

UNIVERSIDADE DO ESTADO DO AMAZONAS – UEA
ESCOLA SUPERIOR DE TECNOLOGIA – EST
CURSO DE ENGENHARIA QUÍMICA

DAVID MARLON TORRES MARTINS

DEGRADAÇÃO DE AMOXICILINA POR PROCESSOS OXIDATIVOS
AVANÇADOS

MANAUS

2019

DAVID MARLON TORRES MARTINS

**DEGRADAÇÃO DE AMOXICILINA POR PROCESSOS OXIDATIVOS
AVANÇADOS**

**Monografia apresentada ao Curso de Graduação
em Engenharia Química da Escola Superior de
Tecnologia da Universidade do Estado do Amazonas,
para obtenção do título de Bacharel em Engenharia
Química.**

Orientador: Prof. Dr. Clairon Lima Pinheiro

MANAUS

2019

DAVID MARLON TORRES MARTINS

**DEGRADAÇÃO DE AMOXICILINA POR PROCESSOS OXIDATIVOS
AVANÇADOS**

**Monografia de Conclusão de Curso para obtenção do título de Engenheiro, Habilitação em
Engenharia Química – Escola Superior de Tecnologia, Universidade do Estado do
Amazonas**

Banca Examinadora:

.....
Prof. Dr. Clairon Lima Pinheiro – Orientador

.....
Profa. Msc. Jéssica Cristina da Silva Gualberto – UFAM

.....
Profa. Dra. Érica Simplicio Souza – UEA

Conceito:

Manaus, 10 de Junho de 2019.

Dedico este trabalho à minha mãe, Carla Santos, e ao meu pai, Sidney Assis.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por não me deixar na mão e sempre estar ao meu lado nos momentos em que mais precisei.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Clairon Lima Pinheiro, por todo o suporte, conselho e paciência que teve comigo. Não sei se conseguiria chegar até aqui se não fosse pela sua ajuda, não somente por ser meu orientador, mas pela amizade que foi construída, não só neste trabalho, mas ao decorrer do curso todo.

À minha família, Carla, Sidney, Thays, por todo o apoio que vem me dando apesar de as vezes achar que não mereço a família que tenho, amo vocês de coração.

Aos meus amigos Pedro, Amanda, Andressa, Ayrton, Wesley por todo o apoio e por toda a diversão não me deixando na mão nunca. Ao Pedro em especial pela ajuda nesse TCC com as lâmpadas e com as palavras de que eu conseguiria.

Ao Tio Paulo e Tia Soraya, por serem pessoas maravilhosas que entraram na nossa família e em especial ao Tio Paulo pelo apoio quando precisei para terminar os experimentos, sempre com a casa aberta para me receber e me ajudar no que precisei.

À Dona Rocilda, por ser minha vó de coração e sempre estar aqui comigo me dando conselho e puxando minha orelha quando precisei.

À toda a equipe de laboratório que me ajudou, em especial a Sarinha pela paciência e por sempre se dispor a me ajudar nos experimentos ou com alguma coisa que faltava.

À Ju e ao Lucas por virem ao laboratório no sábado e ficarem até tarde quando precisei para terminar meu experimento, sempre me ajudando quando pedi ajuda.

A todos os professores do curso de Engenharia Química da UEA pelo ensino e por todos os conselhos. Em especial, a professora Érica, Kiki, Clairon, Ronaldo, Jorge Leiva, Regina, Sérgio, Patrícia por serem pessoas que me ensinaram muita das coisas que sei hoje em dia não só na engenharia, mas na vida.

A todos, Obrigado.

“Se você não pode mudar seu destino, mude sua atitude.”

Zoro

RESUMO

Nos dias atuais, a preocupação com os poluentes hídricos vem aumentando na comunidade científica, onde diversos pesquisadores têm se dedicado a estudar contaminantes emergentes na água onde entre os contaminantes se destacam resíduos de fármacos, classificados como micropoluentes por estarem em concentrações na faixa de ng/L e µg/L, gerando problemas como a poluição dos recursos hídricos e aumento da resistência bacteriana no meio ambiente apesar de sua concentração ser baixa. A amoxicilina é um dos antibióticos mais usados no mundo e por conta do seu uso e de sua baixa absorção no corpo humano (cerca de 25%) é um dos micropoluentes que são encontrados em diversas estações de tratamento bem como bacias hídricas onde são despejados efluentes. O presente trabalho teve como objetivo analisar a degradação da amoxicilina utilizando fotólise UV. O método utilizado foi a fotólise direta que consiste na incidência da radiação na amostra obtendo radicais que fazem a sua oxidação gerando produtos e degradando a amostra. Para isso, foram organizados experimentos em que se avaliaram a influência da radiação incidida sobre a amostra e o pH em que ela se encontra. Foram utilizados para o presente estudo os pH's 5,0; 7,0 e 10,0 e como fonte de radiação o UV-A, UV-B, UV-C e a radiação solar. Em todos os experimentos houve a conversão da amoxicilina se obtendo o melhor resultados para o pH de 5,0 com radiação UV-A com conversão de aproximadamente 60%, observou-se que à medida em que se aumentou o comprimento de onda da radiação incidida e que o pH era em torno de 6 – 7 a conversão da amoxicilina na reação aumentou.

Palavras-chave: Fotólise; espectrofotometria; amoxicilina.

ABSTRACT

Nowadays, the concern with water pollutants has been increasing in the scientific community, where several researchers have been dedicated to study emerging contaminants in the water where among the contaminants are highlighted residues of drugs, classified as micropollutants because their concentrations are in the range of ng / L and $\mu\text{g} / \text{L}$, creating problems like pollution of water resources and increased bacterial resistance in the environment, despite the fact that their concentration is low. Amoxicillin is one of the most widely used antibiotics in the world and because of this and the low absorption in the human body (about 25%) is one of the micropollutants that are found in several treatment plants as well as water basins where effluents are discharged. The present work aims to analyze the degradation of amoxicillin using UV photolysis. The method used was the direct photolysis that consists of the incidence of the radiation in the sample obtaining radicals that make its oxidation generating products and degrading the sample. For this, experiments were organized to evaluate the influence of the radiation on the sample and the pH in which it is found. The pH 5.0; 7,0 and 10,0 was used for the present study and as source of radiation UV-A, UV-B, UV-C and solar radiation. In all experiments, the conversion of amoxicillin was achieved, obtaining the best results for pH 5.0 with UV-A radiation with conversion of approximately 60%, a trend is observed that as the wavelength of the radiation and the pH around 6-7 increasing the reaction of amoxicillin.

Keywords: Photolysis; spectrophotometry; amoxicillin.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Gastos com medicamentos por esfera do governo.....	15
Figura 2- Possíveis rotas de fármacos no meio ambiente.....	17
Figura 3 - Estrutura da amoxicilina	19
Figura 4 - Quantidade de doses de amoxicilina e ampicilina consumidas no Brasil	20
Figura 5- Fluxograma dos processos de tratamento de efluente	21
Figura 6 - Características das impurezas presentes nas águas.....	21
Figura 7 - Níveis de tratamento	23
Figura 8 - Grades para o tratamento preliminar	23
Figura 9 - Esquema de um decantador primário.....	24
Figura 10 - Esquema do reator UASB.....	25
Figura 11- Número de publicações sobre POA do ano de 2006 a 2015.....	26
Figura 12 - Reação de fotólise.....	28
Figura 13 - Reator de POA projetado por Amorim	30
Figura 14- Espectro de varredura no pH 5,0	34
Figura 15 - Espectro de varredura no pH 7,0	35
Figura 16 - Espectro de varredura no pH 10,0	35
Figura 17 - Curva analítica para o pH 5,0	36
Figura 18 - Curva analítica para o pH 7,0	37
Figura 19 - Curva analítica para o pH 10,0	37
Figura 20 -Gráfico de Contorno	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Micropoluentes e suas fontes	16
Tabela 2 - Concentrações de fármacos detectadas no meio ambiente.....	18
Tabela 3 - Valores de E° de espécies oxidantes.....	27
Tabela 4 - Tipos de POA's.....	27
Tabela 5 - Diferentes tipos deradiação e pH analisados nosexperimentos.....	31
Tabela 6 - VariáveisFixas	32
Tabela 7 - Concentração final de amoxicilina de cada experimento e a conversão obtida.	39

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

$\mu\text{g/L}$	Micrograma por Litro
CLAE	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
E°	Potencial Padrão de Redução
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
Fe^{+2}	Íon de Ferro 2+
Fe	Ferro
H_2O_2	Peróxido de Hidrogênio
IUPAC	União Internacional de Química Pura e Aplicada
LEQ	Laboratório de Engenharia Química
mg/mL	Miligrama por litro
mL	Mililitro
ng/L	Nanograma por litro
O_3	Ozônio
$^\circ\text{C}$	Graus Celsius
pH	Potencial Hidrogeniônico
POA	Processo Oxidativo Avançado
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UV	Ultravioleta

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1 FÁRMACOS	14
2.1.1 Fármacos como Micropoluentes	15
2.1.3 Amoxicilina como Micropoluente	19
2.2 TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	20
2.2.1 Parâmetros de Qualidade dos Efluentes	22
2.2.2 Processos de Tratamento de Esgotos	22
2.3 PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS	25
2.3.1 Fotólise Direta	28
2.3.2 Reatores Fotoquímicos de Energia Artificial	29
2.3.3 Reatores Fotoquímicos de Energia Solar	29
3 MATERIAIS E MÉTODOS	30
3.1 AMOXICILINA	30
3.2 REATOR FOTOQUÍMICO	30
3.3 EXPERIMENTOS.....	31
3.4 PREPARO DE AMOSTRAS	32
3.4.1 Preparo de Soluções-Tampão	32
3.5 ANÁLISES QUÍMICAS	33
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1 CURVA ANALÍTICA VIA ESPECTOFOTÔMETRO UV-VIS	34
4.2 RESULTADOS DA DEGRADAÇÃO DE AMOXICILINA POR UV	38
5 CONCLUSÃO	42
6 PERSPECTIVAS	43
REFERÊNCIAS	44

1 INTRODUÇÃO

Poluentes hídricos são alvos de interesse e preocupação da comunidade científica por conta da importância dos recursos hídricos a vida. Dentre os poluentes se destacam os micropoluentes, que estão presentes no meio ambiente em baixas concentrações na ordem de $\mu\text{g/L}$ (micrograma por litro) e ng/L (nanograma por litro), capazes de causar efeitos nos seres vivos presentes no meio. (BILA, 2005)

Dentre os micropoluentes estão os compostos farmacêuticos. Desde a década de 70 estudos mostram sua presença em estações de tratamento, águas superficiais, subterrâneas, profundas, no solo, entre outros, indicando sua baixa biodegradabilidade no meio ambiente. (LONGHIN, 2008)

Os antibióticos são uma importante classe de compostos farmacêuticos que devido a sua atividade biológica específica, geram grandes possibilidades de gerar impacto ambiental. Alguns desses antibióticos possuem baixa taxa de metabolismo. Um dos antibióticos que se destacam é a amoxicilina com cerca de 25% de absorção. (OUTTERSON, 2014)

Os antibióticos são compostos polares e que possuem, em suas estruturas químicas, diversos grupos funcionais como o álcool, cetona, enol, fenol, ácido carboxílico, amina, amida, compostos halogenados dentre outros, o que caracteriza uma alta atividade química e biológica desses compostos. Devido ao grande número de grupos funcionais, suas interações, dependendo das condições do meio, podem penetrar o solo sendo carregados para as águas subterrâneas expondo os usuários dessas águas bem como os organismos aquáticos presentes nesse meio. (CASTIGLIONI, 2004)

