

**INSTITUTO FEDERAL SUL-RIOGRANDENSE
CAMPUS PELOTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**REMOÇÃO DE FÓSFORO E DQO EM EFLUENTE DO PROCESSO DE
PARBOILIZAÇÃO DE ARROZ UTILIZANDO ELETROCOAGULAÇÃO
E WETLANDS CONSTRUÍDOS**

Dissertação de Mestrado

Beatriz Regina Pedrotti Fabião

Pelotas, 2019



BEATRIZ REGINA PEDROTTI FABIÃO

**REMOÇÃO DE FÓSFORO E DQO EM EFLUENTE DO PROCESSO DE
PARBOILIZAÇÃO DE ARROZ UTILIZANDO ELETROCOAGULAÇÃO
E WETLANDS CONSTRUÍDOS**

**Pelotas
2019**

BEATRIZ REGINA PEDROTTI FABIÃO

**REMOÇÃO DE FÓSFORO E DQO EM EFLUENTE DO PROCESSO DE
PARBOILIZAÇÃO DE ARROZ UTILIZANDO ELETROCOAGULAÇÃO
E WETLANDS CONSTRUÍDOS**

Dissertação de mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Engenharias e Ciências Ambientais do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre.

Orientadora: Prof.^a. Dr.^a. Kátia Regina Lemos Castagno

Co-orientador: Prof. Dr. Michel David Gerber

**Pelotas
2019**

BEATRIZ REGINA PEDROTTI FABIÃO

**REMOÇÃO DE FÓSFORO E DQO EM EFLUENTE DO PROCESSO DE
PARBOILIZAÇÃO DE ARROZ UTILIZANDO ELETROCOAGULAÇÃO
E WETLANDS CONSTRUÍDOS**

Dissertação de mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Engenharias e Ciências Ambientais do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre.

Dissertação de Mestrado defendida e aprovada em:

Banca examinadora:

Prof.^a. Dr.^a. Kátia Regina Lemos Castagno
Orientadora
IFSUL

Prof. Dr. Michel David Gerber
Co-orientador
IFSUL

Prof. Dr. Lademir Beal
UCS

Prof. Dr. Daniel Arsand
IFSUL

Prof. Dr. Endrigo Pereira Lima
IFSUL

Prof. Dr. Wagner David Gerber
ECOCELL

“...Não dê as costas a possíveis futuros sem antes ter a certeza de que não tem nada a aprender com eles.”

RICHARD BACH

RESUMO

A legislação ambiental brasileira estabelece diretrizes e padrões para o lançamento de efluentes tratados nos corpos hídricos e, para atender a esses parâmetros, os métodos de tratamento de efluentes mais utilizados incluem processos como a coagulação química e os tratamentos biológicos que possuem alta eficiência na remoção da fração orgânica biodegradável, mas não apresentam igual desempenho para compostos recalcitrantes ou não biodegradáveis, como fósforo e outros contaminantes. O objetivo desse estudo foi avaliar a eficiência de remoção de fósforo e matéria orgânica (DQO) em efluente da parboilização de arroz, utilizando Eletrocoagulação, *Wetlands* Construídos e tratamento combinado entre os dois sistemas. Na Eletrocoagulação foram utilizadas 11 diferentes combinações de tempo de contato, intensidade da corrente elétrica e pH. No ensaio com *Wetlands* Construídos foram utilizadas duas espécies de macrófitas emergentes, a Taboa (*Typha spp*) e o Junco (*Schoenoplectus californicus*), com os tempos de detenção de 24 e 72 horas. O ensaio com a combinação Eletrocoagulação/*Wetlands* Construídos foi realizado a partir das melhores condições determinadas nos ensaios em separado para cada sistema. Os melhores resultados de eficiência de remoção foram atingidos no sistema Combinado Eletrocoagulação/*Wetlands* Construídos, com eficiência de remoção de 98,58% para fósforo e 69,81% para DQO, demonstrando ser um sistema eficiente para a remoção de fósforo ser utilizado nas empresas de beneficiamento de arroz. No entanto, seria necessária uma etapa de tratamento complementar para a remoção de matéria orgânica, pois a concentração final ficou acima do limite estabelecido.

Palavras-chave: efluente agroindustrial, tratamento eletroquímico, sistemas alagados construídos, macrófitas enraizadas, taboa, junco.

ABSTRACT

Brazilian environmental legislation establishes guidelines and standards for the discharge of treated effluents into water bodies and, to meet these parameters, the most widely used effluent treatment methods include processes such as chemical coagulation and biological treatments that, although inexpensive and ease of operation, are slow, demanding large areas, achieving high efficiency in removing the biodegradable organic fraction, but do not perform equally for recalcitrant or non-biodegradable compounds, such as phosphorus and other contaminants. In this context, the work aimed to evaluate the efficiency of the removal of phosphorus and organic matter (COD) in effluents from the parboiling process of rice treated by electrocoagulation, constructed wetlands and electrocoagulation / wetlands combined system according to the best conditions obtained in each treatment, and to identify the adequacy to the established by the legislation of discharge of effluents or the reduction of the concentrations indicating them as stage of pre-treatment. In electrocoagulation 11 different combinations of contact time, electric current intensity and pH were made. In the constructed wetlands trial, two emergent macrophyte species were used, Cattail (*Typha* spp) and Reed (*Schoenoplectus californicus*), with detention times of 24 and 72 hours. The electrocoagulation / constructed wetlands combination test was performed from the best conditions determined in the separate tests for each system. The best removal efficiency results were achieved in the combined electrocoagulation / constructed wetlands system, with removal efficiency of 98.58% for phosphorus and 69.81% for COD, proving to be an efficient system for use in rice processing industries.

Keywords: agroindustrial effluent, electrochemical treatment, constructed flooded systems, rooted macrophytes .

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1. CONAB. Mapa da Produção Agrícola – Arroz. Dados. 2018..... | 04 |
| Figura 2. Fluxograma da estação de tratamento de efluentes..... | 07 |
| Figura 3. F Representação esquemática de Sistema Eletroquímico..... | 11 |
| Figura 4. Mecanismo de remoção de fósforo por eletrocoagulação | 13 |
| Figura 5. Representação esquemática de Sist. de Wetlands Construídos | 19 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1. Parâmetros do efluente final da empresa..... | 06 |
|---|----|

LISTA DE ABREVIATURAS E SIMBOLOS

ABIARROZ: Associação Brasileira da Indústria do Arroz

CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente

CONSEMA: Conselho Estadual de meio Ambiente

t: toneladas

t.ha⁻¹: toneladas por hectare

DQO: Demanda Química de Oxigênio

mgO₂.L⁻¹: miligramas de oxigênio por litro

PT: fósforo total

mgP.L⁻¹: miligramas de fósforo por litro

NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl

mgN₂.L⁻¹: miligramas de nitrogênio por litro

ER%: eficiência de remoção expressa em porcentagem

OD: oxigênio dissolvido

m³.d⁻¹: metros cúbicos por dia

kWh.m⁻³: quilowatts hora por metro cúbico

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio

Sumário

| | |
|---|-----------|
| LISTA DE FIGURAS | 8 |
| LISTA DE ABREVIATURAS E SIMBOLOS | 10 |
| 1 INTRODUÇÃO | 1 |
| 2 REVISÃO DE LITERATURA | 3 |
| 2.1. ARROZ PARBOILIZADO | 3 |
| 2.2. PROCESSOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES | 5 |
| 2.2.1. Tratamento Convencional | 6 |
| 2.2.2. Tratamento Eletroquímico | 9 |
| 2.2.3. Tratamento por <i>Wetlands</i> Construídos | 16 |
| 2.2.4. Tratamento Combinado Eletrocoagulação / <i>Wetlands</i> Construídos | 20 |
| 3 REFERÊNCIAS | 20 |
| 4 APÊNDICES | 29 |
| 4.1. CUSTOS DO TRATAMENTO POR ELETROCOAGULAÇÃO | 29 |
| 4.2. CUSTOS DO TRATAMENTO POR WETLANDS CONSTRUIDOS | 29 |
| 5 PRODUÇÃO CIENTÍFICA | 30 |
| 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS | 50 |
| 7 ANEXOS | 51 |
| 7.1. ANEXO 1 Laudo (cedido pela empresa) do efluente final da ETE | 51 |
| 7.2. ANEXO 2 Fluxograma do processo de beneficiamento de arroz | 52 |
| | 52 |
| 7.3. ANEXO 3 Diretrizes do periódico para envio de trabalhos | 54 |

1 INTRODUÇÃO

Toda atividade produtiva gera impactos no meio ambiente e, com o aumento populacional somado a novos hábitos de consumo, a demanda por produtos, serviços e, principalmente alimentos, tem aumentado e acelerado os impactos ambientais negativos.

Como forma de prevenir ou minimizar danos ambientais, a legislação brasileira vem tentando cumprir seu papel através de novas leis e resoluções, ou ainda pela atualização das normas já existentes, restringindo cada vez mais os valores para parâmetros ou estabelecendo novos mecanismos de monitoramento das atividades produtivas. Como exemplo dessas atualizações, pode ser citada a legislação ambiental do estado do Rio Grande do Sul onde, até 2017, pela Resolução CONSEMA nº 128/2006, o lançamento de efluentes tratados em águas superficiais, para o parâmetro nitrogênio, podia ser atendido de duas maneiras: por concentração máxima ou por eficiência de remoção (%). Com a publicação da Resolução nº 355/2017, do mesmo órgão, a possibilidade de atendimento por percentual de remoção, deixou de existir (RIO GRANDE DO SUL, 2017).

