto a análise elementar, a relação C/H do CAP1 e do CAP2 foram de 48,66 e 35,48, respectivamente.

A Figura 3 apresenta a análise térmica do carvão ativado em pó CAP1, com percentual de perda de massa de 22,85%. O resíduo expresso no TGA (Termogravimetria) de 77,13% é bem próximo ao valor do resíduo de 78,50% encontrado pela análise imediata.

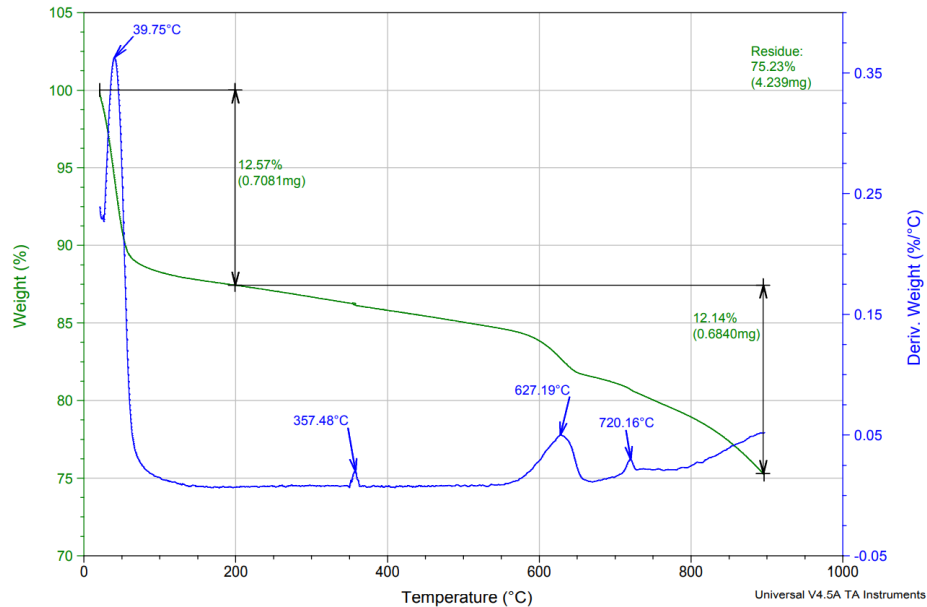
Figura 3- Curva termogravimétrica (TGA) do carvão ativado de coco babaçu (CAP1). Weight: representa a porcentagem da massa do carvão ativado em pó de coco babaçu; Deriv. Weight (%/°C): representa a derivada da massa do carvão ativado em pó de coco babaçu em função da temperatura.



Fonte: Central Analítica (IQ-USP)

Através da análise da curva termogravimétrica (TGA) na Figura 4, verificou-se perda de massa, demonstrado pelo aparecimento de quatro eventos na curva do CAP2. O Primeiro em 39,75°C com perda de 12,57%. Os outros três eventos estão relacionados à degradação do material orgânico com perda de 12,14%. O valor do resíduo de 75,23% determinado na curva é próximo ao valor de resíduo de 76,05% determinado pela análise imediata.

Figura 4- Curva termogravimétrica (TGA) do carvão ativado em pó de madeira (CAP2). Weight: representa a porcentagem da massa do carvão ativado em pó de madeira; Deriv. Weight (%/°C): representa a derivada da massa do carvão ativado em pó de madeira em função da temperatura.



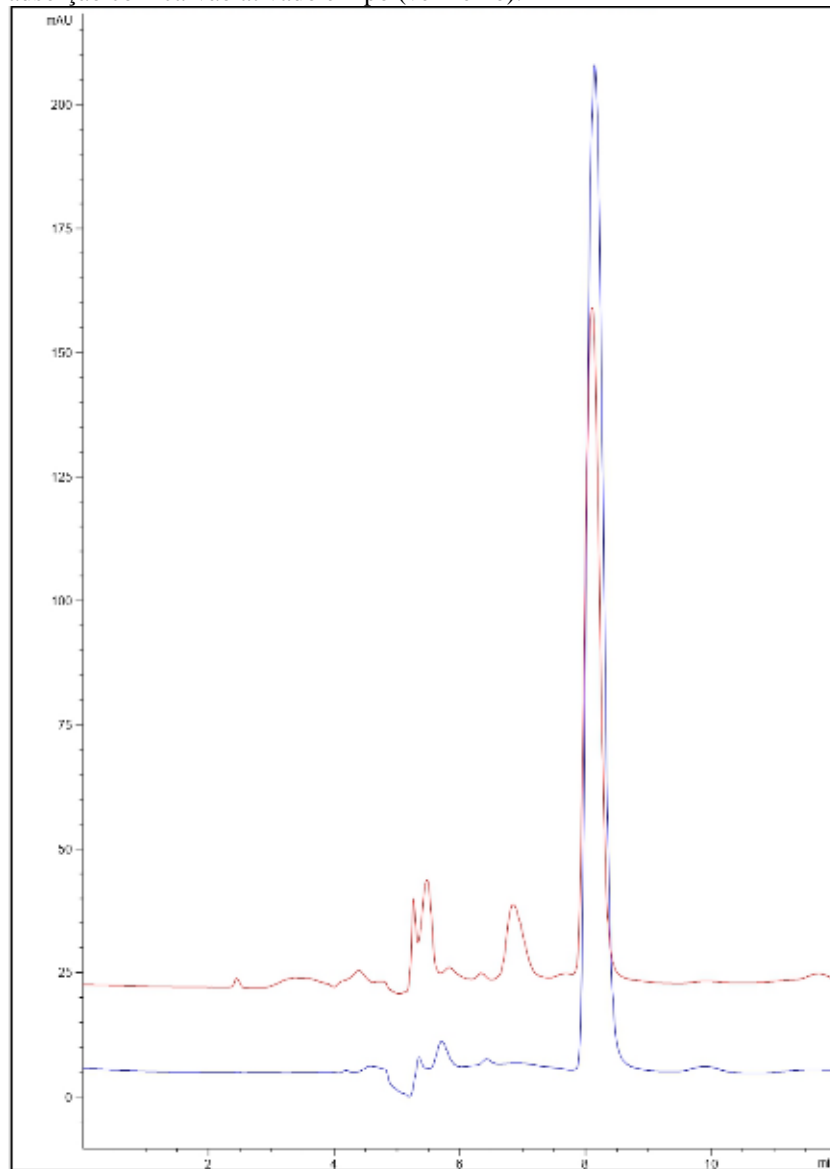
Fonte: Central Analítica (IQ-USP)

Adsorção em Carvão Ativado em Pó

As remoções encontradas para os ensaios realizados com CAP1 (coco babaçu) e CAP2 (madeira) seguem a distribuição normal, segundo o teste de Shapiro Wilk (CAP1: H = 0,926; P = 0,369; CAP2: H = 0,963; P = 0,808).

A Figura 5 representa a sobreposição dos cromatogramas da amostra inicial dos experimentos e das amostras após o contato com o CAP. Pode-se perceber por meio da imagem que o pico da ampicilina esteve no intervalo entre o 8º e 9º minuto de corrida no CLAE.

Figura 5: Sobreposição dos cromatogramas da amostra inicial (azul) e pós adsorção com carvão ativado em pó (vermelho).



Fonte: Autores (2022)

Na Tabela 5 verificam-se as concentrações residuais, o percentual de remoção e a capacidade de adsorção da ampicilina sódica nas amostras testadas por adsorção com diferentes dosagens de CAP. A partir dos experimentos, observou-se melhor remoção e capacidade de adsorção do fármaco na dosagem de 27,50 mg/L de CAP1, apresentando um residual médio de 28,87 mg/L, representando uma remoção média de 27,00%, com máxima remoção de 48,73%, capacidade de adsorção máxima de 700,73 mg/g em 32,5 minutos de tempo de contato e nenhuma remoção nos ensaios realizados com 5,00 mg/L do CAP1.

Tabela 5: Avaliação da remoção de ampicilina utilizando carvão ativado em pó (CAP) em diferentes dosagens e tempos de contato. CAP1: representam os tratamentos com carvão ativado em pó de coco babaçu; CAP2: representam os tratamentos com carvão ativado em pó comercial; Desvpad: desvio padrão.

		CAP1				CAP2			
Dosagem de CAP (mg/L)	Tempo de contato (min)	Amostras	Residual (mg/L)	Remoção (%)	Capacidade de adsorção (mg/g)	Amostras	Residual (mg/L)	Remoção (%)	Capacidade de adsorção (mg/g)
5	5	CAP1.1	41,66	-5,32	-422,00	CAP2.1	42,27	16,2	1546,00
	32,5	CAP1.7	42,52	-7,5	-594,00	CAP2.7	39,82	21,1	2036,00
	60	CAP1.2	41,18	-4,12	-326,00	CAP2.2	41,56	17,6	1688,00
		MÉDIA				MÉDIA			
		± DESVP AD	41,79 ± 0,68	-5,65 ± 1,71	-447,33 ± 135,78	± DESVP AD	41,21 ± 1,26	18,32 ± 2,50	1756,67 ± 252,11
27,5	5	CAP1.5	34,51	12,74	183,27	CAP2.5	35,92	28,8	512,00
		CAP1.9	24,1	39,06	561,82	CAP2.9	44,47	11,9	201,09
	32,5	CAP1.10	20,28	48,73	700,73	CAP2.10	41,97	16,8	292,00
		CAP1.11	26,54	32,91	473,09	CAP2.11	49,2	2,48	29,09
	60	CAP1.6	38,93	1,58	22,55	CAP2.6	34,84	31	551,27
	MÉDIA				MÉDIA				
	± DESVP AD	28,87 ± 7,66	27,00 ± 19,38	388,29 ± 278,71	± DESVP AD	41,28 ± 5,99	18,18 ± 11,88	317,09 ± 217,86	
50	5	CAP1.3	30	24,15	191,00	CAP2.3	45,47	9,89	90,60
	32,5	CAP1.8	24,93	36,98	292,40	CAP2.8	31,22	38,12	375,60
	60	CAP1.4	31,93	19,27	152,40	CAP2.4	42,87	15	142,60
		MÉDIA				MÉDIA			
		± DESVP AD	28,95 ± 3,62	26,80 ± 9,15	211,93 ± 72,31	± DESVP AD	39,85 ± 7,59	21,01 ± 15,03	202,93 ± 151,78

Fonte: Autores (2022)

O CAP2 apresentou melhor remoção do fármaco na dosagem de 50 mg/L, com residual médio de 39,85 mg/L, remoção média de 21,01% e capacidade de adsorção média de 202,93 mg/g. Com a utilização deste adsorvente, a máxima remoção obtida foi de 38,12%, com 50 mg/L de CAP2 e 32,5 minutos de tempo de contato. A menor remoção foi de 2,48% em 32,5 minutos e 29,09 mg/g de capacidade de adsorção, porém com a dosagem de 27,50 mg/L de CAP2.

Nas análises realizadas de adsorção encontrou-se maiores percentuais de remoção nas amostras CAP1.10, CAP1.9 e CAP1.8 de CAP1 com percentuais de 48,73% (700,73 mg/g), 39,06% (561,82 mg/g) e 36,98% (292,40 mg/g), respectivamente. Nos experimentos com o CAP2, as amostras CAP2.8, CAP2.6 e CAP2.5 foram as que apresentaram maiores taxas de remoção com percentuais de 38,12% (375,60 mg/g), 30,95% (551,27 mg/g) e 28,81% (512,00 mg/g), respectivamente. Percebe-se, ainda, que a maioria das amostras com maiores taxas de

remoção tiveram em comum o tempo de adsorção de 32,5 minutos, sendo elas, CAP1.10, CAP1.9, CAP1.8 e CAP2.8. Observou-se que a maioria das amostras com maiores remoções estão com este tempo de contato, demonstrando que este tempo intermediário é suficiente para remover Ampicilina sódica da água em até 48,73% com CAP1 e 38,12% com CAP2.

Nota-se, ainda, que as três maiores remoções do CAP1 foram no tempo de 32,5 minutos e duas delas (CAP1.10 e CAP1.9) utilizaram a dosagem intermediária, de 27,50 mg/L e foram as que mais conseguiram adsorver a ampicilina sódica neste carvão, como pode ser observado pela sua capacidade de adsorção. Para o CAP2, as maiores remoções encontradas foram nos respectivos tempos de 32,50 minutos (CAP2.8), 60 minutos (CAP2.6) e 5 minutos (CAP2.5) com dosagens de 50 mg/L (CAP2.8) e 27,50 mg/L (CAP2.6 e CAP2.5). A dosagem de 27,50 mg/L apresentou as maiores remoções para o CAP2 (CAP2.5 e CAP2.6) nos tempos de 5 e 60 minutos. Ressalta-se que o CAP1 não apresentou remoção do fármaco com a dosagem de 5 mg/L nos tempos estudados, enquanto o CAP2 apresentou remoção média de 18,32%, variando de 16,23% a 21,09%, com capacidade de adsorção média de 1756,67 mg/g, variando de 1546,00 a 2036,00 mg/g, apresentando a sua melhor capacidade de adsorção. Observa-se ainda que o CAP2 possui melhor capacidade de adsorção da ampicilina sódica entre os parâmetros analisados na dosagem de 5mg/L e entre os percentuais de remoção com essa dosagem, o tempo de 32,5 min se destaca.

Os coeficientes de regressão das variáveis estudadas e da interação entre elas geradas durante a adsorção da ampicilina sódica pelo CAP1 são apresentados na Tabela 6. Os efeitos significativos a nível de confiança de 90% foram destacados em negrito.

Tabela 6: Coeficientes de regressão do Planejamento DFC1 para remoção de ampicilina sódica utilizando carvão ativado em pó de coco babaçu.

Fatores	CAP1				CAP2			
	Coeficiente de Regressão	Erro padrão	t- calculado	p-valor	Coeficiente de Regressão	Erro padrão	t- calculado	p-valor
Média	34,59	6,15	5,62	0,0025	17,63	7,28	2,42	0,0601
X ₁	-2,47	4,90	-0,51	0,6350	1,45	5,80	0,25	0,8126
X ₁ ²	-18,95	7,54	-2,52	0,0535	1,39	8,92	0,16	0,8823
X ₂	16,22	4,90	3,31	0,0212	1,35	5,80	0,23	0,8251
X ₂ ²	-11,37	7,54	-1,51	0,1916	1,11	8,92	0,12	0,9055
X ₁ X ₂	-1,52	6,00	-0,25	0,8100	0,94	7,10	0,13	0,9001

Fonte: Autores (2022)

Os efeitos da média (34,59), tempo de contato² (-18,95) e dosagem de carvão ativado em pó (16,22) foram significativos a um nível de confiança de 90 % para o carvão ativado em pó de coco babaçu (CAP1), os demais efeitos não foram considerados significativos, conforme demonstrado na Tabela 6. Com isso, o programa Protimiza recalculou os coeficientes de regressão com valores significativos, conforme demonstrado na Tabela 7 Enquanto os experimentos realizado com o carvão ativado em pó de madeira (CAP2) não apresentou efeito estatístico.