A atenção dada vem devido aos problemas relacionados ao meio ao qual ele é apresentado, ele tem o poder de criar populações de bactérias patogênicas resistentes, gerando problemas de saúde pública. O tratamento adequado para efluentes com antibióticos é de suma importância, visto que esses problemas são gerados por esses micropoluentes, na ordem de ng/L ou $\mu\text{g/L}$. (LONGUIN, 2008; JUNG, 2012)

Além de serem danosos ao serem descartados em sua forma original, ao entrar em contato com o meio ambiente podem acontecer diversas biotransformações das quais são gerados diversos subprodutos que são considerados igualmente ou mais danosos que seus compostos originais (KRAUSE, 2009)

A literatura propõe algumas maneiras de tratar fármacos no meio ambiente, dentre elas se destacam os processos oxidativos avançados (POA). POA são processos que envolvem reações de oxidação por intermédio de espécies pouco seletivas e altamente reativas. Os diferentes tipos de POA's são caracterizados pelos modos de gerar os radicais hidroxila, ocorrendo na presença ou não de radiação ultravioleta (UV). (MELO, 2009)

Ao se utilizar POA se obtém diversas vantagens como: a transformação química dos contaminantes devido sua versatilidade para oxidar uma grande variedade de compostos orgânicos; geralmente melhoram as propriedades organolépticas da água tratada; transformação dos contaminantes refratários em produtos degradáveis por processos mais econômicos. (HUANG, 1993)

Radicais hidroxila podem ser obtidos a partir de peróxido de hidrogênio combinado com a radiação UV, ozônio e UV ou fotólise de água com luz UV. O objetivo é a degradação obtendo produtos como CO₂ e H₂O ou produtos mais biodegradáveis. (BOLTON, 1995)

A fotólise é caracterizada pelo uso da radiação UV com o auxílio de alguns reagentes como a água oxigenada e o óxido de titânio. Outro método é o processo Fenton que pode ou não ser feito em presença de radiação UV no qual são utilizados íon de Fe⁺² com H₂O₂ ou o reagente de Fenton na presença de UV para a geração de radicais. (BADAWY, 2009)

Tendo em vista esses pontos, esse trabalho visa analisar a degradação da amoxicilina por processos oxidativos avançados, com os seguintes objetivos específicos:

- Estudar a degradação de amoxicilina por meio do processo de fotólise direta em escala laboratorial;
- Verificar a influência da radiação UV-A, UV-B, UV-C e Solar na fotodegradação;
- Avaliar a influência de diferentes pH's na degradação de Amoxicilina.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 FÁRMACOS

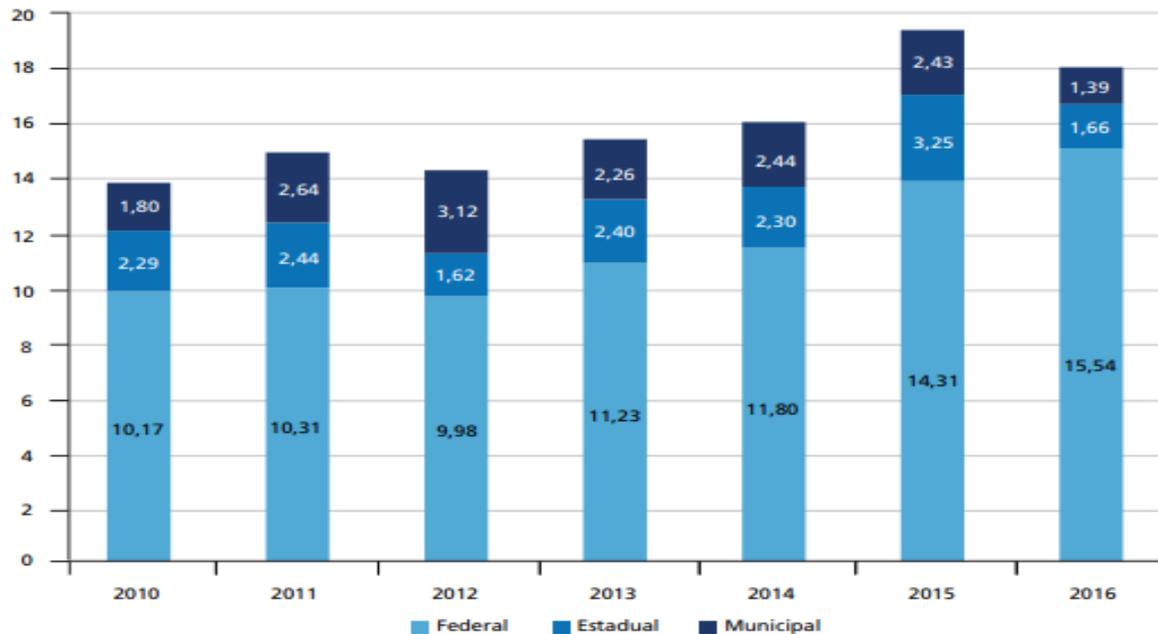
Fármacos são substâncias químicas cuja matéria prima pode ser proveniente de origem natural ou sintética da qual é extraída princípios ativos que serão utilizados na prevenção e tratamento de doenças, infecções e correções de funções orgânicas. (LARINI, 2008)

Os fármacos podem ser divididos em dois grandes grupos: fármacos de amplo espectro e específicos. No primeiro caso, temos fármacos que dependem exclusivamente de suas propriedades físico-químicas e devido a sua baixa potência, seus efeitos são dependentes de acumulação da substância no alvo ou de doses elevadas. No segundo caso, seu efeito é exercido pela interação seletiva com moléculas alvo, na maior parte dos casos, enzimas ligadas a quinases, receptores nucleares e ácidos nucleicos. (BARREIRO, 2015)

O gasto médio dos brasileiros com remédios é em torno de R\$ 138,32 por mês, valor que é aumentado para R\$ 194,97 para pessoas acima de 55 anos. Em torno de 26,6% da população, segundo pesquisa feita pelo SPC, toma remédios periódicos onde 51,3% paga do próprio bolso, 42,9% recebem do SUS e 5,9% tem o medicamento pago por terceiros. (SPC, 2018)

Com os estudos de impacto dos gastos de medicamentos que compromete a renda das famílias mais pobres, foram feitos avanços para a implementação e aperfeiçoamento dos programas de assistência farmacêutica que no período de 2010 a 2016 correspondeu a um aumento de 30% de despesas do SUS, onde o gasto passou de R\$ 14,3 bilhões em 2010 para quase R\$ 20 bilhões em 2015, reduzindo para R\$ 18,6 bilhões em 2016, mostrados na Figura 1. (IPEA, 2018)

Figura 1- Gastos com medicamentos por esfera do governo.



Fonte: IPEA (2018)

A aprovação de um fármaco deve ser feita ao atender três requisitos: boa qualidade, eficácia e segurança para o objetivo proposto. As duas primeiras são atendidas antes de qualquer exigência possa ser feita, a questão de segurança é menos pontual. (BRASIL, 2005)

A globalização, desenvolvimento do livre comércio, consumismo, facilidade de acesso fazem surgir novos problemas com a segurança gerando problemas como: venda ilegal pela internet, automedicação, medicamentos falsificados, uso de medicamentos por motivos inadequados. (BRASIL, 2005)

2.1.1 Fármacos como Micropoluentes

O monitoramento feito no ambiente vem recebendo grade destaque desde o final da década de 70 devido ao reconhecimento dos seus efeitos: genotoxicidade, toxicidade aquática, perturbação endócrina em animais selvagens, seleção de bactérias resistentes. (KUMMERER, 2010)

Micropoluentes podem ser encontrados em matrizes ambientais e biológicas em concentrações muito baixas, na escala de nanograma por litro (ng/L), porém são potencialmente capazes de causar efeitos negativos ecológicos e sobre a saúde humana. (SIM, 2010)

São classificados como micropoluentes fármacos, agrotóxicos, produtos de cuidado pessoal, hormônios naturais e sintéticos, surfactantes, alguns produtos químicos, entre outros. Suas fontes são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1- Micropoluentes e suas fontes

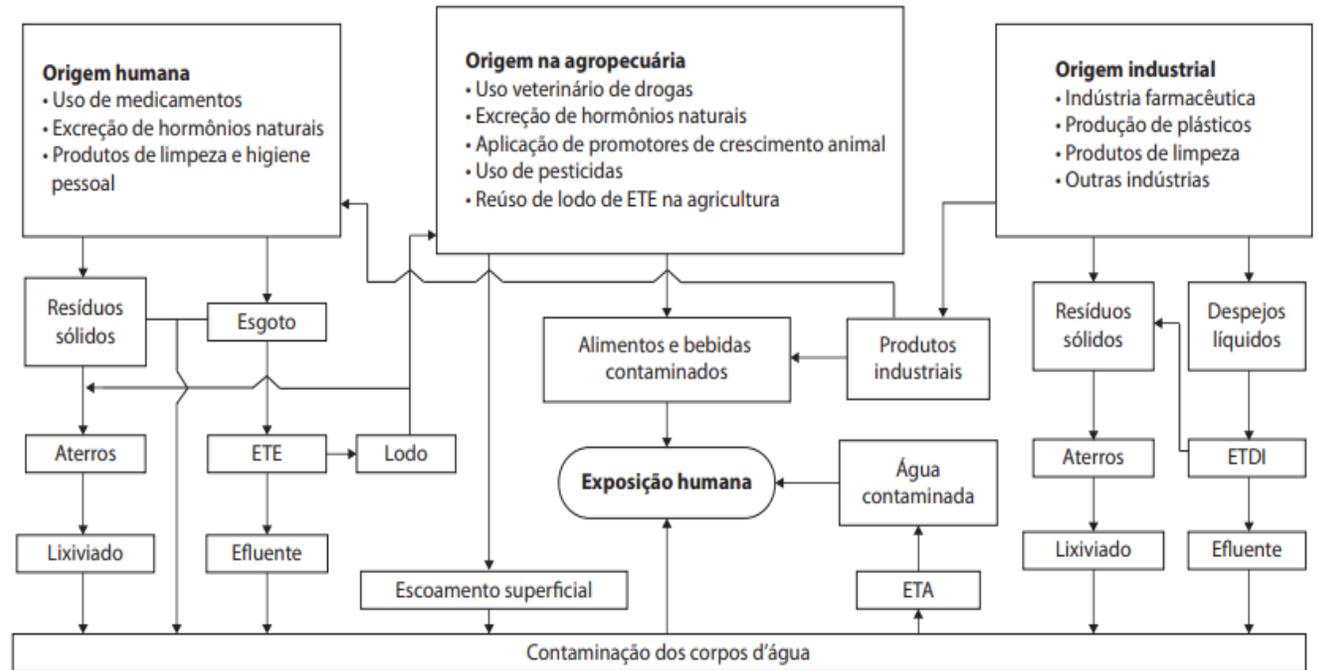
Categoria	Fonte
Fármacos	Esgoto doméstico, efluentes de hospital, escoamento de criadouros, aquicultura
Produtos de higienepessoal	Esgoto doméstico
Hormônios	Esgoto doméstico, escoamento de criadouros
Surfactantes	Esgoto doméstico, efluentes industriais
Químicosindustriais	Esgoto doméstico, efluentes industriais
Agrotóxicos	Esgoto doméstico, escoamento em áreas agrícolas

Fonte: LEÃO (2015)

Dentre os fármacos se destacam os antibióticos, que em muitos casos são prescritos de forma aleatória ou são mal administrados. Apesar de serem vitais, quando mal administrados podem ser prejudiciais aos seres humanos e animais, cuja capacidade de absorção é de cerca de 25% no corpo humano. (VERLICCHI, 2012; OUTTERSON, 2014)

O descarte incorreto de sobras de tratamento, medicamentos vencidos e as sobras que são excretadas pela urina e pelas fezes após o metabolismo são algumas causas da contaminação ambiental causada por medicamentos. Efluentes hospitalares são outra fonte para o lançamento de medicamentos no ambiente, como podemos observar nas rotas descritas na Figura 2. (BRASIL, 2004; ZAPARROLI, 2011)

Figura 2- Possíveis rotas de fármacos no meio ambiente



Fonte: AQUINO (2013)

Devido ao descarte incorreto de antibióticos, dois grandes problemas são observados: a contaminação dos recursos hídricos e a criação de resistência de alguns microrganismos. (MARTINEZ, 2009)

Na tabela 2 é possível observar a ocorrência de diversos fármacos em diferentes efluentes localizados em diversos locais do mundo.