Setores produtivos como as atividades de agropecuária, apresentam papel fundamental na matriz econômica brasileira, mas, além de consumir grandes volumes de água, também geram efluentes líquidos com alto potencial poluidor. A produção de alimentos no país é intensa, e na cultura orizícola destaca-se a Região Sul, responsável por aproximadamente 54% da produção nacional, e o Rio Grande do Sul é o maior produtor brasileiro de arroz irrigado (CONAB, 2019; IRGA, 2019). Conforme Paraginsk e colaboradores (2014), entre os tipos consumidos no Brasil, está o arroz parboilizado, cujo processo produtivo gera grande volume de efluente, com alta carga orgânica, elevados teores de fósforo e presença também de nitrogênio (QUEIROZ, KOETZ, 1997). Cabe salientar que a produção de alimentos é responsável pelo consumo de 90% do fósforo extraído e o aporte desse contaminante aos corpos hídricos ocorre também pela lixiviação/infiltração em áreas de cultura irrigada e pelo lançamento de esgotos não tratados (SØRENSEN, DALL, HABIB, 2015; DAL FERRO, IBRAHIM, BORIN, 2018).

Fósforo e nitrogênio, presentes no efluente da parboilização do arroz, são nutrientes essenciais para a vegetação e a presença de fósforo em excesso, quando lançada nos corpos hídricos, tende a aumentar a produtividade biológica com uma proliferação exagerada da vegetação aquática, desencadeando o fenômeno

denominado eutrofização, com sérias consequências ambientais como proliferação de toxinas e a redução dos teores de oxigênio dissolvido decorrente da decomposição dessa biomassa vegetal . Além disso, a presença de alta concentração de matéria orgânica também consome oxigênio do meio para os seus processos biológicos de estabilização (ROSA, DALMOLIN, COPETTI, 2013; PANTANO et al., 2016).

Existem diferentes índices para avaliar o grau de trofia dos corpos hídricos (IET-Índice de Estado Trófico) e um dos mais utilizados está baseado nas concentrações de fósforo e clorofila-a. Dependendo do estado trófico, pode haver uma acentuada redução da disponibilidade hídrica, principalmente com relação à qualidade, e crescente perda da capacidade de sustentabilidade do sistema. Consequentemente, pode haver o comprometimento de alguns usos da água, principalmente para o abastecimento público, contribuindo para um cenário de escassez (DE QUEIROZ, LIMA, DOS SANTOS GALVANIN, 2020).

A empresa que cedeu o efluente para este estudo possui estação de tratamento completa e está atendendo todos os parâmetros de lançamento estabelecidos. Contudo, o alto teor de fósforo presente no efluente do processo de parboilização do arroz tem feito com que, mesmo atendendo a legislação quanto à eficiência percentual de remoção, a concentração remanescente esteja bem acima da máxima permitida para efluentes tratados.

Caso ocorram alterações na legislação, como já aconteceu para o parâmetro nitrogênio, futuramente o lançamento de fósforo pode vir a ser exigido apenas por valor máximo de concentração, criando dificuldades para as empresas que utilizam esse processo. Nesse sentido, outras tecnologias de tratamento precisam ser avaliadas, de forma individual ou consorciada, na tentativa de apresentar possível solução para esse problema.

Será que a complementação com outros processos de tratamento, mais específicos, poderia aumentar de remoção de fósforo e outros contaminantes, melhorando os parâmetros de lançamento das empresas de beneficiamento de arroz?

Nesse contexto, o trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência da remoção de fósforo e matéria orgânica (DQO) em efluentes do processo de parboilização do arroz, tratado por Eletrocoagulação, por Wetlands Construídos, e pelo tratamento combinado dos dois processos (Eletrocoagulação / Wetlands Construídos) conforme a melhor

condição obtida para cada tratamento em separado, identificando o atendimento ao estabelecido pela Resolução CONSEMA 355/2017 para lançamento de efluentes, ou a redução das concentrações indicando as técnicas avaliadas como pré-tratamento.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1. ARROZ PARBOILIZADO

Entre as diversas cadeias produtivas estabelecidas no Brasil destaca-se a do arroz (IBGE, 2017), considerado um importante alimento para a população mundial pela *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO, 2001). Originário da África, da espécie *Oryza glaberrima*, tem registros de cultivo que datam de mais de 3 mil anos na região onde se situa atualmente a costa de Guiné, do Senegal à Libéria. Sua domesticação teria ocorrido na região do delta do rio Níger (Nigéria), por volta de 1.500 a. C. sendo depois, substituído pelo arroz asiático, trazido por mercadores árabes, na era cristã (ABIARROZ, 2018).

Dados da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária demonstram que desde 1985 a área colhida vem sendo reduzida, porém, os índices de produtividade se elevaram bastante nesse período, partindo de aproximadamente de 2 t.ha⁻¹ naquele ano, para 6,5 t.ha⁻¹ em 2017, e o consumo médio anual vem se mantendo entre 30 e 40 kg.hab⁻¹, desde a década de 1980 (EMBRAPA 2018).

Em 2018, o Brasil colheu cerca de 12 milhões de toneladas e, aproximadamente 99% desse total corresponde a produção de arroz irrigado. Na Região Sul, maior produtora de arroz, destaca-se o Rio Grande do Sul como o maior produtor nacional de arroz irrigado (CONAB, 2019). No estado, conforme o Instituto Rio Grandense do Arroz, na safra 2018-2019 a produção média chegou a 7.241.458 toneladas, com produtividade de 7.508 kg.ha⁻¹ (IRGA, 2019). A Figura 1 apresenta o Mapa da Produção Agrícola Brasileira de Arroz.

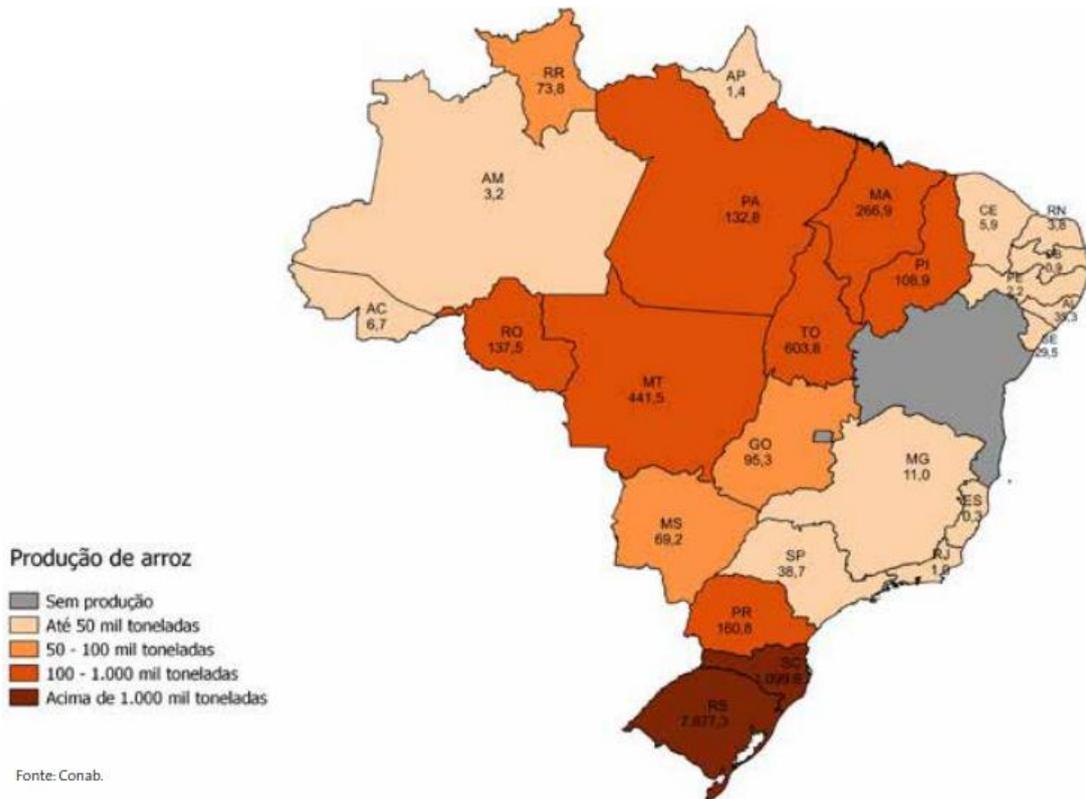


Figura 1. CONAB. Mapa da Produção Agrícola – Arroz. Dados: 2018

Entre os diversos tipos de arroz consumidos no país, destaca-se o arroz parboilizado, que responde por 25% do consumo (PARAGINSK et al., 2014). O processo de parboilização é composto por três etapas: encharcamento do grão, gelatinização e secagem. A primeira etapa consiste em um processo hidrotérmico, pré-descasque, onde o arroz em estado natural é imerso em água potável a uma temperatura de 58°C. O objetivo desse pré-cozimento é fazer migrar os nutrientes para o interior do grão, já que as camadas externas serão removidas durante o processo de beneficiamento, e também elevar o teor de umidade para aproximadamente 30 – 32%, preparando o grão para a gelatinização (BALBINOTI et al., 2018).

Na etapa de gelatinização, que pode ser parcial ou total, o arroz úmido é submetido à temperaturas mais elevadas sob pressão de vapor, provocando alterações na estrutura do amido, o que proporciona um grão de melhor qualidade, menos sujeito a quebra e rico em nutrientes por evitar a perda de grande parcela das vitaminas hidrossolúveis e sais minerais (AMATO, 2017). Finalizando, a secagem tem por objetivo reduzir o teor de umidade para aproximadamente 13%, considerada umidade de conservação.

