



UFBA

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA INDUSTRIAL - PEI

MESTRADO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL

RENATA DE MIRANDA MEIRELLES COSTA E SILVA

Crescimento de microalgas em lixiviado
de aterro sanitário tratado por Foto-Fenton



SALVADOR
2022



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA - UFBA
ESCOLA POLITÉCNICA DA UFBA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL

RENATA DE MIRANDA MEIRELLES COSTA E SILVA

Crescimento de microalgas em lixiviado de aterro sanitário tratado por Foto-Fenton

Salvador

2022

RENATA DE MIRANDA MEIRELLES COSTA E SILVA

Crescimento de microalgas em lixiviado de aterro sanitário tratado por Foto-Fenton

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial da Universidade Federal da Bahia como requisito para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Industrial.

Orientadores: Prof. Dr. Emerson Andrade Sales

Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz

Salvador

2022

S586 Silva, Renata de Miranda Meirelles Costa e.
Crescimento de microalgas em lixiviado de aterro sanitário tratado
por Foto-Fenton/ Renata de Miranda Meirelles Costa e Silva. –
Salvador, 2022.

103 f.: il. color.

Orientador: Prof. Dr. Emerson Andrade Sales.

Coorientador: Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal da Bahia. Escola
Politécnica, 2022.

1. Aterro sanitário. 2. Lixiviado. 3. Microalgas. 4. Foto-Fenton.
I. Sales, Emerson Andrade. II. Queiroz, Luciano Matos. III.
Universidade Federal da Bahia. IV. Título.

CDD: 628.445

**CULTIVO DE MICROALGAS EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO
TRATADO POR PROCESSO FOTO-FENTON**

RENATA DE MIRANDA MEIRELLES COSTA E SILVA

Dissertação submetida ao corpo docente do programa de pós-graduação em Engenharia Industrial da Universidade Federal da Bahia como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de mestre em Engenharia Industrial.

Examinada por:

Emerson Andrade Sales

Prof. Dr. Emerson Andrade Sales

Doutor em engenharia química, pela Universidade Paris 7, FRANÇA, 1996

Luciano Matos Queiroz

Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz

Doutor em Engenharia Civil, pela Universidade de São Paulo, BRASIL, 2009

Karla Patrícia Santos Oliveira Rodríguez Esquerre

Prof. Dr. Karla Patrícia Santos Oliveira Rodríguez Esquerre

Doutora em Engenharia Química, pela Universidade de Campinas, BRASIL, 2003

Daniele Vital Vich

Prof. Dr. Daniele Vital Vich

Doutora em Engenharia Hidráulica e Saneamento, pela Universidade de São Paulo, Brasil, 2010

Salvador, BA - BRASIL

abril/2022

AGRADECIMENTOS

Agradeço o suporte acadêmico e pessoal a todos os envolvidos em todas as etapas desse trabalho. Em especial aos grupos de pesquisa do LABEC e do EFLULAB, orientadores, família, amigos e companheiro. Agradeço à CAPES pela bolsa que me auxiliou no desenvolvimento do estudo. Muito obrigada por me auxiliarem nessa etapa tão enriquecedora de minha trajetória.

O presente trabalho foi realizado com apoio da coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior – brasil (capes) – código de financiamento 001.

RESUMO

Os aterros sanitários, apesar de serem considerados uma tecnologia adequada para a disposição final de resíduos sólidos urbanos, geram subprodutos líquidos e gasosos que demandam tratamento antes da disposição final no meio ambiente. Os lixiviados de aterros sanitários caracterizam-se pela cor escura e concentração elevada de matéria orgânica recalcitrante. Apesar dessas características, admite-se a possibilidade que alguns recursos existentes nesse efluente sejam recuperados e aproveitados em outros processos. A recuperação do nitrogênio presente em elevadas concentrações é atrativa para o cultivo de microalgas, por exemplo. Este trabalho propôs a investigação do desenvolvimento estável de microalgas em um meio de cultivo composto por lixiviado de aterro sanitário tratado por processo oxidativo avançado (POA) especificamente Foto-Fenton. O lixiviado utilizado foi coletado no Aterro Metropolitano Centro (AMC), no município de Salvador. Devido às características do lixiviado houve necessidade em realizar o tratamento por processo Foto Fenton, o objetivo dessa etapa foi reduzir as concentrações de matéria orgânica do efluente e encontrar as condições ótimas para tratamento do efluente. Para as condições ótimas de tratamento físico-químico, obtidas por meio da técnica de planejamento estatístico de experimentos, alcançaram-se reduções das concentrações de DQO e cor verdadeira do lixiviado de 75,5% e 95,3%, respectivamente. Esse efluente tratado foi utilizado para o cultivo das microalgas. Após breve etapa de adaptação, as espécies que apresentaram sobrevivência foram *Euglena gracilis* e *Chlorella vulgaris*. O experimento continuou com o uso dessas espécies num cultivo por 21 dias, utilizando a contagem de células e análise do crescimento. Após esse cultivo foi iniciado um novo ajustando algumas condições do cultivo como fornecimento de maior intensidade luminosa, concluiu-se que a espécie *Euglena gracilis* apresenta potencial de crescimento no lixiviado tratado por Foto-Fenton enquanto a espécie *Chlorella vulgaris* apresentou melhor crescimento no lixiviado tratado por Foto-Fenton com aumento da intensidade luminosa associada a aeração.

ABSTRACT

The landfills generate liquid and gas subproducts that require treatment before being disposed. The liquid generate are the leachate, and this liquid is characterized by the dark color and high concentration of organic matter. Despite these characteristics it's possible to use the leachate as resource in other process, as the nitrogen recovery. This study is about an investigation about the growth of microalgae using the leachate treated by photo-Fenton process. The leachate was collected at Aterro Metropolitano Centro (AMC), at Salvador Bahia, and treated by photo-Fenton process to reduce the organic matter concentration. To optimize the treatment, the design of experiments was used. The COD and true color on the optimize treatment achieve the reduction of 75,5% and 95,3%, respectively. This treated effluent was used for microalgae cultivation. After a brief adaptation stage of the species *Euglena gracilis* and *Chlorella vulgaris* the experiment continued with the monitoring growth for 21 days, using the counting for analyze the growth. After this cultivation a new one was started but some conditions were adapted as the light intensity. Using this last experiment was possible to concluded that *Euglena gracilis* have growth potential in treated leachate and *Chlorella vulgaris* had the best growth using the treated leachate with high light intensity and aeration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Ciclo de produção utilizando conceitos da ecologia industrial	25
Figura 2 – Esquema de célula de aterro sanitário	26
Figura 3 – Local de coleta da amostra.	43
Figura 4 – Organização das etapas de experimento	44
Figura 5 – Sistema de tratamento Fenton em duas situações distintas	47
Figura 6 – Adaptação das espécies do banco ao lixiviado pré tratado utilizando a diluição do lixiviado pré tratado para que elas se adaptassem melhor.....	50
Figura 7 – Após a adaptação foi feito o cultivo de microalgas por 21 dias.....	51
Figura 8 – Concentração de DQO no lixiviado ao final dos diferentes ensaios de tratamento por Fenton	58
Figura 9 - Concentração de DBO no lixiviado ao final dos diferentes ensaios utilizando o tratamento por Fenton.....	58
Figura 10 - Concentração de NTK e N_{NH_3} no lixiviado ao final dos diferentes ensaios de tratamento por Fenton.....	59
Figura 11- Valores da turbidez no lixiviado ao final dos diferentes ensaios de tratamento por Fenton	60
Figura 12 - Valores da cor no lixiviado ao final dos diferentes ensaios de tratamento por Fenton	60
Figura 13 – Superfície de resposta do modelo ajustado tendo a cor como resposta em porcentagem.....	64
Figura 14 – Análise do modelo considerando o pHa fixo no valor médio.....	65
Figura 15 - Análise do modelo considerando o $H_2O_2:Fe^+$ fixo no valor máximo do ponto axial.	65
Figura 16 - Superfície de resposta do modelo ajustado tendo a remoção de DQO como resposta em porcentagem.....	68
Figura 17 - Análise do modelo considerando as variáveis pHa e pHd fixas no ponto 0 do modelo.	69
Figura 18 - Análise do modelo considerando a variável pHd fixa no ponto 0 do modelo e a variável $H_2O_2:Fe^+$ no ponto mínimo.....	69
Figura 19 - Análise do modelo considerando as variáveis pHa e $H_2O_2:Fe^+$ fixas no ponto mínimo.....	70

Figura 20 – Curva de crescimento da <i>Euglena gracilis</i> sp. em Meio Mineral (padrão).....	73
Figura 21 - Curva de crescimento da <i>Neochloris oleabundans</i> em BBM modificado (padrão).	74
Figura 22 - Curva de crescimento da <i>Chlorella vulgaris</i> em BBM (padrão)	75
Figura 23 - Curva de crescimento das espécies <i>Euglena gracilis</i> , <i>Neochloris oleabundans</i> e <i>Chlorella vulgaris</i> em consórcio.....	76
Figura 24 – Cultivo de <i>Chlorella vulgaris</i> (dois frascos à esquerda) e <i>Euglena gracilis</i> (dois frascos de maior volume à direita) e controle (frasco menor).	79
Figura 25 – Curva de crescimento da <i>Euglena gracilis</i> no lixiviado tratado.....	80
Figura 26 – Curva de crescimento da <i>Chlorella vulgaris</i> no lixiviado tratado.....	81
Figura 27 – Cultivo de <i>Euglena gracilis</i> e <i>Chlorella vulgaris</i> variando a intensidade luminosa, realizando o enriquecimento do meio com NO ₃ , aerando e combinando alguns fatores.....	83
Figura 28 – Gráfico do crescimento da <i>Euglena gracilis</i> sp. no lixiviado tratado sob diferentes condições.....	83
Figura 29 – Gráfico do crescimento da <i>Chlorella vulgaris</i> sp. no lixiviado tratado em diferentes condições.....	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características de lixiviados de aterro de diferentes localidades do mundo organizados por idade do aterro.....	28
Tabela 2 - Características de lixiviados de aterro de diferentes localidades no Brasil organizados por idade do aterro.....	29
Tabela 3 – Presença de metais em lixiviados de aterros de diferentes idades.....	30
Tabela 4 – Alguns métodos de tratamento biológico e físico-químico	33
Tabela 5 – Classificação dos métodos de POA	36
Tabela 6 – Principais aspectos da aplicação de processo Fenton para tratamentos de lixiviado de aterro.	40
Tabela 7 – Parâmetros utilizados para a caracterização, suas metodologias de análise e equipamento utilizados.	45
Tabela 8 – Comprimento de onda e limite de quantificação dos métodos de análise dos metais	46
Tabela 9 – Códigos para o planejamento experimental.....	48
Tabela 10 – Desenho do planejamento experimental para o tratamento de lixiviado.....	48
Tabela 11 – Caracterização do lixiviado bruto coletado no dia 11 de março de 2020.....	53
Tabela 12 – Resultados para o tratamento por Foto-Fenton luz UV artificial utilizando o DCCR	57
Tabela 13 - Coeficientes e efeitos do modelo utilizando a cor como resposta.....	61
Tabela 14 – Tabela da ANOVA para análise da cor como resposta	62
Tabela 15 - Coeficientes e efeitos do modelo utilizando a cor como resposta, após ajuste.	62
Tabela 16 - Tabela da ANOVA para análise da cor como resposta ajustado.....	63
Tabela 17 - Coeficientes e efeitos do modelo utilizando a DQO como variável resposta.	65
Tabela 18 – Resultados do uso do método ANOVA para análise da DQO como variável resposta	66
Tabela 19 - Coeficientes e efeitos do modelo utilizando a DQO como resposta ajustados.	66
Tabela 20 - Tabela da ANOVA para análise da DQO como resposta após ajuste.....	67
Tabela 21 – Caracterização do lixiviado tratado após a otimização do tratamento	71
Tabela 22 – Comparação das características do lixiviado tratado nas melhores condições com a legislação vigente	71
Tabela 23 – Produtividade de biomassa no meio padrão.	77
Tabela 24 – Comparativo entre a AUC dos cultivos em meio padrão	77

Tabela 25 – Caracterização do lixiviado após o cultivo de microalgas representando a média e o desvio padrão.	81
Tabela 26 – Comparação da área sob a curva dos cultivos realizados em 11 dias de cultivo.	84

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Espécies de microalgas cultivadas em efluentes diversos.	23
Quadro 2 – Observação das espécies no lixiviado tratado diluído	78

SUMÁRIO

1	Introdução.....	19
2	Objetivo.....	21
2.1	Objetivo geral.....	21
2.2	Objetivos específicos.....	21
3	Revisão bibliográfica.....	22
3.1	Cultivo de microalgas.....	22
3.2	Lixiviado de aterro sanitário.....	25
3.3	Tratamento de lixiviado de aterro sanitário.....	31
3.4	Processos Oxidativos Avançados (POA).....	35
3.5	Processo Fenton.....	36
4	Metodologia.....	43
4.1	Caracterização do lixiviado.....	45
4.2	Tratamento do lixiviado.....	46
4.2.1	Escolha do tipo de tratamento.....	46
4.2.2	Otimização do tratamento por Foto-Fenton.....	48
4.3	Cultivo de microalgas no lixiviado.....	50
5	Resultados e discussão.....	53
5.1	Caracterização do lixiviado.....	53
5.2	Avaliação da associação do processo físico-químico com o cultivo de microalgas..	56
5.2.1	Otimização do pré-tratamento por Foto-Fenton.....	56
5.2.2	Análise do planejamento dos experimentos e geração do modelo.....	61
5.3	Avaliação do cultivo das microalgas.....	72
5.3.1	Cultivo em meio padrão.....	72
5.3.2	Cultivo no lixiviado tratado.....	78
6	Conclusões.....	86
7	Recomendações e trabalhos futuros:.....	87

8	REFERÊNCIAS.....	88
9	Anexos	99
9.1	Meios de cultivo utilizados.....	99
9.1.1	BBM modificado.....	99
9.1.2	Meio mineral	100
9.2	Tabelas com acompanhamento do crescimento	101
9.2.1	Meio padrão	101
9.2.2	Lixiviado tratado	104
9.2.3	Estudo exploratório	105

1 Introdução

A Lei Federal nº 14.026 de 2020, no artigo 2 informa os princípios fundamentais que orientam a prestação dos serviços públicos de saneamento afirmando que a universalização desses serviços deve ocorrer de forma efetiva (Brasil, 2020). Porém, existe um déficit de destinação ambientalmente adequada de resíduos da ordem de 53,2% dos municípios brasileiros (Brasil, 2018).

Considerando o estágio de desenvolvimento econômico e social, hábitos perdulários de consumo e as práticas incipientes de redução de geração de resíduos na fonte geradora ainda registradas no Brasil, pode-se prever que, persistindo o modelo de economia linear, haverá a construção de novos aterros sanitários e que os já existentes devem receber, progressivamente, maiores quantidades de resíduos sólidos à medida que os serviços de limpeza pública sejam estruturados nos municípios brasileiros.

Aterros sanitários são considerados como uma alternativa de disposição final de resíduos sólidos adequada, embora, há que se considerar que sua adoção implica em grandes impactos ao ambiente, e a redução do seu uso esteja associada a um cenário de transição entre tecnologias denominadas “fim de tubo” e redução da geração de resíduos na fonte. Portanto, merecem atenção os impactos negativos da implantação de aterros sanitários, quais sejam: a geração de gases causadores de efeito estufa, efluentes líquidos de alto impacto poluidor (lixiviado) e a degradação ambiental e conseqüente desvalorização de grandes áreas.

Para a efetiva redução da carga poluente e aproveitamento dos recursos presentes nos efluentes líquidos, há que se conhecer detalhadamente sua composição e propor rotas de tratamento que busquem a sua valorização como preconizado pelos princípios da ecologia industrial. No caso do lixiviado de aterros sanitários, destaca-se a presença de elevadas concentrações de nitrogênio, matéria orgânica recalcitrante e cloretos. Essas características tornam o tratamento desse efluente um verdadeiro desafio para técnicos e engenheiros que, normalmente, precisam associar processos biológicos e físico-químicos os quais, raramente, permitem o aproveitamento dos recursos presentes no efluente tratado, como foi realizado por Lin (2000), Wiszniowski et al (2006), Aziz et al. (2007) e Fard et al (2016).

Por outro lado, pode-se afirmar que o nitrogênio vem sendo transformado em nitrogênio reativo a taxas muito elevadas, nas quais os processos naturais de desnitrificação não conseguem regular o fluxo, provocando um grave acúmulo de nitrogênio reativo nos reservatórios ambientais (Rockström et al., 2009). Portanto, rotas de tratamento e valorização de efluentes líquidos que permitam a recuperação do nitrogênio e sua reinserção em ciclos produtivos são altamente desejáveis. Dentre as iniciativas que permitem alcançar essa meta, pode-se citar a fertirrigação e o sequestro de nitrogênio para produção de microalgas.

Como atrativo para a produção de microalgas a partir de efluentes nitrogenados, tratados ou não, destaca-se a possibilidade da produção de biocombustíveis de terceira geração. Nesse caso, um dos maiores atrativos é que a cadeia produtiva não demanda área agrícola tal qual o

biocombustível proveniente de óleos de origem vegetal. (Martin e Grossmann, 2012; Canter et al., 2015; Mofijur et al., 2019). Os biocombustíveis podem ser por exemplo de álcool que se origina pela fermentação da biomassa ou mesmo biodiesel através da extração de lipídeos. Além dos biocombustíveis Venkata et al. (2016) destaca o uso das microalgas para produção de fertilizantes, cosméticos e alimentos.

Considerando esse contexto, este trabalho propôs uma rota de tratamento e valorização do lixiviado gerado em aterro sanitário que é utilizado pelas microalgas como meio para crescimento. Entretanto, o lixiviado de aterro sanitário apresenta concentrações de poluentes que poderiam causar toxicidade aguda às microalgas prejudicando a sobrevivência e crescimentos dos micro-organismos. A aplicação de um pré-tratamento físico-químico, mais especificamente o Foto-Fenton tem o objetivo de reduzir a concentração de poluentes.

Por meio do arranjo de tratamento proposto, busca-se o fechamento dos ciclos do nitrogênio e fósforo, além da produção de energia mais limpa, baseada nos princípios básicos da ecologia industrial que, dentre outras premissas, propõe que os resíduos de um processo sejam recuperados como insumos de outros.

A estratégia de tratamento que associa processos físico-químicos e produção de microalgas utilizando lixiviado de aterro sanitário já foi investigada por outros autores, como Kumari et al (2016), Chang et al. (2018) e Quan et al (2020) por exemplo. Porém, não há nenhuma rota tecnológica consolidada, de modo a permitir implantação em larga escala. Portanto, busca-se entender os problemas associados a implantação dessa rota tecnológica e propor medidas que tornem a utilização dessa alternativa mais atrativa.

2 Objetivo

2.1 Objetivo geral

Investigar espécies de microalgas capazes de desenvolver-se de maneira estável em meio de cultivo composto apenas por lixiviado de aterro sanitário tratado por processo Foto-Fenton

2.2 Objetivos específicos

1. Encontrar as melhores condições para aplicação do processo Fenton como etapa de pré-tratamento do lixiviado de aterro sanitário.
2. Obter um modelo estatístico que permita a predição das eficiências de remoção de matéria orgânica presente no lixiviado.
3. Quantificar a concentração de espécies de microalgas no lixiviado tratado por Foto-Fenton
4. Identificar o crescimento mais expressivo dentre os meios de cultivo utilizados

3 Revisão bibliográfica

3.1 Cultivo de microalgas

As microalgas são seres microscópicos capazes de realizar fotossíntese e respiração dependendo das condições ambientais às quais estiverem sujeitas. Com a realização da fotossíntese, os seres autótrofos são capazes de sintetizar suas próprias estruturas (biomassa) a partir do dióxido de carbono (CO₂).

Todavia, para o crescimento desses micro-organismos é necessário que existam alguns nutrientes essenciais em quantidades adequadas. Os nutrientes que devem estar presentes em maior quantidade são os macronutrientes, enquanto os disponíveis em menor quantidade são os micronutrientes. Geralmente, o meio de cultivo para microalgas deve conter carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, fósforo, magnésio, molibdênio, zinco e cobre (LOURENÇO et al., 2006). Além dos nutrientes, o meio de cultivo deve apresentar algumas condições como pH próximo do valor neutro até levemente básico, temperatura de 20°C a 30°C e acesso a luz (SUTHAR e VERMA, 2018; LOURENÇO et al., 2006).

Com as condições de cultivo satisfeitas, as microalgas são capazes de se multiplicar gerando consequente aumento de biomassa. A formação dessa biomassa está associada com a geração de produtos secundários como proteínas, lipídios, ácidos graxos, astaxantina, ômega 3, e compostos precursores de antibióticos, vitaminas, cosméticos, dentre outras aplicações. (VENKATA et al. , 2016; BANU et al, 2020; STILES et al; 2018; SUALI e SABARTY, 2012). Devido a esses produtos secundários, as microalgas podem ser utilizadas na indústria de alimentos, combustíveis, fármacos e cosméticos, (YADAV & DIKSHIT., 2016). Nesse contexto, Stiles et al. (2018) destacam que, o mercado mundial de microalgas está crescendo, apontando a União Europeia como líder na próxima década.

Dentre os bioprodutos desse mercado, encontram-se os biocombustíveis. Os biocombustíveis podem ser: diesel, gasolina, álcool entre outros. Esses combustíveis apresentam grande vantagem de utilizar como matéria prima as microalgas, o metabolismo das microalgas envolve a fixação de gás carbônico. Porém, Banu et al. (2020) afirmam que, esses biocombustíveis, como o biodiesel, ainda apresentam um custo de produção elevado e alguns obstáculos tecnológicos para sua produção. Para tornar o biodiesel comercialmente atrativo, propõe-se que seja implantada uma biorrefinaria, por exemplo, e assim possa gerar produtos com maior valor

agregado, como beta caroteno e astaxantina que subsidiem a produção do combustível (BANU et al., 2020).

A biorefinaria é definida como abordagem metódica que explora processos integrativos a montante e a jusante para a produção e conversão de biomassa de microalgas (VENKATA et al., 2016). Dessa forma, uma mesma biomassa é aproveitada para fins diversos como as proteínas utilizadas na indústria de alimentos e de alimentação de animais e os lipídios ou outras frações, como os amidos, utilizados para produção de biocombustíveis. Desse modo, cada um dos produtos secundários pode ser utilizado para geração de produtos diferentes. Entretanto, é imprescindível a geração de uma grande quantidade de biomassa para realizar todos os processos e aproveitar todo o potencial da planta industrial.

Para que as microalgas prosperem e gerem uma grande quantidade de biomassa, Li et al (2019) afirmam que, é necessário obedecer a uma proporção adequada de carbono (orgânico ou inorgânico), nitrogênio (amônia, nitrato, ureia, extrato de levedura, etc.) e fósforo assim como outros elementos traço essenciais. Esses nutrientes são encontrados em diversos efluentes e esses micro-organismos são capazes de reciclá-los reduzindo a eutrofização e a demanda por fertilizantes químicos (KARAN et al., 2019; LI et al., 2019; VENKATA MOHAN et al., 2015). Diversos autores cultivaram microalgas em efluentes variados, como pode ser visto no Quadro 1.

Quadro 1 – Espécies de microalgas cultivadas em efluentes diversos.

Tipo de efluente	Condições do lixiviado	Microalgas	Autores
Lixiviado de aterro sanitário	Filtrado a 0,22µm	<i>Chlorella pyre</i> <i>Neochloris oleabundans</i> <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Scenedesmus</i> sp. <i>Dunaliella tertioleeta</i>	Cheung et al. (1993)
	Centrifugado a 7000rpm por 10 minutos (20% lixiviado e 80% água destilada)	<i>Scenedesmus</i> sp	Kumari et al. (2016)
	Utilização de uma membrana <i>Neochloris oleabundans</i> fotobioreator para separar as microalgas do efluente	<i>Chlorella vulgaris</i>	Chang et al. (2018)
Efluente agroindustrial	Filtrado a 0,45 µm, autoclavado e misturado com água destilada na proporção de 1:1	<i>Chlorella vulgaris</i> <i>Scenedesmus dimorphus</i>	González et al. (1997)

Tipo de efluente	Condições do lixiviado	Microalgas	Autores
Efluente com alta carga orgânica	Efluente sintético	<i>Chlorella orokiniana</i> <i>Spirulina platensis</i>	Ogbonna et al. (2000)
Esgoto doméstico	Tratado por lodo ativado	<i>Chlorella vulgaris</i>	De-Bashan et al. (2004)
	Filtrado por membrana	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Inoue e Uchida (2016)
Efluente suino-cultura	Efluente bruto	<i>Spirulina platensis</i>	Mezzomo et al. (2010)
Vinhaça de cana de açúcar	Eletrocoagulação	<i>Desmodesmus</i> sp.	Montaño et al. (2017)

Fonte: A autoria própria, 2020.

A partir das informações do Quadro 1, constata-se que algumas espécies de microalgas podem se desenvolver em meio contendo efluentes oriundos de fontes distintas. Apesar da diversidade de espécies existentes, os gêneros *Chlorella*, *Scenedesmus* e *Desmodesmus* se destacam pela adaptabilidade ao cultivo em efluentes, especialmente, as espécies *Chlorella vulgaris* e a *Scenedesmus obliquus* (STILES et al, 2018).

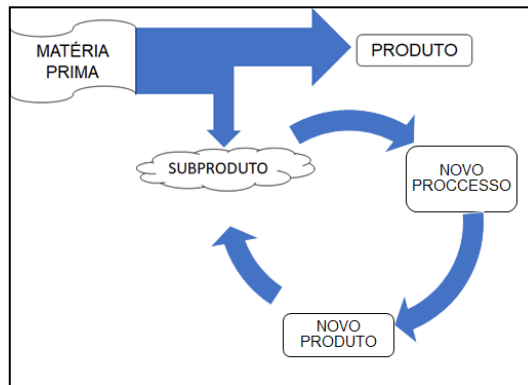
Uma alternativa interessante ao cultivo de microalgas em efluentes é associar os conceitos de tratamento de efluentes e biorefinaria e, assim, realizar o aproveitamento máximo dos recursos presentes nos efluentes gerando bioprodutos e favorecendo o fechamento de ciclos (VENKATA et al.,2016).

Segundo Venkata et al. (2016)B, a mudança da economia linear para uma economia mais sustentável que inclua os princípios de circularidade é obrigatória. Esse tipo de economia requer a implantação do conceito de ecologia industrial, que foi definido como:

(...) um conceito que requer que o sistema industrial não seja visto em isolado, mas em conjunto com seus vizinhos. Essa é uma visão sistêmica na qual cada um busca otimizar o ciclo de todos os materiais, de materiais virgens para produtos finais, para componentes, para produtos, para produtos obsoletos e para disposição final. Os fatores a serem otimizados incluem recursos, energia e capital. (GRAEDEL e ALLENBY, 1995).

Para facilitar a visão sistêmica do processo, Bourg e Erkman (2003) propõem uma cadeia alimentar industrial, na qual é feito um comparativo com a rede alimentar onde um ser se alimenta dos resíduos de outros, dessa forma as indústrias podem criar produtos a partir de subprodutos ou rejeitos de outras. Esse conceito, ilustrado na Figura 1, permite o máximo aproveitamento da matéria prima.

Figura 1 – Ciclo de produção utilizando conceitos da ecologia industrial



Fonte: Autoria própria, 2020.

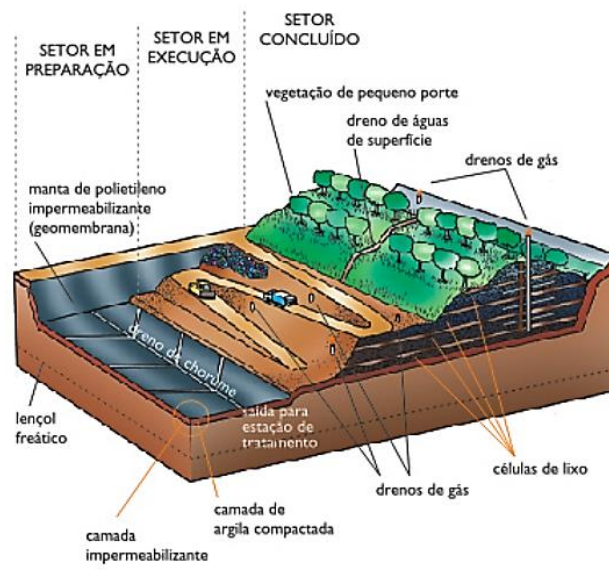
Aplicando esses conceitos ao cultivo e produção de microalgas a recuperação dos nutrientes presentes no lixiviado de aterro sanitário foi identificada como a abordagem mais promissora para aliviar a pressão da poluição da água e da crise energética (CHANG et al., 2018).