Tabela 2 - Concentrações de fármacos detectadas no meio ambiente

Substância	Concentração	Local
Amoxicilina	13 µg/L	EsgotoBruto/ Italia
	1,67 µg/L	Efluente de ETA/Hong Kong
	34 µg/L	Rim Bovino/Alemanha
	60 µg/L	Carne de cordeiro/Alemanha
	38 µg/L	Carne Bovina/Alemanha
	6,94 µg/L	Efluente de ETE/Austrália
	200 µg/L	Água superficial/ Queensland
	1284 µg/L	Rio Atabaia/ São Paulo
	900 µg/L	Efluente hospitalar/Queensland
	6940 µg/L	Efluente ETA/Queensland
Trimetropina	4010 µg/L	Efluente/Taiwan
	1808 µg/L	Efluente de água doce/ Vietnã
	3800 µg/L	Efluente/ Espanha
	59,9 µg/L	Efluente de água doce/ Espanha
	2550 µg/L	Efluente/ Estados Unidos
	145 µg/L	Rios de água doce/ Brasil
Ciprofloxacino	1900 µg/L	Efluente/ Espanha
	80 µg/L	Rios de água doce/ Brasil
	12900 µg/L	Efluente/ Taiwan
Sulfametoxazol	5823 µg/L	Efluente/Taiwan
	4330 µg/L	Rios de água doce/ Vietnã
	6300 µg/L	Efluente/ Espanha
	250 µg/L	Rios de água doce/ Brasil
Eritromicina	5177 µg/L	Efluente/ Taiwan
	900 µg/L	Efluente/ Espanha
	24 µg/L	Rios de água doce/ Brasil

Fonte: Adaptado de BILA, CASTIGLIONI, SILVA (2003; 2006; 2009)

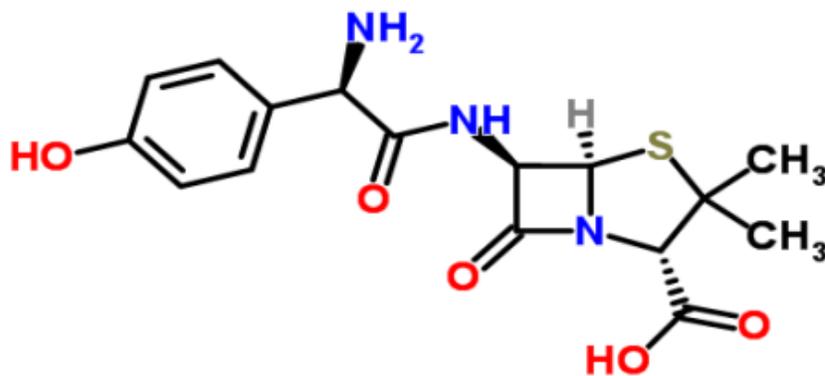
Ao entrarem em um ambiente aquático, antibióticos se tornam um risco potencial aos organismos do habitat ao qual foi inserido, mesmo em concentrações na ordem de ng.L^{-1} . Alguns estudos mostram que a resistência bacteriana é favorecida quando em contato com antibiótico em baixas concentrações. (HOMEM, 2010; JUNG, 2012)

Entre os patógenos que mais afetam a vida humana, se encontram as bactérias. Por esse motivo, o consumo de antibióticos cresce cada vez mais a cada ano (cerca de 200 mil toneladas/ano), causando um aumento de água contaminada por estes compostos já que somente parte dele é absorvida pelo organismo e o resto é excretado em forma inalterada. (HOMEM, 2011; MELO, 2009)

2.1.3 Amoxicilina como Micropoluente

A amoxicilina é um composto químico cujo nome, de acordo com a IUPAC (União Internacional de Química Pura e Aplicada), é (2S,5R,6R)-6-[[(2R) - 2 - amino - 2 - (4-hidroxifenol)acetil-amido] - 3,3 - dimetil - 7 - oxo - 4 - tia - 1 - azabicyclo [3.2.0] heptano -2-ácido carboxílico e sua fórmula molecular é $\text{C}_{16}\text{H}_{19}\text{N}_3\text{O}_5\text{S}$, sua estrutura pode ser vista na Figura abaixo.

Figura 3 - Estrutura da amoxicilina

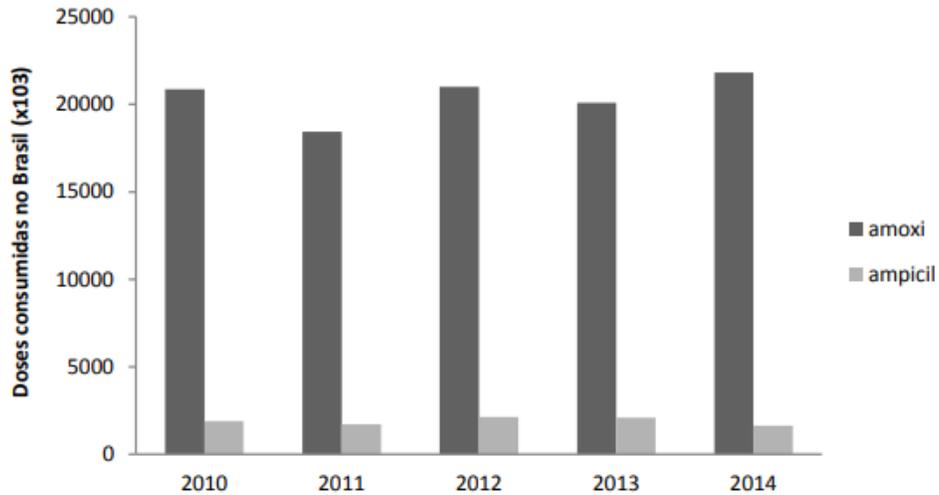


Fonte: PUBCHEM (2010)

A amoxicilina é um antibiótico eficaz contra grande variedade de bactérias, podendo ser encontrada em cápsulas contendo 500 mg e embalagens contendo 15, 21, 30 e 500 capsulas. (ANVISA, 1999)

No Brasil, podemos ver o consumo de amoxicilina e ampicilina, pertencentes a classe das penicilinas, entre 2010 e 2014 na Figura 4.

Figura 4 - Quantidade de doses de amoxicilina e ampicilina consumidas no Brasil



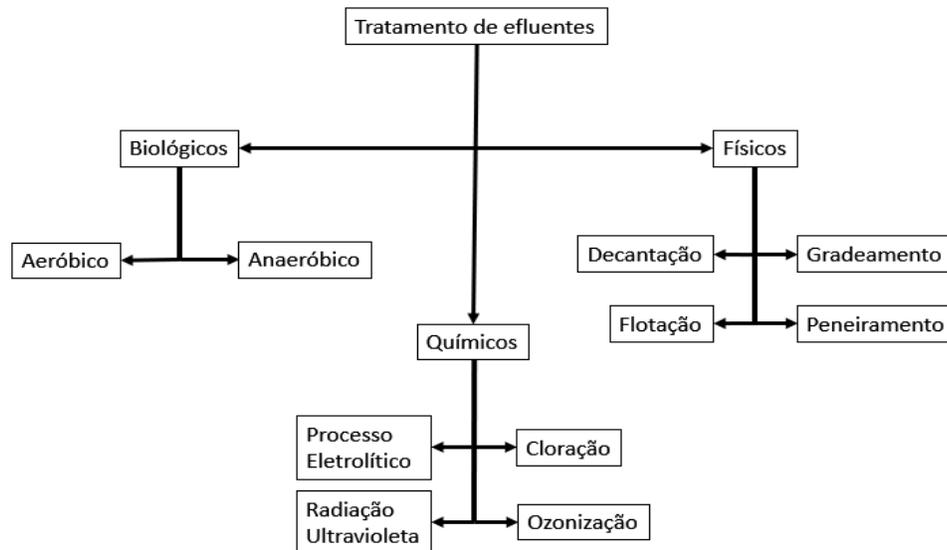
Fonte: SILVA (2015)

A estrutura da amoxicilina é afetada no meio ambiente dependendo somente do pH do meio ocorrendo a hidrólise. A característica dessa classe de antibióticos a qual a amoxicilina pertence é seu anel β -lactâmico cuja quebra no meio ambiente, dependente do pH do meio, implica na perda de sua atividade antibiótica. Alguns estudos conduzidos mostraram que os produtos da quebra podem possuir características refratárias aos processos de degradação, permanecendo então no meio ambiente. (VASCONCELOS, 2011)

2.2 TRATAMENTO DE EFLUENTES

Um sistema de tratamento, conforme exposto na Figura5, é uma série de processos que são empregados com o objetivo de remover substâncias indesejáveis da água ou transformá-las em uma forma que seja aceitável pela legislação. O tratamento é feito através de processos, podendo ser processos físicos, químicos ou biológicos. (PROJETO MUNICIPIO VERDE, 2012)

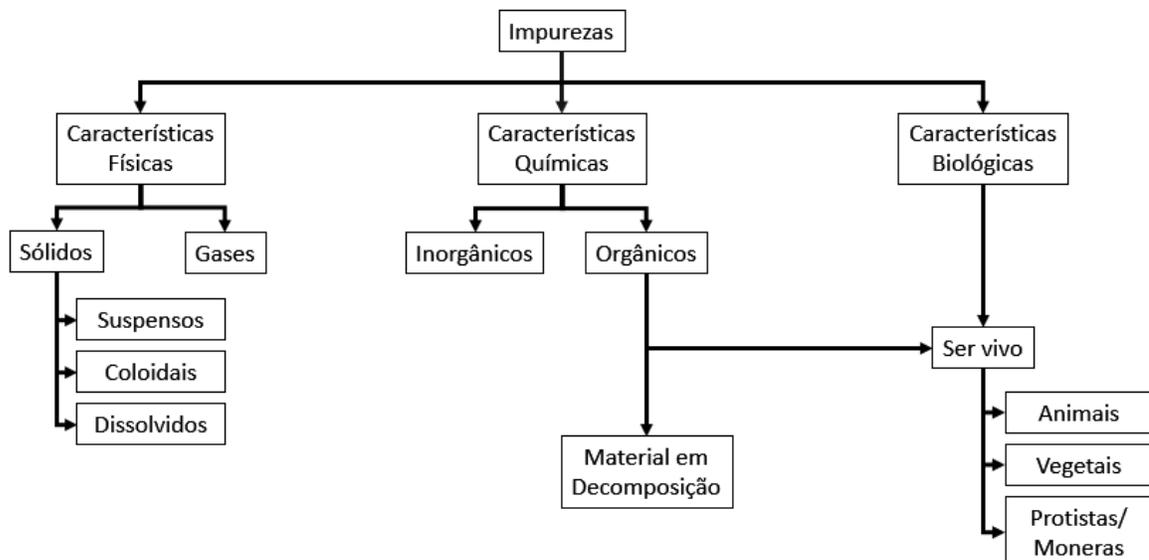
Figura 5- Fluxograma dos processos de tratamento de efluente



Fonte: adaptado de MARCONDES (2012)

O objetivo do tratamento é remover substâncias indesejáveis, conhecidas como impurezas. Von Sperling (1996) fala que as impurezas encontradas na água podem ser subdivididas em 3 grupos: químicas, físicas e biológicas, como podemos ver na Figura abaixo.