O processo de parboilização (encharcamento) gera grande volume de efluente, em torno de 4 L.kg⁻¹ de arroz beneficiado, correspondendo a cerca de 80% do volume total do efluente da indústria (PARAGINSKI et al., 2014). Segundo alguns autores, esse efluente apresenta pH entre 4,0 e 5,0, possui grande potencial poluidor por apresentar elevada carga orgânica, com Demanda Química de Oxigênio (DQO), podendo atingir 4.000 ou 7.000 mgO₂.L⁻¹ e alta concentração de fosfatos, entre outros constituintes. Contudo, a composição exata do efluente de parboilização ainda não foi totalmente definida, e esses autores demonstram variações na carga de DQO, fósforo, presença de diferentes componentes do ciclo do nitrogênio, sólidos totais, e ácidos voláteis (QUEIROZ, KOETZ, 1997; BASTOS et al., 2009; GIRI, SINGH, SATYANARAYAN, 2016; KUMAR et al., 2016;).

O efluente da parboilização também apresenta toxicidade aguda para peixes, promovendo alterações na qualidade espermática, o que pode causar distúrbios de fertilidade e também fitotoxicidade, reduzindo o índice de germinação de sementes (GERBER et al., 2016; GERBER et al., 2018).

2.2. PROCESSOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

O aporte de contaminantes pelo despejo de efluentes sem tratamento promove diversas alterações nos corpos receptores, principalmente: redução do teor de oxigênio dissolvido (OD), consumido no processo de estabilização da matéria orgânica biodegradável; eutrofização causada pelo excesso de nutrientes (fósforo e nitrogênio); e transmissão de doenças por microrganismos patogênicos (ROSA, DALMOLIN, COPETTI, 2013).

Embora exista uma crescente conscientização sobre a importância de preservar a qualidade dos recursos hídricos, a legislação ambiental continua sendo a maior motivação para o emprego de técnicas que reduzam os impactos ambientais decorrentes dos processos industriais. Em nível nacional, a Resolução CONAMA nº 357/2005 classifica os corpos hídricos e fornece diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e foi complementada e alterada em 2011, pela Resolução CONAMA nº 430, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL 2005; BRASIL, 2011).

No Rio Grande do Sul, esses padrões são estabelecidos pela Resolução CONSEMA nº 355/2017, que fixa valores máximos para fontes de emissão que lancem

seus efluentes em águas superficiais do estado. Para o fósforo, a legislação determina duas formas de atendimento ao parâmetro: por concentração ou por eficiência mínima de remoção de 75%. Cabe salientar que nos processos de licenciamento ambiental (ou renovação de licença) é necessário informar a presença de substâncias típicas nos efluentes líquidos, e a vazão de lançamento deve estar relacionada com a vazão de referência do corpo hídrico receptor, de modo a não comprometer as metas progressivas, estabelecidas para seu enquadramento (RIO GRANDE DO SUL, 2017).

2.2.1. Tratamento Convencional

A indústria que forneceu o efluente utilizado neste trabalho possui estação de tratamento de efluentes e licença ambiental em vigor para o processamento de 144.000 t.ano⁻¹ de arroz parboilizado e uma vazão de lançamento de 600 m³.d⁻¹ e vem atendendo a todos os parâmetros de lançamento estabelecidos na sua Licença de Operação, conforme demonstra o laudo cedido, emitido por laboratório certificado apresentado no Anexo 1 e apresentado parcialmente na Tabela 1. O parâmetro fósforo vem sendo atendido por eficiência de remoção acima de 75%, conforme o estabelecido pela Resolução CONSEMA nº 355. Em termos de concentração, o valor máximo permitido para a sua faixa de vazão é 4,0 mgP.L⁻¹ (RIO GRANDE DO SUL, 2017). Os outros efluentes que compõem o efluente bruto total da empresa são gerados no refeitório e sanitários.

Tabela 1. Concentrações para Fósforo Total e Demanda Química de Oxigênio (DQO) no efluente final, tratado pela empresa e valores máximos permitidos pela Resolução CONSEMA nº 355/2017.

| Parâmetro | Resultado | Método* | Valor máximo permitido** |
|--|-----------|--------------------|--------------------------|
| Fósf. Total (mgP.L ⁻¹) | 15,42 | SMEWW 21st 4500P E | Até 4,00 ou ER=75% |
| DQO (mgO ₂ .L ⁻¹) | 19,20 | SMEWW 21st 5210 B | Até 260 |

*APHA-American Public Health Association

** Res. CONSEMA nº355/2017

O sistema de tratamento de efluentes existente é constituído por tanque de bombeamento, peneira hidrodinâmica, tanque de equalização/neutralização, reator anaeróbio de fluxo ascendente e um conjunto de lagoas com plantas emergentes. A água

consumida no processo produtivo é captada de recurso hídrico superficial, e submetida a tratamento convencional, incluindo as etapas de clarificação e desinfecção. O fluxograma da ETE existente é representado na Figura 2 e o fluxograma completo de todo processo de beneficiamento de arroz está apresentado no Anexo 2.

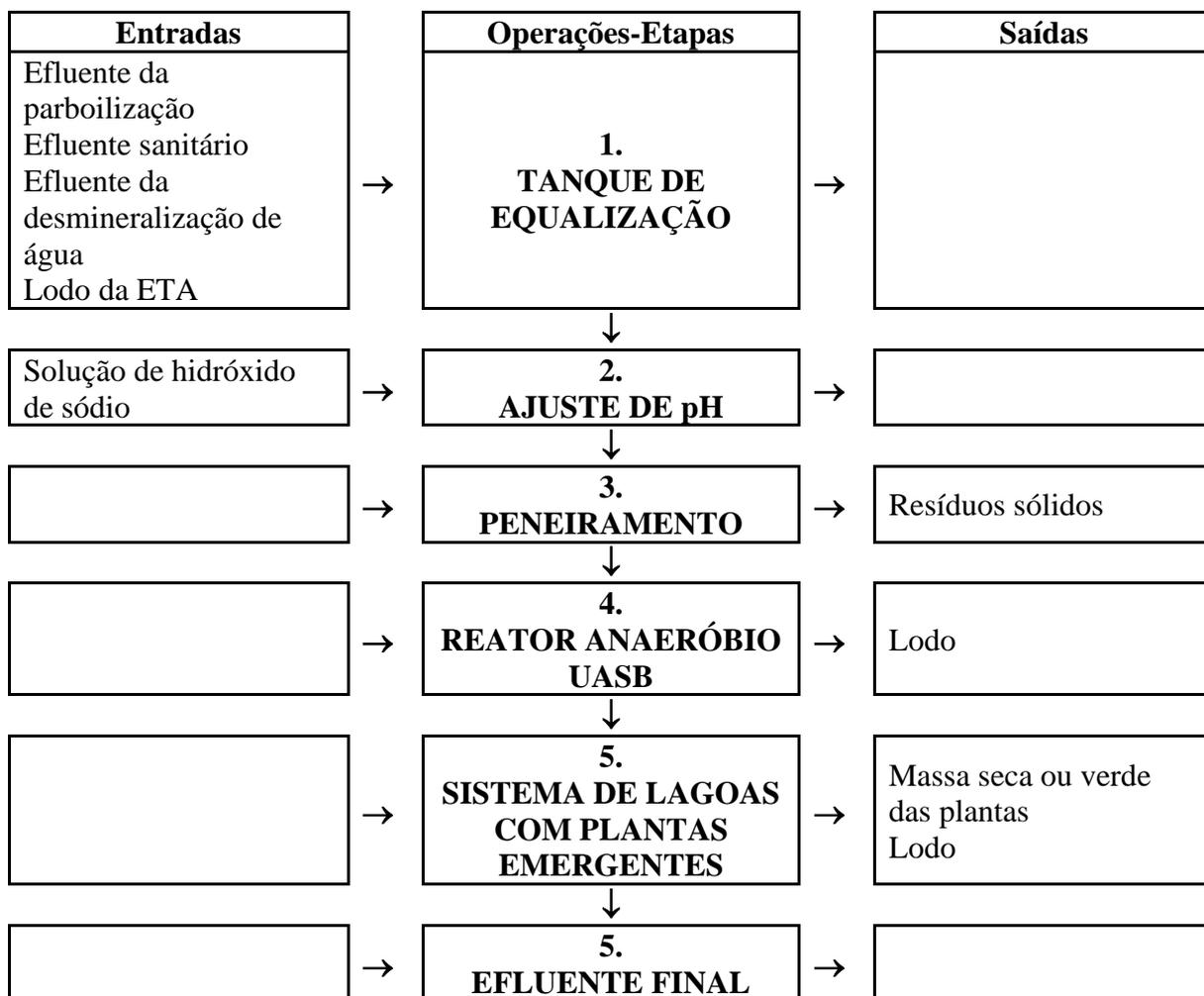


Figura 2. Fluxograma da estação de tratamento de efluentes

Os processos de tratamento de efluentes mais empregados no país incluem métodos físico-químicos e biológicos, principalmente por micro-organismos aeróbios e anaeróbios. Métodos físico-químicos baseados na coagulação/floculação, necessitam adição de agentes coagulantes, como de sais de alumínio, o coagulante mais utilizado (SOUSA et al., 2015) ou agentes de origem vegetal como o tanino (PEDROSO et al., 2012, ROZENO et al., 2019).