Tabela 7: Coeficientes de regressão ajustados para os fatores significativos do Planejamento DFC1 para remoção de ampicilina sódica utilizando carvão ativado em pó de coco babaçu (CAP1).

CAP1				
Fatores	Coefficiente de Regressão	Erro padrão	t-calculado	p-valor
Média	30,04	5,23	5,75	0,0004
X_1^2	-21,99	7,08	-3,11	0,0145
X_2	16,22	4,77	3,40	0,0094

Fonte: Autores (2022)

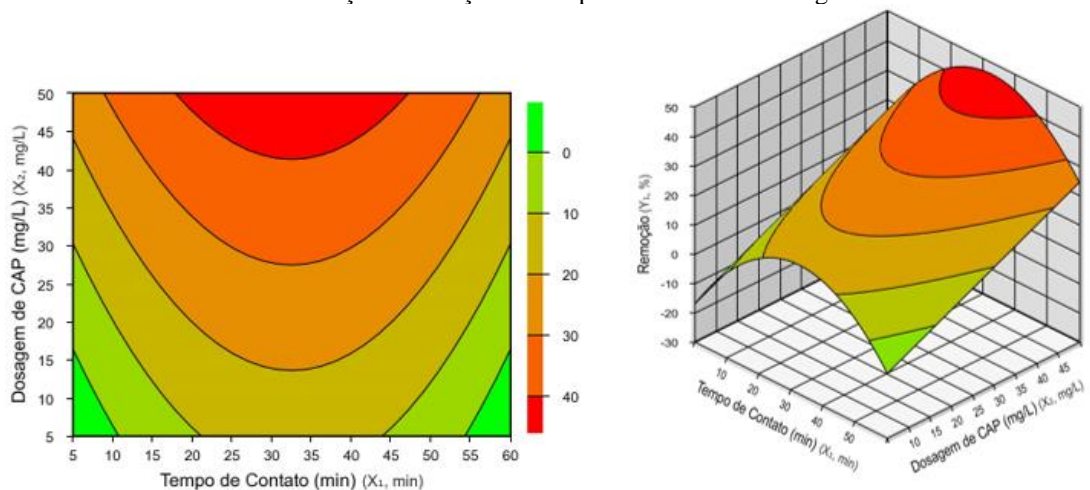
O valor de p-valor da ANOVA para o modelo estatístico do DFC1 foi abaixo 0,05, sendo significativo ao nível de confiança de 95%. Já para o DFC2, não foi possível elaborar um modelo estatístico significativo ao nível de confiança estabelecido. Dessa forma, somente o DFC1 gerou um modelo estatístico significativo ao nível de confiança estabelecido que foi validado pela ANOVA. Os coeficientes de regressão ajustado aos fatores que foram significativos possibilitou traçar o modelo estatístico ajustado que expõe a adsorção da ampicilina sódica pelo carvão ativado em pó de coco babaçu (CAP1) experimentalmente, conforme a Equação 6.

$$Y=30,04-21,99x_1^2+16,22x_2$$

Equação 6

A Figura 6 mostra a superfície de resposta para a eficiência de remoção do carvão ativado em pó CAP1. Os gráficos gerados apresentam os valores da eficiência de remoção em função do tempo de contato (variável X_1 no eixo das abcissas) e a dosagem de CAP (variável X_2 no eixo das ordenadas). Analisando a Figura 6, percebe-se que a eficiência de remoção é elevada à medida em que se aumentam associadamente a variável X_2 (dosagem de CAP1 mg/L). Nota-se, nos delineamentos com tempo de contato na faixa de 5 a 60 min, que valores de remoção acima de 40% foram alcançados na região de X_1 (25 a 45 min) e de X_2 (> 43 mg/L). Para concentrações de X_2 menores que 43 mg/L, e com X_1 inferior a 25 minutos e superior a 45 minutos, a eficiência de remoção diminuiu e não alcançou valores de 40% de remoção.

Figura 6: Resultado da eficiência de remoção em função do tempo de contato e a dosagem de CAP1.



Fonte: Autores (2022)

Na descrição do processo de adsorção de ampicilina com os parâmetros do planejamento experimental, a ANOVA apresentou um ajuste com coeficiente de determinação (R^2) de 72,61% para CAP1, indicando que o modelo proposto conseguiu explicar 72,61% da variabilidade dos dados experimentais.

Dessa forma, percebe-se na Figura 6 que o tempo de contato que tende a maior remoção é o de 32,5 minutos, e as menores remoções com esse carvão foram antes dos 10 minutos e após os 55 minutos de tempo de contato. Quanto à concentração do adsorvente, ocorreu um aumento da eficiência de remoção à medida que se elevou a dosagem do CAP1.

DISCUSSÃO

Caracterização do Carvão Ativado em Pó

Os carvões ativados utilizados nesta pesquisa possuem teor de cinzas (>10%), acima do permitido para materiais desta natureza (FERNANDES, 2004). Tal fato pode dificultar a adsorção pela obstrução dos poros do carvão (MORENO - CASTILLA, 2004) e adsorver preferencialmente água, devido a seu caráter hidrofílico (JUNIOR, 2010; RAO, 2000).

Na NBR 2133 (ABNT,1991) é determinado que o valor máximo de umidade nos carvões pulverizados não deve ser superior a 8,0%. Os dois tipos de carvões ativados em pó utilizados neste estudo apresentaram valores superiores a esta normativa. Mangueira (2014) menciona que este parâmetro está relacionado ao processo de ativação do carvão, que só se completa na etapa de secagem realizado em estufa a 110°C entre 24 e 48 horas. Para Piza (2008) é a combinação entre umidade superficial e a inerente do produto. No entanto, entende-se que a quantidade de umidade também está relacionada ao tempo de secagem e a incorporação pode acontecer durante a etapa de fabricação, transporte e armazenamento.

Fernandes (2004) apontou que quanto menor é o teor de umidade, maior será a eficiência do carvão em seu processo adsorptivo. Os valores encontrados para o teor de umidade e o teor de cinzas dos carvões ativados em pó são discrepantes dos encontrados na literatura da mesma natureza (MAIA, 2021; PIZA, 2008). Segundo Jaguaribe *et al.* (2005), o teor de cinzas é um indicador da qualidade do carvão ativado e, geralmente, o do tipo comercial apresenta até 15% de cinzas. Ramos *et al.* (2009), afirmam que um elevado teor de cinzas no carvão ativado pode impactar negativamente o potencial adsorptivo do mesmo, e que a quantidade é influenciada pelo método de ativação utilizado.

Tal fato é novamente observado nos teores de material volátil e de carbono fixo que são influenciados principalmente pela temperatura. Para Costa (2011), altos teores de material volátil implicam em menor teor de carbono fixo, e o inverso também ocorre, como pode ser visto nos resultados encontrados para os dois tipos de carvões neste estudo e comprovado com os valores encontrados na literatura por MAIA (2021) e SOUZA *et al.* (2021).

Barcellos (2007) complementa afirmando que a quantidade de voláteis impacta diretamente na composição estrutural do carvão, como: porosidade, diâmetro médio dos poros, massa específica e outras características físicas. Dessa forma, entende-se que a quantidade de voláteis indica indiretamente a disponibilidade dos poros do material, implicando diretamente na sua capacidade adsorptiva

De acordo a NBR 11834 (ABNT ,1991), o limite mínimo do número de iodo é de 600 mgI₂/g para carvões com uso em Estações de Tratamento de Água. Desta forma, somente o CAP1 atenderia a especificação mínima exigida pela norma. A molécula de iodo corresponde a um diâmetro de aproximadamente 0,27nm, e o número de iodo está relacionado com a capacidade adsorptiva do carvão. Isto relaciona-se ao tamanho da molécula de iodo e à

distribuição do tamanho dos poros dos carvões (MEZZARI *et al.*, 2002). Pode-se indicar que o CAP1, possivelmente, possui maior capacidade em adsorver moléculas orgânicas microporosas em relação ao CAP2. Os valores encontrados do número de iodo para os carvões ativados em pó deste estudo são inferiores aos apresentados por Piza (2008), para carvão ativado em pó de mesma biomassa precursora, coco babaçu, fornecido pela Tobasa. Aproximado ao valor encontrado para o CAP2 na presente pesquisa, Loureiro (2012) encontrou valores próximos de número de iodo para o carvão ativado em pó de madeira, especificamente o *Pinus*.

Quanto a análise elementar, os resultados obtidos para carbono, hidrogênio e nitrogênio e a relação C/H estão na mesma faixa de valores encontrados na literatura para carvões ativados em pó de materiais semelhantes (MAIA, 2021; MOREIRA, 2015; TREVINO-CORDEIRO *et al.*, 2013). A relação C/H é utilizada para indicar o grau de aromaticidade dos materiais (LOPES, 2013). Quanto menor é essa proporção, maior é a presença de compostos aromáticos (YUAN *et al.*, 2013). O aumento na proporção de compostos aromáticos com a redução do teor de oxigênio nos processos de pirólise e a ativação de materiais para produção de carvão ativado são bons indicadores da grande extensão da carbonização (RAMOS *et al.*, 2009).

A curva Termogravimétrica (TGA) mostrou que o CAP1 não resultou em eventos individuais, ou seja, bem definidos como o CAP2, mas pode-se verificar por meio da diferença da perda de massa obtida com o teor de umidade o valor de 8,92% referente à degradação do material orgânico. Já o CAP2 apresentou quatro eventos bem definidos: o primeiro correspondente a perda de água associada às superfícies interpartículas e intercadas (GHEMIT *et al.*, 2019; TOMUL *et al.*, 2019); o segundo evento, em torno de 357,48°C, pode estar associado a degradação de resquícios de celulose e hemicelulose não pirolisada durante a fabricação do carvão; e os dois últimos eventos, em temperaturas mais altas (627,19°C e 720,16°C), são referentes aos grupos carboxílicos mais estáveis e tem relação com a degradação térmica da lignina e rearranjos da lignina (BREBU; VASILE, 2010; TOMUL *et al.*, 2019; YANG *et al.*, 2007).

Adsorção em Carvão Ativado em Pó

A partir dos resultados obtidos verificou-se que a dosagem de 5 mg/L do CAP1 (coco babaçu) não consegue remover a dosagem de 39,55 mg/L de ampicilina sódica no tempo analisado de 5, 32,5 e 60 minutos, provavelmente devido à desconjugação de metabólito conforme relatado na literatura (LI *et al.*, 2022; TOMBOLA *et al.*, 2019; TRAN *et al.*, 2016; VASSALLE *et al.*, 2020). Observa-se, também, que o carvão utilizado possui teor de umidade superior a 10%, reduzindo sua capacidade adsorptiva pela ocupação de seus poros por moléculas de água, além das cinzas que prejudicam o processo de adsorção pelo caráter hidrofílico. Já o CAP2 (carvão vegetal comercial), na dosagem de 5mg/L conseguiu remover em média 18,32% do fármaco na dosagem de 50 mg/L.

Analisando as maiores remoções encontradas, observou-se que a dosagem de 27,50 mg/L consegue remover em torno de 30% do fármaco com ambos carvões. Mesmo que o CAP2 tenha apresentado melhor remoção com a dosagem de 50 mg/L, a dosagem de 27,50 mg/L tem melhor custo-benefício, pois além do aspecto econômico, a eficiência de remoção nos tempos de 5 e 60 minutos foram de 28,81% e 30,95%, respectivamente. Nota-se que o tempo de adsorção de 32,5 minutos, foi o responsável pelas maiores remoções de ampicilina sódica da água neste estudo (48,73% com CAP1 e 38,12% com CAP2). Carvalho (2021) analisou a degradação de 20 mg/L de ampicilina com carvão ativado de 10 a 210 minutos na dosagem de 10 g/L e determinou que o equilíbrio de adsorção foi atingido com o tempo de contato de 150 minutos, com remoção aproximada de 43%, próximo

ao encontrado na presente pesquisa. Com isso, entende-se que 32,5 minutos é um tempo de contato suficiente para remover aproximadamente 40% da ampicilina sódica da água.

A diferença entre o percentual de remoção da ampicilina com os carvões ativados em pó (CAP1 e CAP2) pode estar relacionado com a capacidade de adsorção, que é determinado pelo número de iodo. A NBR 2133 (ABNT, 1991), preconiza um limite mínimo de 600 mg/g do número de iodo. O CAP1 atende a normativa, enquanto o CAP2 apresentou resultados inferiores ao da referência. Com isso, entende-se que o primeiro carvão possui uma melhor capacidade adsorptiva em relação ao segundo carvão.

A partir da superfície de resposta gerada, observa-se que a capacidade de adsorção do CAP1 é maximizada para maiores valores de dosagem do carvão, assim como relatado por Ahmed; Theydan (2014). O aumento da dosagem do adsorvente atinge elevados percentuais de remoção pelo aumento de sítios ativos disponíveis de carvão ativado (VALERIO FILHO *et al.*, 2021).

O tempo de contato também exerceu papel fundamental nos resultados de eficiência de remoção. Neste estudo, verificou-se que as maiores remoções foram alcançadas em tempos inferiores a 45 minutos. No entanto, é possível encontrar na literatura pesquisas que apontaram remoções de ampicilina na dosagem inicial de 50 mg/L, mas em tempos de contatos superiores (240 e 300 minutos) dos analisados no presente estudo (SILVA, 2012, 2015).

Silva (2015) estudou a remoção de ampicilina na dosagem de 50 mg/L em 300 minutos de adsorção e pH = 6,0 em diferentes adsorventes. A autora variou a dosagem dos adsorventes entre 10 e 140 mg e encontrou maior remoção (70%) com 100 mg de argila montmorilonita funcionalizada. Para os outros adsorventes a remoção obtida foi abaixo de 50%. Em 2012, analisou a adsorção de ampicilina também na dosagem de 50 mg/L em carvão ativado obtido da casca de coco, atingindo percentuais de 96,64% de capacidade de adsorção após um tempo de contato de 240 min. O tempo de adsorção utilizado por esta autora foi maior que o adotado no presente estudo; porém, de acordo o diagrama de faces centradas, o tempo de 32,5 minutos foi o que melhor correspondeu a remoção de ampicilina da água com o carvão ativado em pó de coco babaçu (CAP1) entre os tempos analisados na pesquisa.