Figura 6 - Características das impurezas presentes nas águas



Fonte: adaptado de VON SPERLING (1996)

Os efluentes podem ter duas destinações: ser reutilizados ou liberados para o ambiente. No Brasil, as legislações vigentes classificam os corpos de água de acordo com seus usos e estabelecem para cada classificação os padrões de qualidade que devem ser obedecidos. Geralmente, duas abordagens são consideradas na implementação dos padrões de lançamento. A primeira considera o risco ambiental ocasionado pelos lançamentos e a segunda a fixação de limites baseados nas tecnologias e tratamento disponíveis, tais como a demanda química de oxigênio. (OLIVEIRA, 2006)

2.2.1 Parâmetros de Qualidade dos Efluentes

A qualidade de efluentes que são gerados, são representados por parâmetros mensuráveis de caráter físico, químico e biológico. Quando mantidas dentro dos limites, possibilitam o seu descarte. (VITERBO, 1998)

Os parâmetros físicos são caracterizados por substâncias fisicamente separáveis ou que não se encontram dissolvidas. Para a determinação dessa classe de parâmetros são analisadas a cor, turbidez, temperatura e quantidade de sólidos. (ALEGRE, 2004)

Os parâmetros químicos podem ser analisados em conjunto com os físicos e biológicos. O tratamento desses parâmetros é feito quando o uso dos tratamentos físicos e biológicos não atuam com eficiência nas características que desejam remover. Alguns exemplos são: pH, cloretos, oxigênio dissolvido etc. (VITERBO, 1998; PESSOA, 2009)

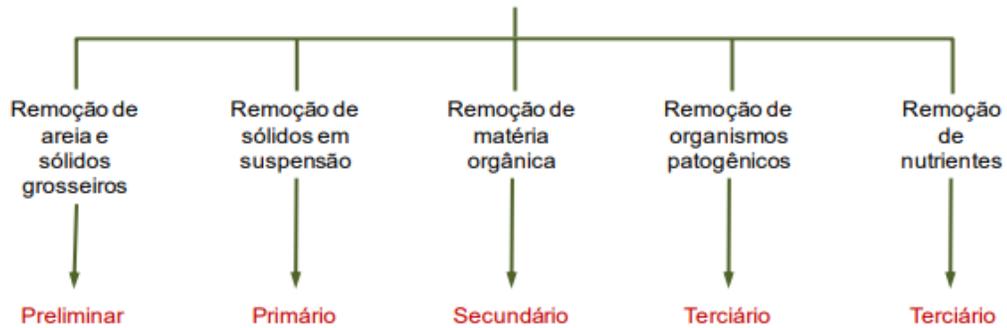
Os parâmetros biológicos são compostos por microrganismos vivos. Os seus processos dependem da ação dos microrganismos presentes nos efluentes, transformando compostos complexos em simples. Esse tipo de parâmetro é de sumo interesse a proteção da saúde pública, onde a indicação mais usada na contaminação por agentes biológicos é a presença de coliformes fecais. (LINS, 2010)

2.2.2 Processos de Tratamento de Esgotos

Processos de tratamento de esgotos são feitos em Estações de Tratamento de Efluentes, conhecidas como ETE. Geralmente, são mantidas pelo estado ou por empresas privadas através de concessões. Uma ETE pode ser definida como uma área projetada para realizar o tratamento de efluentes através de processos químicos, físicos e biológicos. (LA ROVERE, 2002)

Segundo Oliveira (2006), o tratamento pode ser feito através de níveis, observados na Figura 7 junto com seu objetivo, de acordo com o grau de remoção que se deseja atingir. São eles: nível preliminar, nível primário, nível secundário e nível terciário.

Figura 7 - Níveis de tratamento



Fonte: DIELE (2014)

No nível preliminar é feita a remoção dos resíduos sólidos, onde normalmente são usadas grades ou peneiras, a qual podemos observar na Figura 8, para que os resíduos maiores sejam separados a fim de não haver danos nas bombas, válvulas e outros equipamentos. (SPERLING,2005)

Figura 8 - Grades para o tratamento preliminar

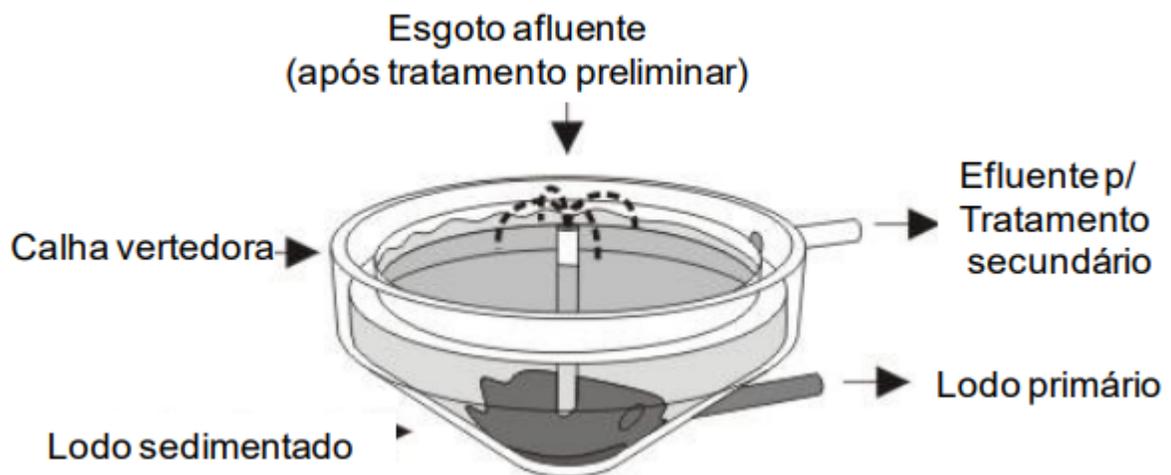


Fonte: DIELE (2014)

No nível primário é feita a remoção de sólidos sedimentáveis por mecanismos físicos como, por exemplo, decantadores primários e reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), ou reator anaeróbico de fluxo ascendente. (OLIVEIRA, 2014)

Decantadores primários, cujo esquema é apresentado na Figura 9, são usados na separação dos sólidos sedimentáveis. Para que o líquido tenha baixa velocidade, para permitir o depósito de algumas partículas, os decantadores devem ser unidades dimensionadas. (PESSOA, JORDÃO, 2009)

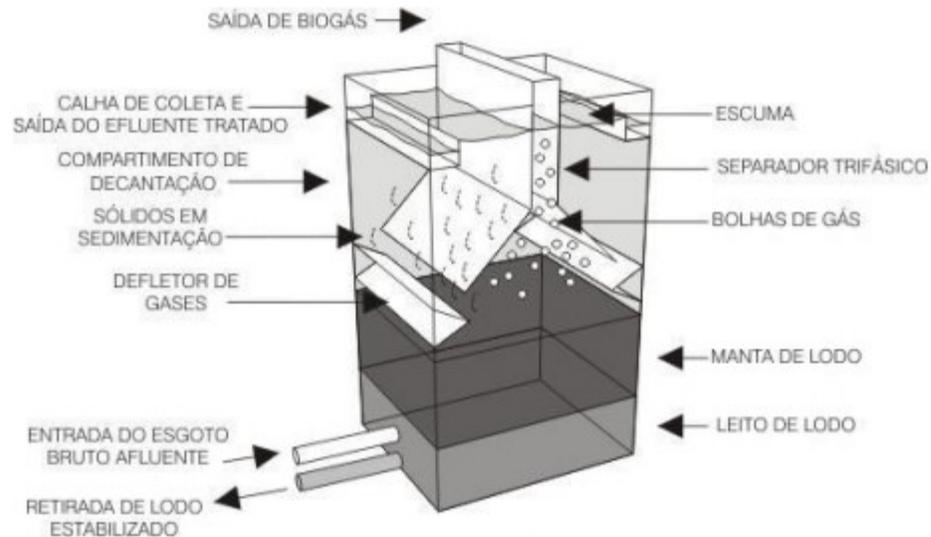
Figura 9 - Esquema de um decantador primário



Fonte: VOLSCHAN (2009)

Os decantadores primários vem sendo substituídos pelos reatores UASB, cujo esquema pode ser visto na Figura 10, devido a sua capacidade de remoção de matéria orgânica ser maior. Esse tipo de reator, como o próprio nome diz, trabalham de forma anaeróbica utilizando biomassa suspensa para a degradação da matéria orgânica. (VON SPERLING, 2005)

Figura 10 - Esquema do reator UASB



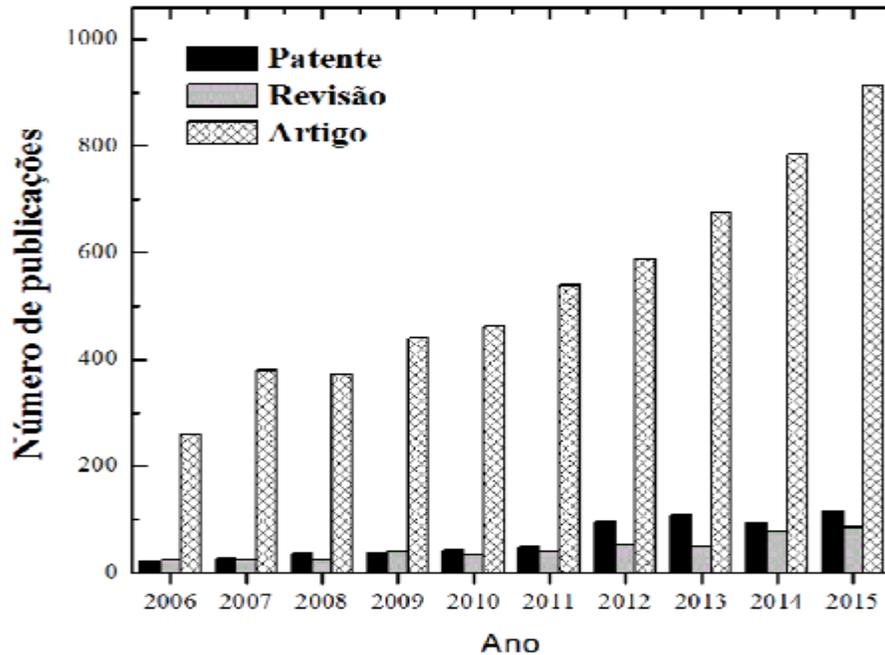
Fonte: VOLCHAN (2009)

O nível secundário tem por objetivo a remoção da matéria orgânica dissolvida (DBO). Nesta etapa, diversos microrganismos entram em contato com a matéria a convertendo em gás carbônico, água e material celular. Esse nível de tratamento requer a manutenção das condições de operação (temperatura, pH, tempo de contato). (VON SPERLING, 2005)

2.3 PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS

Em decorrência da falta de eficiência dos processos convencionais de tratamento de efluente, processos alternativos são propostos, dentre eles, a aplicação de POA. (NAPOLEÃO, 2011) A aplicação de POA tem sido observada em uma série de estudos aos longos dos anos, conforme é possível observar na Figura 11.