A adição de agentes coagulantes como os sais de alumínio e os produtos utilizados para o ajuste de pH necessita ser calculada de forma correta para a melhor eficiência e economia de produtos, além disso, são agentes inorgânicos e, portanto, não

biodegradáveis. O processo acrescenta novos elementos químicos ao líquido e, principalmente, ao lodo gerado, dificultando seu manuseio (CRUZ et al., 2005).

O tratamento por Sistema de Lodos Ativados, está baseado na atividade metabólica dos micro-organismos, sobretudo bactérias, e são bastante utilizados devido à alta eficiência de remoção da fração orgânica biodegradável e por apresentar baixo requisito de área. Contudo, sua complexidade operacional, nível de mecanização e consumo energético são elevados devido à necessidade de aeração constante da biomassa em suspensão e do bombeamento entre os equipamentos. Para manter o sistema em equilíbrio é necessário o reciclo de parte dos sólidos decantados e a remoção e estabilização do lodo excedente em igual quantidade de biomassa aumentada pela reprodução. O tempo de detenção hidráulica no processo convencional é considerado baixo, oscilando entre 6 a 8 horas para o líquido, porém devido à recirculação, os sólidos permanecem mais tempo no sistema (de 4 a 10 dias). Esse tempo de retenção é denominado idade do lodo, sendo o responsável pela elevada eficiência do processo de Lodos Ativados para matéria orgânica (VON SPERLING, 2014).

Com relação a remoção de nutrientes, as limitações inerentes ao tratamento por sistema de Lodos Ativados Convencional fazem com que a remoção de fósforo (para altas concentrações) dificilmente atinja o limite para descarga em termos de concentração. Durante o tratamento, o fósforo decantado é transferido para o lodo, que é removido em seu excedente, mantendo o volume de biomassa constante. Essa remoção parcial, limitada e variável do lodo, faz com que haja a permanência de fosfato residual, que necessitaria ser removido por outras técnicas. Segundo o autor, a eficiência de remoção pode ser inferior a 30% (HOSNI et al., 2007). Adaptações no processo de lodos ativados visando estimular a proliferação de bactérias conhecidas como PAO (Poliphosphate Accumulating Organisms) que possuem uma característica única de crescimento, que resulta no acúmulo de grandes quantidades de fósforo em suas células, podem aumentar a eficiência de remoção desse constituinte. (METCALF et al., 2013).

Na agricultura, a necessidade de fertilizantes fosfatados tem aumentado consideravelmente e a redução das reservas mundiais de fósforo pode ser um problema futuro, trazendo a necessidade de novas técnicas de recuperação desse importante insumo para a produção de alimentos e indústria química (SØRENSEN, DALL, HABIB, 2015; DAL FERRO, IBRAHIM, BORIN, 2018).

Segundo Daneshgar e colaboradores (2018), existem divergências quanto a forma de realizar um cálculo das reservas de rochas fosfáticas, mas salienta que é um recurso finito e essencial, que vem sendo cada vez mais utilizado. Estimativas indicam que o “pico de fósforo”, que é o ponto onde metade das reservas foram consumidas, seria alcançado em torno de 2033 - 2035, mas com a revisão dos números das reservas, esse prazo foi ampliado para 2070 (CRASWELL et al., 2010; CORDELL et al., 2011).

Tratamentos por micro-organismos anaeróbios, como os Reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) apresentam menor geração de lodo e este é retirado já estabilizado e adensado. Por operar com alta concentração de biomassa (manta de lodo) o volume requerido é bastante reduzido em comparação com outros sistemas de tratamento. Porém, a estabilização anaeróbia da matéria orgânica gera gases, principalmente gás carbônico (CO₂) e metano (CH₄), gás combustível que se não for utilizado, deve ser queimado. Cabe salientar que ambos são gases relacionados com o aumento do efeito estufa. A eficiência de remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) oscila em torno de 70%, limitação característica do processo, fazendo com que seja necessário um pós-tratamento do efluente, ainda que com dimensionamento reduzido em decorrência da menor carga orgânica (VON SPERLING, 2014).

Pode-se citar também as Lagoas de estabilização, que apresentam facilidade de construção e de operação e menor consumo energético, porém, grande requisito de área por necessitarem tempo de detenção hidráulica maior quando comparados com Lodos Ativados (PACHECO, PERALTA-ZAMORRA, 2004; LINS et al., 2005; NAGASHIMA et al., 2009;). Segundo Von Sperling (2014), no caso das Lagoas Facultativas, o processo é natural, sem necessidade de equipamentos, fazendo com que a estabilização da matéria orgânica ocorra em taxas bastante lentas, com tempo de detenção podendo ser superior a 20 dias.

Mas esses sistemas não apresentam o mesmo desempenho frente a compostos de difícil biodegradabilidade, metais, e outros contaminantes como fósforo (ROSA, DALMOLIN, COPETTI, 2013; WIESINIESK, COSTA, 2012; MITTAL, 2006).

2.2.2. Tratamento Eletroquímico

Alternativa de tratamento, as técnicas eletroquímicas vêm se mostrando tecnologias promissoras para tratamento de efluentes por, entre outras vantagens, necessitar menor tempo de detenção e possibilitar a automatização dos processos

(MENESES et al., 2012). Métodos eletroquímicos como a Eletrocoagulação. São consideradas técnicas eletroquímicas: a Eletro-oxidação, a Eletrodeposição e a Eletrocoagulação. Essas técnicas vêm sendo usadas no tratamento de vários tipos de efluentes, incluindo os provenientes de abatedouros de bovinos e aves, e efluentes com metais pesados (MÓDENES et al., 2017; ASSELIN et al., 2008; KOBYA, SENTURK, BAYRAMOGLU, 2006)

A Eletro-oxidação tem sido empregada para remoção de compostos orgânicos, inclusive produtos farmacêuticos, e os mecanismos responsáveis pela degradação eletroquímica da matéria orgânica são (SIRÉS e BRILLAS, 2012):

- oxidação direta anódica ou transferência direta de elétrons para o ânodo, onde os poluentes são adsorvidos e destruídos;
- oxidação indireta da solução, mediada pelos oxidantes formados eletroquimicamente como: cloro, hipoclorito, radicais hidroxila, ozônio e peróxido de hidrogênio.

A Eletrodeposição teve início com estudos de Faraday, a partir dos anos 1840 – 1841, e ocorre pela passagem de corrente elétrica em uma célula eletroquímica. A deposição ocorre no cátodo, e o ânodo completa o circuito elétrico. Os eletrólitos (adicionados) utilizados são geralmente soluções aquosas contendo íons positivos e negativos, preparados por dissolução de sais de metais. Devido à corrente elétrica, ocorrem reações de oxirredução na superfície dos eletrodos (SANTOS et al., 2016).

De acordo com Holt e colaboradores. (2005), a Eletrocoagulação foi bastante utilizada no início do Século 19 (HOLT, BARTON, MITCHELL, 2005), no final dos anos 1930 a Eletrocoagulação foi substituída por coagulação química devido ao alto custo da eletricidade naquele período (HAKIZINAMA et al., 2017). Com a mudança desta situação, as vantagens da Eletrocoagulação foram "redescobertas" desde a década de 1990, principalmente na Europa, O emprego de células fotovoltaicas para a geração de energia vem sendo estudado, e indica a viabilidade operacional através de fontes alternativas, reduzindo os custos e contribuindo para a divulgação do processo de Eletrocoagulação (HUSSIN et al., 2017; KHEMILA et al., 2018).

Ainda incipiente no Brasil, a Eletrocoagulação é uma tecnologia promissora para tratamento de efluentes por, entre outras vantagens, ser rápida, compacta, gerar o coagulante “in situ”, através da dissolução de ânodos de ferro ou alumínio criando hidróxidos metálicos insolúveis, responsáveis pela coagulação e decantação/flotação (YAVUZ, ÖGÜTVEREN 2018), além de possibilitar a automatização dos processos (MENESES et al., 2012).

Já existem, em vários países, empresas que desenvolvem projetos e instalação de plantas de tratamento por Eletrocoagulação. Com sede em Coimbra, Portugal, a empresa VentilAqua atua há mais de vinte anos empregando técnicas como a Eletrocoagulação (entre outras) no tratamento de efluentes e possui plantas instaladas em mais de 60 países, atendendo desde pequenas vazões, até grandes instalações com milhares de $\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$ (VENTILAQUA, 2019). No Brasil, em São Paulo, empresas como a MRA (2019) e a filial brasileira da Suez (2019), uma empresa prestadora de serviços ambientais que atua nos 5 continentes, afirmam que a Eletrocoagulação é um processo de tratamento de efluentes que está chegando ao Brasil, e a NaturalTec disponibiliza equipamentos modulares com capacidade de tratamento para vazões que variam entre 1 a $20 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ (NATURAL TEC, 2019). Situada em Chapecó – SC, a Kemia (2019) oferece projetos personalizados de tratamentos eletroquímicos. Em Mogi das Cruzes - SP, a filial brasileira da Höganäs (2019), empresa de atuação mundial com sede na Suécia, fornece tecnologia de eletrodos em pó que, segundo a empresa, pode reduzir os custos de energia em até 60%. A Figura 3 mostra um esquema de sistema de tratamento por Eletrocoagulação.

