

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA**

Débora Azevedo da Silva

**Avaliação da precipitação de Estruvita combinada a processo Fenton no tratamento de
lixiviado de aterro sanitário – Parte II**

**Juiz de Fora
2019**

**Avaliação da precipitação de Estruvita combinada à processo Fenton no tratamento de
lixiviado de aterro sanitário – Parte II**

Débora Azevedo da Silva

Débora Azevedo da Silva

**Avaliação da precipitação de Estruvita combinada à processo Fenton no tratamento de
lixiviado de aterro sanitário – Parte II**

Trabalho Final de Curso apresentado ao
Colegiado do curso de Engenharia Ambiental e
Sanitária da Universidade Federal de Juiz de
Fora, como requisito parcial à obtenção do
título de Engenheiro Ambiental e Sanitarista.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de Pesquisa: Tratamento de Efluentes

Orientador: Dr^a. Sue Ellen Costa Bottrel

Co-orientador: Dr. Samuel Rodrigues Castro

Aprovada em de de

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dr^a. Sue Ellen Costa Bottrel - Orientador

Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Dr. Samuel Rodrigues Castro – Co-orientador
Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Dr. Edgard Henrique Oliveira Dias
Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof.^a Dr.^a. Renata de Oliveira Pereira
Universidade Federal de Juiz de Fora

Dedico este trabalho aos meus pais, pelo apoio e por nunca medirem esforços para que eu realizasse meus sonhos. Ao Ramon pela compreensão e apoio em todos os momentos, desde o início dessa jornada. Aos meus irmãos por estarem ao meu lado, ao meu padrinho Geraldo por acompanhar meus passos e pela preocupação diária. E as minhas amigas, pelo apoio e parceria nos estudos e nos trabalhos, por se alegrarem e chorarem junto comigo nessa caminhada.

AGRADECIMENTOS

À Deus meu criador, criador da natureza a que buscamos cuidar, zelar e preservar. Obrigada pelo privilégio de conquistar um diploma de ensino superior e por me dar força, saúde e perseverança em todos os dias dessa busca.

Obrigada aos meus pais Paulo e Ana Lúcia que me criaram da melhor forma possível na fé, no amor, na força de vontade, e me deram todo o auxílio e compreensão para chegar até aqui. Obrigada mãe pelas velas acesas em todas as provas de cálculo e física. Obrigada pai pelo café da manhã de todos os dias e por todas as vezes que me esperou sair à noite da faculdade mesmo depois de um dia cansativo de trabalho.

Obrigada ao meu amor Ramon, por ter participado de todos os momentos comigo desde a aprovação no vestibular, por ser compreensivo e paciente quando eu precisava ficar em casa estudando, por me incentivar e me impulsionar para frente, sempre colocando em primeiro lugar os meus estudos e minha vida profissional. Você é a razão pela qual eu descobri essa profissão que hoje sou apaixonada. Obrigada também por ser meu motorista quando eu precisei e por nunca reclamar dos meus pedidos por ajuda. Amo você.

Obrigada ao meu padrinho Geraldo por ser tão cuidadoso e amoroso, pela preocupação diária com minha saúde, com minha alimentação, e com a hora que eu ia sair e chegar, sempre seguro de que não me faltaria nada. Não sei o que seria de mim sem você. Que privilégio ter você comigo.

Obrigada amigas por compartilharem comigo os melhores e piores momentos. Pelos trabalhos, estudos, matérias e resumos compartilhados, pelas dúvidas tiradas por *whatsapp*, por me acalmaram nos momentos de estresse e medo. Eu amo vocês.

Obrigada aos professores da Engenharia Ambiental e Sanitária, pois sem vocês também não seria possível. Obrigada por compartilharem seu conhecimento, pelas exigências que muitas vezes não entendemos, mas são necessárias. Por todos os momentos que foram compreensivos, flexíveis, atenciosos e muitas vezes psicólogos. Obrigada aos meus queridos orientadores. Admiro vocês.

RESUMO

O lixiviado é um líquido proveniente da decomposição dos resíduos sólidos no aterro sanitário. É um efluente de cor escura, odor forte e elevada carga orgânica, dentre outros compostos com alto potencial poluidor, necessitando, portanto, de tratamento adequado antes de ser disposto no meio ambiente. O estudo consiste em uma etapa preliminar que visa assemelhar o tratamento às condições operacionais e metodológicas de um processo contínuo em escala real. Sendo assim, o efluente foi diluído para atender a uma necessidade do processo. O objetivo foi avaliar a melhor configuração e a condição otimizada na combinação das tecnologias de precipitação química de estruvita e Fenton homogêneo no tratamento do lixiviado de um aterro sanitário de um município de grande porte, localizado em Minas Gerais. O lixiviado diluído foi devidamente caracterizado, o que indicou altas concentrações e Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Nitrogênio Amônia (NH₄⁺), que foram 349 mg/L de DQO e 254,52 mg/L de NH₄⁺, ambos em desacordo com a legislação estadual DN COPAM CERH/MG n° 01/2008, o que reforça a utilização de tecnologias combinadas e específicas para a adequação de tais parâmetros e posterior lançamento em corpo hídrico. Os experimentos foram realizados em escala de laboratório de acordo com um planejamento fatorial, onde as variáveis avaliadas foram o pH e a razão estequiométrica Mg²⁺: NH₄⁺: PO₄³⁻ no processo de precipitação, além da concentração de peróxido de hidrogênio no ensaio Fenton. Além da melhor condição, avaliou-se também a melhor configuração: Fenton como pré ou pós-tratamento à precipitação química de estruvita. Os resultados mostraram que a configuração que determinou maiores remoções foi aquela em que a precipitação química de estruvita foi adotada como pré-tratamento ao Fenton, em condições experimentais de pH igual a 9,0, razão estequiométrica Mg:NH₄:PO₄ igual a 1,5:1:1,5 e concentrações de sulfato e peróxidos iguais a 1,100 mg/L e 2,200 mg/L, respectivamente. Tal condição promoveu uma remoção de 78,80% de DQO e 94,44% de N-NH₄⁺, indicando o potencial da combinação das técnicas em estudo como estratégia tecnicamente viável de tratamento de efluentes líquidos complexos, tais como lixiviado de aterro sanitário, ricos em nutrientes e carga orgânica.

Palavras-chave: processos combinados, processos oxidativos avançados, tratamento de efluentes, percolado, recuperação de nutrientes.

ABSTRACT

Leachate is a liquid from by the decomposition of solid waste in landfill. It is an wastewater of dark color, strong odor, and high organic load, among other compounds with high pollutant potential, thus requiring proper treatment before being disposed of in the environment. Thus, the present study aimed to evaluate the best configuration and optimized condition in the combination of struvite and homogeneous Fenton chemical precipitation technologies in the treatment of leachate from a landfill of a large municipality, located in Minas Gerais. The leachate was properly characterized, which indicated high concentrations and Chemical Oxygen Demand (COD) and Ammoniacal Nitrogen (NH_4^+), which were 349 mg / L COD and 254,52 mg / L NH_4^+ , both at ods of the legislation. DN COPAM CERH / MG N°. 01/2008, which reinforces the use of combined and specific technologies for the adequacy of such parameters and subsequent release into the water. The experiment was carried out on a laboratory scale from a factorial design, where the evaluated variables were the pH and the stoichiometric ratio $\text{Mg}^{2+}:\text{NH}_4^+:\text{PO}_4^{3-}$ in the precipitation process, in addition to the concentration of ferrous sulfate and hydrogen peroxide in the Fenton assay. Beyond the best condition, the best configuration was also evaluated: Fenton as pre or post-treatment to chemical precipitation of struvite. The results showed that the configuration that determined the highest removals was that in which the chemical precipitation of struvite was adopted as pretreatment to Fenton, under experimental conditions of pH 9.0, stoichiometric ratio $\text{Mg}^{2+}:\text{NH}_4^+:\text{PO}_4^{3-}$ equal to 1, 5: 1: 1.5 and sulfate and peroxide concentrations of 1.100 mg / L and 2.200 mg / L respectively. This condition promoted the removal of 78,80% COD and 94,44% N- NH_4^+ , indicating the potential of the combination of the techniques under study as a technically viable strategy to treat complex liquid effluents, such as landfill leachate, rich in nutrients and organic load

Keywords: combined processes, advanced oxidative processes, wastewater treatment, percolate, nutrient recovery.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Quantidade de resíduos sólidos destinados a aterros sanitários em (t/ano) por região do país.....	17
Figura 2 – Desenho esquemático das etapas de preparação à finalização de um aterro sanitário.	19
Figura 3 - Principais POA utilizados.....	36
Figura 4 - Coleta do lixiviado no aterro sanitário.....	41
Figura 5 - Foto dos ensaios Fenton homogêneo.	44
Figura 6 - Foto dos ensaios de precipitação química de Estruvita.	45
Figura 7 – Fluxograma do ensaio de Precipitação + Fenton.	46
Figura 8 – Fluxograma do ensaio de Fenton + Precipitação.	47
Figura 9 - Foto da estruvita precipitada no processo de tratamento pré Fenton.....	49
Figura 10 - Foto evidenciando a diferença de cor entre o efluente bruto e tratado pós Fenton.....	49
Figura 11 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de DQO para a razão molar.....	52
Figura 12 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de N-NH ₄ ⁺ para a razão molar.....	52
Figura 13 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de DQO para o pH ...	52
Figura 14 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de N-NH ₄ ⁺ para o pH.....	52
Figura 15 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de DQO para as condições do processo Fenton	52
Figura 16 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de N-NH ₄ ⁺ para as condições do processo Fenton	52
Figura 17 - Gráfico de efeitos padronizados para as remoções de DQO	53
Figura 18 - Gráfico de efeitos padronizados para as remoções de N-NH ₄ ⁺	53
Figura 19 - Gráfico de cubo para remoção de DQO.....	54
Figura 20 - Gráfico de cubo para remoção de N-NH ₄ ⁺	54
Figura 21 - Estruvita precipitada pós processo Fenton.....	56
Figura 22 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de DQO para a razão molar.....	58
Figura 23 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de N-NH ₄ ⁺ para a razão molar.....	58
Figura 24 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de DQO para o pH ...	59
Figura 25 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de N-NH ₄ ⁺ para o pH.....	59
Figura 26 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de DQO para as condições do processo Fenton	59

Figura 27 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de N-NH ₄ ⁺ para as condições do processo Fenton	59
Figura 28 - Gráfico de efeitos padronizados para as remoções de DQO	60
Figura 29 - Gráfico de efeitos padronizados para as remoções de N-NH ₄ ⁺	60
Figura 30 - Gráfico de cubo para remoção de DQO.....	60
Figura 31 - Gráfico de cubo para remoção de N-NH ₄ ⁺	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dados de quantidade de resíduos sólidos coletados por região.	16
Tabela 2 - Concentrações típicas de poluentes presentes no lixiviado de acordo com a idade do aterro sanitário.	21
Tabela 3 - Caracterização típica de aterros sanitários brasileiros.	22
Tabela 4 - Levantamento bibliográfico de tecnologias empregadas no tratamento do lixiviado.	26
Tabela 5 - Levantamento bibliográfico de estudos envolvendo a aplicação de precipitação química de estruvita.	32
Tabela 6 - Principais tipos de POA mais estudados	36
Tabela 7 - Levantamento bibliográfico de estudos que aplicaram o Fenton homogêneo no tratamento de lixiviado	39
Tabela 8 - Parâmetros de caracterização do lixiviado e respectivo método	42
Tabela 9 - Delineamento experimental.	43
Tabela 10 - Caracterização do lixiviado de estudo.	48
Tabela 11 - Remoções parciais e globais para N-NH ₄ ⁺	50
Tabela 12 - Remoções parciais e globais para DQO	50
Tabela 13 - Remoções parciais e globais para N-NH ₄ ⁺	56
Tabela 14 - Remoções parciais e globais para DQO	57

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	12
2	OBJETIVOS.....	14
3	REVISÃO DA LITERATURA.....	15
3.1	Resíduos sólidos urbanos: panorama brasileiro.....	15
3.2	Aterro sanitário e lixiviado.....	18
3.3	Tecnologias empregadas no tratamento do lixiviado.....	23
3.4	Precipitação química e a estruvita.....	31
3.4.1	Operações em contínuo.....	34
3.5	Processos oxidativos avançados e o Fenton.....	35
3.6	Combinação de precipitação química de Estruvita e Fenton no tratamento de lixiviado.....	40
4	METODOLOGIA.....	41
4.1	Coleta e caracterização do lixiviado bruto.....	41
4.2	Ensaio de precipitação química de Estruvita e Fenton homogêneo.....	42
4.2.1	Ensaio Fenton homogêneo.....	43
4.2.2	Experimentos para precipitação da Estruvita.....	44
4.3	Ensaio combinado de precipitação química e Fenton.....	45
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
5.1	Caracterização do lixiviado.....	48
5.2	Ensaio de Precipitação + Fenton.....	48
5.3	Ensaio de Fenton + Precipitação.....	55
6	CONCLUSÃO.....	63
7	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	64
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	65

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional acelerado e o avanço tecnológico fazem com que os hábitos de consumo se fortaleçam, seja no ramo da alimentação ou de bens de consumo. Com o avanço da cultura consumista, cresce também a geração de resíduos sólidos, que por sua vez necessitam ser depositados em locais ambientalmente corretos. No Brasil, o aterro sanitário é o destino final mais frequente para estes resíduos, e de acordo com o Sistema Nacional de Informação Sobre Saneamento Básico (SNIS), no ano de 2017, eram depositados um total estimado de 40.782.563,4 toneladas de resíduos sólidos em aterros sanitários em todo o país.

Os resíduos sólidos em sua decomposição no aterro produzem o lixiviado, um líquido de cor escura, odor forte e elevada carga orgânica. Esse efluente contém matéria orgânica solubilizada, nutrientes como nitrogênio e fósforo, ácidos orgânicos voláteis, metais pesados como cádmio, zinco, mercúrio e organoclorados provenientes do descarte de inseticidas e/ou agrotóxicos, além de microrganismos (MAUS *et al.*, 2009).

Algumas formas de nitrogênio (amônia, nitrito e nitrato) e fósforo (ortofosfato e monofosfato) conferem toxicidade à água e afetam a vida aquática. É imprescindível remover esses nutrientes de efluentes antes de lançá-los, assim como a carga orgânica presente. Ainda não há uma tecnologia universal a ser empregada no tratamento do lixiviado de aterro sanitário, pelo fato da alta complexidade da composição do líquido e da variação das concentrações ao longo do tempo. Entretanto, segundo Elk (2007), os tratamentos mais usuais para lixiviados são: tratamentos biológicos aeróbios ou anaeróbios (lodos ativados, lagoas, filtros biológicos) e os tratamentos por processos físico-químicos (filtração, coagulação, floculação, precipitação, sedimentação, adsorção, troca iônica, oxidação química).

As águas residuais que contém alta concentração de nitrogênio e fósforo, como o lixiviado, consistem em uma fonte potencialmente eficaz de recuperação de nutrientes e, nos últimos anos, a precipitação química de estruvita vem sendo utilizada para esse fim. A técnica de precipitação química é a mais antiga para remoção/recuperação de nutrientes e ainda muito aplicada atualmente (CASTRO, 2014). Essa tecnologia possui simplicidade operacional e capacidade na remoção de substâncias, tais como compostos orgânicos não biodegradáveis, nitrogênio amoniacal e metais pesados (CASTRO, 2014).

Nesse cenário, destacam-se também os Processos Oxidativos Avançados (POA) empregando o processo de Fenton Homogêneo. Esses processos alcançam elevadas eficiências ao oxidar compostos orgânicos complexos, formando moléculas simples e mais facilmente biodegradáveis e ou até mesmo conduzindo a total mineralização da matéria orgânica, formando dióxido de carbono e água (MAGALHÃES, 2008) e mostra-se um tratamento viável para o lixiviado.

Desta forma, no presente estudo almeja-se a avaliação da combinação dessas duas tecnologias em uma estratégia para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário, com destaque na remoção de Nitrogênio Amoniacoal ($N-NH_4^+$) e matéria orgânica na forma de Demanda Química de Oxigênio (DQO).

2 OBJETIVOS

O objetivo geral do presente trabalho foi avaliar a eficiência do tratamento combinado de precipitação química de Estruvita com Fenton Homogêneo, na remoção de Nitrogênio Amoniacal e Matéria Orgânica em baixas concentrações do lixiviado gerado no aterro sanitário de um município de grande porte localizado na região da Zona da Mata em Minas Gerais. Como objetivo específico, cita-se avaliar a melhor configuração e condição ao utilizar os processos combinados para o tratamento de lixiviado.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Resíduos sólidos urbanos: panorama brasileiro

A norma brasileira NBR 10.004/2004 (ABNT,2004) define os resíduos sólidos como aqueles resultantes das atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços, de varrição, lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, e líquidos impossibilitados de serem lançados na rede pública de esgotos ou nos corpos d'água. De acordo com a norma os resíduos são classificados em:

- Resíduos classe I – perigosos: confere aos resíduos perigosos as características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade; e
- Resíduos classe II – não perigosos: aqueles que não oferecem riscos à saúde pública.

Os resíduos classe II recebem ainda uma subclassificação:

- Resíduos classe II A – não inertes: são os resíduos que podem ter propriedades tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.
- Resíduos classe II B – inertes: são aqueles em que nenhum de seus constituintes são solubilizados em água.