3.2 Lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado de aterro sanitário é definido como o produto da decomposição dos resíduos sólidos combinados com água de chuva que percola nas células do aterro sanitário (SOUTO, 2009; BARROS, 2012). O aterro sanitário foi definido pela NBR 8419/1992 como “Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais (...)” (ABNT, 1992). A

Figura 2 exibe um esquema de aterro sanitário indicando as estruturas responsáveis pela coleta de biogás e de lixiviado.

Figura 2 – Esquema de célula de aterro sanitário



Fonte: Transpontos, 2013.

Na

Figura 2 é possível observar que os resíduos são dispostos e cobertos formando as células com suas estruturas de captação de gás e de lixiviado. A célula é construída em sentido ascensional, dessa forma, os resíduos vão sendo depositados e o lixiviado formado percola até alcançar as canaletas que fazem a captação desse efluente. Essa disposição de resíduos na célula faz com que todo o lixiviado formado pela decomposição da matéria orgânica recém disposta tenha contato com os resíduos mais antigos e, por esse motivo, transporta a matéria orgânica facilmente biodegradável e, também, a mais complexa oriunda da decomposição de resíduos mais antigos. Destarte, a idade do aterro é importante para conhecer as características do lixiviado (BARROS, 2012).

A idade do aterro está associada à decomposição da matéria orgânica (MO), que origina o lixiviado. Essa decomposição foi dividida em cinco etapas como propõe Matsufuji (1994) apud Barros (2012):

- I. Fase aeróbia: ocorre no momento em que os resíduos são dispostos no aterro a decomposição é realizada pelos micro-organismos presentes nos resíduos que chegaram ao aterro ou pelos micro-organismos do solo ou uma fonte externa.
- II. Fase anaeróbia ácida: nessa fase o oxigênio presente na célula foi esgotado e, assim, inicia-se a decomposição anaeróbia que tem como subprodutos o nitrogênio gasoso e sulfeto de hidrogênio.
- III. Fase metanogênica instável – ácida: essa fase envolve a hidrólise para transformação de compostos de alto peso molecular em compostos que podem ser degradados pelos micro-organismos. A degradação, mediada pelos micro-organismos, transforma os produtos da hidrólise em compostos como: gás carbônico, ácido acético, ácidos fúlvicos e outros ácidos orgânicos. Os micro-organismos dessa fase são conhecidos como acidogênicos.
- IV. Fase metanogênica estável – formação de gás metano: transformação dos produtos da fase anterior em metano e gás carbônico. Os micro-organismos que fazem essa transformação pertencem ao domínio *Archaeas* e são chamados de metanogênicos.
- V. Fase de maturação: a geração de gases nessa fase diminui porque há pouca MO. A MO presente pode ser de degradação lenta ou pode ter entrado em contato com micro-organismos apenas nesse momento. Essa fase pode conter pequenas quantidades de nitrogênio e oxigênio devido a difusão, porém essa característica depende das medidas de encerramento do aterro.

As características do lixiviado dependem da fase em que o aterro se encontra, por esse motivo o aterro pode ser classificado de acordo com a idade. Fernandes et al. (2015) classificaram

como jovem o aterro até 5 anos, médio entre 5 e 10 anos e antigo com mais de 10 anos e afirmaram que a principal diferença está nas concentrações de DQO, DBO, razão DBO/DQO e no pH. Esses autores afirmam que quanto maior a idade do aterro, menor a quantidade de matéria orgânica biodegradável disponível, além disso, mais resíduos encontram-se na fase metanogênica de degradação.

Além da idade do aterro, a variação dos parâmetros pode ocorrer devido à pluviometria, infiltração, composição dos resíduos e grau de compactação (AMORIM et al., 2009). Lin et al. (2007) justificam que a presença de resíduos que contém proteína, aminoácidos ou ureia ao sofrerem decomposição anaeróbia geram o nitrogênio amoniacal presente no lixiviado. Além da idade do aterro, as características dos resíduos dispostos interferem nas características do lixiviado como está apresentado na Tabela 1 e na Tabela 3 a seguir.

Tabela 1 – Características de lixiviados de aterro de diferentes localidades do mundo organizados por idade do aterro

Idade anos	Local	pH	DBO mg O ₂ /L	DQO	Cond. μS/cm	P-PO ₄ ³⁻	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	N-NH ₃	NKT mg/L	Ca ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	SST	Autores
4	China	8	1.001	1.491	--	--	9	--	--	--	--	1.430	55	--	Zhang et al. (2013)
4	Colômbia	8,6	--	1.494	14.820	12	123	--	--	--	--	--	--	--	Cerón et al. (2018)
5 – 10	Dinamarca	7	44	320	300	2	--	--	110	--	280	360	150	--	Kjeldsen e Christophersen (2001)
>10	Espanha (aterro 10)	8,2	164	3.460	17	56	<30	<40	486	1.401	49	2.480	<60	106	Gómez et al. (2019)
>10	USA	--	321	516	--	--	--	--	45	--	--	141	--	--	Al-Muzaine e Thiem (2004)
12	Polônia	8	389	1.201	--	9	--	--	248	--	311	840	236	466	Kulikowska e Klimiuk (2008)
19	Coreia do Sul	8,3	160	2.431	20.212	--	--	--	--	--	47	4.607	83	--	Lee et al. (1996)
21	Grécia	7,9	1.050	5.350	18.300	3	55	2	940	--	--	4.120	210	--	Tatsi et al. (2003)
-	Chile	9,3	--	13.460	34	--	--	--	6	--	--	50	--	--	Chávez et al. (2019)

DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO = Demanda Química de Oxigênio

Cond. = condutividade

SST=Sólidos sedimentáveis totais

Fonte: Aatoria própria, 2020.

Tabela 2 - Características de lixiviados de aterro de diferentes localidades no Brasil organizados por idade do aterro.

Idade anos	Local	pH	DBO mg O ₂ /L	DQO	Cond. μS/cm	P-PO ₄ ³⁻	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	N-NH ₃	NKT mg/L	Ca ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	SST	Autores
10	Rio Grande do Sul	--	335	2.264	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	Gomes e Schoenell (2018)
>10	Distrito Federal	8,4	--	3.620	--	--	3	3	1.224	1.343	--	--	--	--	Freitas (2009)
13	Porto Alegre	7,2	39	131	--	--	0	0	36	--	--	--	--	--	Vieira e Droste (2018)
14	Paraíba	8,3	1.005	3.846	--	--	--	--	--	--	--	3.599	--	--	Lucena et al. (2018)
15	Rio de Janeiro	--	--	480	--	--	--	--	662	--	--	--	--	167	Souza et al. (2019)
18	Bahia	8,2	248	3.190	--	8	--	--	1.168	2.617	--	329	--	596	Santana (2013)
18	Bahia	8,1	958	5.340	25.600	18	< 20	< 4	3.310	--	< 0,5	3.490	< 100	322	Battre (2018)
>20	Rio de Janeiro	8,7	870	2.595	14.793	--	--	--	1.818	1.954	--	--	--	116	Webler et al. (2018)
27	Paraná	8	101	1.380	--	19	1.157	738	384	--	--	--	--	--	Amorim et al. (2018)
>30	São Paulo	8,1	--	1.013	--	9	--	--	398	--	--	--	--	--	Peixoto et al. (2014)
45	Paraná	8,9	--	--	--	--	281	65	72	188	--	--	--	--	Fujii et al. (2019)

DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO = Demanda Química de Oxigênio

Cond. = condutividade

SST=Sólidos sedimentáveis totais

Fonte: Autoria própria, 2020.

Tabela 3 – Presença de metais em lixiviados de aterros de diferentes idades

Idade anos	pH	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Autores
mg/L										
4	8	0	0,2	0,2	1,9	0,5	0,1	0,2	17,2	Zhang et al. (2013)
12	8	0,1	0,1	0,1	--	--	--	--	0,3	Kulikowska e Klimiuk (2008)
5 – 10	7	0	0,1	0,1	76	3,5	--	--	670	Kjeldsen e Christophersen (2001)
>10	8,2	0,1	3,3	1	15,8	0,3	0,3	--	2,2	Gómez et al. (2019)
-	9,3	--	204	--	--	--	--	--	--	Chávez et al. (2019)
18	8,1	--	0	0,2	5,6	0,1	0,2	< 0,01	0,2	Battre (2018)
14	8,3	< 0,001	--	--	--	--	--	--	--	Lucena et al. (2018)
>30	8,1	--	0,1	85,7	6,5	0,4	4	9,5	0,5	Peixoto et al. (2016)
15	--	6,3	--	--	--	--	--	--	--	Souza et al. (2019)
4	8,6	--	--	--	--	--	--	0,1	--	Cerón et al. (2018)
13	7,2	--	--	--	1.181	--	--	0,1	0,0	Vieira e Droste (2018)
27	8	--	--	--	--	--	2,1	--	0,7	Amorim et al. (2018)

Fonte: Autorial própria, 2020.

As informações da Tabela 1 a Tabela 3 mostram aterros em sua maioria antigos (mais de dez anos). Foi observado que no Brasil os estudos observados foram realizados em aterros mais antigos quando comparado com os estudos observados na Tabela 1. A DBO apresenta como valor mínimo 44 mgO₂/L e máximo de 1.050 mgO₂/L na Tabela 1, enquanto no Brasil a DBO a mínima foi de 39 mgO₂/L e a máxima foi de 1.756,8 mgO₂/L. A condutividade foi o parâmetro que teve maior variação quando os resultados da Tabela 1 é comparado com o da Tabela 2. A variação na concentração de compostos nitrogenados apresentou grandes variações, especialmente com relação ao NO₃. O Ca⁺² apesar de não ser um parâmetro muito utilizado pelas referências teve variação acentuada. O cloreto foi uma parâmetro mais acompanhado nos estudos de outros países e variou entre 50mg/L e 4.120mg/L.

A partir das informações contidas na Tabela 1 a Tabela 3, observa-se que o lixiviado de aterro sanitário é um efluente complexo. Devido a essa complexidade, a escolha do tratamento para o lixiviado de aterro sanitário torna-se um desafio que demanda um estudo específico em cada aterro para identificar as propriedades do lixiviado produzido, seu tratamento e oportunidades para sua valorização. Nesse contexto, Wiszniowski et al. (2006) afirmaram que o lixiviado de aterro constitui uma grande problemática para o sistema de gestão de resíduos em todo o mundo.

3.3 Tratamento de lixiviado de aterro sanitário

Segundo o CEMPRE (2018) a escolha do tratamento do lixiviado de aterro sanitário deve considerar:

- i. Características do lixiviado
- ii. Presença de substâncias perigosas
- iii. Alternativas de disposição de efluente tratado de acordo com a legislação vigente
- iv. Estudos de tratabilidade
- v. Avaliação das alternativas tecnológicas disponíveis
- vi. Necessidades operacionais
- vii. Custo de implantação e operação

Considerando os tópicos apresentados, JICA (2004) e CEMPRE (2018) sugerem os seguintes tipos de tratamento: processos físicos, tratamento biológico, térmico, por recirculação de lixiviado, combinação desses ou recuperação dos recursos.

No tratamento por via biológica o foco é a redução da concentração de matéria orgânica biodegradável e, em alguns casos específicos, do nitrogênio (RENOU et al., 2008). Entretanto, a exclusiva utilização dos tratamentos biológicos é restrita aos lixiviados de aterros novos, visto que esses apresentam altas concentrações de matéria orgânica facilmente biodegradável. Alguns dos processos de tratamento biológico aplicados aos lixiviados de aterros sanitários são: reatores aeróbios e anaeróbios, lodo ativado e lagoas.

Os tratamentos físico-químicos são utilizados, prioritariamente, para lixiviados de aterros sanitários antigos, nos quais a matéria encontra-se mais estabilizada e o tratamento biológico não é capaz de removê-la. Os tratamentos físico-químicos envolvem: precipitação química, oxidação, coagulação-sedimentação, filtração e ozonização, dentre outras técnicas. Existem algumas alternativas que sugerem a diluição do lixiviado no sistema de coleta e tratamento dos esgotos sanitários (GOMES et al., 2009; RENOU et al., 2008).

Amaral (2009) sugere a combinação dos tratamentos físico-químicos e biológicos visto que nenhum sistema sozinho é capaz de remover os poluentes presentes no lixiviado. Essa combinação é capaz de remover os nutrientes, degradar a matéria orgânica biodegradável através do tratamento biológico e remover os compostos recalcitrantes através do tratamento físico-químico. Dessa forma, essa combinação apresenta-se como a melhor solução para o

lixiviado (LIN e CHANG, 2000; WISZNIOWSKI et al., 2006; AMARAL, 2009; QUEIROZ et al., 2011; YADAV e DIKSHIT, 2016; COLOMBO et al., 2019). A Tabela 4 mostra alguns tipos de tratamento e seus respectivos resultados.

Tabela 4 – Alguns métodos de tratamento biológico e físico-químico

Tipo de tratamento	Idade (anos)	Características do lixiviado	N-NH ₃ afluente (mg/L)	DQO afluente (mg O ₂ /L)	Condições de operação	Remoção DQO	Autores
Lodo ativado com carvão ativado em pó	--	Lixiviado diluído (25% lixiviado; 75% esgoto)	-	400	* Utilizando 3.000 mg/L de carvão ativado em pó no último estágio de aeração. * Aeração por 70 horas	77%	Çeçen et al. (2003)
Lagoas anaeróbias seguidas de lodo ativado granular e lagoa facultativa	>9	Lixiviado bruto	-	2.300	* Fluxo contínuo de aeração prolongada * Tanques operando em paralelo * Duas lagoas anaeróbias operadas em série com taxa de aplicação de 0,057 kgDQO/(m ³ .dia) e 0,215 kgDQO/(m ³ .dia) * 49 e 15 dias de tempo de detenção hidráulica * TDH de 1,68 dias (tanque de lodo ativado) * Taxa de aplicação superficial de 2.856 kgDQO/(m ³ .dia) na lagoa facultativa * TDH de 12 dias na lagoa facultativa	68%	Maia et al. (2015)
Coagulação/floculação /sedimentação e pós-tratamento anaeróbio	--	Lixiviado bruto	-	2.304	* Agitação rápida: 150 rpm por 3 minutos * Agitação lenta: 40 rpm por 20 minutos * Sedimentação por 30 minutos * O pH foi ajustado para 6 * TDH de 40 horas	72%	Yadav & Dikshit (2016)
Precipitação química + filtração seguido por Fenton	--	Lixiviado bruto	2.280	7.350	* Foi utilizada a proporção: 1PO ₄ :1NH ₄ :1,05Mg * pH=8,1 * Decantação por 30 minutos * Filtração em membrana de 0,45µm * Proporção de 1 FeSO ₄ para 200 H ₂ O ₂ * pH = 3 * Duração da reação 80 minutos	95%	Fard et al. (2016)

Tipo de tratamento	Idade (anos)	Características do lixiviado	N-NH ₃ afluente (mg/L)	DQO afluente (mg O ₂ /L)	Condições de operação	Remoção DQO	Autores
Coagulação seguida por <i>stripping</i> de amônia e adsorção com carvão ativado em pó	--	Lixiviado bruto pH= 9,7	700	1.000	* Ajuste de pH para 7, * Adição de 2g de CAP/L, * Taxa de alimentação de 0,15L/h, * Adição de fósforo para manter a relação DQO/N/P * 5 ciclos de 6 horas	91,5%	Kargı e Pamukoglu (2004)
<i>Stripping</i> seguido por coagulação/floculação	>30	Lixiviado bruto pH superior a 8,5	2.183	7.373	* Vazão de ar: 30L/h * Altura de transferência de O ₂ : 65cm	40,9%	Queiroz et al. (2011)
Lodo ativado seguido por coagulação/floculação/sedimentação	15	Lixiviado bruto pH=8,3	2.252	6.707	* Lodo ativado com recirculação de 10% * Operado em batelada * Mistura rápida: 900 s ⁻¹ por 1 minuto * Mistura lenta: 25 s ⁻¹ por 30 minutos * Dosagem de 400 mg Fe ⁺³ /L e 400 mg Al ⁺³ /L * Ajuste de pH, para os coagulantes: ○ FeCl ₃ pH=4,0 ○ Al ₂ (SO ₄) ₃ pH = 5,0	Superior a 90%	Queiroz et al. (2011)
Reator anaeróbio seguido por filtração por membrana	--	Lixiviado bruto pH=8	-	1.700	* Pressão de 4 bar * Fluxo de 32L/m ² .h	99%	Ozturk et al. (2003)
Coagulação/floculação, <i>air stripping</i> , ozonização e lodo ativado	>20	Lixiviado filtrado e misturado com esgoto doméstico na etapa de lodo ativado na proporção de 20% lixiviado e 80% de esgoto	1.818	2.595	* Coagulação/floculação ○ pH=5 ○ FeCl ₃ = 600mg/L * <i>Air Stripping</i> ○ pH>12 * Ozonização ○ pH=7 ○ 400 mgO ₃ /L * Lodo ativado ○ TDH=29 dias	65%	Webler et al. (2018)

Fonte: Autoria própria, 2020.

A Tabela 4 evidencia a complexidade do efluente, visto que é necessário associar diversos tipos de tratamento para alcançar remoções elevadas. Observa-se que o tratamento com membranas, muito utilizado no tratamento de água para abastecimento, foi utilizado associado aos reatores anaeróbios para alcançar a remoção de 99% de DQO. Porém, Ozturk et al. (2003) conclui que esse tipo de tratamento é apropriado para lixiviados de aterros jovens, essa tecnologia não é adequada para lixiviado de aterros antigos. Por esse motivo o segundo sistema que obteve maior remoção de DQO, para lixiviado de aterros antigos, foi o de precipitação química seguida por filtração e Fenton, alcançando 95% de remoção da DQO. O tratamento por Fenton e suas variantes vêm se tornando uma alternativa promissora (LUCENA, 2016; ZHANG et al., 2005; GAU e CHANG, 1996). O Fenton é um tipo de Processo Oxidativo Avançado (POA) que consiste na oxidação da matéria orgânica complexa do lixiviado.

3.4 Processos Oxidativos Avançados (POA)

Estes processos estimulam a geração do radical hidroxila para aumentar a eficiência na oxidação química. Portanto, esses processos são utilizados para oxidar compostos complexos e de alto peso molecular. Essa oxidação pode ser estimulada por diversas substâncias como: cloro, ozônio, permanganato de potássio e hidrócloro de cálcio (WISZNIOWSKI et al., 2006). Essas substâncias apresentam elevado potencial padrão de redução (E°_{red}), quanto maior o E°_{red} , maior será a tendência a oxidar outras substâncias no meio e assim menor a seletividade na oxidação. O radical hidroxila apresenta um elevado E°_{red} de 2,8 (SHIN et al., 2008, apud ARAÚJO et al., 2016).

Além da capacidade de reduzir a carga de contaminantes e diminuir os odores devido à baixa seletividade do processo, os POA são utilizados para descontaminação de matrizes ambientais, especialmente de organoclorados (SHARMA et al., 2018; HIGARASHI et al., 2000). Esse tipo de tratamento também pode ser aplicado para lixiviado de aterro sanitário devido à alta concentração de matéria orgânica de natureza complexa desse tipo de efluente.

A utilização dos POA em lixiviado de aterro visa a mineralização, porém, nem sempre é possível alcançar esse nível de estabilização devido à presença de compostos sequestradores do radical hidroxila (HIGARASHI et al., 2000). Entretanto, os POA tornam a composição do efluente menos complexa possibilitando a utilização de outro tipo de tratamento em uma segunda etapa. Os POA são utilizados de forma isolada para águas poluídas por compostos organoclorados e defensivos agrícolas, porém, quando se trata de um efluente, os POA são,

normalmente, aplicados de forma combinada com outros tipos de tratamento para ser capaz de remover a maioria os poluentes (ARAÚJO, 2008; AMARAL, 2009).

O processo de mineralização pode ocorrer de três formas distintas: abstração de hidrogênio promovendo a formação de radicais, transferência de elétrons e adição de radical (ARAÚJO, 2008). Dessa forma, são utilizados reagentes distintos para ocorrência do POA, e assim os processos são classificados de duas formas, quanto ao uso de luz e quanto às fases de reação, como pode ser visto na Tabela 5.

Tabela 5 – Classificação dos métodos de POA

Sistema	Métodos não fotoquímicos	Métodos fotoquímicos
Homogêneo	Ozonização (O ₃) em pH elevado (pH>8,5)	O ₃ /UV
	Ozônio + peróxido de hidrogênio (O ₃ /H ₂ O ₂)	H ₂ O ₂ /UV
	O ₃ + OH ⁻	O ₃ /H ₂ O ₂ /UV
	Processo Fenton (H ₂ O ₂ /Fe ₂ ⁺)	Foto Fenton
Heterogêneo	Ozônio + catalisador (O ₃ /catalisador)	Foto catálise com peróxido (catalisador/H ₂ O ₂ /UV)
	Electro Fenton	Foto catalise (UV/TiO ₂)

Fonte: Wiszniewski et al. (2006) e Higarashi et al. (2000) adaptado.

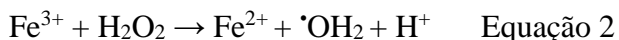
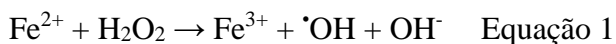
Os processos heterogêneos envolvem catalisadores na forma sólida enquanto os homogêneos ocorrem em uma mesma fase. Além das divisões já apresentadas, o tipo de oxidante utilizado é uma característica de cada metodologia.

Dentre os processos apresentados na Tabela 5, o Fenton destaca-se devido ao custo relativamente baixo e facilidade de operação (ARAÚJO, 2008). Pignatello et al. (2007) afirmam que diversos estudos realizam a comparação entre o tratamento por Fenton e outros POA e, usualmente, essas comparações são favoráveis à utilização do Fenton em relação a eficiência.

3.5 Processo Fenton

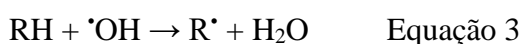
A reação de oxidação, envolvendo o reagente Fenton, foi desenvolvida por Fenton (1894) e consiste na mistura de peróxido de hidrogênio com sal de Ferro II, que geram o reagente Fenton; esse reagente é um composto com elevado poder de oxidação, capaz de oxidar o ácido tartárico. Desde então, o uso do reagente Fenton teve diversas aplicações como o tratamento de água (SILLANPÄÄ et al., 2018), tratamento de resíduos perigosos (HIGARASHI et al., 2000), tratamento de efluentes com corantes (ARAÚJO, 2008), remoção de pesticidas (DE LUCA et al., 2013), entre outros.

Foi possível realizar essas aplicações devido à formação do radical hidroxila ($\cdot\text{OH}$), conforme identificado por Haber e Weiss (1934). As equações 1 e 2 mostram como o processo ocorre:

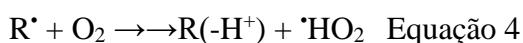


Pignatello et al. (2007) afirmam que a degradação oxidativa por Fenton deve utilizar o pH um pouco inferior a 3 para otimizar os resultados. O pH ácido é necessário para estimular a formação dos radicais hidroxila na Equação 1, na Equação 2 o íon de ferro III é reduzido em íon de ferro II. Essa segunda reação é mais lenta, então não há recuperação do íon de ferro e por esse motivo é formado lodo no final do processo (DENG e ENGLEHARDT, 2006).

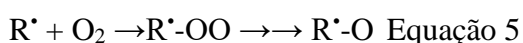
Entretanto, para se conhecer melhor a reação entre o radical (contaminante) e o reagente Fenton, apresenta-se a Equação 3:



O $\text{R}\cdot$ representa um radical centrado no carbono. Na Equação 3, pode-se observar a hidroxila ligando-se aos hidrogênios do composto orgânico iniciando o processo de oxidação da matéria orgânica. Pignatello et al. (2007) afirmam que quando há oxigênio livre no meio ocorrem as seguintes reações com o produto da Equação 3:



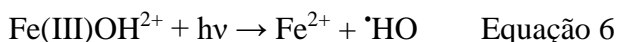
A reação representada pela Equação 4 é muito rápida, normalmente irreversível, a depender do radical envolvido, e forma radicais com relativa estabilidade (PIGNATELLO et al., 2007). Caso seja formado um composto orgânico intermediário, a reação com a hidroxila ($\cdot\text{OH}$) continua ocorrendo de forma a alcançar a mineralização, resultando em gás carbônico e água. A Equação 5 mostra a incorporação do oxigênio do dióxido de oxigênio no composto orgânico:



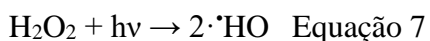
O tratamento por processo Fenton, além da metodologia tradicional apresentada pelas equações, conhecida como Fenton escuro, pode ocorrer segundo Foto Fenton, Eletro Fenton ou Tipo Fenton (*Fenton like*).

O Foto Fenton ou Reação Fenton Foto Assistida envolve a utilização de luz ultra violeta (UV) ou visível. Pignatello et al. (2007) afirmam que esse processo não necessita de lâmpadas especiais, podendo ocorrer utilizando lâmpadas fluorescentes utilizadas na iluminação do próprio laboratório. Essa reação é vantajosa devido à presença da luz UV/visível que provoca a fotólise do Fe^{3+} reduzindo para o íon inicial Fe^{2+} que reage novamente com o peróxido de

hidrogênio gerando uma fonte contínua de hidroxilas (CHONG et al., 2010). A equação que representa essa recuperação do íon foi apresentada por Hermosilla et al. (2009) como sendo:



Para Pignatello et al. (2007), a grande vantagem na utilização do Foto Fenton é a recuperação dos íons de ferro que podem novamente reagir com o H_2O_2 e produzir mais $\cdot\text{HO}$. A redução do íon de ferro causada pela luz possibilita uma redução na quantidade de fonte de ferro a ser utilizada e uma diminuição na quantidade de lodo gerado (LUCENA, 2016). Entretanto, Hermosilla et al. (2009) afirmam que, o lixiviado de aterro apresenta cor e turbidez que podem dificultar a penetração da luz no meio. Dessa forma, Costa (2016) sugeriu a utilização de um reator em forma de lâmina para promover maior exposição dos reagentes do efluente à luz. Além da fotólise do ferro, pode também ocorrer a do peróxido de hidrogênio, apresentada pelo autor na Equação 7.



Pela Equação 7 é possível constatar que há uma maior produção de hidroxila, que resulta num maior poder de oxidação do processo.

Outra categoria é o tipo Fenton (*Fenton like*). Essa reação utiliza como reagentes o íon Fe^{3+} e H_2O_2 , o que torna a produção do radical hidroxila mais lenta (DENG e ENGLEHARDT, 2006).

Já o tratamento por Eletro Fenton baseia-se na recuperação do Fe^{3+} para Fe^{2+} , para tornar o processo ainda mais eficiente; foi desenvolvido também o Fotoeletro-Fenton, porém esses processos precisam de uma célula catódica de Fe^{3+} para geração de Fe^{2+} . Segundo Pignatello et al. (2007), o que influencia nesse tipo de tratamento é o potencial da célula, condições da solução e a natureza do eletrodo.

Apesar das diferentes metodologias de tratamento, existem alguns parâmetros que implicam na eficiência da remoção de poluentes. Os parâmetros mais relevantes são: pH, concentração de reagentes e o tempo de reação (DENG e ENGLEHARDT, 2006; HERMOSILLA et al., 2009; PIGNATELLO et al., 2007). A influência da temperatura durante o processo de tratamento foi descartada por Hermosilla et al. (2009), pois identificaram que para temperaturas de operação diferentes (25°C a 45°C) não foi observada variação na remoção de DQO.

A dosagem dos reagentes apresenta influência sobre o custo do processo e sua eficiência (DENG e ENGLEHARDT, 2006). Segundo os autores, quando há uma superdosagem de íons de ferro, há uma maior formação de lodo, aumento da condutividade do meio e da quantidade

de sólidos dissolvidos totais, enquanto a superdosagem de peróxido de hidrogênio estimula a flotação do lodo devido a formação de bolhas de O₂.