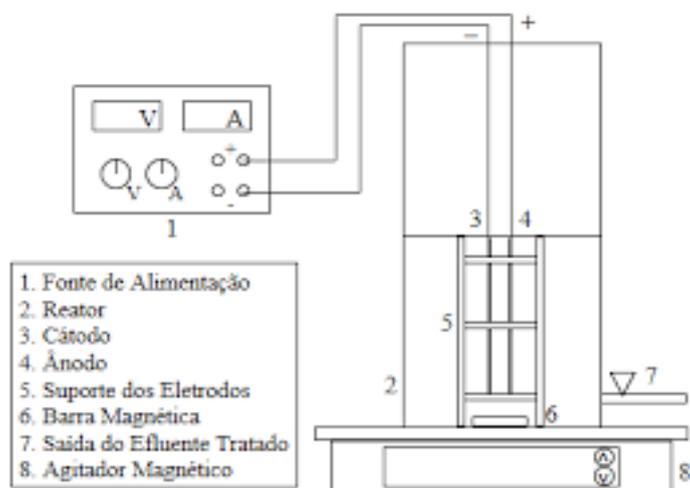


Figura 3. Representação esquemática de Sistema Eletroquímico (BRACHER et al., 2018).

Estudos têm mostrado que a Eletrocoagulação é um método eficiente para a remoção de fósforo em efluentes, além de apresentar boa remoção de matéria orgânica (DQO). A técnica também pode ser empregada na recuperação do fosfato retido no lodo gerado pelos sistemas microbiológicos aeróbios e anaeróbios de tratamento, conforme alguns estudos vêm demonstrando (OTOSSEN, KIRKELUND, JENSEN, 2013; NGUYEN et al., 2014; NGUYEN et al., 2016; HUANG, 2017).

O consumo de energia para o processo, uma das críticas ao emprego da Eletrocoagulação, também vem sendo estudado. Hamawand e colaboradores (2017) fizeram uma revisão sobre a demanda energética no tratamento químico da indústria de processamento de carne, na Austrália, e concluíram que os requisitos energéticos associados à Eletrocoagulação são insignificantes quando comparados com unidades de tratamento físico e biológico. A adição de eletrólitos aumenta a condutividade do efluente, diminuindo o tempo de tratamento e reduzindo custos (HOSNI, 1996).

Uma das vantagens dessa técnica, a geração do coagulante “in situ” é definida como um processo que consiste em criar hidróxidos metálicos por eletrodissolução de ânodos solúveis, geralmente de ferro ou alumínio (KOPARAL e ÖĞÜTVEREN, 2002). À medida que o ânodo de sacrifício sofre corrosão, o cátion ativo é liberado para a solução, formando espécies hidrolisadas e o hidróxido metálico insolúvel responsável pela coagulação e decantação. Ao mesmo tempo, no cátodo, são formadas microbolhas de hidrogênio que promovem a separação das partículas, por meio de flotação (CHEN, 2004; TRAN et al., 2012; NGUYEN et al., 2016; HAMAWAND et al., 2017).

Conforme Nguyen e colaboradores (2016), paralelamente ocorre a formação de agentes oxidantes como a hidroxila ($\cdot\text{OH}$), proveniente da dissociação da água, e também gás cloro (Cl_2), ácido hipocloroso (HOCl) e íon hipoclorito ($\cdot\text{OCl}$), a partir do eletrólito presente, geralmente cloreto de sódio. Esses agentes são responsáveis pela desinfecção dos efluentes tratados. Os mecanismos envolvidos na geração do agente coagulante e agentes oxidantes está representada na Figura 4.

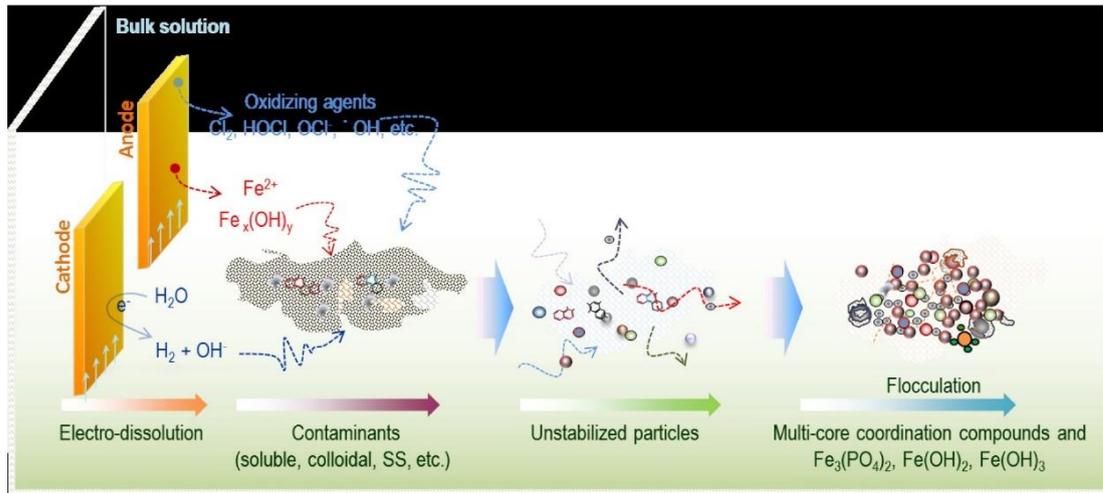
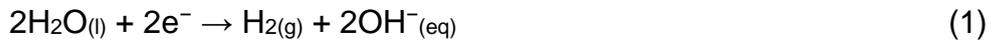


Figura 4. Mecanismo de remoção de fósforo por Electrocoagulação com eletrodos de ferro
 Fonte: NGUYEN et al., 2016

Para eletrodos de alumínio e ferro, as principais reações envolvidas no processo de Electrocoagulação são as seguintes (LINARES-HÉRNANDES et al., 2010; CHEN, 2004):

No cátodo (dissociação da água):



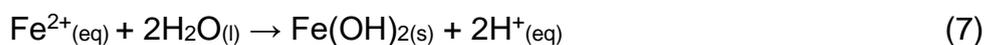
No ânodo de alumínio (corrosão do eletrodo):

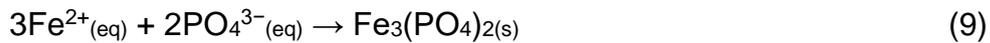
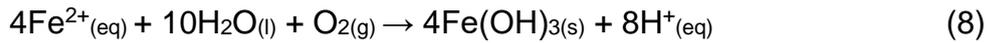


No ânodo de ferro (corrosão do eletrodo):



A formação do agente coagulante “in situ” ocorre pela reação dos íons de Fe com a água, formando hidróxidos de ferro, que se dissociam no meio. A remoção de fósforo acontece pela formação de fosfatos de ferro. As reações são representadas abaixo:





Assim como o material dos eletrodos, outras variáveis influenciam o processo de Eletrocoagulação, são elas: pH, densidade de corrente, tempo, agitação e eletrólito suporte

A distância entre as placas de eletrodo, quando muito pequena, pode levar a uma difusão ineficaz dos íons entre elas, gerando uma polarização da concentração e, quando muito grande pode estabelecer uma resistência, fazendo com que seja necessário elevar a tensão de eletrólise, aumentando o consumo de energia (WANG et al., 2016).

A movimentação do líquido (aeração ou vazão) faz com que a probabilidade de contato iônico seja aumentada, e com ela a eficiência de remoção de constituintes. Com relação às variáveis, avaliadas no trabalho de Wang e colaboradores, a ordem de influência na remoção de fósforo foi a seguinte:

Densidade de corrente > Tempo de eletrólise > Taxa de aeração

A densidade de corrente (intensidade dividida pela área dos eletrodos) interfere na forma de remoção do material coagulado. Densidade de corrente mais alta, leva a um predomínio da flotação causada pela maior liberação de bolhas de hidrogênio para a atmosfera. Por outro lado, a aplicação de corrente mais baixa reduz a densidade baixa de bolhas, favorecendo a sedimentação (MORENO-CASILLAS et al., 2007; HOLT, BARTON, MITCHELL, 2005).

Os custos do tratamento por m³ dos sistemas de Eletrocoagulação e de Wetlands Construídos está apresentado nos Apêndices 1 e 2, respectivamente (pág. 30). O cálculo para Eletrocoagulação é obtido tendo por base as fórmulas propostas por Crespilho e Rezende (2004), para ao cálculo do custo elétrico, custo de materiais e levando em conta os valores praticados pela concessionária de energia no período e o preço médio de chapa de ferro. O Custo dos materiais (CM) dado em R\$.m⁻³ leva em conta a massa máxima possível de ferro teoricamente dissolvida pelo ânodo, por m³ de efluente, obtido pela fórmula:

$$CM = \frac{i t M}{n F V_{ef}} PME$$

Onde:

CM: custo dos materiais

PME: preço de material de eletrodo (R\$.g⁻¹)

M: massa molar relativa do ferro (g.mol⁻¹)

i: intensidade da corrente elétrica (A)

t: tempo (s)

n: número de elétrons envolvidos na reação de oxidação/redução

F: constante de Faraday (96.500 C.mol⁻¹)

V_{ef}: volume efetivo total do efluente tratado (L)

O Custo elétrico (COE): é calculado com base na energia elétrica consumida (kWh/m³ do efluente tratado) e no preço da energia elétrica (PEE em R\$.kWh⁻¹), expresso pela fórmula:

$$COE = \frac{V i t}{V_{ef}} PEE$$

Onde:

COE: custo elétrico em R\$.m⁻³

V: tensão aplicada (V)

i: intensidade de corrente (A)

t: tempo de tratamento (h)

V_{ef}: volume efetivo total do efluente tratado (L)

PEE: custo da eletricidade industrial, em R\$.kWh

O Custo Total do Tratamento (CTO.m⁻³), obtido pelo somatório dos custos, conforme a fórmula:

$$CTO = CM + CE$$

Fajardo et al. (2015), obtiveram um consumo de energia entre 40 e 34 kWh.m⁻³ no tratamento de efluente sintético de alta carga orgânica (fenólico), Khemila et al. (2018), um consumo de 16 kWh.m⁻³ para remoção de corante têxtil, e Barişçi e Turkey (2016), 9,46 kWh.m⁻³ no tratamento de águas cinzas de efluente doméstico.