A produção de resíduos sólidos pela sociedade moderna que vive em sua maior parte nas cidades, é cada vez mais crescente. O manejo inadequado desses resíduos gera problemas socioambientais, econômicos e de saúde pública, sendo extremamente importante a busca de soluções para sua destinação final, o que é um grande desafio. É preciso prevenir a poluição do solo, do ar e dos recursos hídricos que tais resíduos podem causar (OLIVEIRA; JUNIOR, 2016).

De acordo com estudos de Deus *et al.* (2015), ao longo dos últimos anos - especificamente entre o período de 1993 a 2013 -, houve um crescente aumento no número de estudos científicos envolvendo o tema resíduos sólidos. Entretanto, segundo os autores:

ainda existem lacunas científicas que precisam ser preenchidas sobre os resíduos sólidos, estudos de educação ambiental focados nos resíduos e novas

ferramentas informacionais que contribuam para o desenvolvimento tecnológico da área (DEUS *et al.*, 2015).

Os resíduos sólidos são retratados em diferentes políticas públicas brasileiras, como na Lei nº 11.445/2007, de 5 de janeiro de 2007 (BRASIL, 2007) que institui a Política Nacional do Saneamento Básico, na qual o plano municipal de saneamento básico deve prever o plano municipal de resíduos sólidos, e na Lei nº 12.305/2010, de 2 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010) que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que torna obrigação dos municípios a elaboração de um Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos (PMGIRS) (NASCIMENTO *et al.*, 2015). Também de acordo com essa lei, a disposição final ambientalmente adequada para os resíduos sólidos é o aterro sanitário, observando as normas operacionais específicas de modo a evitar danos à saúde pública e ao meio ambiente.

A estimativa populacional brasileira em novembro de 2019 era de 210.711.555 pessoas (IBGE, 2019) e assim como a população cresce, cresce também a quantidade de resíduos sólidos gerados. O Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS) fornece diagnósticos do manejo de resíduos sólidos urbanos para todas as regiões do país. Dentre as variáveis que o sistema apresenta está a quantidade de resíduos sólidos coletados *per capita* por dia separados por região. A Tabela 1 contém resultados obtidos pelo diagnóstico entre os anos de 2010 a 2017, para os indicadores médios.

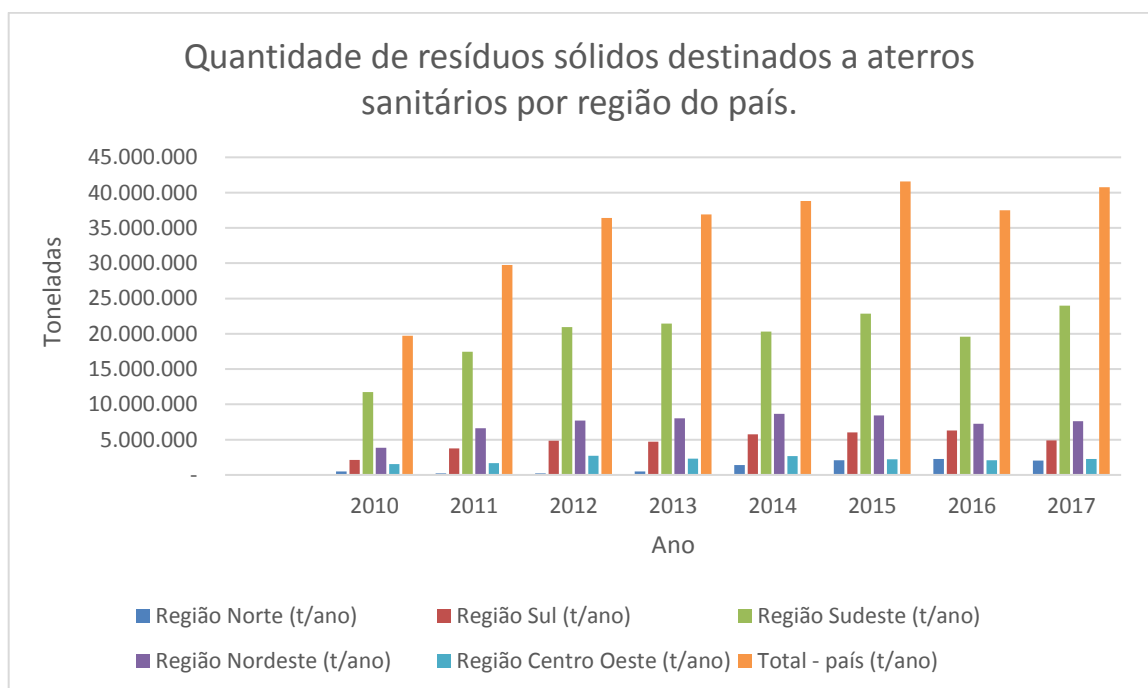
Tabela 1 - Dados de quantidade de resíduos sólidos coletados por região.

ANO	Municípios participantes	Média Geral (kg/hab/dia)
2010	1.465	0,93
2011	1.991	0,96
2012	2.944	1,00
2013	3.441	1,01
2014	3.636	1,05
2015	3.396	1,00
2016	3.538	0,94
2017	3.432	0,95

Fonte: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/coleta-de-dados-snis-residuos-solidos>>

O diagnóstico também fornece a quantidade total de resíduos recebidos pelas unidades de processamento existentes nas cidades participantes, agrupadas por região. Pelo objetivo do trabalho, foram considerados apenas os dados que dizem respeito aos aterros sanitários. A Figura 1 mostra a quantidade de resíduos recebidos por ano em aterros sanitários de cada região do país.

Figura 1 - Quantidade de resíduos sólidos destinados a aterros sanitários em (t/ano) por região do país.



Fonte: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos>>.

Neste cenário destaca-se a região Sudeste, cuja a maior parcela dos resíduos é encaminhada para aterros sanitários.

Desde 2003 é disponibilizado o panorama dos resíduos sólidos no Brasil pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE). Segundo o relatório da associação, no ano de 2017 foram gerados 78,4 milhões de toneladas de RSU no país, valor que representa o aumento de 1% em relação ao ano anterior. Desses 78,4 milhões gerados, foram coletados 71,6 milhões de toneladas, registrando um índice de cobertura de

91,2% para o país. As demais 6,9 milhões de toneladas não foram objeto de coleta, e consequentemente receberam destino impróprio. No que diz respeito a destinação final dos resíduos, o panorama aponta que 42,3 milhões de toneladas, ou 40% do coletado, foram dispostos em aterros sanitários. O restante foi despejado em locais inadequados.

Segundo dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) em sua edição publicada em 2000, eram geradas cerca de 230 mil toneladas de resíduos sólidos em todo o país por dia. Em relação a destinação final, 17,3% dos resíduos sólidos urbanos eram destinados em aterros sanitários, 22,3% em aterros controlados e 72,3% em lixões. No ano de 2008, a pesquisa apontou um crescimento no uso de aterros sanitários e controlados como destinação final dos resíduos e redução no uso de lixões, com 27,7% dos resíduos sendo depositados em aterros sanitários, 22,5% em aterros controlados e 50,8% em lixões.

A partir dos dados apresentados, reforça-se a importância de estudos que envolvam a problemática de resíduos sólidos no país e as complicações ambientais que estes podem causar.

3.2 Aterro sanitário e lixiviado

A norma brasileira NBR 8.419/1992 (ABNT, 1992) define aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos como uma técnica de disposição desses resíduos no solo, de forma que não causa danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Utiliza-se princípios de engenharia com o objetivo de confinar os resíduos na menor área possível e com o menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra ao fim de cada jornada de trabalho, ou sempre que necessário.

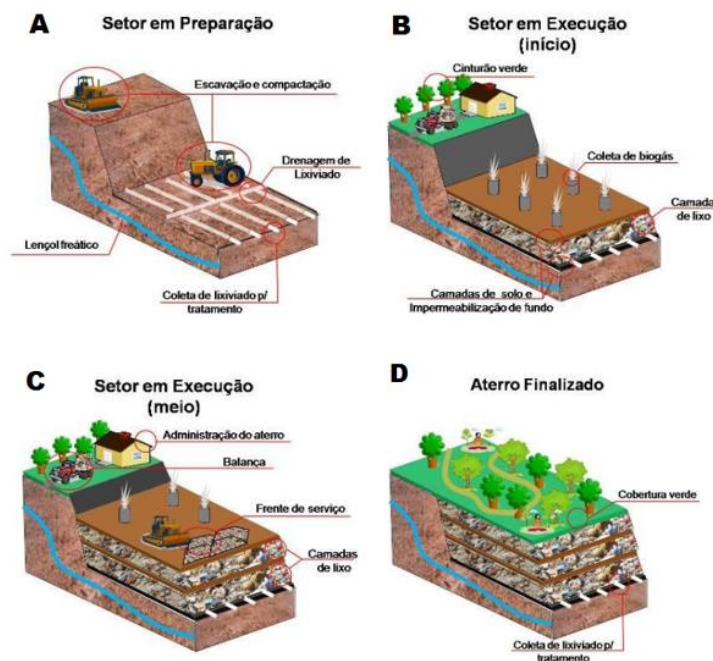
Atualmente existem outras técnicas de tratamento e de disposição dos resíduos sólidos ambientalmente corretas. A compostagem, incineração e reciclagem são exemplos de técnicas de tratamento, e os aterros sanitário e controlado de disposição dos resíduos coletados. A técnica de disposição em aterros sanitários é a mais usada no Brasil, pelo baixo custo e simplicidade operacional e a melhor relação custo/benefício (MARQUES, 2002). Entretanto, para que o aterro sanitário seja um local adequado para a disposição final, devem ser previstas medidas para a coleta e o tratamento de efluentes líquidos e gasosos produzidos, incluindo ainda planos de monitoramento ambiental e geotécnico (SANTOS, 2010).

Segundo Jucá (2003), no Brasil, principalmente nas regiões Sudeste e Sul, existe um número considerável de aterros sanitários. Entretanto, nas demais regiões este tipo de destinação final é raro e a dificuldade de implantá-la se deve aos custos de operação, que pressupõe um sistema adequado de tratamento e disposição de líquidos e gases gerados, como destacado anteriormente, além de todos os demais cuidados estabelecidos nas normas técnicas.

A execução de um aterro sanitário consiste basicamente na compactação do resíduo em células, onde este é espalhado e compactado pelo talude de baixo para cima. A altura das células varia entre 2 e 4 metros, e o talude possui inclinação máxima de 1:2 (TIVERON *et al*, 1995 *apud* CARVALHO, 1999). Após o processo de compactação, ocorre o recobrimento do resíduo por uma camada que pode ser de alguns materiais tais como: solo, materiais inertes processados ou não, materiais processados de aterros antigos ou materiais selecionados e triturados. A espessura dessa camada varia e deve apresentar valor máximo de 15 cm. O recobrimento tem a finalidade de evitar o arraste de detritos pelo vento, bem como o aparecimento de vetores que possam causar danos à saúde pública (CARVALHO, 1999).

Santos (2010) propõe um desenho esquemático da preparação e do avanço de um aterro sanitário, conforme apresentado na Figura 2

Figura 2 – Desenho esquemático das etapas de preparação à finalização de um aterro sanitário.



Fonte: Santos (2010).

O resíduo líquido proveniente da decomposição natural dos resíduos sólidos depositados no aterro sanitário é denominado chorume, conhecido também como percolado ou lixiviado. A diferença entre as denominações vem do fato de que o chorume é somente o líquido proveniente da decomposição da matéria orgânica e o lixiviado/percolado é a solução do chorume em água (ROCHA, 2005). O lixiviado advém de quatro fontes diferentes: da umidade natural do lixo que aumenta no período chuvoso; do líquido gerado pelo processo de decomposição, composto por matéria orgânica; das bactérias presentes no lixo, que expelem enzimas responsáveis pela decomposição; e das fontes de águas naturais existentes na área de disposição dos resíduos (SÁ *et al.*, 2012).

A composição do lixiviado se difere conforme os tipos de resíduos depositados no aterro, condições ambientais e características do aterro (MAUS *et al.*, 2009).

Kjeldsen *et al.* (2002) classificam os poluentes presentes no lixiviado em quatro categorias:

- ❖ Matéria orgânica dissolvida, quantificada como Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou Carbono Orgânico Total (COT);
- ❖ Macro poluentes inorgânicos: Cálcio (Ca^{2+}), Magnésio (Mg^{2+}), Sódio (Na^+), Potássio (K^+), Amônio (NH_4^+), Ferro (Fe^{2+}), Manganês (Mn^{2+}), Cloreto (Cl^-), Sulfato (SO_4^{2-}), Carbonato de Hidrogênio (HCO_3^-);
- ❖ Metais pesados: Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Chumbo (Pb), Níquel (Ni), e Zinco (Zn);
- ❖ Compostos orgânicos xenobióticos (compostos sintetizados quimicamente).

Tal composição faz do lixiviado um efluente tóxico com grande potencial poluidor, corroborando com a importância do seu tratamento, que vem sendo alvo de estudos por diversos autores ao longo de anos, como Junior *et al.* (2010), Martins *et al.* (2010), Costa *et al.* (2015), Corso *et al.* (2015) e Webler *et al.* (2018), estudos esses detalhados em tópico posterior.

O lixiviado, quando lançado diretamente no ambiente, pode causar danos principalmente aos recursos hídricos, reduzindo a quantidade de oxigênio dissolvido ao alterar as condições do ambiente aeróbio para anaeróbio, consequência da depleção de O_2 . Pelo alto teor de nutrientes

como nitrogênio e fósforo presentes nesse efluente, pode causar também a eutrofização de corpos hídricos e prejudicar alguns grupos de organismos aquáticos (MAUS *et al.*, 2009). A presença de microrganismos patogênicos no líquido indica a possibilidade de transmissão de doenças pela água contaminada (SANTOS, 2010).

De acordo com Sá *et al.* (2012), o impacto causado pelo lixiviado ao meio ambiente está diretamente ligado à sua fase de decomposição, sendo mais prejudicial quando o aterro sanitário é novo. Aceita-se que os aterros sanitários sofram pelo menos quatro fases de decomposição: uma fase aeróbia inicial, uma fase ácida anaeróbia, uma fase metanogênica inicial e uma fase metanogênica estável (KJELDSEN *et al.*, 2010). Ainda segundo Sá *et al.*, (2012), quando o lixiviado é de aterro novo e este recebe boa quantidade de água pluvial, seu pH é baixo, possui altas concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e diversos compostos potencialmente tóxicos. Hamada (1997) também afirma que a composição química do chorume varia muito dependendo da idade do aterro e dos eventos que ocorrem antes da amostragem. Na Tabela 2, exemplificam-se as concentrações típicas no lixiviado com diferentes idades, segundo Tchobanoglous *et al* (1993) *apud* Hamada (1997).

Tabela 2 - Concentrações típicas de poluentes presentes no lixiviado de acordo com a idade do aterro sanitário.

Características	Valores (mg/l)		
	Novos aterros (menos de 2 anos)		Aterros antigos (mais de 10 anos)
	Faixa de variação	Típico	Faixa de variação
DBO ₅	2.000 – 30.000	10.000	100 - 200
COT	1.500 – 20.000	6.000	80 - 160
DQO	3.000 – 60.000	18.000	100 - 500
Sólidos suspensos totais	200 – 2.000	500	100 - 400
Nitrogênio orgânico	10 – 800	200	80 - 120
Nitrogênio amoniacal	10 – 800	200	20 - 40
Nitrato	5 – 40	25	5 - 10
Fósforo total	4 – 100	30	5 - 10
Alcalinidade como CaCO ₃	1.000 – 10.000	3.000	200 – 1.000
pH	4,5 – 7,5	6	6,6 – 7,5
Dureza total como CaCO ₃	300 – 10.000	3.500	200 - 500

Fonte: TCHOBANOGLOUS *et al.*, (1993) *apud* HAMADA (1997).

Souto e Povinelli (2007), a partir da compilação e processamento de diversos dados referentes aos aterros sanitários brasileiros, elaboraram uma tabela que fornece as características típicas dos aterros nacionais (Tabela 3).

Tabela 3 - Caracterização típica de aterros sanitários brasileiros.

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	*FVMP (%)
pH	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	78
Alcalinidade total (mg/L CaCO ₃)	750 – 11.400	750 – 7.100	69
Dureza (mg/CaCO ₃)	95 – 3.100	95 – 2.100	81
Condutividade (µS/cm)	2.950 – 2.500	2.950 – 17.660	77
DBO (mg/L de O ₂)	< 20 – 30.000	< 20 – 8.600	75
DQO (mg/L de O ₂)	190 – 80.000	190 – 22.300	83
Óleos e graxas (mg/L)	10 – 480	10 - 170	63
Fenóis (mg/L de C ₆ H ₅ OH)	0,9 – 9,9	0,9 – 4,0	58
NTK (mg/L de N)	80 – 3.100	Não há	-
N-amoniaco (mg/L de N)	0,4 – 3.000	0,4 – 1.800	72
N-orgânico (mg/L de N)	5 – 1.200	400 – 1.200	80
N-nitrito (mg/L de N)	0 – 50	0 - 15	69
N-nitrato (mg/L de N)	0 – 11	0 – 3,5	69
P-total (mg/L)	0,1 – 40	0,1 - 15	63
Sulfeto (mg/L)	0 – 35	0 - 10	78
Sulfato (mg/L)	0 – 5.400	0 – 1.800	77
Cloreto (mg/L)	500 – 5.200	500 – 3.000	72
Sólidos totais (mg/L)	3.200 – 21.900	3.200 – 14.400	79
Sólidos totais fixos (mg/L)	630 – 20.000	630 – 5.000	60
Sólidos totais voláteis (mg/L)	2.100 – 14.500	2.100 – 8.300	74
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 – 2.800	5 - 700	68
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 - 530	5 - 200	62
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Manganês (mg/L)	0,04 – 2,6	0,04 – 2,0	79
Cobre (mg/L)	0,005 – 0,6	0,05 – 0,15	61
Níquel (mg/L)	0,03 – 1,1	0,03 – 0,5	71

Cromo (mg/L)	0,003 – 0,8	0,003 – 0,5	89
Cádmio (mg/L)	0 – 0,26	0 – 0,065	67
Chumbo (mg/L)	0,01 – 2,8	0,01 – 0,5	64
Zinco (mg/L)	0,01 – 8,0	0,01 – 1,5	70

*FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis

Fonte: Souto e Povinelli (2007).