Figura 11- Número de publicações sobre POA do ano de 2006 a 2015



Fonte: WEB OF SCIENCE (2016)

POA's são baseados na geração de radicais livres, em especial o radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$). Este radical pode promover a degradação de vários compostos poluentes devido ao seu alto poder oxidante. (SILVA, 2007)

Substância com alta capacidade oxidativa são capazes de reagir com quase todas as classes de compostos orgânicos, obtendo como principais produtos o Dióxido de Carbono (CO_2) e água (H_2O) ou até mesmo resultando em produtos mais biodegradáveis. Combinado com o alto poder oxidativo, esse método tem como característica a não seletividade do ataque, atributo importante no tratamento de efluentes aquosos e para resolver problemas de poluição dos recursos hídricos (MALATO, 2002)

A produção do radical hidroxila pode ocorrer através da aplicação da radiação Ultravioleta (UV) ou ao se utilizar fortes agentes oxidantes como o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e ozônio (O_3). O radical hidroxila possui alto potencial padrão de redução (E°), superior a diversas espécies oxidantes, como podemos observar na Tabela3.

Tabela 3 - Valores de E° de espécies oxidantes

Substância	E° (V)
Hidroxil ($\bullet\text{OH}$)	+2,80
Ozônio (O_3)	+2,07
Peróxido de hidrogênio (H_2O_2)	+1,77
Hipoclorito (ClO^-)	+1,43

Fonte: SHIN (2008)

POA's podem ser divididos em diversas classes, conforme apresentado na Tabela 4

Tabela 4 - Tipos de POA's

Classe	Exemplos
Químicos	Processo Fenton
	$\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$
	O_3/UV
Fotoquímicos	$\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3/\text{UV}$
	Foto-fenton
	Fotocatálise heterogênea
	US
	O_3/US
Sonoquímicos	$\text{H}_2\text{O}_2/\text{US}$
	Fotocatálise/US
	Sono-fenton
	Oxidação Anódica
	Eletro-fenton
Eletroquímico	Fotoeletro-fenton
	Sonoeletroquímico
	Sonoeletro-fenton

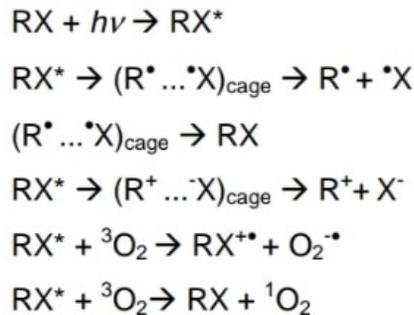
Fonte: Adaptado de PIGNATELLO (2006)

2.3.1 Fotólise Direta

O emprego da radiação ultravioleta (UV) diretamente sobre um efluente, onde o poluente é degradado por meio de reações foto-oxidativas é conhecido como fotólise direta. Nessa reação a luz promove a excitação de elétrons formando radicais livres ou espécies foto-excitadas. Após essas reações são formados produtos intermediários ou finais. (LEGRINI, 1993; LOPES, 2018)

No início, o poluente absorve a radiação formando um composto foto-excitado. Na segunda etapa, há a reação com o oxigênio molecular, podendo ser observado na Figura 12.

Figura 12 - Reação de fotólise



Fonte: PARSONS (2005)

O fluxo necessário para iniciar o processo descrito na reação acima pode ser fornecido pela luz solar ou por lâmpadas artificiais. Lâmpadas negras, germicidas, simuladoras solares dentre outras são algum dos exemplos. (BAYARRI, 2007)

A fotólise tem por objetivo dissociar as moléculas em fragmentos envolvendo a interação da luz. O espectro UV é dividido em três tipos de banda: UV-A (315 a 400 nm), UV-B (280 – 315 nm) e UV-C (200 a 280 nm). Em aplicações ambientais normalmente são usadas as bandas UV-A e UV-C, onde o UV-C é usada também para desinfecção de água para abastecimento e águas residuárias. (SACAMOTO, 2014)

Ao se utilizar sistemas homogêneos normalmente utilizam-se os processos oxidativos aliados a fotólise direta com ultravioleta, sabendo que as reações que geram radicais hidroxila são lentas em alguns casos. Normalmente se obtém maior eficiência com os dois processos atuando de forma conjunta utilizando H_2O_2 , O_3 ou os dois ao mesmo tempo. (POLEZI, 2003)

Agentes orgânicos como o H_2O_2 , O_3 ou O_2 são os mais utilizados para a geração de radicais hidroxila. Esses radicais são instáveis e reativos atacando as moléculas substituindo o átomo de hidrogênio ou pela adição de O_2 , onde as moléculas orgânicas podem ser reduzidas a dióxido de carbono e água. (ARSLAN, 2009)

A fotólise do H_2O_2 é simples visto que se baseia na quebra da molécula de peróxido de hidrogênio formando hidroxila (OH^\cdot). Apesar de ser mais simples, seu método não é tão eficiente ao se trabalhar com altas concentrações de certos compostos como os aromáticos clorados, compostos inorgânicos ou compostos que absorvem fortemente abaixo de 300 nm. (JARDIM, 2001)

Diversos reatores fotoquímicos são utilizados na literatura, podemos dividi-los em dois grandes grupos baseados na fonte de irradiação incidida sobre eles: reatores de energia artificial ou reatores de energia solar.

2.3.2 Reatores Fotoquímicos de Energia Artificial

Para este reator são usadas lâmpadas artificiais onde as mais comuns são as de vapor de mercúrio de baixa, média e alta pressão, todas com emissão de radiação UV. No reator, a disposição das lâmpadas é feita de modo que o efluente a ser tratado receba a maior concentração de fótons possível e para isso podem ser utilizadas: placas espelhadas refletoras, formatos cilíndricos ou paredes internas de material refletor. (MOTA, 2005)

2.3.3 Reatores Fotoquímicos de Energia Solar

As pesquisas atuais estão sendo focadas em dois tipos principais de POA, envolvendo luz com comprimento de onda maiores de 300 nm, viabilizando o uso da luz solar. A maioria dos processos fotoquímicos solares utiliza luz UV (300-400 nm), entretanto alguns processos têm capacidade de absorção que ultrapassa os 500 nm, como por exemplo a fotocatalise homogênea de foto-fenton (MALATO, 2002)

Os reatores solares ao serem comparados aos reatores de luz artificial apresentam a vantagem econômica de usar a energia do próprio sol, porém apresenta a desvantagem de não poder funcionar continuamente durante todo o dia. Projetos de reatores solares devem ser construídos de maneira que sejam resistentes a exposição ao meio ambiente, sejam quimicamente inertes e UV-transmissíveis. (MOTA, 2005)

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 AMOXICILINA

Para a obtenção dos resultados foram feitas soluções de amoxicilina da marca Unichem do lote BACM18002 fabricado em 01/2018 em pH's 5,0; 7,0 e 10,0 para avaliação de sua degradação diante de sua exposição à radiação ultravioleta (UV-A, UV-B e UV-C) e solar.

3.2 REATOR FOTOQUÍMICO

Em 2016 foi projetado por Amorim um reator fotoquímico de dimensões 27,4 cm (altura) x 54,8 cm (largura) x 20 cm (profundidade) no Laboratório de Engenharia Química (LEQ), localizado na Escola Superior de Tecnologia da Universidade do Estado do Amazonas que pode ser visto na Figura 13.

Figura 13– Reator de POA projetado por Amorim



Fonte: Amorim (2016)

Para atender as demandas do projeto foram acopladas ao reator projetado por Amorim (2016) uma lâmpada UV-C (6W de potência e comprimento de onda de 254 nm), uma lâmpada UV-B (14,7W de potência e comprimento de onda de 306 nm), uma lâmpada UV-A (6W de potência e comprimento de onda de 365 nm) no interior do reator de forma a emular a incidência de radiação sobre as amostras.

3.3 EXPERIMENTOS

Para se avaliar a degradação da Amoxicilina, estudou-se a influência das variáveis radiação incidida e pH no processo de fotólise direta. Com isso, foram organizados 12 experimentos feitos em duplicata como pode ser visto na tabela 5.

Tabela 5– Diferentes tipos de radiação e pH analisados nos experimentos

Experimento	Radiação	pH
1	UV-A (365 nm)	5,0
2	UV-A (365 nm)	7,0
3	UV-A (365 nm)	10,0
4	UV-B (306 nm)	5,0
5	UV-B (306 nm)	7,0
6	UV-B (306 nm)	10,0
7	UV-C (254 nm)	5,0
8	UV-C (254 nm)	7,0
9	UV-C (254 nm)	10,0
10	SOLAR	5,0
11	SOLAR	7,0
12	SOLAR	10,0

Fonte: Própria

Para as radiações UV foi utilizado o reator fotoquímico com as modificações exposto na figura 13 as amostras em estudo que foram colocadas em béquer de 50 mL e expostas a luz sem agitação nas condições expostas na tabela 6.

Para a radiação solar, as amostras foram colocadas em béquer de 50 mL e expostas a luz solar sem agitação no período entre 12:00 e 15:00 horas permanecendo nas mesmas condições expostas na tabela 6 e usadas para os experimentos no reator.

Outras variáveis (temperatura, concentração inicial, volume de amostra, tempo de reação), fixas para todos os experimentos, foram definidas de acordo com a literatura e utilizadas nos ensaios de fotólise e são expostas na Tabela 6.

Tabela 6–Variáveis Fixas

Variável	Valor
Concentração inicial de amoxicilina (mg/L)	10
Temperatura (°C)	27 (Ambiente)
Volume de amostra (mL)	50
Tempo de reação (Minutos)	180

Fonte: Própria

3.4 PREPARO DE AMOSTRAS

Foram pesados 30 comprimidos de amoxicilina da marca Unichem do lote BACM18002 fabricado em 01/2018 em uma balança analítica calibrada a fim de se obter a massa média de 574 mg para cada comprimido de 500 mg de amoxicilina.

3.4.1 Preparo de soluções tampão

Foram preparadas soluções nos pH's 5,0; 7,0 e 10,0 a fim de evitar altas variações no comportamento do pH das amostras que já foram observadas em estudos anteriores ao se utilizar a fotólise na amoxicilina.

Para a solução de pH 5,0 foi preparada uma solução de ácido acético 0,2 mol/L diluindo 71 mL de ácido acético glacial até completar 500 mL de solução em água destilada. Posteriormente foi feita uma solução 0,2 mol/L de acetato de sódio pesando-se 8,204 g da substância e diluindo em um volume de 500 mL de solução com água destilada. Com as soluções preparadas, foram misturados 90 mL da solução de ácido acético e 410 mL da solução de acetato de sódio, verificou-se o pH com o auxílio de um pHmetro (TECNOPON – MPA – 210) calibrado e se corrigiu o pH com gotas da solução de acetato até a leitura do pH ser 5,0.

Para a solução de pH 7,0 foi preparada uma solução 0,1 mol/L de hidrogeno-fosfato dissódico, pesando-se 14,696 g e diluindo em água destilada até completar 500 mL de solução. Em seguida, pesou-se 11,999 g de dihidrogenofosfato de sódio completando com água destilada até se obter um volume de 500 mL de solução de concentração 0,2 mol/L. Foram misturados 305 mL da

solução de hidrogeno-fosfato dissódico com 200 mL da solução de dihidrogenofosfato de sódio, o pH foi verificado e a solução foi armazenada.

Para a solução de pH 10 foi preparada solução 0,1 mol/L de bicarbonato de sódio pesando-se 2,10 g e avolumando-se para 250 mL de solução. Depois foi preparada uma solução 0,1 mol/L de carbonato de sódio onde foram pesados 5,299 g de diluídos em 500 mL de água. Foram misturados os 250 mL da solução de bicarbonato com 300 mL da solução de carbonato para se alcançar o pH 10,0.