Nazari *et al.* (2016) afirmam que a remoção do poluente é proporcional à concentração de carvão na solução. Isso pode acontecer, pois quanto maior for a quantidade de adsorvente maior é a área superficial e a presença de sítios ativos. Matsui *et al.* (2011) expuseram que a área de superfície externa específica disponível em adsorção com uso do carvão ativado em pó é maior em comparação com o carvão ativado granulado, pois as partículas adsorventes são menores. Dessa forma, entende-se que o aumento da dosagem do CAP1 (coco babaçu) pode elevar os percentuais de remoção da ampicilina mantendo o mesmo tempo de contato.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ampicilina sódica é um dos trinta antibióticos mais consumidos no estado do Tocantins e em Palmas – TO, tanto na rede privada como na rede pública, e pode ser uma possível fonte de contaminação em recursos hídricos a partir dos efluentes domésticos.

Os carvões ativados (CAP1 e CAP2) apresentaram teores de umidade e de cinzas acima do padrão exigido para adsorção de impurezas no tratamento de água em abastecimento público, o que prejudica a capacidade adsorptiva dos mesmos.

Os teores de carbono fixo, materiais voláteis e os percentuais dos teores de carbono, hidrogênio e nitrogênio do CAP1 (coco babaçu) e do CAP2 (madeira) estão dentro dos valores encontrados na literatura para carvões da mesma natureza, determinando os materiais carbonáceos como bons adsorventes.

Pela análise termogravimétrica (TGA) foi possível observar etapas de evaporação da água superficial, seguida da degradação da celulose, hemicelulose e lignina, etapas de uma boa ativação dos materiais carbonáceos.

Somente o CAP1 atendeu o limite mínimo do número de iodo especificado pela NBR 2133 para carvões com uso em Estações de Tratamento de Águas; assim, entende-se que, possivelmente, o CAP1 possui maior capacidade em adsorver moléculas orgânicas microporosas em relação ao CAP2.

A dosagem de 27,50 mg/L foi a que apresentou melhores níveis de remoção na maioria dos ensaios.

O CAP1, produzido a partir do epicarpo do coco babaçu, apresentou características adsorventes para a ampicilina sódica em água sintética.

Trabalhos futuros são necessários visando otimizar as condições de operação em caso de matrizes aquosas reais, como detectar a presença e concentração dos antibióticos em áreas próximas às ETE's/ETA's, comparar se os antibióticos mais consumidos são aqueles que estão na água em meio natural, além de testar sob outras condições (concentrações de carvão, tempo de contato, carvão granular em filtro) a remoção de ampicilina em água preparada ou natural.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12073**: Carvão ativado pulverizado - Determinação do número de iodo - Método de ensaio. ABNT, 1991.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 2133**: Carvão ativado pulverizado - Especificação. Brasil: ABNT, 1991.

AHMED, M. J.; THEYDAN, S. K. Fluoroquinolones antibiotics adsorption onto microporous activated carbon from lignocellulosic biomass by microwave pyrolysis. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 45, n. 1, p. 219–226, 2014.

BAPTISTUCCI, C. B. **Degradação do Antibiótico Ciprofloxacina Em Solução Aquosa Por Meio de Processo Oxidativo Avançado Baseado em Ozônio**. Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química., USP, São Paulo, 2012.

BARCELLOS, D. C. **Caracterização do carvão vegetal através do uso de espectroscopia no infravermelho próximo**. 2007. 163 f. Tese (Doutorado em Manejo Florestal; Meio Ambiente e Conservação da Natureza; Silvicultura; Tecnologia e Utilização de) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

BAUTISTA, P.; MOHEDANO, A. F.; CASAS, J. A.; RODRIGUEZ, J. J. An overview of the application of Fenton oxidation to industrial wastewaters treatment. **Journal Chemical Technology Biotechnology**, v. 83, p. 1323-1338, 2008. <http://dx.doi.org/10.1002/jctb.1988>

BERENDONK, T. U.; et. al. Tackling Antibiotic Resistance: The Environmental Framework. **Nature Reviews Microbiology**, v. 13, n.5, p. 310–17, 2015.

BORBA, C. E. **Modelagem da remoção de metais pesados em coluna de adsorção de leito fixo**. 2006. 80fl. Dissertação(Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

BOTTREL, S. E. C. **Avaliação da Remoção da Etilenotriuréia (ETU) e 1,2,4-Triazol Através de Processos Oxidativos Avançados e Adsorção**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG, Belo Horizonte, 2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM_MS nº 888 de 04 de maio de 2021**. Diário Oficial da União, Brasília, 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>. Acesso em: 10 mai. 2021.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005**. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no D.O.U. 2005. Disponível em : http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?co_dlegi=459. Acesso em: 8 jan. 2020.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº430, de 13 de maio de 2011**. Condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores. Publicado no D.O.U. 2011. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 8 jan. 2020.

BREBU, M.; VASILE, C. Thermal degradation of lignin - A review. **Cellulose Chemistry and Technology**, [s. l.], v. 44, n. 9, p. 353–363, 2010.

CALDAS, S. S.; et. al. Principais técnicas de preparo de amostra para a determinação de resíduos de agrotóxicos em água por cromatografia líquida com detecção por arranjo de diodos e por espectrometria de massas. **Química Nova**, v. 34, n. 9, p. 1604-1617, 2011.

CALVA, J.; BOJALIL, R. Antibiotic use in a periurban community in Mexico: a household and drugstore survey. **Social Science & Medicine**, v. 42, p.1121-8, ed. 8, 1996.

CARVALHO, C.B. **Degradação de ampicilina através de processos combinados: adsorção e reação de Fenton**. 2021. 94fl. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2021.

CASTRO, P. B. N. **Antibióticos e o ecossistema fluvial: um estudo de caso da bacia hidrográfica do Rio Caratinga–MG**. 2018, 112f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Núcleo de Pesquisas e Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2018.

CHRISTIAN, T.; et al. Determination of Antibiotic Residues in Manure, Soil, and Surface Waters. **Acta hydrochimica et hydrobiologica**, v. 31, n. 1, p. 36-44, 2003.

COSTA, T. G. **Propriedades da madeira de espécies do Cerrado Mineiro e sua potencialidade para geração de energia**. 2011. 76 f. Dissertação (Mestrado - área de concentração em Processamento e Utilização da Madeira), Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

DA COSTA, A. L. P.; JUNIOR, A. C. S. S. Resistência bacteriana aos antibióticos e Saúde Pública: uma breve revisão de literatura. **Estação Científica (UNIFAP)**, v. 7, n. 2, p. 45-57, 2017. Disponível em: <https://periodicos.unifap.br/index.php/estacao/article/view/2555>. Acesso em: 30 ago. 2020.

DI BERNADO, L.; DANTAS, A.D. Métodos e técnicas de Tratamento de Água. **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, 2 ed. v.11, n.2, 2005, 1565 p.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. Pharmaceuticals in the environment-results of an eea workshop. **Annual review of environment and resources**, v.2, n.1, p.1-34, 2010.

FAUZIAH, S.; DRAMAN, S.; MOHD, N. Removal of paracetamol from aqueous solution by dried cellulose and activated carbon. **ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences**, v.10, n.20, p. 9544-9548, 2015.

FERNANDES, F. L. **Modificações químicas em superfícies de carvões ativos de endocarpo de coco da baía e de bagaço de cana-de-açúcar visando adsorção de íon cloreto**. 2004. 116 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Química, UFPB, João Pessoa, 2004.

FURLONG, E. T.; et al. Nationwide reconnaissance of contaminants of emerging concern in source and treated drinking waters of the United States: Pharmaceuticals. **Science of the Total Environment**, v. 579, p. 1629-1642, 2017.

GAFFNEY, V. J.; et al. Occurrence of pharmaceuticals in a water supply system and related human health risk assessment. **Water Research**, v.72, n.2, p.199-208, 2015.

GAMA, M. R. Processos fenton como alternativa na remoção de interferentes endócrinos e outros micropoluentes ambientais. **Revista Virtual de Química**, v. 4, n. 6, p. 777-787, 2012.

GHEMIT, R.; et al. Adsorptive removal of diclofenac and ibuprofen from aqueous solution by organobentonites: Study in single and binary systems. **Groundwater for Sustainable Development**, [s. l.], v. 8, p. 520-529, 2019.

GIL, A. C.; et. al. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4 ed. São Paulo: Atlas, 2002. 176 p.

HARO, N.K. **Remoção dos fármacos atenolol, paracetamol e ampicilina por adsorção em carvão ativado**. 2017. 131 fl. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/172254>

HERNÁNDEZ, F.; et. al. Occurrence of antibiotics and bacterial resistance in wastewater and sea water from the Antarctic. **Journal of Hazardous Materials**, v. 363, p. 447–456, 2019.

HOMEM, V. M. F. C.; et. al. **Tecnologias alternativas de remoção de antibióticos de águas contaminadas**. 346 fl. Tese (Doutorado em Engenharia do Ambiente)- Faculdade de Engenharia, Universidade de Porto, Porto, 2011.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Em 2018, expectativa de vida era de 76,3 anos**. 2019. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/26104-em-2018-expectativa-de-vida-era-de-76-3-anos>. Acesso em: 10 jan. 2020.

IRIA, A. R. B. **Efeitos da presença de antibióticos nas origens de água**. Contribuição para o estudo da sua remoção através de sistemas de tratamento de águas. 2018. 98fl. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2018.

JACOBY, T. S. **Associação entre o consumo de antimicrobianos e multirresistência bacteriana em Centro de Terapia Intensiva de Hospital Universitário Brasileiro, 2004 – 2006**. 2008. 108 f. Dissertação (Mestrado em Medicina) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

JAGUARIBE, E. F.; et al. The performance of activated carbons from sugarcane bagasse, babassu, and coconut shells in removing residual chlorine. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 22, n. 1, Sao Paulo, 2005.

JIANG, L.; et al. Occurrence, distribution and seasonal variation of antibiotics in the Huangpu River, Shanghai, China. **Chemosphere**, v.82, n.6, p.822-828, 2011.

JOHNSON, A.C.; et. al. Linking changes in antibiotic effluent concentrations to flow, removal and consumption in four different UK sewage treatment plants over four years. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 919–926, 2017.

JUNIOR, O. F. C. **Produção de Carvão Ativado a partir de Produtos Residuais de Espécies Nativas da Região Amazônica**. 2010. 73fl. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Paraná – PR, 2010.

KATSOYIANNIS, I. A.; CANONICA, S.; VON GUNTEN, U. Efficiency and energy requirements for the transformation of organic micropollutants by ozone, O₃/H₂O₂ and UV/H₂O₂. **Water Research**, v. 45, n. 13, p. 3811-3822, 2011. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411002272> >.

KLEIN, E.Y.; et al. Assessment of WHO antibiotic consumption and access targets in 76 countries, 2000–15: an analysis of pharmaceutical sales data. **Lancet Infectious Diseases**, v.21, n.1, p.107-115, 2021.

- LEUNG, H. W.; et. al. Pharmaceuticals in tap water: human health risk assessment and proposed monitoring framework in China. **Environmental health perspectives**, v. 121, n. 7, p. 839-846, 2013.
- LI, R.; et al. Removal of micropollutants in a ceramic membrane bioreactor for the post-treatment of municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 427, p. 131458, 2022.
- LI, Y.; et. al. A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism. **Science of the Total Environment**, v. 468–469, p. 908–932, 2014.
- LOOS, R.; et. al. Polar herbicides, pharmaceutical products, perfluorooctanesulfonate (PFOS), perfluorooctanoate (PFOA), and nonylphenol and its carboxylates and ethoxylates in surface and tap waters around Lake Maggiore in Northern Italy. **Analytical and bioanalytical chemistry**, v. 387, n. 4, p. 1469-1478, 2007.
- LOPES, H. M. **Caracterização química e física de biocarvão de lodo de esgoto sob diferentes temperaturas de pirólise**. 2013. 37 fl. Monografia (Bacharelado em Agronomia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2013.
- LORAINE, G. A.; PETTIGROVE, M. E. Seasonal variations in concentrations of pharmaceuticals and personal care products in drinking water and reclaimed wastewater in southern California. **Environmental Science & Technology**, v. 40, n. 3, p. 687-695, 2006.
- LOUREIRO, L. F. **Avaliação da adsorção do herbicida 2,4-D em carvão ativado em pó e granular por meio de análises de isotermas de adsorção utilizando diferentes qualidade de água**. 2012. 129fl. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Programa De Pós-Graduação Em Engenharia Ambiental. Centro Tecnológico. Universidade Federal Do Espírito Santo, 2012.
- MAIA, D. S. **Aproveitamento do carvão ativado obtido da casca de castanha de caju no processo de tratamento de águas cinzas**. 2021. 90fl. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Tocantins, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Palmas, 2021.
- MANGUEIRA, E. S. V. **Produção de carvão ativado a partir de endocarpo de coco da baía (Cocos nucifera) aplicado ao processo de adsorção do herbicida metribuzin**. 2014, 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2014.
- MARTINS, A. R. **Remoção do anti-inflamatório nimesulida da água através da utilização de diferentes tipos de carvão ativado**. 2019. 48 fl. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, Palmas-TO, 2019.

- MATSUI, Y.; et. al. Modeling high adsorption capacity and kinetics of organic macromolecules on super-powdered activated carbon. **Water Research**, v. 45, p. 1720-1728, 2011.
- MEDEIROS, M. A. N.; et al. Prevalence and antimicrobial resistance of Salmonella in chicken carcasses at retail in 15 Brazilian cities. **Revista Panamericana de Salud Publica**, v. 30, n. 6, p. 555–560, 2011.
- MEZZARI, I. A.; et. al. **Utilização de carvões adsorventes para o tratamento de efluentes contendo pesticidas**, 2002. 117fl. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Florianópolis, 2002.
- MOREIRA R. **Estudo da pirólise lenta da casca da castanha de caju**. 2015. 90fl. Dissertação (Mestrado) - Programa de Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Materiais, Instituto de Pesquisas energéticas e nucleares, São Paulo, 2015.
- MORENO-CASTILLA, C. Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials. **Carbon**, [s.l.], v. 42, p. 83–94, 2004.
- MOURA, M. L.; et. al. The impact of restricting over-the-counter sales of antimicrobial drugs: preliminary analysis of national data. **Medicine**, v. 94, n. 38, 2015.
- NAZARI, G.; ABOLGHASEMI, H.; ESMAIELI, M. Batch adsorption of cephalexine antibiotic from aqueous solution by walnut shell-based activated carbon. **Journal of the Taiwan Institute of chemical engineers**, v. 58, p. 357-365, 2016.
- OLIVEIRA, A. O. T.; et. al. Atenção farmacêutica na antibioticoterapia. **Visão acadêmica**, v. 5, n. 1, 2004.
- PERES, M. R. **Remoção dos interferentes endócrinos 17 α -etinilestradiol, 17 α -estradiol e 4-nonilfenol por adsorção em carvão ativado em pó em água de abastecimento público**. 2011. 151 f. Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Civil)-Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- PIZA, A. V. T. **Avaliação da capacidade adsorptiva de carvões ativados para a remoção de diuron e hexazinona**. 2008. 103 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2008.
- QUOCTUC, D.; et. al. Fate of antibiotics from hospital and domestic sources in a sewage network. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 758–766, 2017.
- RAHARDJO, A. K.; et. al. Modified Ponorogo bentonite for the removal of ampicillin from wastewater. **Journal of hazardous materials**, v. 190, n. 1-3, p. 1001-1008, 2011.