Como já mencionado e justificado pelos dados apresentados, não existe uma tecnologia universal a ser empregada no tratamento do lixiviado de aterro sanitário pela alta complexidade do efluente. Existem avanços nas pesquisas em busca de tecnologias eficazes, como proposto por Junior *et al.* (2010), Martins *et al.* (2010), Costa *et al.* (2015), Corso *et al.* (2015) e Webler *et al.* (2018), que utilizam técnicas de tratamento variadas, sendo importante que haja uma avaliação do lixiviado a ser tratado para o correto emprego das mesmas, obtendo assim um efluente que atenda a legislação vigente para o lançamento no meio ambiente.

3.3 Tecnologias empregadas no tratamento do lixiviado

Na projeção de aterros sanitários, um dos maiores desafios é estabelecer tecnologias eficientes para o tratamento do lixiviado, uma vez que sua qualidade é alterada em função das características dos resíduos dispostos no aterro, assim como fatores relativos à área, fatores climáticos e a idade do aterro (MANNARINO *et al.*, 2006). É vedado o lançamento de lixiviado em corpos hídricos sem o devido tratamento e, normalmente, para anteder os padrões estabelecidos pelas legislações, é necessária uma combinação de diferentes métodos (ELK, 2007). A Resolução CONAMA nº 430/2011, de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011) regulamenta o lançamento de efluentes no país, estabelecendo as concentrações limite a serem atendidas. A DN COPAM/CERH – MG nº 01 de 5 de maio de 2008 (MINAS GERAIS, 2008) possui ambas regulamentações a nível estadual, estabelecendo para a DQO limite máximo de 180 mg/L ou 65% de eficiência mínima de remoção, a para o nitrogênio amoniacal limite máximo de 20 mg/L. É importante, ainda, que os corpos receptores sejam monitorados para a manutenção de sua qualidade.

No Brasil, a maioria dos aterros sanitários não possuem nenhum tipo de tratamento para o lixiviado ou trata de maneira ineficiente. Sendo assim, o desenvolvimento de técnicas de tratamento eficientes para a remoção da carga poluidora dos lixiviados é de suma importância na implantação de aterros sanitários (MANNARINO *et al.*, 2006).

Um exemplo da dificuldade em se estabelecer as tecnologias necessárias para tratar o lixiviado, se deve ao fato de que, uma vez que o resíduo está bem decomposto no aterro sanitário, ao longo dos anos é bastante comum que partes diferentes do aterro estejam em diferentes fases de decomposição. Assim, cada fase de decomposição apresenta uma concentração diferente de contaminantes (KJELDSEN *et al.*, 2010).

Segundo Elk (2007), os tratamentos mais usuais para lixiviados são: tratamentos biológicos aeróbios ou anaeróbios (lodos ativados, lagoas de estabilização, filtros biológicos) e os tratamentos físico-químicos (filtração, coagulação, floculação, precipitação, sedimentação, adsorção, troca iônica, oxidação química). Ainda de acordo com Elk (2007), dependendo da necessidade de qualidade final do efluente, também se encontram tecnologias mais sofisticadas como por exemplo a nanofiltração. O efluente também pode ser recirculado ou encaminhado para estações de tratamento de esgoto (ETE) em condições especiais. A escolha do tratamento mais adequado para o lixiviado depende de um estudo minucioso de viabilidade técnica e econômica (COUTO *et al.*, 2013). Faz-se necessário muitas vezes combinar diversos processos: físico-químicos e biológicos (FILHO, 2017).

Couto *et al.* (2013) avaliaram o tratamento de lixiviado por infiltração rápida como alternativa para cidades de pequeno porte, utilizando areia média, areia fina, e tijolo triturado como materiais no leito filtrante, em escala piloto. Obtiveram remoções de Nitrogênio Amoniacal (N-NH_4^+) de 73% e 77% nos leitos com areia fina e areia média, respectivamente, e remoção de DQO de 44,4% e 45,1% nos leitos com areia fina e areia média, respectivamente. Já para Fósforo Total, a eficiência encontrada foi de 39,6% para areia fina e 26,8% para areia média. E com o uso do tijolo triturado, as remoções de N-NH_4^+ , DQO e Fósforo Total foram de 71%, 51% e 95% respectivamente.

Martins *et al.* (2010), por outro lado, analisaram o desempenho de sistema de tratamento de lixiviado com recirculação do efluente e verificaram eficiências de remoção de 70% para DQO, 98% para N-NH_4^+ . Já Maia *et al.* (2015), avaliaram o tratamento biológico composto por duas lagoas anaeróbias operadas em série, um sistema de lodos ativados e uma lagoa facultativa, em escala real, e encontraram eficiências de remoção de 60% para DQO, 83% para N-NH_4^+ e 73% para Fósforo Total.

A Tabela 4 apresenta outros estudos encontrados na literatura mostrando a gama de tecnologias que podem ser utilizadas no tratamento do lixiviado.

Tabela 4 - Levantamento bibliográfico de tecnologias empregadas no tratamento do lixiviado.

Referência	Tipo de tratamento	Descrição	Eficiências de remoção
Junior <i>et al.</i> , 2010.	Filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado.	Ensaio de jar test realizados para simular a filtração direta, com o objetivo de escolher o melhor coagulante, pH de coagulação, gradiente de velocidade e tempo de mistura rápida. Posteriormente o ensaio foi realizado em escala piloto com as condições otimizadas. Instalação com filtros em tubo PVC em paralelo e colunas de carvão ativado em PVC em série.	Para o melhor coagulante - sulfato de alumínio 300 mg/L - pós filtração em coluna de carvão ativado, as remoções foram: 67,6% DQO 84,4% N-NH ₄ ⁺ .
Martins <i>et al.</i> , 2010	Recirculação do efluente	Sistema de lagoas de estabilização constituído por: lagoa anaeróbia, lagoa aerada, lagoa de maturação e filtro de pedras. Avaliação em três etapas: Etapa I – sem recirculação, Etapa II – recirculação 50%, e Etapa III – recirculação 100%.	72 a 80% de DQO e $\geq 97\%$ de N-NH ₄ ⁺ para as três diferentes condições.

Tabela 4 - Levantamento bibliográfico de tecnologias empregadas no tratamento do lixiviado (continuação)

Referência	Tipo de tratamento	Descrição	Eficiências de remoção
Costa <i>et al.</i> , 2015	Fenton e Foto-Fenton solar	O processo Fenton (denominado Fenton-escuro pelos autores) foi realizado em escala de bancada a partir de 500 mL de efluente. O processo Foto-Fenton solar ocorreu em uma unidade piloto acoplada a um reator solar de filme descendente. Ambos foram aplicados em lixiviados de dois aterros: Gericinó (Rio de Janeiro/RJ) e Gramacho (Duque de Caixias/RJ).	O melhor tratamento foi o Foto-Fenton solar: pH=3,0 e razão Fe ²⁺ : H ₂ O ₂ igual a 1:5, alcançando remoções de 88% DQO para o lixiviado de Gericinó e 78% DQO para o lixiviado de Gramacho.
Corso <i>et al.</i> , 2015	Ozonização e Ozonização catalítica	Os experimentos foram realizados em um sistema de ozonização constituído por um reator em coluna, um concentrador de oxigênio e um gerador de ozônio. O reator foi operado em batelada. Volume fixo de 5 litros de lixiviado e tempo de reação de 90 minutos. Os tratamentos utilizados foram: O ₃ , O ₃ + 0,5 g/L TiO ₂ e O ₃ + 0,5g/L ZnO, todos com o pH original do efluente.	O ₃ 14,9% DQO. O ₃ + 0,5 g/L TiO ₂ 32,7% DQO. O ₃ + 0,5g/L ZnO 14,1% DQO

Tabela 4 - Levantamento bibliográfico de tecnologias empregadas no tratamento do lixiviado (continuação)

Referência	Tipo de tratamento	Descrição	Eficiências de remoção
Webler <i>et al.</i> , 2018	Processos combinados de coagulação/floculação, air stripping, ozonização e lodo ativado.	<p>Os ensaios de coagulação/floculação foram realizados em triplicata utilizando cloreto férrico hexahidratado, com variação de pH (4 a 9) e dosagem de coagulante (400 e 900 mg/L).</p> <p>Os ensaios de air stripping contaram com uma pedra porosa para o borbulhamento de ar. Foi mantido o pH > 12.</p> <p>No processo de ozonização, o ozônio foi produzido a partir de oxigênio puro com vazão de 1 L/min.</p> <p>Nos ensaios de lodos ativados, o lodo empregado foi proveniente de uma estação de tratamento de esgoto.</p>	<p>Coagulação/floculação como tratamento único em pH = 5 - 61% DQO.</p> <hr/> <p>Air stripping pós coagulação/floculação em pH > 12 - 8% DQO e 96,7% N-NH₄⁺.</p> <hr/> <p>Ozonização pós coagulação/floculação e air stripping em pH = 7 - Remoção entre 13,7 e 32,1% DQO.</p> <hr/> <p>Lodos ativados pós air stripping - Remoções de < 30% DQO e 87,8% N-NH₄⁺.</p>

Tabela 4 - Levantamento bibliográfico de tecnologias empregadas no tratamento do lixiviado (continuação)

Referência	Tipo de tratamento	Descrição	Eficiências de remoção
			<p>Lodos ativados pós coagulação/floculação + air stripping – Remoções de < 30% DQO e 92,9% N-NH₄⁺.</p> <hr/> <p>Lodos ativados pós coagulação/floculação + air stripping + 400 mg/L O₃ Máxima remoção de 65% DQO e 77,5% N-NH₄⁺.</p> <hr/> <p>Lodos ativados pós coagulação/floculação + air stripping + 2.400 mg/L O₃ Máxima remoção de 65% DQO.</p>

Tabela 4 - Levantamento bibliográfico de tecnologias empregadas no tratamento do lixiviado (continuação)

Referência	Tipo de tratamento	Descrição	Eficiências de remoção
			<p>Lodos ativados em reator com carvão ativado, pós coagulação/floculação + air stripping + 400 mg/L O₃ - Remoção de 76,8% N-NH₄⁺.</p> <p>Lodos ativados em reator com carvão ativado, pós coagulação/floculação + air stripping + 2.400 mg/L O₃ - 50% DQO e 96,6% N-NH₄⁺.</p>

Fonte: Autoria própria.

3.4 Precipitação química e a estruvita

A precipitação química faz parte de um conjunto de tratamentos físico-químicos aplicados ao tratamento de efluentes líquidos. Além da precipitação, os tratamentos físico-químicos envolvem: coagulação/floculação, adsorção, oxidação química e *air stripping* (FILHO, 2017). A precipitação e a oxidação química são algumas das técnicas utilizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, ambas alvo deste estudo. Entretanto, a oxidação química será detalhada adiante.

De forma simplificada, define-se precipitação química como a adição de produtos químicos que promovem a remoção de substâncias dissolvidas, por uma reação química em que o produto formado, denominado precipitado, é sólido e geralmente removido por sedimentação (DINIZ, 2010).

No passado, a precipitação era utilizada com o objetivo de se alcançar maiores eficiências na remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão. Entretanto, a partir da década de 70, a utilização dessa técnica foi ampliada frente a necessidade de promover uma efetiva remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo. (METCALF; EDDY, 2003).

Para tratamento de lixiviado, a precipitação química pode ser empregada visando a remoção de nitrogênio amoniacal. Para esse fim, a literatura aponta a necessidade da adição de produtos químicos como fonte de magnésio de fosfato para que ocorra a reação química e formação do precipitado denominado estruvita, também conhecida por precipitado magnésio-fosfato-amônio (PAM) (DINIZ, 2010).

Estruvita

A estruvita, representada pela fórmula molecular $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, é um cristal branco e cristalino, constituído de magnésio, amônia e fósforo em concentrações molares iguais combinadas com seis moléculas de água (RAHMAN *et al.*, 2013). Seu peso molecular é de 245,53 g/mol e é moderadamente solúvel em condições alcalinas. A estruvita pura ocorre como pó branco e cristalino, mas também pode ocorrer como cristais (RAHMAN *et al.*, 2013). O processo de precipitação química do cristal é controlado pelo pH, pela temperatura, grau de saturação, e a presença de íons na solução (DOYLE; PARSONS, 2002).

O processo de recuperação de estruvita pode ser dividido nas seguintes etapas: coleta e preparo da amostra, verificação e ajuste de pH, adição do composto de magnésio e fósforo e precipitação química em si (MEMELI *et al.*, 2018). A ocorrência e desenvolvimento de cristais de estruvita segue duas etapas químicas: a nucleação (formação do cristal) e crescimento de cristais (desenvolvimento dos cristais até o equilíbrio) (JONES, 2002). Os cristais são sólidos resultantes de um processo de precipitação cujas moléculas são arranjadas ordenadamente em um padrão de repetição, que se estende nas três dimensões espaciais (CASTRO, 2014)

A demanda global por fertilizantes nitrogenados encontra-se em constante aumento. Por esse motivo, atualmente, para técnicas que visam o tratamento de efluentes, ricos em nitrogênio e fósforo, o termo remoção passou a ser substituído por recuperação, com ênfase na melhoria da sustentabilidade das atividades agrícolas. Nesse cenário, a cristalização de nitrogênio e fósforo na forma de estruvita, que é um fertilizante de liberação lenta - ou seja, menos solúvel em água – é altamente justificável (ULUDAG-DEMIRER *et al.*, 2005). A cristalização da estruvita é altamente benéfica para a humanidade, fornecendo fertilizantes de alta qualidade, além de reduzir o risco de poluição do solo e da água, através da recuperação nitrogênio e fósforo das águas residuais (RAHMAN *et al.*, 2013).

Há uma grande busca por parte de cientistas da otimização do processo de precipitação, através da investigação de fatores tais como: razão molar $Mg^{2+}:NH_4^+:PO_4^{3-}$, pH de reação, temperatura, tipos de reatores para a cristalização, dentre outros.

Na Tabela 5 é apresentada um resumo de estudos que aplicaram a técnica de precipitação química de estruvita para a recuperação de nutrientes.

Tabela 5 - Levantamento bibliográfico de estudos envolvendo a aplicação de precipitação química de estruvita.

Referência	Tipologia de efluente	Condições	Resultados
Ozturk <i>et al.</i> , (2003)	Lixiviado	pH= 9,2 $Mg^{2+}:NH_4^+:PO_4^{3-} = 1:1:1$ Tempo de reação em agitação = 5 minutos	Remoção de 50% DQO e 85% N- NH_4^+

		Lixiviado pré tratado por reator anaeróbio.	
Kim <i>et al.</i> , (2007)	Lixiviado	pH= 9 Mg ²⁺ :NH ₄ ⁺ : PO ₄ ³⁻ = 1,2:1:1,2 Tempo de reação em agitação = 3 minutos.	Remoção de 90% de N- NH ₄ ⁺
Zhang <i>et al.</i> , (2009)	Lixiviado	pH = 9,5 Mg ²⁺ :NH ₄ ⁺ : PO ₄ ³⁻ = 1,15:1:1 Tempo de reação em agitação = 15 minutos	Remoção de 85,5% de N- NH ₄ ⁺
Castro <i>et al.</i> , (2014)	Sintético (rico em nitrogênio e fósforo)	pH= 8 Operação em reator de leito fluidizado. Tempo de reação = 8 horas	Remoção de 93,5% de Fósforo e 20,6% de Amônia
Wang <i>et al.</i> , (2017)	Suinocultura	pH= 8,5 Mg ²⁺ :NH ₄ ⁺ : PO ₄ ³⁻ = 1,5:1:1,5 Operação em reator de leito fluidizado, com o uso de reagente alternativo Tempo de reação = 4 horas.	Remoção de 90% Fósforo
Gerhardt <i>et al.</i> , (2018)	Industrial	pH= 10 Mg ²⁺ :NH ₄ ⁺ : PO ₄ ³⁻ = 1:1:1 Tempo de agitação = 10 minutos.	Remoção de 84,58% Fósforo e 80,85% Nitrogênio

Fonte: Autoria própria.

Observa-se, a partir dos trabalhos apresentados, que o pH de trabalho da precipitação química de estruvita é alcalino e, nos estudos avaliados, varia entre 8 e 10. O tempo de reação com agitação dos estudos realizados em escala de bancada foram de poucos minutos, variando entre 5 e 10, com exceção dos estudos em reator de leito fluidizado no qual foram testados tempos maiores que 4 e 8 horas. Observa-se, ainda, que os resultados percentuais de remoção são elevados, atingindo 90% para N- NH₄⁺ para lixiviado nos estudos de Kim *et al.* (2007). Ressalta-se também que a razão molar Mg²⁺:NH₄⁺: PO₄³⁻ esteve na faixa entre 1:1:1 e 1,5:1:1,5.

