

UFSCar - UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CCET – CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
DQ - DEPARTAMENTO DE QUÍMICA

Trabalho de Conclusão de Curso

Ester Alves Mion

Detecção eletroquímica de poluentes ambientais em águas residuárias:
Análise bibliográfica

SÃO CARLOS - SP

2025

**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS****DEPARTAMENTO DE QUÍMICA - DQ/CCET**

Rod. Washington Luís km 235 - SP-310, s/n - Bairro Monjolinho, São Carlos/SP, CEP 13565-905

Telefone: (16) 33518206 - <http://www.ufscar.br>

DP-TCC-FA nº 13/2025/DQ/CCET

Graduação: Defesa Pública de Trabalho de Conclusão de Curso**Folha Aprovação (GDP-TCC-FA)****FOLHA DE APROVAÇÃO****ESTER ALVES MION****DETECÇÃO ELETROQUÍMICA DE POLUENTES AMBIENTAIS EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS: ANÁLISE BIBLIOGRÁFICA****Trabalho de Conclusão de Curso****Universidade Federal de São Carlos – Campus São Carlos**

São Carlos, 13 de fevereiro de 2025

ASSINATURAS E CIÊNCIAS

Cargo/Função	Nome Completo
Orientador	Prof. Dr. Fernando Cruz de Moraes
Membro da Banca 1	Dr. Anderson Martin dos Santos
Membro da Banca 2	Dra. Maria Helena Alves Feitosa



Documento assinado eletronicamente por **Ricardo Samuel Schwab, Professor(a)**, em 18/02/2025, às 16:26, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufscar.br/autenticacao>, informando o código verificador **1751200** e o código CRC **2E7ECA84**.

Referência: Caso responda a este documento, indicar expressamente o Processo nº 23112.001933/2024-38

SEI nº 1751200

Modelo de Documento: Grad: Defesa TCC: Folha Aprovação, versão de 02/Agosto/2019

Ester Alves Mion

Detecção eletroquímica de poluentes ambientais em águas residuárias:
Análise bibliográfica

Trabalho de conclusão de curso
apresentado ao Departamento de Química
da Universidade Federal de São Carlos,
para obtenção do título de Bacharel em
Química

Orientador: Dr. Fernando Cruz de Moraes

SÃO CARLOS -SP

2025

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus pela minha vida, pela força e coragem que me sustentaram em cada passo desta caminhada.

Aos meus pais, Hozana Luíza e Antonio Mion, por todo amor, incentivo e por serem minha inspiração. Obrigada por sempre acreditarem em mim e nunca pouparem esforços para me oferecer aquilo que sonharam para vocês, mas que as adversidades da vida não os permitiram realizar. Sem vocês, nada disso seria possível. Aos meus irmãos, por estarem sempre ao meu lado, meu carinho e reconhecimento.

Ao Gabriel Nanartonis, *in memoriam*, cuja alegria e motivação me impulsionaram a persistir até o fim. Este trabalho é, também, parte dele.

À República Sinta a Liga, que se tornou casa e me mostrou que família também é onde escolhemos estar. Agradeço pelos momentos compartilhados, pelos sorrisos, pelas lágrimas e por todos os aprendizados ao longo desses anos. A elas eu dedico esse trabalho.

RESUMO

A contaminação ambiental por antibióticos é um problema crescente, com impactos negativos para os ecossistemas e a saúde pública, especialmente devido à disseminação da resistência antimicrobiana. Esses compostos, classificados como poluentes emergentes, são frequentemente encontrados em corpos hídricos e solos, resultantes da excreção de resíduos não metabolizados, da liberação por efluentes hospitalares e agroindustriais e do descarte inadequado de medicamentos. Diante da necessidade de monitoramento desses contaminantes, os sensores eletroquímicos têm se destacado como alternativa analítica eficiente, oferecendo sensibilidade, seletividade e rapidez na detecção de diferentes compostos. Nesta revisão, foram avaliados diferentes sensores eletroquímicos aplicados na detecção de amoxicilina, levofloxacino, cefalosporinas e tetraciclina, comparando desempenho, custo e aplicabilidade em diferentes matrizes ambientais. Os resultados demonstram que sensores baseados em nanomateriais, polímeros molecularmente impressos e óxidos metálicos apresentam alta eficiência na identificação desses compostos, podendo ser utilizados para monitoramento ambiental de forma acessível e sustentável. Os avanços no desenvolvimento de sensores eletroquímicos representam um passo significativo para o monitoramento eficiente de antibióticos no ambiente, reduzindo custos e impactos ambientais. Além disso, a implementação de políticas públicas rigorosas sobre o uso e descarte de antibióticos é essencial para minimizar a poluição e conter o avanço da resistência antimicrobiana. A combinação de diferentes abordagens analíticas e o desenvolvimento contínuo de novas tecnologias de detecção são fundamentais para enfrentar os desafios impostos pelos antibióticos como poluentes emergentes.

Palavras-chave: antibióticos, poluentes emergentes, sensores eletroquímicos.

ABSTRACT

Environmental contamination by antibiotics is a growing concern, with negative impacts on ecosystems and public health, particularly due to the spread of antimicrobial resistance. These compounds, classified as emerging pollutants, are frequently detected in water bodies and soils, resulting from the excretion of unmetabolized residues, the release of hospital and agro-industrial effluents, and the improper disposal of pharmaceuticals. Given the need for monitoring these contaminants, electrochemical sensors have emerged as an efficient analytical alternative, offering sensitivity, selectivity, and speed in the detection of different compounds. In this review, different electrochemical sensors applied to the detection of amoxicillin, levofloxacin, cephalosporins and tetracyclines were evaluated, comparing performance, cost and applicability in different environmental matrices. The results demonstrate that sensors based on nanomaterials, molecularly imprinted polymers, and metal oxides exhibit high efficiency in identifying these compounds, making them a viable and sustainable option for environmental monitoring. Advancements in the development of electrochemical sensors represent a significant step toward more efficient antibiotic monitoring, reducing costs and environmental impacts. Furthermore, the implementation of stringent public policies regarding the use and disposal of antibiotics is essential to minimize pollution and curb the spread of antimicrobial resistance. The combination of different analytical approaches and the continuous development of new detection technologies are crucial to addressing the challenges posed by antibiotics as emerging pollutants.

Keywords: antibiotics, emerging pollutants, electrochemical sensors.

LISTA DE ABREVIACES

AMX – Amoxicilina

ANA – Agência Nacional de águas e Saneamento Básico

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária

Au-BiNPs – Nanoprticulas de Ouro e Bismuto (Gold-Bismuth Nanoparticles)

CFTX – Cefatoxima

CNTs - nanotubos de carbono

CPE – Eletrodo de Pasta de Carbono (*Carbon Paste Electrode*)

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO – Demanda Bioquímica de Oxignio

FTO – Vidro Condutor Fluoretado (fluorine doped tin oxide)

GO – xido de Grafeno

GRA – Genes com Resistência a Antibioticos

HPLC – Cromatografia Líquida de Alta Eficiência

LC-MS/MS – Cromatografia Líquida acoplada  Espectrometria de Massas

LD – Limite de Detecção

LEV - Levofloxacino

LQ – Limite de Quantificação

MIP – Polímeros Molecularmente Impressos

MWCNT – Nanotubos de Carbono de Paredes Múltiplas

PANi – Polianilina

PE – Poluentes Emergentes

PET – Transferência de Elétrons Fotoinduzida (photoinduced electron transfer)

PtNPs – Nanoprticulas de Platina

rGO – xido de Grafeno Reduzido

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

THMS – Tipla Hélice

TCs - Tetraciclina

TiO₂ – Dióxido de Titânio

UV-vis – Ultravioleta-Visível

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fontes e vias potenciais de PEs e GRAs. (Adaptado de [10])	14
Figura 2 - Estrutura química da Amoxicilina [13]	15
Figura 3 - Estrutura química do Levofloxacino	17
Figura 4 - Estrutura química da Cefalosporina	18
Figura 5 - Estrutura química da Tetraciclina	19
Figura 6 - Esquema geral dos principais componentes de um sensor químico	21
Figura 7 - Representação esquemática do SPCE e TiO ₂ -1%Co adicionados por drop casting. (i) Fixação da máscara; (ii) Incorporação de tinta condutora; (iii) Etapa de modificação; (iv) WE modificado	23
Figura 8 - Caracterização morfológica da superfície do eletrodo. Imagens SEM obtidas de WE (A), (B), (C) antes e (D), (E), (F) após o processo de modificação ...	23
Figura 9 - (A) Experimentos de SWV na ausência e presença de diferentes concentrações de AMX preparadas em 0,10 mol L ⁻¹ PBS (pH = 7,0) usando SPCE. (B) Curva analítica para AMX. (C) Experimentos de SWV na ausência e presença de diferentes concentrações de AMX preparadas em 0,10 mol L ⁻¹ PBS (pH = 7,0) usando TiO ₂ -1%Co/SPCE. (D) Curva analítica para AMX.	24
Figura 10 - Micrografias SEM e espectros de EDX de WO ₃ dopado com Ni	26
Figura 11 - Influência da variação da concentração nas correntes de pico. Gráfico da variação da concentração de AML vs. valores de corrente de pico.	27
Figura 12 - Imagens de MEV/FEG dos compósitos ECC/SiO ₂ (a) ECC/SiO ₂ -SnO ₂ (b) ECC/SiO ₂ - Nb ₂ O ₅ (c) ECC/SiO ₂ -SnO ₂ -Nb ₂ O ₅ (d). Aumento de 500X	28
Figura 13 - Voltamogramas do pulso diferencial para os ECC/SiO ₂ -SnO ₂ , ECC/SiO ₂ -Nb ₂ O ₅ e ECC/SiO ₂ -SnO ₂ -Nb ₂ O ₅ na presença de [LEVO]= 1,23x10 ⁻⁴ mol L ⁻¹ em solução tampão BR, pH = 5,0, amplitude de pulso = 140 mV, ν = 40 mVs ⁻¹	29

Figura 14 - (A) Voltamogramas de onda quadrada referente às concentrações de levofloxacina na faixa de 17 a 70 $\mu\text{mol L}^{-1}$, utilizando eletrodo modificado com OGR, tampão BR (0,04 mol L⁻¹, pH 6) (B) Estudo de repetibilidade do sensor desenvolvido utilizando uma concentração de levofloxacina de 50 $\mu\text{mol L}^{-1}$, tampão BR (0,04 mol L⁻¹, pH 6). Condições instrumentais: tempo de acumulação 60 s, amplitude de pulso 70 mV, frequência 10 Hz e incremento de potencial 7 mV.....29

Figura 15 - A mudança na corrente de pico (%SS) e no potencial de pico (j DEj) na presença de LEVX e outros antibióticos. A concentração de cada antibiótico foi de 1 mM. Esses resultados foram obtidos de CV a uma taxa de varredura de 50 mV s⁻¹ 31

Figura 16 - Voltametria Cíclica do sensor registrados a 50 mV s⁻¹ na ausência e presença de diferentes concentrações de LEVX em 50% de urina com 5 mM Fe(III) (A). Curvas de calibração mostrando a mudança na corrente de pico (%SS) e no potencial de pico (jDEj) (inserção) com o aumento da concentração de LEVX em Voltametria Cíclica31

Figura 17 - Micrografias de microscopia eletrônica de varredura de (a) CPE e (b) Au-BiNPs/CPE32

Figura 18 - Padrões de EDX (c) e XRD (d) de Au-BiNPs/CPE.....33

Figura 19 - Funções do eletrodo em soluções de cefazolina para (1) sensor não modificado e sensores modificados com polianilina usando (2) método 2 e (3) método 1 (EAC, Ag(Cef)₂ . TDA).....34

Figura 20 - Imagem de microscopia eletrônica de varredura referente à morfologia e distribuição de nanotubos de carbono e nanopartículas de ouro, com ampliação de 50.000x (A) e 100.000x (B)35

Figura 21 - Curvas analíticas construídas utilizando os amperogramas obtidos em 0,74 V com os eletrodos modificados e sem modificação em solução tampão fosfato 0,1 M PBS pH 7.0 contendo concentrações crescentes de cefadroxila na faixa de 2,0 μM a 60 μM36

Figura 22 - Biossensor colorimétrico para detecção de tetraciclina baseado em AuNPs e interruptor molecular de tripla hélice39

Figura 23 - Curvas analíticas para o EGPU, EGPU-MIP-TC e EGPU-NIP, usando o pico de oxidação em + 0,9 V (vs. SCE), com destaque para os voltamogramas obtidos para o EGPU- MIP-TC40

SUMÁRIO

1. Apresentação da problemática ambiental	12
1.1. Poluentes emergentes	13
1.2. Antibióticos como poluentes emergentes	14
1.2.1. Amoxicilina	14
1.2.2. Levofloxacino	17
1.2.3. Cefalosporina	18
1.2.4. Tetraciclina	18
1.3. Métodos padrão para análise de antibióticos em amostras ambientais	19
1.3.1. Métodos Cromatográficos	19
1.3.2. Métodos Eletroanalíticos	20
2. Análise da bibliografia	22
2.1 Amoxicilina	22
2.2 Levofloxacino	27
2.3 Cefalosporina	32
2.4 Tetraciclina	37
3 – Considerações finais	41
4 - Referências Bibliográficas	43

1. Apresentação da problemática ambiental

A água é um recurso essencial à vida e à manutenção dos ecossistemas. Apesar de cobrir cerca de 70% da superfície do planeta, apenas uma pequena fração dela está disponível como água doce adequada para consumo humano. Esse recurso enfrenta tendências crescentes devido à poluição, ao crescimento populacional e ao manejo inadequado. A combinação desses fatores tem resultado em desafios significativos, como escassez hídrica e contaminação por emissões emergentes [1].