Dessa forma, é proposta uma relação mássica [H₂O₂]/[Fe²⁺], para evitar a superdosagem do íon de ferro. Hermosilla et al. (2009) propõem que essa proporção seja entre 1,5 e 5. Porém, Deng e Englehardt (2006) afirmam que a proporção ideal é encontrada para cada efluente especificamente, devido aos consumos “indesejados” dos reagentes que podem ocorrer devido a sua composição. Como o H₂O₂ é a fonte de radical hidroxila, a dosagem desse reagente deve ser feita baseando-se na quantidade de matéria a ser degradada (DQO). Kang e Hwang (2000) propuseram uma equação para calcular a eficiência do peróxido de hidrogênio:

$$\eta (\%) = \frac{[DQO]}{0,4706 \times [H_2O_2]} \times 100$$

Teoricamente, por meio dessa equação é possível encontrar a quantidade de H₂O₂ necessária e suficiente para oxidação.

O pH é, reconhecidamente, um parâmetro importante desde o trabalho de Fenton (1894). Segundo Hermosilla et al. (2009) esse parâmetro é responsável pelas atividades oxidantes, especiação do íon de ferro e estabilidade do peróxido. Um valor de pH inferior ao necessário pode diminuir a velocidade de reação ao produzir menos radicais hidroxila, proporcionar uma reação entre os íons H⁺ disponíveis no meio ácido e o radical hidroxila, causando inibição (DENG e ENGLEHARDT, 2006). Os mesmos autores apresentaram reações que ocorrem em cada nível de pH indicando que um pH acima de 5 dificulta a oxidação.

Além do pH no início da reação, o pH ao final da reação, antes da etapa de sedimentação do lodo, é de importância para remover do sobrenadante os metais que são solúveis em valores de pH mais baixos, o objetivo desse ajuste de pH é gerar um lodo com concentrações de metais elevadas. Dessa forma, Deng e Englehardt (2006) afirmam que, a faixa de pH ótimo para o processo está entre 5,0 e 8,0.

Com base nos parâmetros citados, alguns trabalhos foram reunidos na Tabela 6, de modo a evidenciar suas principais diferenças.

Tabela 6 – Principais aspectos da aplicação de processo Fenton para tratamentos de lixiviado de aterro.

Origem	Tipo de lixiviado	Tipo	Duração do tratamento	pH	DQO inicial (mg/L)	DQO removida (%)	H ₂ O ₂ (mg/L)	Fe ²⁺ (mg/L)	H ₂ O ₂ :Fe ²⁺	Autores
Paraná, Brasil	-	Foto-Fenton	2 horas	2,4	12.797	89	3.400	80	-	Colombo et al. (2019)
Vila Real, Portugal	Pré-tratado (coagulação/floculação)	Fenton solar	15 min.	3	3.400	89	2.720	20	-	Amor et al. (2015)
Vila Real, Portugal	-	Foto-Fenton	96 horas	3	5.700	63	598,4	20	-	Amor et al. (2015)
-	Filtrado	Fenton	35 min.	4	1.396	70 - 85	--		10,1	Cotman e Gotvajn (2010)
Portugal	Bruto - diluído	Fenton	2 horas	3	743	60,9	8.160	223,38	3,0	Cortez et al. (2010)
Chongqing, China	Bruto - diluído	Fenton	15 min.	3	3.000-4.500	60,8	2.900	-	-	Guo et al. (2010)
Madrid, Espanha	Bruto - lixiviado antigo	Foto - Fenton	1 hora	2,5	2.414	70	2.550	2.792	1,5	Hermosilla et al. (2009)
Madrid, Espanha	Bruto - lixiviado novo	Foto - Fenton	1 hora	2,5	2.414	80	36.550	2.792	1,5	Hermosilla et al. (2009)
-	Bruto	Fenton	1 hora	3,5	5.700	66	650	56	19,1	Kochany e Lipczynska (2009)
Guangdong, China	Pré-tratado (coagulação/floculação)	Fenton	3 horas	5	220	56	1.836	251	1,2	Wang et al. (2009)
Cantabria, Espanha	Pré-tratado (biotratamento)	Foto - Fenton	1 hora	3 - 3,5	3.300 – 4.400	57	5.000	2.000	-	Primo et al. (2008)
Florida, Estados Unidos	Pré-tratado (coagulação)	Foto - Fenton	2 horas	2,5 - 3,5	1.100 – 1.300	61	1.360	2.234	3,0	Deng (2007)
Wuhan, China	Bruto	Eletro-Fenton	75 min.	3	1.000	70	2.550	2.792	1,5	Zhang et al. (2005)
Itália	Bruto	Fenton	2 horas	3	10.540	60	3.300	275	12	Lopez et al. (2004)

Origem	Tipo de lixiviado	Tipo	Duração do tratamento	pH	DQO inicial (mg/L)	DQO removida (%)	H ₂ O ₂ (mg/L)	Fe ²⁺ (mg/L)	H ₂ O ₂ :Fe ²⁺	Autores
Izmir, Turquia	Pré-tratado (coagulação)	Fenton	30 min.	3	22.400	79	2.500	2.500	1,6	Pala e Erden (2004)
Istambul, Turquia	Pré-tratado (biotratamento)	Fenton	4 horas	2,5	20.000 – 50.000	85	1.200	1.800	1,1	Gulsen e Turan (2004)
Hong Kong, China	Tratamento anaeróbio	Fenton	10 min.	4 - 6	1500	70	200	300	1,1	Lau et al. (2001)
Kimpo, Coréia do Sul	Pré-tratado (biotratamento)	Fenton	3 horas	2,5 - 4	1.200 – 1.500	70	1.650	500	-	Kang e Hwang (2000)
Taiwan	Pré-tratado (filtração/coagulação)	Eletro-Fenton	30 min.	4	2.000	85	500 – 1.500	-	-	Lin e Chang (2000)
Kristianstad, Suécia	Pré-tratado	Fenton	-	3	338	72	10	20	0,8	Welander and Henrysson (1998)

Fonte: Autoria própria, 2020.

Com base nas informações da Tabela 6, é possível identificar que muitos autores utilizam o efluente pré-tratado ou diluído para encontrar maiores remoções de DQO. Os tratamentos encontraram remoções entre 60 e 85% de DQO com tempos de exposição que variam de minutos a dias. A faixa de pH variou entre 2,4 e 5, enquanto a relação mássica entre os reagentes variou de 0,8 a 19,1. Os dados da Tabela 6 mostram que é possível encontrar resultados satisfatórios para remoção de DQO do efluente sob condições distintas, o que ratifica a importância de desenhar um modelo de tratamento para cada tipo de efluente em estudo.

A desvantagem na utilização do tratamento por Fenton é a precipitação de íons de ferro no lodo formado após o tratamento. Segundo Higarashi et al. (2000), as condições de operações apresentam faixas de pH específicas e difíceis de manter para alcançar bons resultados, além do custo com energia e estrutura de tratamento, quando é utilizado o Foto Fenton com luz UV.

Apesar da desvantagem apresentada a utilização do tratamento por Fenton apresenta bons resultados para tratamento do lixiviado.

4 Metodologia

Para o desenvolvimento do presente estudo foi utilizado o lixiviado produzido no Aterro Metropolitano Centro (AMC) operado pela empresa BATTRE - Bahia Transferência e Tratamento de Resíduos S/A. Esse aterro recebe os resíduos gerados pela população dos municípios de Salvador, Simões Filho e Lauro de Freitas e iniciou a operação no ano 2000. O lixiviado gerado no aterro é tratado pela empresa Cetrel S/A, e o transporte do lixiviado até o local de tratamento é feito por caminhões tanque que percorrem um trajeto de, aproximadamente, 40 km.

A coleta do lixiviado utilizado nos experimentos foi realizada no caminhão que faz o transporte do efluente, sendo esse, o último ponto de coleta dentro do aterro. A coleta da amostra foi realizada utilizando um recipiente de 20L, e durante o transporte até a UFBA o lixiviado foi refrigerado à 4°C. A Figura 3 mostra o local de coleta da amostra.

Figura 3 – Local de coleta da amostra.



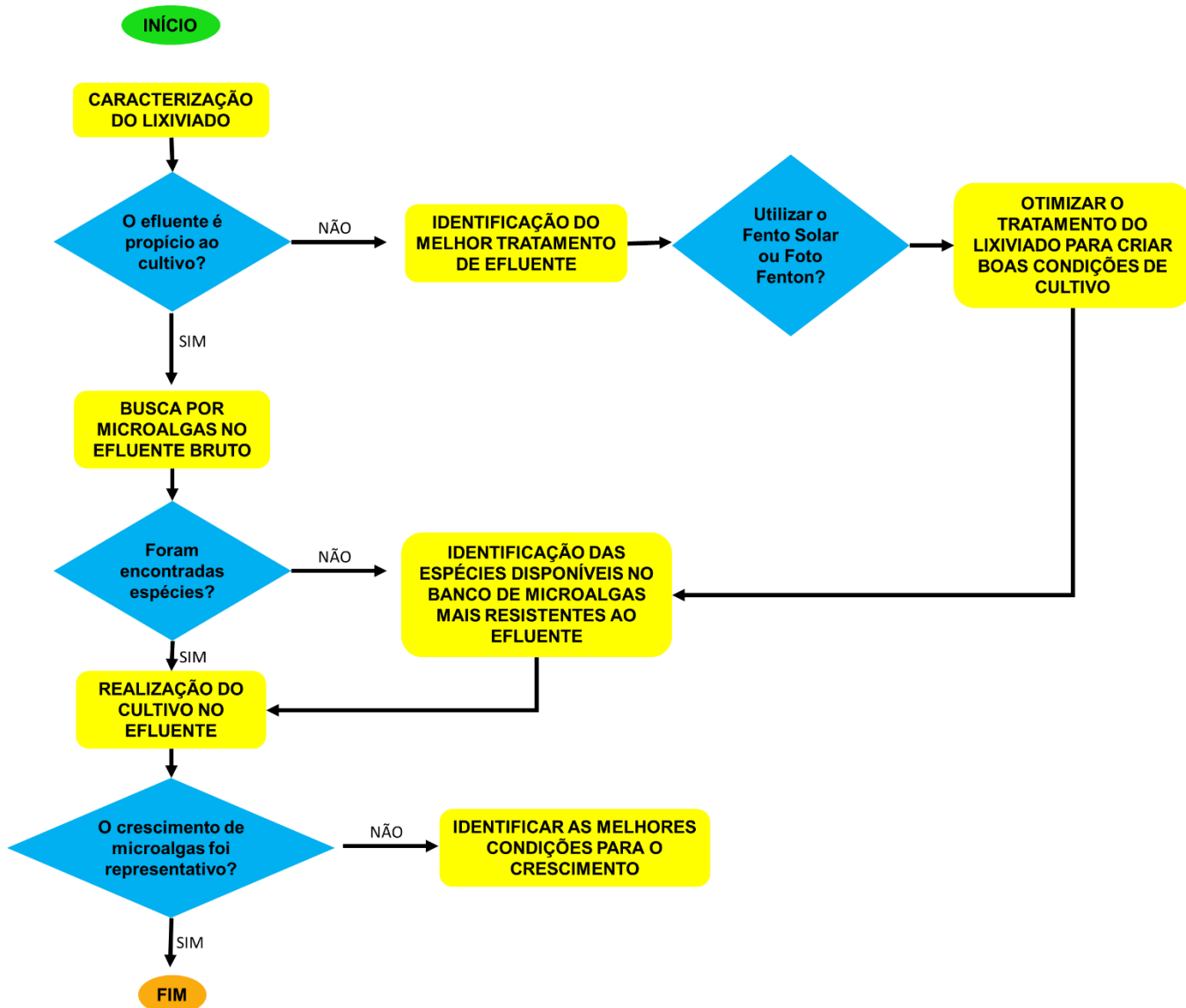
Fonte: Autoria própria, 2020.

A amostra coletada foi caracterizada pela medição e quantificação de parâmetros chave para o processo de tratamento. Segundo Amorim et al. (2009) esses parâmetros são: pH, matéria orgânica, cloreto, sólidos e metais.

A etapa de pré-tratamento físico-químico do lixiviado foi realizada por meio da aplicação de Processo Oxidativo Avançado via fotocatalise heterogênea. A escolha pela utilização dessa técnica se deu pela aplicabilidade em lixiviado de aterros antigos, como pode ser observado nos dados da Tabela 6.

A etapa seguinte ao tratamento, envolveu o cultivo das microalgas no lixiviado pré-tratado para geração de matéria prima. O cultivo foi realizado no Laboratório de Bioenergia e Catálise (LABEC) da Escola Politécnica da UFBA, após a adaptação das microalgas ao meio de cultivo. Não foi realizada a autoclavagem do efluente, pois é registrado na literatura que existem vantagens na utilização de microalgas associadas com bactérias na produção de bioprodutos (CHO et al., 2015). Dessa forma, a metodologia foi dividida em três etapas, como mostra a Figura 4

Figura 4 – Organização das etapas de experimento



Fonte: Autoria própria, 2020.

4.1 Caracterização do lixiviado

Para a caracterização do lixiviado foram utilizados os parâmetros mostrados na Tabela 7, a qual apresenta também os respectivos equipamentos necessários.

Tabela 7 – Parâmetros utilizados para a caracterização, suas metodologias de análise e equipamento utilizados.

Parâmetro	Metodologia de análise	Incerteza dos métodos	Equipamento utilizado	Local de análise
pH			pHmetro DM-23 Digimed Oxímetro: HQ 40 multi Hach	EFLULAB
DBO	APHA - 5210 B - 20°C 5 dias	0,1mg/L	Incubadora BOD com fotoperíodo Ethiktechnology 411 FPD	EFLULAB
DQO	APHA - 5220B - Refluxo aberto	10,8%	Soxlet Nova Ética	EFLULAB
P-PO ₄	APHA - 4500-P.E	1,39%	Bomba: Primatec 131 Espectrofotometro: Biospectro UV/VIS	EFLULAB
N-NH ₃	APHA	2,6%	Destilador: BUCHI Destillation Unit K-355 Titulador: 848 Titrino Plus Metrohm	EFLULAB
NTK	APHA		Digestor: BUCHI speed digester K-425 Destilador: BUCHI Destillation Unit K-355 Titulador: 848 Titrino Plus Metrohm	EFLULAB
Sólidos	APHA		Mufla: Fornitec	EFLULAB
Cor verdadeira			Espectrofotometro DR 6000 UV/VIS	LABDEA
Turbidez			2100Q Portable Turbidimeter - Hach	EFLULAB
Metais			ICP OES 720, Agilent Technologies	LEPETRO

Fonte: Autoria própria, 2020.

A opção de utilizar o refluxo aberto para análise da DQO advém da interferência que o cloreto presente no lixiviado pode causar quando a análise é feita utilizando a metodologia 5220D (refluxo fechado) (SANTOS, 2010).

A análise de metais seguiu a metodologia de preparo de amostras SM 3120B, concentrando a amostra em uma proporção de 4 vezes. Após determinação do volume de amostra utilizado foi adicionado 3 mL de ácido nítrico (65% Sigma-Aldrich) e as amostras foram aquecidas numa chapa metálica na faixa de temperatura entre 180 e 200°C por duas horas.

Após essa redução, o volume concentrado de amostra foi encaminhado para análise no ICP OES da marca Agilent Technologies, modelo 720 para determinação dos metais totais. A Tabela 8 mostra os limites de detecção dos metais analisados.

Tabela 8 – Comprimento de onda e limite de quantificação dos métodos de análise dos metais

PARÂMETRO UNIDADE	Al (mg/ L)	Cd (mg/ L)	Cu (mg/ L)	Ni (mg/ L)	Pb (mg/ L)	Zn (mg/ L)
λ (nm)	308.215,00	228.802,00	324.754,00	231.604,00	220.353,00	213.857,00
LQM (mg/L)	0,10	0,01	0,01	0,02	0,10	0,01

Fonte: Agilent Technologies, 2020.

A detecção de poluentes foi realizada no lixiviado bruto, após o pré-tratamento por meio do processo Fenton a fim de acompanhar a variação da concentração dos parâmetros e consequentemente, investigar o grau de melhoria da qualidade do efluente.

Após a escolha das metodologias de análise foi feita a coleta do lixiviado no dia 11 de março de 2020.

4.2 Tratamento do lixiviado

4.2.1 Escolha do tipo de tratamento

Para reduzir a toxicidade do lixiviado às microalgas é necessário que algumas condições sejam alcançadas como, por exemplo, a diminuição da concentração de matéria orgânica (medida como cor), propiciando que as microalgas tenham maior acesso à luz, por exemplo. Para redução da concentração desses parâmetros foi utilizado o processo oxidativo avançado por Fenton.

Dentre os tipos de Processo Fenton, escolheu-se o Foto Fenton devido a menor dosagem de íons de ferro requerida por esse processo e pela menor quantidade de lodo gerada (LUCENA, 2016). Considerando as condições climáticas da região de geração do lixiviado e visando reduzir custos de investimento, inicialmente, buscou-se aplicar o uso de luz solar como fonte de energia e, posteriormente, o uso de lâmpadas de radiação UV. Esse teste foi realizado com o lixiviado coletado no AMC em junho de 2019, esse foi um teste inicial para identificar qual tipo de tratamento apresenta melhores resultados para o lixiviado em estudo.

Costa (2016) propôs a utilização de escoamento laminar ao invés do reator cilíndrico para otimizar a absorção da luz pelos reagentes Fenton. Esse mesmo reator foi utilizado para os dois tratamentos (Foto-Fenton com luz solar e luz UV), garantindo a possibilidade de comparação, os reatores podem ser observados na Figura 5.

Figura 5 – Sistema de tratamento Fenton em duas situações distintas



Fonte: Aatoria própria, 2020.

Na Figura 5 é possível observar que o sistema apresenta um reservatório inferior de 1L, uma bomba similar àquelas usadas em máquinas de lavar roupas domésticas que fazia o recalque do efluente até o nível superior, a partir do qual, o escoamento ocorre de forma laminar. O período de acompanhamento dos ensaios com incidência de luz solar e aplicação de radiação UV foi o mesmo, utilizando as mesmas condições de tratamento.

Essas condições de tratamento dizem respeito ao tempo de reação, que foi de 1 hora, salientando que para o sistema com luz solar, ocorreu entre as 11h:30min e 12h:30min nos dias 27 de junho e 04 de julho do ano de 2019. As outras condições, pH e proporção entre os reagentes, foram baseados nos estudos da Tabela 6 e especialmente Lucena (2018) e Moraes (2018). Dessa forma, o pH antes do tratamento foi ajustado para 3 e após o tratamento foi ajustado para 7 e a

proporção entre os reagentes foi de 5 H₂O₂:1Fe²⁺. Os resultados entre essas duas alternativas foram comparados e, assim, a alternativa com o melhor desempenho foi otimizada.

4.2.2 Otimização do tratamento por Foto-Fenton

Como proposto por Rodrigues e Iemma (2005), a otimização foi realizada através do planejamento fatorial completo com pontos axiais (DCCR).

O DCCR demanda a variação de parâmetros de controle, dessa forma, os valores descritos na literatura (Tabela 6) foram utilizados como balizadores para definição dos parâmetros do experimento. Os parâmetros escolhidos e a faixa de variação podem ser vistos na Tabela 9.

Tabela 9 – Códigos para o planejamento experimental

Variáveis	Códigos	-1,68 (min.)	-1	0	1	1,68 (máx.)
pH antes	x1	2,4	2,8	3,2	3,6	4
pH depois	x2	6	6,6	7,2	7,8	8,4
H ₂ O ₂ :Fe ⁺	x3	1	2,821	5,5	8,179	10

Fonte: Autoria própria, 2020.

A partir dos dados da Tabela 9, foi possível fazer o desenho do experimento. Com o objetivo de otimizar o pré-tratamento foi utilizado o planejamento fatorial completo com pontos axiais. As variáveis escolhidas foram pH antes e depois do tratamento, para controle do parâmetro foram feitas medidas utilizando o pHmetro. O pH antes foi ajustado utilizando H₂SO₄ (3 e 6 molar) com agitação constante, o pH depois foi ajustado utilizando NaOH (3 e 0,5 molar) com agitação constante. Com relação à proporção de H₂O₂:Fe⁺ os reagentes foram pesados em balança de precisão (com três casas decimais) no EFLULAB. O ferro disponível no lixiviado bruto não foi contabilizado para composição da relação mássica.

Para essa quantidade de variáveis, foi necessário realizar 17 ensaios diferentes em ordem aleatória, como pode ser visto na Tabela 10.

Tabela 10 – Desenho do planejamento experimental para o tratamento de lixiviado

Ensaio	pH antes	pH depois	H ₂ O ₂ :Fe ⁺	Ordem de execução
1	-1	-1	-1	17
2	1	-1	-1	11
3	-1	1	-1	7
4	1	1	-1	16

Ensaio	pH antes	pH depois	H ₂ O ₂ :Fe ⁺	Ordem de execução
5	-1	-1	1	13
6	1	-1	1	10
7	-1	1	1	4
8	1	1	1	9
9	-1,68	0	0	14
10	1,68	0	0	15
11	0	-1,68	0	6
12	0	1,68	0	12
13	0	0	-1,68	8
14	0	0	1,68	1
15	0	0	0	2
16	0	0	0	3
17	0	0	0	5

Fonte: autoria própria, 2020.

Não foi possível realizar o teste em duplicata, devido ao curto intervalo de tempo disponível para realizar os testes seguindo os procedimentos propostos pelo APHA e pela estrutura do laboratório utilizado. Dessa forma, alguns parâmetros foram medidos duas vezes quando possível, entretanto os parâmetros DQO e nitrogênio total e amoniacal não foi possível realizar mais de uma medição.

Os resultados do planejamento estatístico dos experimentos foram analisados utilizando os programas Microsoft Excel® e Design Expert®. As variáveis respostas foram DQO e cor verdadeira. A escolha por essas variáveis resposta, deveu-se ao fato de que essa etapa visava a remoção de matéria orgânica biodegradável e recalcitrante.

A partir dessas respostas, analisaram-se os coeficientes usando o método de análise de variância (ANOVA) para geração de um modelo. Esse modelo foi então utilizado para construção de uma superfície de resposta que mostrasse a relação entre os parâmetros, visando a definição das melhores condições de tratamento.

Utilizou-se o nível de significância igual a 10%, visto que a correlação com 5% não foi estatisticamente significativa para as variáveis cor e DQO. As variáveis independentes da análise foram: pH de dosagem pH depois da reação e a proporção entre os reagentes (H₂O₂:Fe⁺).

Após encontrar as melhores condições de tratamento, o lixiviado pré-tratado foi utilizado como meio de cultivo para microalgas.

4.3 Cultivo de microalgas no lixiviado

A etapa de busca por microalgas capazes de desenvolverem-se no lixiviado bruto revelou que não foi possível cultivar microalgas no lixiviado bruto e dessa forma partiu-se para a etapa de utilização das microalgas disponíveis no LABEC para cultivo com o lixiviado pré-tratado.

Foi feito um cultivo de lixiviado pré-tratado utilizando as seguintes espécies: *Brasilonema* sp., *Chlorella vulgaris*, *Neochloris oleoabundans*, *Haematococcus pluvialis*, *Desmodesmus* sp., *Nannochloropsis oculata*, *Halamphora coffeaformis*, *Euglena gracilis*, *Pseudokirchneriella* sp. e *Spirulina placentis*. O acompanhamento do cultivo ocorreu através de microscopia ao longo de 21 dias. A seguir é mostrado o cultivo com as espécies

Figura 6 – Adaptação das espécies do banco ao lixiviado pré tratado utilizando a diluição do lixiviado pré tratado para que elas se adaptassem melhor.



Fonte: autoria própria, 2020.

Com a identificação das espécies que sobreviveram após o período de controle, elaborou-se uma curva padrão de crescimento de cada uma no meio de cultivo padrão utilizando a contagem de indivíduos, tanto separadamente, quanto de maneira associada. Considerando os valores das médias aritméticas dos parâmetros: temperatura, duração do fotoperíodo e luminosidade, esse

cultivo foi mantido a 21°C, com fotoperíodo de 24 horas e 23x100lux. Essas espécies sobreviventes foram adaptadas ao lixiviado tratado por Foto-Fenton e posteriormente foi dado início ao cultivo no lixiviado tratado. Esse cultivo no lixiviado tratado foi acompanhado por 21 dias seguindo as mesmas condições do cultivo padrão. Ao final do processo de cultivo, caracterizou-se o meio pela quantificação dos parâmetros: fósforo total, nitrogênio amoniacal, DBO e DQO.

Figura 7 – Após a adaptação foi feito o cultivo de microalgas por 21 dias.



Fonte: autoria própria, 2020.

Uma forma de acompanhar o crescimento das microalgas no lixiviado tratado e identificar que o crescimento no lixiviado pode ser considerado representativo foi o cultivo das espécies em meio padrão (meio de cultivo ideal para o crescimento das microalgas em laboratório). O cultivo em meio padrão foi utilizado como controle e assim foi possível identificar se as microalgas realmente tiveram um crescimento significativo.

Para realizar a contagem foi utilizada a câmara de Neubauer (New Optica®) no microscópio da Axiostar plus (Zeiss®) seguindo o protocolo proposto por Lourenço (2006) de contagem de 400 células por câmara para diminuir o erro na leitura, para valores próximos a 10%. Para espécies que formam colônias, foi utilizado detergente (da marca Ypê neutro sem coloração) diluído em água destilada a 20% e para as espécies com mobilidade foi utilizada uma substância similar ao Lugol (5g de iodeto de potássio em 50mL de água destilada). Além da contagem foi

realizado o acompanhamento da produtividade por meio da medição do peso seco de uma alíquota de 10mL filtrada. Para essa metodologia, utilizou-se microfiltro de fibra de vidro GF-1 com diâmetro de 47mm (Macherey-Nagel®) inserido no sistema de filtração acoplado à bomba a vácuo (Primatec® 181 2vc).

Para que fosse possível cultivar as diferentes espécies em um único meio padrão, foi preparado um meio de cultivo padrão que atendesse a todas as necessidades metabólicas das espécies envolvidas.

Com relação ao acompanhamento do crescimento das microalgas foi utilizado o parâmetro área sob a curva (AUC). Essa área foi calculada através da soma de Riemann utilizando o intervalo de dias para definição dos trapézios no gráfico em escala logarítmica, conforme metodologia proposta por Yeh (2002). Esse resultado foi utilizado para comparar as curvas de crescimento.

Para identificar os fatores que interferem no crescimento das microalgas foi realizado um acompanhamento com a variação de fatores chave. Esse cultivo com variação de fatores foi realizado em frascos erlenmeyers com volume igual a 250mL, com volume útil igual a 100mL, em duplicata, com acompanhamento por contagem durante 11 dias consecutivos. Os fatores variados nos cultivos foram: intensidade luminosa (com aumento para valores próximos a 460x100lux), enriquecimento do meio com nitrogênio na forma de nitrato utilizando a concentração do BBM como referência (0,03g de KNO₃ em cada cultivo) e aeração com o objetivo de diminuir a concentração do nitrogênio amoniacal.

5 Resultados e discussão

Os resultados obtidos foram organizados de forma cronológica: caracterização do lixiviado para entender a composição do efluente seguido da avaliação da possibilidade de cultivo, tratamento do efluente para alcançar as melhores condições de cultivo e avaliação do crescimento das microalgas no efluente tratado.

5.1 Caracterização do lixiviado

Os resultados das análises do lixiviado coletado em 11 de março de 2020 são mostrados na Tabela 11.

Tabela 11 – Caracterização do lixiviado bruto coletado no dia 11 de março de 2020

Parâmetro	Unidade	Média ± Desvio padrão
pH		8,5±0,9
DQO	mg O ₂ /L	3.962,6±124
DBO	mg O ₂ /L	1.001,3±72
DBO/DQO		0,3
N-NH ₃	mg/L	2.375,3±30
N total	mg/L	3.056,5±10
P-PO ₃	mg/L	2,91±0,6
Cor	uH	15.000,0±34,3
Turbidez	UNT	348±0,09
ST	mg/L	13.493,3±224
STF	mg/L	9.616,7±171
STV	mg/L	3.876,7±102
STV	mg/L	13.148,3±224
SST	mg/L	345±55
SSF	mg/L	70±20
SSV	mg/L	27535
Al	mg/L	0,5682±0,1
Cd	mg/L	< 0,01
Cu	mg/L	< 0,01
Ni	mg/L	0,1045±0,02
Pb	mg/L	< 0,10
Zn	mg/L	0,2566±0,01

ST= Sólidos totais; STF= Sólidos totais fixos; STV= Sólidos totais voláteis; STV= Sólidos totais voláteis; SST=Sólidos em suspensão totais; SSF= Sólidos em suspensão fixos; SSV= Sólidos em suspensão voláteis;

Fonte: autoria própria, 2020.