3.4.1 Operações em contínuo

As operações em contínuo se adequam melhor às necessidades reais de processos em escala industrial. Sendo assim, estudos em escala de laboratório que possam simular condições operacionais e metodológicas dessas operações são etapas prévias importantes para a avaliação do desempenho desses sistemas, especialmente ao garantir que o investimento será condizente com o retorno esperado (CASTRO, 2014).

Existem estudos que almejam avaliar o potencial da tecnologia de recuperação de nutrientes através da precipitação de estruvita, tanto em escala laboratorial quanto em escala piloto. As tecnologias atualmente testadas são classificadas em três categorias (LE CORRE *et al.*, 2009):

- Precipitação em reator de leito fluidizado ou agitado por injeção de ar;
- Precipitação em reator agitado;
- Troca iônica seletiva

Bhuiyan, Mavinic e Koch (2008) estão entre os autores que utilizaram alguma dessas técnicas para a precipitação química de estruvita. Eles avaliaram o desempenho de um reator de leito fluidizado em escala piloto para recuperar o fosfato através da cristalização de estruvita, do digestor anaeróbico concentrado na estação de tratamento de águas residuais da Ilha Lulu, Canadá. Um dos parâmetros operacionais envolvidos foi a taxa de recirculação na faixa de 5-9 para controlar as condições de supersaturação no interior do reator. Em termos de remoção, o sistema alcançou eficiência de cerca de 75-80% de fosfatos.

Wang *et al.* (2017) avaliaram a precipitação química de estruvita em escala piloto com reator de leito fluidizado, utilizando águas residuais de suínos com concentração inicial de N-NH_4^+ $788,9 \pm 44,7$, e taxa de reciclagem de 400 L/h. Esse estudo alcançou remoção de 90% de fósforo.

Crutchik *et al.* (2017) estudaram um sistema de cristalização de estruvita em grande escala para o tratamento do concentrado obtido do digestor anaeróbico de lodo em uma estação de águas residuais municipal de Guillarei (Galicia, NW Spain). A planta de cristalização era composta por um reator de leito fluidizado bifásico com capacidade de 125 litros, e foi operada por dois períodos diferentes, um período I com o efluente diluído apresentando baixa concentração de

fosfato (34 mg/L) e um período II com alta concentração de fosfato (68 mg/L). O período I teve como objetivo amenizar as cargas de entrada no reator, em que o tempo de detenção hidráulica ficou entre 1,2 e 3,6 minutos.

Castro *et al.* (2014) trabalhou com precipitação química de estruvita em reator cônico de leito fluidizado, com efluente sintético. O reator foi operado com capacidade volumétrica de 1,8 L, e alimentado continuamente durante todo o período de operação, a uma vazão de 2 L/h. Os teores dos nutrientes no efluente sintético foram estipulados de forma a simular efluentes da digestão anaeróbia de uma estação real de tratamento de águas residuais localizada em Guillarei/Tui na Espanha, sendo composto de 280 mg/L de N-NH₄⁺ e 62 mg/L de P-PO₄³⁻. As eficiências de remoção encontradas foram de 93,5% para fósforo e 20,6% para amônia.

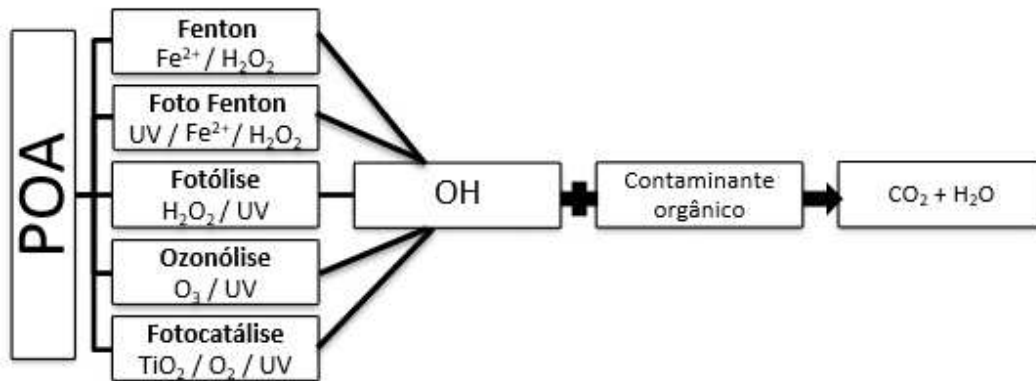
A partir dos estudos apresentados, constata-se que as operações em contínuo vêm sendo frequentemente estudadas. Logo a otimização das condições de tratamento em escala laboratorial para esse fim, favorece a aplicação do processo em escala real.

3.5 Processos oxidativos avançados e o Fenton

Diante da ineficiência dos métodos de tratamento convencionais no tratamento de efluente com matriz complexa e baixa biodegradabilidade, surgiu a demanda por tecnologias alternativas limpas, com alto poder de destruição de poluentes. Nesse cenário, surgem os Processos Oxidativos Avançados (POA), que se apresentam como uma alternativa viável para a degradação de poluentes que possuem elevada estabilidade química (NASCIMENTO *et al.*, 2017; DANTAS, 2005).

Os POA consistem em processos químicos capazes de produzir alterações na estrutura química dos contaminantes, através de espécies intermediárias geradas *in situ*, principalmente os radicais hidroxila (HO[•]), altamente reativos (BOTTREL, 2012). Esses processos alcançam elevadas eficiências na oxidação de compostos orgânicos complexos, formando moléculas simples e mais facilmente biodegradáveis e ou até mesmo conduzindo a total mineralização da matéria orgânica (MAGALHÃES, 2008). Para tanto, são comumente utilizados O₃, H₂O₂ ou O₂ como agentes oxidantes (DANTAS, 2005). A Figura 3 mostra, de forma esquemática, os principais POA.

Figura 3 - Principais POA utilizados



Fonte: Adaptado de MAGALHÃES 2008

Os radicais hidroxila podem ser gerados a partir de três maneiras distintas: pela combinação de oxidantes fortes como ozônio (O_3) ou peróxido de hidrogênio H_2O_2 ; por catalizadores, como íons metálicos ou fotocatalizadores; e irradiação como ultravioleta (UV), ultrassom ou feixe de elétrons. Quando há presença de catalizadores sólidos, os processos são denominados heterogêneos e, caso contrário, são denominados homogêneos (PASQUALINI, 2010) A Tabela 6 mostra os tipos de POA mais estudados separados em homogêneos e heterogêneos, com e sem radiação.

Tabela 6 - Principais tipos de POA mais estudados

Sistemas homogêneos	Com radiação	$O_3 / H_2O_2 / UV$ O_3 / UV H_2O_2 / UV $Fe (II) / H_2O_2 / UV$
	Sem radiação	O_3 / H_2O_2 $Fe (II) / H_2O_2$
Sistemas heterogêneos	Com radiação	Catalisador sólido / UV Catalisador sólido / H_2O_2 / UV
	Sem radiação	Catalisador sólido / H_2O_2

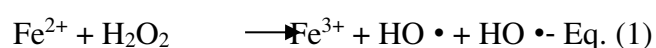
Fonte: Adaptado de AMORIM, 2007

As principais vantagens atribuídas aos POA, segundo Polezi (2003), são:

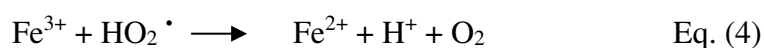
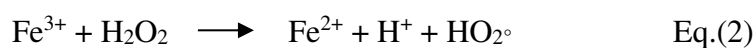
- ❖ Transformam quimicamente o contaminante;
- ❖ Geralmente se consegue a mineralização (destruição) completa do contaminante;
- ❖ Alguns processos não geram lodo, o que requereria um processo de tratamento ou disposição;
- ❖ São muito úteis para contaminantes refratários que resistem a outros métodos de tratamento, principalmente o biológico;
- ❖ Servem para tratar contaminantes em concentrações muito baixas;
- ❖ Geralmente melhoram as qualidades organolépticas da água ou efluente tratado;
- ❖ Podem ser usados de forma combinada com outras tipologias de tratamento.

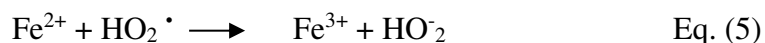
Sistema Fenton

O processo químico denominado Fenton foi desenvolvido em 1894 pelo engenheiro químico inglês Henry John Horstman Fenton, e envolve a mistura de peróxido de hidrogênio e sais de ferro (II). Mais tarde, o mecanismo de oxidação foi proposto por Haber e Weiss em 1934, que estabeleceram que o íon ferroso (II) é oxidado pelo peróxido de hidrogênio para íon férrico (III), gerando um radical hidroxila e um íon hidroxila, conforme a equação (1) que representa o processo global (ARAÑA; *et al.*, 2012 *apud* GUERE, 2014; TARR, 2003):



A formação do radical hidroxila – um oxidante muito forte e não seletivo - no processo Fenton é o que faz com que ocorra a degradação de poluentes. Embora a formação desse radical seja o ponto chave do processo, várias outras reações importantes também ocorrem. O processo global é diretamente afetado pelas condições sob as quais a reação se desenvolve. As reações que envolvem a mistura de ferro e peróxido de hidrogênio em meio aquoso incluem (TARR, 2003):





O reagente responsável pela formação de radicais hidroxila utilizado nesse processo é o peróxido de hidrogênio (H_2O_2), um poderoso agente oxidante. A reação é catalisada por Fe^{2+} . (POLEZI, 2003).

O sistema Fenton homogêneo necessita de um meio com pH próximo de 3, de forma a evitar que os íons ferro sejam precipitados na forma de hidróxidos, uma vez que o Fe^{2+} deve encontrar-se dissolvido no meio reacional. Dessa forma, além da etapa de acidificação, que consiste em abaixar o pH do sistema - geralmente realizada com ácido sulfúrico no início do processo, é necessária uma etapa de neutralização após o tratamento, havendo a precipitação de hidróxidos de ferro e formação de lodo (BOTTREL, 2012).

As condições sob as quais a reação se desenvolve influencia a eficiência da oxidação no processo Fenton, fazendo-se importante um processo de otimização destas condições para o tratamento. Dentre os principais fatores que podem afetar o processo destacam-se: a concentração dos reagentes, sendo importante a relação entre a dose de oxidante e catalisador; tipo de catalisador; o pH do meio; o tempo de reação e a temperatura (MORAVIA, 2010).

Ainda segundo Moravia (2010), a utilização dos processos oxidativos avançados no tratamento de lixiviado é eficiente e viável economicamente, principalmente nos processos no reagente de Fenton, onde os equipamentos e reagentes necessários não requerem altos investimentos. Estes processos resultam na completa descolorização e mineralização parcial ou total dos compostos orgânicos presentes no lixiviado tempo de reação relativamente curto.

Na Tabela 7 são apresentados estudos que aplicaram o processo Fenton homogêneo como tecnologia de tratamento de lixiviado.

Tabela 7 - Levantamento bibliográfico de estudos que aplicaram o Fenton homogêneo no tratamento de lixiviado

Autor	Condições	Resultados
Gewehr <i>et al.</i> (2003)	pH= 4,2 16,3 g/L H ₂ O ₂ 5,3 g/L FeSO ₄ Relação Molar Fe:H ₂ O ₂ = 1:5	Remoção de 91% DQO
Novelo <i>et al.</i> (2010)	pH= 4,0 600 mg/L H ₂ O ₂ 1 mg/L FeSO ₄	Remoção de 78% DQO e 87% COT
Moravia <i>et al.</i> (2011)	pH= 3,0 4.002 mg/L H ₂ O ₂ 755 mg/L FeSO ₄	Remoção de 76,7% DQO
Vasconcelos; Campos (2014)	pH= 3,0 3.600 mg/L H ₂ O ₂ 1.348,67 mg/L FeSO ₄	Remoção de 82,3% DQO
Valderrama <i>et al.</i> (2017)	Estação seca: pH= 3,26; 1.788,61 mg/L FeSO ₄ e 1.180,83 mg/L H ₂ O ₂ . Estação chuvosa: pH= 3,19; 1.645,55 mg/L FeSO ₄ e 1.096,55 mg/L H ₂ O ₂ .	Remoção de 42% DQO para as duas estações
Dantas <i>et al.</i> (2019)	pH= 2,0 Reagente com 12 g/L Fe ₂ ⁺	Remoção de 87% DQO

Fonte: Autoria própria.

Em todos os estudos, o pH de reação foi ácido, como preconizados para o processo clássico, não ultrapassando o valor de 4,2. A concentração dos reagentes variou bastante, assim como as eficiências de remoção de DQO, que alcançaram valores consideráveis, atingindo 91% no estudo de Gewehr *et al.* (2003).

3.6 Combinação de precipitação química de Estruvita e Fenton no tratamento de lixiviado

Alguns outros estudos encontrados na literatura avaliaram a combinação da precipitação química de estruvita e do processo Fenton com outras técnicas e também compararam as tecnologias isoladamente para o tratamento de lixiviado.

Lopez *et al.* (2006) avaliaram o tratamento com a seguinte configuração: precipitação química de estruvita + tratamento biológico com biofiltro + Fenton como etapa posterior. Na precipitação química, a razão molar $Mg^{2+}:NH_4^+:PO_4^{3-}$ utilizada foi 1,75:1:1. No processo Fenton, o pH foi ajustado para 3 e utilizou-se a concentração de 550 mg/L de Fe^{2+} e 5 g/L de H_2O_2 . Com essa combinação (precipitação química + tratamento biológico + Fenton), alcançou-se 85% de remoção de DQO e 96% de $N-NH_4^+$.

Kochany (2009) estudou processo Fenton e a precipitação química de estruvita (com aeração) como pré tratamento de um processo biológico de lodos ativados. O tratamento Fenton foi testado em pH de 3,5 e a maior remoção ocorreu com 650 mg/L de H_2O_2 , e na precipitação química de estruvita a razão molar $Mg^{2+}:NH_4^+:PO_4^{3-}$ foi de 1:1:1. Com o processo Fenton a resposta foi obtida foi de 66% de remoção de DQO. Já na precipitação, a remoção foi de 36% de $N-NH_4^+$ e 24% de DQO.

Mais recentemente, Kujlu *et al.* (2016) realizaram uma avaliação individualizada das técnicas Fenton e precipitação química de estruvita. A precipitação alcançou 87% de remoção de $N-NH_4^+$ em pH= 8,5 e razão molar $Mg^{2+}:NH_4^+:PO_4^{3-}$ de 1:1:1,05, e o processo Fenton resultou em 95% de remoção de DQO em pH= 3 e proporção de massa H_2O_2/Fe^{2+} de 200. Os autores concluíram que a precipitação de estruvita e o Fenton são alternativas confiáveis e eficientes para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

Observa-se, portanto, que não foram encontrados na literatura estudos que buscam avaliar a integração entre as tecnologias de precipitação química de estruvita e Fenton homogêneo no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, o que representa um diferencial do presente estudo em relação aos demais.

4 METODOLOGIA

4.1 Coleta e caracterização do lixiviado bruto

O lixiviado bruto foi coletado por meio de amostragem simples no dia 11 de setembro de 2019 em um aterro sanitário de grande porte na cidade de Juiz de Fora/MG, que recebe cerca de 18.000 toneladas de resíduos sólidos por ano (DEMLURB). O lixiviado foi armazenado em galões com capacidade de cinco litros conforme mostrado na Figura 4, e conservado sob refrigeração a 8°C.

Figura 4 - Coleta do lixiviado no aterro sanitário.



Fonte: acervo pessoal.

Conforme os estudos apresentados no item 3.4.1, as concentrações iniciais do efluente foram ajustadas, a fim de assemelhar o tratamento às condições operacionais e metodológicas de um processo contínuo conforme apresentado por Crutchik *et al.* (2017), onde os autores citam a necessidade de uma diluição a fim de amenizar as cargas de entrada no reator. O estudo de Crutchik *et al.* (2017) foi realizado com a operação de uma planta de cristalização de estruvita em grande escala. A planta de cristalização era composta por um reator de leito fluidizado bifásico (FBR) de 125 litros. O FBR foi operado continuamente, com tempo de detenção hidráulica que ficou entre 1,3 e 2,6 minutos, e temperatura de operação de cerca de 25°C.

Assim, o fator de diluição utilizado foi de 15 vezes para alcançar uma concentração de nitrogênio amoniacal próxima a utilizada por Castro *et al.* (2015) ao trabalhar com precipitação química de estruvita em reator cônico de leito fluidizado, com efluente sintético. O efluente era composto de 280 mg/L de N-NH₄⁺ e 62 mg/L de P-PO₄³⁻.

O lixiviado foi então caracterizado de acordo com os parâmetros mostrados na Tabela 8, e os respectivos equipamentos utilizados ou o método do Standard Methods of Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

Tabela 8 - Parâmetros de caracterização do lixiviado e respectivo método

Parâmetro	Equipamento/Método
Nitrogênio amoniacal	4500-NH ₃ A
DQO	Método de refluxo fechado associado ao método colorimétrico
Ferro	4500-PB.4
Fósforo	4500-PB.4 e D
Nitrogênio total Kjeldahl	4500- NH ₃ B e C
pH	pHmetro de bancada
Condutividade elétrica	Condutivímetro de bancada

Fonte: autoria própria

As análises foram realizadas no Laboratório de Controle Ambiental (LAQUA) da Universidade Federal de Juiz de Fora.