A maior parte da água doce existente é imprópria para o uso humano ou está em locais de difícil acesso, impossibilitando sua extração para utilização. Do total de água que temos no planeta, 97,5 % encontra-se na forma de água salgada enquanto os 2,5% restantes, embora doces, são armazenados principalmente em aquíferos costeiros ou em geleiras.

O aumento populacional e a urbanização acelerada têm multiplicado a demanda por água, enquanto o manejo insustentável dos recursos hídricos tem levado à gestão ambiental. Além disso, as mudanças climáticas exacerbam os extremos hídricos, como secas prolongadas e inundações severas, impactando diretamente a disponibilidade e a qualidade da água [2].

Atualmente, no Brasil, Instituições como a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) e o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), ambos vinculados ao Ministério do Meio Ambiente, desempenham papéis cruciais na regulação e proteção da qualidade da água. Essas entidades são responsáveis por estabelecer e monitorar normativas e resoluções que regulam a gestão dos recursos hídricos e o controle de poluentes, garantindo a preservação do meio ambiente e a segurança hídrica da população [3].

Dados mais recentes de 2022 do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, coletados em 92,5% dos municípios brasileiros mostram que somente um pouco mais da metade (52,2%) dos esgotos do país é coletado e tratado, enquanto todo o restante (47,8%) é despejado diretamente na natureza [4].

A prestação insuficiente dos serviços de esgotamento sanitário no Brasil tem resultado em uma grande parte dos esgotos sendo descartados sem tratamento adequado e sem destino apropriado. Essa situação constitui um importante fator de disseminação de doenças e degradação ambiental, causando a contaminação do solo e dos recursos hídricos em escala global [5].

O despejo de esgotos não tratados, frequentemente lançados diretamente nos corpos d'água, prejudica a qualidade dos recursos hídricos, especialmente nas proximidades de áreas urbanas, o que pode inviabilizar seu uso para abastecimento e consumo humano. Além disso, essa prática gera sérios impactos à saúde pública e compromete o equilíbrio ambiental [6].

A Resolução CONAMA nº 430/2011, que complementa e altera a Resolução nº 357/2005, estabelece padrões para o lançamento de efluentes em corpos d'água, incluindo a exigência de uma remoção mínima de 60 % de demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Apesar dos avanços no tratamento de esgoto, o Relatório de

Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2021, da ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico), indica que o déficit de coleta e de tratamento de esgotos nos municípios brasileiros resulta em despejos inadequados que comprometem a qualidade da água e o meio ambiente [7].

1.1. - *Poluentes emergentes*

Poluentes emergentes, também conhecidos como micropoluentes, são compostos químicos orgânicos ou inorgânicos encontrados no ambiente em concentrações muito baixas, geralmente na faixa de microgramas por litro ($\mu\text{g/L}$) ou até nanogramas por litro (ng/L). Apesar dessas baixas concentrações, eles apresentam um alto potencial de impacto ambiental e riscos à saúde humana devido à sua persistência e à ineficiência dos sistemas convencionais de tratamento em removê-los [8].

A lista de compostos que se enquadram como um poluente emergente é extensa e continua a se expandir constantemente [9]. Eles incluem compostos como microplásticos, nanomateriais projetados, produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais, detergentes, pesticidas e outros produtos orgânicos [10], como apresentado na Figura 1. Estas substâncias são consideradas emergentes devido à sua detecção recente e ao potencial de impacto adverso ainda não completamente regulado. Ao contrário dos poluentes convencionais, que geralmente são liberados em grandes quantidades por fontes pontuais, como fábricas ou veículos, os micropoluentes têm origem em diversas fontes difusas, o que torna seu controle mais desafiador [11].

Entre esses micropoluentes encontram-se compostos que afetam diretamente a saúde humana, podendo causar intoxicações, desregulação endócrina e câncer [9]. No ambiente, os efeitos tóxicos dos poluentes emergentes são amplos e preocupantes. Eles incluem a contaminação de solos e águas, com consequente redução da biodiversidade em ecossistemas aquáticos, e a bioacumulação em cadeias alimentares, que afeta organismos em todos os níveis tróficos. Adicionalmente, compostos como antimicrobianos contribuem para a proliferação de bactérias resistentes, dificultando o controle de doenças infecciosas. Além disso, o acúmulo de pesticidas e resíduos farmacêuticos também pode causar alterações comportamentais, reprodutivas e até mortandade em espécies aquáticas, comprometendo a funcionalidade dos ecossistemas [11].

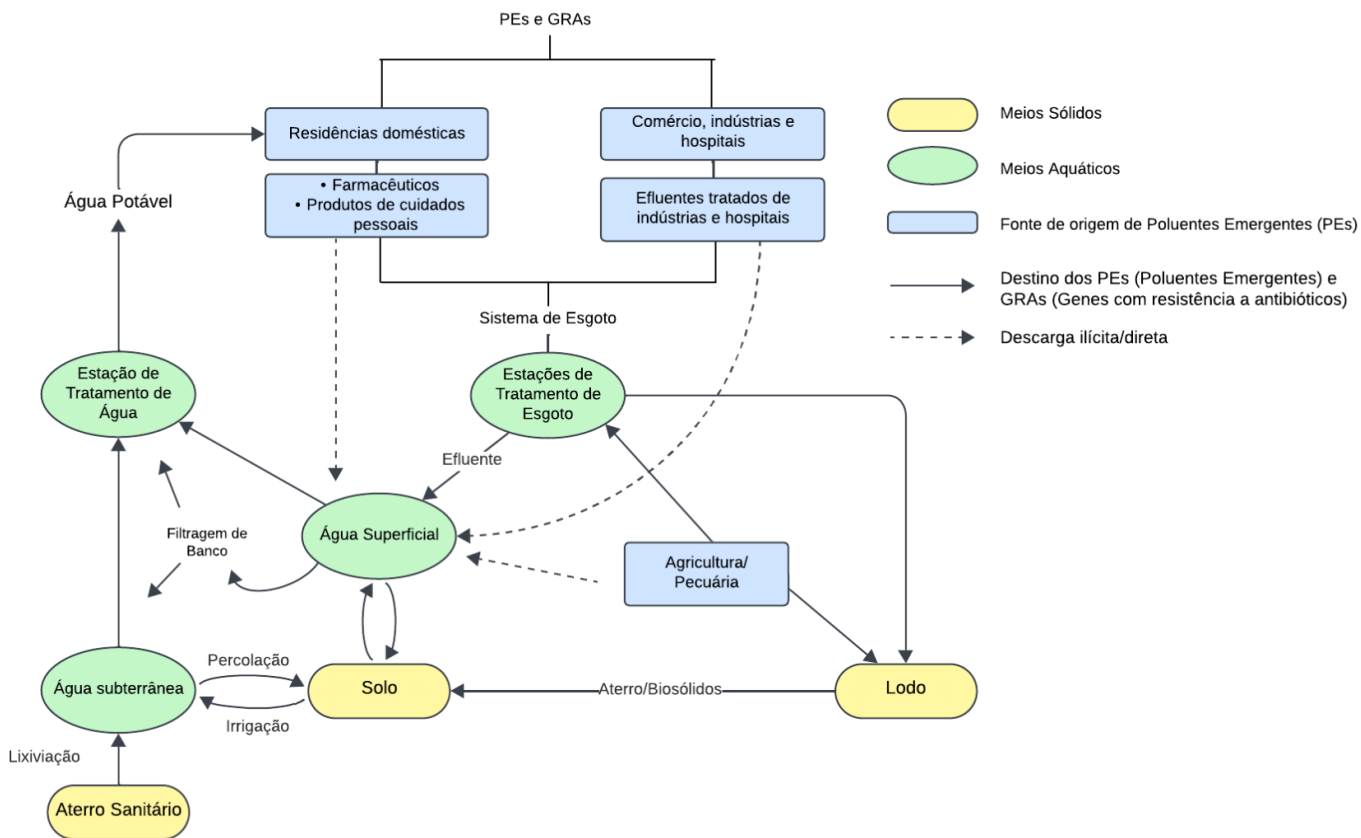


Figura 1 - Fontes e vias potenciais de PEs e GRAs. (Adaptado de [10])

1.2. – Antibióticos como poluentes emergentes

Cerca de 90% dos antibióticos consumidos não são metabolizados pelos organismos, sendo excretados no ambiente em sua forma ativa. Os compostos originais desses medicamentos, assim como seus metabólitos, possuem estabilidade suficiente para resistir aos processos de tratamento de águas residuais, mesmo sendo diluídos em mais de um milhão de vezes em relação às concentrações presentes no corpo humano [11]. A liberação contínua de antibióticos de diversas formas nos corpos d'água promove a disseminação de genes de resistência antimicrobiana, que podem ser transferidos horizontalmente entre bactérias presentes no ambiente, ameaçando a saúde pública e a segurança ambiental. Esses efeitos evidenciam o impacto profundo desses poluentes emergentes, não apenas no equilíbrio ecológico, mas também na saúde global [11].

1.2.1. – Amoxicilina

Dentre a grande gama de antibióticos utilizados na saúde humana e animal destaca-se a amoxicilina (AMX). A AMX é um antibiótico pertencente à classe das β -

lactamas, é amplamente utilizada para tratar infecções bacterianas tanto em humanos quanto em animais. Sua estrutura química é caracterizada pela presença do anel β -lactâmico, como visto na Figura 2, responsável por inibir a síntese da parede celular bacteriana, levando à morte das bactérias [12].

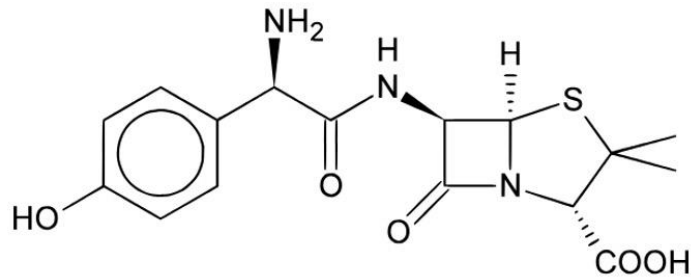


Figura 2 - Estrutura química da Amoxicilina [13]

Esse mecanismo torna a amoxicilina eficaz contra uma ampla variedade de bactérias gram-positivas e algumas gram-negativas. [13] Em humanos, é frequentemente utilizada no tratamento de infecções respiratórias, infecções no trato urinário, faringite, doenças gastrointestinais, infecções bacterianas da pele e amigdalite, além de ser empregada na profilaxia de endocardite bacteriana durante procedimentos médicos [14]

Já na medicina veterinária é usada para tratar e prevenir infecções bacterianas em uma variedade de espécies animais. Sua administração pode ser realizada por meio de injeção, ingestão oral, ou aplicação tópica. Além disso, é empregada em infusões intramamárias e intrauterinas, sendo uma escolha comum devido à sua alta absorção em comparação com outros antibióticos β -lactâmicos [15].

A toxicidade da amoxicilina está relacionada à sua capacidade de interferir nos processos metabólicos e biológicos de organismos não-alvo. Como antibiótico de amplo espectro, ela apresenta mecanismos de toxicidade que incluem efeitos estruturais relacionados à sua composição química e interações indesejadas com biomoléculas. Seus resíduos em produtos de origem animal, como leite, carne e ovos, representam um risco significativo para a saúde humana. A ingestão passiva desses resíduos pode levar a reações imunológicas adversas, como alergias, além de contribuir para o desenvolvimento de resistência antimicrobiana. Em animais, a bioacumulação desse antibiótico pode causar desequilíbrios metabólicos e reduzir a eficácia de tratamentos futuros devido à exposição crônica. [14]

Apesar da dose máxima recomendada de amoxicilina possa chegar a 4000 mg por dia, uma parte do medicamento é excretada em sua forma original na urina [14].

Esse processo de eliminação incompleta, aliado ao uso inadequado de antibióticos, contribui significativamente para o desenvolvimento de resistência bacteriana, que, nos últimos anos, tem se tornado uma preocupação global já que permanecem tanto nos produtos de origem animal quanto em fluidos biológicos [16].

A presença de amoxicilina no ambiente tem impactos significativos sobre a saúde humana e a fauna, além de gerar efeitos ecotóxicos relevantes. Estudos destacam que resíduos desse antibiótico podem induzir toxicidade celular e mutações genéticas em organismos expostos, especialmente devido à formação de subprodutos durante sua degradação [17].

A toxicidade aguda foi observada em ensaios utilizando *Artemia salina* em 2008, com valores de DL50 (Dose Letal mediana) de 70% para resíduos tratados com reagente de Fenton. Além disso, efeitos genotóxicos foram detectados em *Allium cepa*, onde resíduos de amoxicilina alteraram o ciclo celular mitótico, evidenciando seu potencial mutagênico e genotóxico [18].

Por mais que são reportados os efeitos nocivos da AMX no meio ambiente, podemos considerar este antibiótico como um poluente emergente. De forma geral, tanto a amoxicilina como outros antibióticos, chegam ao ambiente por diversas vias, como efluentes industriais, hospitalares, pecuários, agrícolas e domésticos. Embora algumas dessas substâncias possam ser degradadas ou removidas por processos naturais ou artificiais, muitas não são suscetíveis a essas técnicas. [12]

Usando como exemplo a amoxicilina, sua principal via de entrada no meio ambiente é a excreção humana e animal. Estudos mostram que entre 60% e 86% da dose administrada desse antibiótico é eliminada de forma inalterada na urina e nas fezes, principalmente nas primeiras 6 horas após a administração, o que contribui para sua presença contínua em sistemas de esgoto [14]. Essa alta taxa de excreção, associada à baixa biodegradabilidade do composto, permite sua persistência nos efluentes, mesmo após tratamentos convencionais [19].