RAMOS, P. H.; et. al. Produção e caracterização de carvão ativado produzido a partir do defeito preto, verde, ardido (PVA) do café. **Química Nova**, v. 32, n. 5, p. 1139-1143, 2009.

RAO, R.M. Production of granular activated carbons from select agricultural by-products and evaluation of their physical, chemical and adsorption properties. **Bioresource Technology**, v. 71, p. 113-123, 2000.

REICHERT, G.; et. al. Emerging contaminants and antibiotic resistance in the different environmental matrices of Latin America. **Environmental Pollution**, v. 255, n.40, p. 113-140, 2019.

REINTHALER, F. F.; et al. Antibiotic resistance of E. coli in sewage and sludge. **Water Research**, v. 37, n. 8, p.1685-1690, 2003.

RIVERA-UTRILLA, J.; et al. Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. **A review. Chemosphere**, v. 93, n.7, p.1268-1287, 2013.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. **Planejamento de experimentos e otimização de processos**. 3 ed. São Paulo: Cárta editora, 2014.

SÁNCHEZ, M.E.; et al. Effect of pyrolysis temperature on the composition of the oils obtained from sewage sludge. **Biomass and Bioenergy**, v.33, n.1, p.933-940, 2009.

SANTOS, T.S. **Procedimentos responsáveis em relação ao descarte de medicamentos no ambiente doméstico**. 2014. 106 fl. Dissertação (Mestrado Profissional em Ensino em Ciências da Saúde e Meio Ambiente)- Fundação Oswaldo Aranha, Centro Universitário de Volta Redonda, Volta Redonda. 2014. Disponível em: http://sites.unifoa.edu.br/portal_ensino/mestrado/mecmsa/arquivos/2014/tais-souza.pdf. Acesso em: 13 set. 2020.

SILVA, A. P. R. F. Descarte de medicamentos e seus impactos à saúde e meio ambiente. **Brazilian Journal of Surgery and Clinical Research – BJSCR**, v. 28, n.4, p.92-96, 2019.

SILVA, N. C. **Adsorção de antibióticos em meio aquoso utilizando diferentes adsorventes**. 2015. 98fl. Tese (Doutorado em Ciências dos Materiais) – Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2015.

SILVA, N. C. **Remoção de antibióticos da água por meio do processo de adsorção em carvão ativado**. 2012. 70fl. Dissertação (Mestrado em Química de Materiais) – Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2012.

SOUSA, K. S. **Remoção do analgésico paracetamol da água com a utilização de diferentes tipos de carvão ativado em pó**. 2019. 60fl. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, Palmas-TO, 2019.

SOUSA, M. O. **Remoção do anti-inflamatório diclofenaco da água com a utilização de diferentes tipos de carvão ativado**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, Palmas-TO, 2018.

SOUZA, C. C.; et al. Estudo de propriedades físico-químicas na avaliação da adsorção em biocarvão produzido com folhas de amendoeira-da-praia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, p. 171-179, 2021.

THRANE, N.; et. al. A population-based study of antibiotic prescriptions for Danish children. *Pediatr. Journal of Infectious Diseases*, v. 18, p. 333-7, 1999.

TOMBOLA, R.; et al. Recycled corrugated wire hose cover as biological carriers for greywater treatment in a sequential batch biofilm reactor. **Journal of environmental management**, v. 240, p. 475-484, 2019.

TOMUL, F.; et al. Efficient removal of anti-inflammatory from solution by Fecontaining activated carbon: Adsorption kinetics, isotherms, and thermodynamics. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 238, n. October 2018, p. 296–306, 2019.

TÓTOLI, E. G. **Análise químico-farmacêutica de preparações injetáveis de ampicilina sódica**. 2013. 80 fl. Dissertação (Mestrado em Ciências Farmacêuticas) - Universidade Estadual Paulista, Paulista, 2013.

TRAN, N.H.; et al. Occurrence and removal of multiple classes of antibiotics and antimicrobial agents in biological wastewater treatment processes. **Water Research**, v. 104, p. 461-472, 2016.

VALERIO FILHO, A.; et al. Optimization of cationic dye removal using a high surface área activated carbon from water treatment sludge. **Bulletin of Materials Science**, v. 44, p. 41, 2021.

VASSALLE, L.; et al. Bioremediation of emerging micropollutants in irrigation water. The alternative of microalgae-based treatments. **Journal of environmental management**, v. 274, p. 111081, 2020.

WHO - World Health Organization. **Report on Surveillance of Antibiotic Consumption**. WHO, 2016-2018. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/277359/9789241514880-eng.pdf>. Acesso em: 14 jun. 2020.

YANG, H.; et al. Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. **Fuel**, [s. l.], v. 86, n. 12–13, p. 1781–1788, 2007.

YU, N.; et al. Impact of ampicillin on the nitrogen removal, microbial community and enzymatic activity of activated sludge. **Bioresour. Technol**, v.272, p.337345, 2019.

YUAN, H.; et al. Influence of temperature on product distribution and biochar properties by municipal sludge pyrolysis. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v.2, n.1, p.1-5, 2013.

7 CONCLUSÕES

A pesquisa delimitou os antibióticos de maior consumo no Estado Tocantins (Associações, Cefalexina, Amoxicilina, Azitromicina e Levofloxacino) e no município de Palmas – TO (Ceftriaxona, Associações, Cefalexina, Amoxicilina e Clindamicina), para que possam ser micropoluentes representativos em estudos experimentais de tratamento na região.

A quantificação do consumo de Ampicilina, no estado Tocantins e no município de Palmas-TO, mostra que este antibiótico é um dos trintas mais consumido tanto na rede privada como na rede pública, pertence à mesma classe da Amoxicilina e pode ser uma possível evidência de contaminação em recursos hídricos.

Seguindo os critérios adotados para o protocolo da revisão sistemática realizada, a adsorção com carvão ativado foi a técnica de remoção individual mais utilizada nos artigos selecionados e a terceira mais utilizada quando considerados somente os estudos que abordaram os antibióticos mais consumidos em Palmas – TO. Portanto, demonstra-se como uma técnica viável e eficaz para a remoção de antibióticos, além do alto custo-benefício.

Os carvões ativados (CAP1 e CAP2) apresentaram teores de umidade e de cinzas acima do padrão exigido para adsorção de impurezas no tratamento de água em abastecimento público, o que prejudica a capacidade adsorptiva dos mesmos;

Os teores de carbono fixo, materiais voláteis e os percentuais dos teores de carbono, hidrogênio e nitrogênio do CAP1 (coco babaçu) e do CAP2 (comercial) estão dentro dos valores encontrados na literatura para carvões da mesma natureza;

Pela análise termogravimétrica (TGA) foi possível observar etapas de evaporação da água superficial, seguida da degradação da celulose e hemicelulose, seguida da degradação da lignina.

Somente o CAP1 atendeu o limite mínimo do número de iodo especificado pela NBR 2133 (ABNT, 1991b) para carvões com uso em Estações de Tratamento de Águas; assim, entende-se que o CAP 1 possui uma possível maior capacidade em adsorver moléculas orgânicas microporosas em relação ao CAP 2;

A dosagem de 5 mg/L do carvão ativado em pó 1 (CAP 1) não conseguiu remover a dosagem de 50 mg/L de ampicilina sódica nos tempos analisados, enquanto o CAP 2 apresentou remoções;

A dosagem de 27,50 mg/L foi a que apresentou melhores níveis de remoção na maioria dos ensaios;

Baseado nos tempos de contato testados no presente estudo, 32,5 minutos seria suficiente para remover entre 38,00-48,00% de ampicilina sódica da água.

O carvão ativado em pó produzido a partir do epicarpo do coco babaçu apresentou características adsorventes para a ampicilina e, portanto, pode ser utilizado como alternativa para o carvão ativado comercial e para Estações de Tratamento de Água (ETA's) e Estações de Tratamento de Esgoto (ETE's).

REFERÊNCIAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12073**: Carvão ativado pulverizado - Determinação do número de iodo - Método de ensaio. ABNT, 1991.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 2133**: Carvão ativado pulverizado - Especificação. Brasil: ABNT, 1991.

ACERO, J. L.; et al. Retention of emerging micropollutants from UP water and a municipal secondary effluent by ultrafiltration and nanofiltration. **Chemical Engineering Journal**, v. 163, n. 3, p. 264-272, 2010.

AHMED, M. J.; THEYDAN, S. K. Fluoroquinolones antibiotics adsorption onto microporous activated carbon from lignocellulosic biomass by microwave pyrolysis. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 45, n. 1, p. 219–226, 2014.

AKSU, Z.; TUNÇ, Ö. Application of biosorption for penicillin G removal: comparison with activated carbon. **Process biochemistry**, v. 40, n. 2, p. 831-847, 2005.

AL-AHMAD, A.; DASCHNER, F. D.; KÜMMERER, K. Biodegradability of cefotiam, ciprofloxacin, meropenem, penicillin G, and sulfamethoxazole and inhibition of waste water bacteria. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.37, n.2, p.158–163, 1999.

ALEXY, R.; KÜMPEL, T.; KÜMMERER, K. Assessment of degradation of 18 antibiotics in the Closed Bottle Test. **Chemosphere**, v.57, n.6, p. 505-512, 2004.

ALJUNDI, I. H. Bromate formation during ozonation of drinking water: A response surface methodology study. **Desalination**, v. 277, n. 1–3, p. 24-28, 2011. ISSN 0011-9164. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916411003225> >.

ALVES, T. C.; GIRARDI, R.; PINHEIRO, A. Micropoluentes orgânicos: ocorrência, remoção e regulamentação. **Rega**, Porto Alegre, v. 14, p. e1, 2017.

AMORIM, C. C. **Avaliação do Uso de Resíduo da Indústria Siderúrgica na Descolorização de Efluentes Têxteis Através de Processos Oxidativos Avançados**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG, 2007.

ANTES, F.G. **Desemulsificação de petróleos assistida por ultrassom e posterior caracterização das fases água e óleo**. 2011. 47 p. Tese (Doutorado em Química)-Departamento de Química, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

ANVISA - Agência Nacional de vigilância sanitária. **Antibióticos: uso indiscriminado deve ser controlado**, 2018. Disponível em: http://portal.anvisa.gov.br/noticias/-/asset_publisher/FXrpx9qY7FbU/content/uso-indiscriminado-de-antibioticos-deve-ser-controlado/219201. Acesso em: 03 set. 2020.

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Plano Nacional para a prevenção e o controle de Resistência Microbiana nos Serviços de Saúde**. Brasília: ANVISA, 2017.

ANVISA. Ministério da Saúde. **Resolução RDC nº 22, de 29 de abril de 2014**. 2014b. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/sngpc/RDC%2022%202014%20DOU.pdf>. Acesso em: 17 jun. 2020.

ANVISA. **Resolução de Diretoria Colegiada RDC nº 20, de 05 de maio de 2011**. Diário Oficial da União, [S.l.], 9 mai. 2011. Disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2011/rdc0020_05_05_2011.html. Acesso em: 12 abr. 2020.

ANVISA. **Resolução de Diretoria Colegiada RDC nº 68, de 28 de novembro de 2014**. Diário Oficial da União, [S.l.], 9 mai. 2014a. Disponível em: <http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2014/rdc006828112014.pdf>. Acesso em: 12 abr. 2020.

ARAÚJO, K.S. et al. Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, vol.11, n.2, abr./jun. 2016.

ARAÚJO, S. R. F. **Degradação de Fármacos por Processos Oxidativos Avançados Solares e Respetiva Análise Ecotoxicológica com Bioensaios de Embriões de Peixe-Zebra**. 2018. 80 fl. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, 2018.

ARCHUNDIA, D.; et al. Antibiotic pollution in the Katari subcatchment of the Titicaca Lake: Major transformation products and occurrence of resistance genes. **Science of the total environment**, v. 576, p. 671-682, 2017.

ASTM D 3173-03 PDF Free Download. **Standard Test Method for Moisture in the Analysis Sample of Coal and Coke**. 2018. Disponível em: <https://civilengineersstandard.com/astm-d-3173-03-pdf-free-download/>. Acesso em: 10 Set. 2022.

BAERE, S.; BACKER, P. Quantitative determination of amoxicillin in animal feed using liquid chromatography with tandem mass spectrometric detection. **Analytica chimica acta**, v. 586, n. 1-2, p. 319-325, 2007.

BAIG, R. B. N.; VARMA, R. S. Alternative energy input: Mechanochemical, microwave and ultrasound-assisted organic synthesis. **Chemical Society Reviews**, v. 41, n. 4, p. 1559–1584, 2012.

BARCELLOS, D. C. **Caracterização do carvão vegetal através do uso de espectroscopia no infravermelho próximo**. 2007. 163 f. Tese (Doutorado em Manejo Florestal; Meio Ambiente e Conservação da Natureza; Silvicultura; Tecnologia e Utilização de) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

BARCELÓ, D. **Emerging pollutants in water analysis**. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*. v. 22, n.10, p. 14-16, 2003.

BARROS, A.R.M.; et al. Effects of the antibiotics trimethoprim (TMP) and sulfamethoxazole (SMX) on granulation, microbiology, and performance of aerobic granular sludge systems. **Chemosphere**, v. 262, p. 127840, 2021.

BAUTISTA, P.; MOHEDANO, A. F.; CASAS, J. A.; RODRIGUEZ, J. J. An overview of the application of Fenton oxidation to industrial wastewaters treatment. **Journal Chemical Technology Biotechnology**, v. 83, p. 1323-1338, 2008. <http://dx.doi.org/10.1002/jctb.1988>.

BAYER, A.; et al. Behavior of sartans (antihypertensive drugs) in wastewater treatment plants, their occurrence and risk for the aquatic environment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 18, p. 10830-10839, 2014.

BELTRAN, A.; et al. Selective solid-phase extraction of amoxicillin and cephalexin from urine samples using a molecularly imprinted polymer. **Journal of separation science**, v. 31, n. 15, p. 2868-2874, 2008.

BENITO-PEÑA, E.; et al. Evaluation of mixed mode solid phase extraction cartridges for the preconcentration of beta-lactam antibiotics in wastewater using liquid chromatography with UV-DAD detection. **Analytica Chimica Acta**, v. 556, n. 2, p. 415-422, 2006.

BERENDONK, T. U.; et al. Tackling Antibiotic Resistance: The Environmental Framework. **Nature Reviews Microbiology**; v. 13, n.5, p. 310–17, 2015.

BERGMAN, A.; et al. **State of the Science of Endocrine Disrupting Chemicals**. United Nations Environment Programme and World Health Organization -WHO, 2012. Disponível em: <https://www.who.int/ceh/publications/endocrine/en/>. Acesso em: 28 ago. 2020.