4.2 Ensaios de precipitação química de Estruvita e Fenton homogêneo

A partir dos ensaios de otimização no uso do Fenton no tratamento de lixiviado obtidas por Rocha (2014) e das condições precipitação química de estruvita avaliadas por Castro; Araújo; Lange (2013), ambas aplicadas no tratamento de lixiviado, foi gerado pelo software Minitab® as condições de operação para este estudo.

A determinação das condições se deu a partir de um planejamento fatorial 2^k, onde 2 representa o número de níveis - mínimo (-1) e máximo (+1) - e *k* o número de variáveis do processo, que são: pH do processo de precipitação, razão estequiométrica Mg²⁺: NH₄⁺: PO₄³⁻ no processo de

precipitação e concentração de peróxido de hidrogênio do Fenton, que se referem a diferenças entre a concentração de sulfato ferroso e peróxido de hidrogênio (detalhadas a seguir) totalizando, portanto, 8 experimentos. Os ensaios foram realizados utilizando o processo Fenton antes de depois da precipitação química.

A Tabela 9 mostra as condições experimentais, bem como a sequência reacional, geradas pelo software para cada um dos experimentos realizados.

Tabela 9 - Delineamento experimental.

Experimento	Concentração de peróxido de hidrogênio (mg/L)	pH precipitação	Razão Mg²⁺: NH₄⁺: PO₄³⁻
1	31.500	8,5	1:1:1
2	31.500	9,0	1,5:1:1,5
3	31.500	8,5	1,5:1:1,5
4	2.200	8,5	1,5:1:1,5
5	31.500	9,0	1:1:1
6	2.200	8,5	1:1:1
7	2.200	9,0	1:1:1
8	2.200	9,0	1,5:1:1,5

Fonte: autoria própria.

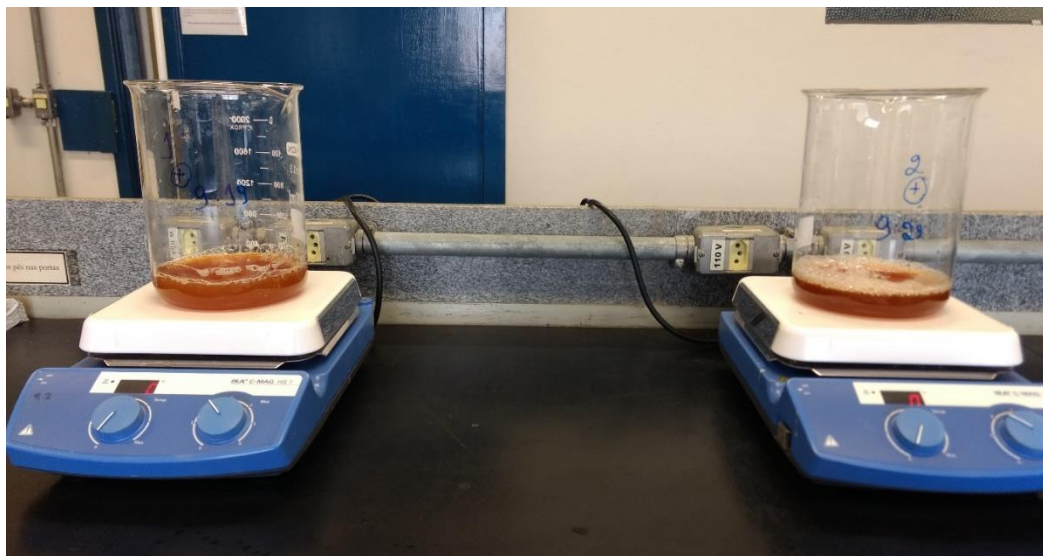
4.2.1 Ensaios Fenton homogêneo

A condição de máximo (+1) do processo Fenton corresponde a concentrações de Fe₂= 1.100 mg/L e H₂O₂= 31.500 mg/L e a condição de mínimo (-1) corresponde às concentrações de Fe₂⁺= 1.100 mg/L e H₂O₂= 2.200 mg/L. O processo foi conduzido em pH fixo próximo a 3,0 em temperatura ambiente. Para os ensaios de Fenton como pré-tratamento à precipitação química utilizou-se um volume total de 300 mL de lixiviado diluído, e nos ensaios de Fenton como pós-tratamento à precipitação química o volume total foi de 200 mL.

A redução do pH para próximo de 3,0 foi realizada adicionando-se ácido sulfúrico (H₂SO₄ 95,0% Ciaviccio). Após este ajuste, adicionou-se o sulfato ferroso e, decorrido 1 minuto após a adição, foi acrescentado o peróxido de hidrogênio. Considerou-se um tempo reacional de 60 minutos, contados a partir da adição do peróxido. Todo o processo, desde o ajuste do pH,

ocorreu sob agitação por meio do agitador magnético IKA® C-MAG HS 7, em béqueres de 1 litro, como mostrado na Figura 5.

Figura 5 - Foto dos ensaios Fenton homogêneo.



Fonte: acervo pessoal.

Ao final do processo Fenton o pH da solução foi elevado para 9,0 com a adição de pérolas de hidróxido de sódio (NaOH 97,0% Synth), com o objetivo de deixá-lo próximo ao requerido para a precipitação de estruvita quando realizada como pós-tratamento, e padronizou-se mesmo no Fenton como pós-tratamento. Após isso o agitador magnético foi desligado e coletou-se uma alíquota do líquido sobrenadante para posterior análise de nitrogênio amoniacal e DQO em duplicata, para cada uma das 8 condições experimentais..

4.2.2 Experimentos para precipitação da Estruvita

A precipitação química de estruvita ocorreu por meio da adição de fosfato de sódio dibásico ($\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 98,0% Anidrol) e cloreto de magnésio hexahidratado P.A ($\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 99% Vetec) de forma simultânea, seguido do ajuste do pH para o valor pré-estabelecido em cada experimento. Após o ajuste do pH a reação ocorreu por 10 minutos sob agitação, à temperatura ambiente em béqueres de 1 litro, como mostrado na Figura 6.

Figura 6 - Foto dos ensaios de precipitação química de Estruvita.



Fonte: acervo pessoal.

O pH da solução foi ajustado a partir da adição de pérolas de hidróxido de sódio (NaOH 97,0% Synth).

Decorrido o tempo de 10 minutos necessários para a reação, o agitador magnético foi desligado e, após 6 minutos coletou-se uma alíquota do líquido sobrenadante para posterior análise de nitrogênio amoniacal e DQO em duplicata, para cada uma das 8 condições experimentais.

4.3 Ensaios combinados de precipitação química e Fenton

Os ensaios seguiram a sequência apresentada nos fluxogramas das Figuras 7 e 8.

Figura 7 – Fluxograma do ensaio de Precipitação + Fenton.

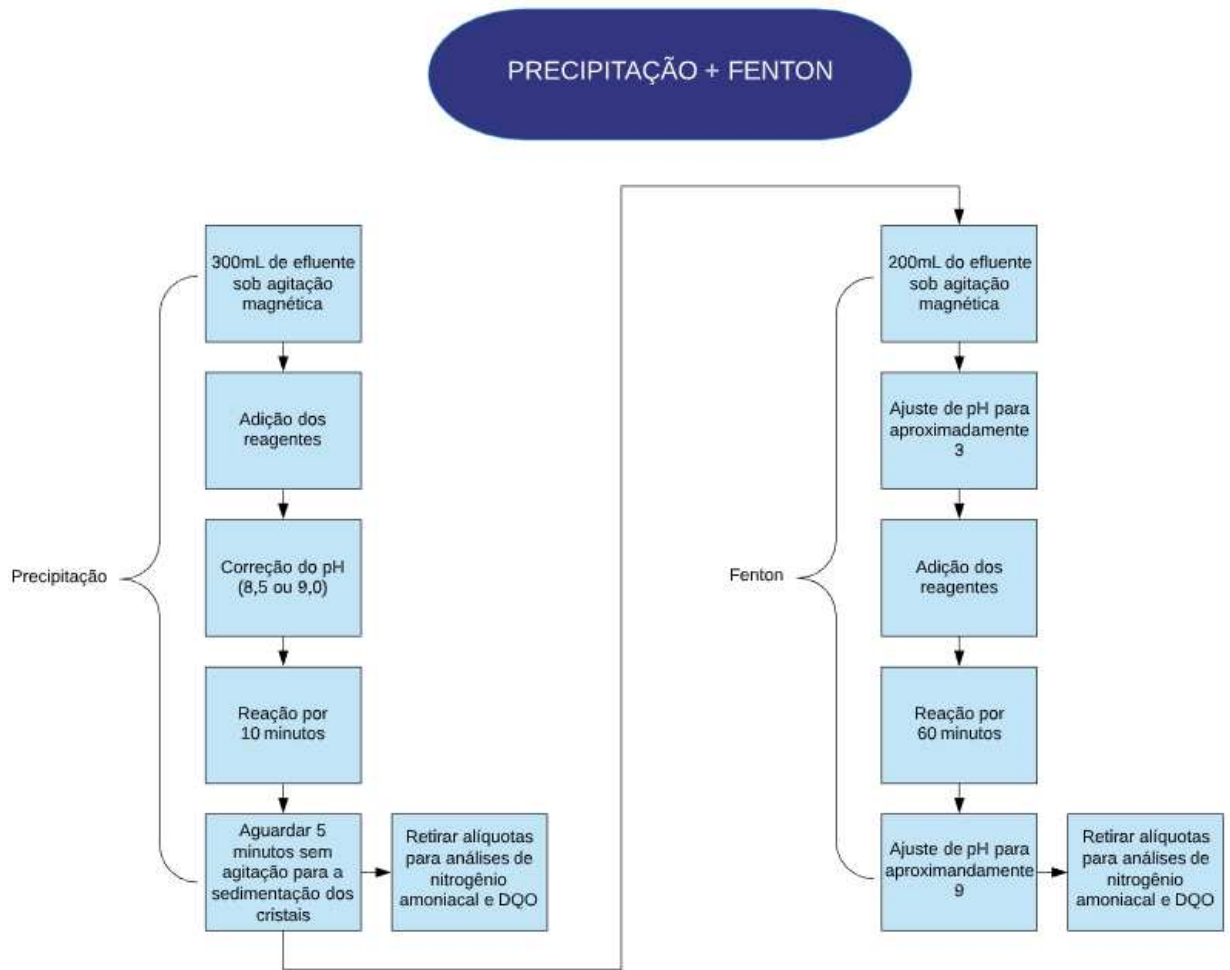
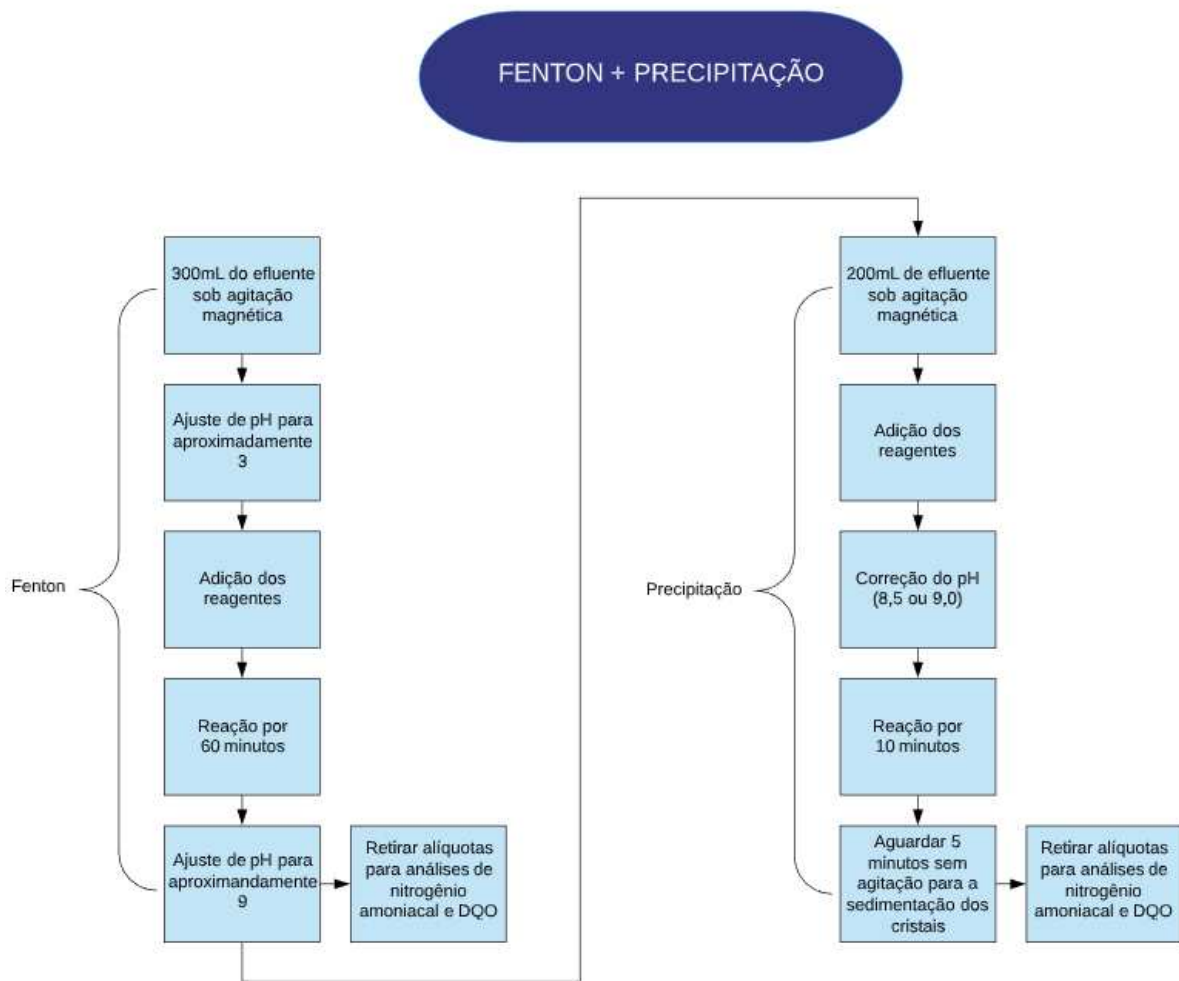


Figura 8 – Fluxograma do ensaio de Fenton + Precipitação.



5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do lixiviado

A Tabela 10 apresenta a caracterização do lixiviado diluído. As concentrações de nitrogênio amoniacal e DQO foram determinadas antes e após o tratamento para avaliação dos percentuais de remoção dos parâmetros em questão.

Tabela 10 - Caracterização do lixiviado de estudo.

Parâmetro	Concentração
Ferro	4,18 mg/L
DQO	349 ± 42mg/L
pH	8,19
Condutividade elétrica	2,18 µS/cm
NTK	339,36 mg/L
Nitrogênio Amoniacal	254,52 mg/L
Fósforo	16,11 mg/L

Fonte: autoria própria

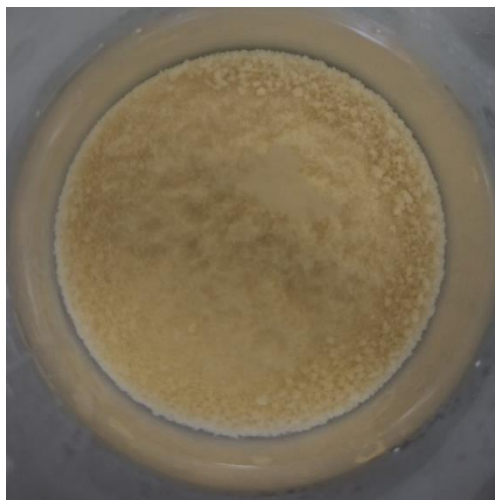
A partir da caracterização do lixiviado diluído, observou-se elevada carga orgânica e alta concentração de nitrogênio amoniacal, ambos em desacordo com a legislação estadual DN COPAM/CERH – MG nº 01 de 2008 que estabelece os limites: DQO \leq 180 mg/L ou 65% de eficiência de remoção e Nitrogênio Amoniacal \leq 20 mg/L, corroborando a necessidade de alternativas viáveis como os POA e a precipitação química na remoção desses poluentes.

5.2 Ensaios de Precipitação + Fenton

O ensaio de precipitação química de estruvita ocorreu em temperatura ambiente com pequena variação entre os experimentos, estando entre $20,6 \pm 0,7$ °C. O pH foi ajustado para o valor desejado em cada experimento.

A Figura 9 mostra a Estruvita precipitada no processo. Muitos fatores influenciam a reação, como os tipos de produtos químicos adicionados, razão molar $Mg^{2+}:NH_4^+ : PO_4^{3-}$, pH, temperatura e a presença de íons na solução, interferindo também na granulometria e cor da estruvita precipitada (RAHMAN et al., 2013).

Figura 9 - Foto da estruvita precipitada no processo de tratamento pré Fenton.

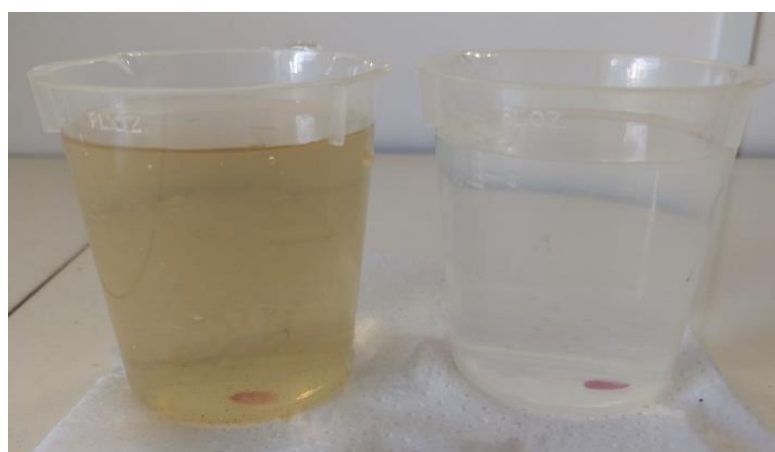


Fonte: acervo pessoal.