Por meio da análise dos dados da Tabela 11, é possível observar que a relação DBO/DQO indica menor quantidade de matéria orgânica biodegradável. Espinoza-Quiñones et al. (2019) afirmam que o valor encontrado pode ser considerado um indicador da presença de matéria orgânica recalcitrante. Com base nas informações fornecidas pela Tabela 11 ainda é possível indicar que o lixiviado em estudo é característico de células de aterro antigo (fase de maturação). De acordo com a Tabela 6 o tratamento de lixiviado por Fenton é indicado para lixiviados com essa característica.

Quanto à relação DBO/DQO, Kylefors et al. (2003), afirmam que, quando essa relação possui um valor reduzido indica que a aplicação de, somente, um processo biológico de tratamento não seria suficiente para atender os parâmetros de lançamento previstos nas legislações.

Quanto ao nitrogênio, os valores da Tabela 11 indicam que a maior parte do nitrogênio está na forma amoniacal. Essa alta proporção de nitrogênio na forma de amônia é apropriada ao cultivo de microalgas. Segundo Lourenço (2006) a amônia é a forma do nitrogênio preferencialmente utilizada pelas microalgas porque dispensa a etapa de redução. Entretanto não é comum encontrar o nitrogênio na forma de amônia nos meios de cultivo artificiais devido à volatilidade. Porém, o nitrogênio na forma de nitrato é encontrado nas concentrações de 0,042g/L no BBM modificado de CCAC (2017) e na forma de sal de amônia com concentração de 0,154g/L no Meio Mineral (LEM,2018).

Como o lixiviado bruto apresentou concentração igual a 2,38g/L de amônia, pode-se afirmar que esse efluente apresenta potencial de utilização como meio de cultivo, desde que avaliada a toxicidade aos micro-organismos. Lin et al. (2007) afirmam que, apesar das microalgas apresentarem a preferência pela utilização do nitrogênio amoniacal nas suas rotas metabólicas, o excesso desse tipo de nitrogênio causa inibição do crescimento. Ouair et al. (2017), afirmam que o pH elevado associado ao excesso de nitrogênio amoniacal é capaz de inibir as atividades das microalgas.

Quanto à disponibilidade de fósforo, os meios de cultivo sintéticos utilizados para o cultivo das espécies apresentam uma concentração de 209 mg/L no meio Mineral e 740 mg/L no meio BBM, enquanto o lixiviado bruto apresenta aproximadamente 2,9 mg/L. Isso mostra que a disponibilidade de fósforo se mostra inferior ao utilizado em meios sintéticos e demanda adaptação dos micro-organismos a esse efluente ou até mesmo um enriquecimento desse efluente com fontes sintéticas de fósforo. Considerando a relação entre o nitrogênio e o fósforo, é possível constatar que a concentração de nitrogênio amoniacal no lixiviado é superior ao

padrão e a de fósforo é inferior ao padrão o que pode implicar num período de adaptação longo, caso não seja utilizado o enriquecimento do efluente.

A cor e turbidez elevadas são uma característica do lixiviado; esse efluente é comumente definido como líquido escuro de odor desagradável (LUCENA e ROCHA, 2015; FUJII et al., 2019; SOUZA et al., 2019; KUMARI et al., 2016). Essas características, certamente, prejudicam a absorção de luz pelos micro-organismos e devem ser consideradas na concepção do arranjo tecnológico de tratamento. A concentração de metais livres detectada no efluente pode ser considerada como insignificante. Esse resultado é, até certo ponto, esperado, pois o valor de pH do lixiviado elevado permite a precipitação desses elementos na forma de hidróxidos insolúveis.

Dentre os metais analisados o alumínio, níquel e zinco estiveram acima do limite de detecção do equipamento. O zinco é um micronutriente necessário para formação de enzimas assim como o níquel que está na composição da enzima urease, empregada quando o micro-organismo utiliza a ureia como fonte de nitrogênio. O alumínio não é um micronutriente, ele é um poluente capaz de inibir enzimas antioxidantes presentes nas microalgas comprometendo o balanço redox das células (AMERI et al., 2020). Suthar e Verma (2018), apontam que a presença de metais traço pode interferir na fotossíntese e no crescimento das microalgas quando o pH for superior a 8.

Ainda nos resultados mostrados na Tabela 11, é possível constatar que alguns parâmetros apresentaram desvio padrão reduzido em relação à média, porém, outros parâmetros, como o cloreto, por exemplo, apresentaram um desvio da ordem de 20% do valor da média.

As informações da Tabela 11 foram utilizadas para direcionar o tipo de tratamento que o lixiviado precisaria passar para tornar-se mais atrativo para as microalgas. Alguns parâmetros chave foram identificados como a cor, turbidez e biodegradabilidade. A partir desses parâmetros foi possível identificar que o tratamento do lixiviado através da oxidação avançada seria interessante para alcançar o nível de qualidade demandado pelas microalgas.

5.2 Avaliação da associação do processo físico-químico com o cultivo de microalgas

5.2.1 Otimização do pré-tratamento por Foto-Fenton

Seguindo a metodologia proposta, foram realizados 17 ensaios com manipulação das variáveis de controle (pH de dosagem, proporção entre os reagentes peróxido de hidrogênio e sulfato ferroso e correção de pH após a reação). Os resultados das análises de cada ensaio foram organizados na Tabela 12. Algumas análises encontraram valores próximos ao limite de detecção dos métodos utilizados e, por esse motivo, não foram apresentadas, como os valores dos metais chumbo e cádmio.

Tabela 12 – Resultados para o tratamento por Foto-Fenton luz UV artificial utilizando o DCCR

Id.	DQO	DBO	DBO/ DQO	N-NH ₃	NTK	Cor	Turb.	ST	STF	STV	SST	SSF	SSV	Al	Cu	Ni	Zn
LB	3962,6	1001,4	0,25	2375	3066,5	15000	348	13493	9618	3877	643	70	573	0,568	< 0,01	0,105	0,256
LT ₁	1084,1	663,8	0,61	2666	2781,0	2150	81	27100	17040	10060	1260	840	420	< 0,10	0,016	0,069	1,465
LT ₂	1644,9	658,8	0,40	2642	2713,0	2910	117	26880	16400	10480	1180	710	470	< 0,10	0,014	0,071	1,580
LT ₃	2243,0	643,8	0,29	2531	2783,0	3690	152	29510	17780	11730	1220	790	430	< 0,10	0,015	0,079	0,265
LT ₄	2429,9	661,3	0,27	2590	2652,0	3200	138	27990	16990	11000	1070	700	370	< 0,10	0,036	0,091	0,276
LT ₅	2280,4	743,8	0,33	2633	2684,0	2640	181	27320	16260	11060	1370	820	550	0,202	0,116	0,078	0,905
LT ₆	2392,5	713,8	0,30	2711	2459,5	4480	149	26170	15080	11090	1190	740	450	0,235	0,300	0,080	1,410
LT ₇	3663,6	676,3	0,18	2544	2659,0	3140	182	26110	16130	9980	1010	500	510	0,118	0,054	0,089	0,483
LT ₈	2616,8	863,8	0,33	2684	2730,0	5980	213	27800	16380	11420	1390	820	570	0,207	0,280	0,092	0,818
LT ₉	2018,7	778,8	0,39	2711	2626,5	2420	73	15280	9350	5930	1200	720	480	0,103	0,052	0,080	0,764
LT ₁₀	2168,2	718,8	0,33	2606	2532,5	3960	127	26570	15440	11130	1170	650	520	0,117	0,177	0,095	0,811
LT ₁₁	2056,1	883,8	0,43	2642	2590,5	4460	108	12280	7290	4990	1090	630	460	0,183	0,042	0,079	1,275
LT ₁₂	3700,9	958,8	0,26	2548	2637,5	3260	126	26250	15810	10440	1160	810	350	< 0,10	0,141	0,083	0,275
LT ₁₃	1943,9	713,8	0,37	2596	2622,0	3260	171	33300	22370	10930	1300	850	450	< 0,10	< 0,01	0,077	0,567
LT ₁₄	2579,4	658,8	0,26	2674	2698,5	4740	183	18060	10420	7640	1150	720	430	0,177	0,236	0,093	0,879
LT ₁₅	2280,4	156,3	0,07	2685	2643,5	4160	142	27490	16350	11140	920	520	400	< 0,10	0,070	0,084	0,567
LT ₁₆	2429,9	668,8	0,28	4206	2670,5	4820	159	28100	16220	11880	1090	530	560	0,125	0,209	0,092	0,921
LT ₁₇	2243,0	648,8	0,29	2634	2571,0	3500	122	25650	15400	10250	1130	710	420	< 0,10	0,171	0,086	0,648
Desvio	171	99	-	40	14	34	0,09	335	228	132	519	28	28	0,1	0,01	0,02	0,01

LB = lixiviado bruto; LT = lixiviado tratado; Turb.=turbidez; ST = sólidos totais; STF = sólidos totais fixos; STV = sólidos totais voláteis; SST = sólidos em suspensão totais;

SSF = sólidos em suspensão fixos; SSV = sólidos em suspensão voláteis

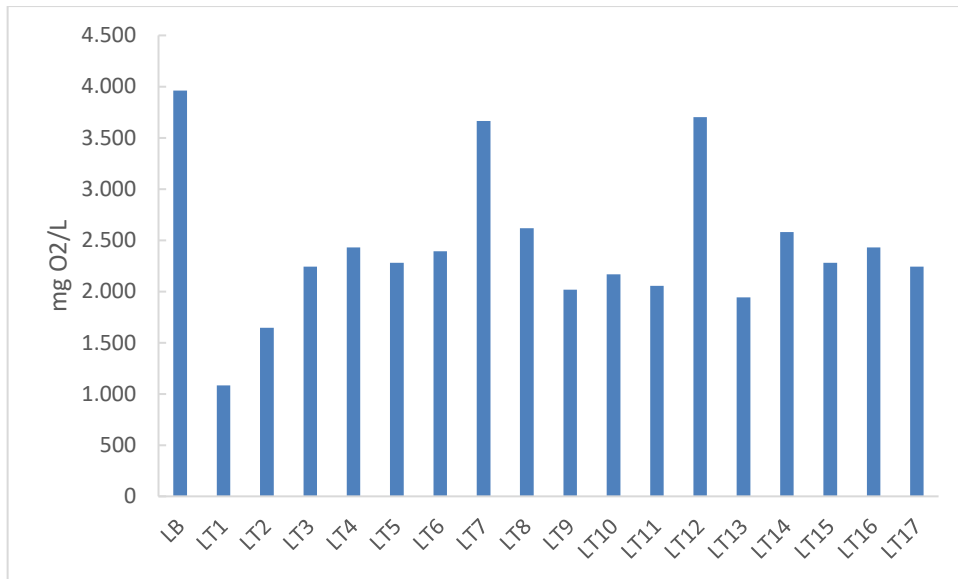
DBO e DQO (mgO₂/L) Cor (mg Pt-Co/L) Turbidez (UNT) Cl⁻, ST, STF, STV, SST, SSF, SSV, Cu, Ni, Zn (mg/L)

O desvio identificado para o método de análise visto que não foi possível fazer a análise em duplicata.

Fonte: Autoria própria, 2020

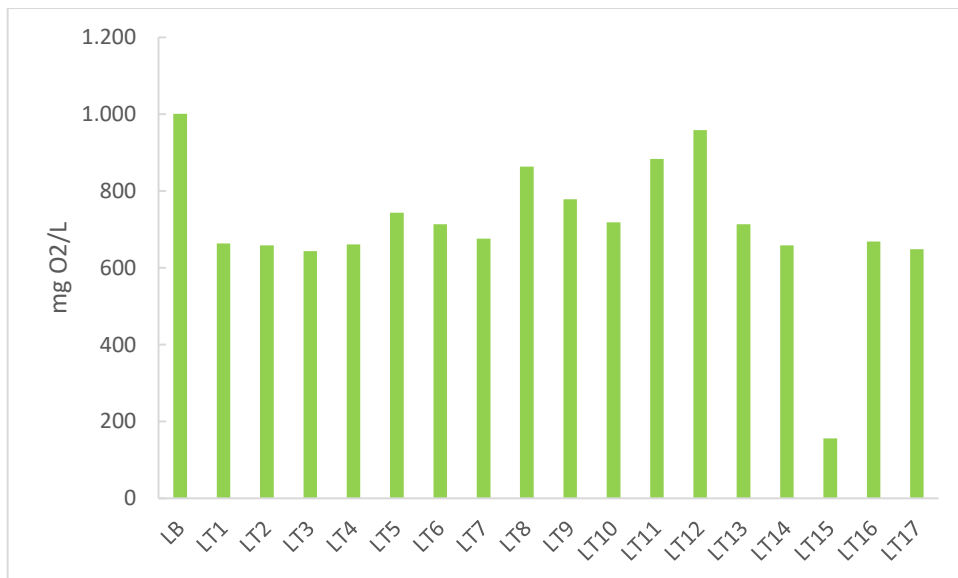
Nos dados da Tabela 12, observa-se que a concentração de matéria orgânica medida como DBO e a DQO apresentou redução e que o valor da razão entre esses dois parâmetros aumentou após o tratamento, em quase todos os ensaios realizados. A Figura 8 apresenta as concentrações de DQO e DBO dos ensaios e a reta representando a relação DBO/DQO.

Figura 8 – Concentração de DQO no lixiviado ao final dos diferentes ensaios de tratamento por Fenton



Fonte: autoria própria, 2020.

Figura 9 - Concentração de DBO no lixiviado ao final dos diferentes ensaios utilizando o tratamento por Fenton

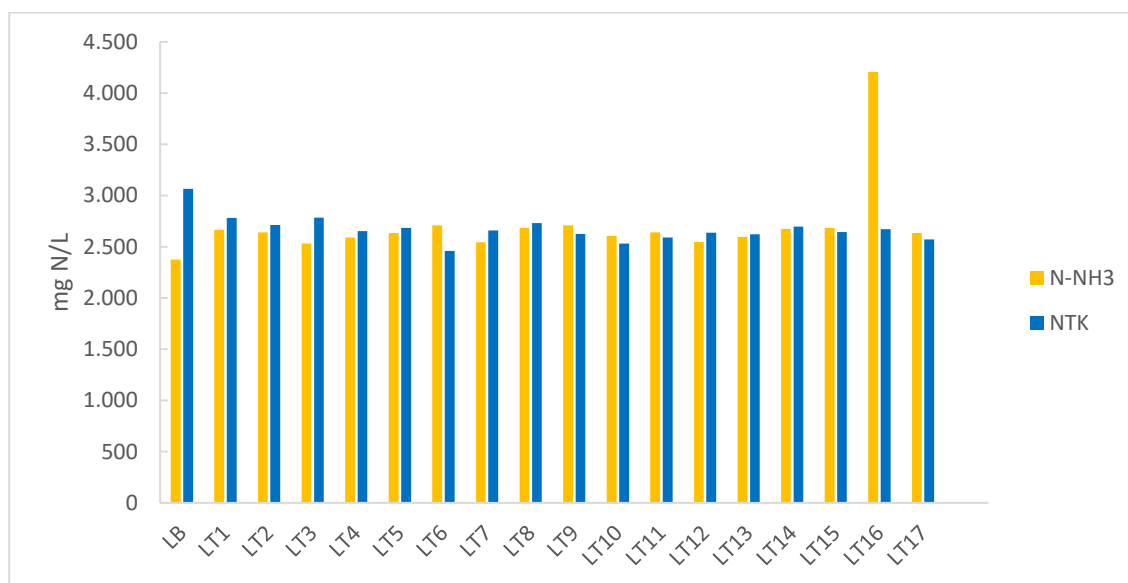


Fonte: autoria própria, 2020.

A análise da Figura 8 e Figura 9 permite afirmar que, a relação entre a DBO e DQO aumentou em quase todos os ensaios quando comparado com o bruto, mostrando que a redução dos valores de DQO foi mais acentuada em comparação com os valores de DBO. O aumento da relação DBO/DQO observado em todos os tratamentos com exceção dos tratamentos 7 e 15, evidencia um aumento da biodegradabilidade do efluente após a aplicação do POA. Esse era um resultado esperado visto que a utilização do Fenton visava diminuir a concentração de matéria orgânica recalcitrante presente no lixiviado.

Quanto ao nitrogênio amoniacal foi observado na Tabela 12 que a concentração de N_{NH_3} no lixiviado bruto foi ligeiramente inferior ao observado nos lixiviados tratados. A menor variação foi de 156 mg/L (ensaio 3) e a maior variação observada foi de 1.831 mg/L (ensaio 16), como pode ser visto na Figura 10.

Figura 10 - Concentração de NTK e N_{NH_3} no lixiviado ao final dos diferentes ensaios de tratamento por Fenton



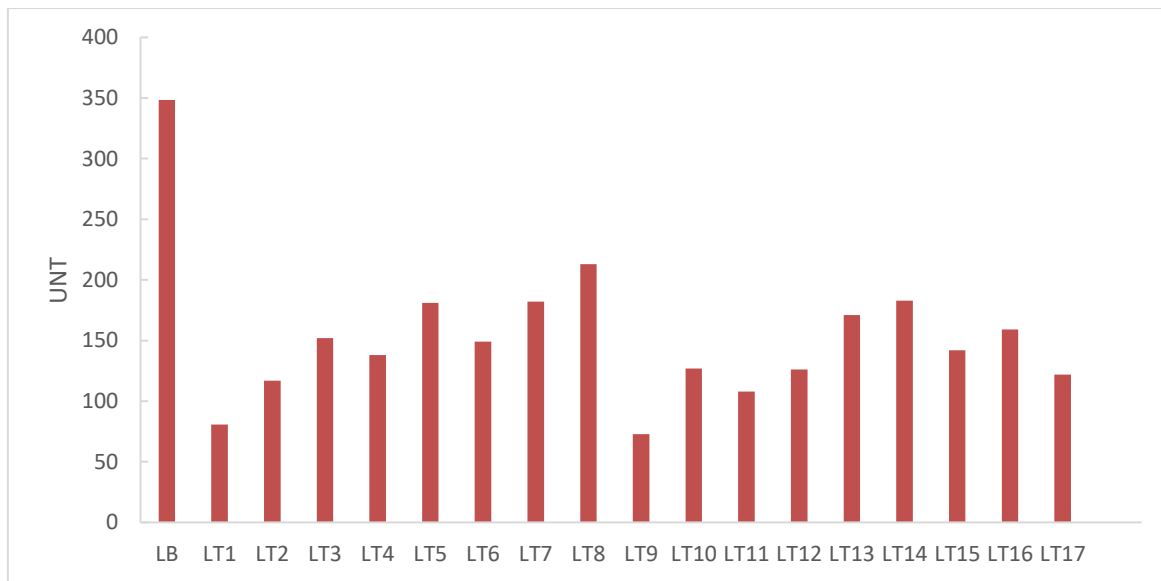
Fonte: autoria própria, 2020.

Na Figura 10 e Tabela 12 é possível constatar que a concentração de NTK no lixiviado bruto foi superior a todas as concentrações dos tratamentos, com mínimo de 285,5mg/L (ensaio 1) e máximo de 607,5mg/L (ensaio 6). Esse resultado mostra que parte do nitrogênio orgânico, por meio de quebra de ligações químicas causada pelo processo Fenton, foi convertido à amônia. Esse fenômeno também foi observado por Espinoza-Quiñones et al. (2019), esses autores justificam que houve uma possível oxidação dos poluentes orgânicos pelo radical hidroxila quebrando as estruturas iniciais e liberando compostos nitrogenados. Essa justificativa está em consonância com a diminuição na concentração de NTK e aumento da concentração de

nitrogênio amoniacal que foi observado nos ensaios de tratamento por DCCR e registrada na Tabela 12 e na Figura 10.

A cor e turbidez também apresentaram diminuição após o tratamento físico-químico, como pode ser observado na Figura 11 e Figura 12.

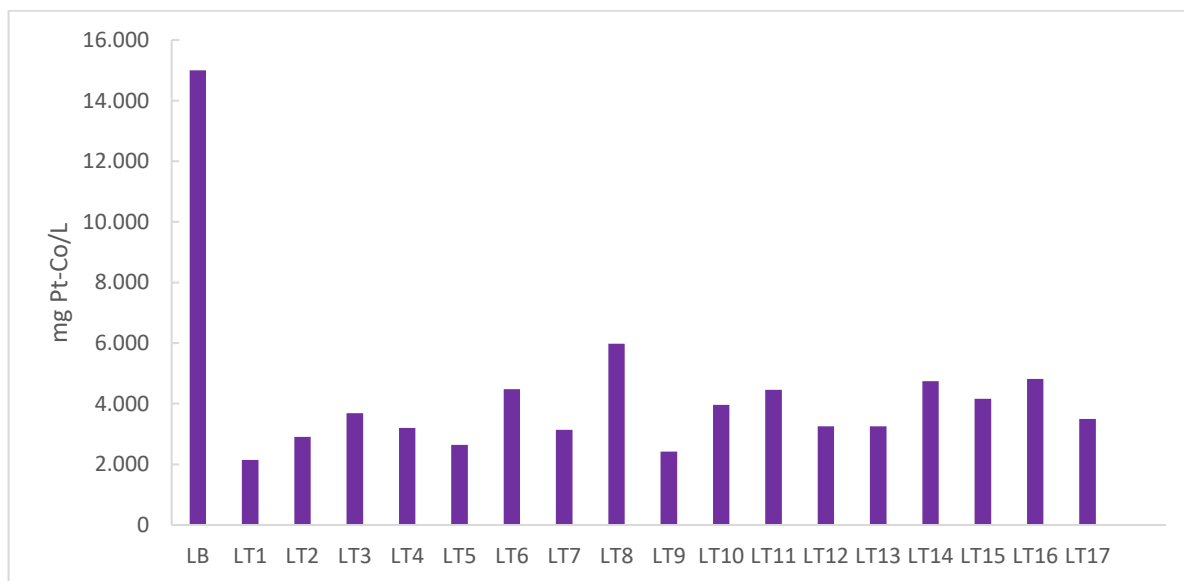
Figura 11- Valores da turbidez no lixiviado ao final dos diferentes ensaios de tratamento por Fenton



Fonte: autoria própria, 2020.

A Figura 11 apresenta como resultado da turbidez para o lixiviado bruto o valor de 348, apresentado na linha preta.

Figura 12 - Valores da cor no lixiviado ao final dos diferentes ensaios de tratamento por Fenton



Fonte: autoria própria, 2020.

Com relação à turbidez, a Figura 11, representa um resultado esperado pela escolha do tratamento por Fenton, que era a diminuição da turbidez. Os ensaios tiveram diferentes resultados, porém todos foram inferiores a turbidez no lixiviado bruto. Embora a redução de turbidez seja fundamental para o aumento da absorção de luz durante o cultivo das microalgas, o tempo de sedimentação após o Fenton de 12 horas pode ser um fator limitante para a aplicação do processo em escala real, visto que em um decantador primário a NBR 12.209/2011 propõe um tempo de detenção hidráulica de 6 horas, enquanto num decantador final de um sistema de tratamento de esgoto por lodo ativado o tempo de detenção está em torno de 1,5 horas. Sabendo que é gerada uma vazão média de 36,64m³/h de lixiviado seria necessário ter um decantador com volume superior a 900m³.

O comportamento do parâmetro cor apresentado na Figura 12 evidencia que as substâncias húmicas e fúlvicas, responsáveis pela coloração escura do lixiviado sofreram oxidação. Segundo Guan et al (2019) as substâncias húmicas são compostas por alguns compostos classificados como matéria orgânica aromática, esse tipo de composto, segundo os autores, sofre degradação (oxidação) quando submetidas a processos oxidativos avançados.

Com relação aos metais, as baixas concentrações encontradas no lixiviado bruto quando relacionadas com às pequenas variações na concentração após o tratamento por Foto-Fenton não apresentam resultados relevantes. As pequenas variações na concentração de metais podem ser consideradas incertezas de medição e, dessa forma, não representam influência do tratamento.

5.2.2 Análise do planejamento dos experimentos e geração do modelo

5.2.2.1 Análise da Cor como resposta do experimento

A análise da cor iniciou-se com a determinação dos coeficientes de correlação entre as variáveis e seus respectivos efeitos, como pode ser visto na Tabela 13.

Tabela 13 - Coeficientes e efeitos do modelo utilizando a cor como resposta.

	Coeficientes				Efeitos			
	Valor	Desvio	Lim. In	Lim. Sup	Valor	Desvio	Lim. In	Lim. Sup
Média	0,7221	0,0213	0,6600	0,7842	0,7221	0,0213	0,6600	0,7842
pH a	-0,0368	0,0100	-0,0660	-0,0076	-0,0737	0,0200	-0,1320	-0,0153
pH d	-0,0089	0,0100	-0,0380	0,0203	-0,0177	0,0200	-0,0761	0,0406
reag	-0,0331	0,0100	-0,0623	-0,0039	-0,0662	0,0200	-0,1246	-0,0079
pHa X pHd	0,0021	0,0131	-0,0360	0,0402	0,0042	0,0261	-0,0720	0,0804

	Coeficientes				Efeitos			
	Valor	Desvio	Lim. In	Lim. Sup	Valor	Desvio	Lim. In	Lim. Sup
pHa X reag	-0,0368	0,0131	-0,0749	0,0014	-0,0735	0,0261	-0,1497	0,0027
pHd X reag	-0,0014	0,0131	-0,0395	0,0367	-0,0028	0,0261	-0,0790	0,0734
pHa ²	0,0248	0,0110	-0,0073	0,0570	0,0497	0,0220	-0,0146	0,1140
pHd ²	0,0090	0,0110	-0,0231	0,0412	0,0180	0,0220	-0,0463	0,0823
reag ²	0,0057	0,0110	-0,0264	0,0379	0,0114	0,0220	-0,0529	0,0757

*pH a = pH de dosagem

pH d= pH depois da reação

reag= proporção entre os reagentes H₂O₂:Fe⁺

Lim. Inf=Limite inferior

Lim. Sup= Limite superior

Fonte: autoria própria, 2020.

Por meio da análise dos dados da Tabela 13, é possível inferir que os fatores que apresentam o maior efeito no modelo foram: pH de dosagem (pHa) e a proporção entre os reagentes (reag.) quando se considera a cor como variável resposta. A Tabela 14 mostra os valores das significâncias.

Tabela 14 – Tabela da ANOVA para análise da cor como resposta

FONTE	SQ	GL	QM	Fcalc	Ftab	p-valor
Regressão	0,0524	3	0,0175	12,8224	6,9258	0,0004
Resíduo	0,0177	13	0,0014			
Erro puro	0,0039	2	0,0019			
Falta de ajuste	0,0138	11	0,0013	0,6499	19,4050	0,7425
Total	0,0701	16	0,0044			

* SQ=Soma quadrática

GL = graus de liberdade

QM=média quadrática

Fonte: autoria própria, 2020.

Pelos dados da Tabela 14, é possível constatar que o modelo é estatisticamente significativo, visto que o p-valor apresenta resultado inferior a 0,05. Quanto a falta de ajuste, essa apresentou-se superior a 0,05, ou seja, não há falta de ajuste no modelo. Essas informações mostram que o modelo é capaz de representar a situação em estudo. Porém, buscando um modelo ainda mais representativo, realizou-se um ajuste considerando as variáveis que se mostraram mais influentes, baseando-se nos efeitos das variáveis no modelo. Dessa forma, um novo modelo foi construído, como pode ser visto nos dados da Tabela 15.

Tabela 15 - Coeficientes e efeitos do modelo utilizando a cor como resposta, após ajuste.

	Coeficientes				Efeitos			
	Valor	Desvio	Lim. In	Lim. Sup	Valor	Desvio	Lim. In	Lim. Sup
Média	0,7336	0,0163	0,6861	0,7810	0,7336	0,0163	0,6861	0,7810

	Coeficientes				Efeitos			
	Valor	Desvio	Lim. In	Lim. Sup	Valor	Desvio	Lim. In	Lim. Sup
pH a	-0,0368	0,0102	-0,0665	-0,0071	-0,0737	0,0203	-0,1330	-0,0143
reag	-0,0331	0,0102	-0,0628	-0,0034	-0,0662	0,0203	-0,1256	-0,0068
pHa X reag	-0,0368	0,0133	-0,0755	0,0020	-0,0735	0,0266	-0,1510	0,0040
pHa ²	0,0222	0,0107	-0,0091	0,0534	0,0444	0,0214	-0,0181	0,1069
reag ²	0,0031	0,0107	-0,0282	0,0343	0,0061	0,0214	-0,0564	0,0686

*pH a = pH de dosagem

reag= proporção entre os reagentes H₂O₂:Fe⁺

Lim. Inf=Limite inferior

Lim. Sup= Limite superior

Fonte: autoria própria, 2020.