O descarte inadequado de medicamentos é outra fonte significativa de contaminação ambiental. Muitas vezes, resíduos de amoxicilina são descartados diretamente em pias, vasos sanitários ou lixos comuns, acabando por alcançar aterros sanitários. Esses resíduos podem ser lixiviados, atingindo o lençol freático e contaminando corpos d'água superficiais [18].

A utilização da amoxicilina na medicina veterinária, especialmente em criações intensivas de animais como suínos, aves e peixes, também contribui

significativamente para sua entrada no meio ambiente. Resíduos de antibióticos presentes em esterco ou lodo de estações de tratamento de esgoto são frequentemente aplicados como fertilizantes em solos agrícolas, o que promove a contaminação ambiental por meio do escoamento superficial e infiltração no solo. Em áreas de aquicultura, a liberação direta em tanques também representa uma fonte concentrada de contaminação [18].

1.2.2. Levofloxacino

O levofloxacino é um antibiótico pertencente à classe das fluoroquinolonas, apresentando atividade contra uma ampla gama de bactérias Gram-positivas e Gram-negativas, tanto aeróbicas quanto anaeróbicas. Sua estrutura química é caracterizada pela presença de um núcleo quinolônico, contendo um duplo anel, um nitrogênio na posição 1, um grupo carboxila na posição 3 e uma carbonila na posição 4, atributos que conferem suas propriedades antimicrobianas. [20]

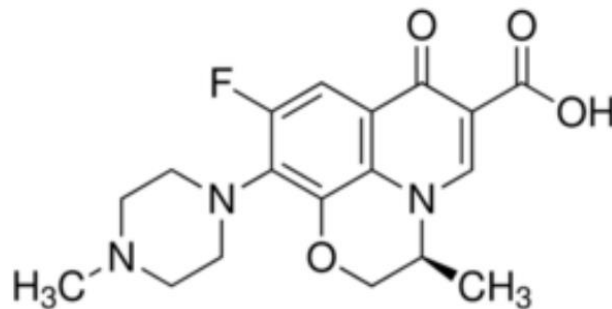


Figura 3 - Estrutura química do Levofloxacino

Em relação ao metabolismo, estima-se que cerca de 80% do levofloxacino administrado seja excretado inalterado na urina em um período de até 48 horas após a ingestão. Essa alta taxa de excreção implica na presença considerável do fármaco nos efluentes urbanos e corpos d'água, representando um risco para o ambiente aquático e favorecendo a disseminação da resistência bacteriana. [21]

O impacto ambiental do levofloxacino se deve à sua alta estabilidade química e resistência à degradação, permitindo sua persistência no meio ambiente e potencial acúmulo em organismos aquáticos. [9]

1.2.3. Cefalosporina

As cefalosporinas são antibióticos da classe dos β -lactâmicos, assim como as penicilinas, diferenciando-se pela presença de um anel di-hidrotiazínico ligado à estrutura β -lactâmica. Essa modificação confere maior resistência à degradação por β -lactamases, tornando-as mais eficazes contra um amplo espectro de bactérias. [22]

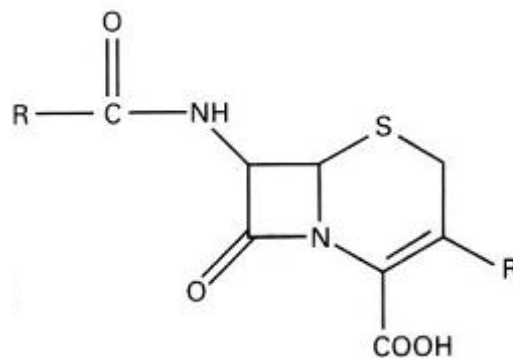


Figura 4 - Estrutura química da Cefalosporina

Atualmente, as cefalosporinas são classificadas em cinco gerações, de acordo com sua atividade antibacteriana. De maneira geral, conforme se avança para gerações mais recentes, há maior eficiência contra bactérias Gram-negativas e menor ação contra Gram-positivas. [23]

Além do uso clínico, a presença de resíduos de cefalosporinas em alimentos de origem animal e meio ambiente também é uma preocupação global. [15]

1.2.4. Tetraciclina

As tetraciclinas representam um grupo de antibióticos de amplo espectro, amplamente utilizados no tratamento de infecções bacterianas tanto em medicina humana quanto veterinária. Devido à sua eficácia antimicrobiana e baixo custo, são também empregadas na produção animal para promover o crescimento e melhorar a eficiência alimentar

concentrações e analisar múltiplos compostos simultaneamente. Essas técnicas destacam-se pela eficiência na separação e identificação de moléculas complexas, apresentando limites de detecção reduzidos, excelente reprodutibilidade e ampla aplicabilidade em amostras de água, solo e efluentes industriais [25].

Os métodos cromatográficos, especialmente a Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (HPLC) e a Cromatografia Líquida Acoplada à Espectrometria de Massas (LC-MS/MS), são amplamente utilizados para a identificação e quantificação de antibióticos em matrizes ambientais. Essas técnicas oferecem alta sensibilidade, precisão e especificidade, sendo capazes de detectar compostos em concentrações extremamente baixas, frequentemente na faixa de nanogramas por litro (ng/L) [26].

O HPLC, combinado com diferentes tipos de detectores, como UV-vis ou fluorescência, é amplamente utilizado para monitorar antibióticos em águas residuais, efluentes industriais e corpos d'água. Os antibióticos são separados em colunas de fase reversa, como as colunas C18, que garantem alta eficiência de separação devido às interações hidrofóbicas entre os compostos e o material da coluna. O uso de fases móveis, compostas por misturas de solventes como acetonitrila e água, permite ajustar as condições de eluição para otimizar a resolução dos picos analíticos [25].

Todavia, apesar da sensibilidade, seletividade e capacidade para análise multirresíduos, dos métodos cromatográficos, estes apresentam limitações significativas. Primeiramente, o custo elevado dos equipamentos e reagentes utilizados, como colunas de fase reversa e fases móveis à base de acetonitrila ou metanol, é uma barreira para laboratórios com recursos limitados [25]. Além disso, esses métodos requerem etapas extensas de preparo de amostras, como extração e purificação, que aumentam o tempo de análise e potencializam erros analíticos [27].

1.3.2. – Métodos Eletroanalíticos

No contexto citado anteriormente, os métodos eletroanalíticos, baseados em sensores eletroquímicos emergem como alternativas promissoras devido à sua simplicidade, custo reduzido e portabilidade.

Os sensores eletroquímicos são dispositivos analíticos baseados na conversão de uma interação química em um sinal elétrico mensurável. Seu funcionamento é fundamentado na resposta eletroquímica de um analito quando submetido a uma superfície condutora, geralmente um eletrodo modificado, onde ocorre a oxidação ou

redução da substância de interesse. Essa conversão pode ser detectada por meio de diferentes técnicas eletroquímicas, como voltametria, amperometria e espectroscopia de impedância eletroquímica, permitindo a identificação e quantificação do analito em solução. Esses sensores são amplamente utilizados na detecção de contaminantes ambientais, biomoléculas e fármacos devido à sua alta sensibilidade e seletividade. [28]

A estrutura básica de um sensor eletroquímico é composta por três elementos principais: o receptor, responsável pela interação seletiva com o analito; o transdutor, que converte a resposta química em um sinal elétrico mensurável; e o sistema de processamento, que amplifica e interpreta os dados gerados. O desempenho desses sensores depende da modificação da superfície do eletrodo, que pode incluir o uso de nanomateriais, polímeros impressos molecularmente e metais dopados, melhorando a seletividade e estabilidade da detecção. Além disso, a escolha do eletrólito e das condições experimentais pode influenciar significativamente a resposta do sensor. [28]



Figura 6 - Esquema geral dos principais componentes de um sensor químico

Os sensores eletroquímicos apresentam diversas vantagens em relação a outros métodos analíticos, como a rapidez na obtenção dos resultados, a possibilidade de miniaturização e portabilidade, e o baixo custo operacional. Além disso, esses dispositivos permitem análises diretas sem a necessidade de preparo extensivo da amostra, tornando-se ideais para aplicações em tempo real e monitoramento contínuo. No entanto, desafios como a estabilidade a longo prazo e possíveis interferências de compostos presentes na matriz da amostra ainda são aspectos a serem aprimorados para garantir maior reprodutibilidade e confiabilidade dos resultados. [28]

Dentre os diversos sensores utilizados na análise ambiental busca-se sempre dispositivos que consigam aumentar a seletividade na detecção de antibióticos.

Espera-se que esses sensores sejam menos suscetíveis às interferências da matriz e consigam atingir baixos valores de limites de detecção que são comparáveis aos métodos cromatográficos em muitos casos [27].

Enquanto os métodos cromatográficos permanecem como padrão-ouro para análises precisas e abrangentes, os métodos eletroanalíticos representam uma alternativa viável para situações em que simplicidade, portabilidade e custo-benefício são prioridades. A escolha entre os dois métodos depende, portanto, das necessidades específicas de cada aplicação, como o tipo de amostra, os recursos disponíveis e os requisitos de precisão analítica. Em muitos casos, a combinação dessas tecnologias pode proporcionar o equilíbrio ideal entre sensibilidade, seletividade e praticidade.

2. Análise da bibliografia

Considerando a contaminação ambiental gerada pelos antibióticos e controle de qualidade de fármacos, nesta seção será realizada uma análise bibliográfica focando na determinação eletroanalítica de diferentes tipos de antibióticos.

2.1 - Amoxicilina

Em 2023, Souza *et al.* [29] desenvolveram um método utilizando eletrodos impressos de carbono modificados com nanocristais de dióxido de titânio dopado com cobalto (TiO_2 -1% Co), que foi aplicado na detecção de amoxicilina (AMX). Os sensores impressos descartáveis foram desenvolvidos com a técnica de impressão em estêncil e apresentou alta sensibilidade e seletividade na análise de amostras farmacêutica contendo amoxicilina, como mostrado na Figura 7 a seguir:

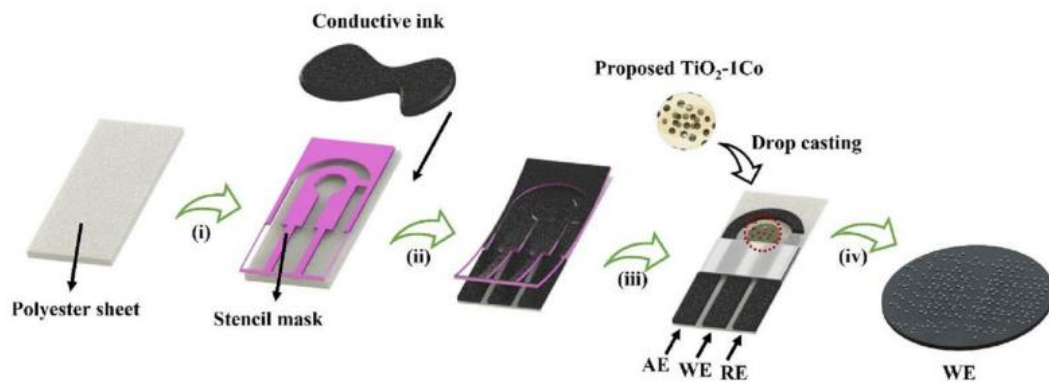


Figura 7 - Representação esquemática do SPCE e $\text{TiO}_2\text{-1\%Co}$ adicionados por drop casting. (i) Fixação da máscara; (ii) Incorporação de tinta condutora; (iii) Etapa de modificação; (iv) WE modificado

Quando observada por microscopia eletrônica de varredura (MEV) dos eletrodos de carbono impressos por estêncil, temos a Figura 8 onde as Figuras A, B e C que exibem a superfície do eletrodo antes da modificação, onde se observa a presença de flocos de grafite bem distribuídos, indicando uma morfologia homogênea e adequada para posterior funcionalização. [29]

Já as Figuras D, E e F mostram a superfície do eletrodo após a modificação, evidenciando a deposição eficiente dos nanocristais de dióxido de titânio dopados com cobalto ($\text{TiO}_2\text{-Co}$). A caracterização revela uma distribuição uniforme dos nanomateriais sobre o eletrodo de trabalho (WE), o que sugere uma maior área eletroativa e potencial aprimoramento das propriedades eletroquímicas do sensor. Esses resultados confirmam o sucesso do processo de modificação, essencial para otimizar a resposta do sensor nas análises eletroquímicas. [29]

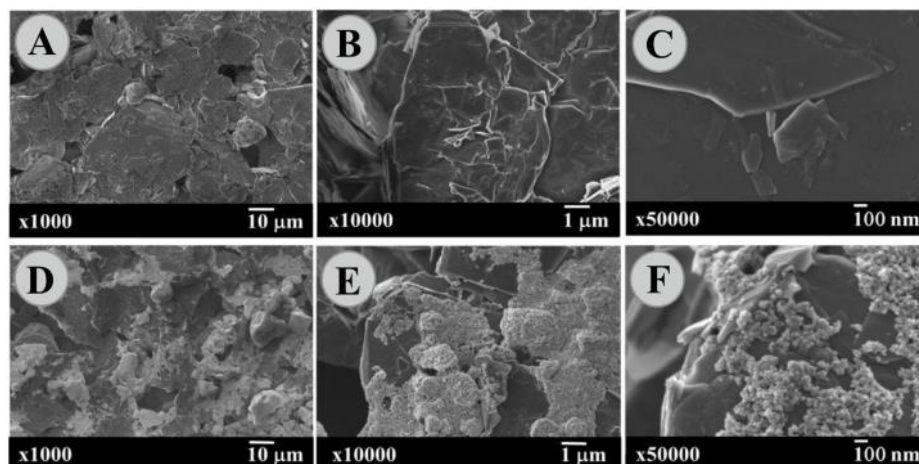


Figura 8 - Caracterização morfológica da superfície do eletrodo. Imagens SEM obtidas de WE (A), (B), (C) antes e (D), (E), (F) após o processo de modificação