Após o tratamento com a precipitação química de Estruvita, o efluente passou pelo processo Fenton. Essa etapa ocorreu em temperatura ambiente que variou entre 21 ± 1 °C e o pH de operação variou em $3,02 \pm 0,19$

A Figura 10 evidencia a diferença de cor entre o efluente bruto e o tratado pós processo Fenton. De acordo com Rocha (2014), essa diferença indica que houve transformação nas moléculas que conferem cor a este efluente:

Figura 10 - Foto evidenciando a diferença de cor entre o efluente bruto e tratado pós Fenton



Fonte: acervo pessoal.

As Tabelas 11 e 12 mostram as porcentagens de remoção parcial e global após cada tratamento para de N- NH_4^+ e DQO, respectivamente.

Tabela 11 - Remoções parciais e globais para N-NH₄⁺

Experimento	Concentração H₂O₂ (mg/L)	pH/Mg²⁺: NH₄⁺: PO₄³⁻	Eficiência de Remoção pela Estruvita (%)	Eficiência de Remoção pelo Fenton (%)	Eficiência de Remoção Global (%)
1	31.500	8,5/1:1:1	80,6%	28,6%	86,1%
2	31.500	9,0/1,5:1:1,5	83,3%	-	83,3%
3	31.500	8,5/1,5:1:1,5	91,7%	-	91,7%
4	2.200	8,5/1,5:1:1,5	84,2%	28,6%	88,9%
5	31.500	9,0/1:1:1	76,7%	45,2%	87,2%
6	2.200	8,5/1:1:1	80,0%	58,3%	91,3%
7	2.200	9,0/1:1:1	88,9%	10,0%	90,0%
8	2.200	9,0/1,5:1:1,5	93,3%	16,7%	94,4%

Tabela 12 - Remoções parciais e globais para DQO

Experimento	Concentração H₂O₂ (mg/L)	pH/Mg²⁺: NH₄⁺: PO₄³⁻	Eficiência de Remoção pela Estruvita (%)	Eficiência de Remoção pelo Fenton (%)	Eficiência de Remoção Global (%)
1	31.500	8,5/1:1:1	4,6%	79,7%	82,8%
2	31.500	9,0/1,5:1:1,5	18,5%	67,8%	76,8%
3	31.500	8,5/1,5:1:1,5	16,9%	64,3%	73,9%
4	2.200	8,5/1,5:1:1,5	17,3%	71,1%	79,1%
5	31.500	9,0/1:1:1	7,3%	78,1%	82,2%
6	2.200	8,5/1:1:1	6,2%	76,9%	80,8%
7	2.200	9,0/1:1:1	8,1%	77,9%	81,9%
8	2.200	9,0/1,5:1:1,5	16,9%	71,2%	78,8%

Através da análise das tabelas, observa-se que o tratamento de precipitação química de estruvita alcança maiores eficiências na remoção de nitrogênio amoniacal em comparação com a DQO, apresentando um valor médio de remoção de 84,8%. Os resultados estão coerentes com as remoções encontradas por Ozturk et al (2003), Kim et al., (2007), Zhang et al., (2009), Castro et al., (2014), Wang et al., (2017) e Gerhardt et al., (2018), que aplicaram a técnica de

precipitação química de estruvita para a remoção de N- NH_4^+ . Os resultados encontrados pelos autores variaram entre 80,85% e 90,00% de remoção. O pH de operação utilizado está numa faixa entre 8,0 a 10,0. A precipitação química de estruvita como etapa única não foi tão eficiente na remoção de DQO, com porcentagens de remoção abaixo do reportado por Ozturk *et al* (2003) de 50%. Além desses autores, as remoções encontradas também estão coerentes com Kujlu (2016), que obteve uma eficiência de 87% de N- NH_4^+ no tratamento de lixiviado, em condição de pH=8,5 e razão molar $\text{Mg}^{2+}:\text{NH}_4^+:\text{PO}_4^{3-}$ de 1:1:1,05.

A análise também permite concluir que a etapa de Fenton homogêneo promove um grande diferencial na remoção de DQO, mas não contribui tanto para a remoção de N- NH_4^+ quanto a precipitação química. A média remoção de DQO após o tratamento Fenton é de 73,4%, estando de acordo com o reportado por Novelo *et al* (2010), Moravia *et al* (2011), Vasconcelos; Campos (2014), Valderrama *et al* (2017) e Dantas *et al* (2019), em que as remoções de DQO apresentadas por esses estudos está entre 42,00% e 87,00%. Analisando a Tabela 19 conclui-se que a combinação das tecnologias demonstrou-se eficiente no tratamento alcançando remoções máximas de 94,4% de N- NH_4^+ e 82,8% de DQO.

Em relação aos valores absolutos das concentrações de N- NH_4^+ e DQO, para o N- NH_4^+ , apenas a condição 8 atendeu a concentração estabelecida pela DN COPAM/CERH – MG nº 01 de 2008, que é de 20 mgN/L, em etapa única. A realização de mais uma etapa tem o potencial de reduzir mais a concentração e alcançando melhores resultados. Já em relação à DQO, em todas as condições o valor absoluto está dentro do limite de 180 mg/L, assim como as eficiências de remoção também se encontram conforme o determinado de no mínimo 65%.

Nas Figuras 11 a 16 apresentam-se os gráficos de probabilidade normal dos efeitos (resíduos padronizados), separados por variável estudada, para a DQO e N- NH_4^+ :

Figura 11 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de DQO para a razão molar

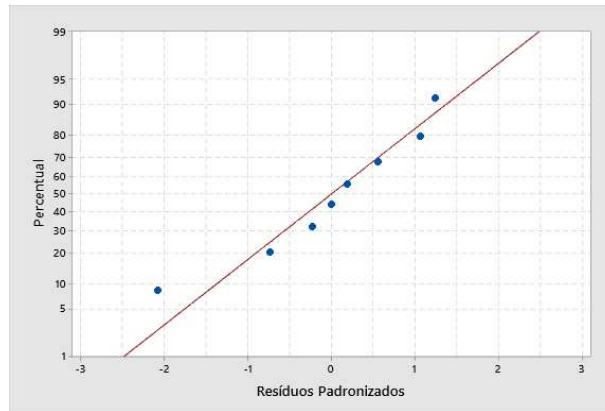


Figura 12 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de $N-NH_4^+$ para a razão molar

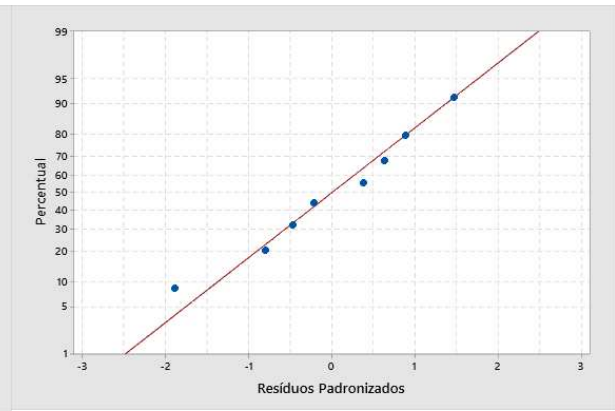


Figura 13 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de DQO para o pH

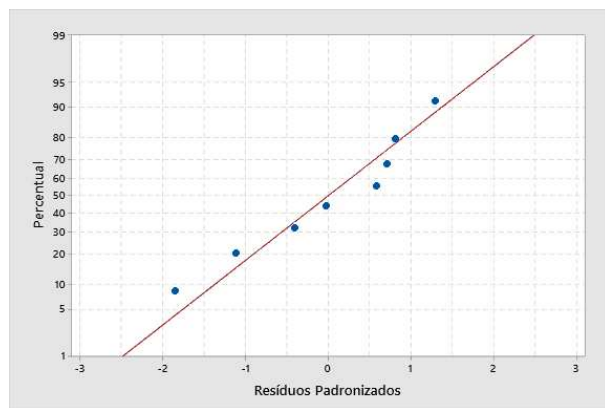


Figura 14 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de $N-NH_4^+$ para o pH

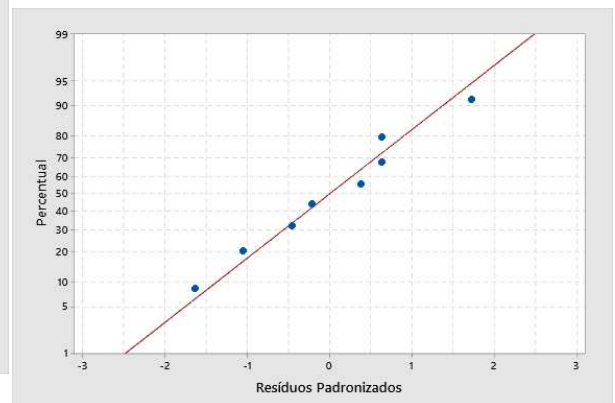


Figura 15 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de DQO para as condições do processo Fenton

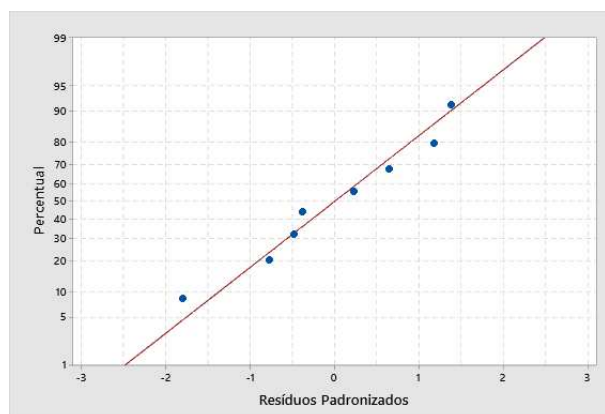
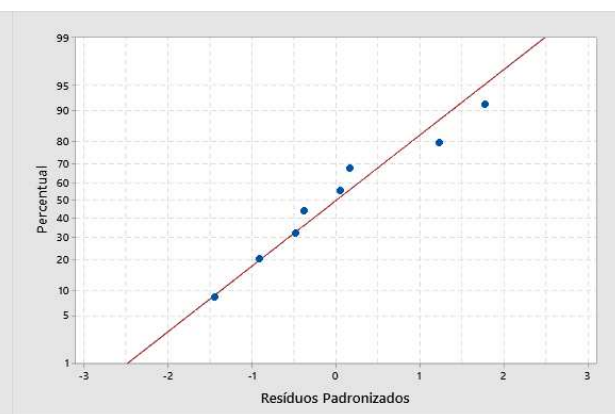


Figura 16 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de $N-NH_4^+$ para as condições do processo Fenton



Observa-se nos gráficos que o padrão é uma linha reta, que os pontos estão agrupados ao redor dessa linha sem *outlier* (ponto distante) e que não há alteração de inclinação. Isso indica um comportamento normal dos níveis das variáveis avaliadas. Tal comportamento também foi observado por Castro; Araújo; Lange (2013), e, segundo os autores, esse comportamento demonstra confiabilidade do modelo proposto pelo software para descrever o processo.

Nas figuras 17 e 18 apresenta-se os gráficos de efeitos padronizados para DQO e N-NH₄⁺

Figura 17 - Gráfico de efeitos padronizados para as remoções de DQO

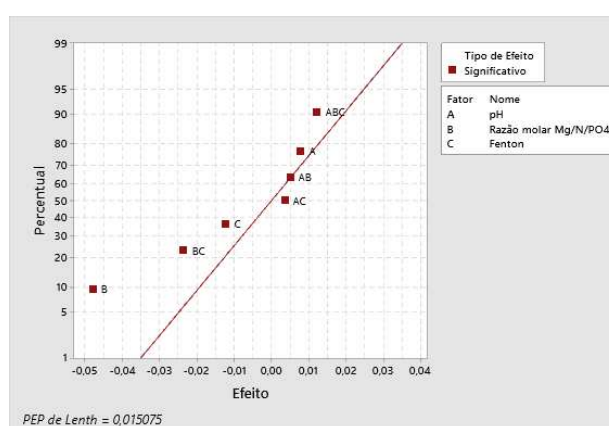
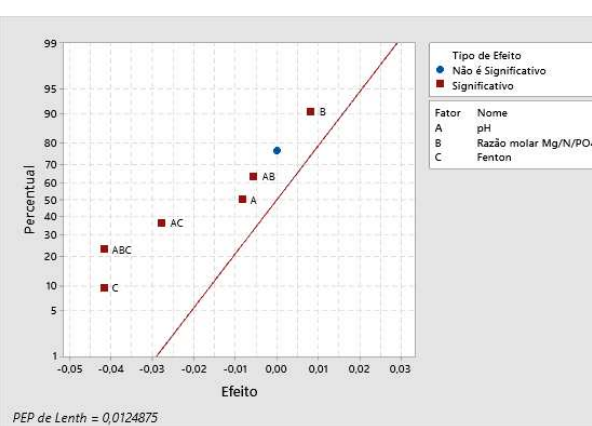


Figura 18 - Gráfico de efeitos padronizados para as remoções de N-NH₄⁺



O gráfico de efeitos padronizados mostra a magnitude, direção e importância dos efeitos. Na Figura 17, para a remoção de DQO, pôde-se observar que todos os efeitos são considerados significativos para as variáveis isoladas ou combinadas.

A análise da Figura 18 que considera as remoções de N-NH₄⁺ permite observar que a combinação entre as condições do Fenton e a razão molar exerceram efeito não significativo no processo, e as demais combinações e variáveis isoladas tem efeito significativo.

As condições do Fenton de forma isolada em ambos os gráficos têm efeito padronizado negativo, resultado que também está coerente com os estudos de Dantas *et al* (2019) e Kujlu *et al* (2016), que afirmam que quantidades excessivas de Fe²⁺ e H₂O₂ podem afetar o processo, levando a menores remoções de DQO. Isso porque, de acordo com Bottrel (2012) quando os reagentes se apresentam em excesso, a geração dos radicais se dá rapidamente e o próprio H₂O₂ pode reagir com o HO•, em detrimento da reação com a matéria orgânica.

Por fim, apresenta-se nas Figuras 19 e 20 os gráficos de cubo para as remoções de DQO e $N-NH_4^+$ no tratamento de Fenton como pós tratamento da precipitação química, destacando-se as quatro maiores eficiências de remoção encontradas para cada parâmetro.

Figura 19 - Gráfico de cubo para remoção de DQO

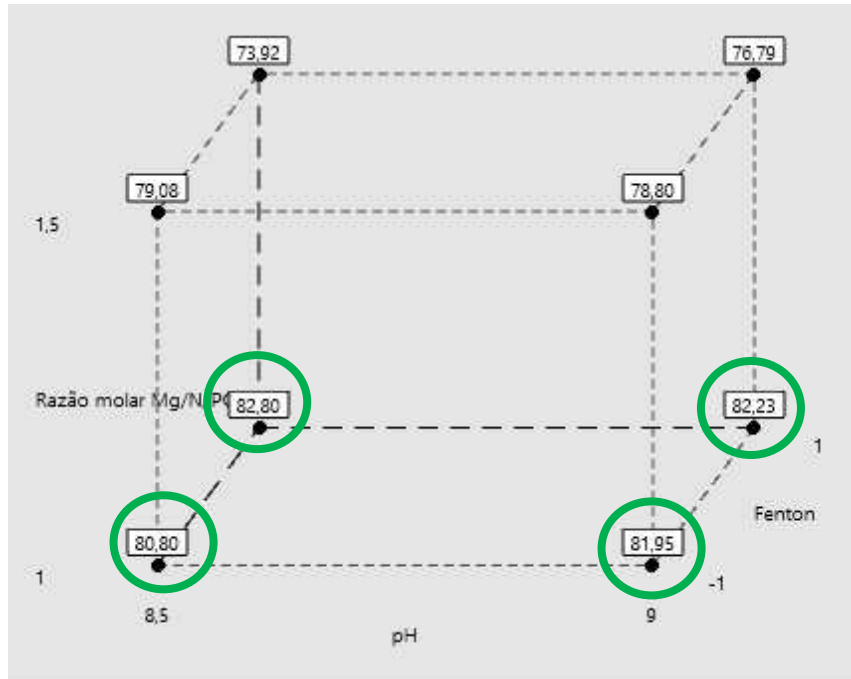
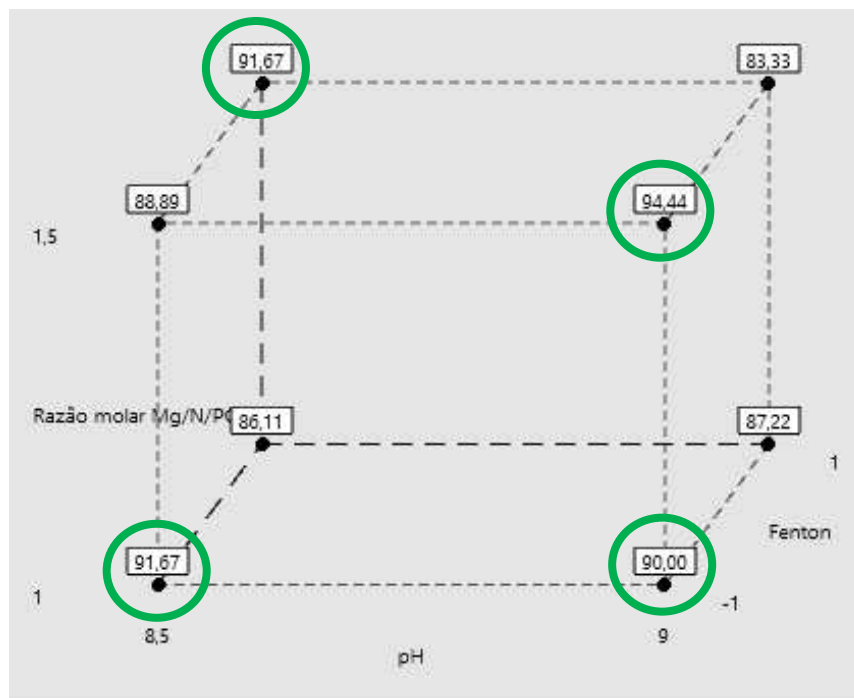


Figura 20 - Gráfico de cubo para remoção de $N-NH_4^+$



Analisando os gráficos de cubo para essa configuração, observa-se que duas condições iguais coincidiram de estar entre as quatro maiores remoções. Tais condições podem ser consideradas estratégicas para se trabalhar, uma vez que alcançou boas remoções de N- NH_4^+ e DQO. Essa análise também permite observar que ao trabalhar com um sistema de tratamentos distintos combinados, nem sempre o máximo reflete a melhor condição, uma vez que o máximo de remoção de N- NH_4^+ não foi o máximo de remoção de DQO. Sendo assim, o gráfico de cubo é uma ferramenta dinâmica e importante em sistemas como esse. Uma das condições coincidentes foi a de $\text{pH} = 8,5$, razão molar $\text{Mg}^{2+}:\text{NH}_4^+:\text{PO}_4^{3-}$ de 1:1:1 e $[\text{H}_2\text{O}_2]=2.200$ mg/L, alcançando 80,8% de remoção de DQO e 91,67% de remoção de N- NH_4^+ . Já a segunda condição coincidente que alcançou a remoção de 82% de DQO e 90,0% de N- NH_4^+ trabalhou em $\text{pH} = 9,0$, razão molar $\text{Mg}^{2+}:\text{NH}_4^+:\text{PO}_4^{3-}$ de 1:1:1 e $[\text{H}_2\text{O}_2]=2.200$ mg/L.