A Tabela 15 evidencia que as duas variáveis sob análise (pHa e proporção entre os reagentes) influenciam na remoção de cor, porém a interação entre as variáveis não apresentou influência, como pode ser avaliado pelos limites. A análise dos resultados do teste ANOVA é determinante para verificação da significância estatística do modelo, como pode ser observado nos dados da Tabela 16.

Tabela 16 - Tabela da ANOVA para análise da cor como resposta ajustado

Fontes	SQ	GL	QM	Fcalc.	Ftab.	P-valor
Regressão	0,0504	2	0,0252	17,8560	3,7389	0,00014
Resíduos	0,0197	14	0,0014			
Erro puro	0,0039	1	0,0039			
Falta ajuste	0,0159	1	0,0159	4,1004	161,4476	0,29202
Total	0,0701	16	0,0044			

* SQ=Soma quadrática

GL = graus de liberdade

QM=média quadrática

Fonte: autoria própria, 2020.

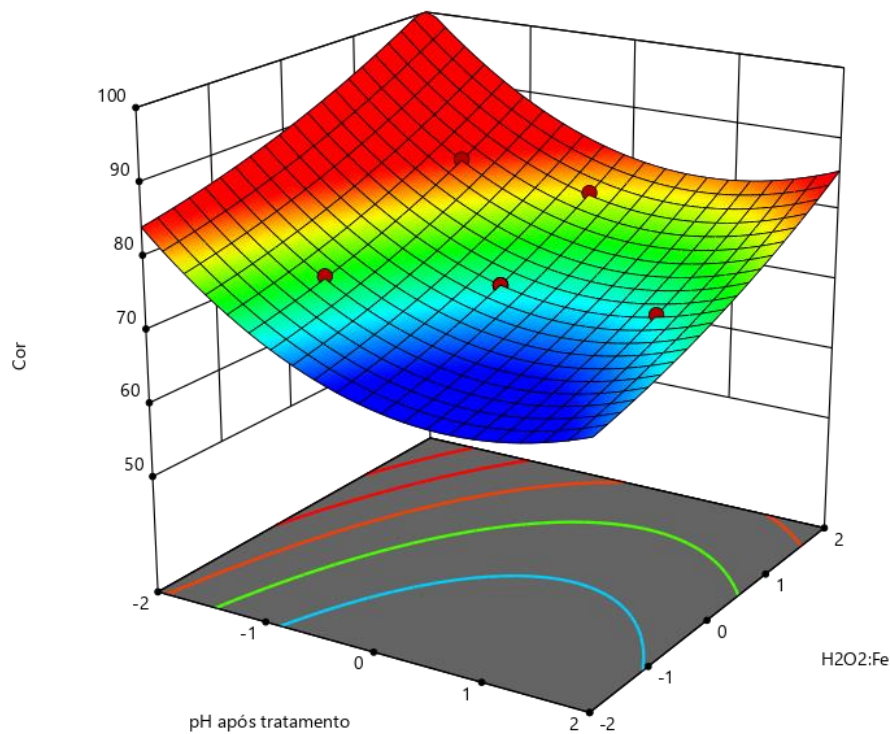
A Tabela 16 mostra que a regressão é estatisticamente significativa (p-valor<0,05) e que a falta de ajuste não apresenta significância (p-valor>0,05). Esse modelo apresentou um R² de 0,718. A análise mostra que esse o modelo estatístico é significativo e representa adequadamente o fenômeno estudado.

A equação do modelo é representada a seguir:

$$\% \text{Remoção cor} = 0,734 - 0,037 \cdot \text{pHa} - 0,033 \cdot \text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^+ - 0,037 \cdot (\text{pHa} \times \text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^+) + 0,022 \cdot \text{pHa}^2 + 0,03 \cdot \text{H}_2\text{O}_2^2$$

A equação do modelo foi utilizada para gerar uma superfície de resposta, como pode ser visto na Figura 13.

Figura 13 – Superfície de resposta do modelo ajustado tendo a cor como resposta em porcentagem.



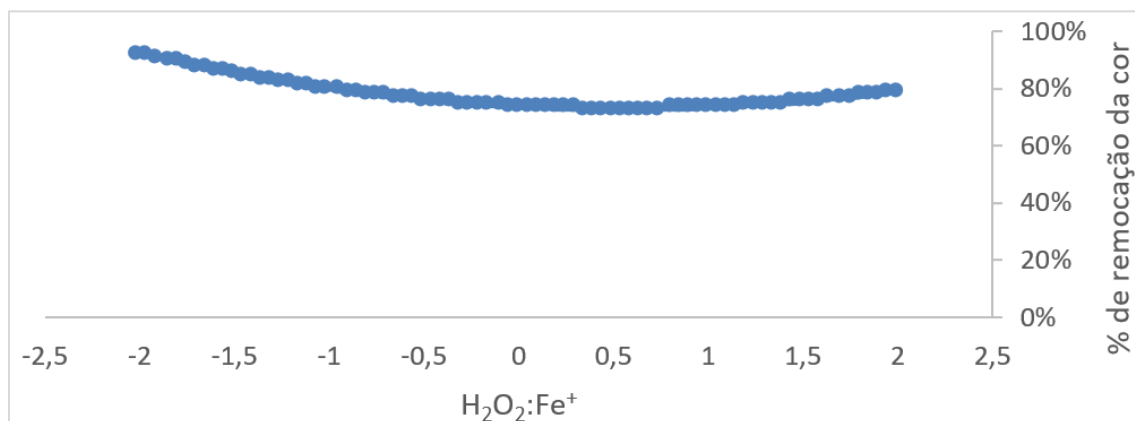
Fonte: autoria própria, 2020.

A Figura 13 foi construída utilizando os índices de -2 a 2 para incluir os pontos axiais do modelo. É possível constatar que quanto maior for a proporção de peróxido de hidrogênio em relação ao ferro e menor for o pH após o tratamento, maior a remoção de cor. A menor remoção encontra-se na menor proporção $H_2O_2:Fe^+$ e pH após o tratamento superior a -1 (que é equivalente ao pH a 6,5).

É possível realizar a análise do modelo fixando cada uma das variáveis no valor médio.

Fixando uma das variáveis foi possível construir o gráfico a seguir:

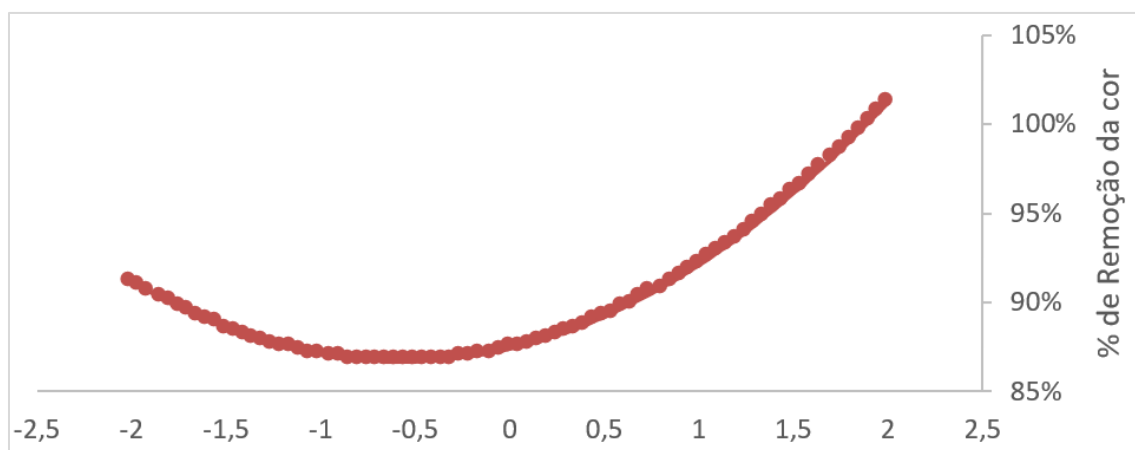
Figura 14 – Análise do modelo considerando o pHa fixo no valor médio.



Fonte: autoria própria, 2020.

Na Figura 14 é mostrado que os menores e maiores valores da proporção de reagentes alcançaram a maior remoção de cor, ou seja, quando a proporção tendia ao valor médio (5,5 H₂O₂:Fe⁺) o percentual de remoção de cor diminuía quando o pH antes da reação estava fixo em 3,2. Porém quando a proporção entre os reagentes era fixada no valor mínimo do ponto axial (1H₂O₂:1Fe⁺) o comportamento do gráfico mostrava que as maiores remoções ocorriam também nos extremos, porém a maior remoção ocorre no valor máximo do pH antes da reação (pHa=2,4).

Figura 15 - Análise do modelo considerando o H₂O₂:Fe⁺ fixo no valor máximo do ponto axial.



Fonte: autoria própria, 2020.

5.2.2.2 Análise da DQO como resposta do experimento

O mesmo procedimento utilizado para a cor foi aplicado para a DQO como variável resposta. O primeiro passo foi a construção da Tabela 16 com os valores dos coeficientes.

Tabela 17 - Coeficientes e efeitos do modelo utilizando a DQO como variável resposta.

	Coeficientes				Efeitos			
	Valor	Desvio	Lim. In	Lim. Sup	Valor	Desvio	Lim. In	Lim. Sup
Média	0,4130	0,0249	0,3403	0,4858	0,4130	0,0249	0,3403	0,4858
pH a	-0,0012	0,0117	-0,0354	0,0330	-0,0024	0,0234	-0,0707	0,0660
pH d	-0,1168	0,0117	-0,1510	-0,0826	-0,2336	0,0234	-0,3019	-0,1652
reag	-0,0854	0,0117	-0,1196	-0,0513	-0,1709	0,0234	-0,2392	-0,1025
pHa X pHd	0,0483	0,0153	0,0037	0,0930	0,0967	0,0306	0,0074	0,1860
pHa X reag	0,0531	0,0153	0,0084	0,0977	0,1061	0,0306	0,0169	0,1954
pHd X reag	0,0106	0,0153	-0,0340	0,0552	0,0212	0,0306	-0,0680	0,1105
pHa ²	0,0270	0,0129	-0,0107	0,0646	0,0539	0,0258	-0,0214	0,1292
pHd ²	-0,0432	0,0129	-0,0809	-0,0056	-0,0865	0,0258	-0,1617	-0,0112
reag ²	0,0119	0,0129	-0,0257	0,0496	0,0238	0,0258	-0,0514	0,0991

Fonte: autoria própria, 2020.

Utilizando apenas a Tabela 17 e avaliando as colunas dos limites de valores mostrados, é possível constatar que os coeficientes que apresentaram a maior influência sobre o modelo são os destacados na cor verde. Porém outras informações devem ser consideradas a Tabela 18 mostra os valores resultantes do uso do método ANOVA.

Tabela 18 – Resultados do uso do método ANOVA para análise da DQO como variável resposta

FONTE	SQ	GL	QM	Fcalc	Ftab	p-valor
Regressão	0,3714	3	0,1238	66,2565	6,9258	3,92E-08
Resíduo	0,0243	13	0,0019			
Erro puro	0,0012	2	0,0006			
Falta de ajuste	0,0230	11	0,0021	3,3628	19,4050	0,251445
Total	0,3957	16	0,0247			

Fonte: autoria própria, 2020.

Na Tabela 18, ao analisar o p-valor é possível inferir com 95% de confiança que a regressão é estatisticamente significativa ($p\text{-valor} < 0,05$ e $F_{\text{calc}} > F_{\text{tab}}$) e que os dados se ajustam bem ao modelo, visto que o p-valor é superior a 0,05 e o $F_{\text{calc}} < F_{\text{tab}}$. Essas informações mostram que o modelo gerado é significativo, porém, para melhorar as condições de predição foi construído um novo modelo utilizando apenas os coeficientes que causaram maior efeito sobre o modelo. Os resultados estão mostrados na Tabela 19.

Tabela 19 - Coeficientes e efeitos do modelo utilizando a DQO como resposta ajustados.

	Coeficientes				Efeitos			
	Valor	Desvio	Lim. In	Lim. Sup	Valor	Desvio	Lim. In	Lim. Sup
Média	0,4513	0,0207	0,3624	0,5403	0,4513	0,0207	0,3624	0,5403
pH d	-0,1168	0,0170	-0,1899	-0,0436	-0,2336	0,0340	-0,3799	-0,0873
reag	-0,0854	0,0170	-0,1586	-0,0123	-0,1709	0,0340	-0,3171	-0,0246
pHaX pH d	0,0483	0,0222	-0,0472	0,1439	0,0967	0,0444	-0,0944	0,2878
pHaXreag.	0,0106	0,0222	-0,0849	0,1061	0,0212	0,0444	-0,1698	0,2123
pH d ²	-0,0521	0,0174	-0,1271	0,0229	-0,1041	0,0349	-0,2541	0,0458

Fonte: autoria própria, 2020.

Nos dados da Tabela 19, é possível observar que as variáveis destacadas apresentaram influência e a interação não teve um efeito tão significativo. Para analisar o modelo é necessário utilizar a tabela de ANOVA (Tabela 20).

Tabela 20 - Tabela da ANOVA para análise da DQO como resposta após ajuste.

Fontes	SQ	GL	QM	Fcalc.	Ftab.	P-valor
Regressão	0,3405	2	0,1702	43,1724	3,7389	1,03E-06
Resíduos	0,0552	14	0,0039			
Erro puro	0,0012	1	0,0012			
Falta ajuste	0,0540	1	0,0540	43,3084	161,4476	0,096003
Total	0,3957	16	0,0247			

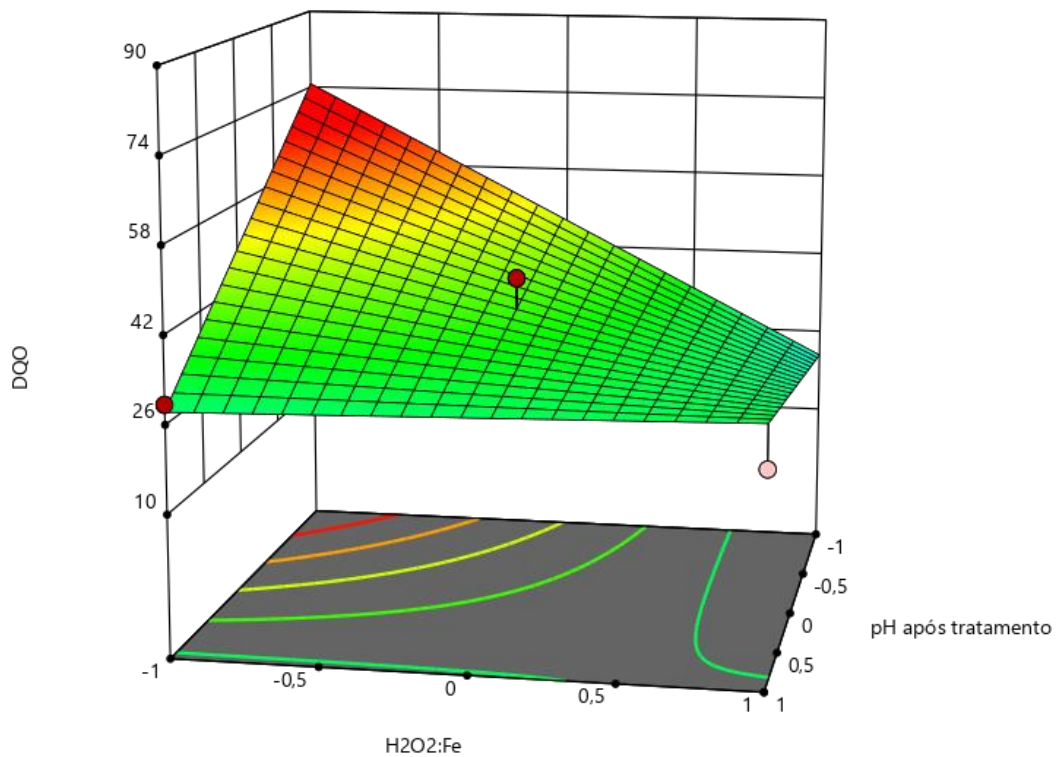
Fonte: autoria própria, 2020.

Ao analisar os dados da Tabela 20 com relação ao p-valor e aos valores de F é possível afirmar com 95% de confiança que a regressão é estatisticamente significativa ($p\text{-valor} < 0,05$ e $F_{\text{calc}} > F_{\text{tab}}$) e que a falta de ajuste não é significativa ($p\text{-valor} < 0,05$ e $F_{\text{calc}} > F_{\text{tab}}$). O R^2 do modelo é de 0,86. A equação que representa esse modelo é apresentada a seguir.

$$\% \text{Remoção DQO} = 0,451 - 0,117 \cdot \text{pHd} - 0,085 \cdot \text{H}_2\text{O}_2 \cdot \text{Fe}^+ + 0,048 \cdot (\text{pHa} \times \text{pHd}) + 0,011 \cdot (\text{pHa} \times \text{H}_2\text{O}_2 \cdot \text{Fe}^+) - 0,052 \text{pHd}^2$$

Com um modelo representativo foi possível construir a superfície de resposta, utilizando o software Design Expert®, como pode ser visto na Figura 16.

Figura 16 - Superfície de resposta do modelo ajustado tendo a remoção de DQO como resposta em porcentagem.

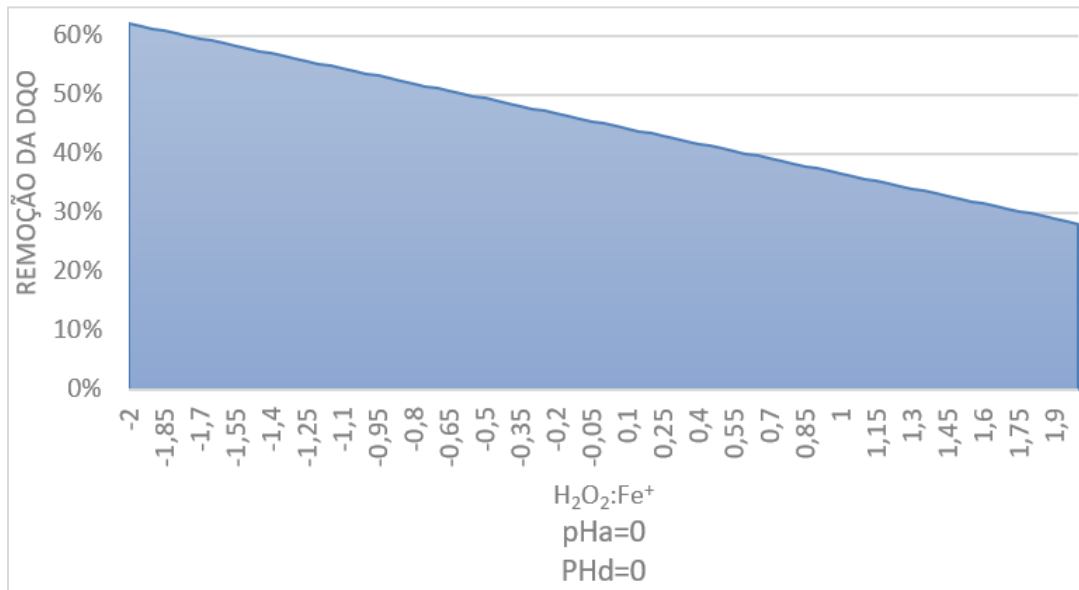


Fonte: autoria própria, 2020.

Pela superfície de resposta mostrada na Figura 16 é possível inferir que quanto menor for o valor do pH após o tratamento e menor relação $\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^+$ maior é a porcentagem de remoção da DQO.

Foi realizada a análise do modelo fixando algumas variáveis, com a fixação foi possível construir os gráficos da Figura 17 e Figura 18.

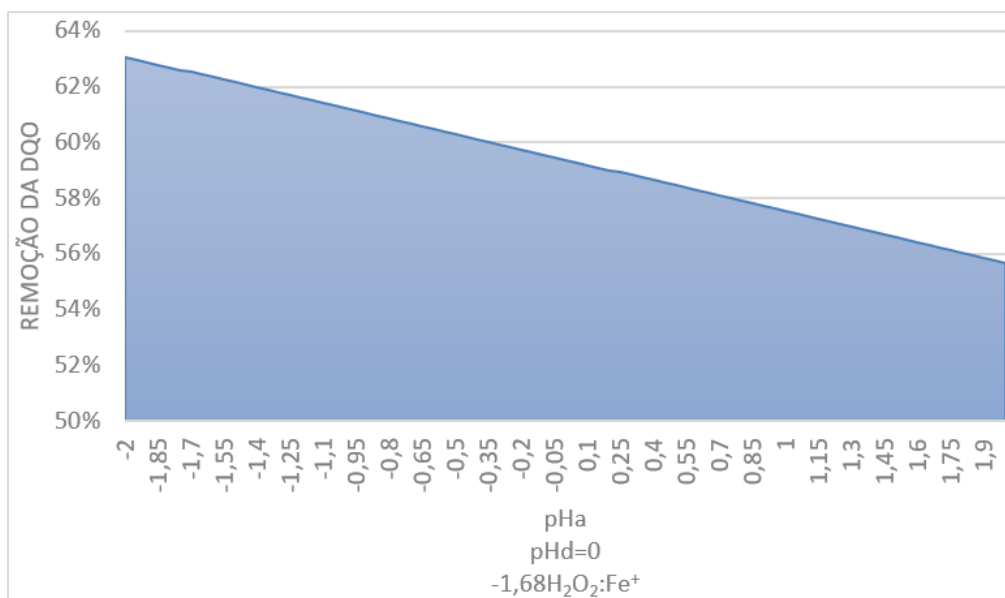
Figura 17 - Análise do modelo considerando as variáveis pHa e pHd fixas no ponto 0 do modelo.



Fonte: autoria própria, 2020.

Pela análise da Figura 17 é possível perceber que a remoção da DQO aumenta quando a proporção entre os reagentes alcança a proporção a seguir $1H_2O_2:1Fe^+$. Porém é interessante observar que na curva de remoção da cor as maiores remoções eram alcançadas quando a proporção entre os reagentes aumentava.

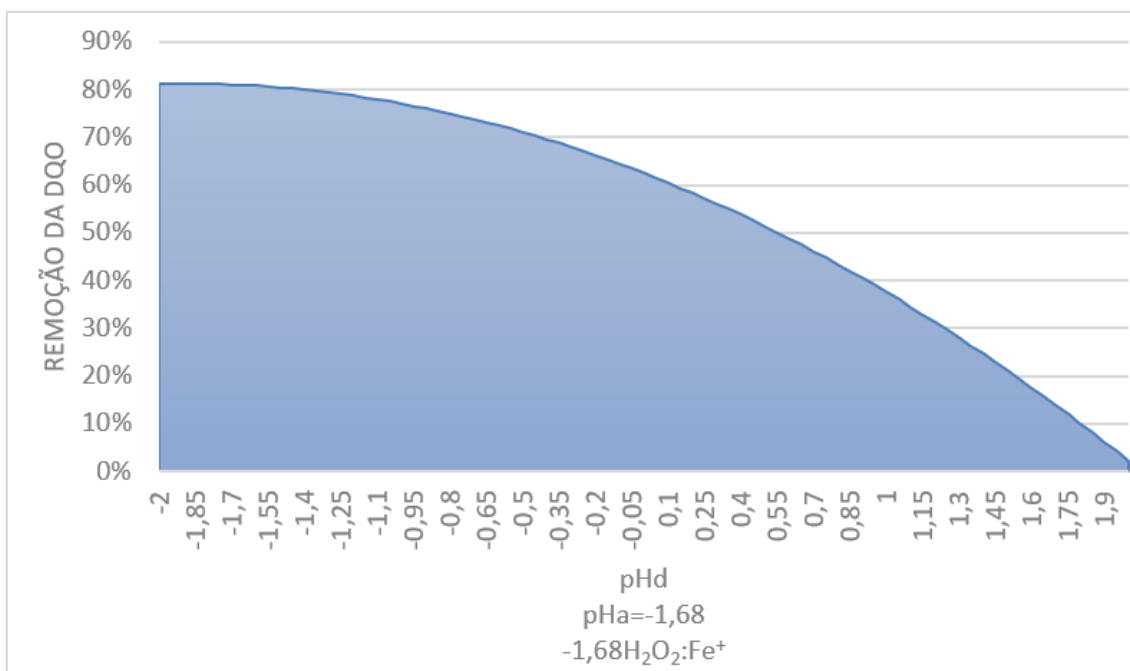
Figura 18 - Análise do modelo considerando a variável pHd fixa no ponto 0 do modelo e a variável $H_2O_2:Fe^+$ no ponto mínimo.



Fonte: autoria própria, 2020.

Com relação a Figura 18 é possível observar que as maiores remoções alcançadas estavam próximas a 60%, nessa condição o pH de antes da reação estava próximo a 2,4 enquanto o pH de depois estava fixo em 7,2 e a proporção entre os reagentes no valor mínimo ($1\text{H}_2\text{O}_2:1\text{Fe}^+$).

Figura 19 - Análise do modelo considerando as variáveis pHa e $\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^+$ fixas no ponto mínimo.



Fonte: autoria própria, 2020.

A Figura 19 mostra o declínio da remoção de DQO quando o pH depois da reação aumenta. Essa condição é observada quando o pH de antes da reação e a proporção entre os reagentes alcança valores mínimo.

A partir das análises das áreas foi possível entender a complexidade dos dados e identificar a interrelação existente entre eles. Os modelos de remoção de cor e DQO não apresentaram as mesmas condições ótimas. Por exemplo, as melhores condições para remoção da DQO foram encontradas como os menores valores de pHd e de proporção entre os reagentes, porém para remoção da cor é interessante que a proporção entre os reagentes seja elevada, ou seja, que a quantidade mássica de peróxido de hidrogênio seja maior em relação a quantidade de íons de ferro.

5.2.2.3 Análise do comportamento das variáveis respostas conjuntamente

A fim de encontrar as melhores condições de tratamento os dois modelos foram combinados a fim de encontrar o ponto de maior eficiência. Para tanto, utilizou-se a ferramenta solver no Microsoft Excel®. As condições ótimas de tratamento foram:

pH antes da reação de 2,8

pH depois da reação de 7,3

proporção entre os reagentes $H_2O_2:Fe^{+2}$ de 5,5.

Utilizando essa condição, o modelo indicou que a remoção de cor seria de 86% e de DQO seria de 64%. Após nova condução de experimento, seguindo as condições ótimas, foi realizada a caracterização do lixiviado tratado, que resultou nos valores mostrados na Tabela 21.

Tabela 21 – Caracterização do lixiviado tratado após a otimização do tratamento

Parâmetro	Remoção	Concentração
DQO	75,5 ± 0,6%	1.235,5±20,4
DBO	46,9 ± 3,5%	833,6±0,03
Cor*	95,3 ± 0,02%	190±1
N-NH3	70,5 ± 0,4%	1.304,2±4,9
NKT	65,9 ± 1,1%	1.693,3±5,6
Fósforo	89,2 ± 2,0%	1,2±0,01
Turbidez	88,7 ± 0,03%	39±0,07

*Análise realizada fora do período sugerido por APHA (2016), apesar da influência, foi observado visualmente que a redução de cor foi elevada.

Fonte: autoria própria, 2020.

É possível observar que a remoção da DQO foi superior ao esperado e apesar de ser um tratamento preliminar, os resultados de remoção de matéria orgânica foram promissores. Esse tratamento foi capaz de aumentar a relação DBO/DQO, que no bruto era de 0,311, para 0,674 após o tratamento.

Apesar desses resultados não representarem a qualidade do efluente após o cultivo de microalgas, foi realizada uma comparação com a Resolução CONAMA n° 430/2011 (Brasil, 2011) para identificar a possibilidade de lançamento do efluente tratado em corpos hídricos, como pode ser visto na Tabela 22.

Tabela 22 – Comparação das características do lixiviado tratado nas melhores condições com a legislação vigente

	CONAMA 430/2011	Lixiviado tratado
pH	entre 5 e 9	7,3
Temperatura	inferior a 40°C	30°C
Materiais sedimentáveis	1mL/L em teste de 1 hora em Cone Imhoff	1,4mL/L teste de 1 hora em Cone Imhoff

	CONAMA 430/2011	Lixiviado tratado
Materiais flutuantes	ausentes	ausentes
DBO	remoção de 60%	remoção de 46,9%
Nitrogênio amoniacal total	20mg/L	1.304,17mg/L

Fonte: autoria própria, 2020.

A Tabela 22 mostra que o teor de nitrogênio amoniacal está muito acima do limite máximo permitido pela legislação vigente.

A elevada concentração de nitrogênio na forma amoniacal representa um potencial para inserção em outras vias visando a recuperação desse nutriente. Porém, com relação à proporção entre os nutrientes, Plang et al. (2001) apud Mustafa et al. (2012) afirmam que a proporção ideal é de 58DQO:8N:1P, com base nessa proporção é possível afirmar que o lixiviado tratado apresenta déficit de fósforo: 1.056DQO:1.447N:1P.