Para avaliar o desempenho analítico na determinação da AMX, foram construídas curvas analíticas para o SPCE e para o $\text{TiO}_2\text{-1\%Co/SPCE}$, utilizando diferentes concentrações de AMX em pH 7,0 (Figura 9). [29]

Os resultados mostraram que o SPCE convencional apresentou um limite de detecção (LOD) de $11,1 \mu\text{mol L}^{-1}$, enquanto o eletrodo modificado ($\text{TiO}_2\text{-1\%Co/SPCE}$) reduziu esse valor para $5,8 \mu\text{mol L}^{-1}$, proporcionando uma detectabilidade 92% maior. Essa melhoria pode ser atribuída ao aumento da área eletroativa e à menor resistência do material modificado, resultando em melhor sensibilidade do sensor. [29]

Além do alto desempenho analítico, o sensor desenvolvido se destaca por ser descartável, de baixo custo (~90 cents por unidade) e de fácil fabricação. A modificação com $\text{TiO}_2\text{-1\%Co}$ conferiu ao eletrodo baixa interferência (<5%), excelente reprodutibilidade e repetibilidade, tornando-o uma alternativa promissora para a detecção rápida e acessível de amoxicilina. [29]

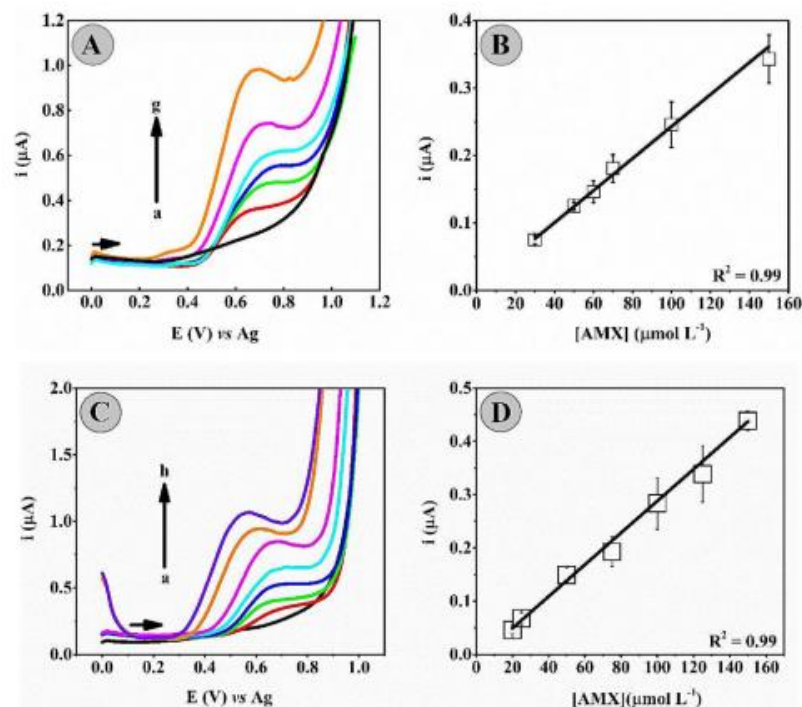
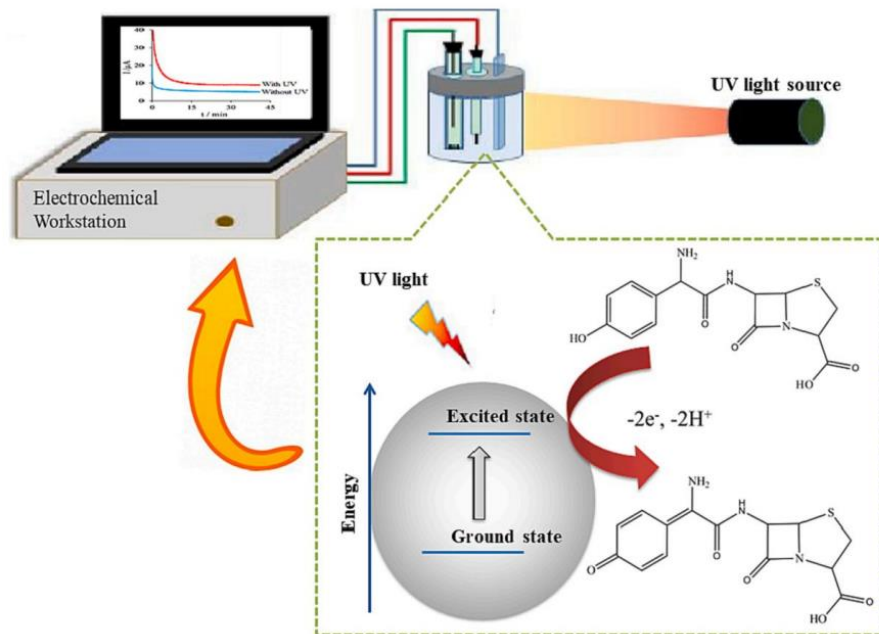


Figura 9 - (A) Experimentos de SWV na ausência e presença de diferentes concentrações de AMX preparadas em $0,10 \text{ mol L}^{-1}$ PBS (pH = 7,0) usando SPCE. (B) Curva analítica para AMX. (C) Experimentos de SWV na ausência e presença de diferentes concentrações de AMX preparadas em $0,10 \text{ mol L}^{-1}$ PBS (pH = 7,0) usando $\text{TiO}_2\text{-1\%Co/SPCE}$. (D) Curva analítica para AMX.

Em 2023, Chhaibi *et al.* [30] reportaram novo método para determinação de AMX baseado em um sistema que utiliza transferência de elétrons fotoinduzida (PET)

em um eletrodo de pasta de carbono (CPE). Neste sistema, a molécula de amoxicilina foi ativada por luz UV e os autores observaram que este processo aumentava sua reatividade eletroquímica devido à excitação eletrônica das moléculas do antibiótico, tornando-as mais suscetíveis à oxidação na superfície do eletrodo (Esquema 1). [30]



Esquema 1 - Análise de AMX em CPE sob irradiação UV

Após a otimização dos parâmetros experimentais, o método foi aplicado à determinação de AMX em amostras reais, incluindo água da torneira e águas residuais, utilizando a técnica de voltametria de pulso diferencial (DPV).

Os voltamogramas de pulso diferencial e as respostas cronoamperométricas da AMX foram analisados com e sem irradiação UV. Na ausência de luz, observou-se um pico de oxidação em 0,62 V, atribuído à oxidação do grupo hidroxila (OH) presente nos sítios fenólicos da AMX. No entanto, os voltamogramas não apresentaram uma corrente faradaica significativa, indicando uma resposta eletroquímica limitada. [30]

Sob fotoirradiação UV, houve um aumento expressivo na corrente de oxidação, demonstrando que a excitação das moléculas de AMX favoreceu sua reatividade eletroquímica. Para confirmar esses achados, foram registradas as respostas cronoamperométricas, que corroboraram a intensificação da oxidação eletroquímica induzida pela luz ultravioleta. [30]

O método desenvolvido apresentou um limite de detecção (LOD) de $7,86 \times 10^{-7}$ mol/L, evidenciando a alta sensibilidade da abordagem proposta para a determinação de AMX em amostras ambientais (como água potável e efluentes). [30]

Malode, *et al.* Nos trouxe outro exemplo que destaca um sensor baseado em eletrodo de carbono modificado com óxido de tungstênio dopado com níquel (Ni-WO₃). A Figura 2 apresenta a morfologia superficial do WO₃ dopado com níquel sintetizado em diferentes dimensões. As imagens evidenciam estruturas granulares finas, aglomerados e uma distribuição uniforme dos grãos nos depósitos. O tamanho médio dos grãos foi estimado entre 50 nm e 200 nm, com fronteiras bem definidas entre as partículas. [31]

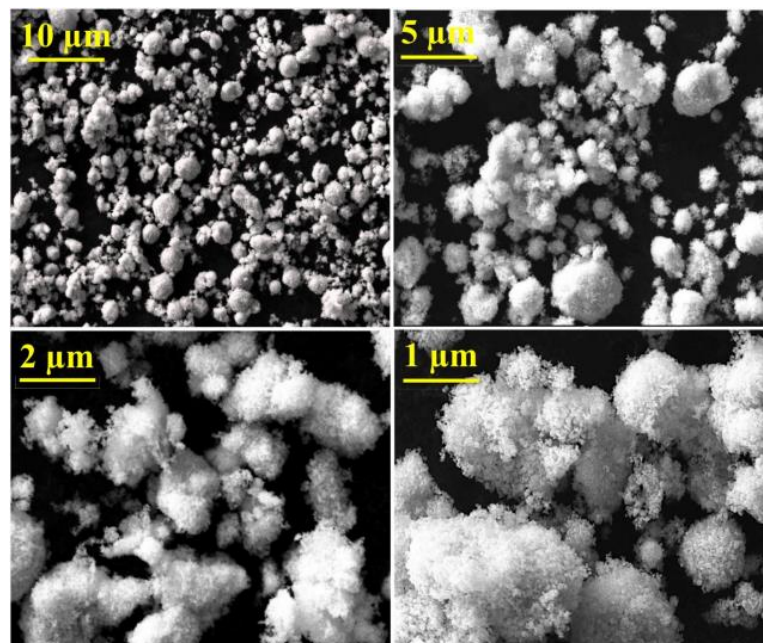


Figura 10 - Micrografias SEM e espectros de EDX de WO₃ dopado com Ni

A análise por EDX confirmou a presença de uma estrutura esférica rica em WO₃, além da expansão globular dos depósitos. O revestimento apresentou aumento na rugosidade superficial e um maior número de aglomerações, atribuídos à deposição metálica e à redução da concentração de partículas na matriz. Esses fatores podem influenciar as propriedades eletroquímicas do material, tornando-o um candidato promissor para aplicações em sensores e dispositivos optoeletrônicos. [31]

A técnica de voltametria de onda quadrada (SWV) foi utilizada para a quantificação de AML no eletrodo de tungstênio dopado com níquel (Ni-WO₃/CPE) em

solução tampão fosfato (pH 7,0), para concentrações variando entre 0,05 μM e 0,9 μM . [31]

Os resultados demonstraram que o sensor Ni-WO₃/CPE apresentou alta sensibilidade e uma corrente de fundo reduzida, favorecendo medições mais precisas. A relação entre corrente de pico e concentração de AML mostrou comportamento linear, cobrindo uma ampla faixa de resposta e exibindo um baixo limite de detecção (8,68 nM). [31]

Além disso, o sensor desenvolvido demonstrou alta sensibilidade, estabilidade adequada, respostas rápidas e excelente reprodutibilidade, tornando-se uma alternativa promissora para a detecção confiável de AML. [31]

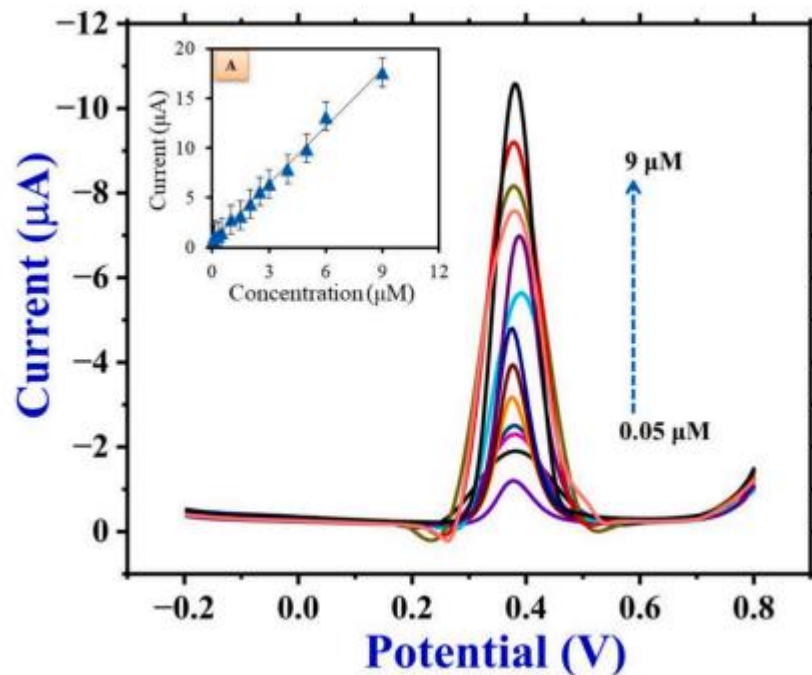


Figura 11 - Influência da variação da concentração nas correntes de pico. Gráfico da variação da concentração de AML vs. valores de corrente de pico.

2.2 – Levofloxacinol

Em 2019, Ciórcero [24] propôs em sua tese a fabricação de sensores eletroquímicos produzidos a partir da modificação de eletrodos de carbono cerâmico (ECC) modificados com diferentes óxidos metálicos: dióxido de estanho (SnO₂) –

ECC/SiO₂-SnO₂, óxido de nióbio (Nb₂O₅)–ECC/SiO₂-Nb₂O₅, e óxidos mistos de SnO₂ e Nb₂O₅ – ECC/SiO₂-SnO₂-Nb₂O₅.