Com as soluções tampão preparadas, foram pesados aproximadamente 0,004 g de amoxicilina e diluídas até se obter 400 mL de solução com cada um dos tampões.

3.5 ANÁLISES QUÍMICAS

Foi feita uma varredura em cada um dos pH's com o auxílio do espectrofotômetro SHIMADZU modelo UV-1800 a fim de se obter o comprimento de onda máximo para cada pH. Foi avaliada a absorbância nas concentrações de 1,0; 2,5; 5,0; 10,0 e 20,0 mg/L em uma faixa de 215 a 300 nm com velocidade média e resolução de 1 nm.

Após determinado o comprimento de onda máximo para cada pH foram feitas curvas analíticas que foram utilizadas nos experimentos descritos na Tabela 5 a fim de se fazer o posterior estudo de degradação da amoxicilina.

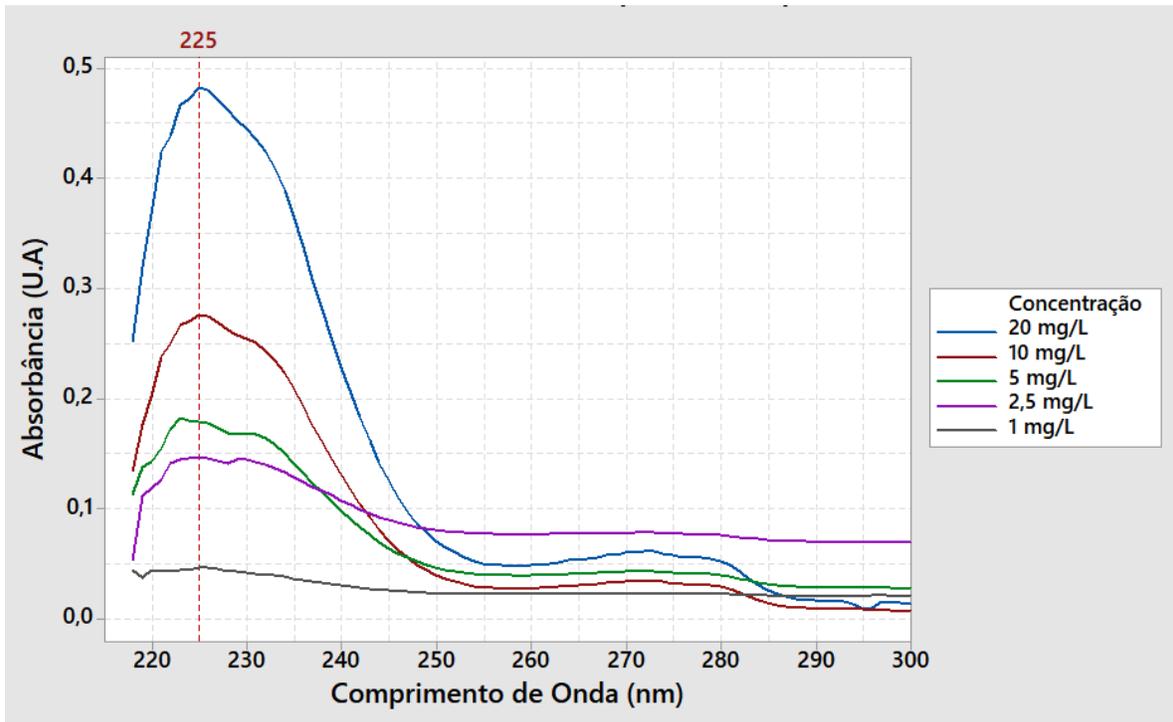
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CURVA ANALÍTICA VIA ESPECTOFOTÔMETRO UV-VIS

O presente trabalho foi realizado com base no estudo da degradação da amoxicilina por processo oxidativo avançado. O processo usado foi a fotólise direta que consiste na excitação de elétrons formando radicais livres ou espécies foto-excitadas que após as reações formaram produtos intermediários ou finais. (LEGRINI, 1993; LOPES, 2018).

Após o preparo das amostras descritas no item 3.1, foram feitas as varreduras para cada um os pH's estudados nas concentrações descritas no item 3.4. Figuras 14, 15 e 16.

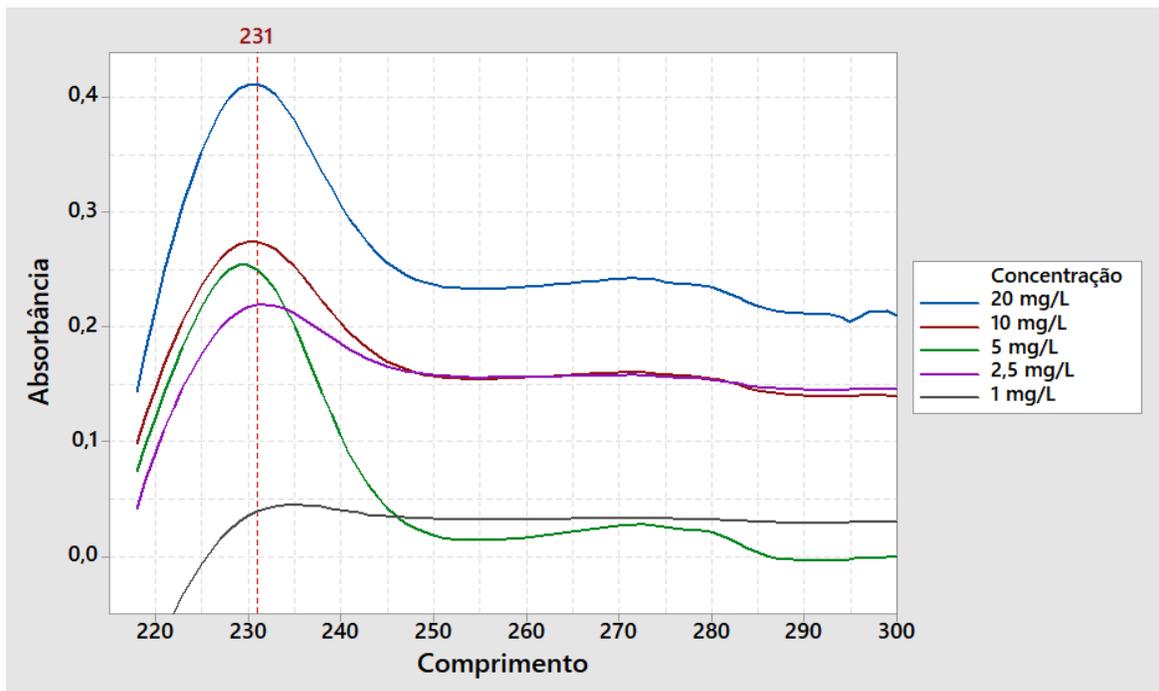
Figura 14- Espectro de varredura no pH 5,0



Fonte: Própria.

Na Figura 14, observa-se que o comprimento de onda de máxima absorção foi de 225 nm.

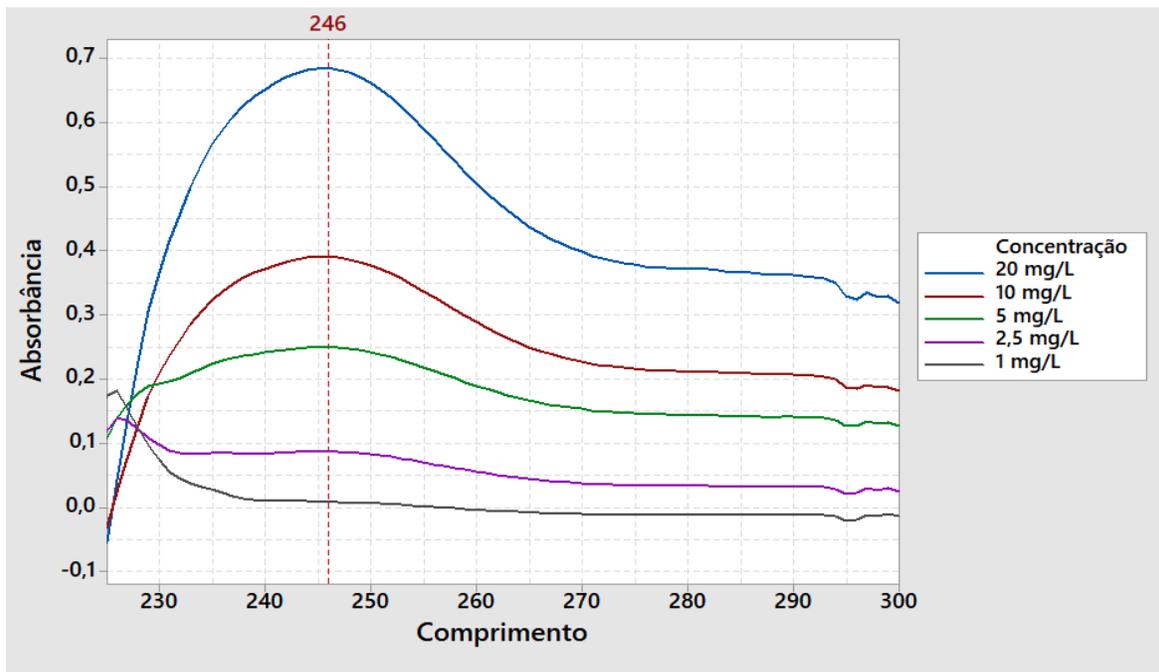
Figura 15 - Espectro de varredura no pH 7,0



Fonte: Própria.

Na Figura 15, observa-se que o comprimento de onda de máxima absorção foi de 231 nm.

Figura 16 - Espectro de varredura no pH 10,0



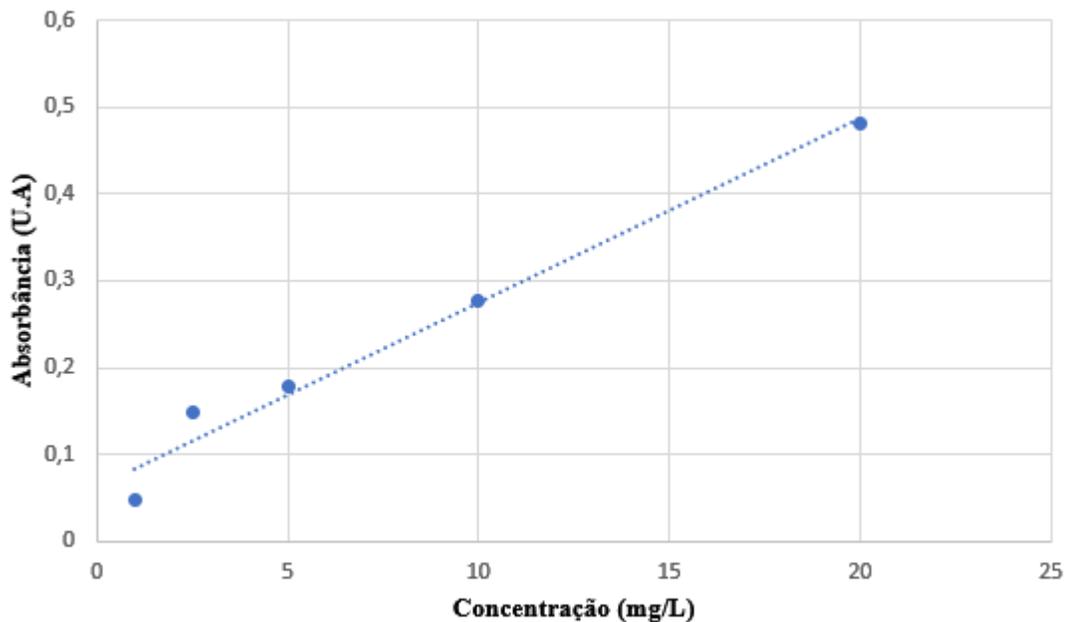
Fonte: Própria

Na Figura 16, observa-se que o comprimento de onda de máxima absorção foi de 246 nm.