5.3 Avaliação do cultivo das microalgas

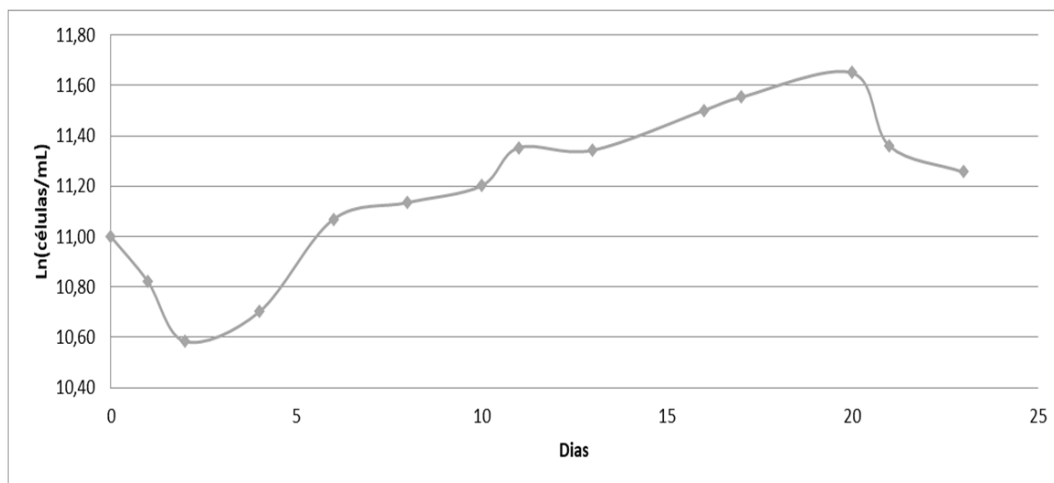
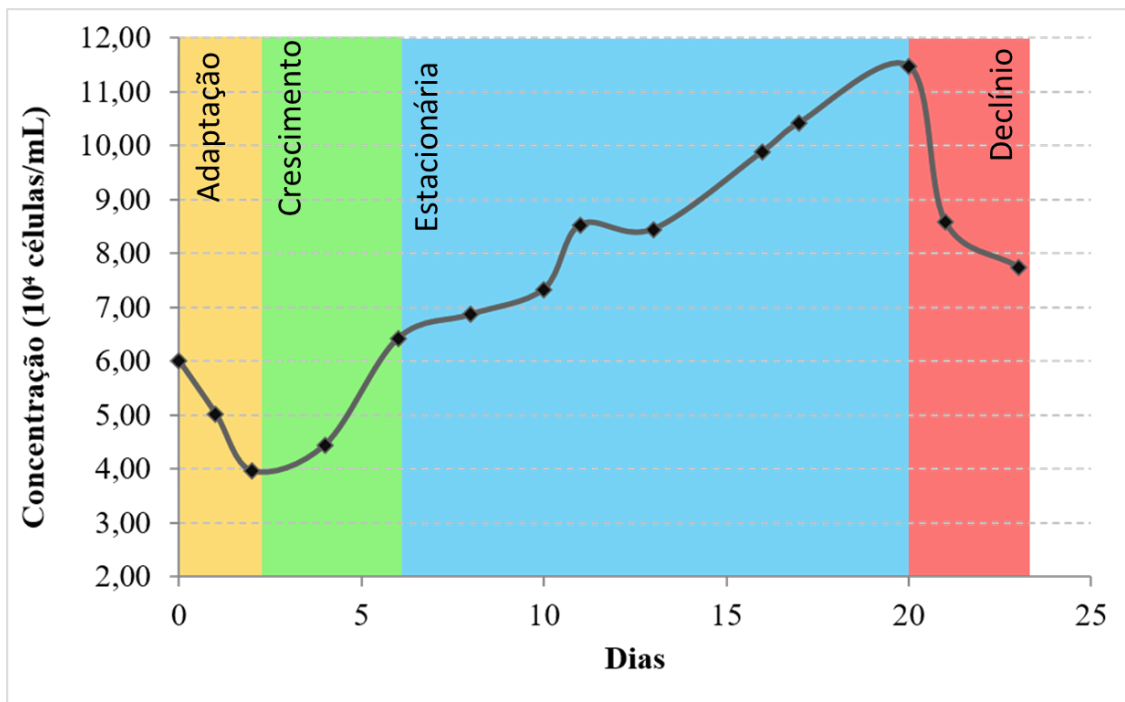
Após o cultivo das microalgas disponíveis no banco de espécies do LABEC, constatou-se que algumas espécies estavam presentes no cultivo, após o período de análise, foram: *Euglena gracilis*, *Neochloris oleoabundans*, *Chlorella vulgaris* sp. Dessa forma, essas foram as microalgas consideradas adequadas ao prosseguimento do estudo.

5.3.1 Cultivo em meio padrão

Com o objetivo de estabelecer uma comparação, realizou-se um cultivo em meio padrão. Para a espécie *Euglena Gracilis* utilizou-se como meio de cultivo padrão o meio mineral, enquanto, as outras duas foram cultivadas em BBM modificado (CCAA, 2020). Além dessas espécies, separadamente, realizou-se um cultivo de um consórcio com essas mesmas três espécies utilizando uma mistura proporcional entre os meios de cultivo (1/3 de Meio Mineral e 2/3 de BBM modificado) obedecendo a necessidade de nutrientes de cada espécie.

Esses novos cultivos tiveram acompanhamento diário por meio da contagem sendo a concentração inicial de células 6×10^4 células/mL para os meios com uma única espécie de microalgas e de 2×10^4 células/mL de cada espécie no consórcio, o que resulta em 6×10^4 células/mL totais. O acompanhamento do crescimento da espécie *Euglena gracilis* resultou no gráfico apresentado na Figura 20.

Figura 20 – Curva de crescimento da *Euglena gracilis* sp. em Meio Mineral (padrão)



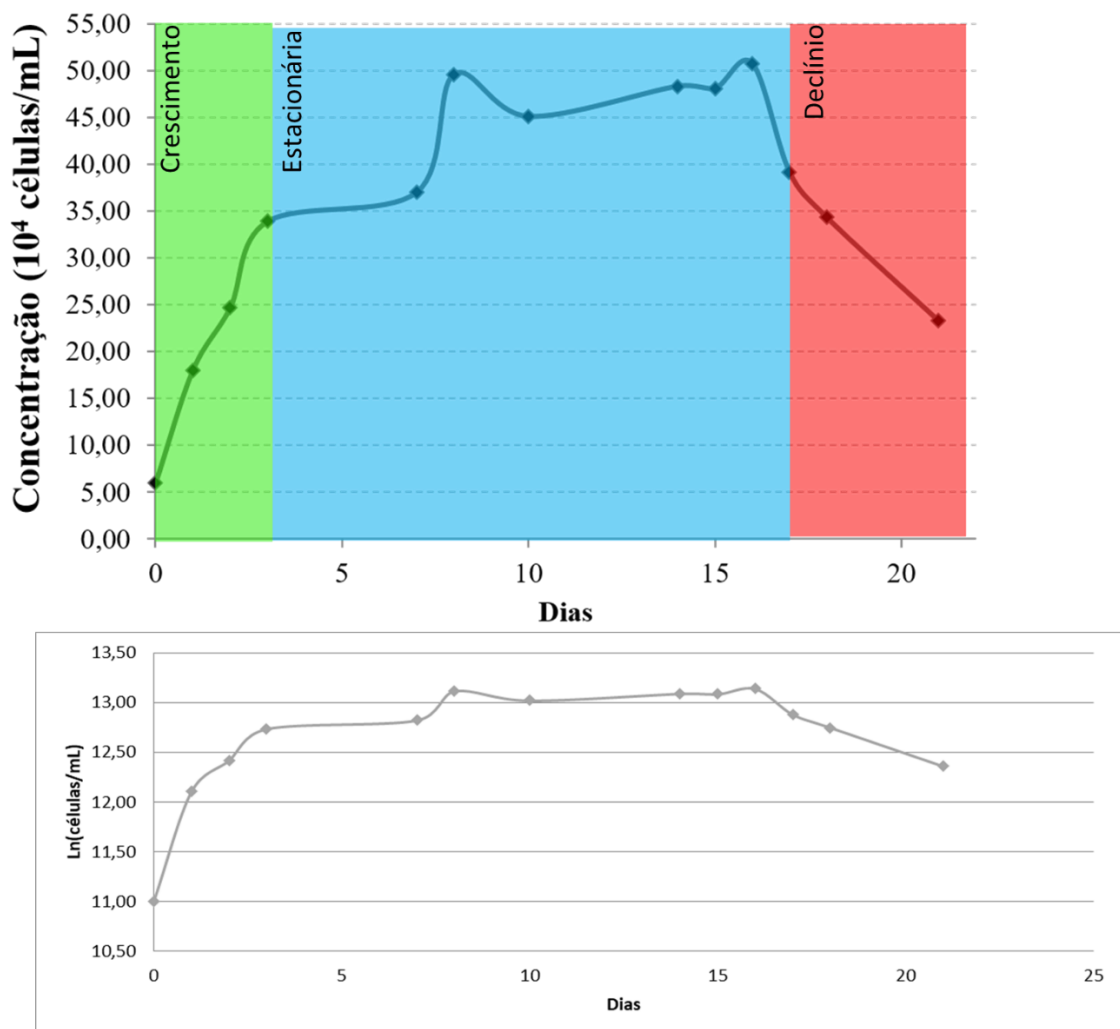
Fonte: autoria própria, 2020.

Por meio da análise do gráfico da Figura 20, é possível observar que a curva de crescimento tem o período de 23 dias e a quantidade de células aumentou de 60.000 células/mL para 77.400 células/mL, tendo um pico de 114.700 células/mL no 20º dia. A fim de propor um valor de referência que permitisse uma comparação entre os crescimentos utilizou-se a área sob a curva, considerando o crescimento até o dia 21, encontrando uma área de 257,92. No período em estudo, essa espécie de microalga passou pelas etapas de adaptação (amarelo – 0 a 3 dias), crescimento (verde – 3 a 6 dias) e decaimento (vermelho – a partir do 20º dia).

A curva de crescimento padrão é caracterizada pela fase lag (período de adaptação das células), fase log (crescimento exponencial), fase estacionária (representada por um platô que significa que a quantidade de células gerada é a mesma de células que morrem) e fase de declínio (a quantidade de células que morrem é superior a quantidade de células que nascem). Entretanto, a curva apresentada na Figura 20 não apresenta todas essas etapas, a fase de estacionária não ficou claramente definida no acompanhamento realizado. A concentração de células evoluiu de 60.000 para 110.000 células, o pico de formação de novas células não alcançou nem mesmo o dobro num período total de 23 dias. Num cultivo regular a quantidade de células da *Euglena gracilis* pode aumentar em até cem vezes, como mostrado por Oswald and Kwiatkowski (2011).

A Figura 21 mostra a curva de crescimento da espécie *Neochloris oleabundans*.

Figura 21 - Curva de crescimento da *Neochloris oleabundans* em BBM modificado (padrão).

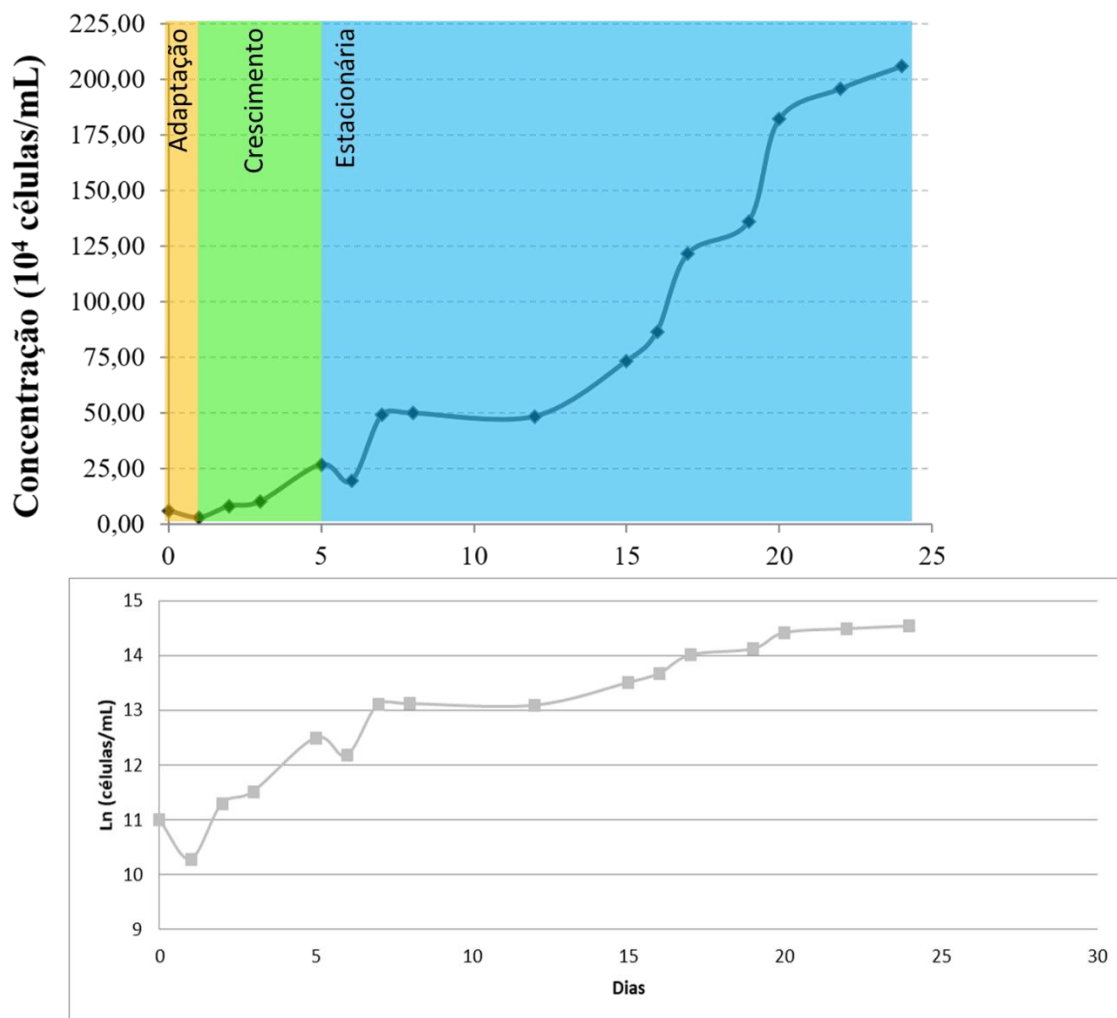


Fonte: autoria própria, 2020.

Pelo gráfico da Figura 21, é possível observar que a espécie *Neochloris oleabundans* não apresentou período de adaptação, o crescimento se inicia no dia 0 e se prolonga até o dia 4, enquanto a fase de estabilização, na qual a quantidade de novas células é equivalente a quantidade de células que morrem, durou do dia 4 ao dia 16 (em azul). Na cor vermelha, é possível identificar que se inicia a fase de decaimento no 16º dia, o que evidencia uma curva de crescimento mais rápido que a *Euglena gracilis*. Essa curva apresentou dois picos de 496.700 e 508.300 células/mL e apresentou AUC de 268,52.

A espécie *Chlorella vulgaris* apresentou uma definição da curva de crescimento em um período mais longo quando comparado com as outras espécies, como pode ser visto na Figura 22.

Figura 22 - Curva de crescimento da *Chlorella vulgaris* em BBM (padrão)



Fonte: autoria própria, 2020.

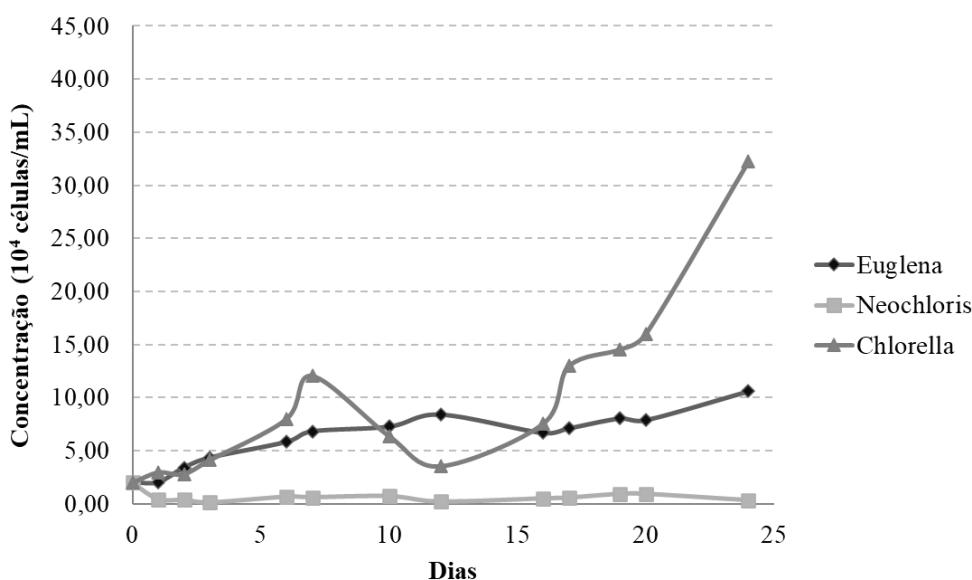
Pelo gráfico da Figura 22, é possível observar que essa espécie teve o maior crescimento, saindo de 60.000 células/mL alcançando 2.050.300 células/mL, tendo AUC de 285,95. Constata-se que a espécie apresentou uma breve etapa de adaptação no primeiro dia de acompanhamento

seguida por uma fase de crescimento logarítmico até o dia 5 (em verde), e uma longa fase de crescimento lento, que iniciou no 5º dia.

A escolha por finalizar a contagem antes da fase de declínio, ou seja, antes de completar a curva de crescimento, ocorreu devido ao interesse nos registros dos resultados durante a fase de crescimento exponencial. Diversos autores utilizaram-se dessa estratégia como Bhola et al. (2011), Blair et al. (2014), Chang et al. (2016) e Liao et al. (2018).

O cultivo utilizando as espécies resistentes em consórcio pode ser visto na Figura 23.

Figura 23 - Curva de crescimento das espécies *Euglena gracilis*, *Neochloris oleabundans* e *Chlorella vulgaris* em consórcio



Fonte: autoria própria, 2020.

No cultivo utilizando o consórcio de espécies, mostrado na Figura 23, constata-se que a concentração de *Chlorella vulgaris* sp. foi muito superior à das outras espécies, enquanto a *Neochloris oleabundans* teve a menor concentração, apresentando uma concentração final inferior a inicial. Quanto à área sob a curva, foi encontrado para a *Chlorella vulgaris* sp. AUC de 270,72, seguido pela *Euglena gracilis* com 265,67 e *Neochloris oleabundans* com apenas 202,62. A partir desses resultados é possível inferir que a *Chlorella vulgaris* sp. apresentou pouca interferência das outras espécies no crescimento enquanto para a *Euglena gracilis* o consórcio mostrou-se melhor para a velocidade de crescimento média.

Além do acompanhamento da curva de crescimento foi realizado o acompanhamento da biomassa gerada nesses cultivos para estimar a produtividade, como pode ser visto na Tabela 23.

Tabela 23 – Produtividade de biomassa no meio padrão.

Estágio	Id. massa	<i>Euglena gracilis</i>	<i>Neochloris oleabundans</i>	<i>Chlorella vulgaris</i> sp.	Consórcio
Inóculo	P0	45,4637	36,0689	47,4016	46,6083
	P1	45,4637	36,0698	47,4017	46,6085
	Massa (g)	0,0000	0,0009	0,0001	0,0002
Colheita	P0	33,5283	0,09011	29,69999	34,1612
	P1	33,5307	0,09054	29,7032	34,1632
	Massa (g)	0,0024	0,00043	0,00321	0,0020

Fonte: autoria própria, 2020.

Pelos dados da Tabela 23, é possível constatar que no período de 23 dias, a *Euglena gracilis* sp. apresentou produção de 2,4mg de biomassa, enquanto a *Chlorella vulgaris* sp. teve a maior produção alcançando 3,21 mg de biomassa. O consórcio apresentou 2,0mg de biomassa produzida, sendo superior apenas a massa produzida pela *Neochloris oleoabundans* sp. Observa-se que o consórcio não gerou uma quantidade maior de biomassa, o que pode ser um indicativo de que visando uma maior produção de biomassa o cultivo em consórcio não se apresentou como a melhor opção.

Para comparar os crescimentos entre os diferentes cultivos foi utilizada a área sob a curva como mostra a Tabela 24.

Tabela 24 – Comparativo entre a AUC dos cultivos em meio padrão

	Cultivo	AUC
Isoladas	<i>Euglena gracilis</i>	257,92
	<i>Neochloris oleoabundans</i>	268,52
	<i>Chlorella Vulgaris</i> sp.	285,95
Consórcio	<i>Euglena gracilis</i>	265,67
	<i>Neochloris oleoabundans</i>	202,62
	<i>Chlorella Vulgaris</i> sp.	270,72

Fonte: autoria própria, 2020.

Ao analisar a Tabela 24, constata-se que a *Chlorella vulgaris* apresentou a maior área sob a curva entre os cultivos em isolado, seguida pela *Neochloris oleabundans* e *Euglena gracilis*. Destaca-se que o tamanho da microalga *Euglena gracilis* é muito superior ao das outras espécies, o que pode apresentar influência na quantidade de células. Quanto ao cultivo em

consórcio, observou-se que a *Chlorella vulgaris* e a *Neochloris oleabundans* apresentaram área menor no consórcio, enquanto a *Euglena gracilis* apresentou área maior.

5.3.2 Cultivo no lixiviado tratado

Realizou-se uma breve adaptação das microalgas ao lixiviado tratado por POA. Essa adaptação consistiu na diluição do lixiviado em água destilada nas proporções de 10%, 20%, 50% e 75% de lixiviado. Essas diluições foram feitas para as espécies *Euglena gracilis*, *Cv*, *Neochloris oleabundans* e para o cultivo em consórcio.

Dentre os cultivos, apenas as espécies *Chlorella vulgaris* e *Euglena gracilis* sobreviveram ao lixiviado tratado diluído a 75%, após 9 dias de cultivo. A espécie *Neochloris oleabundans* sobreviveu apenas nos meios com concentração de lixiviado tratado de 10 e 20%. O acompanhamento da espécie *Neochloris oleabundans* e do consórcio no meio com lixiviado tratado diluído a 75%, foi realizado pelo período de 21 dias, porém, não observou-se o desenvolvimento da microalga, quer fosse visualmente ou por meio do uso do microscópio. Essas informações qualitativas foram organizadas no Quadro 2.

Quadro 2 – Observação das espécies no lixiviado tratado diluído

	<i>Euglena gracilis</i>	<i>Chlorella vulgaris</i>	<i>Neochloris oleabundans</i>	Consórcio
10%	↑	↑	↑	↑
20%	↑	↑	↑	↑
50%	↑	↑	⊘	↑
75%	↑	↑	⊘	⊘

*↑: os indivíduos observados em microscópio apresentavam células íntegras.

⊘: foi observado decréscimo da quantidade de células

Fonte: autoria própria, 2020.

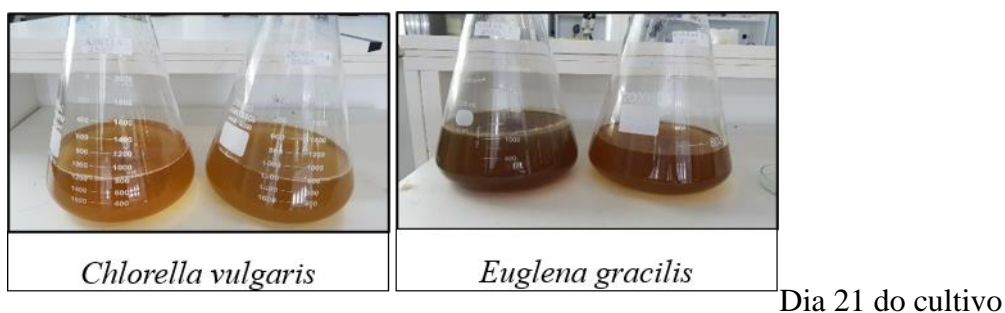
Analisando os resultados encontrados é possível inferir que a sobrevivência das microalgas em 100% de lixiviado tratado representa um bom resultado, quando comparado com a literatura em que Mustafa et al (2012) conseguiu cultivar microalgas em lixiviado tratado numa concentração de apenas 4%, Zhao et al (2014) e Ouaer et al (2017) que cultivaram numa concentração de 10% de lixiviado tratado e Khanzada e Ovez (2017) e Chang et al (2018) que cultivaram num lixiviado tratado em uma concentração de 50%. Apesar de atuais os estudos citados não alcançaram a concentração de

100%. Entretanto, foi encontrado o trabalho de Paskuliakova et al. (2018) com cultivo em lixiviado tratado apenas, ainda existem poucos estudos sobre o cultivo apenas no lixiviado tratado.

Analisando os resultados dessa fase de testes, optou-se pela não utilização da espécie *Neochloris oleoabundans* na etapa seguinte de adaptação ao cultivo com 100% do lixiviado tratado. A utilização do consórcio das espécies, também, foi abandonada, visto que não houve sobrevivência após os 21 dias de cultivo

Dessa forma, o experimento seguiu utilizando as microalgas *Chlorella vulgaris* e *Euglena gracilis* isoladas. As microalgas passaram por um período de adaptação ao cultivo em meio constituído por 100% de lixiviado tratado por 7 dias e, posteriormente, foram inoculadas em um experimento que foi acompanhado diariamente por 21 dias. A seguir, na Figura 24, é possível observar os cultivos no lixiviado tratado.

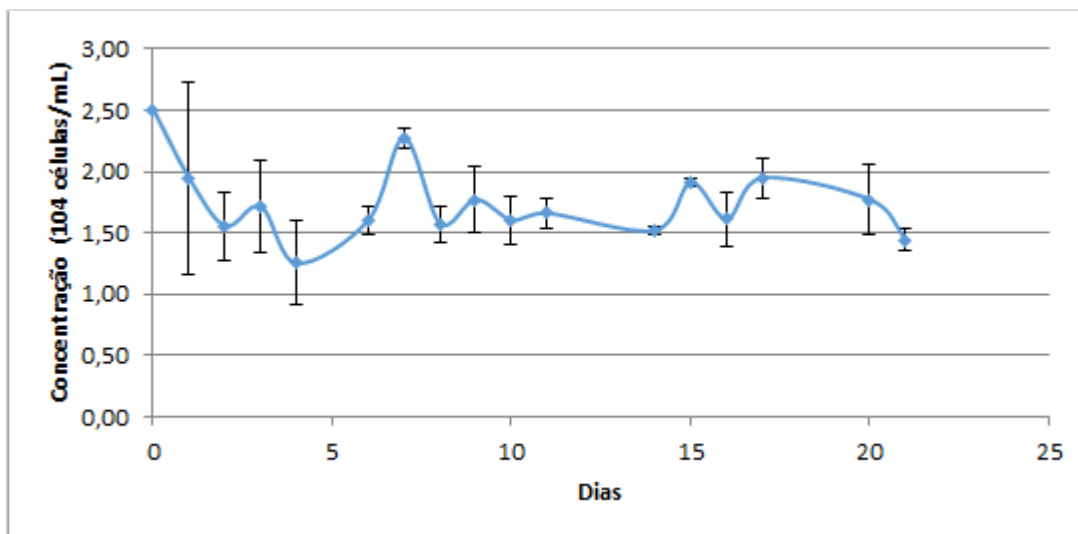
Figura 24 – Cultivo de *Chlorella vulgaris* (dois frascos à esquerda) e *Euglena gracilis* (dois frascos de maior volume à direita) e controle (frasco menor).



Fonte: autoria própria, 2020.

Apenas visualmente, não foi possível notar uma diferença marcante, por esse motivo o acompanhamento do crescimento foi realizado também por meio da contagem de células e peso seco. A contagem do número de células da *Euglena gracilis* resultou no gráfico apresentado na Figura 25.

Figura 25 – Curva de crescimento da *Euglena gracilis* no lixiviado tratado.