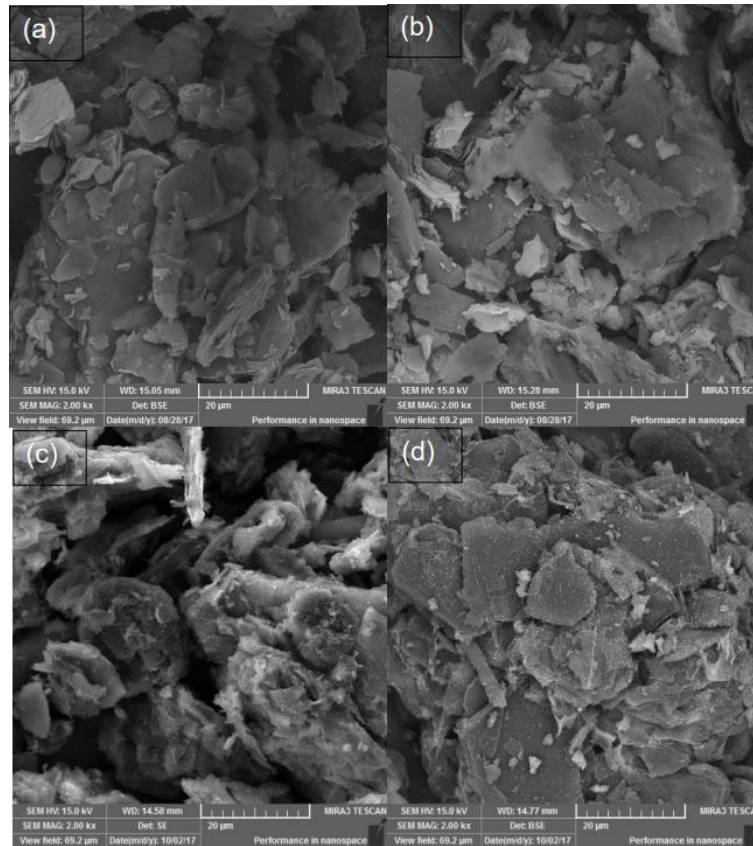


Figura 12 - Imagens de MEV/FEG dos compostos ECC/SiO₂ (a) ECC/SiO₂-SnO₂ (b) ECC/SiO₂-Nb₂O₅ (c) ECC/SiO₂-SnO₂-Nb₂O₅ (d). Aumento de 500X

Com o objetivo de comparar o desempenho dos diferentes sistemas desenvolvidos, foram realizados experimentos de voltametria de pulso diferencial para a determinação voltamétrica da levofloxacina, utilizando os diferentes eletrodos sob concentração fixa do fármaco e nas mesmas condições experimentais. [24]

O sensor demonstrou significativas melhorias na transferência de elétrons e na sensibilidade para a detecção de levofloxacina. A incorporação destes óxidos promoveu a formação de ligações covalentes Si-O-Sn e Si-O-Nb, para isso utilizou-se a técnica sol-gel que garantiu maior homogeneidade na distribuição dos óxidos, reduzindo a segregação de fases. [24]

Para o eletrodo ECC/SiO₂-SnO₂-Nb₂O₅, o limite de detecção (LOD) foi de $5,05 \times 10^{-4}$ mol L⁻¹ e o limite de quantificação (LOQ) foi de $1,68 \times 10^{-3}$ mol L⁻¹. Esses resultados destacam o potencial dos eletrodos de carbono cerâmico modificados com

óxidos metálicos para aplicações em detecção eletroquímica, demonstrando sua viabilidade para análises sensíveis e seletivas de fármacos (Figura 13). [24]

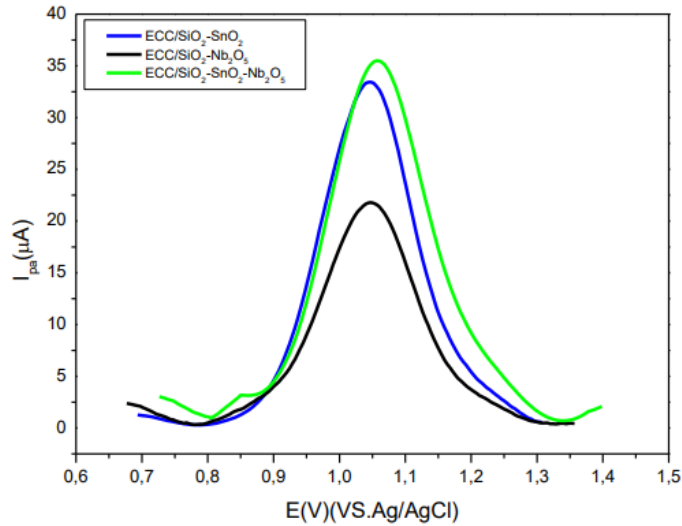


Figura 13 - Voltamogramas do pulso diferencial para os ECC/SiO₂-SnO₂, ECC/SiO₂-Nb₂O₅ e ECC/SiO₂-SnO₂-Nb₂O₅ na presença de [LEVO]= $1,23 \times 10^{-4}$ mol L⁻¹ em solução tampão BR, pH = 5,0, amplitude de pulso = 140 mV, $v = 40$ mVs⁻¹.

Em outra tese, De Farias [32] reportou que a modificação de eletrodos de carbono vítreo com óxido de grafeno reduzido (rGO) proporcionou melhorias significativas no sinal eletroquímico, para oxidação de levofloxacino, aumentando a corrente de pico anódica em até 20 vezes em comparação aos eletrodos não modificados. A adsorção uniforme de uma camada fina de rGO na superfície do eletrodo ampliou a área eletroativa, favorecendo a transferência de massa e otimizando o desempenho do sensor na detecção do antibiótico.

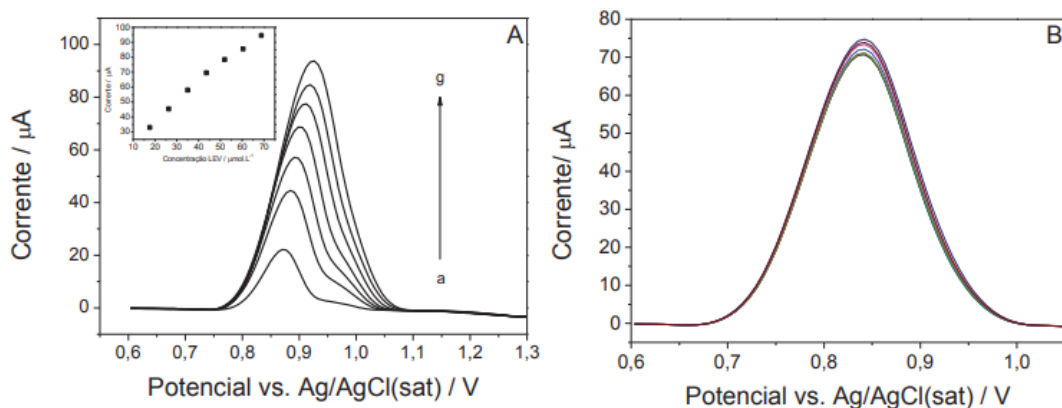


Figura 14 - (A) Voltamogramas de onda quadrada referente às concentrações de levofloxacina na faixa de 17 a 70 $\mu mol L^{-1}$, utilizando eletrodo modificado com OGR, tampão BR (0,04 mol L⁻¹, pH 6) (B) Voltamograma de onda quadrada referente às concentrações de levofloxacina na faixa de 17 a 70 $\mu mol L^{-1}$, utilizando eletrodo modificado com OGR, tampão BR (0,04 mol L⁻¹, pH 6)

(B) Estudo de repetibilidade do sensor desenvolvido utilizando uma concentração de levofloxacina de $50 \mu\text{mol L}^{-1}$, tampão BR ($0,04 \text{ mol L}^{-1}$, pH 6). Condições instrumentais: tempo de acumulação 60 s, amplitude de pulso 70 mV, frequência 10 Hz e incremento de potencial 7 mV

Utilizando as condições previamente otimizadas foi construída uma curva analítica com concentrações de levofloxacina na faixa de 17 a $70 \mu\text{mol L}^{-1}$.

Na Figura 14 temos os voltamogramas de onda quadrada referente à curva analítica onde o Limite de Detecção foi de $6,70 \mu\text{mol L}^{-1}$ e o L.Q. foi $20,40 \mu\text{mol L}^{-1}$. Portanto o sensor mostrou-se eficiente em análises de matrizes farmacêuticas e biológicas, confirmando sua aplicabilidade em amostras ambientais mais complexas. [32]

A complexação de levofloxacina com íons ferro (III) foi explorada Zhad *et al.* [33] e foi desenvolvido um método eletroquímico simples e rápido para a quantificação de LEV em amostras biológicas complexas. O método proposto não requer pré-tratamento ou extração da amostra e possibilita a detecção direta em um eletrodo de carbono vítreo (GC) não modificado, tornando-o uma alternativa prática e eficiente.

Diferentemente de abordagens que dependem da adsorção e pré-concentração do analito, este método é baseado na complexação do LEV com Fe(III) em solução, o que acelera a resposta analítica. Em vez de oxidar diretamente o LEV, a estratégia de detecção envolve a redução eletroquímica de Fe(III) para Fe(II) na superfície do eletrodo, utilizando um processo de transferência de um elétron. [33]

A técnica apresenta vantagens claras sobre os métodos convencionais de oxidação direta, sendo altamente específica e menos suscetível a interferências de outros antibióticos. O sensor demonstrou uma baixa resposta para a maioria dos fármacos testados, indicando seletividade significativa para o LEV. As curvas de calibração mostraram que a mudança na corrente de pico (%SS) e no potencial de pico (ΔE) foi significativamente menor para os outros antibióticos avaliados, reforçando a estabilidade do complexo Fe(III)-LEV e sua eficácia como estratégia de detecção. [33]

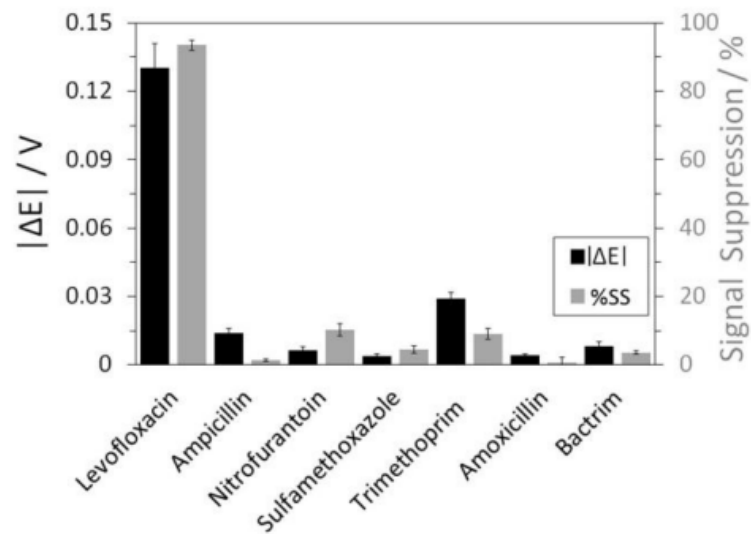


Figura 15 - A mudança na corrente de pico (%SS) e no potencial de pico (j DEj) na presença de LEVX e outros antibióticos. A concentração de cada antibiótico foi de 1 mM. Esses resultados foram obtidos de CV a uma taxa de varredura de 50 mV s⁻¹

Os autores usaram esta reação como sonda eletroquímica para detecção direta do antibiótico sobre a superfície de um eletrodo de carbono vítreo. Essa abordagem apresentou simplicidade operacional, dispensando a necessidade de modificação de eletrodos. O limite de detecção foi estimado em 2,3 μmol/L. No geral, este sensor demonstrou ser rápido, sensível, específico e seletivo o suficiente para ser empregado para detecção quase em tempo real de LEV. [33]

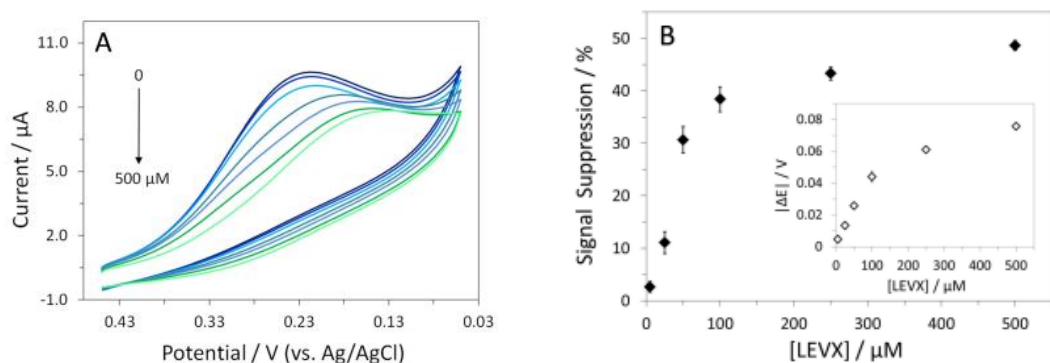


Figura 16 - Voltametria Cíclica do sensor registrados a 50 mV s⁻¹ na ausência e presença de diferentes concentrações de LEVX em 50% de urina com 5 mM Fe(III) (A). Curvas de calibração mostrando a mudança na corrente de pico (%SS) e no potencial de pico (jDEj) (inserção) com o aumento da concentração de LEVX em Voltametria Cíclica

2.3 – Cefalosporina

Um exemplo de método eletroquímico para a determinação de cefalosporina foi o reportado por Elrouby *et al.* [34]. Este estudo focou no desenvolvimento de sensores eletroquímicos para cefotaxima (um tipo de cefalosporina) que utilizou nanopartículas de ouro e bismuto (Au-BiNPs) depositadas sobre eletrodos de pasta de carbono (CPE).