É possível observar uma relação do pH com o comprimento de onda de máxima absorção, à medida que o pH se torna mais básico há um deslocamento do comprimento de onda de máxima absorção de 225 nm em pH 5,0 para 246 nm em pH 10, comportamento este também observado por Trovó (2009) que realizou experimentos utilizando três valores diferentes de pH (2,5; 7,0 e 9,0) e observou um deslocamento da banda de absorção de 228 nm em pH 2,5 para 245 em pH 9.

Com a obtenção dos comprimentos de onda máximos, foi possível construir a curva analítica para cada um dos pH's. Figuras 17, 18 e 19.

Figura 17 - Curva analítica para o pH 5,0

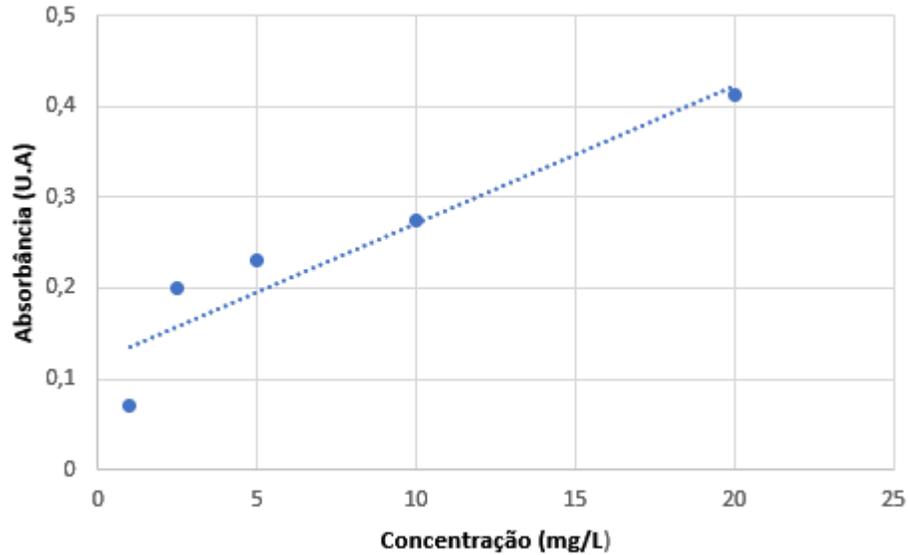


Fonte: Própria.

A curva da Figura 17 foi construída via regressão linear para a solução de pH 5,0 com coeficiente de correlação R^2 de 0,9769 gerando a equação 1 que fornece a correlação da absorbância com a concentração.

$$\text{Absorbância (U.A.)} = 0,0212 \times \text{Concentração} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) + 0,063 \quad (1)$$

Figura 18 - Curva analítica para o pH 7,0

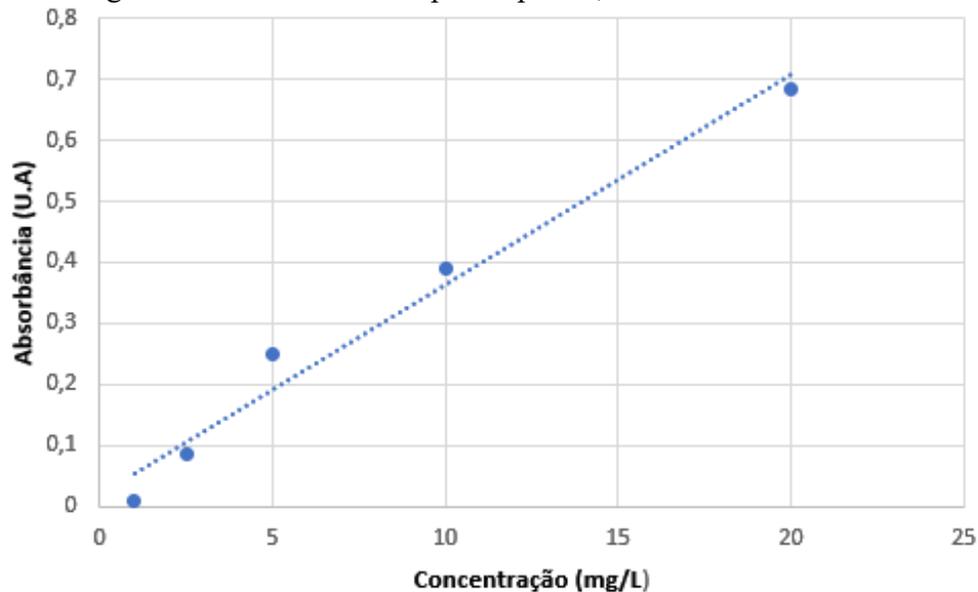


Fonte: Própria

A curva da Figura 18 foi construída via regressão linear para a solução de pH 7,0 com coeficiente de correlação R^2 de 0,8803 gerando a equação 2 que fornece a correlação da absorbância com a concentração.

$$\text{Absorbância (U.A.)} = 0,0151 \times \text{Concentração} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) + 0,1218 \quad (2)$$

Figura 19 - Curva analítica para o pH 10,0



Fonte: Própria

A curva da figura 19 foi construída via regressão linear para a solução de pH 10,0 com coeficiente de correlação R^2 de 0,9753 gerando a equação 3 que fornece a correlação da absorvância com a concentração.

$$\text{Absorbância (U.A)} = 0,0345 \times \text{Concentração } \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) + 0,0191 \quad (3)$$

4.2 RESULTADOS DA DEGRADAÇÃO DE AMOXICILINA POR UV

A partir das análises das soluções de amoxicilina no espectrofotômetro, foram obtidas as absorvâncias para cada um dos experimentos feitos e as concentrações finais, depois da exposição à radiação UV e solar, com auxílio das Equações 1, 2 e 3.

Como resposta, foi estudada a taxa de conversão da amoxicilina baseada em sua concentração inicial e final definida na Equação 4, pois facilita a comparação dos resultados obtidos com outros trabalhos envolvendo amoxicilina utilizando métodos diferentes de degradação.

$$X = \left(\frac{C_{ao} - C_a}{C_{ao}}\right) [\text{mg/L}] \times 100 \quad (4)$$

Onde:

X: Conversão;

C_{ao}: Concentração inicial da amostra;

C_a: Concentração final da amostra.

Todos os experimentos tiveram concentração inicial de 10 mg/L e concentração final, calculadas pelas equações 1,2 e 3, exibidas na tabela 7.

Tabela 7 - Concentração final de amoxicilina de cada experimento e a conversão obtida.

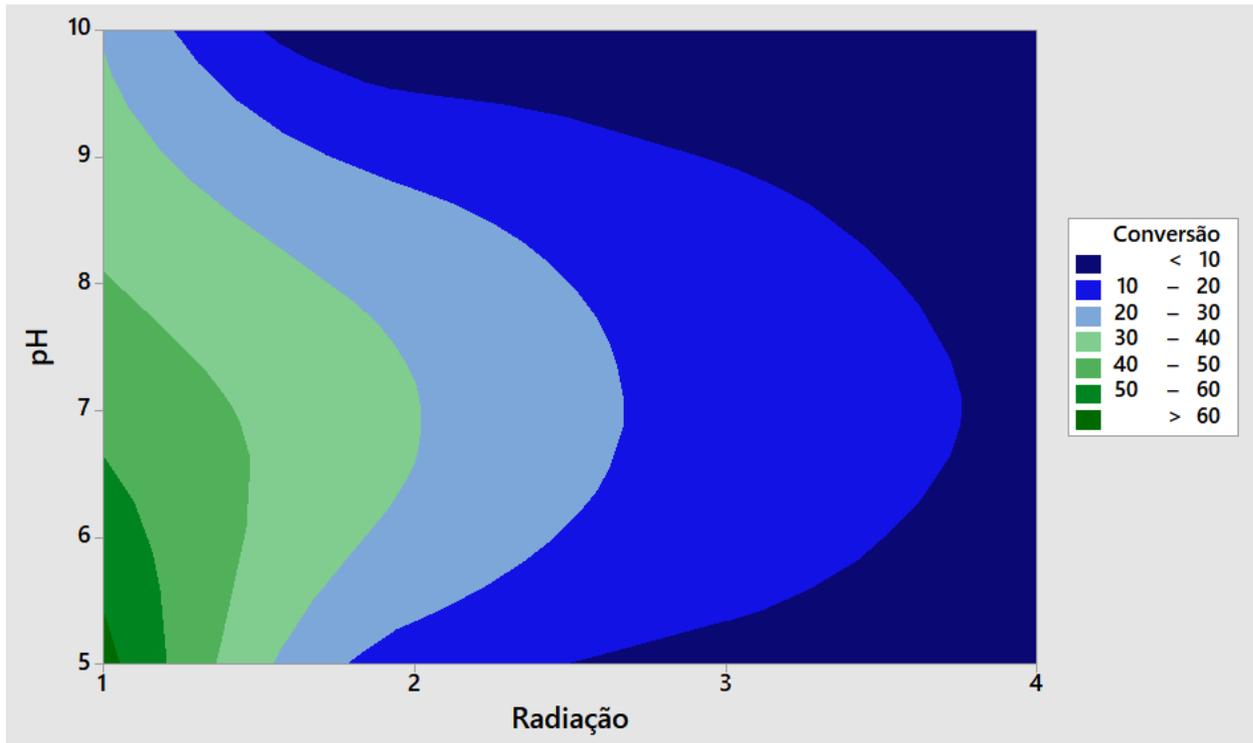
Nº	Experimento		Concentração Final	Conversão (%)
	Radiação	pH	(mg/L)	
1	UV-A (365 nm)	5,0	3,608	63,92
2	UV-A (365 nm)	7,0	5,256	47,44
3	UV-A (365 nm)	10,0	7,075	29,25
4	UV-B (306 nm)	5,0	8,505	14,95
5	UV-B (306 nm)	7,0	6,962	30,38
6	UV-B (306 nm)	10,0	9,813	1,87
7	UV-C (254 nm)	5,0	9,259	7,41
8	UV-C (254 nm)	7,0	8,446	15,54
9	UV-C (254 nm)	10,0	9,745	2,55
10	SOLAR	5,0	9,405	5,95
11	SOLAR	7,0	9,056	9,44
12	SOLAR	10,0	9,613	3,87

Fonte: Própria.

A Tabela 7 mostra a média dos resultados das duplicatas dos experimentos feitos com amoxicilina segundo a organização experimental descrita no item 3.2. Em todos os experimentos houve degradação do fármaco, tendo-se maior degradação no experimento 1 (63,92%) e menor no ensaio 6 (1,87%).

Com o auxílio da Figura 20, pode-se observar a influência do pH e da Radiação incidida sobre a conversão conseguindo chegar à conclusão de que as melhores conversões são obtidas usando a radiação UV-A e que o pH ideal para atingir o maior valor possível em cada uma das radiações fica na faixa de pH ácido, abaixo de 7.

Figura20 – Gráfico de Contorno



Legenda: No eixo da radiação, 1: UV-A; 2: UV-B; 3: UV-C; 4: Solar.
Fonte: Própria.

É possível observar uma tendência nos resultados onde à medida em que a radiação aumenta seu comprimento de onda e que o pH fica mais próximo da faixa ácida, um aumento de conversão é observado.