BIDHENDI, M. E.; et al. Nano-size biomass derived from pomegranate peel for enhanced removal of cefixime antibiotic from aqueous media: kinetic, equilibrium and thermodynamic study. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 12, p. 4223, 2020.

BIRKHOLZ, D. A.; STILSON, S. M.; ELLIOTT, H. S. Analysis of emerging contaminants in drinking water - A Review. **Comprehensive Water Quality and Purification**, v.2. Satinder Ahuja, p. 212-229, 2014.

BISOGNIN, R. P.; WOLFF, D. B.; CARISSIMI, E. Revisão sobre fármacos no ambiente. **Revista DAE**, v. 66, n. 210, p. 78-95, 2018.

BLAIR, J.; et al. Molecular mechanisms of antibiotic resistance. **Nature reviews microbiology**, v. 13, n. 1, p. 42-51, 2015.

BOEHLER, M.; et al. Removal of micropollutants in municipal wastewater treatment plants by powder-activated carbon. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 10, p. 2115-2121, 2012.

BORBA, C. E. **Modelagem da remoção de metais pesados em coluna de adsorção de leito fixo**. 2006. 80fl. Dissertação(Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

BOSCHETTI, M.; et al. Modular stand-alone photoelectrocatalytic reactor for emergent contaminant degradation via solar radiation. **Solar Energy**, v. 228, n.10, p. 120-127, 2021.

BOTTREL, S. E. C. **Avaliação da Remoção da Etilenotriuréia (ETU) e 1,2,4-Triazol Através de Processos Oxidativos Avançados e Adsorção**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG, Belo Horizonte, 2012.

BOUND, J. P.; KITSOU, K.; VOULVOULIS, N. Household disposal of pharmaceuticals and perception of risk to the environment. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 21, n. 3, p. 301-307, 2006.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria Federal nº 344, de 12 de maio de 1998**. Aprova o Regulamento Técnico sobre substâncias e medicamentos sujeitos a controle especial. Diário Oficial da União, 1998. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/scriptsweb/anvisalegis/VisualizaDocumento.asp?ID=939&Versao=2>. Acesso em: 05 mai. 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM_MS nº 888 de 04 de maio de 2021**. Diário Oficial da União, Brasília, 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>. Acesso em: 10 mai. 2021.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005**. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no D.O.U. 2005. Disponível em : http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?co_dlegi=459. Acesso em: 8 jan. 2020.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº430, de 13 de maio de 2011**. Condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores.

Publicado no D.O.U. 2011. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 8 jan. 2020.

BREBU, M.; VASILE, C. Thermal degradation of lignin - A review. **Cellulose Chemistry and Technology**, [s. l.], v. 44, n. 9, p. 353–363, 2010.

BRUNHOFEROVA, H.; et al. Bioremediation of 27 Micropollutants by Symbiotic Microorganisms of Wetland Macrophytes. **Sustainability**, v. 14, n. 7, p. 3944, 2022.

BÜNING, B.; et al. Removal of emerging micropollutants from wastewater by nanofiltration and biofilm reactor (MicroStop). **Environmental progress & sustainable energy**, v. 40, n. 3, p. e13587, 2021.

CAI, Q.; HU, J. Decomposition of sulfamethoxazole and trimethoprim by continuous UVA/LED/TiO₂ photocatalysis: Decomposition pathways, residual antibacterial activity and toxicity. **Journal of Hazardous Materials**, v.323(Part A), p.527-536, 2017.

CALAMARI, D.; et al. A strategic survey of therapeutic drugs in the rivers Po and Lambro in northern Italy. **Environmental Science and Technology**, v.37, n.7, p.1241–1248, 2003.

CALDAS, S. S.; et. al. Principais técnicas de preparo de amostra para a determinação de resíduos de agrotóxicos em água por cromatografia líquida com detecção por arranjo de diodos e por espectrometria de massas. **Química Nova**, v. 34, n. 9, p. 1604-1617, 2011.

CALVA, J.; BOJALIL, R. Antibiotic use in a periurban community in Mexico: a household and drugstore survey. **Social Science & Medicine**, v. 42, p.1121-8, ed. 8, 1996.

CARVALHO, C.B. **Degradação de ampicilina através de processos combinados: adsorção e reação de Fenton**. 2021. 94fl. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2021.

CARVALHO, I. T.; SANTOS, L. Antibiotics in the aquatic environments: A review of the European scenario. **Environment International**, v.94, p.736–757, 2016.

CASTRO, P. B. N. **Antibióticos e o ecossistema fluvial: um estudo de caso da bacia hidrográfica do Rio Caratinga–MG**. 2018, 112fl. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Núcleo de Pesquisas e Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2018.

CHA, J. M.; YANG, S.; CARLSON, K. H. Trace determination of β -lactam antibiotics in surface water and urban wastewater using liquid chromatography combined with electrospray tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1115, p. 46-57, 2006.

CHANGDUANG, A.; et al. Development of reactive iron-coated natural filter media for treating antibiotic residual in swine wastewater: Mechanisms, intermediates and toxicity. **Journal of Environmental Management**, v. 298, p. 113435, 2021.

CHAPMAN, P.M. Emergin substances Emerging problems? **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 25, n. 6, p. 1445-1447, 2006.

CHAYID, M. A.; AHMED, M.J. Amoxicillin adsorption on microwave prepared activated carbon from *Arundo donax* Linn: Isotherms, kinetics, and thermodynamics studies. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 3, n.10, p. 1592-1601, 2015.

CHEN, Y.; et al. Occurrence and fate of antibiotics, antimicrobial resistance determinants and potential human pathogens in a wastewater treatment plant and their effects on receiving waters in Nanjing, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 206, n.10, p. 111371, 2020.

CHENG, J.; et al. Microstructure and antioxidative capacity of the microalgae mutant *Chlorella* PY-ZU1 during tilmicosin removal from wastewater under 15% CO₂. **Journal of hazardous materials**, v. 324, n.20, p. 414-419, 2017.

CHENG, X.; et al. Effect of sulfate radical-based oxidation pretreatments for mitigating ceramic UF membrane fouling caused by algal extracellular organic matter. **Water research**, v. 145, n.11, p. 39-49, 2018.

CHRISTIAN, T.; et al. Determination of Antibiotic Residues in Manure, Soil, and Surface Waters. **Acta hydrochimica et hydrobiologica**, v. 31, n. 1, p. 36-44, 2003.

COLLADO, N.; et al. Pharmaceuticals occurrence in a WWTP with significant industrial contribution and its input into the river system. **Environmental pollution**, v. 185, p. 202-212, 2014.

COSTA, A. L. P.; JUNIOR, A. C. S. S. Resistência bacteriana aos antibióticos e Saúde Pública: uma breve revisão de literatura. **Estação Científica (UNIFAP)**, v. 7, n. 2, p. 45-57, 2017. Disponível em: <https://periodicos.unifap.br/index.php/estacao/article/view/2555>. Acesso em: 30 ago. 2020.

COSTA, T. G. **Propriedades da madeira de espécies do Cerrado Mineiro e sua potencialidade para geração de energia**. 2011. 76 f. Dissertação (Mestrado - área de concentração em Processamento e Utilização da Madeira), Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

CRAVOTTO, G.; CINTAS, P. Harnessing mechanochemical effects with ultrasound-induced reactions. **Chemical Science**, v. 3, n. 2, p. 295–307, 2012.

CRINI, G.; et al. Conventional and non-conventional adsorbents for wastewater treatment. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, n. 1, p. 195-213, 2019.

CRUZ, N.; et al. Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge. **Water research**, v. 46, n. 6, p. 1947-1957, 2012.

DA COSTA, A. L. P.; JUNIOR, A. C. S. S. Resistência bacteriana aos antibióticos e Saúde Pública: uma breve revisão de literatura. **Estação Científica (UNIFAP)**, v. 7, n. 2, p. 45-57, 2017. Disponível em: <https://periodicos.unifap.br/index.php/estacao/article/view/2555>. Acesso em: 30 ago. 2020.

DEZOTTI, M. **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. PEQ, COPPE, UFRJ., 2008. 360.

DI BERNADO, L.; DANTAS, A.D. Métodos e técnicas de Tratamento de Água. **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, 2 ed. v.11, n.2, 2005, 1565 p.

DIAS, R. V. A. **Avaliação da ocorrência de microcontaminantes emergentes em sistemas de abastecimento de água e da atividade estrogênica do estinilestradiol**. 2014. 90 fl. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.

DINH, Q.; et al. Fate of antibiotics from hospital and domestic sources in a sewage network. **Science of the Total Environment**, v. 575, n.1, p. 758-766, 2017.

DONG, J.; et al. Lignin-derived biochar to support CoFe₂O₄: Effective activation of peracetic acid for sulfamethoxazole degradation. **Chemical Engineering Journal**, v. 430, n.14, p. 132868, 2022.

DRAMAN, S. F. S.; BATRA'AZMAN, I. A.; MOHD, N. Removal of paracetamol from aqueous solution by dried cellulose and activated carbon. **RPN Journal of Engineering and Applied Sciences**, v. 10, n.20, p. 9544-9548, 2015.

DUAN, X.; et al. Graphitic biochar catalysts from anaerobic digestion sludge for nonradical degradation of micropollutants and disinfection. **Chemical Engineering Journal**, v. 384, p. 123244, 2020.

EBERT, I.; et al. Toxicity of the fluoroquinolone antibiotics enrofloxacin and ciprofloxacin to photoautotrophic aquatic organisms. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.30, n.12, p.2786–2792, 2011.

EISENREICH, S. J.; HOLLOD, G. J.; JOHNSON, T. C. PCB e outras interações microcontaminantes em sedimentos superiores do lago. **ACS Division of Environmental Chemistry**, p.346-49, 1979.

ELMOLLA, E.S.; CHAUDHURI, M. Degradation of amoxicillin, ampicillin and cloxacillin antibiotics in aqueous solution by the UV/ZnO photocatalytic process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 173, p. 445–449, 2010.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. Pharmaceuticals in the environment-results of an eea workshop. **Annual review of environment and resources**, v.2, n.1, p.1-34, 2010.

FAUZIAH, S.; DRAMAN, S.; MOHD, N. Removal of paracetamol from aqueous solution by dried cellulose and activated carbon. **RPN Journal of Engineering and Applied Sciences**, v.10, n.20, p. 9544-9548, 2015.

FEBRAFARMA. **Federação Brasileira da indústria e comércio farmacêutico**, 2011. Disponível em: www.febrafarma.org.br. Acesso em: 20 ago. 2020.

FENG, M.; et al. Fast removal of the antibiotic flumequine from aqueous solution by ozonation: influencing factors, reaction pathways, and toxicity evaluation. **Science of The Total Environment**, v. 541, n.15, p. 167-175, 2016.

FERNANDES, F. L. **Modificações químicas em superfícies de carvões ativos de endocarpo de coco da baía e de bagaço de cana-de-açúcar visando adsorção de íon cloreto**. 2004. 116 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Química, UFPB, João Pessoa, 2004.

FERNANDEZ-FONTAINA, E.; et al. Influence of nitrifying conditions on the biodegradation and sorption of emerging micropollutants. **Water research**, v. 46, n. 16, p. 5434-5444, 2012.

FERNANDEZ-SANROMAN, A.; et al. Removal of sulfamethoxazole and methylparaben using hydrocolloid and fiber industry wastes: Comparison with biochar and laccase-biocomposite. **Journal of Cleaner Production**, v. 271, n.4, p. 122436, 2020.

FERREIRO, C.; et al. Contaminants of emerging concern removal in an effluent of wastewater treatment plant under biological and continuous mode ultrafiltration treatment. **Sustainability**, v. 12, n. 2, p. 725, 2020.

FRANCO, M.A.E.; et al. Removal of amoxicillin from water by adsorption onto activated carbon in batch process and fixed bed column: Kinetics, isotherms, experimental design and breakthrough curves modeling. **Journal of Cleaner Production**, v. 161, n.10, p. 947-956, 2017.

FREITAS, M. D. **Análise de contaminantes emergentes no município de Criciúma, SC**. 2018. 96 fl. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade do Extremo Sul Catarinense, 2018.

FURLONG, E. T.; et al. Nationwide reconnaissance of contaminants of emerging concern in source and treated drinking waters of the United States: Pharmaceuticals. **Science of the Total Environment**, v. 579, p. 1629-1642, 2017.

FURTADO, D. M. F.; et al. Consumo de antimicrobianos e o impacto na resistência bacteriana em um hospital público do estado do Pará, Brasil, de 2012 a 2016. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 10, n.9, 2019.

GAFFNEY, V. J.; et al. Occurrence of pharmaceuticals in a water supply system and related human health risk assessment. **Water Research**, v.72, n.2, p.199-208, 2015.

GARTISER, S.; et al. Ultimate biodegradation and elimination of antibiotics in inherent tests. **Chemosphere**, v. 67, n.3, p. 604-613, 2007.

GAVRILESCU, M.; et al. Research paper: Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. **New biotechnology**, v. 32, n.1, p. 147-156, 2015.

GHAFFARI, Y.; et al. Effect of UV Irradiation on the Structural Variation of Metal Oxide-Silica Nanocomposites for Enhanced Removal of Erythromycin at Neutral pH. **Catalysts**, v. 12, n. 4, p. 424, 2022.

GHEMIT, R.; et al. Adsorptive removal of diclofenac and ibuprofen from aqueous solution by organobentonites: Study in single and binary systems. **Groundwater for Sustainable Development**, [s. l.], v. 8, p. 520–529, 2019.

GIEBUŁTOWICZ, J., et al. Occurrence of antimicrobial agents, drug-resistant bacteria, and genes in the sewage-impacted Vistula River (Poland). **Environmental Science and Pollution Research**, v.25, n.6, p.5788-5807, 2018.

GIL, A. C.; et. al. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4 ed. São Paulo: Atlas, 2002. 176 p.

GLOVER, D. D.; LALKA, D.; MONIF, G. R. 11G. Ampicillin vs. Penicillin for in utero therapy. **Infectious diseases in obstetrics and gynecology**, v. 4, n. 1, p. 43-46, 1996.

GOGATE, P.R.; PANDIT, A.B. A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions. **Advances in Environmental Research**, v.8, n.3-4, p.501-51, Mar., 2004.

GÓMEZ-PACHECO, C.V.; et al. Tetracycline removal from waters by integrated technologies based on ozonation and biodegradation. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 178, n.10, p. 115–121, 2011. Disponível em: <https://www-sciencedirect.ez6.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S1385894711012629>. Acesso em: 20 de jul. de 2020.

GOODMAN, L.; GILMAN, A. **As Bases Farmacológicas da Terapêutica**. 11ª Ed., São Paulo: Editora Mc Graw Hill, 2007, p.1065-1067.