A morfologia superficial do CPE não modificado e do Au-BiNPs/CPE foi analisada por MEV. A imagem revela a camada nanoestruturada de Au-Bi eletrodepositada sobre a superfície do eletrodo, evidenciando uma distribuição uniforme dos nanomateriais (Figura 17). [34]

A análise mostrou a presença de aglomerados de AuNPs, acompanhados por BiNPs empilhadas na superfície do eletrodo. Essa estrutura proporciona uma ampla área de superfície eletroativa e múltiplos locais de ligação, favorecendo a interação do analito e potencializando a resposta eletroquímica do sensor. [34]

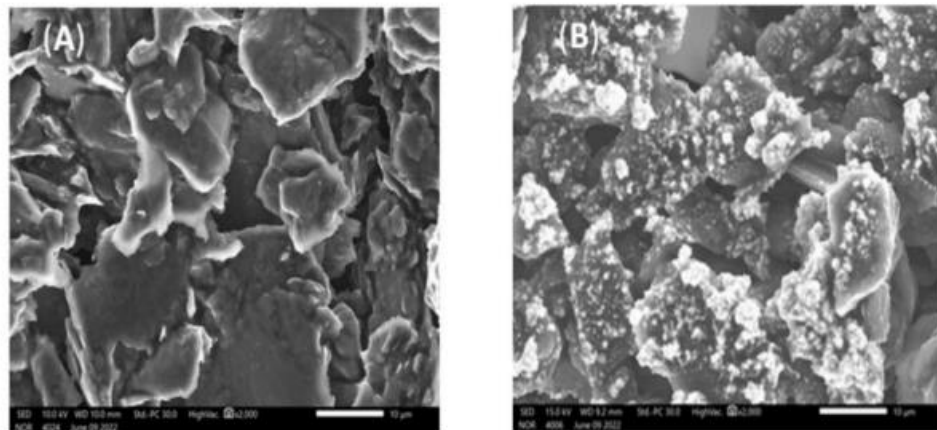


Figura 17 - Micrografias de microscopia eletrônica de varredura de (a) CPE e (b) Au-BiNPs/CPE

O Espectro de raios X dispersiva em energia EDX da camada de nanopartícula de ouro bismuto Au-BiNPs sintetizada eletroquimicamente é exibido na Figura 18. Ele revela que os principais componentes da camada eletrodepositada são elementos de C, O, S, Au e Bi com suas porcentagens atômica. [34]

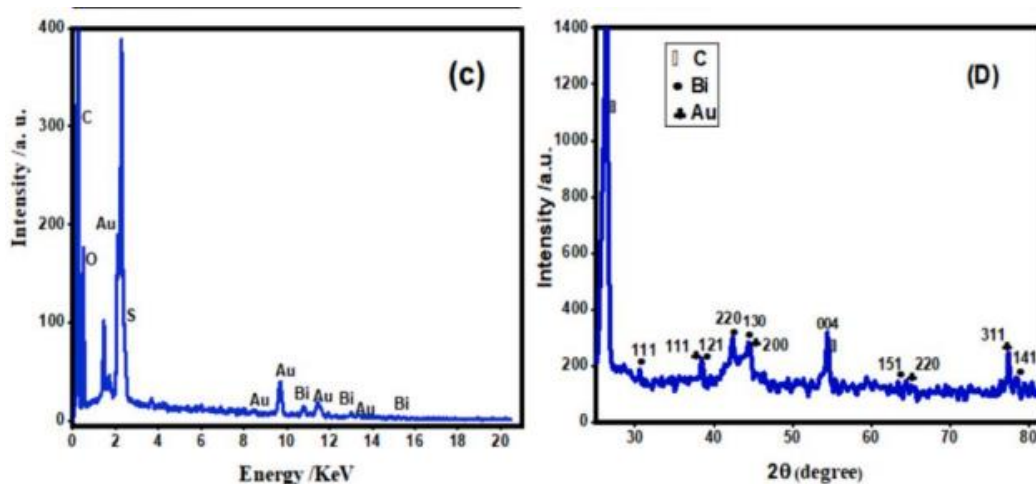


Figura 18 - Padrões de EDX (c) e XRD (d) de Au-BiNPs/CPE

A técnica de amperometria foi utilizada para avaliar a sensibilidade do sensor de eletrodo de pasta de carbono modificado com nanopartículas de ouro-bismuto (Au-BiNPs/CPE) na detecção de cefotaxima (CFTX) sob condições hidrodinâmicas. Em comparação com a voltametria cíclica, a amperometria demonstrou maior sensibilidade e melhor resolução, permitindo uma resposta mais eficiente do sensor. [34]

O sensor apresentou tempo de resposta rápido, atingindo corrente de estado estacionário em 10 segundos após cada adição de CFTX, com intervalos regulares de 35 s. Esse desempenho aprimorado é atribuído à camada de Au-BiNPs, que favorece a oxidação electrocatalítica da cefotaxima. [34]

Os resultados indicaram uma resposta linear da corrente em uma faixa de concentração de 0,5 a 20 μM , evidenciando excelente desempenho analítico. Além disso, os valores obtidos para limite de detecção (LD) de 0,094 μM e limite de quantificação (LQ) de 0,316 μM confirmam a alta sensibilidade do sensor. Assim, o eletrodo modificado com nanopartículas de ouro-bismuto (Au-BiNPs/CPE) demonstrou ser uma alternativa eficiente e promissora para a detecção electroquímica de cefotaxima. [34]

Diferentes abordagens na modificação de eletrodos para detecção de cefalosporinas também foram estudadas. Wang [22] descreveu o uso de sensores electroquímicos baseados em polímeros condutores, como a polianilina (PANi), e nanotubos de carbono.

Os sensores potenciométricos de contato sólido desenvolvidos neste estudo foram projetados para a detecção de antibióticos cefalosporínicos, incluindo

Cefazolina, Cefuroxima e Cefotaxima, em soluções aquosas e também fluido oral. Esses sensores utilizam membranas baseadas em complexos de prata(I) e tetradecilamônio (TDA) e possuem a vantagem de não requererem solução interna, tornando-os mais práticos e fáceis de manusear. [22]

A caracterização eletroquímica dos sensores foi realizada por meio da medição da força eletromotriz (EMF) em células galvânicas. Durante a preparação dos sensores, foram aplicadas diferentes abordagens: no método 1, a proporção entre PANi e ionóforo foi mantida em 1:1, enquanto no método 2, membranas contendo polianilina como transdutor foram fixadas entre a haste de grafite e a membrana ionofórica. Além disso, foi utilizado um procedimento de aplicação do filme diretamente à superfície do eletrodo por vazamento, proporcionando melhor adesão e desempenho. [22]

Para aprimorar a estabilidade do potencial, a incorporação de PANi foi essencial, resultando em redução no tempo de estabilização, menor deriva do potencial e maior durabilidade do sensor. Os resultados indicaram que a resposta do sensor foi linear em soluções aquosas, enquanto em fluido oral houve um deslocamento do potencial para valores mais negativos, devido à presença de íons e componentes orgânicos na saliva. Esse fenômeno reforça a necessidade de ajustes na calibração para garantir medições precisas em matrizes biológicas. [22]

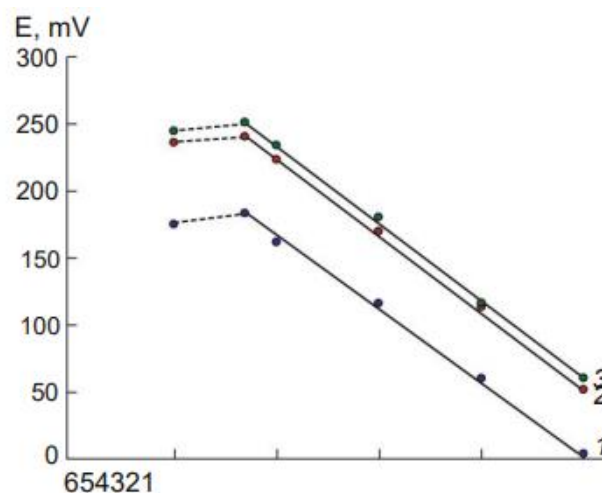


Figura 19 - Funções do eletrodo em soluções de cefazolina para (1) sensor não modificado e sensores modificados com polianilina usando (2) método 2 e (3) método 1 (EAC, Ag(Cef)₂ . TDA).

O uso de membranas poliméricas aumentou a seletividade, enquanto materiais como nanotubos de carbono aumentaram a condutividade. Esses avanços permitem

limites de detecção na ordem de $\mu\text{mol/L}$, além de uma aplicabilidade em fluidos biológicos. [22]

Eletrodos modificados com polímeros impressos molecularmente (MIP) foram utilizados para reconhecimento biomimético das cefalosporinas, como no estudo reportado por Coelho [35]. Neste trabalho foram desenvolvidos sensores eletroquímicos que tiveram seletividade elevada, devido à capacidade de formação de interações específicas para as moléculas de cefalosporina. Além disso, os sensores demonstraram boa estabilidade térmica e química, o que os torna viáveis para análises de longa duração em matrizes ambientais e biológicas. [35]

Gomes *et al.* [36] traz uma tese que apresenta o desenvolvimento e a aplicação de sensores eletroquímicos modificados para a detecção e quantificação de compostos de interesse biológico. O sensor investigado é baseado em eletrodos modificados com materiais nanoestruturados, como nanotubos de carbono (CNTs) e AuNPs, que melhoram a sensibilidade e seletividade do sistema eletroquímico.

A morfologia superficial do GCE modificado com nanotubos de carbono, quitina e nanopartículas de ouro (AuNP(2)/CNT₂-Chit₅/GCE) foi analisada por microscopia eletrônica de varredura (MEV), conforme ilustrado nas Figuras 20 A e B, com diferentes níveis de ampliação. As imagens revelam a rede de nanotubos de carbono, onde as nanopartículas de ouro estão claramente ancoradas na estrutura cilíndrica dos nanotubos. Observa-se que as nanopartículas apresentam forma predominantemente esférica, além de estarem altamente dispersas sobre a superfície do eletrodo, o que favorece a ampliação da área eletroativa e a melhoria da resposta eletroquímica do sensor. [36]

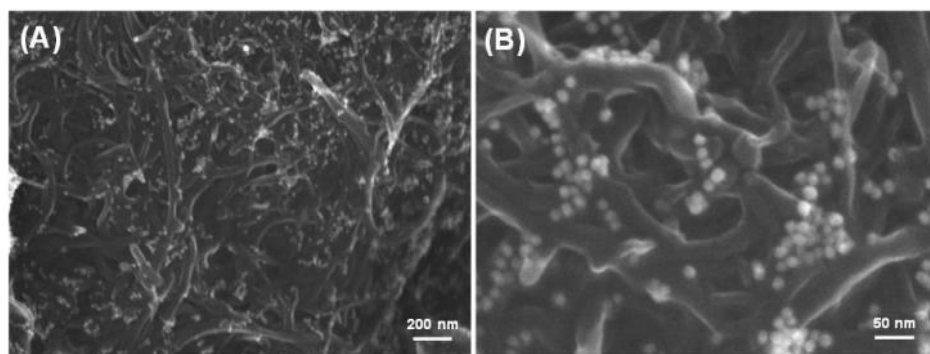


Figura 20 - Imagem de microscopia eletrônica de varredura referente à morfologia e distribuição de nanotubos de carbono e nanopartículas de ouro, com ampliação de 50.000x (A) e 100.000x (B)

Além disso, elas aparentemente recobrem uma grande área de nanotubos de carbono, garantindo uma arquitetura muito mais homogênea para o estudo eletroquímico do fármaco. [36]

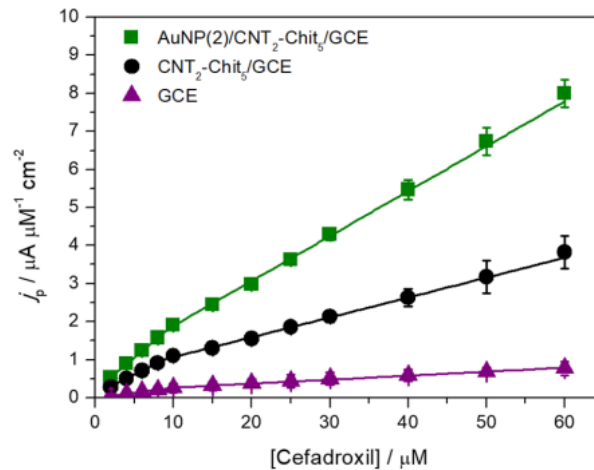


Figura 21 - Curvas analíticas construídas utilizando os amperogramas obtidos em 0,74 V com os eletrodos modificados e sem modificação em solução tampão fosfato 0,1 M PBS pH 7.0 contendo concentrações crescentes de cefadroxila na faixa de 2,0 μM a 60 μM .