A concentração de eletrólitos como o cloreto de sódio (NaCl) tem relação

diretamente proporcional com a condutividade do meio, fator muito importante na eficiência do processo e nos custos de operação (HOSNI, 1996). O aumento da concentração de sal, eleva a capacidade de tratamento e reduz custos. Porém, Nguyen e colaboradores (2016) salientam que isso acelerará a corrosão dos eletrodos, encurtando o ciclo de substituição. A adição de NaCl favorece a formação de agentes responsáveis pela desinfecção do efluente, além de participar na oxidação dos compostos orgânicos presentes.

Portanto, é um método de tratamento que gera o agente coagulante químico durante o processo, têm alta eficiência de remoção, inclusive para substâncias coloidais, baixa geração de lodo, não gera odores, promove a desinfecção, é rápido e, portanto, compacto, podendo ser uma alternativa interessante para indústrias que não disponham de grandes áreas e/ou gerem efluentes complexos, por isso, a Eletrocoagulação geralmente aparece como um processo ecológico e econômico (ASSELIN, et al., 2008; BENHADJI, AHMED, MAACHI, 2011; HAKIZINAMA et al., 2017).

Como alternativa para reduzir ainda mais os custos surgem os tratamentos híbridos, que combinam técnicas eletroquímicas com sistemas biológicos, de forma a melhorar a qualidade do efluente final (AL-QODAH, AL-QUDAH, ASSIREY, 2019).

2.2.3. Tratamento por *Wetlands* Construídos

Devido as suas características, o tratamento com macrófitas emergentes pode ser uma alternativa viável para o tratamento consorciado, em decorrência da capacidade de absorver macronutrientes como o fósforo, para o crescimento das plantas (JU et al., 2014; DI LUCA et al., 2019). Também apresenta boa remoção de matéria orgânica, além da zona radicular facilitar a transferência de oxigênio para o meio líquido (BRIX, 1997; THOMAZ, BINI, 1998; FU et. al, 2019). *Wetlands* Construídos, ainda apresentam a vantagem de remover, por adsorção, diversos contaminantes inorgânicos e até mesmo baixas concentrações de metais pesados (DE MATOS et al., 2010; CELERE et al., 2007).

Alternativa de menor custo que os tratamentos convencionais, fácil operação/manutenção, menor geração de lodo e mais compacto que as Lagoas de Tratamento, o sistema de tratamento baseia-se em mecanismos biológicos, químicos e físicos de macrófitas enraizadas, em uma camada suporte inérril, para degradar, remover por adsorção, ou imobilizar contaminantes, antes que estes atinjam o solo e a água

(DIETZ e SCHNOOR, 2001; CHENG et al., 2002; VON SPERLING, 2014).

Sistemas de tratamento por Wetlands Construídos imitam os processos de remoção/retenção de contaminantes que ocorrem nos banhados naturais, mas de forma otimizada, já que possibilitam o controle das diversas variáveis como: tipo de macrófita, quantidade de mudas por metro quadrado, tempo de detenção hidráulica, e granulometria da camada suporte, além de possibilitar trabalhar com reciclo e diferentes formas fluxo de alimentação (CARVALHO, ARIAS, BRIX, 2017; LIANG et al., 2017; WANG et al., 2017).

No Brasil, quando de ocorrência natural, ecossistemas são conhecidos como várzeas, brejos ou banhados, dependendo da região. São, portanto, formações lacustres de baixa profundidade, encontradas em zonas úmidas de regiões tropicais e subtropicais. Sua principal característica é a saturação com água (permanente ou sazonalmente) e por isso apresenta um ecossistema distinto, com vegetação totalmente adaptada a essas condições, com predominância de macrófitas, e outras plantas aquáticas (SEZERINO et al., 2015; VON SPERLING, 2014).

Segundo Kadlec e Knight (2009), essa tecnologia foi utilizada inicialmente na Alemanha, pelo Instituto Max Planck, na década de 1950 para remoção de fenol e redução de carga orgânica em efluente de laticínios. No Brasil, as primeiras experiências ocorreram no início de 1980 e, conforme Sezerino (2015) no trabalho sobre Experiências Brasileiras com *Wetlands* Construídos, essa tecnologia se espalhou a partir da década de 1990.

A eficiência de tratamento com macrófitas (FU et. al, 2019; BRIX, 1997; THOMAZ e BINI, 1998) está relacionada às várias funções que as plantas desempenham como:

- remoção de nutrientes dos efluentes, para seu próprio crescimento;
- a zona de raízes e o substrato servem de suporte para o crescimento de biofilmes (remoção microbiana consorciada) e filtragem;
- o corpo da planta facilita a transferência de oxigênio para o meio líquido, através das raízes.

Nos sistemas de fluxo subsuperficial, o nível d'água é mantido abaixo da superfície do leito, onde o líquido flui em contato com as raízes e rizomas das plantas,

onde se forma o biofilme, prevenindo a proliferação de mosquitos e maus odores. A maior parte da área é anaeróbia ou anóxica, com áreas aeróbias próximas aos rizomas e raízes (VON SPERLING, 2014).

As bactérias presentes nas raízes das macrófitas aquáticas são responsáveis pela adaptabilidade a variações de salinidade e na eficiência de remoção para nitrogênio. Em níveis de salinidade entre 0,9 e 1,8%, bactérias desnitrificadoras aeróbias, como *Pseudomonas*, *Acinetobacter* e *Aeromonas* alcançaram uma remoção de 99% de Nitrogênio Amoniacal e de 90% de Nitrogênio Total, demonstrando a eficiência do Sistema de *Wetlands* Construídos em diferentes condições de salinidade (FU et al., 2019; HADAD et al., 2018).

De manejo bastante simples, sua manutenção consiste basicamente na poda e substituição, como forma de acelerar a remoção dos nutrientes presentes e substituição periódica de mudas. Deste modo, *Wetlands* Construídos podem ser uma importante fonte de biomassa. Martins e colaboradores (2010) salientam para a importância deste manejo, uma vez que, em função do seu ciclo de vida, nutrientes incorporados nos tecidos e outras substâncias adsorvidas, podem retornar à água por processo de decomposição, além disso, é na fase de crescimento, após a poda, que as plantas mais necessitam nutrientes, melhorando sua eficiência de tratamento. Com relação às plantas, podem ser utilizadas macrófitas enraizadas naturais da própria região, adaptadas ao clima (REHMAN , et al., 2017; LIANG et al., 2017).

Existem diversas maneiras de construção de *Wetlands*. Como camada suporte, responsável pelo desenvolvimento e fixação das raízes, devem ser empregados materiais inertes como brita ou seixos, sendo que, um diâmetro não muito fino, propicia melhor desenvolvimento das raízes, fluxo do efluente e aeração. Dependendo das características do afluente e da granulometria da camada suporte, após alguns anos de operação pode existir o risco de colmatação do leito, tornando necessária a renovação do sistema (VON SPERLING, 2014).

Quanto à alimentação (entrada do efluente), esta pode ser superficial ou subsuperficial, e apresentar fluxo horizontal ou vertical (ascendente ou descendente). O sistema pode operar por batelada ou fluxo contínuo, com e sem reciclo (BUENO et al., 2013; SEZERINO, 2015). As figuras 5 (a, b e c) mostram um sistema de *Wetlands* Construídos com diferentes fluxos de alimentação.

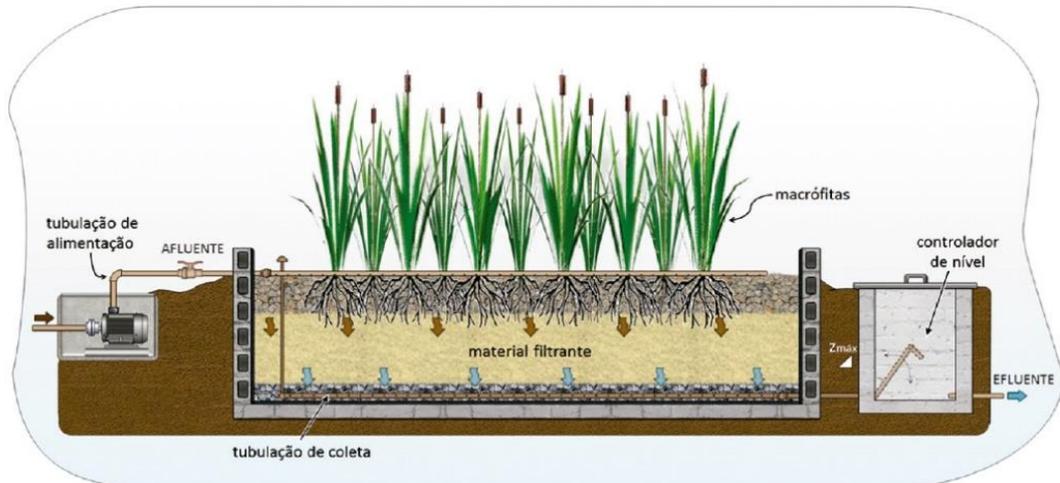


Figura 5a. Representação esquemática do perfil de um *Wetland* Construído com fluxo vertical descendente. Fonte: FUNASA 2018.