GORITO, A. M.; et al. A review on the application of constructed wetlands for the removal of priority substances and contaminants of emerging concern listed in recently launched EU legislation. **Environmental Pollution**, v.227, p.428-443, 2017.

GOSWAMI, A.; JIANG, J. Comparative performance of catalytic Fenton oxidation with zero-valent iron (Fe (0)) in comparison with ferrous sulphate for the removal of micropollutants. **Applied Sciences**, v. 9, n. 11, p. 2181, 2019.

GOSWAMI, A.; JIANG, J.; PETRI, M. Treatability of five micro-pollutants using modified Fenton reaction catalysed by zero-valent iron powder (Fe (0)). **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, p. 105393, 2021.

GOTHWAL, R.; SHASHIDHAR, T. Antibiotic Pollution in the Environment: A Review. **Clean Soil Air Water**, v. 43, n. 4, p. 479-489, 2015. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/clen.201300989>. Acesso em: 29 jul. 2020.

GOTTSCHALK, C. L., J.A.; SAUPE, A. . **Ozonation of water and waste water**. D-69469 Weinheim (Federal Republic of Germany), 2000.

GRANDCLÉMENT, C.; et al. From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: a review. **Water research**, v. 111, p. 297-317, 2017

GROVER, D. P.; et al. Improved removal of estrogenic and pharmaceutical compounds in sewage effluent by full scale granular activated carbon: impact on receiving river water. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, n. 2-3, p. 1005-1011, 2011.

GUERRA, M. M. H.; et al. Oxidation mechanisms of amoxicillin and paracetamol in the photo-Fenton solar process. **Water Research**, [s. l.], v. 156, n.2, p. 232–240, 2019.

GUSMAROLI, L.; et al. How do WWTPs operational parameters affect the removal rates of EU Watch list compounds?. **Science of the Total Environment**, v. 714, p. 136773, 2020.

HARO, N.K. **Remoção dos fármacos atenolol, paracetamol e ampicilina por adsorção em carvão ativado**. 2017. 131 fl. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/172254>

HERNÁNDEZ, F.; et. al. Occurrence of antibiotics and bacterial resistance in wastewater and sea water from the Antarctic. **Journal of Hazardous Materials**, v. 363, p. 447–456, 2019.

HERNANDEZ, K. L.; ALMEIDA NETO, W. S. **Avaliação da automedicação na população da UBS Francisco Maiarino Maia, município Miguel Alves**, 2019. 21 f. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Piauí, 2019.

HIRSCH, R.; et al. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. **Sci Total Environ**, v.225, n.1-2, p.109–118, 1999. Disponível em: <https://www-sciencedirect.ez6.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S0048969798003374>. Acesso em: 14 set. 2020.

HOMEM, V. M. F. C.; et al. **Tecnologias alternativas de remoção de antibióticos de águas contaminadas**. 2011, 346 f. Tese (Doutorado em Engenharia do Ambiente) - Faculdade de Engenharia, Universidade de Porto, Porto, 2011. Disponível em: <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/63373/1/00014926.pdf>. Acesso em: 13 set. 2020.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Em 2018, expectativa de vida era de 76,3 anos**. 2019. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/26104-em-2018-expectativa-de-vida-era-de-76-3-anos>. Acesso em: 10 jan. 2020.

IRIA, A. R. B. **Efeitos da presença de antibióticos nas origens de água**. Contribuição para o estudo da sua remoção através de sistemas de tratamento de águas. 2018. 98fl. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2018.

JACOBY, T. S. **Associação entre o consumo de antimicrobianos e multirresistência bacteriana em Centro de Terapia Intensiva de Hospital Universitário Brasileiro, 2004 – 2006**. 2008. 108 f. Dissertação (Mestrado em Medicina) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

JAGUARIBE, E. F.; et al. The performance of activated carbons from sugarcane bagasse, babassu, and coconut shells in removing residual chlorine. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 22, n. 1, Sao Paulo, 2005.

JIANG, J.; ZHOU, Z.; SHARMA, V. K. Occurrence, transportation, monitoring and treatment of emerging micro-pollutants in waste water - A review from global views. **Microchemical Journal**, v. 110, p. 292-300, 2013.

JIANG, L.; et al. Occurrence, distribution and seasonal variation of antibiotics in the Huangpu River, Shanghai, China. **Chemosphere**, v.82, n.6, p.822-828, 2011.

JOHNSON, A.C.; et al. Linking changes in antibiotic effluent concentrations to flow, removal and consumption in four different UK sewage treatment plants over four years. **Environmental Pollution**, v. 220, n.1, p. 919–926, 2017.

JUNIOR, O. F. C. **Produção de Carvão Ativado a partir de Produtos Residuais de Espécies Nativas da Região Amazônica**. 2010. 73fl. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Paraná – PR, 2010.

KAMAZ, M.; et al. Investigation into micropollutant removal from wastewaters by a membrane bioreactor. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 8, p. 1363, 2019.

KARAOLIA, P.; et al. Removal of antibiotics, antibiotic-resistant bacteria and their associated genes by graphene-based TiO₂ composite photocatalysts under solar radiation in urban wastewaters. **Applied Catalysis B: Environmental**, [s. l.], v. 224, p. 810–824, 2018. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0926337317310755>. Acesso em: 15 jul. 2020.

KARIM, A. V.; SHRIWASTAV, A. Degradation of ciprofloxacin using photo, sono, and sonophotocatalytic oxidation with visible light and low-frequency ultrasound: Degradation kinetics and pathways. **Chemical Engineering Journal**, v. 392, n.22, p. 124853, 2020.

KIM, S; AGA, D.S. Potential ecological and human health impacts of antibiotics and antibiotic-resistant bacteria from wastewater treatment plants. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B**, v. 10, n. 8, p. 559-573, 2007.

KLEIN, E.Y.; et al. Assessment of WHO antibiotic consumption and access targets in 76 countries, 2000–15: an analysis of pharmaceutical sales data. **Lancet Infectious Diseases**, v.21, n.1, p.107-115, 2021.

KOLPIN, D.W.; et al. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999-2000: a national reconnaissance. **Environmental Science Technology**, v. 36, n. 6, p. 1202-1211, 2002. Disponível em: <https://pubs-acsc-org.ez6.periodicos.capes.Gov.br/doi/full/10.1021/es011055j>. Acesso em: 14 set. 2020.

K'OREJE, K. O.; et al. Occurrence, fate and removal of pharmaceuticals, personal care products and pesticides in wastewater stabilization ponds and receiving rivers in the Nzoia Basin, Kenya. **Science of the Total Environment**, v. 637, n.12, p. 336-348, 2018.

KRAWCZYK, K.; et al. Enhanced degradation of sulfamethoxazole by a modified nano zero-valent iron with a β -cyclodextrin polymer: Mechanism and toxicity evaluation. **Science of The Total Environment**, v. 817, n.11, p. 152888, 2022.

KÜMMERER, K. Antibiotics in the Environment. In: Kümmerer K. (eds) **Pharmaceuticals in the Environment**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2008. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-3-540-74664-5_6#citeas. Acesso em: 24 jul. 2020.

KÜMMERER, K. Pharmaceuticals in the Environment. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 35, n. 1, p. 57–75, 2010.

KÜMMERER, K. Resistance in the environment. **Journal of Antimicrobial Chemotherapy**, v. 54, n. 2, p. 311–320, 2004.

KÜMMERER, K.; AL-AHMAD, A.; MERSCH-SUNDERMANN, V. Biodegradability of some antibiotics, elimination of their genotoxicity and affection of waste water bacteria in a simple test. **Chemosphere**, v. 40, n. 7, p. 701–710, 2000. Disponível em: <https://www.sciencedirect.ez6.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S0045653599004397>. Acesso em: 29 jul. 2020.

KÜMMERER, K.; HENNINGER, A. Promoting resistance by the emission of antibiotics from hospitals and households into effluents. **Clinical Microbiology**, v. 9, n. 12, p. 1203–1214, 2003. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1198743X14632274>. Acesso em : 02 ago. 2020.

KYZAS, G. Z.; et al. Removal of beta-blockers from aqueous media by adsorption onto graphene oxide. **Science of the Total Environment**, v. 537, n.10, p. 411-420, 2015.

LEE, J.; JANG, J. K.; KIM, H. Sulfonamide degradation and metabolite characterization in submerged membrane photobioreactors for livestock excreta treatment. **Chemosphere**, v. 261, n.10, p. 127604, 2020.

LEUNG, H. W.; et al. Pharmaceuticals in tap water: human health risk assessment and proposed monitoring framework in China. **Environmental health perspectives**, v. 121, n. 7, p. 839-846, 2013.

LI, R.; et al. Removal of micropollutants in a ceramic membrane bioreactor for the post-treatment of municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 427, p. 131458, 2022.

LI, Y.; et al. A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism. **Science of the Total Environment**, v. 468–469, n.1, p. 908–932, 2014.

LI, Y.; et al. Enhanced sulfamethoxazole degradation by peroxymonosulfate activation with sulfide-modified microscale zero-valent iron (S-mFe⁰): Performance, mechanisms, and the role of sulfur species. **Chemical Engineering Journal**, v. 376, n.20, p. 121302, 2019.

LIMA, D.R.S.; et al. Avaliação da remoção de fármacos e de desreguladores endócrinos em águas de abastecimento por clarificação em escala de bancada. **Química Nova**, v. 37, n. 5, p. 783-788, 2014. Disponível em: [https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext & pid=S0100-40422014000500005&lang=pt](https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422014000500005&lang=pt); Acesso em: 24 jul. 2020

LIMA, D.R.S.; et al. Fármacos e desreguladores endócrinos em águas brasileiras: ocorrência e técnicas de remoção. **Revista de Eng. Sanitária e Ambiental**, v.22, n.6, p. 1043-1054, 2017. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/esa/v22n6/1809-4457-esa-22-06-1043.pdf>. Acesso em: 24 jun. 2020

LIN, A.Y.C.; TSAI, Y. T. Occurrence of pharmaceuticals in Taiwan's surface waters: impact of waste streams from hospitals and pharmaceutical production facilities. **Science of the Total Environment**, v. 407, p. 3793–802, 2009.

LIN, A.Y.C.; YU, T.H.; LIN, C.F. Pharmaceutical contamination in residential, industrial, and agricultural waste streams: Risk to aqueous environments in Taiwan. **Chemosphere**, v. 74, p. 131–141, 2008.

LIN, Y. L.; TSAI, J. Z.; HUNG, C. H. Using in situ modification to enhance organic fouling resistance and rejection of pharmaceutical and personal care products in a thin-film composite nanofiltration membrane. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 26, n. 33, p. 34073–34084, 2019.

LIU, F.; NIELSEN, A. H.; VOLLERTSEN, J. Sorption and degradation potential of pharmaceuticals in sediments from a stormwater retention pond. **Water**, v. 11, n. 3, p. 526, 2019.

LOFRANO, G.; et al. Advanced Oxidation Processes for Antibiotics Removal: A Review. **Current Organic Chemistry**, v. 21, n. 12, p. 1054–1067, 2017.

LOOS, R.; et al. Polar herbicides, pharmaceutical products, perfluorooctanesulfonate (PFOS), perfluorooctanoate (PFOA), and nonylphenol and its carboxylates and ethoxylates in surface and tap waters around Lake Maggiore in Northern Italy. **Analytical and bioanalytical chemistry**, v. 387, n. 4, p. 1469-1478, 2007.

LOPES, H. M. **Caracterização química e física de biocarvão de lodo de esgoto sob diferentes temperaturas de pirólise**. 2013. 37 fl. Monografia (Bacharelado em Agronomia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

LORAINÉ, G. A.; PETTIGROVE, M. E. Seasonal variations in concentrations of pharmaceuticals and personal care products in drinking water and reclaimed wastewater in southern California. **Environmental Science & Technology**, v. 40, n. 3, p. 687-695, 2006.

LOUREIRO, L. F. **Avaliação da adsorção do herbicida 2,4-D em carvão ativado em pó e granular por meio de análises de isotermas de adsorção utilizando diferentes qualidade de água**. 2012. 129fl. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Programa De Pós-Graduação Em Engenharia Ambiental. Centro Tecnológico. Universidade Federal Do Espírito Santo, 2012.

LU, J. et al. Efficient removal of Tetracycline-Cu complexes from water by electrocoagulation technology. **Journal of Cleaner Production**, v. 289, p. 125729, 2021.

LUPACCHINI, M. et al. Sonochemistry in non-conventional, green solvents or solvent-free reactions. **Tetrahedron**, v. 73, n. 6, p. 609–653, 2017.

LU, Z.; et al. Insight into the degradation of ciprofloxacin by medium-pressure UV-activated monochloramine process. **Science of The Total Environment**, v. 832, n.10, p. 154850, 2022.

MA, R.; et al. Enhanced catalytic degradation of aqueous doxycycline (DOX) in Mg-Fe-LDH@ biochar composite-activated peroxymonosulfate system: Performances, degradation pathways, mechanisms and environmental implications. **Chemical Engineering Journal**, v. 425, n.30, p. 131457, 2021.

MA, X. Y.; et al. Micropollutants removal and health risk reduction in a water reclamation and ecological reuse system. **Water research**, v. 138, n.30, p. 272-281, 2018.

MA, X.; WANG, Z. Removal of Ciprofloxacin from Wastewater by Ultrasound/Electric Field/Sodium Persulfate (US/E/PS). **Processes**, v. 10, n. 1, p. 124, 2022.

MAHMUD, N. M.; FREDDO, R. J.; PEREIRA, A. G. Custos da terapia com medicamentos antibacterianos em uma Unidade de Terapia Intensiva Neonatal de um hospital filantrópico. **Revista Brasileira de Farmácia Hospitalar e Serviços de Saúde**, v. 13, n. 2, p. 761-761, 2022.

MAIA, D. S. **Aproveitamento do carvão ativado obtido da casca de castanha de caju no processo de tratamento de águas cinzas**. 2021. 90fl. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Tocantins, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Palmas, 2021.

MAILLER, R.; et al. Removal of a wide range of emerging pollutants from wastewater treatment plant discharges by micro-grain activated carbon in fluidized bed as tertiary treatment at large pilot scale. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 983-996, 2016.

MAILLER, R.; et al. Study of a large scale powdered activated carbon pilot: Removals of a wide range of emerging and priority micropollutants from wastewater treatment plant effluents. **Water Research**, v. 72, p. 315-330, 2015.

MANGUEIRA, E. S. V. **Produção de carvão ativado a partir de endocarpo de coco da baía (Cocos nucifera) aplicado ao processo de adsorção do herbicida metribuzin**. 2014, 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2014.

MARASCHI, F.; et al. TiO₂-modified zeolites for fluoroquinolones removal from wastewaters and reuse after solar light regeneration. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 4, p. 2170-2176, 2014.