Foram obtidos amperogramas utilizando eletrodos modificados com nanopartículas de ouro (AuNP(2)/CNT₂-Chit₅/GCE), nanotubos de carbono e quitina (CNT₂-Chit₅/GCE) e um GCE sem modificação, todos analisados em solução tampão fosfato. [36]

Os resultados demonstraram que o GCE não modificado apresentou a menor resposta de corrente, indicando baixa sensibilidade. A modificação com CNT₂-Chit₅ resultou em um aumento significativo da corrente, mostrando que a presença de nanotubos de carbono e quitina melhorou a área eletroativa e a sensibilidade do sensor. O eletrodo com AuNP(2)/CNT₂-Chit₅ obteve a maior resposta de corrente, evidenciando que a incorporação das nanopartículas de ouro potencializou a detecção do cefadroxil. [36]

Essa modificação contribui para uma melhor transferência de carga e amplificação do sinal eletroquímico, tornando o sensor mais sensível e eficiente na detecção do antibiótico, demonstrando seu potencial para análises eletroquímicas rápidas e precisas. [36]

A Tabela 1 apresentada exhibe os valores obtidos a partir da curva analítica anterior, destacando os LD e LQ do sensor desenvolvido. O LD foi de 0,222 μM ,

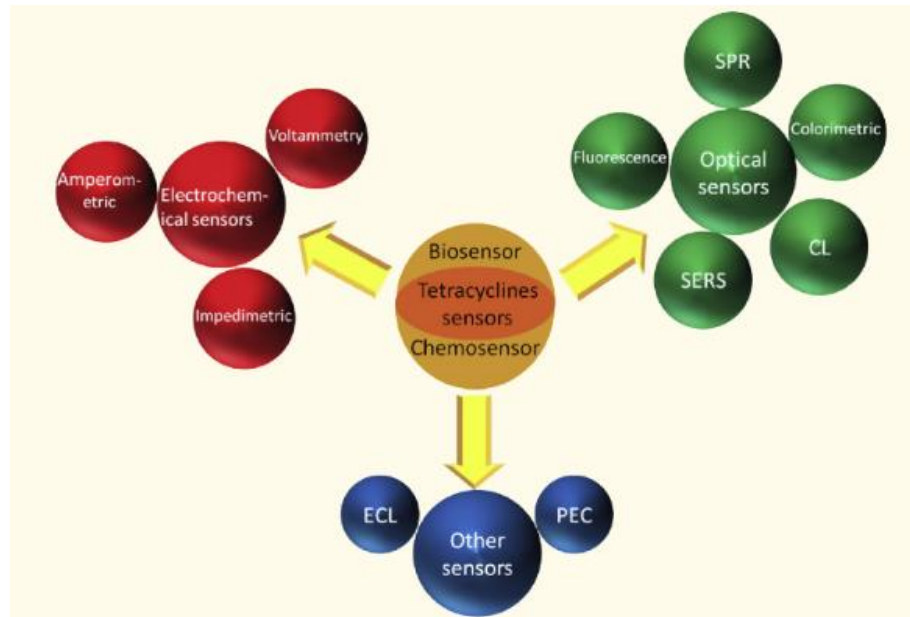
enquanto o LQ atingiu 0,739 μM . Esses resultados demonstram que o eletrodo modificado utilizado neste estudo apresentou maior sensibilidade para a detecção do derivado da cefalosporina, evidenciando sua eficiência na análise eletroquímica do composto. [36]

Configuração	Faixa Linear (μM)	LoD (μM)	LoQ (μM)	S ($\mu\text{A} / \mu\text{M cm}^2$)	R^2
GCE	2,00 – 10,0	0,780	2,60	$0,0252 \pm 0,0005$	0.998
	10,0 – 60,0	4,02	13,4	$0,0102 \pm 0,0006$	0.994
CNT ₂ -Chits/GCE	2,00 – 10,0	0,500	1,67	$0,103 \pm 0,003$	0.997
	10,0 – 60,0	2,45	8,16	$0,0542 \pm 0,002$	0.997
AuNP(2)/CNT ₂ -Chits/GCE	2,00 – 10,0	0,220	0,730	$0,176 \pm 0,002$	0.999
	10,0 – 60,0	1,26	4,20	$0,123 \pm 0,002$	0.999

Tabela 1 – Valores obtidos a partir das curvas analíticas descritas na Figura 21

2.4 – Tetraciclina

Em 2022, Liu [24] descreveu o uso de diversos sensores eletroquímicos para determinar a tetraciclina. Para evidenciar os avanços recentes no desenvolvimento de sensores para a detecção de tetraciclina, esta revisão abordou os principais progressos na área, destacando os diferentes tipos de sensores emergentes e seus mecanismos de funcionamento. Além disso, foi enfatizada a aplicação prática desses sensores, demonstrando sua viabilidade e eficiência na detecção de TCs em diversas matrizes.



Esquema 2 - Esquema geral de avanços recentes em sensores para detecção de tetraciclina e revisados neste artigo. SPR: ressonância de Plasmon de superfície; CL: quimioluminescência; SERS: Espalhamento Raman aprimorado por superfície; ECL: eletroquimioluminescência; PEC: fotoeletroquímica

A Figura 22 apresenta um biossensor colorimétrico baseado em AuNPs e um sistema de chave molecular de tripla hélice (THMS) para a detecção de tetraciclina (TC). Na ausência de TC, o THMS não protege as AuNPs contra a agregação induzida por NaCl, resultando em uma mudança de cor de vermelho para azul. Quando a TC está presente, ela se liga ao aptâmero, promovendo a liberação da sonda de transdução de sinal (STP), que estabiliza as AuNPs, mantendo a coloração vermelha da solução. [24]

Esse sensor apresenta alta sensibilidade, com um limite de detecção (LOD) de $2,66 \times 10^{-4}$ mM, sendo uma alternativa eficaz e rápida para a detecção de antibióticos, possibilitando aplicações em monitoramento ambiental e controle de qualidade. [24]

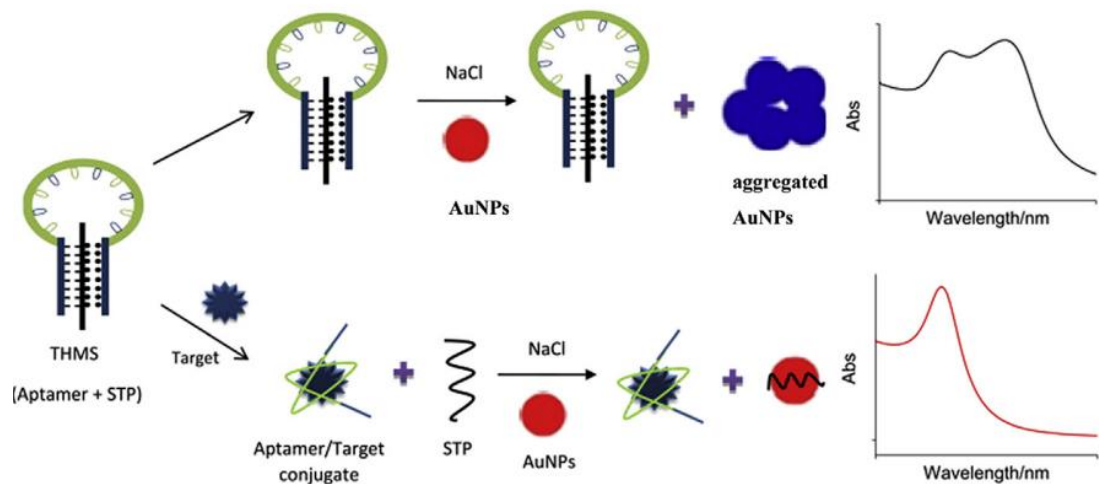


Figura 22 - Biossensor colorimétrico para detecção de tetraciclina baseado em AuNPs e interruptor molecular de tripla hélice

Clarindo et al. [37] trouxe um estudo teve como objetivo o desenvolvimento de eletrodos compósitos de grafite-poliuretana modificados com polímeros metacrilatos com impressão molecular, visando a determinação eletroquímica da tetraciclina em formulações farmacêuticas e urina sintética. Para a realização dos experimentos, foi utilizado um eletrodo de referência de cloreto mercuroso saturado com KCl (calomelano) e uma placa de platina como eletrodo auxiliar.

Foram confeccionados três tipos de eletrodos de trabalho, sendo um compósito de grafite-poliuretana modificado com polímero de impressão molecular (EGPU-MIP-TC), outro modificado com polímero sem impressão molecular (EGPU-NIP) e, para fins comparativos, um eletrodo de grafite-poliuretana sem modificador (EGPU). [37]

A Figura 23 apresenta as curvas analíticas obtidas para esses três eletrodos, destacando que o EGPU-MIP-TC apresentou a melhor resposta eletroquímica. O desempenho superior desse eletrodo está relacionado à capacidade do MIP de atuar na pré-concentração da tetraciclina, aprimorando a detecção sem comprometer a transferência de carga. Dessa forma, o sensor molecularmente impresso (MIP) favorece um maior reconhecimento do analito na superfície do eletrodo, proporcionando detecção mais seletiva e sensível. [37]

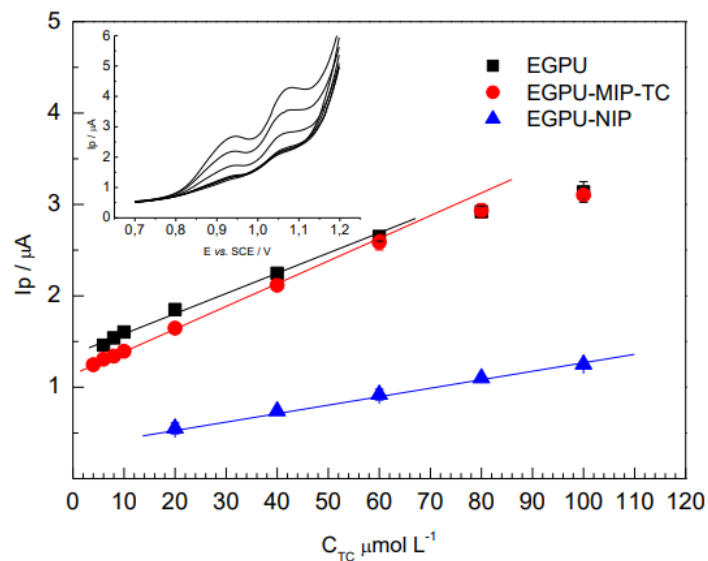


Figura 23 - Curvas analíticas para o EGPU, EGPU-MIP-TC e EGPU-NIP, usando o pico de oxidação em + 0,9 V (vs. SCE), com destaque para os voltamogramas obtidos para o EGPU- MIP-TC

A análise dos resultados apresentados na tabela de desempenho dos eletrodos confirma as vantagens do EGPU-MIP-TC em relação aos demais sensores, evidenciando uma faixa linear de resposta em menores concentrações de TC, um limite de detecção reduzido e maior sensibilidade analítica. [37]

Os ensaios realizados em formulações farmacêuticas comerciais e urina sintética demonstraram que o EGPU-MIP-TC pode ser aplicado de forma eficiente nesses tipos de amostras, apresentando resultados comparáveis aos métodos tradicionais de análise. O uso do MIP como modificador de eletrodos permitiu alcançar limites de detecção na faixa micromolar, significativamente inferiores aos obtidos com os eletrodos sem impressão molecular (EGPU-NIP) e os eletrodos não modificados (EGPU), consolidando sua aplicabilidade para a determinação sensível e seletiva da tetraciclina. [37]

Eletrodo	Intercepto / μA	Sensibilidade / $\mu\text{A } \mu\text{mol}^{-1} \text{L}$	Coefficiente de correlação	Região linear / $\mu\text{mol L}^{-1}$	LOD / $\mu\text{mol L}^{-1}$
EGPU	1,40	0,0211	0,9989	8,0 a 60	2,70
EGPU-NIP	0,384	0,00880	0,9992	20 a 100	4,71
EGPU-MIP-TC	1,16	0,0239	0,9999	4,0 a 60	0,555

Tabela 2 - Figuras de mérito para os eletrodos EGPU-MIP-TC, EGPU E EGPU-NIP

3 – Considerações finais

A problemática ambiental dos antibióticos está diretamente relacionada à sua ampla utilização e descarte inadequado. Esses compostos, frequentemente detectados em efluentes hospitalares, agrícolas e industriais, apresentam alta persistência ambiental e potencial para causar efeitos ecotóxicos severos. Além disso, a presença de antibióticos no ambiente promove a disseminação da resistência antimicrobiana, um dos maiores desafios globais para a saúde pública. A excreção humana e animal de antibióticos não metabolizados, aliada ao uso intensivo em práticas agrícolas e aquicultura, intensifica essa contaminação. Consequentemente, organismos aquáticos, flora e fauna estão expostos a concentrações subletais desses compostos, o que impacta negativamente ecossistemas inteiros, reduzindo a biodiversidade e alterando a dinâmica ecológica.

Os métodos cromatográficos, amplamente utilizados para monitorar antibióticos no meio ambiente, apresentam alta precisão e sensibilidade, sendo considerados o padrão-ouro para análises complexas. Contudo, suas limitações, como altos custos operacionais e necessidade de preparo extensivo de amostras, abrem espaço para a utilização de tecnologias alternativas, como os métodos eletroanalíticos. Esses métodos, baseados em sensores eletroquímicos, têm se mostrado extremamente versáteis, oferecendo alta seletividade, rapidez e portabilidade. O uso de materiais avançados, como polímeros molecularmente impressos, óxidos metálicos e nanomateriais, ampliou significativamente a sensibilidade e aplicabilidade desses sensores em diferentes matrizes ambientais e biológicas. Além disso, os métodos eletroanalíticos possuem um impacto ambiental reduzido, demandando menores quantidades de reagentes químicos e gerando menos resíduos.