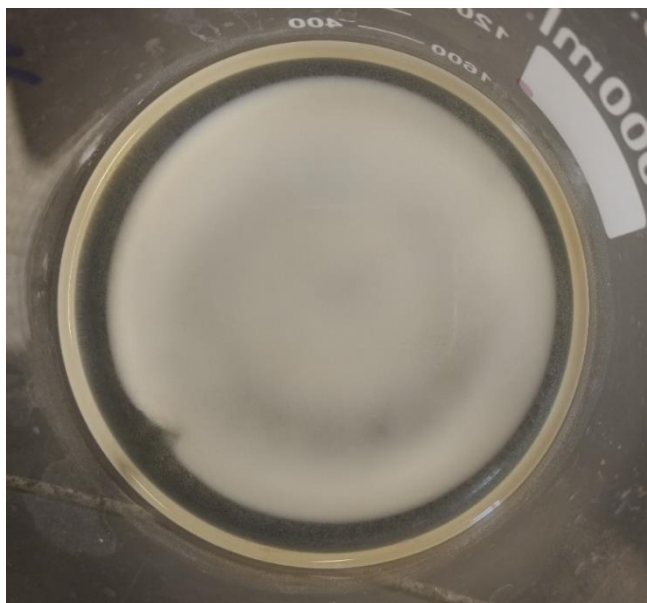
5.3 Ensaios de Fenton + Precipitação

Na segunda parte do estudo, avaliou-se o desempenho do tratamento de Fenton como pré tratamento da precipitação química de estruvita. Seguiu-se o mesmo procedimento da etapa anterior, somente em ordens distintas. A temperatura nos ensaios de Fenton ficou em torno de $24,97 \pm 0,92$ e o pH do processo entre $3,14 \pm 0,14$.

Após a realização do processo Fenton, o tratamento seguiu com a precipitação química de estruvita, cuja temperatura entre os experimentos variou em torno de $25,1 \pm 1,5$ e o pH de precipitação foi ajustado conforme o requerido em cada condição.

Na Figura 21 mostra-se a estruvita precipitada. Percebe-se a diferença na cor e na granulometria do precipitado comparado com a configuração anterior (Figura 9). Alguns fatores podem ter interferido no processo de precipitação como a presença de sais, uma vez que o pH foi reduzido para o processo Fenton e depois elevado, e também a redução da matéria orgânica do efluente causada pelo Fenton.

Figura 21 - Estruvita precipitada pós processo Fenton.



Fonte: acervo pessoal.

As Tabelas 13 e 14 mostram as porcentagens de remoção parcial e global após cada tratamento para de N- NH_4^+ e DQO, respectivamente.

Tabela 13 - Remoções parciais e globais para N- NH_4^+

Experimento	Concentração H_2O_2 (mg/L)	pH/ Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}	Eficiência de Remoção pelo Fenton (%)	Eficiência de Remoção pela Estruvita (%)	Eficiência de Remoção Global (%)
1	31.500	8,5/1:1:1	50,0%	72,2%	86,1%
2	31.500	9,0/1,5:1:1,5	44,4%	80,0%	88,9%
3	31.500	8,5/1,5:1:1,5	33,3%	85,0%	90,0%
4	2.200	8,5/1,5:1:1,5	38,9%	74,6%	84,4%
5	31.500	9,0/1:1:1	33,3%	91,7%	94,4%
6	2.200	8,5/1:1:1	22,2%	83,6%	87,2%
7	2.200	9,0/1:1:1	55,6%	62,5%	83,4%
8	2.200	9,0/1,5:1:1,5	37,8%	64,3%	77,8%

Tabela 14 - Remoções parciais e globais para DQO

Experimento	Concentração H ₂ O ₂ (mg/L)	pH/Mg ²⁺ : NH ₄ ⁺ : PO ₄ ³⁻	Eficiência de Remoção pelo Fenton (%)	Eficiência de Remoção pela Estruvita (%)	Eficiência de Remoção Global (%)
1	31.500	8,5/1:1:1	82,5%	-	73,9%
2	31.500	9,0/1,5:1:1,5	90,7%	-	82,0%
3	31.500	8,5/1,5:1:1,5	86,4%	-	86,5%
4	2.200	8,5/1,5:1:1,5	83,0%	11,0%	91,4%
5	31.500	9,0/1:1:1	85,6%	-	86,5%
6	2.200	8,5/1:1:1	85,8%	-	83,7%
7	2.200	9,0/1:1:1	84,6%	-	84,0%
8	2.200	9,0/1,5:1:1,5	84,1%	-	81,7%

Observa-se que o processo Fenton alcançou maiores eficiências na remoção de DQO como pré tratamento, mesmo sem passar pela precipitação química de estruvita. A média de remoção para DQO foi de 85,34%, valor em acordo com os estudos de Novelo et al (2010), Moravia et al (2011), Vasconcelos; Campos (2014), Valderrama et al (2017) e Dantas et al (2019), em que as remoções de DQO apresentadas por esses estudos está entre 42,00% e 87,00%. Em relação as remoções de nitrogênio amoniacal, o processo Fenton isoladamente não foi tão eficaz, apresentando média de remoção de 39,44% Entretanto, as remoções foram superiores àquelas encontradas na configuração de Fenton pós precipitação química.

Tabela 13 mostra que a média de remoção de N-NH₄⁺ após a precipitação química em relação ao Fenton foi de 76,7%, menor do que a encontrada quando a precipitação se deu como pré tratamento, indicando, portanto, que para esse caso a melhor configuração seria o uso do processo Fenton após a precipitação química. Em relação a remoção de DQO, na Tabela 13, observa-se que a precipitação química não foi eficiente. As remoções globais apresentadas na Tabela 14 apontam que a combinação das tecnologias demonstrou-se eficiente no tratamento, alcançando remoções máximas de 94,4% de N-NH₄⁺ e 91,4% de DQO. A remoção máxima de N-NH₄⁺ ocorreu nas condições de pH= 9,0, razão molar Mg²⁺:NH₄⁺: PO₄³⁻ 1:1:1 e condição +1 do processo Fenton. Já a remoção máxima de DQO ocorreu nas condições de pH=8,5, razão molar Mg²⁺:NH₄⁺: PO₄³⁻1,5:1:1,5 e [H₂O₂]= 2.200 mg/L.

Em relação aos valores absolutos das concentrações de N-NH_4^+ e DQO, especificamente para o caso do N-NH_4^+ , apenas a condição 5 atendeu a concentração estabelecida pela DN COPAM/CERH – MG nº 01 de 2008 de 20 mg/L, em etapa única. Já em relação à DQO, todas as condições estão dentro do limite de 180 mg/L e também atendem o mínimo exigido de 65% de eficiência de remoção.

No geral, a média das remoções foi maior na configuração de precipitação como pré tratamento, o que evidencia que pode ter havido interferências decorrentes do processo Fenton,, como a presença de sais uma vez que o pH do efluente deve ser elevado, a redução da matéria orgânica presente pelo processo Fenton, já citados anteriormente.

As Figuras 22 a 27 apresentam os gráficos de probabilidade normal dos efeitos (resíduos padronizados), separados por variável estudada, para respostas em termos das remoções de DQO e N-NH_4^+ , respectivamente.

Figura 22 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de DQO para a razão molar

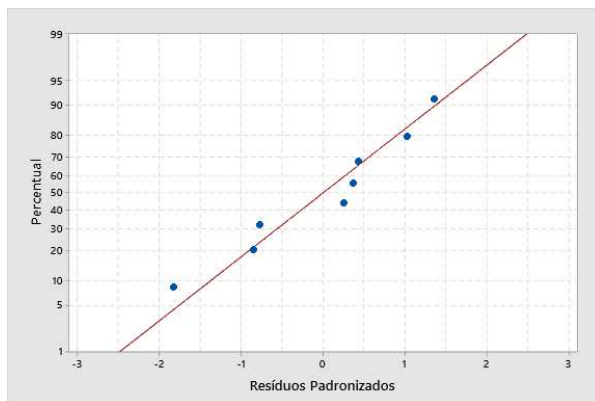


Figura 23 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de N-NH_4^+ para a razão molar

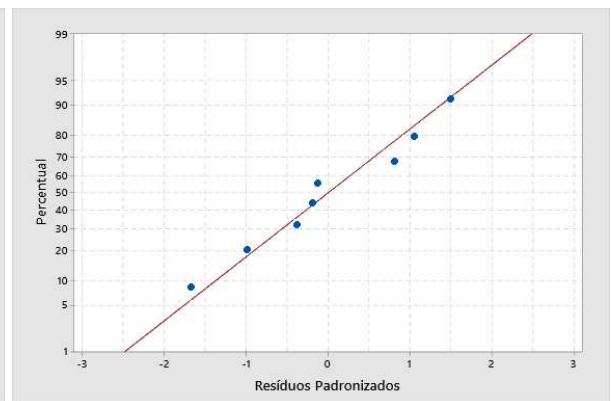


Figura 24 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de DQO para o pH

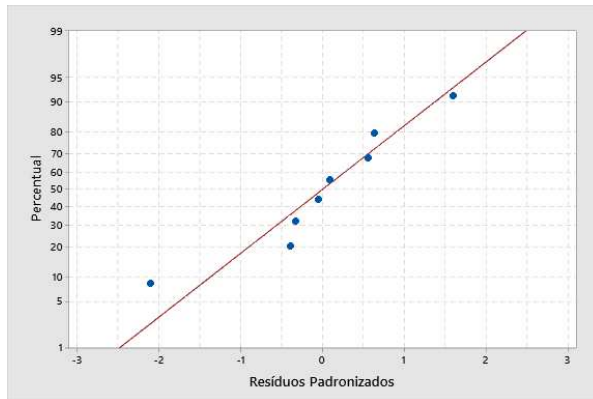


Figura 25 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de N-NH₄⁺ para o pH

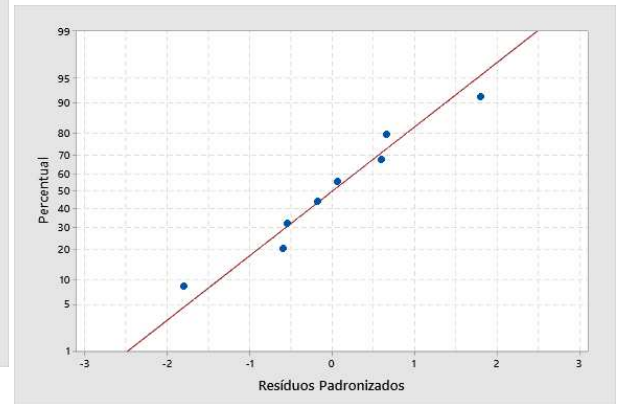


Figura 26 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de DQO para as condições do processo Fenton

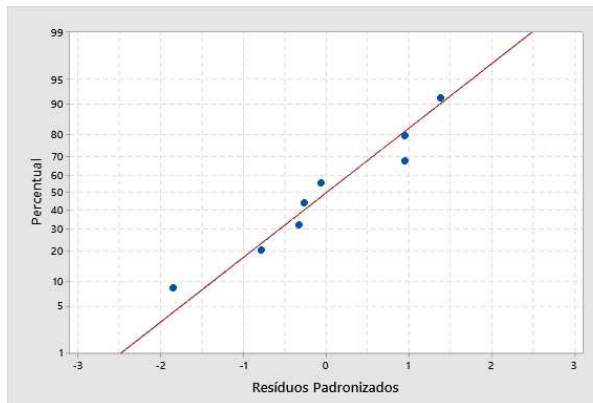
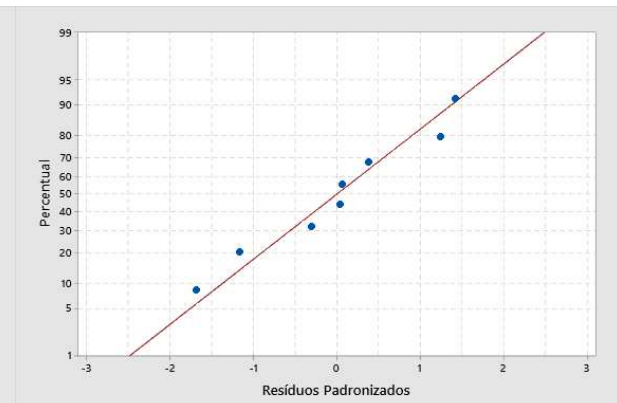


Figura 27 - Gráfico de probabilidade normal dos resíduos de remoção de N-NH₄⁺ para as condições do processo Fenton



Observa-se nos gráficos, assim como ocorrido na configuração de Fenton pós precipitação química, que o padrão é uma linha reta, que os pontos estão agrupados ao redor dessa linha sem *outlier* e que não há alteração de inclinação. Indicando, portanto, um comportamento normal dos níveis das variáveis avaliadas, que demonstra confiabilidade do modelo proposto pelo software (CASTRO; ARAÚJO; LANGE, 2013).

Nas Figuras 28 e 29 apresenta-se os gráficos de efeitos padronizados para DQO e N-NH₄⁺

Figura 28 - Gráfico de efeitos padronizados para as remoções de DQO

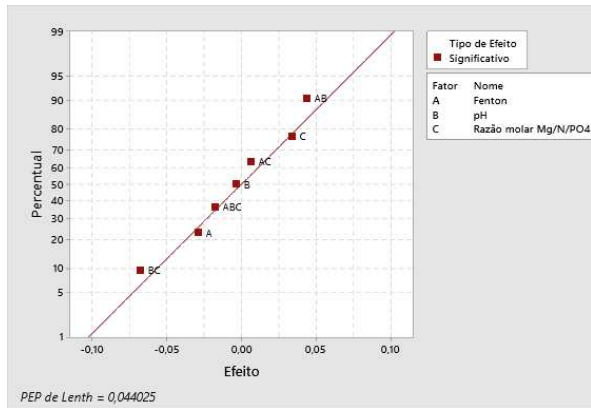
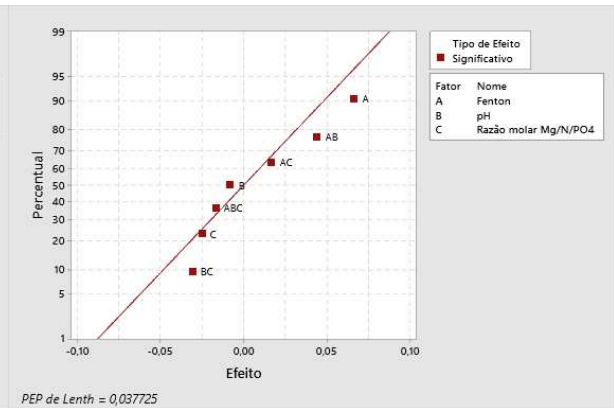


Figura 29 - Gráfico de efeitos padronizados para as remoções de N-NH₄⁺



Observa-se nas Figuras 28 e 29 que na configuração de Fenton pós precipitação química, tanto para a remoção de DQO quanto para a remoção de N-NH₄⁺, todas as variáveis exerceram efeitos significativos. No caso da variável pH isoladamente, em ambos os gráficos, observa-se efeito padronizado negativo, resultado coerente com o apresentado por Kujlu *et al* (2016).