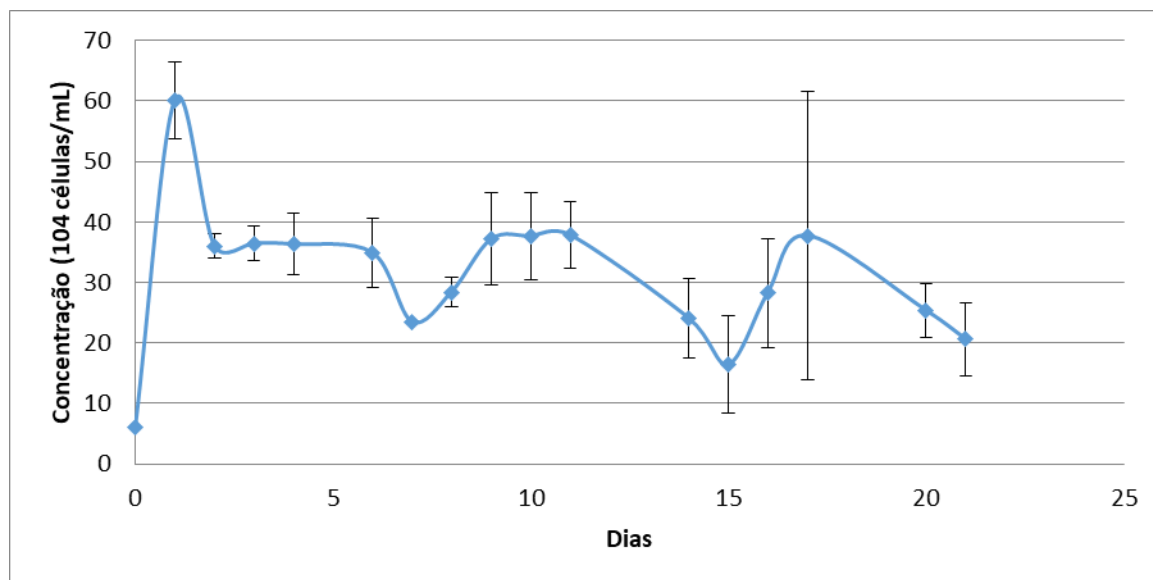
Fonte: autoria própria, 2020.

Pela análise do gráfico da Figura 25 é possível perceber que não houve aumento do número de células, apesar do pico no sétimo dia. Esse comportamento observado na curva pode ser consequência da presença de algum elemento tóxico, como o excesso de amônia, por exemplo que apresenta concentração mais elevada que o meio de cultivo padrão. Paskuliakova et al. (2018) encontraram como concentração ótima de amônia para a *Euglena gracilis* valor de 250 mgN/mL, enquanto o lixiviado utilizado apresenta 1.693,3 mgN/mL. Assim, entende-se que apesar da disponibilidade de nitrogênio ser importante, a elevada concentração pode ter sido tóxica à espécie. Outro fator que pode ter influenciado foi o difícil acesso à luz devido a coloração escura do efluente.

Esse resultado para a *Euglena gracilis* destacou que possíveis interferentes no crescimento da espécie podem estar associados ao curto período de adaptação (7 dias) e, até mesmo, a limitação da disponibilidade de fósforo, visto que Plang et al. (2001) apud Mustafa et al. (2012) sugere uma proporção ideal de 58DQO:8N:1P e o lixiviado tratado apresentou 1.056DQO:1.447N:1P. Ademais Quan et al. (2020) alcançaram bons resultados de cultivo realizando o enriquecimento do lixiviado tratado com fósforo.

Quanto ao cultivo da *Cy*, também não se registrou o crescimento esperado como é possível observar na Figura 26.

Figura 26 – Curva de crescimento da *Chlorella vulgaris* no lixiviado tratado



Fonte: autoria própria, 2020.

Durante o período de monitoramento, constatou-se que não houve aumento significativo do nº de células apesar do aumento do número de células observado no 1º dia. Registrou-se o surgimento de pequenas colônias de *Chlorella vulgaris* no meio de cultivo, o que pode ter influenciado nas alíquotas retiradas para contagem, esse aspecto pode ser identificado pelo desvio padrão elevado observado no gráfico da Figura 26.

Como proposto na metodologia, realizaram-se análises do sobrenadante após o cultivo para identificar possível diminuição das concentrações de nitrogênio e fósforo. Os resultados dessas análises podem ser observados na Tabela 25.

Tabela 25 – Caracterização do lixiviado após o cultivo de microalgas representando a média e o desvio padrão.

	Amostra	Padrão	<i>Chlorella vulgaris</i> 1	<i>Chlorella vulgaris</i> 2	<i>Euglena gracilis</i> 1	<i>Euglena gracilis</i> 2
DQO	mg O ₂ /L	3018,4±9,2	2018,4±36,7	1605,5±192,7	1917,4±82,6	1945,0±194,5
	% redução	-	-	-	-	-
DBO	mg O ₂ /L	1365,7±126,3	934,57±17,5	592,0±5,0	709,5±2,5	-
	% redução	-	-	29%	15%	-
NKT	mg/L	2553,9±167,4	1653,9±14,1	1915,4±51,1	2377,6±42,9	2259,3±21,0
	% redução	-	2%	-	-	-
N-NH ₃	mg/L	2592,85±63,75	1283,3±1,25	1665,5±16,5	2245,0±20,5	1995,8±7,8
	% redução	-	2%	-	-	-

Fonte: autoria própria, 2020.

Na Tabela 25 é possível perceber que a DQO diminuiu nos cultivos de microalgas e no padrão de lixiviado tratado com relação ao lixiviado analisado logo após o tratamento.

Quanto a DBO apenas os cultivos em duplicata da *Euglena gracilis* e uma das duplicatas do cultivo de *Chlorella vulgaris* apresentaram diminuição da DBO. As concentrações de NTK e amoniacal também se elevaram nos cultivos de forma geral. Esse comportamento pode ser explicado pela morte celular que pode ter sido acompanhada de ruptura, liberando os nutrientes para o meio.

Com relação ao teor de fósforo, a concentração identificada na análise foi pequena. Como a curva padrão utilizada no método colorimétrico para análise apresenta como limite mínimo de detecção 0,07mg/L, e os valores encontrados para o fósforo foram inferiores a esse limite, os resultados não foram considerados.

Para entender com maiores detalhes o comportamento das microalgas e buscar justificativas para a ausência de registro de crescimento expressivo, montou-se um novo experimento. Esse experimento foi desenvolvido para tentar identificar quais fatores poderiam estar impedindo o crescimento das microalgas no cultivo do lixiviado pré tratado em caráter exploratório. As microalgas utilizadas foram as que passaram pelo processo de adaptação, ou seja, *Euglena gracilis* e *Chlorella vulgaris*.

Para a espécie *Euglena gracilis* foi proposto:

- i. o cultivo com aumento da intensidade luminosa,
- ii. aeração a fim de disponibilizar CO₂
- iii. a combinação dos fatores intensidade luminosa e aeração

Para a espécie *Chlorella vulgaris* um dos fatores que poderia limitar o crescimento poderia ser o acesso aos nutrientes, além daqueles observados para a espécie *Euglena gracilis*. Portanto, para a espécie Cv, foi proposta a seguinte estratégia:

- i. aumento da intensidade luminosa
- ii. enriquecimento do meio com NO₃
- iii. aeração
- iv. combinação dos fatores

A escolha desses fatores baseou-se no indicado pela literatura, por exemplo a dificuldade de acesso à luz (QUAN et al, 2020), e a disponibilidade de nutrientes (CHANG et al, 2018).

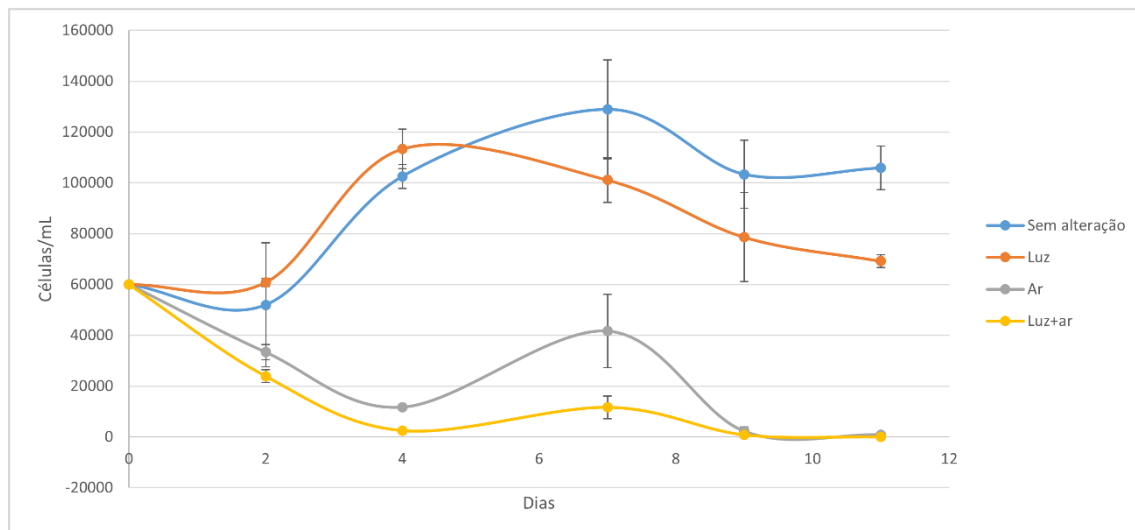
Esses novos cultivos foram realizados em frascos de menor volume, o que, conseqüentemente, propicia o aumento do acesso à luz, mantendo a concentração de 6.10^4 células/mL. O experimento teste pode ser observado na Figura 27, e a Figura 28 mostra o comportamento da espécie *Euglena gracilis* sob diferentes condições.

Figura 27 – Cultivo de *Euglena gracilis* e *Chlorela vulgaris* variando a intensidade luminosa, realizando o enriquecimento do meio com NO_3 , aerando e combinando alguns fatores.



Fonte: autoria própria, 2020.

Figura 28 – Gráfico do crescimento da *Euglena gracilis* sp. no lixiviado tratado sob diferentes condições.



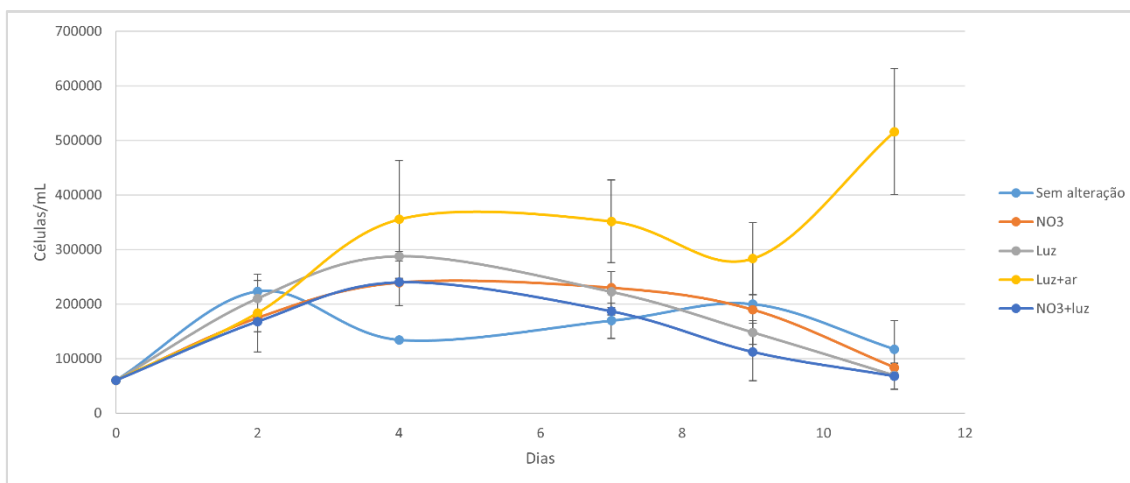
Fonte: autoria própria, 2020.

Na Figura 28 é possível observar que o cultivo que apresentou maior quantidade de células após 11 dias de acompanhamento, foi o controle (usando somente o lixiviado tratado). Esse comportamento pode indicar que a espécie precisava de mais tempo para se adaptar ao meio, visto que a cepa utilizada se originou do cultivo com 100% de lixiviado da fase de adaptação.

Ao analisar os cultivos, foi possível observar que a aeração causou um declínio da concentração de indivíduos. No cultivo com aumento da intensidade luminosa, houve um crescimento inicial seguido por estagnação.

Quanto a *Cv*, o acompanhamento do cultivo pode ser observado na Figura 29.

Figura 29 – Gráfico do crescimento da *Chlorella vulgaris* sp. no lixiviado tratado em diferentes condições.



Fonte: autoria própria, 2020.

Pela análise da Figura 29, é possível inferir que o controle (lixiviado tratado) apresentou elevação na quantidade de células até o segundo dia. Porém, após esse dia, houve decaimento do número de células. O cultivo com acréscimo de intensidade luminosa e aeração apresentou resultados muito variáveis, especula-se que esse efeito tenha sido causado pela diferença de aeração, foi utilizada uma mesma bomba de aquário para o cultivo em duplicata, porém a divisão do ar pode ter sido diferente apesar de não apresentar diferenciação visível. Apesar do valor do desvio padrão elevado, esse cultivo apresentou o maior número de células ao final do experimento.

Ao comparar a quantidade de células das microalgas nessas condições com as microalgas cultivadas no meio de cultivo de padrão, pelo mesmo período, foi possível obter a área sob a curva (AUC), como mostra a Tabela 26.

Tabela 26 – Comparação da área sob a curva dos cultivos realizados em 11 dias de cultivo.

	<i>Euglena gracilis</i>	<i>Chlorella vulgaris</i>
Controle	125,64	131,35
Luz	124,63	132,67
Ar	103,97	-
Luz+ar	80,86	137,38

	<i>Euglena gracilis</i>	<i>Chlorella vulgaris</i>
NO ₃	-	132,62
NO ₃ +luz	-	130,77
Padrão	120,5	147,34

Fonte: Autoria própria, 2020.

A partir dos dados da Tabela 26, é possível observar que para a espécie *Euglena gracilis* o cultivo controle (utilizando como meio de cultivo o lixiviado tratado) alcançou valores de AUC maiores, ou seja, maior número de células.

Com relação à espécie *Cv*, o cultivo padrão apresentou bons resultados em relação à quantidade de células alcançadas, porém a curva do cultivo com aumento da intensidade luminosa associada à aeração apresentou-se com maior AUC.

A partir dos resultados encontrados nessa fase exploratória é possível propor experimentos futuros considerando o cultivo da espécie *Chlorella vulgaris* em meio com aumento da intensidade luminosa e aeração. Para a espécie *Euglena gracilis* o cultivo no lixiviado tratado apresenta-se mais interessante que o cultivo no meio mineral (padrão).

6 Conclusões

O objetivo desse estudo foi investigar a capacidade de cultivo de microalgas em lixiviado tratado de aterro sanitário. Os experimentos realizados resultaram nas seguintes afirmações:

- Foi encontrado que é possível realizar o cultivo de microalgas no lixiviado tratado por Fenton, os melhores resultados do tratamento estavam associados ao Foto Fenton.
- Através do planejamento estatístico dos experimentos foi possível criar o modelo estatístico para redução da cor e da DQO:

$$\% \text{Remoção cor} = 0,734 - 0,037 \cdot \text{pHa} - 0,033 \cdot \text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^+ - 0,037 \cdot (\text{pHa} \times \text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^+) + 0,022 \cdot \text{pHa}^2 + 0,03 \cdot \text{H}_2\text{O}_2^2$$

$$\% \text{Remoção DQO} = 0,451 - 0,117 \cdot \text{pHd} - 0,085 \cdot \text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^+ + 0,048 \cdot (\text{pHa} \times \text{pHd}) + 0,011 \cdot (\text{pHa} \times \text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^+) - 0,052 \cdot \text{pHd}^2$$

- Utilizando a ferramenta solver foi possível identificar que para o lixiviado do aterro sanitário em estudo as melhores condições utilizando o tratamento via Foto Fenton para reduzir a cor e DQO do efluente foi utilizando um pH de 2,8 antes da reação, utilizando uma proporção de 5,5 entre os reagentes ($\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{+2}$) e elevando o pH para 7,3 após o tratamento. Com essas condições é esperada uma diminuição de 86% da cor e 64% da DQO.
- As espécies de microalgas que sobreviveram ao cultivo em lixiviado tratado sem diluição foram *Euglena gracilis* e *Chlorella vulgaris*.
- Não foi alcançado crescimento expressivo das microalgas seguindo os procedimentos de adaptação propostos.
- Dentre os tipos de cultivo utilizados a análise da área sob a curva indicou que a *Euglena gracilis* apresentou melhor crescimento no cultivo em lixiviado tratado (126,64 AUC) enquanto a *Chlorella vulgaris* apresentou melhor crescimento no meio padrão (147,34 AUC) e no cultivo em lixiviado tratado com aumento da intensidade luminosa associada a aeração (137,38 AUC).

7 Recomendações e trabalhos futuros:

- Propõe-se aumento da duração da etapa de adaptação das microalgas e aumento da quantidade de células inoculadas;
- É indicado que o cultivo seja feito em volume maior permitindo uma remoção maior de alíquota para medição do peso seco e caracterização;
- Realizar análise do nitrato e ferro presentes no lixiviado bruto para identificar o impacto desses íons no cultivo;
- Criar cultivos com variação de intensidade luminosa para identificar a iluminação ótima;
- Medir a vazão de ar acrescentada aos meios de cultivo.

8 REFERÊNCIAS

- . 2018b. “High-Efficiency Nutrients Reclamation from Landfill Leachate by Microalgae *Chlorella Vulgaris* in Membrane Photobioreactor for Bio-Lipid Production.” *Bioresource Technology* 266(June): 374–81. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.06.077>.
- Amaral, Mailer Sene. 2009. “Tratamento Físico Químico de Lixiviado de Aterro Sanitário Pré-Tratado Por Processo Biológico Aeróbio.” Dissertação USP.
- Ameri, Maryam et al. 2020. “Aluminium Triggers Oxidative Stress and Antioxidant Response in the Microalgae *Scenedesmus Sp.*” *Journal of Plant Physiology* 246–247(January).
- Amor, Carlos et al. 2015. “Mature Landfill Leachate Treatment by Coagulation/Flocculation Combined with Fenton and Solar Photo-Fenton Processes.” *Journal of Hazardous Materials* 286: 261–68.
- Amorim, Ana Maria Pereira Barreto et al. 2018. “Efficiency of a Pilot System Using Wetlands in the Post-Treatment of the Leachate Generated in the Curitiba Landfill, Curitiba, Paraná, Brazil.” *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 23(3): 535–42.
- Amorim, Ariuska Karla Barbosa et al. 2009. “Tratamento Físico-Químico de Lixiviados.” *Resíduos Sólidos*.
- Araújo, Karla Santos De et al. 2016. “Processos Oxidativos Avançados: Uma Revisão de Fundamentos e Aplicações *Neochloris oleoabundans* Tratamento de Águas Residuais Urbanas e Efluentes Industriais.” *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science* 11: 387–401.
- Barros, Raphael Tobias de Vasconcelos. *Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos*, 2012.
- Bassi, M. Andreasi et al. 2014. “Influence of Photoperiods on the Growth Rate and Biomass Productivity of Green Microalgae.” *Nature* 388: 539–47.
- Bourg, D., Erkman, S., 2003. *Perspectives on Industrial Ecology*. Greenleaf Publishing Limited, Sheffield. UK.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional, Secretaria Nacional de Saneamento. PLANSAB – Relatório de avaliação anual. 2020. Disponível em: <https://antigo.mdr.gov.br/images/relatorio_plansab_2018.pdf>. Acesso em: 09 de jan. 2021.

Canter, Christina E. et al. 2016. "Policy Implications of Allocation Methods in the Life Cycle Analysis of Integrated Corn and Corn Stover Ethanol Production." *Bioenergy Research* 9(1): 77–87.

Çeçen, Ferhan, Aysen Erdinçler, and Emel Kiliç. 2003. "Effect of Powdered Activated Carbon Addition on Sludge Dewaterability and Substrate Removal in Landfill Leachate Treatment." *Advances in Environmental Research* 7(3): 707–13.

CEMPRE. 2018. *Cempre Lixo Municipal - Manual de Gerenciamento Integrado*. http://cempre.org.br/upload/Lixo_Municipal_2018.pdf.

Chang, Haixing et al. 2018a. "High-Efficiency Nutrients Reclamation from Landfill Leachate by Microalgae *Chlorella Vulgaris* in Membrane Photobioreactor for Bio-Lipid Production." *Bioresource Technology* 266: 374–81. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.06.077>.

Chávez, and Yolanda Luna Galiano. 2019. "Landfill Leachate Treatment Using Activated Carbon Obtained from Coffee Waste." *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 24(4): 833–42.

Cheah, Wai Yan et al. 2016. "Cultivation in Wastewaters for Energy: A Microalgae Platform." *Applied Energy* 179: 609–25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.015>.

Cheung, K C I, L M Chu, and M H Wong. 1993. "Toxic Effect of Landfill Leachate on Microalgae." *Water, Air, & Soil Pollution* 69: 337–49.

Cho, Dae Hyun et al. 2015. "Organic Carbon, Influent Microbial Diversity and Temperature Strongly Influence Algal Diversity and Biomass in Raceway Ponds Treating Raw Municipal Wastewater." *Bioresource Technology* 191: 481–87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.013>.

Chong, Meng Nan, Bo Jin, Christopher W.K. Chow, and Chris Saint. 2010. "Recent Developments in Photocatalytic Water Treatment Technology: A Review." *Water Research* 44(10): 2997–3027. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.02.039>.

Colombo, Andréia et al. 2019. "Treatment of Sanitary Landfill Leachate by the Combination of Photo-Fenton and Biological Processes." *Journal of Cleaner Production* 214: 145–53.

Cortez, Susana, Pilar Teixeira, Rosário Oliveira, and Manuel Mota. 2011. "Evaluation of Fenton and Ozone-Based Advanced Oxidation Processes as Mature Landfill Leachate Pre-Treatments." *Journal of Environmental Management* 92(3): 749–55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.035>.

Costa, Fabio Moraes da. 2016. “Estudo da biodegradabilidade e toxicidade de lixiviados com diferentes características após processos oxidativos avançados.”

De Luca, A. et al. 2013. “Atrazine Removal in Municipal Secondary Effluents by Fenton and Photo-Fenton Treatments.” *Chemical Engineering and Technology* 36(12): 2155–62.

de Souza, Denise Torres et al. 2019. “Combined Treatment of Landfill Leachate and Septic Tank Sludge Using Geobag: Laboratory and Field Study.” *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 24(6): 1127–37.

De-Bashan, Luz E., Juan Pablo Hernandez, Taylor Morey, and Yoav Bashan. 2004. “Microalgae Growth-Promoting Bacteria as ‘Helpers’ for Microalgae: A Novel Approach for Removing Ammonium and Phosphorus from Municipal Wastewater.” *Water Research* 38(2): 466–74.

Deng, Yang, and James D. Englehardt. 2006. “Treatment of Landfill Leachate by the Fenton Process.” *Water Research* 40(20): 3683–94.

Dominique Bourg (Editor), Suren Erkman (Editor). *Perspectives on Industrial Ecology Hardcover* – March 8, 2003.

El Ouaer, Maroua et al. 2017. “Tunisian Landfill Leachate Treatment Using *Chlorella* Sp.: Effective Factors and Microalgae Strain Performance.” *Arabian Journal of Geosciences* 10(20).

Espinoza-Quiñones, Fernando Rodolfo et al. 2019. “Treatment of Sanitary Landfill Leachate by the Combination of Photo-Fenton and Biological Processes.” *Journal of Cleaner Production* 214: 145–53.

Fard, Nemat Alah Jaafarzadeh Haghghi et al. 2016. “Treatment of Mature Landfill Leachate by Chemical Precipitation and Fenton Advanced Oxidation Process.” *Environmental Health Engineering and Management Journal* 3(1): 35–40.

Fenton, H. J. H. 1894. “Oxidation of Tartatic Acid in Presence of Iron.” *Journal of the Chemical Society, Transactions* 65(0): 899–910.

Fernandes, A., M. J. Pacheco, L. Ciríaco, and A. Lopes. 2015. “Review on the Electrochemical Processes for the Treatment of Sanitary Landfill Leachates: Present and Future.” *Applied Catalysis B: Environmental* 176–177: 183–200.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.03.052>.

Freitas, Bruno D E Oliveira. 2009. “remoção de nitrogênio de lixiviado de resíduos sólidos urbanos por meio do processo nitrificação/desnitrificação via nitrito em reator em bateladas sequenciais.”

Fu, Fenglian, Qi Wang, and Bing Tang. 2009. “Fenton and Fenton-like Reaction Followed by Hydroxide Precipitation in the Removal of Ni(II) from NiEDTA Wastewater: A Comparative Study.” *Chemical Engineering Journal* 155(3): 769–74.

Fujii, Eduardo Hideo et al. 2019. “Granulometric Composition of the Upflow Filter for Post-Treatment of Landfill Leachate.” *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 24(3): 525–35.

Gau, S, and F Chang. 1996. “Improved Fenton Method to Remove Recalcitrant Organics in Landfill Leachate.” *Water Science and Technology* 34(September): 445–62.

Gomes, Luciana Paulo, and Elisa Kerber Schoenell. 2018. “Application of Ozone and Ozone + Hydrogen Peroxide to Remove Recalcitrant Compounds in Landfill Leachates.” *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 23(1): 113–24.

Gómez, Marta, Francisco Corona, and María Dolores Hidalgo. 2019. “Variations in the Properties of Leachate According to Landfill Age.” *Desalination and Water Treatment* 159(April 2018): 24–31.

González, Luz, Rosa Cañizares, and Sandra Baena. 1997. “efficiency of ammonia and phosphorus removal from a colombian agroindustrial wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus dimorphus*.” *Bioresource Technology* 60: 259–62. <https://pdfs.semanticscholar.org/642b/fb508e5b0e19463ca6ff50731347ddf62e77.pdf>.

Graedel, T. E.; Allenby, B. R. *Industrial Ecology*. 1. ed .New Jersey: PrenticeHall,1995, 412 p.

Gu, Zhepei, Weiming Chen, Fan Wang, and Qibin Li. 2019. “ Transformation and Degradation of Recalcitrant Organic Matter in Membrane Bioreactor Leachate Effluent by the O₃/H₂O₂ Process .” *Environmental Science: Water Research & Technology* 5(10): 1748–57.

Guan, Renpeng et al. 2018. “Principle and Application of Hydrogen Peroxide Based Advanced Oxidation Processes in Activated Sludge Treatment: A Review.” *Chemical Engineering Journal* 339(February): 519–30. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.01.153>.

Guo, Jin Song et al. 2010. “Treatment of Landfill Leachate Using a Combined Stripping, Fenton, SBR, and Coagulation Process.” *Journal of Hazardous Materials* 178(1–3): 699–705. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.144>.

Haber, F, and J Weiss. 1934. "The Catalytic Decomposition of Hydrogen Peroxide by Iron Salts." : 332–51.

Hermosilla, Daphne, Manuel Cortijo, and Chin Pao Huang. 2009. "Optimizing the Treatment of Landfill Leachate by Conventional Fenton and Photo-Fenton Processes." *Science of the Total Environment* 407(11): 3473–81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.02.009>.

Higarashi, Martha M et al. 2000. "A Utilização de Processos Oxidativos Avançados Na Descontaminação Do Meio Ambiente." *Química - Boletim SPQ* 79: 16–20.

JICA. 2004. "The Study on the Safe Closure and Rehabilitation of Landfill Sites in Malaysia." 5(November): I-1-IV–14.

Jiménez-cerón, Yina F, Laura I Delgado-calvache, Carolina Fernández-tulande, and Huber M (2018). Pino-alegría. 2018. "Humedales Construidos Y Determinación De Conductividades Hidráulicas En Clima Tropical Treatment of Leachate Using Constructed Wetlands and Determination of Hydraulic." *U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica* 21(2): 543–52.

Kang, Yun Whan, and Kyung Yub Hwang. 2000. "Effects of Reaction Conditions on the Oxidation Efficiency in the Fenton Process." *Water Research* 34(10): 2786–90.

Karan, Hakan et al. 2019. "Green Bioplastics as Part of a Circular Bioeconomy." *Trends in Plant Science* 24(3): 237–49. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2018.11.010>.

Khanzada, Zareen T., and Süleyman Övez. 2017. "Microalgae as a Sustainable Biological System for Improving Leachate Quality." *Energy* 140: 757–65. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2017.08.112>.

Kjeldsen, P., and M. Christophersen. 2001. "Composition of Leachate from Old Landfills in Denmark." *Waste Management and Research* 19(3): 249–56.