Longhin (2008) ao realizar experimento utilizando a fotólise direta afirma não obter conversão de amoxicilina após 60 minutos de reação utilizando pH inicial de 4,7 com lâmpada de 254 nm cuja conversão foi de apenas 7,41% após 3 horas de experimento em condições similares.

Carvalho (2014) ao utilizar um reator fotoquímico de geometria anular com o pH na faixa ácida, observou que em 120 minutos de reação ocorreu uma pequena degradação na concentração de carbono orgânico, em torno de 19%. Diversos autores ressaltam que apesar da amoxicilina ser degradada, a remoção da concentração de carbono é baixa utilizando esse método.

Com exceção do experimento 1, radiação UV-A e pH ácido, nenhum outro experimento obteve conversão acima de 50%. Vale ressaltar que na literatura a utilização de outros métodos se mostra mais eficiente degradação alcançando maiores valores de conversão.

Estudos realizados com outros antibióticos mostram que à medida que o comprimento de onda máximo se aproxima do comprimento de onda da radiação incidida, a degradação se torna

mais eficaz. O mesmo comportamento era de se esperar da amoxicilina contudo, o oposto foi observado. Trovó (2009), ao realizar experimentos na faixa de radiação UV-C (254nm) utilizando a fotólise direta obteve um comportamento semelhante nos resultados, onde o pH ácido com o menor comprimento de onda de máxima absorção apresentou maior conversão.

Buxon (2008) afirma que na faixa ácida de pH é onde se obtém as melhores condições para degradação de substâncias orgânicas, porém este fato também pode estar relacionado com a hidrólise da amoxicilina que segundo estudo feito por Pinto (2018) mostrou que a degradação observada foi em torno de 78% em pH ácido e 4% em pH básico.

Longhin (2008) realizou testes com diferentes processos oxidativos avançados obtendo altas taxas de degradação da amoxicilina. Utilizando um reator batelada estudou a degradação com reagente de Fenton, foto-Fenton, Fenton/ Fe^{3+} e foto-Fenton/ Fe^{3+} . Para todos os experimentos se usou um tempo de permanência de 60 minutos e um pH inicial de 4,7 obtendo 97,13%, 99,62%, 99,61% e 99,61% respectivamente.

Feitosa (2016) obteve um percentual de degradação acima de 90% em 90 minutos de reação em um reator batelada utilizando o processo foto-fenton para os ensaios de degradação de amoxicilina.

Sacamoto (2014) avaliou a degradação nos processos de Fenton e foto-Fenton em um reator cilíndrico com quatro chicanas e agitador mecânico e lâmpada acoplada no reator com comprimento de onda de 254 nm onde em todas as amostras toda a amoxicilina com 10 minutos de reação.

Pinto (2018) avaliou a degradação de amoxicilina por fotólise com íons de ferro (Fe^{2+} e Fe^{3+}) em reator batelada usando um volume de 3L e um tempo de reação de 30 minutos obtendo degradação superior a 90%

É possível observar, ao comparar os experimentos realizados com reagente de Fenton e íons de ferro com a fotólise usada neste trabalho, que apesar do tempo de reação ser menor nos trabalhos expostos, o percentual de degradação é explicado devido a interação dos íons Fe com a amoxicilina ou com os produtos de degradação podendo formar complexos de ferro fotoativos. Silva (2017) observou o fenômeno de complexação com análises e a formação de complexos orgânicos com íons de ferro que favorecem o processo de degradação em comparação a só se utilizar a radiação (fotólise) sem nenhum tipo de reagente ou composto que facilite a formação de radicais que atuem na oxidação da amostra.

5 CONCLUSÃO

Com base nas leituras da absorção das amostras analisadas constata-se que houve degradação de amoxicilina em todos os experimentos, embora não tenham sido obtidas conversões tão altas quanto as conversões obtidas ao se utilizar métodos de processos oxidativos avançados com substâncias que facilitam a produção de radicais com alto poder de oxidação, foram obtidos resultados acima de 50% ao se utilizar a radiação UV-A com pH ácido degradando a amoxicilina.

Foi verificada a influência da radiação incidida onde foi visto que o aumento da faixa de comprimento de onda da radiação incidida implica em uma maior degradação comportamento também observado por outros autores que ao afastar o comprimento de onda de máxima absorção do comprimento da lâmpada, obtiveram maiores taxas de conversão.

Foi verificada a influência do pH na degradação da amoxicilina por fotólise direta onde foi visto que utilização do pH na faixa de ácida aumenta a degradação para os maiores valores possíveis para cada uma das radiações incididas sobre as amostras provavelmente devido a hidrólise que acontece com a amoxicilina nessa faixa de pH.

6 PERSPECTIVAS

Para futuros trabalhos envolvendo amoxicilina tem-se como perspectivas:

- Realizar testes envolvendo a reação da Amoxicilina com reagentes e catalisadores;
- Fazer um estudo comparando a degradação de amoxicilina com a diminuição da quantidade de carbono orgânico total, demanda química e bioquímica de oxigênio;
- Testar outras variáveis que possam causar maior efeito na degradação, como a área superficial;
- Verificar se o tempo usado pode ser diminuído obtendo a mesma conversão;
- Fazer um estudo de biodegradabilidade e toxicidade dos compostos obtidos na degradação da amoxicilina.

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **ANVISA: Resolução de Diretoria Colegiada (RDC) n. 306, Brasil, 2004.**
- ALEGRE, R. M. **Tratamento Biológico das águas residuárias.** Campinas: Faculdade de Engenharia de Alimentos, UNICAMP, 2004.
- BADAWY, M.I., WAHAAB, R.A., EL-KALLINY, A.S. Fenton-biological treatment processes for the removal of some pharmaceuticals from industrial wastewater. **J. Hazard. Mater.**, v. 167, p. 567-574, 2009.
- BARREIRO, E. J. **Química Medicinal: as bases moleculares da ação dos fármacos**, 3^a ed, Porto alegre, Artmed, 2015.
- BILA, D. M.; DEZZOTI, M. Fármacos no meio ambiente. **Química Nova**, V. 26, n. 4, p. 523-530, 2003.
- BILA, D. M.; DEZOTTI, M.. Fármacos no meio ambiente. **Química Nova**, Rio de Janeiro, v. 26, n. 4, p. 523-530, jul./ago. 2003.
- BILA, D. M. **Degradação e Remoção da Atividade Estrogênica do Desregulador Endócrino 17 β -Estradiol pelo Processo de Ozonização.** Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro/ COPPE. 2005.
- BRASIL. Agência Nacional De Vigilância Sanitária (ANVISA). **A importância da farmacovigilância: monitorização da segurança dos medicamentos.** 2005.
- CASTIGLIONI, S., FANELLI, R., CALAMARI, D., BAGNATI, R., Methodological approaches for studding pharmaceuticals in the environmental by comparing predicted and measured concentrations in River Po, Italy. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, v. 39, p. 25-32, 2004.
- CASTIGLIONI, S.; BAGNATI, R.; FANELLI, R.; POMATI, F.; CALAMARI, D.; ZUCCATO, E. Removal of pharmaceuticals in sewage treatment plants in Italy. **Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 1, p. 357-363, 2006.
- HOMEM, V.; ALVES, A.; SANTOS, L. Amoxicillin degradation at ppb levels by fenton's oxidation using design of experiments. **Science of the total environment**. V. 408, p. 6272-6280, 2010.
- HOMEM, V.; SANTOS, L. Degradation and removal methods of antibiotics from aqueous matrices e A review. **Journalofenvironmental Management**. V. 92, p. 2304 – 2347, 2011.
- IPEA. **Evolução do gasto com medicamentos do sistema único de saúde no período de 2010 a 2016.** Rio De Janeiro, 2018.

JUNG, Y. J.; KIM, W. G.; YOON, Y.; KANG, J-W.; HONG, Y. M.; KIM, H. W. Removal of amoxicillin by UV and UV/H₂O₂ processes. **Science of the total environment**. V. 420, p. 160-167, 2012.

KRAUSE, L. G., **Degradação do Antibiótico Sulfametoxazol por Ozonização e Avaliação da Atividade Antibacteriana**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

KÜMMERER, K. (2010) Pharmaceuticals in the Environment. **The Annual Review of Environment and Resources**, v. 35, p. 57-75

LA ROVERE, E. L.; D'AVIGOGNON, A.; PIERRE, C. V.; KINGLERMAN, D.C.; SILVA, H. V. O.; BARATA, M. M. L.; E MALHEIROS, T. M. M. **Manual de auditoria ambiental para estações de tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro, 2002.

LARINI, L. **Fármacos e medicamentos**. Porto alegre, Artmed, 2008.

LONGHIN, S.R. **Estudo da degradação dos antibióticos beta-lactâmicos amoxicilina e ampicilina e avaliação da toxicidade e biodegradabilidade dos seus produtos**. Tese de Doutorado. Brasília, 2008.

MARCONDES, J. G. **Tratamento de efluentes**. Assis, 2012.

MARTINEZ, J.L. Environmental pollution by antibiotics and by antibiotic resistance determinants. **Environm. Pollution**. 157: 2893-2902, 2009.

MELO, S.A.S., TROVÓ, A.G., BAUTITZ, I.R., NOGUEIRA, R.F.P. Degradação de fármacos residuais por processo oxidativos avançados. **Quim. Nova**, v. 32, n. 1, p. 188-197, 2009.

OLIVEIRA, A. S. **Tratamento de esgoto pelo sistema de lodos ativados no município de Ribeirão Preto, SP: Avaliação da remoção de metais pesados**. Dissertação – Escola de Engenharia de Ribeirão preto da Universidade de São Paulo, Ribeirão preto, 2006.

OUTTERSON, K. **New Business Models for Sustainable Antibiotics**. Centre on Global Health Security Working Group Papers. Londres, 2014.

PESSOA, C. A.; JORDÃO, E.P. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio De Janeiro, 2009.

PROJETO MUNICÍPIO VERDE. Conceitos Fundamentais e Principais Soluções no Tratamento de Esgoto. Disponível em: Acesso em 26 fev. 2012.

SILVA, J. A. A. A. **Remoção de amoxicilina de matrizes aquosas por adsorção em leito fixo com casca de amêndoa carbonizada**. Tese de mestrado do curso de Engenharia Química da Universidade do Porto, 2009.

SILVEIRA, F. G. Os gastos das famílias com saúde. **Ciências&Saúdecoletiva**, 7 (4): 719 – 731, 2002.

SIM, W. J.; LEE, J. W.; OH, J. E. Occurrence and fate of pharmaceuticals in wastewater treatment plants and rivers in Korea. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 5, p. 1938-1947, 2010.

SOARES, Alexandra. F. S.; LEÃO, Mônica. M. D., Contaminação dos mananciais por micropoluentes e a precária remoção desses contaminantes nos tratamentos convencionais de água para potabilização. **Revista Jurídica De Júri**. ISSN 1809-8487, v. 14, n. 24, p. 36-85, jan./jun. 2015.

The PubChem Compound Database, National Center for Biotechnology Information, Disponível em: <http://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>. Acesso em fevereiro de 2019.

VERLICCHI, P.; AL AUKIDY, M.; ZAMBELLO, E. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment-A review. **Science of the Total Environment**, v.429, p. 123-155, 2012.

VITERBO JR, E. **Sistema integrado de gestão ambiental: Como implementar um Sistema de Gestão que atenda à norma ISO 14001 a partir de um sistema baseado na norma ISO 9000**. São Paulo, 1998.

ZAPPAROLI, I.D; CAMARA, M.R.G; BECK, C. **Medidas mitigadoras para a indústria de fármacos Comarca de Londrina – PR, Brasil: impacto ambiental do despejo de resíduos em corpos hídricos**. São Paulo, 2011.