Por fim, apresenta-se nas Figuras 30 e 31 os gráficos de cubo para as remoções de DQO e N-NH₄⁺ no tratamento de Fenton como pós precipitação química.

Figura 30 - Gráfico de cubo para remoção de DQO

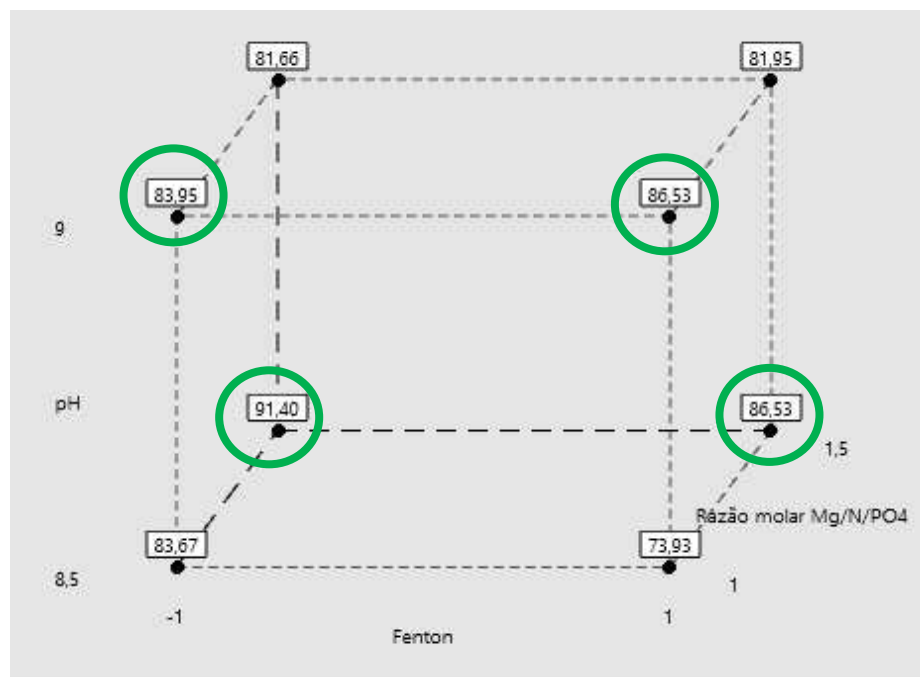
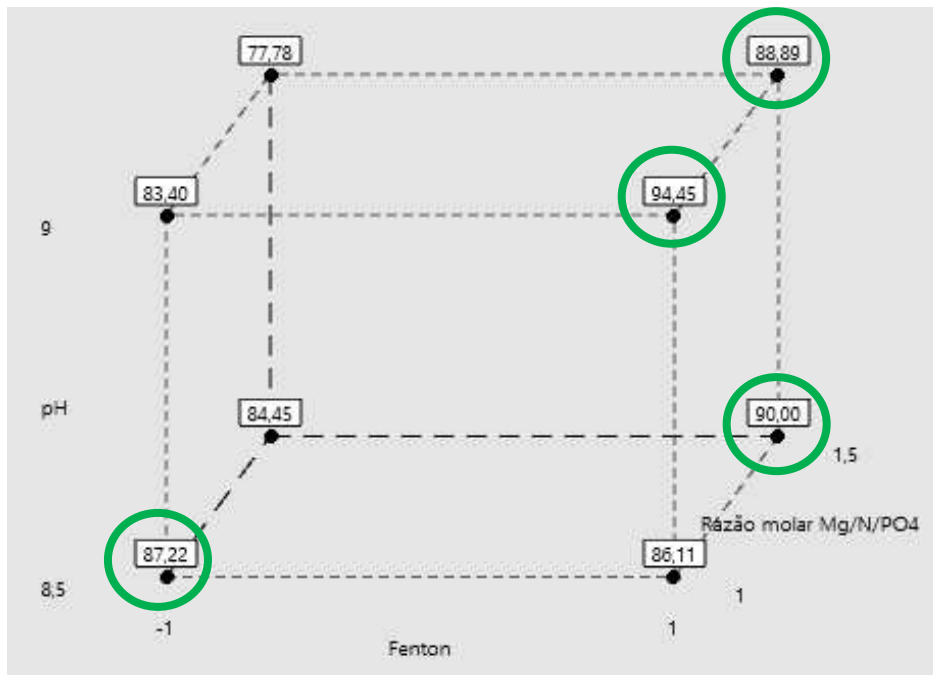


Figura 31 - Gráfico de cubo para remoção de N-NH₄⁺

Analisando os gráficos de cubo para essa configuração, observa-se também que duas condições iguais coincidiram de estar entre as quatro maiores remoções, e observa-se novamente que ao trabalhar com um sistema de tratamentos distintos combinados, nem sempre o máximo reflete a melhor condição, uma vez que o máximo de remoção de N- NH₄⁺ não foi o máximo de remoção de DQO. Uma das condições coincidentes foi a de pH= 9,0, razão molar Mg²⁺:NH₄⁺: PO₄³⁻ de 1:1:1 e [H₂O₂]=31.500 mg/L, alcançando 86,5% de remoção de DQO e 94,4% de remoção de N-NH₄⁺. Já a segunda condição coincidente que alcançou a remoção de 86,5% de DQO e 90,0% de N-NH₄⁺ trabalhou em pH= 8,5, razão molar Mg²⁺:NH₄⁺: PO₄³⁻ de 1,5:1:1,5 e [H₂O₂]=31.500 mg/L.

A partir de uma avaliação geral, verifica-se que as variáveis influenciaram em algum nível o planejamento fatorial estudado para as duas configurações. Nos ensaios de Precipitação + Fenton, o fator cujo efeito foi mais expressivo foi a razão molar entre os reagentes, e o menos expressivo foi a combinação entre pH e Fenton. Quando se realizou o Fenton como pré-tratamento a precipitação, a combinação entre o pH e a razão molar foi o que mais interferiu no processo.

A escolha do tratamento ideal foi pautada na avaliação do sistema como um todo, analisando-se também os valores absolutos de forma a atender a legislação estadual. Na remoção de DQO, todas as condições em ambas configurações atenderam o limite de 180 mg/L e a eficiência de remoção mínima de 65%. Já para o N-NH_4^+ , apenas uma condição de cada configuração não ultrapassou o limite de 20 mg/L. Como analisado ao longo do estudo, o processo Fenton pode causar interferências na estruvita precipitada. Sendo assim, pensando na qualidade da estruvita viabilizando uma possível utilização como fertilizante, definiu-se o tratamento final como Fenton pós precipitação química de estruvita na condição 8, que trabalhou em $\text{pH}=9,0$, razão molar entre os reagentes de 1,5:1:1,5 e condição -1 do Fenton, obtendo remoção de 78,80% para DQO e 94,44% para N-NH_4^+ , ambos com valores absolutos em acordo com a legislação. As remoções finais também estão dentro do esperado com base na literatura, conforme mostram os estudos apresentados na discussão.

6 CONCLUSÃO

- Dentre as configurações de tratamento estudadas, o Fenton como pós-tratamento a precipitação química de estruvita alcançou melhor desempenho.
- O experimento que melhor atendeu a legislação tanto para a concentração de DQO quanto para o N-NH₄⁺, alcançou 78,80% de remoção para DQO e 94,44% para N-NH₄⁺. Este experimento trabalhou nas condições de razão molar Mg²⁺:NH₄⁺: PO₄³⁻ de 1,5:1:1,5, pH= 9,0 e condição -1 do Fenton, que corresponde a [Fe₂⁺] = 1.100 mg/L e [H₂O₂] = 2.200 mg/L.
- A partir da análise estatística do planejamento fatorial, todas as variáveis estudadas exerceram efeitos no processo. Os efeitos foram diferentes na remoção de DQO e na remoção de N-NH₄⁺, e também diferentes conforme a configuração adotada.
- As variáveis do processo devem ser fielmente controladas pois são um grande interferente nas eficiências de remoção.
- O processo Fenton como pré tratamento permitiu maiores eficiências na remoção de DQO e interferiu na granulometria e cor da estruvita precipitada. Já as maiores remoções de N-NH₄⁺ foram obtidas com a precipitação química como pré tratamento.
- O tratamento como um todo mostrou-se uma técnica promissora e viável na remoção de DQO e N-NH₄⁺ de lixiviado de aterro sanitário, diferenciando-se tecnicamente dos demais tratamentos encontrados, com a mesma capacidade de remoção.

7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Análise de caracterização da estruvita precipitada no processo, de forma a verificar sua pureza.
- Utilização da estruvita precipitada em outras pesquisas com foco no seu uso como fertilizante.
- Estimar o custo do tratamento proposto e compará-lo com outros tratamentos aplicados ao lixiviado.
- Estudos com foco nas interferências de cada um dos fatores estudados no planejamento fatorial em relação a quantidade/qualidade de estruvita precipitada.
- Reprodução do tratamento em operação em contínuo para a precipitação química de estruvita.
- Análise das concentrações iniciais do efluente após cada etapa para análise fiel das eficiências de remoção.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRAS DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 8.419:**

Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRAS DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 10.004:** Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ABRELPE (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRO DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017**. Disponível em: < http://abrelpe.org.br/pdfs/panorama/panorama_abrelpe_2017.pdf>. Acesso em: mai. 2019.

AMORIM, C.C. **Avaliação do uso de resíduo da indústria siderúrgica na descolorização de efluentes têxteis através de processos oxidativos avançados**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

APHA (American Public Health Association); AWWA); WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater**, 20 th Baltimore, Maryland: United Book Press, Inc, 2005.

BHUIYAN, M. I. H; MAVINIC, D.S.; KOCH, F.A. Phosphorus recovery from wastewater through struvite formation in fluidized bed reactors: a sustainable approach. **Water Science Technology**, v. 57, n. 2, p. 175-181, 2008.

BOTTREL S. E. C. **Avaliação da remoção de Etilenotiouréia (ETU) e 1,2,4 – Triazol através de procesos oxidativos avançados e adsorção**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

BRASIL. CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e condições de padrões de lançamento de efluentes, bem como estabelece as diretrizes ambientais para o seu

enquadramento, e dá outras providências. **Diário oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Lei no. 11.445/2007, de 5 de janeiro de 2007. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 7 jan. 2007.

BRASIL. Lei no. 12.305/2010, de 2 de agosto de 2010. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 2 ago. 2010.

CARVALHO, M.F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 1999.

CASTRO, S.R; ARAÚJO, M.A.C; LANGE, C.L. Experimental design for the evaluation of struvite sedimentation obtained from an ammonium concentrated wastewater. **Water Science & Technology**, p.1607-1613, 2013.

CASTRO, S.R; CRUTCHIK, D; GARRIDO, J.M; LANGE, L.C. Precipitação química de estruvita: Recuperação de nutrientes em reator cônico de leito fluidizado utilizando magnésia industrial de baixo custo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.20, n.2, p.259-268, 2014.

COSTA, F. M; et al. Tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos utilizando Processos Fenton e Fenton-Solar, **Ambiente & Água**, v.10, n.1, p.107-116, 2015.

COUTO, M. C. L; BRAGA, F. S; LANGE, L. C. Tratamento de lixiviado por infiltração rápida como alternativa para cidades de pequeno porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n.3, p. 223-234, 2013.

CRUTCHIK, D; MORALES, N; VÁZQUEZ-PADÍN, J. M; GARRIDO, J. M. Enhancement of struvite pellets crystallization in a full-scale plant using an industrial grade magnesium product. **Water Science & Technology**, v.75, n.3, p.609-618, 2017.

DANTAS, E.R.B; SILVA, E.J; LOPES, W.S; NASCIMENTO, M.R; LEITE, V; SOUSA, T. Fenton treatment of sanitary landfill leachate: optimization of operational parameters, characterization of sludge and toxicology. **Environmental Technology**, 2019.

DEUS, R.M; BATTISTELLE, R.A.G; SILVA, G.H.R. Resíduos Sólidos no Brasil: contexto, lacunas e tendências. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.20, n.4, p.685-698, 2015.

DINIZ, D.T.L. **Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro de resíduos sólidos por precipitação química com formação de estruvita**. Dissertação (Mestrado). Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

DOYLE, J. D; PARSONS, S. A. Struvite formation, control and recovery. **Water Research**, 36(16), p. 3925-3940, 2002.

ELK, A.G.H.P. **Mecanismo de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos: Redução de emissões na disposição final**. Rio de Janeiro: IBAM, 2007.

FILHO, J.L.P. **Lixiviado de aterro sanitário: alternativas de tratamento para o cenário brasileiro**. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2017.

GERHARDT, R; REISDORFER, G; CARDOSO, M.G. Remoção de nitrogênio e fósforo de efluente industrial através da precipitação química de estruvita. **Tecno-Lógica**, v.22, n.1, p.35-40, 2018.

HAMADA, J. Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários. In: **Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental**, XIX, 1997, Foz do Iguaçu. Anais... Foz do Iguaçu, 1997.n.p.

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). **Censo 2019**. Disponível em: <

https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/index.html?utm_source=portal&utm_medium=popclock&utm_campaign=novo_popclock>. Acesso em: 12 nov. de 2019.

JUCÁ, J.F.T. Disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. In: **Congresso brasileiro de geotecnia ambiental**, IV, 2003, Porto Alegre. Anais.... Porto Alegre, 2003.n.p.

JUNIOR, A.B.C; DALSSASSO, R.L; ROHERS, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado, **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.4, p. 385-392, 2010.

KJEDLSEN P. I.; BARLAZ M. A.; ROOKER A. P.; BAUN A.; LEDIN A.; CHRISTENSEN T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review, **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.32, p. 297-336, 2010.

KOCHANY, J; KOCHANY, E.L. Utilization of landfill leachate parameters for pretreatment by Fenton reaction and struvite precipitation—A comparative study. **Journal of Hazardous Materials**, n.166, p.248-254, 2009.

KUJLU, R; FARD, N.A.J.H; AHMADI, M. Treatment of mature landfill leachate by chemical precipitation and Fenton advanced oxidation process. **Environmental Health Engineering and Management Journal**, p.35-40, 2016.

LOPEZ, A; IACONI, C; RAMADORI, R. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate. **Biochemical Engineering Journal**, v.31, p.118-124, 2006.

MAIA, I. S; et al. Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil, **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.20, n.4, p. 665-675, 2015.

MANNARIO, C.F; FERREIRA, J.A; CAMPOS, J.C; RITTER, E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, n.2, p.108-112, 2006.

MARQUES, G. N. **Seleção de áreas para aterros sanitários baseada em mapeamento geotécnico e Analytic Hierarchy Process – AHP**. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2002.

MAUS, V.W; COSTA, A.B; RIGHES, A.A. Tratamento do lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos por processo Fenton. **Tecno-Lógica**, v.13, n.1, p.52-59, 2009.

MEMELLI, M.S; ROQUE, R.P; FILHO, N.B.B; GONÇALVES, R.F. Recuperação de nutrientes via precipitação de estruvita para uso agrícola – Uma revisão. In: **Seminário Estadual sobre Saneamento e Meio ambiente**, XII, 2018, Vitória. Anais.... Porto Alegre, 2018.n.p.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 ed. McGraw-Hill Bookman, 2016.

MORAVIA, W.G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

NASCIMENTO, V.F. et al. Evolução e desafios no gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. **Ambiente & Água**, v.10, n.4, p.889-902, 2015.

NOVELO, R.I.M, REYES, R.B.C; BORGES, E.R.C; RIANCHO, M.R.S. Tratamiento de lixiviados por oxidación Fenton. **Ingeniería e Investigación**, v.30, n.1, p.80-85, 2010.

OLIVEIRA, T.B; JUNIOR, A.C.G. Planejamento municipal na gestão dos resíduos sólidos urbanos e na organização da coleta seletiva. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, n.1, p.55-64, 2016.

PNSB (PESQUISA NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO). Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pnsb/tabelas>>. Acesso em: jun. 2019.

RAHMAN, M.M; SALLEH, M.A.M; RASHID, U; AHSAN, A; HOSSAIN, M.M. Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization – A review. **Arabian Journal of Chemistry**, v.7, p.139-155, 2013.

RENOU, S; GIVAUDAN, J.G; POULAIN, S; DIRASSOUYAN, F; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, p.468-493, 2008.

ROCHA, E.M.R. **Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização na redução da carga orgânica do percolado gerado no aterro da Muribeca (PE)**. Dissertação (Mestrado), Programa de pós graduação em engenharia civil, Recife, 2005.

SÁ, L.F; JUCÁ, J.F.T; SOBRINHO, M.A.M. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Ambiente & Água**, v.7, n.1, p.204-217, 2012.

SANTOS, A. S. P. **Aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagoas de estabilização**. Tese (Doutorado), Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-graduação e Pesquisa de Engenharia (CPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

SNIS (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO).

Diagnóstico anual de resíduos sólidos. Disponível em: <

<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos>>. Acesso em: mai. 2019.

SOUTO, G.B.; POVINELLI, J. Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil. In: **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2007, Belo Horizonte, Anais... Belo Horizonte, 2007.n.p.

TARR, M. A. **Chemical Degradation Methods for Wastes and Pollutants - Environmental and Industrial Applications**. New York, Marcel Dekker, 2003.

VALDERRAMA, M; JAVIER, C; ÁGUILA, M; MICHEL, E; PIO, C; ERIKA, L. Optimización del processo Fenton en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitários. **Revista de la Sociedad Química del Perú**, p.454-466, 2017.

WANG, J; YE, X; ZHANG, Z; YE, Z; CHEN, S. Selection of cost-effective magnesium sources for fluidized struvite crystallization. **Journal of environmental sciences**, np, 2017.