MARCELINO, R. B. P.; et al. Multistage ozone and biological treatment system for real wastewater containing antibiotics. **Journal of Environmental Management**, v. 195, p. 110-116, 2017.

MARGOT, J.; et al. Treatment of micropollutants in municipal wastewater: ozone or powdered activated carbon? **Science of the total environment**, v. 461, p. 480-498, 2013.

MARSELLI, B. et al. Electrogeneration of hydroxyl radicals on boron-doped diamond electrodes. **Journal of the Electrochemical Society**, v. 150, p. 79-83, 2003.
<http://dx.doi.org/10.1149/1.1553790>

MARTINES, M.A.U. DAVOLOS, M.R. JÚNIOR, M.J. O efeito do ultra-som em reações químicas. **Química Nova**, vol.23, n.2, p.251-256, 2000.

MARTINS, A. R. **Remoção do anti-inflamatório nimesulida da água através da utilização de diferentes tipos de carvão ativado**. 2019. 48 fl. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, Palmas-TO, 2019.

MARTÍNEZ-HUITLE, C.A.; FERRO, S. Electrochemical oxidation of organic pollutants for the wastewater treatment : direct and indirect processes. **Chem. Soc. Ver.**, 35:1324, 2006.

MASON, T. J.; LORIMER, J. P. **Applied sonochemistry: The uses of power ultrasound in chemistry and processing**. [s.l.] Ed. Wiley-VCH, 2002.

MASCE, P.Z.; SU, C.; L.I.B.; QIAN, Y. Treatment of high-strength pharmaceutical wastewater and removal of antibiotics in anaerobic and aerobic biological treatment processes. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 1, p. 129-136, 2006.

MATSUBARA, M. E.; et al. Amoxicillin removal by pre-denitrification membrane bioreactor (A/O-MBR): performance evaluation, degradation by-products, and antibiotic resistant bacteria. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 192, n.20, p. 110258, 2020.

MATSUI, Y.; et. al. Modeling high adsorption capacity and kinetics of organic macromolecules on super-powdered activated carbon. **Water Research**, v. 45, p. 1720-1728, 2011.

MEDEIROS, M. A. N.; et al. Prevalence and antimicrobial resistance of Salmonella in chicken carcasses at retail in 15 Brazilian cities. **Revista Panamericana de Salud Publica**, v. 30, n. 6, p. 555-560, 2011.

MENG, C.; et al. Rapid Degradation of Chlortetracycline Using Hydrodynamic Cavitation with Hydrogen Peroxide. **International journal of environmental research and public health**, v. 19, n. 7, p. 4167, 2022.

METZGER, S.; et al. Removal of iodinated X-ray contrast media during municipal wastewater treatment using powdered activated carbon. [Entfernung von iodierten Röntgenkontrastmitteln bei der kommunalen Abwasserbehandlung durch den Einsatz von Pulveraktivkohle]. **GWF Wasser Abwasser**, v. 146, n. 9, p. 638-645, 2005.

MEZZARI, I. A.; et. al. **Utilização de carvões adsorventes para o tratamento de efluentes contendo pesticidas**, 2002. 117fl. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Florianópolis, 2002.

MICHELINI, L. R. R. W.; et al. Sulfadiazine uptake and effects on salix fragilis L. and zeamays plants L. plants. **Water, Air, Soil e Pollution**, v.223, n.8, p. 5243-5257, 2012. Disponível em: <https://link-springer-com.ez6.periodicos.capes.gov.br/article/10.1007/s11270-012-1275-5>. Acesso em: 30 jul. 2020.

MIGLIORE, L.; et al. Effect on plants of sulphadimethoxine used in intensive farming (Panicum miliaceum, Pisumsativum and Zea mays). Agriculture. **Ecosystems & Environment**, v. 52, n.2-3, p.103-110, 1995. Disponível em: <https://www-sciencedirect.ez6.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/016788099400549T>. Acesso em: 30 jul. 2020.

MIRAN, W.; et al. Biodegradation of the sulfonamide antibiotic sulfamethoxazole by sulfamethoxazole acclimatized cultures in microbial fuel cells. **Science of The Total Environment**, v. 627, n.10, p. 1058-1065, 2018.

MOJIRI, A.; et al. Combined ozone oxidation process and adsorption methods for the removal of acetaminophen and amoxicillin from aqueous solution; kinetic and optimization. **Environmental Technology & Innovation**, v. 15, p. 100404, 2019.

MOJIRI, A.; et al. Removal performance and optimisation of pharmaceutical micropollutants from synthetic domestic wastewater by hybrid treatment. **Journal of contaminant hydrology**, v. 235, n.11, p. 103736, 2020.

MOLLAH, M. Y. A.; SCHENNACH, R. Electrocoagulation (EC) – science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 84, p. 29-41, 2001.

MOREIRA R. **Estudo da pirólise lenta da casca da castanha de caju**. 2015. 90fl. Dissertação (Mestrado) - Programa de Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Materiais, Instituto de Pesquisas energéticas e nucleares, São Paulo, 2015.

MORENO-CASTILLA, C. Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials. **Carbon**, [s.l.], v. 42, p. 83–94, 2004.

MOSTAFA, K. S.; et al. Optimization of conventional water treatment plant using dynamic programming. **Toxicology and industrial health**, v. 31, n.10, p. 1078-1086, 2015.

MOTA, J. P. B; LYUBCHIK, S. **Recent advances in adsorption processes for environmental protection and security**. Amsterdam, Netherlands: Springer, 2008.

MOURA, M. L.; et. al. The impact of restricting over-the-counter sales of antimicrobial drugs: preliminary analysis of national data. **Medicine**, v. 94, n. 38, 2015.

MOURID, E. H.; et al. Wastewater treatment test by removal of the sulfamethoxazole antibiotic by a calcined layered double hydroxide. **Applied Clay Science**, v. 168, n.10, p. 87-95, 2019.

MULLER, P. S. G.; et al. Regulamentação para a venda de antibióticos no brasil e sua aceitação pela população. **Acta Biomedica Brasiliensia**, v. 6, n. 1, p. 91-100, 2015.

MUKHERJEE, A.; et al. Oxidative degradation of emerging micropollutants induced by rotational hydrodynamic cavitating device: A case study with ciprofloxacin. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, p. 105652, 2021.

NAGY-KOVÁCS, Z.; et al. Behavior of organic micropollutants during river bank filtration in Budapest, Hungary. **Water**, v. 10, n. 12, p. 1861, 2018.

NAIRI, V.; et al. Adsorption and release of ampicillin antibiotic from ordered mesoporous silica. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 497, n.18, p. 217-225, 2017.

NANAKI, S.G.; et al. Synthesis and characterization of modified carrageenan microparticles for the removal of pharmaceuticals from aqueous solutions. **Colloids Surf. B: Biointerfaces**, v. 127, n.10, p. 256–265, 2015.

NAZARI, G.; ABOLGHASEMI, H.; ESMAIELI, M. Batch adsorption of cephalaxine antibiotic from aqueous solution by walnut shell-based activated carbon. **Journal of the Taiwan Institute of chemical engineers**, v. 58, p. 357-365, 2016.

NGUYEN, L.N.; et al. Removal of trace organic contaminants by a membrane bioreactor–granular activated carbon (MBR–GAC) system. **Bioresource technology**, v. 113, p. 169-173, 2012.

NOGUEIRA, R.F.P.; JARDIM, W.F. A fotocatalise heterogênea e sua aplicação ambiental. **Química nova**, v. 21, p. 69-72, 1998.

NOVARETTI, M. C. Z.; AQUINO, S.; PISCOPO, M. R. Controle de vendas de antibióticos no Brasil: Análise do efeito dos atos regulatórios no uso abusivo pelos consumidores. **Revista Acadêmica São Marcos**, Alvorada, v. 4, n. 2, p. 25-39, 2015.

NOWOTNY, N.; et al. Quantification and modeling of the elimination behavior of ecologically problematic wastewater micropollutants by adsorption on powdered and granulated activated carbon. **Environmental science & technology**, v. 41, n. 6, p. 2050-2055, 2007.

NUBILE, A. C. M.; et al. Levantamento farmacoepidemiológico de antibióticos dispensados em um bairro da zona leste de São José dos Campos/SP/Pharmacoepidemiological Survey of Antibiotics Dispensed in a Neighborhood in the East Zone of São José Dos Campos/SP. **Brazilian Journal of Health Review**, v. 2, n. 6, p. 5176-5190, 2019.

OH, S.; et al. Removal behaviors and fouling mechanisms of charged antibiotics and nanoparticles on forward osmosis membrane. **Journal of environmental management**, v. 247, n.11, p. 385-393, 2019.

OLIVEIRA, A. O. T.; et. al. Atenção farmacêutica na antibioticoterapia. **Visão acadêmica**, v. 5, n. 1, 2004.

PACHECO, J. R. **Avaliação de um sistema de ozonização baseado em coluna de borbulhamento**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química, USP, São Paulo, 2012.

PAL, A.; et al. Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: Review of recent occurrences, sources, fate and effects. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 24, p. 6062–6069, 2010.

PAPAGEORGIOUA, M.; KOSMA, C.; LAMBROPOULOU, D. Seasonal occurrence, removal, mass loading and environmental risk assessment of 55 pharmaceuticals and personal care products in a municipal wastewater treatment plant in central Greece. **Science of the Total Environment**, v. 543, n.10, p. 547-569, 2016.

PAREEK, S.; et al. Antibiotics in the Environment : A Review. **Int J Curr Microbiol App Sci**, v. 4, p. 278–285, 2015. Disponível em: <https://www.ijcmas.com/>. Acesso em: 25 jul. 2020.

PAULA, C. C. S.; CAMPOS, R. B. F.; SOUZA, M. C. R. F. Uso irracional de medicamentos: uma perspectiva cultural. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 3, p. 21660-21676, 2021.

PEÑA-ÁLVAREZ, A.; CASTILLO-ALANÍS, A. Identificación y cuantificación de contaminantes emergentes en aguas residuales por microextracción en fase sólida-cromatografía de gases-espectrometría de masas (MEFS-CG-EM). **TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas**, v. 18, n. 1, p. 29-42, 2015. Disponível em: <https://www-sciencedirect.ez6.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S1405888X15000042>. Acesso em: 29 ago. 2020.

PEREIRA, J. H. D. O. D. S. **Solar Photocatalytic Degradation of Antibiotics: Chemical, Ecotoxicological and Biodegradability Assessment**. Tese (Tese (Doutorado)). Programa Doutoral em Engenharia do Ambiente - FEUP, Universidade do Porto, Porto, 2014.

PERES, M. R. **Remoção dos interferentes endócrinos 17 α -etinilestradiol, 17 α -estradiol e 4-nonilfenol por adsorção em carvão ativado em pó em água de abastecimento público**. 2011. 151 f. Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Civil)-Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PETROVIĆ, M.; et al. Liquid chromatography tandem mass spectrometry for the analysis of pharmaceutical residues in environmental samples: a review. **Journal of Chromatography A**, v. 1067, n. 1-2, p. 1-14, 2005.

PEZOTI, O.; et al. NaOH-activated carbon of high surface area produced from guava seeds as a high-efficiency adsorbent for amoxicillin removal: Kinetic, isotherm and thermodynamic studies. **Chemical Engineering Journal**, v. 288, n.10, p. 778-788, 2016.

PIZA, A. V. T. **Avaliação da capacidade adsortiva de carvões ativados para a remoção de diuron e hexazinona**. 2008. 103 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2008.

POULIOS, I.; TSACHPINIS, I. Photodegradation of the textile dye reactive black 5 in the presence of semiconducting oxides. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**. v. 74. p. 349-357, 1999.

PUGA, A.; et al. Prompt removal of antibiotic by adsorption/electro-Fenton degradation using an iron-doped perlite as heterogeneous catalyst. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 144, p. 100-110, 2020.

PUTRA, E.K.; et al. Performance of activated carbon and bentonite for adsorption of amoxicillin from wastewater: Mechanisms, isotherms and kinetics. **Water Research**, v. 43, n. 9, p. 2419–2430, 2009.

QUOCTUC, D.; et. al. Fate of antibiotics from hospital and domestic sources in a sewage network. **Science of the Total Environment.**, v. 575, p. 758–766, 2017.

RAD, L. R.; HARIRIAN, I.; DIVSAR, F. Comparison of adsorption and photo-Fenton processes for phenol and paracetamol removing from aqueous solutions: Single and binary systems. **Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, v. 136, n.10, p. 423–428, 2015.

RADOSEVIĆ N.; et al. Attitudes towards antimicrobial drugs among general population in Croatia, Fyrom, Greece, Hungary, Serbia and Slovenia. **Pharmacoepidemiol Drug Safety**, v. 18, n. 8, p.691-696, 2009.

RAHARDJO, A. K.; et al. Modified Ponorogo bentonite for the removal of ampicillin from wastewater. **Journal of hazardous materials**, v. 190, n. 1-3, p. 1001-1008, 2011.

RAHMAN, N.; KHAN, S. Circular dichroism spectroscopy: An efficient approach for the quantitation of ampicillin in presence of cloxacillin. **Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, v. 160, p. 26-33, 2016.

RAJENDRAN, H. K.; et al. Electrocatalytic removal of fluoroquinolones from simulated pharmaceutical effluent: Chemometric analysis, chemical blueprint of electrodes and generated sludge. **Environmental Research**, v. 195, p. 110844, 2021.

RAJESHWAR, K.; IBANEZ, J.G. **Fundamentals and application in pollution sensors and abatement**, São Diego, Academic Press, 1997. 776 p.

RAKIĆ, V.; et al. The adsorption of pharmaceutically active compounds from aqueous solutions onto activated carbons. **Journal of Hazardous Materials**, v. 282, p. 141–149, 2015.

RAMOS, P. H.; et. al. Produção e caracterização de carvão ativado produzido a partir do defeito preto, verde, ardido (PVA) do café. **Química Nova**, v. 32, n. 5, p. 1139-1143, 2009.

RANG, H. P.; et al. **Rang & dale farmacologia**. 5. Ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.

RAO, R.M. Production of granular activated carbons from select agricultural by-products and evaluation of their physical, chemical and adsorption properties. **Bioresource Technology**, v. 71, p. 113-123, 2000.

REICHERT, G.; et al. Emerging contaminants and antibiotic resistance in the different environmental matrices of Latin America. **Environmental Pollution**, v. 255, n.4 p. 113-140, 2019.

REINTHALER, F. F.; et al. Antibiotic resistance of E. coli in sewage and sludge. **Water Research**, v. 37, n. 8, p.1685-1690, 2003.

REIS FILHO, R.W.; BARREIRO, J.C. Fármacos ETEs e Corpos Hídricos. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.2, p. 54-61, 2007.

REIS, E. O.; et al. Occurrence, removal and seasonal variation of pharmaceuticals in Brazilian drinking water treatment plants. **Environmental Pollution**, v. 250, p. 773-781, 2019.