Kochany, J., and E. Lipczynska-Kochany. 2009. "Utilization of Landfill Leachate Parameters for Pretreatment by Fenton Reaction and Struvite Precipitation-A Comparative Study." *Journal of Hazardous Materials* 166(1): 248–54.

Kulikowska, Dorota, and Ewa Klimiuk. 2008. "The Effect of Landfill Age on Municipal Leachate Composition." *Bioresource Technology* 99(13): 5981–85.

Kumari, Moni, Pooja Ghosh, and Indu Shekhar Thakur. 2016. "Landfill Leachate Treatment Using Bacto-Algal Co-Culture: An Integrated Approach Using Chemical Analyses and

Toxicological Assessment.” *Ecotoxicology and Environmental Safety* 128: 44–51.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.02.009>.

Kylefors, Katarina, Holger Ecke, and Anders Lagerkvist. 2003. “Accuracy of Cod Test for Landfill Leachates.” *Water, Air, and Soil Pollution* 146(1–4): 153–69.

Lau, Ivan, Peng Wang, and Hebert Fang. 2001. “Organic removal of anaerobically treated by Fenton coagulation.” 127(7): 666–69.

Li, Kun et al. Microalgae-based wastewater treatment for nutrients recovery : A review. *Bioresource Technology*. Vol 290. 2019

Lin, L., G. Y.S. Chan, B. L. Jiang, and C. Y. Lan. 2007. “Use of Ammoniacal Nitrogen Tolerant Microalgae in Landfill Leachate Treatment.” *Waste Management* 27(10): 1376–82.

Lin, Sheng H., and Chih C. Chang. 2000. “Treatment of Landfill Leachate by Combined Electro-Fenton Oxidation and Sequencing Batch Reactor Method.” *Water Research* 34(17): 4243–49.

Lopez, Antonio, Michele Pagano, Angela Volpe, and Appio Claudio Di Pinto. 2004. “Fenton’s Pre-Treatment of Mature Landfill Leachate.” *Chemosphere* 54(7): 1005–10.

Lourenço, Sergio. *Cultivo de microalgas marinhas: princípios e aplicações*. RIMA. 2006

Lucena, Larissa Granjeiro, and Elisângela Maria Rodrigues Rocha. 2015. “Processo Foto-Fenton Solar *Neochloris oleoabundans* Tratamento de Lixiviados.” *Revista DAE* 63(200): 49–63.

Lucena, Larissa Granjeiro, Elisângela Maria Rodrigues Rocha, Flávio Luiz Honorato da Silva, and Arthur Marinho Cahino. 2018. “Multivariate Optimization of Solar Photo-Fenton Process for Chemical Oxygen Demand Removal in Landfill Leachate Treatment.” *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 23(3): 499–507.

Lucena, Larissa Granjeiro. 2016. “Otimização de Múltiplas Respostas Do Processo Foto-Fenton Solar *Neochloris oleoabundans* Pós-Tratamento de Lixiviado Antigo de Aterro Sanitário.” : 96.

Madigan, Michael et al. *Microbiologia de Brock*. ABDR. Porto Alegre – RS. 2016.

Maia, Iracema Souza, José Julio Barrios Restrepo, Armando Borges de Castilhos, and Davide Franco. 2015. “Avaliação Do Tratamento Biológico de Lixiviado de Aterro Sanitário Em Escala Real Na Região Sul Do Brasil.” *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 20(4): 665–75.

- Martín, Mariano, and Ignacio E. Grossmann. 2013. "On the Systematic Synthesis of Sustainable Biorefineries." *Industrial and Engineering Chemistry Research* 52(9): 3044–64.
- Mezzomo, Natália et al. 2010. "Cultivation of Microalgae *Spirulina Platensis* (*Arthrospira Platensis*) from Biological Treatment of Swine Wastewater." *Ciência e Tecnologia de Alimentos* 30(1): 173–78.
- Mofijur, M., M. G. Rasul, N. M.S. Hassan, and M. N. Nabi. 2019. "Recent Development in the Production of Third Generation Biodiesel from Microalgae." *Energy Procedia* 156(September 2018): 53–58. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.11.088>.
- Montaño, MDS et al. 2017. "Cultivo de *Desmodesmus subspicatus* em vinhaça de cana-de-açúcar por." *COBEC*: 2014–17.
- Mustafa, Emienour Muzalina, Siew Moi Phang, and Wan Loy Chu. 2012. "Use of an Algal Consortium of Five Algae in the Treatment of Landfill Leachate Using the High-Rate Algal Pond System." *Journal of Applied Phycology* 24(4): 953–63.
- Nagarajan, Dillirani, Duu-jong Lee, Chun-yen Chen, and Jo-shu Chang. 2020. "Resource Recovery from Wastewaters Using Microalgae-Based Approaches : A Circular Bioeconomy Perspective." *Bioresource Technology* 302(December 2019): 122817. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122817>.
- Oswald, Christine, and Stephen Kwiatkowski. 2011. "Population Growth in *Euglena*: A Student-Designed Investigation Combining Ecology, Cell Biology, & Quantitative Analysis." *American Biology Teacher* 73(8): 469–73.
- Ozturk, Izzet et al. 2003. "Advanced Physico-Chemical Treatment Experiences on Young Municipal Landfill Leachates." *Waste Management* 23(5): 441–46.
- Pala, A., and G. Erden. 2005. "Decolorization of a Baker's Yeast Industry Effluent by Fenton Oxidation." *Journal of Hazardous Materials* 127(1–3): 141–48.
- Peixoto, André Luis de Castro, Rodrigo Fernando dos Santos Salazar, Jayne Carlos de Souza Barboza, and Hécio José Izário Filho. 2014. "Characterization of Controlled Landfill Leachate from the City of Guaratinguetá - SP, Brazil." *Arquivos Brasileiros de Psicologia* 66(2): 17–35.
- Pignatello, Joseph J, Esther Oliveros, and Allison Mackay. 2007. "Advanced Oxidation Processes for Organic Contaminant Destruction Based on the Fenton Reaction and Related

Chemistry Advanced Oxidation Processes for Organic Contaminant Destruction Based on the Fenton.” 3389.

Primo, Oscar, María J. Rivero, and Inmaculada Ortiz. 2008. “Photo-Fenton Process as an Efficient Alternative to the Treatment of Landfill Leachates.” *Journal of Hazardous Materials* 153(1–2): 834–42.

Quan, Xuejun et al. 2020. “Enhancing Microalgae Growth and Landfill Leachate Treatment through Ozonization.” *Journal of Cleaner Production* 248.

Queiroz, Luciano Matos et al. 2011. “Aplicação de Processos Físico-Químicos Como Alternativa de Pré e Pós-Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários.” *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 16(4): 403–10.

Rajesh Banu, J. et al. 2020. “Microalgae Based Biorefinery Promoting Circular Bioeconomy- Techno Economic and Life-Cycle Analysis.” *Bioresource Technology* 302(November 2019): 122822. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122822>.

Renou, S. et al. 2008. “Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity.” *Journal of Hazardous Materials* 150(3): 468–93.

Rockström, J. et al. 2009. “A Safe Operation Space for Humanity.” *Nature* 461(September): 472–75.

Santana, Luiz Felipe Tavares de. 2013. “Aplicação da via curta para remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário utilizando reator em batelada sequencial.”

Sharma, Abha, Javed Ahmad, and S J S Flora. 2018. “Application of Advanced Oxidation Processes and Toxicity Assessment of Transformation Products.” *Environmental Research* 167(April): 223–33. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.07.010>.

Sillanpää, Mika, Mohamed Chaker Ncibi, and Anu Matilainen. 2018. “Advanced Oxidation Processes for the Removal of Natural Organic Matter from Drinking Water Sources : A Comprehensive Review.” *Journal of Environmental management* 208: 56–76.

Souto, Gabriel D’Arrigo de Brito. 2009. “Lixiviado de Aterros Sanitários Brasileiros - Estudo de Remoção Do Nitrogênio Amoniacal Por Processo de Arraste Com Ar (‘Stripping’).” *Dissertação (Doutorado em Engenharia Hidráulica) - Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, 2009.:* 371. <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-19022009-121756/>.

Stiles, William A.V. et al. 2018. "Using Microalgae in the Circular Economy to Valorise Anaerobic Digestate: Challenges and Opportunities." *Bioresource Technology* 267(June): 732–42. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.100>.

Suali, Emma, and Rosalam Sarbatly. 2012. "Conversion of Microalgae to Biofuel." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16(6): 4316–42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2012.03.047>.

SUTHAR, Surindra & VERMA, Rashmi. Production of *Chlorella vulgaris* under varying nutrient and abiotic conditions: A potential microalga for bioenergy feedstock. *Process Safety and Environmental Protection*. Vol 113. P. 141-148. 2018.

Suthar, Surindra, and Rashmi Verma. 2018. "Production of *Chlorella Vulgaris* under Varying Nutrient and Abiotic Conditions: A Potential Microalga for Bioenergy Feedstock." *Process Safety and Environmental Protection* 113: 141–48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2017.09.018>.

Tatsi, A A, A I Zouboulis, K A Matis, and P Samaras. 2003. "Coagulation – Flocculation Pretreatment of Sanitary Landfill Leachates." 53: 737–44.

Townsend, T. G., W. L. Miller, Hyung Jib Lee, and J. F.K. Earle. 1996. "Acceleration of Landfill Stabilization Using Leachate Recycle." *Journal of Environmental Engineering* 122(4): 263–68.

Transpontes. Aterro sanitário. 2013. Disponível em: <<http://transponteslocacoes.com.br/blog/aterro-sanitario/>>. Acesso em 21 de abril de 2022.

Venkata Mohan, S. et al. 2016. "Waste Biorefinery Models towards Sustainable Circular Bioeconomy: Critical Review and Future Perspectives." *Bioresource Technology* 215: 2–12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.130>.

Vieira, Catielle, and Annette Droste. 2018. "Biomonitoring to Evaluate the Toxic Potential of Urban Solid Waste Landfill Leachate." *Revista Ambiente e Água* 9(3): 445–58.

Webler, Alberto Dresch, Claudio Fernando Mahler, and Márcia Dezotti. 2018. "Leachate Treatment by Combined Processes: Coagulation/Flocculation, Air Stripping, Ozonation and Activated Sludge." *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 23(5): 901–11.

Welander, U., and T. Henrysson. 1998. "Physical and Chemical Treatment of a Nitrified Leachate from a Municipal Landfill." *Environmental Technology (United Kingdom)* 19(6): 591–99.

- Wiszniewski, J. et al. 2006. "Landfill Leachate Treatment Methods: A Review." *Environmental Chemistry Letters* 4(1): 51–61.
- Yadav, Joginder Singh, and Anil Kumar Dikshit. 2016. "Effect of Pretreatment by Coagulation on Stabilized Landfill Leachate during Anaerobic Treatment." *Cogent Environmental Science* 2(1). <http://dx.doi.org/10.1080/23311843.2016.1209993>.
- Zegzouti, Yassine et al. 2019. "Screening and Selection of Autochthonous Fungi from Leachate Contaminated-Soil for Bioremediation of Different Types of Leachate." *Environmental Engineering Research* 25(5): 722–34.
- Žgajnar Gotvajn, A., J. Zagorc-Koncan, and M. Cotman. 2011. "Fenton's Oxidative Treatment of Municipal Landfill Leachate as an Alternative to Biological Process." *Desalination* 275(1–3): 269–75.
- Zhang, Hui, Jin Choi Heung, and Chin Pao Huang. 2005. "Optimization of Fenton Process for the Treatment of Landfill Leachate." *Journal of Hazardous Materials* 125(1–3): 166–74.
- Zhang, Qi Qi et al. 2013. "Investigation on Characteristics of Leachate and Concentrated Leachate in Three Landfill Leachate Treatment Plants." *Waste Management* 33(11): 2277–86. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.021>.
- Zinger, Er-, Meio Ambiente, Ecobabitoga Tecnologia Ambiental, and Meio Ambiente. 2016. "Alterações *Neochloris oleoabundans* comportamento das algas Euglenas." 20(2).
- Kumari, Moni, Pooja Ghosh, and Indu Shekhar Thakur. 2016. "Landfill Leachate Treatment Using Bacto-Algal Co-Culture: An Integrated Approach Using Chemical Analyses and Toxicological Assessment." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 128: 44–51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.02.009>.
- Lin, L., G. Y.S. Chan, B. L. Jiang, and C. Y. Lan. 2007. "Use of Ammoniacal Nitrogen Tolerant Microalgae in Landfill Leachate Treatment." *Waste Management* 27(10): 1376–82.
- Lin, Sheng H., and Chih C. Chang. 2000. "Treatment of Landfill Leachate by Combined Electro-Fenton Oxidation and Sequencing Batch Reactor Method." *Water Research* 34(17): 4243–49.
- Paskuliakova, Andrea, Ted McGowan, Steve Tonry, and Nicolas Touzet. 2018a. "Microalgal Bioremediation of Nitrogenous Compounds in Landfill Leachate – The Importance of

Micronutrient Balance in the Treatment of Leachates of Variable Composition.” *Algal Research* 32(June 2017): 162–71. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2018.03.010>.

Wang, Yanming, Tuulikki Seppänen-Laakso, Heiko Rischer, and Marilyn G. Wiebe. 2018. “Euglena Gracilis Growth and Cell Composition under Different Temperature, Light and Trophic Conditions.” *PLoS ONE* 13(4).

9 Anexos

9.1 Meios de cultivo utilizados

Os meios de cultura utilizados foram BBM e Meio Mineral. Os meio de cultivo padrão foram autoclavados antes do uso e para a replicação das microalgas nesses meios foi utilizado 10% do meio de cepa em 90% de meio de cultivo.

9.1.1 BBM modificado

O modo de preparo do BBM (Bold Basal Medium) utilizado está disponível em: https://www.uni-due.de/biology/ccac/growth_media_bbm.php. Nesse link é possível verificar a composição do meio de cultivo.

Stock	Componentes	Solução Stock	Adição por litro de meio de cultura
1	1NaNO ₃	25.00 g / 1 dH ₂ O	10 ml
	K ₂ HPO ₄ x 3 H ₂ O	9.80 g / 1 dH ₂ O	
	KH ₂ PO ₄	17.50 g / 1 dH ₂ O	
	NaCl	2.50 g / 1 dH ₂ O	
2	2. CaCl ₂ x 2 H ₂ O	2.50 g / 1 dH ₂ O	10 ml
3	3. MgSO ₄ x 7 H ₂ O	7.50 g / 1 dH ₂ O	10 ml
4	4. EDTA (Titrplex II)	50.00 g / 1 dH ₂ O	1 ml
	KOH	31.00 g / 1 dH ₂ O	
5	FeSO ₄ x 7 H ₂ O	4.98 g / 1 dH ₂ O	1 ml
	H ₂ SO ₄ conc.	1 ml	
6	6. H ₃ BO ₃	11.42 g / 1 dH ₂ O	1 ml
7 (Trace Elements (autoclave to dissolve))	ZnSO ₄ x 7 H ₂ O	8.82 g / 1 dH ₂ O	
	MoO ₃	0.71 g / 1 dH ₂ O	
	CuSO ₄ x 5 H ₂ O	1.57 g / 1 dH ₂ O	
	Co(NO ₃) ₂ x 6 H ₂ O	0.49 g / 1 dH ₂ O	
	MnCl ₂ x 4 H ₂ O	1.44 g / 1 dH ₂ O	

Originalmente esse meio era composto por vitaminas também, mas devido ao valor das vitaminas foi feita a remoção das vitaminas do meio de cultivo para baratear o meio de cultivo.

9.1.2 Meio mineral

30mL água destilada

7,5mL Solução Mineral

SOLUÇÃO MINERAL

1.400mL solução principal

80mL solução traço

80mL solução de vitaminas

Solução Principal

Os reagentes devem ser adicionados de forma a gerar uma solução de 1,4L, as medidas a seguir já foram calculadas para gerar o 1,4L de solução principal.

É indicado que os reagentes sejam acrescentados na ordem apresentada, com cuidado ao acrescentar o ácido, e o reagente seguinte só deve ser acrescentado após o anterior estar diluído.

60mL HCl

32g NH_4Cl

2g $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$

6g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

1,6g Fe EDTA

6g K_2HPO_4

14g KH_2PO_4

1,6g NaCl

Solução traço

Os reagentes devem ser adicionados de forma a gerar uma solução de 200mL, as medidas a seguir já foram calculadas para gerar o volume necessário de solução traço.

Adicionar os reagentes sucessivamente após a diluição de cada um.

H₃BO₃ 480mg

MnCl₂.4H₂O 360mg

(NH₄)₆Mo₇O₂₄.4H₂O 20mg

ZnSO₄.7H₂O 44mg

CuSO₄.5H₂O 16mg

CoSO₄.7H₂O 18mg

VOSO₄.5H₂O 8,6mg

Solução de vitaminas

Os reagentes devem ser adicionados de forma a gerar uma solução de 200mL, as medidas a seguir já foram calculadas para gerar o volume necessário de solução de vitaminas.

Conservar a 20°C, usar água MiliQ acidificada (pH entre 4 e 5)

Cyanocobalamina (Vitamina B12) 8mL

Thiamina (Vitamina B1) 8mL

Biotina 8mL

9.2 Tabelas com acompanhamento do crescimento

9.2.1 Meio padrão

EUGLENA				
Dia	Conc. (10.000 cél./mL)	Ln (células/mL)	AUC (10 ⁴)	mi
0	6,00	11,00	10,91301807	-0,178163547
1	5,02	10,82	10,70504986	-0,237772861
2	3,96	10,59	21,28815868	0,057915908
4	4,44	10,70	21,77123439	0,183621948
6	6,42	11,07	22,20544891	0,033485313
8	6,86	11,14	22,33898031	0,033280383
10	7,33	11,20	11,27821986	0,150898644
11	8,53	11,35	22,69751832	-0,004910023
13	8,44	11,34	34,26840195	0,052634343
16	9,89	11,50	11,52774981	0,051995295
17	10,42	11,55	34,80602473	0,032173856

20	11,47	11,65	11,50521587	
21	8,58	11,36	22,61700047	
23	7,74	11,26		
			143,1976284	0,015923569
NEOCHLORIS				
Día	Conc. (10.000 cél./mL)	Ln (células/mL)	AUC (10 ⁴)	mi
0	6	11,00	11,55294682	1,101693955
1	18,05555556	12,1037938	12,26091835	0,3142491
2	24,72222222	12,4180429	12,57655423	0,317022677
3	33,94444444	12,73506557	51,11564847	0,021923272
7	37,05555556	12,82275866	12,96921652	0,292915729
8	49,66666667	13,11567439	26,13637411	-0,047487333
10	45,16666667	13,02069972	52,22062063	0,017227717
14	48,38888889	13,08961059	13,08730909	-0,004603
15	48,16666667	13,08500759	13,11195014	0,053885088
16	50,83333333	13,13889268	13,00923827	
17	39,22222222	12,87958385	12,81382887	
18	34,38888889	12,74807389	37,66244582	
21	23,33333333	12,36022333		
			268,5170513	0,229647467
CHLORELLA				
Día	Conc. (10.000 cél./mL)	Ln (células/mL)	AUC (10 ⁴)	mi
0	6	11,00209984	10,64144081	-0,721318058
1	2,916666667	10,28078178	10,78701495	1,012466338
2	8,027777778	11,29324812	11,40308679	0,219677343
3	10	11,51292546	24,00876135	0,49145521
5	26,72222222	12,49583588	12,33543821	-0,320795348
6	19,38888889	12,17504054	12,64086305	0,931645028
7	49,22222222	13,10668556	13,1122973	0,011223462
8	49,77777778	13,11790903	52,41274171	-0,0073618
12	48,33333333	13,08846183	39,88731321	0,138206163
15	73,16666667	13,50308032	13,58646132	0,166762003
16	86,44444444	13,66984232	13,83936213	0,339039632
17	121,3333333	14,00888195	28,13065097	0,056443533
19	135,8333333	14,12176902	14,26771451	0,291890994
20	181,875	14,41366001	28,90019994	0,036439962
22	195,625	14,48653993	29,02293443	0,02492728
24	205,625	14,53639449		
				0,178046783

Consórcio		Chlorella				Euglena				Neochloris			
Di a	Conc. (10 ⁴ cél./mL)	Conc. (10 ⁴ cél./mL)	AUC	ln	mi	Conc. (10 ⁴ cél./mL)	AUC	ln	mi	Conc. (10 ⁴ cél./mL)	AUC	ln	mi
0	6,000	2,000	2,486	9,903	0,396	2,000	2,000	9,903	0,000	2,000	1,208	9,903	1,569
1	5,389	2,972	2,889	10,300	-0,058	2,000	2,694	9,903	0,527	0,417	0,389	8,335	0,143
2	6,556	2,806	3,458	10,242	0,382	3,389	3,861	10,431	0,246	0,361	0,236	8,192	1,179
3	8,556	4,111	18,167	10,624	0,222	4,333	15,250	10,677	0,099	0,111	1,167	7,013	0,597
6	14,500	8,000	10,028	11,290	0,410	5,833	6,333	10,974	0,158	0,667	0,639	8,805	0,087
7	19,500	12,056	27,667	11,700	-0,212	6,833	21,167	11,132	0,021	0,611	2,000	8,718	0,056
10	14,389	6,389	9,944	11,065	-0,293	7,278	15,694	11,195	0,073	0,722	0,917	8,885	0,656
12	12,167	3,556	22,222	10,479	0,188	8,417	30,167	11,341	-0,058	0,194	1,389	7,573	0,236
16	14,722	7,556	10,264	11,233	0,541	6,667	6,889	11,107	0,065	0,500	0,542	8,517	0,154
17	20,667	12,972	27,528	11,773	0,058	7,111	15,167	11,172	0,062	0,583	1,528	8,671	0,241
19	23,556	14,556	15,278	11,888	0,095	8,056	7,972	11,297	-0,021	0,944	0,944	9,153	0,000
20	24,833	16,000	96,444	11,983	0,175	7,889	37,000	11,276	0,074	0,944	2,556	9,153	0,260
24	43,167	32,222		12,683		10,611		11,572		0,333		8,112	
			246,375		0,159		164,194		0,104		13,514		0,217

9.2.2 Lixiviado tratado

(a neochloris não conseguiu se adaptar)

EUGLENA					
Dia	Conc. (10.000 cél./mL)	Conc. (10.000 cél./mL)	Média	Ln (células/mL)	mi
0	2,500	2,500	2,500	10,127	-0,251
1	2,722	1,167	1,944	9,875	-0,223
2	1,833	1,278	1,556	9,652	0,096
3	2,093	1,333	1,713	9,749	-0,315
4	1,593	0,907	1,250	9,433	0,124
6	1,722	1,481	1,602	9,682	0,348
7	2,185	2,352	2,269	10,029	-0,365
8	1,722	1,426	1,574	9,664	0,116
9	2,037	1,500	1,769	9,780	-0,099
10	1,796	1,407	1,602	9,682	0,034
11	1,778	1,537	1,657	9,716	-0,029
14	1,481	1,556	1,519	9,628	0,228
15	1,870	1,944	1,907	9,856	-0,169
16	1,389	1,833	1,611	9,687	0,188
17	1,778	2,111	1,944	9,875	-0,032
20	1,481	2,056	1,769	9,780	-0,202
21	1,352	1,537	1,444	9,578	-0,034

CHLORELLA *						
Dia	Conc. (10.000 cél./mL)	Conc. (10.000 cél./mL)	Média	Ln (células/mL)	desvio	mi
0	6,000	6,000	6,000	11,002	0,000	2,304
1	53,700	66,500	60,100	13,306	6,400	-0,511
2	38,100	34,000	36,050	12,795	2,050	0,011
3	39,300	33,600	36,450	12,806	2,850	-0,004
4	41,400	31,200	36,300	12,802	5,100	-0,020
6	29,100	40,700	34,900	12,763	5,800	-0,395
7	23,333	23,667	23,500	12,367	0,167	0,190
8	30,833	26,000	28,417	12,557	2,417	0,268
9	29,500	44,778	37,139	12,825	7,639	0,014
10	30,389	44,944	37,667	12,839	7,278	0,004
11	43,333	32,333	37,833	12,844	5,500	-0,151
14	17,444	30,722	24,083	12,392	6,639	-0,384
15	8,361	24,444	16,403	12,008	8,042	0,544
16	37,222	19,278	28,250	12,551	8,972	0,290
17	13,889	61,600	37,744	12,841	23,856	-0,132
20	20,889	29,889	25,389	12,445	4,500	-0,206
21	14,611	26,722	20,667	12,239	6,056	0,114

9.2.3 Estudo exploratório

Euglena

Dia	Sem alteração	Ln	AUC	mi
0	60000	11,00209984	21,86002989	-0,072084895
2	51944,44444	10,85793005	22,39554813	0,339844014
4	102500	11,53761808	34,95648609	0,076362636
7	128888,8889	11,76670599	23,31242127	-0,110495349
9	103333,3333	11,54571529	23,1153361	0,01195276
11	105833,3333	11,56962081		
			125,6398215	0,049115833

Dia	Luz	Ln	AUC	mi
0	60000	11,00209984	22,017993	0,006896661
2	60833,33333	11,01589316	22,65398177	0,311097722
4	113333,3333	11,63808861	34,74309586	-0,038037769
7	101111,1111	11,5239753	22,79624363	-0,125853485
9	78611,11111	11,27226833	22,41654266	-0,063997001
11	69166,66667	11,14427433		
			124,6278569	0,018021226

Dia	Ar	Ln	AUC	mi
0	60000	11,00209984	21,41641302	-0,293893332
2	33333,33333	10,41431318	19,77880423	-0,524911062
4	11666,66667	9,364491052	30,00292167	0,424321892
7	41666,66667	10,63745673	18,3437197	-1,465596876
9	2222,222222	7,706262975	14,4316967	-0,490414627
11	833,3333333	6,725433722		
			103,9735553	-0,470098801

Dia	Luz+ar	Ln	AUC	mi
0	60000	11,00209984	21,08326857	-0,460465556
2	23888,88889	10,08116873	17,90521474	-1,128561359
4	2500	7,824046011	25,78280559	0,51348168
7	11666,66667	9,364491052	16,08992477	-1,319528665
9	833,3333333	6,725433722	6,725433722	-3,362716861
11	0	0		
			80,86121368	-0,598768475

Chlorella

Dia	Sem alteração	Ln	AUC	mi
0	60000	11,00209984	23,31976355	0,657781935
2	223611,1111	12,31766371	24,12657005	-0,254378685
4	134444,4444	11,80890634	35,7762371	0,077670684
7	169722,2222	12,04191839	24,24937896	0,082771089
9	200277,7778	12,20746057	23,88165418	-0,266633479
11	117500	11,67419361		
			131,3536038	0,059442309

Dia	NO3	Ln	AUC	mi
0	60000	11,00209984	23,07305253	0,534426425
2	174722,2222	12,07095269	24,45702939	0,157562007
4	239444,4444	12,3860767	37,09786694	-0,013414039
7	230000	12,34583459	24,49915088	-0,096259147
9	189722,2222	12,15331629	23,49056474	-0,408033921
11	83888,88889	11,33724845		
			132,6176645	0,034856265

Dia	Luz	Ln	AUC	mi
0	60000	11,00209984	23,25828453	0,627042423
2	210277,7778	12,25618469	24,82612854	0,156879585
4	287777,7778	12,56994386	37,32393936	-0,085753825
7	222500	12,31268238	24,21802524	-0,203669761
9	148055,5556	11,90534286	23,04961719	-0,380534264
11	69166,66667	11,14427433		
			132,6759949	0,022792831

Dia	Luz+ar	Ln	AUC	mi
0	60000	11,00209984	23,12267511	0,559237716
2	183611,1111	12,12057527	24,90123051	0,330039981
4	355277,7778	12,78065524	38,32664141	-0,0034054
7	351666,6667	12,77043904	25,32481838	-0,108029848
9	283333,3333	12,55437934	25,70845669	0,299849007
11	516111,1111	13,15407735		
			137,3838221	0,215538291

Dia	NO3+luz	Ln	AUC	mi
0	60000	11,00209984	23,03414973	0,514975025
2	168055,5556	12,03204989	24,42160083	0,178750524
4	240277,7778	12,38955094	36,79217656	-0,083661392
7	186944,4444	12,13856676	23,76680307	-0,255165226
9	112222,2222	11,62823631	22,75222597	-0,252123326
11	67777,77778	11,12398966		

130,7669562	0,020555121
-------------	-------------



UFBA
UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA

PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL - PEI

Rua Aristides Novis, 02, 6º andar, Federação, Salvador BA

CEP: 40.210-630

Telefone: (71) 3283-9800

E-mail: pei@ufba.br

Home page: <http://www.pei.ufba.br>