Apesar de suas vantagens, os métodos eletroanalíticos ainda enfrentam desafios, como a necessidade de maior durabilidade dos sensores e calibração frequente em matrizes complexas. No entanto, o desenvolvimento contínuo de novos materiais e tecnologias tem demonstrado avanços significativos, tornando esses métodos cada vez mais promissores para o monitoramento ambiental de antibióticos. Além disso, a combinação de abordagens cromatográficas e eletroanalíticas pode proporcionar um equilíbrio ideal entre precisão, custo-benefício e simplicidade, permitindo análises robustas e sustentáveis.

A presença de antibióticos no meio ambiente é uma problemática multifacetada, com implicações diretas para a saúde humana, a biodiversidade e o equilíbrio dos ecossistemas. O monitoramento eficaz desses compostos é essencial para compreender seu impacto e desenvolver estratégias de mitigação. Embora os métodos cromatográficos continuem sendo indispensáveis, a ascensão dos métodos eletroanalíticos como alternativas mais acessíveis e sustentáveis destaca a importância de investir em soluções tecnológicas inovadoras. A integração de diferentes abordagens analíticas, aliada a políticas públicas mais rigorosas, é fundamental para enfrentar os desafios impostos pelos antibióticos como poluentes emergentes e proteger os recursos ambientais para as gerações futuras.

4 - Referências Bibliográficas

- [1] SOARES, Alexandra Fátima Saraiva; SOUZA, Luís Paulo Souza e. **Contaminação das águas de abastecimento público por poluentes emergentes e o direito à saúde**. Revista de Direito Sanitário, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 100-133, jul./out. 2019. DOI: doi.org/10.11606/issn.2316-9044.v20i2p100-133
- [2] MARENGO, José Antônio. **Água e mudanças climáticas**. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 83-90, 2008. Disponível em: [SciELO](#). Acesso em: [15 nov. 2024]
- [3] BARROS, Fernanda Gene Nunes; AMIN, Mário M. **Água: um bem econômico de valor para o Brasil e o mundo**. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional*, Taubaté, v. 4, n. 1, p. 75-108, jan./abr. 2008.
- [4] Esgotamento Sanitário. Disponível em: <<https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/painel/es>>. Acesso em: 10 novembro. 2024.
- [5] AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Atlas esgotos: despolição de bacias hidrográficas**. Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017.
- [6] NASCIMENTO, Ana Paula Alves do. **Poluentes emergentes e seus possíveis impactos na disseminação da resistência aos antimicrobianos em efluentes de indústria farmacêutica**. 2022. 93 f. Dissertação (Mestrado em Vigilância Sanitária) – Instituto Nacional de Controle de Qualidade em Saúde, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2022
- [7] AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2021: relatório pleno**. Brasília: ANA, 2022

- [8] BAUN, A., HARTMANN, N. B., GRIEGER, K. D., & KUSK, K. O. (2008). Ecotoxicity of engineered nanoparticles to aquatic invertebrates: a brief review and recommendations for future toxicity testing. *Ecotoxicology*, 17(5), 387-395
- [9] CASTELO BRANCO, Neusa Maria. **Antimicrobianos como poluentes emergentes: uma abordagem crítica acerca dos aspectos jurídicos, sociais e ambientais à luz da legislação brasileira**. 2020. 131 f. Tese (Doutorado em Vigilância Sanitária) – Instituto Nacional de Controle de Qualidade em Saúde, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2020.
- [10] FENG, Guanqun; HUANG, Haining; CHEN, Yinguang. **Effects of emerging pollutants on the occurrence and transfer of antibiotic resistance genes: A review**. *Journal of Hazardous Materials*, v. 420, p. 126602, 2021. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2021.126602](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126602).
- [11] NASCIMENTO, Ana Paula Alves do. Poluentes emergentes e seus possíveis impactos na disseminação da resistência aos antimicrobianos em efluentes de indústria farmacêutica. 2022. 58f. Dissertação, (Mestrado)-Instituto Nacional de Controle de Qualidade em Saúde, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2022.
- [12] GODOY, Mariel; SÁNCHEZ, Julio. **Antibiotics as emerging pollutants in water and its treatment**. In: [AUTOR PRINCIPAL]. *Antibiotic Materials in Healthcare*. Elsevier, 2020. p. 221-240. DOI: [10.1016/B978-0-12-820054-4.00012-4](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820054-4.00012-4)
- [13] KAUR, Simar Preet; RAO, Rekha; NANDA, Sanju. **Amoxicillin: a broad spectrum antibiotic**. *International Journal of Pharmacy and Pharmaceutical Sciences*, v. 3, n. 2, p. 1-10, 2011.
- [14] HRIOUA, A. et al. **Recent advances in electrochemical sensors for amoxicillin detection in biological and environmental samples**. *Bioelectrochemistry*, v. 137, p. 107687, 2021. DOI: [10.1016/j.bioelechem.2020.107687](https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2020.107687).
- [15] MITCHELL, J. M. et al. **Antimicrobial drug residues in milk and meat: causes, concerns, prevalence, regulations, tests, and test performance**. *Journal of Food Protection*, v. 61, n. 6, p. 742-756, 1998.

- [16] TEUBER, M. **Veterinary use and antibiotic resistance**. *Current Opinion in Microbiology*, v. 4, n. 5, p. 493-499, 2001. DOI: 10.1016/S1369-5274(00)00241-1.
- [17] PINTO, Luciano Henrique et al. **Toxicidade ambiental de efluentes advindo de diferentes laboratórios de uma farmácia magistral**. *Revista Ambiente & Água*, v. 11, n. 4, p. 819-832, 2016. DOI: 10.4136/ambi-agua.1761.
- [18] LONGHIN, Sandra Regina. **Estudo da degradação dos antibióticos beta-lactâmicos amoxicilina e ampicilina e avaliação da toxicidade e biodegradabilidade dos seus produtos**. 2008. 131 f. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Química, Universidade de Brasília, Brasília, 2008
- [19] WANG, Yue; CHEN, Congli; ZHOU, Dandan; XIONG, Houfeng; ZHOU, Yihan; DONG, Shuangshi; RITTMANN, Bruce E. **Eliminating partial-transformation products and mitigating residual toxicity of amoxicillin through intimately coupled photocatalysis and biodegradation**. *Chemosphere*, v. 237, p. 124491, 2019. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2019.124491](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124491).
- [20] WANG, Fei; ZHU, Lihua; ZHANG, Jingdong. **Electrochemical sensor for levofloxacin based on molecularly imprinted polypyrrole–graphene–gold nanoparticles modified electrode**. *Sensors and Actuators B: Chemical*, v. 192, p. 642-647, 2014. DOI: [10.1016/j.snb.2013.11.037](https://doi.org/10.1016/j.snb.2013.11.037)
- [21] CIÓRCERO, Juliane Rutckeviski. **Eletrodos de carbono cerâmico modificados com óxidos de estanho e nióbio para aplicação como sensores eletroquímicos**. 2019. 125 f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2019.
- [22] WANG, Qianqian; WANG, Daxiang; WANG, Jiaqi; CUI, Yudan; XU, Hao. **Recent progress and novel perspectives of electrochemical sensor for cephalosporins detection**. *International Journal of Electrochemical Science*, v. 14, p. 8639-8649, 2019. DOI: 10.20964/2019.09.15.
- [23] KULAPINA, E. G.; TYUTLIKOVA, M. S.; KULAPINA, O. I.; DUBASOVA, A. E. **Solid-contact potentiometric sensors for the determination of some**

- cephalosporin antibiotics in pharmaceuticals and oral fluid.** *Journal of Analytical Chemistry*, v. 74, Suppl. 1, p. S52–S58, 2019. DOI: 10.1134/S1061934819070128.
- [24] LIU, Xigui; HUANG, Danlian; LAI, Cui; ZENG, Guangming; QIN, Lei; ZHANG, Chen; YI, Huan; LI, Bisheng; DENG, Rui; LIU, Shiyu; ZHANG, Yujin. **Recent advances in sensors for tetracycline antibiotics and their applications.** *Trends in Analytical Chemistry*, v. 109, p. 260-274, 2018. DOI: [10.1016/j.trac.2018.10.011](https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.011).
- [25] PERIS-VICENTE, J.; PERIS-GARCÍA, Ester; ALBIOL-CHIVA, Jaume; DURGBANSHI, Abhilasha; OCHOA-ARANDA, Enrique; CARDA-BROCH, Samuel; BOSE, Devasish; ESTEVE-ROMERO, Josep. **Liquid chromatography, a valuable tool in the determination of antibiotics in biological, food and environmental samples.** *Microchemical Journal*, v. 177, p. 107309, 2022. DOI: [10.1016/j.microc.2022.107309](https://doi.org/10.1016/j.microc.2022.107309).
- [26] RODRIGUEZ-MOZAZ, Sara; LOPEZ DE ALDA, Maria J.; BARCELÓ, Damià. **Advantages and limitations of on-line solid phase extraction coupled to liquid chromatography–mass spectrometry technologies versus biosensors for monitoring of emerging contaminants in water.** *Journal of Chromatography A*, v. 1152, p. 97-115, 2007. DOI: [10.1016/j.chroma.2007.01.046](https://doi.org/10.1016/j.chroma.2007.01.046).
- [27] BENACHIO, Ingrid; LOBATO, Alnilan; GONÇALVES, Luís Moreira. **Employing molecularly imprinted polymers in the development of electroanalytical methodologies for antibiotic determination.** *Journal of Molecular Recognition*, v. 2020, e2878. DOI: [10.1002/jmr.2878](https://doi.org/10.1002/jmr.2878).
- [28] LOWINSOHN, Denise; BERTOTTI, Mauro. Sensores eletroquímicos: considerações sobre mecanismos de funcionamento e aplicações no monitoramento de espécies químicas em ambientes microscópicos. *Química Nova*, São Paulo, v. 29, n. 6, p. 1318-1325, nov./dez. 2006. Disponível em: [SciELO](https://doi.org/10.1590/S0033-085X2006000600011). Acesso em: 10 dez 2024

- [29] SOUZA, Leyllanne K. A.; SILVA-NETO, Habdias A.; ROCHA, Danielly S.; ABREU, Fabiane C.; SILVA, Anielle C. A.; DANTAS, Noelio O.; COLTRO, Wendell K. T.; GARCIA, Paulo T. **Disposable sensor based on carbon electrodes modified with cobalt-doped titanium dioxide nanocrystals for electrochemical detection of amoxicillin.** *Journal of Electroanalytical Chemistry*, v. 942, p. 117587, 2023. DOI: [10.1016/j.jelechem.2023.117587](https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2023.117587).
- [30] CHHAIBI, B.; LOUDIKI, A.; HRIOUA, A.; FARAHI, A.; LAGHRIB, F.; BAKASSE, M.; LAHRICH, S.; SAQRANE, S.; EL MHAMMEDI, M. A. **A novel electrochemical method for amoxicillin detection under photoirradiation: Application in tap water and wastewater samples.** *Inorganic Chemistry Communications*, v. 156, p. 111280, 2023. DOI: [10.1016/j.inoche.2023.111280](https://doi.org/10.1016/j.inoche.2023.111280).
- [31] MALODE, Shweta J.; ULLAGADDIMATH, Pranita V.; SHANBHAG, Mahesh S.; ALODHAYB, Abdullah N.; ALZHRANI, Khalid E.; ALBRITHEN, Hamad; ASSAIFAN, Abdulaziz K.; SHETTI, Nagaraj P. **Nickel-doped tungsten fabricated electrode for electrochemical sensing of amoxicillin.** *Inorganic Chemistry Communications*, v. 169, p. 112970, 2024. DOI: [10.1016/j.inoche.2024.112970](https://doi.org/10.1016/j.inoche.2024.112970)
- [32] FARIAS, Davi Marques de. **Desenvolvimento de métodos eletroanalíticos para a determinação de Levofloxacino em formulação farmacêutica e urina utilizando eletrodo de carbono vítreo modificado com óxido de grafeno reduzido e nanotubos de carbono.** 2021. 74 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2021.
- [33] ZADEH, Hamid R. Lotfi; LAI, Rebecca Y. **Iron(III)-mediated electrochemical detection of levofloxacin in complex biological samples.** *Electroanalysis*, v. 29, n. 12, p. 2872-2879, 2017. DOI: 10.1002/elan.201700428.
- [34] ELROUBY, Mahmoud; AMEER, Doaa S.; MOHAMED, Adila E.; MONTASER, Atiat A. **Electrochemically synthesized nanostructured gold-bismuth as novel sensor for efficient determination of cefotaxime in aqueous media.** *Microchemical Journal*, v. 205, p. 111266, 2024. DOI: [10.1016/j.microc.2024.111266](https://doi.org/10.1016/j.microc.2024.111266).

- [35] COELHO, Malena Karla Lombello. **Emprego de polímeros impressos (molecularmente ou ionicamente) visando o desenvolvimento de sensores eletroquímicos para a determinação de analitos de interesse farmacêutico e ambiental**. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Química) – Universidade Federal de São João del-Rei, São João del-Rei, 2016.
- [36] SANZ GOMES, Caroline. **Caracterização voltamétrica e quantificação de compostos de interesse biológico em eletrodos convencionais e modificados com materiais nanoestruturados: antichagásicos e antibióticos**. 2020. 154 f. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2020.
- [37] CLARINDO, José Eduardo dos Santos. **Determinação de tetraciclina utilizando eletrodos compósitos grafite-poliuretana modificados com polímeros metacrilatos com impressão molecular**. 2017. 134 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.