REIS, F. **Especial RDC 44/2010: antibióticos**. 2018. Disponível em: <https://pfarma.com.br/noticia-setor-farmaceutico/legislacao-farmaceutica/387-rdc-44-2010-antibioticos.html>. Acesso em: 04 set. 2020.

REUNGOAT, J.; et al. Ozonation and biological activated carbon filtration of wastewater treatment plant effluents. **Water research**, v. 46, n. 3, p. 863-872, 2012.

REUNGOAT, J.; et al. Removal of micropollutants and reduction of biological activity in a full-scale reclamation plant using ozonation and activated carbon filtration. **Water research**, v. 44, n. 2, p. 625-637, 2010.

RIBEIRO, M. C. M. **Avaliação da Possibilidade de Reuso de Efluentes Têxteis após Tratamento Complementar com Processos Oxidativos Avançados**. Dissertação Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG 126 (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG, Belo Horizonte, 2009.

RICHARDSON, S.D. Water analysis: emerging contaminants and current issues. **Analytical chemistry**, v. 81, n. 12, p. 4645-4677, 2009.

RIVERA-UTRILLA, J.; et al. Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. **A review. Chemosphere**, v. 93, n.7, p.1268-1287, 2013.

RIZZO, L.; et al. Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: a review. **Science of the total environment**, v. 447, p. 345-360, 2013.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. **Planejamento de experimentos e otimização de processos**. 3 ed. São Paulo: Cárita editora, 2014.

ROMANO, L.E.; et al. **Desenvolvimento de metodologia para determinação de diclofenaco em águas superficiais**. 2018. 47 fl. Dissertação (Mestrado em Ciências

Farmacêuticas) - Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel-PR, 2018.

ROSSIGNOLI, A.; CLAVENNA, A.; BONATI, M. Antibiotic prescription and prevalence rate in the outpatient pediatric population: analysis of surveys published during 2000–2005. **European journal of clinical pharmacology**, v. 63, n. 12, p. 1099-1106, 2007.

SAHAR, E.; et al. The use of RO to remove emerging micropollutants following CAS/UF or MBR treatment of municipal wastewater. **Desalination**, v. 273, n. 1, p. 142-147, 2011.

SÁNCHEZ, M.E.; et al. Effect of pyrolysis temperature on the composition of the oils obtained from sewage sludge. **Biomass and Bioenergy**, v.33, n.1, p.933-940, 2009.

SÁNCHEZ-POLO, M.; et al. Combination of ozone with activated carbon as an alternative to conventional advanced oxidation processes. **Ozone: Science and Engineering**, v. 28, n. 4, p. 237-245, 2006.

SÁNCHEZ-POLO, M.; et al. Removal of pharmaceutical compounds, nitroimidazoles, from waters by using the ozone/carbon system. **Water research**, v. 42, n. 15, p. 4163-4171, 2008.

SANCTIS, M.; et al. An innovative biofilter technology for reducing environmental spreading of emerging pollutants and odour emissions during municipal sewage treatment. **Science of The Total Environment**, v. 803, n.22, p. 149966, 2022.

SANTOS, F. F. P. DOS. **Produção de biodiesel assistida por ultra – som**. [s.l.] Universidade Federal do Ceará, 2009.

SANTOS, T.S. **Procedimentos responsáveis em relação ao descarte de medicamentos no ambiente doméstico**. 2014. 106 fl. Dissertação (Mestrado Profissional em Ensino em Ciências da Saúde e Meio Ambiente) - Fundação Oswaldo Aranha, Centro Universitário de Volta -----

SARMENTO, A. P.; et al. Sulfamethoxazole and trimethoprim degradation by Fenton and Fenton-like processes. **Water**, v. 12, n. 6, p. 1655, 2020.

SERRANO, D. ; et al. Removal of persistent pharmaceutical micropollutants from sewage by addition of PAC in a sequential membrane bioreactor. **Water research**, v. 45, n. 16, p. 5323-5333, 2011.

SHAD, M. F.; et al. Evaluating occurrence of contaminants of emerging concerns in MF/RO treatment of primary effluent for water reuse–pilot study. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 9, n. 4, p. 350-371, 2019.

SHAHRASHOUB, M.; BAKHTIARI, S. The efficiency of activated carbon/magnetite nanoparticles composites in copper removal: Industrial waste recovery, green synthesis,

characterization, and adsorption-desorption studies. **Microporous and Mesoporous Materials**, v. 311, p. 110-692, 2021.

SICILIANO, A.; et al. Amoxicillin in water: Insights into relative reactivity, byproduct formation, and toxicological interactions during chlorination. **Applied Sciences**, v. 11, n. 3, p. 1076, 2021.

SILVA, A. P. R. F. Descarte de medicamentos e seus impactos à saúde e meio ambiente. **Brazilian Journal of Surgery and Clinical Research – BJSCR**, v. 28, n.4, p.92-96, 2019.

SILVA, A. R.; et al. Detoxification of ciprofloxacin in an anaerobic bioprocess supplemented with magnetic carbon nanotubes: Contribution of adsorption and biodegradation mechanisms. **International journal of molecular sciences**, v. 22, n. 6, p. 2932, 2021.

SILVA, C.G.A.; COLLINS, C.H. Applications of High-Performance Liquid Chromatography for The Study of Emerging Organic Pollutants. **Química Nova**, v. 34, n. 4, p. 665–676, 2011.

SILVA, C. R.; et al. Ocorrência e degradação de quinolonas por processos oxidativos avançados. **Química Nova**, v. 37, n.3, p. 868-885, 2014.

SILVA, N. C. **Adsorção de antibióticos em meio aquoso utilizando diferentes adsorventes**. 2015. 98fl. Tese (Doutorado em Ciências dos Materiais) – Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2015.

SILVA, N. C. **Remoção de antibióticos da água por meio do processo de adsorção em carvão ativado**. 2012. 70fl. Dissertação (Mestrado em Química de Materiais) – Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2012.

SNYDER, S.A.; et al. Role of membranes and activated carbon in the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals. **Desalination**, v. 202, n. 1-3, p. 156-181, 2007.

SONG, P.; et al. Exploring the decentralized treatment of sulfamethoxazole-contained poultry wastewater through vertical-flow multi-soil-layering systems in rural communities. **Water Research**, v. 188, n.20, p. 116480, 2021.

SOUSA, K. S. **Remoção do analgésico paracetamol da água com a utilização de diferentes tipos de carvão ativado em pó**. 2019. 103 fl. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, Palmas-TO, 2019.

SOUSA, M. O. **Remoção do anti-inflamatório diclofenaco da água com a utilização de diferentes tipos de carvão ativado**. 2018.78 fl. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, Palmas-TO, 2018.

SOUZA, A. D. F. C.; et al. Remoção de amoxicilina da água utilizando carvão ativado de coco babaçu (*orbignya phalerata*). **Revista DAE**, São Paulo, ano 2020, v. 68, ed. 225, p. 193-202, 2020.

SOUZA, C. C.; et al. Estudo de propriedades físico-químicas na avaliação da adsorção em biocarvão produzido com folhas de amendoeira-da-praia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, p. 171-179, 2021.

SPÄTH, J.; et al. Biochar for the removal of detected micropollutants in South African domestic wastewater: a case study from a demonstration-scale decentralised wastewater treatment system in eThekweni. **Water SA**, v. 47, n. 4, p. 396–416-396–416, 2021.

SUAREZ, S.; et al. Fate and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in a conventional activated sludge treatment process. **Water Pollution X**, v. 135, p. 255-265, 2010.

SUSLICK, K. S. Mechanochemistry and sonochemistry: Concluding remarks. **Faraday Discussions**, v. 170, p. 411–422, 2014.

TAI, Y.; et al. Assessment of rhizosphere processes for removing water-borne macrolide antibiotics in constructed wetlands. **Plant and Soil**, v. 419, n. 1–2, p. 489–502, 2017.
Disponível em: <https://link-springer-com.ez6.periodicos.capes.gov.br/article/10.1007/s11104-017-3359-x>. Acesso em: 21 jul. 2020.

TAN, C.; et al. Photocatalytic degradation of sulfonamides in 4-phenoxyphenol-modified g-C₃N₄ composites: performance and mechanism. **Chemical Engineering Journal**, v. 421, p. 127864, 2021.

TEIXEIRA, D. C. **Avaliação da Remoção de Norfloxacino de Amostras Aquosas Utilizando a Ozonização**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG, Belo Horizonte, 2014.

THRANE, N.; et. al. A population-based study of antibiotic prescriptions for Danish children. *Pediatr. Journal of Infectious Diseases*, v. 18, p. 333-7, 1999.

TOMBOLA, R.; et al. Recycled corrugated wire hose cover as biological carriers for greywater treatment in a sequential batch biofilm reactor. **Journal of environmental management**, v. 240, p. 475-484, 2019.

TOMUL, F.; et al. Efficient removal of anti-inflammatory from solution by Fecontaining activated carbon: Adsorption kinetics, isotherms, and thermodynamics. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 238, n. October 2018, p. 296–306, 2019.

TÓTOLI, E. G. **Análise químico-farmacêutica de preparações injetáveis de ampicilina sódica**. 2013. 80 fl. Dissertação (Mestrado em Ciências Farmacêuticas) - Universidade Estadual Paulista, Paulista, 2013.

TRAN, N.H.; et al. Occurrence and removal of multiple classes of antibiotics and antimicrobial agents in biological wastewater treatment processes. **Water Research**, v. 104, p. 461-472, 2016.

ULLAH, S.; et al. Broad spectrum photocatalytic system based on BiVO₄ and NaYbF₄: Tm³⁺ upconversion particles for environmental remediation under UV-vis-NIR illumination. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 243, n.14, p. 121-135, 2019.

VALERIO FILHO, A.; et al. Optimization of cationic dye removal using a high surface area activated carbon from water treatment sludge. **Bulletin of Materials Science**, v. 44, p. 41, 2021.

VASSALLE, L.; et al. Bioremediation of emerging micropollutants in irrigation water. The alternative of microalgae-based treatments. **Journal of environmental management**, v. 274, p. 111081, 2020.

VIEGAS, R. M.C.; et al. Key factors for activated carbon adsorption of pharmaceutical compounds from wastewaters: A multivariate modelling approach. **Water**, v. 14, n. 2, p. 166, 2022.

VIJAYAKUMAR, E.; et al. Experimental investigation into the π -conjugated HT-g-C₃N₄/MoS₂ (X) evokes the electron transport in type-II heterojunction to achieve high photocatalytic antibiotic removal under visible-light irradiation. **Separation and Purification Technology**, v. 292, n.16, p. 121028, 2022.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2 ed. Belo Horizonte. SEGRAC, 1996. 243p.

WALLING C., KATO S. The Oxidation of alcohols by Fenton's reagent: effect of copper ion. **Journal of the American Chemical Society**, v.93, p.4275- 4283, 1971.

WANG, C.; et al. Cation exchange interaction between antibiotic ciprofloxacin and montmorillonite. **Journal of Hazardous Materials**, v. 183, n. 1-3, p. 309-314, 2010.

WANG, K. M.; et al. Efficient electrochemical generation of ferrate (VI) by iron coil anode imposed with square alternating current and treatment of antibiotics. **Journal of hazardous materials**, v. 384, n.10, p. 121458, 2020.

WANG, R.; et al. Occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes in WWTP effluent-receiving water bodies and reclaimed wastewater treatment plants. **Science of The Total Environment**, v. 796, n.11, p. 148919, 2021.

WANG, W.; et al. Effect of resin charged functional group, porosity, and chemical matrix on the long-term pharmaceutical removal mechanism by conventional ion exchange resins. **Chemosphere**, [s. l.], v. 160, n.10, p. 71-79, 2016.

WANG, Y.; et al. Removal of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) from municipal waste water with integrated membrane systems, MBR-RO/NF. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 2, p. 269, 2018.

WATKINSON, A. J.; MURBY, E. J.; COSTANZO, S. D. Removal of antibiotics in conventional and advanced wastewater treatment: implications for environmental discharge and wastewater recycling. **Water research**, v. 41, n. 18, p. 4164-4176, 2007.

WEI, Z.; et al. Electrophilicity index as a critical indicator for the biodegradation of the pharmaceuticals in aerobic activated sludge processes. **Water research**, v. 160, n.10, p. 10-17, 2019.

WESTERHOFF, P.; et al. Fate of Endocrine-Disruptor, Pharmaceutical, and Personal Care Product Chemicals during Simulated Drinking Water Treatment Processes. **Environmental Science & Technology**, v. 39, n. 17, p. 6649-6663, 2005.

WHO - World Health Organization. **Report on Surveillance of Antibiotic Consumption**. 2016-2018. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/277359/9789241514880-eng.pdf>. Acesso em: 14 jun. 2020.

WRIGHT, P. M., SEIPLE, I. B.; MYERS, A. G. The Evolving Role of Chemical Synthesis in Antibacterial Drug Discovery. **Angewandte Chemie International Edition**, v.53, p.8840 – 8869, 2014. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4536949/>. Acesso em: 31 ago. 2020.

YAN, R.; et al. Determination of the lower limits of antibiotic biodegradation and the fate of antibiotic resistant genes in activated sludge: Both nitrifying bacteria and heterotrophic bacteria matter. **Journal of Hazardous Materials**, v. 425, n.18, p. 127764, 2022.

YANG, H.; et al. Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. **Fuel**, [s. l.], v. 86, n. 12–13, p. 1781–1788, 2007.

YANG, W.; CICEK, N.; ILG, J. “State-of-the-Art of Membrane Bioreactors: Worldwide Research and Commercial Applications in North America”, **Journal of Membrane Science**, v. 270, pp. 201 – 211, 2006.

YASHAS, S. R.; et al. Designing bi-functional silver delafossite bridged graphene oxide interfaces: Insights into synthesis, characterization, photocatalysis and bactericidal efficiency. **Chemical Engineering Journal**, v. 426, n.9, p. 131729, 2021.

YOON, Y.; et al. Removal of endocrine disrupting compounds and pharmaceuticals by nanofiltration and ultrafiltration membranes. **Desalination**, v. 202, n. 1-3, p. 16-23, 2007.

YOON, Y.; et al. Nanofiltration and ultrafiltration of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals and personal care products. **Journal of Membrane Science**, v. 270, n. 1-2, p. 88-100, 2006.

YU, N.; et al. Impact of ampicillin on the nitrogen removal, microbial community and enzymatic activity of activated sludge. **Bioresource Technology**, v.272, p.337345, 2019.

YUAN, H.; et al. Influence of temperature on product distribution and biochar properties by municipal sludge pyrolysis. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v.2, n.1, p.1-5, 2013.

ZHENG, S. et al. Ozonation performance of WWTP secondary effluent of antibiotic manufacturing wastewater. **Chemosphere**, v. 81, n. 9, p. 1159-1163, 2010. ISSN 0045-6535. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653510009951> >.