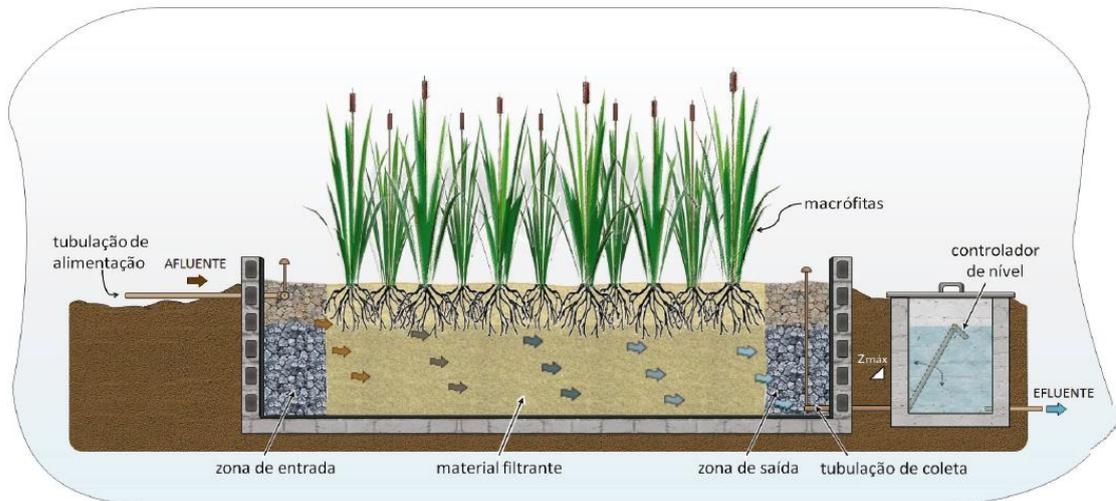


Figura 5b. Representação esquemática do perfil de um *Wetland* Construído com fluxo subsuperficial horizontal. Fonte: FUNASA 2018

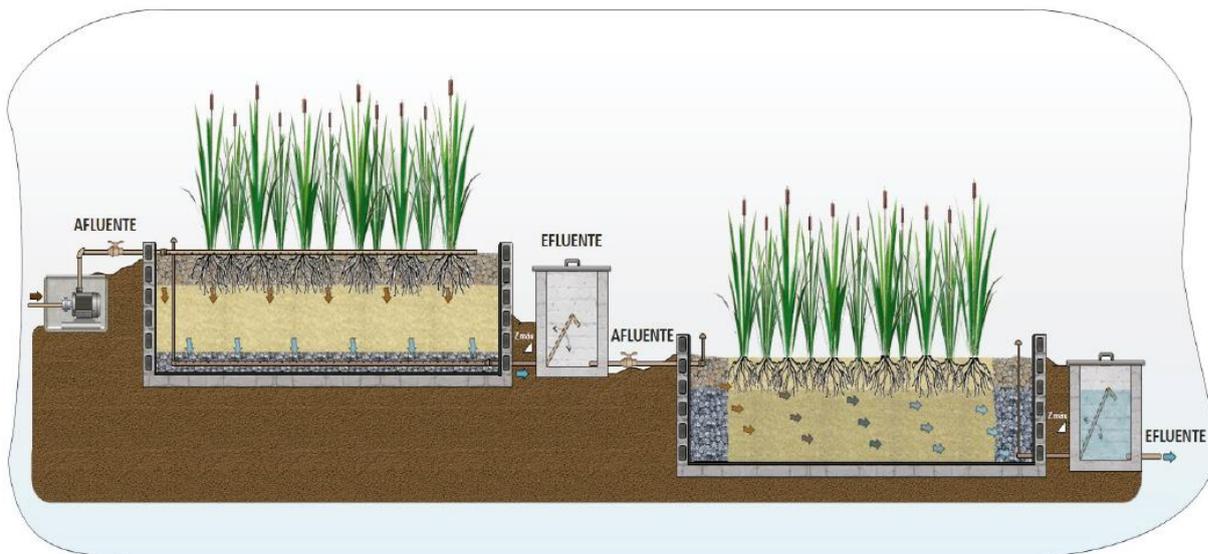


Figura 5c. Esquema representando o perfil de um sistema híbrido de Wetlands Construídos (fluxo vertical descendente + fluxo subsuperficial horizontal).

2.2.4. Tratamento Combinado Eletrocoagulação / *Wetlands* Construídos

O tratamento híbrido reúne as características da técnica de Eletrocoagulação e dos sistemas biológicos que utilizam macrófitas enraizadas, reunindo suas eficiências de remoção para diferentes contaminantes.

Ainda assim, diversos estudos têm avaliado o emprego de sistemas combinando processos biológicos e eletroquímicos, como forma de melhorar a qualidade do efluente final (FEKI, ALOUI, e SAYADI, 2009; FAJARDO et al., 2015; MÓDENES et al., 2017; AL-QODAH, AL-QUDAH, ASSIREY, 2019), além disso, os processos biológicos podem reduzir custos operacionais, porque podem se somar à remoção obtida com o tratamento por Eletrocoagulação, fazendo com que não seja necessário alto consumo energético (e de eletrodos) em uma remoção mais completa.

3 REFERÊNCIAS

ABIARROZ – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO ARROZ. **A história do arroz**. 2018. Disponível em: <http://abiarroz.com.br/detalhe-o-arroz?id=4>. Acesso em: 19 out. 2018.

AL-QODAH, Z.; AL-QUDAH, Y.; ASSIREY, E. Combined biological wastewater treatment with electrocoagulation as a post-polishing process: A review. **Separation Science and Technology**, 1-19, 2019.

AMATO, G. W. **Arroz no programa mundial de alimentação das Nações Unidas**. 2.ed. Porto Alegre: Instituto Rio Grandense do Arroz, 2017. Disponível em:

[https://issuu.com/lavouraarroz/docs/livro_libro_arroz_en_pma_onu_170214](https://issuu.com/lavouraarroz/ docs/livro_libro_arroz_en_pma_onu_170214).

Acesso: 16 abr. 2019

APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association & WEF – Water Environment Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st ed. Washington, D.C. p. 4, 2005.

ASSELIN, M.; DROGUI, P.; BENMOUSSA, H.; BLAIS, J.F. Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. **Chemosphere** v. 72, p. 1727–1733, 2008.

BALBINOTI, T. C. V. NICOLIN, D. J.; de MATOS JORGE, L. M.; JORGE, R. M. M. Parboiled Rice and Parboiling Process. **Food Engineering Reviews**, v. 10, n. 3, p. 165-185, 2018.

BARIŞÇI, S.; TURKAY, O. Domestic greywater treatment by electrocoagulation using hybrid electrode combinations. **Journal of Water Process Engineering**, v. 10, p. -66, 2016.

BASTOS, R. G.; QUEIROZ, M. I.; ZEPKA, L. Q.; VOLPATO, G.; GARCIA, M. S.; JACOB-LOPES, E. COD removal of parboiled rice wastewater by cyanobacteria *aphanothece microscopica năgeli*/remoção de DQO do efluente da parboilização do arroz pela cianobactéria *aphanothece microscopica năgeli*. **Revista Brasileira de Engenharia de Biossistemas**, v. 3, n. 3: p. 245-250, 2009.

BENHADJI, A.; AHMED, M. T.; MAACHI, R. Electrocoagulation and effect of cathode materials on the removal of pollutants from tannery wastewater of Rouiba. **Desalination**, v. 277, p. 128-134, 2011.

BRACHER, G. H.; GLUSCZAK, A. G.; LOVATO, É. S.; DE MAMAN, R.; CARISSIMI, E. Análise do desempenho de um sistema eletroquímico no tratamento de esgoto doméstico. **Scientia cum Industria**, v. 6, n. 3, p. 12-16, 2019

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005. Brasília, 2011.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science**

Technology, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BUENO R. F.; FIORE F. A.; VICTORETTI, M.; INÁCIO A. R.; CAPELLARI B.; CHAGAS R. K. Implantação de *wetlands* construídas em escala real para o tratamento de esgoto sanitário em residências da Barra do Ribeira no município de Iguapé - São Paulo. **Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 8, n. 2, 2013.

CARVALHO, P. N.; ARIAS, C. A.; BRIX, H. Constructed Wetlands for Water Treatment: New Developments. **Water**, v. 9, v. 6, p. 397, 2017.

CELERE, M. S.; OLIVEIRA, A. S.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. **Caderno de Saúde Pública**, v. 23, n. 4, p. 939-947, 2007.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, p. 11-41, 2004.

CHENG, S.; GROSSE W.; KARRENBROCK, F.; THOENNESSEN, F. Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. **Ecological Engineering**, v.18, n.1, p. 317-325, 2002.

CONAB – COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos**. Safra 2018/2019. V.6, n.4. p. 23; 32; 53; 113. 2019. Disponível em: <http://abiarroz.com.br/uploads/estatisticas/2b24d495052a8ce66358eb576b8912c8.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2019

CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande, MS, Brasil. **Anais** [LINS, E. A. M.; LINS, M. C. M.;LIMA, M. A. G. D. A.;ARAÚJO, J. M. D.; JUCÁ, J. F. T. Monitoramento de lagoas de estabilização no tratamento de chorume: aterro da Muribeca. Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 1 – 8, 2005.

CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande, MS, Brasil. **Anais** [CRUZ, J. G. H.; MENEZES, J. C. S. dos S.; RUBIO, J.; SCHNEIDER, I. A. H. Aplicação de coagulante vegetal à base de tanino no tratamento por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação do efluente de uma lavanderia industrial]. Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

CRASWELL, E. T., VLEK, P. L., TIESSEN, H. AND GILKES, R. J., "Peak Phosphorus– Implications for Soil Productivity and Global Food Security. In Proceedings 19th World **Congress of Soil Science**: Soil Solutions for A Changing World, p. 1-6, 2010.

CRESPILHO, F. N.; RESENDE, M. **Eletroflotação . Princípios e Aplicações**. São Paulo: RiMa Editora, 2004.

DAL FERRO, N.; IBRAHIM, H. M. S.; BORIN, M. Newly-established free water-surface constructed wetland to treat agricultural waters in the low-lying Venetian plain: Performance on nitrogen and phosphorus removal. **Science of the Total Environment**, v. 639, p. 852-859, 2018.

DANESHGAR, S.; CALLEGARI, A.; CAPODAGLIO, A. G.; VACCARI, D. The potential phosphorus crisis: resource conservation and possible escape technologies: a review. **Resources**, v. 7, n. 2, p. 37, 2018.

DE QUEIROZ, T. M.; LIMA, A. F.; DOS SANTOS GALVANIN, E. A. Índice de Estado Trófico, baseado no Fósforo, na Bacia hidrográfica Paraguai-Diamantino em Mato Grosso, Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, 11.1, 2020.

DE MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A.; SARMENTO, A. P.; DE MATOS, M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1311-1317, 2010.

DIETZ, A. C.; SCHNOOR, J. L. Advances in Phytoremediation Environmental. **Health Perspect**, v. 109, n.1, p. 163-168, 2001.

EMBRAPA: **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Dados de 2018**. Disponível em: <http://www.cnpaf.embrapa.br/socioeconomia/index.htm>. Acesso em: 25 fev. 2019.

FAJARDO, A. S.; RODRIGUES, R. F.; MARTINS, R. C.; CASTRO, L. M.; QUINTA-FERREIRA, R. M. Phenolic wastewaters treatment by electrocoagulation process using Zn anode. **Chemical Engineering Journal**, v. 275, p. 331-341, 2015.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Food Balance Sheet. 2001. Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistical Databases (FAOSTAT), **FAOSTAT Agriculture Data**. Disponível em: <http://www.Fao.org>. Acesso em: 16 out. 2018.

FEKI, F.; ALOUI, M. F.; SAYADI, S. Electrochemical oxidation post-treatment of landfill leachate treated with membrane bioreactor. **Chemosphere**, v. 75, n. 2, p. 256-260, 2009.

FU, G.; HAN, J.; YU, T.; HUANGSHEN, L.; ZHAO, L. The structure of denitrifying microbial communities in constructed mangrove wetlands in response to fluctuating salinities. **Journal of environmental management**, v. 238, p. 1-9, 2019.

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde. Ministério da Saúde. **Cartilha Wetlands Construídos Aplicados no Tratamento de Esgoto Sanitário: Recomendações para Implantação e Boas Práticas de Operação e Manutenção**. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/web/guest/biblioteca-eletronica/publicacoes/estudos-e->

pesquisas1. Acesso em: 07 nov. 2019.

GERBER, M. D.; JUNIOR, A. S. V.; CALDAS, J. S.; CORCINI, C. D.; LUCIA JR, T.; CORRÊA, L. B.; CORRÊA, É. K. Toxicity evaluation of parboiled rice effluent using sperm quality of zebrafish as bioindicator. **Ecological indicators**, v. 61, p. 214-218, 2016.

GERBER, M. D., ARSAND, D. R., LUCIA, T., & CORREA, É. K. Phytotoxicity Evaluation of Wastewater from Rice Parboiling. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 101, n. 5, p. 678-683, 2018.

GIRI, D. R.; SINGH, E.; SATYANARAYAN, S. Comparative study on toxicity evaluation of anaerobically treated parboiled rice manufacturing wastewater through fish bioassay. **Water Science and Technology**, v. 73, n. 8, p. 1825-1831, 2016. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2016.029>.

HADAD, H. R.; MUFARREGE, M. M.; DI LUCA, G. A.; MAINE, M. A. Salinity and pH effects on floating and emergent macrophytes in a constructed wetland. **Water Science and Technology**, v. 2017, n. 1, p. 270-275, 2018. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2018.110>.

HAKIZINAMA, J. N.; GOURICH, B.; CHAFI, M.; STIRIBA, Y.; VIAI, C.; DROGUI, P.; NAJA, J. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**, v. 404, p. 1-21, 2017.

HAMAWAND, I.; GHADOUANI, A.; BUNDSCHUH, J.; HAMAWAND, S.; AL JUBOORI, R. A.; CHAKRABARTY, S.; YUSAF, T. A Critical Review on Processes and Energy Profile of the Australian Meat Processing Industry. **Energies**, v. 10, p. 731. DOI: [10.3390/en10050731](https://doi.org/10.3390/en10050731). 2017.

HÖGANÄS. Disponível em: <https://www.hoganas.com/pt-br/powder-technologies/water-and-soil-treatment/industrial-wastewater/industrial-wastewater-treatment/>. Acesso em: 22 mar. 2019.

HOLT, Peter. K.; BARTON, Geoffrey. W.; MITCHELL, Cynthia. A. The future for electrocoagulation as a localized water treatment technology. **Chemosphere**, v. 59, p. 355-367, 2005.

HOSNI, A. Y. Separating oil from oil-water emulsions by electroflotation technique. **Sep. Technol.** v.6, p 9-17. 1996.

HOSNI, K.; BENMOUSSA, S.; BEN AMOR, M. Conditions influencing the removal of phosphate from synthetic wastewater: influence of the ionic composition. **Desalination**. v. 206, p. 279–285. 2007.

HUANG, H.; Zhang, D.; Zhao, Z.; Zhang, P.; Gao, F. Comparison investigation on phosphate recovery from sludge anaerobic supernatant using the electrocoagulation process and chemical precipitation. **Journal of cleaner production**, v. 141, p. 429-438,

2017.

HUSSIN, F.; ABNISA, F.; ISSABAYEVA, G.; AROUA, M. K. Removal of lead by solar-photovoltaic electrocoagulation using novel perforated zinc electrode. **Journal of cleaner production**, v. 147, p. 206-216, 2017.

IBGE: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola**. 2017 Disponível em: <http://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/15577-lspa-release-agosto.html>. Acesso em: 10 jul. 2017.

IRGA. INSTITUTO RIO GRANDENSE DO ARROZ, **Dados de produção**: Disponível em: <https://irga-admin.rs.gov.br/upload/arquivos/201909/05171808-relatorio-da-safra-2018-19-31-agosto-2019.pdf>. Acesso em: 10 de set. 2019.

JU, X.; WU, S.; HUANG, X.; ZHANG, Y.; DONG, R. How the novel integration of electrolysis in tidal flow constructed wetlands intensifies nutrient removal and odor control. **Bioresource Technology**. v. 169, p. 605-613. 2014.

KADLEC, R.H. & KNIGHT, R.L. Treatment Wetlands. **Lewis Publishers**. Boca Raton, 2ª ed. 2009. PDF Disponível em: https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/KADLEC%20WALLACE%202009%20Treatment%20Wetlands%202nd%20Edition_0.pdf. Acesso em: 18 mar. 2019.

KEMIA Tratamento de Efluentes. Chapecó - SC. Disponível em: <http://www.kemia.com.br/inicial-pt>. Acesso em: 22 mar. 2019.

KHEMILA, B.; MERZOUK, B.; CHOUDER, A.; ZIDELKHIR, R.; LECLERC, J. P.; LAPICQUE, F. Removal of a textile dye using photovoltaic electrocoagulation. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**, v. 7, p. 27-35, 2018.

KOBYA, M.; SENTURK, E.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of poultry slaughterhouse wastewaters by electrocoagulation. **J. Hazard. Mater**, v,133, p.172–176, 2006.

KOPARAL, A. S.; ÖĞÜTVEREN, Ü. B. Renoval of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 89, n. 1, p. 83-94, 2002.

KUMAR, A.; PRIYADARSHINEE, R.; ROY, A.; DASGUPTA, D.; MANDAL, T. Current techniques in rice mill effluent treatment: Emerging opportunities for waste reuse and waste-to-energy conversion. **Chemosphere**, v.164, p. 404-412, 2016.

LIANG, Y.; ZHU, H.; BAÑUELOS, G.; YAN, B.; ZHOU, Q.; YU, X.; CHENG, X. Constructed wetlands for saline wastewater treatment: A review. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 275-285, 2017.

MARTINS, C. L.; CASTILHOS-JUNIOR, A. B.; COSTA, R. H. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. **Engenharia**

Sanitária e Ambiental, v. 15, n. 4, p. 401-410, 2010.

MENESES, J. M. de; VASCONCELOS, R. de F.; FERNANDES, T. de F.; ARAÚJO, G. T. de. **Química Nova**, v. 35, n. 2, p. 235-240, 2012.

MITTAL, G. Treatment of wastewater from abattoirs before land application - A review. **Bioresour. Technology**, v.97, p. 1119-1135, 2006.

MÓDENES, A. N.; Espinoza-Quiñones, F. R., Yassue, P. H., Porto, T. M., Theodoro, P. S. Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 571-578, 2017.

MORENO-CASILLAS, H. A., COCKE, D. L., GOMES, J. A., MORKOVSKY, P., PARGA, J. R., & PETERSON, E. Electrocoagulation mechanism for COD removal. **Separation and purification Technology**, v. 56, n. 2, p. 204-211, 2007.

MRA Serviços Ambientais. São Paulo - SP. Disponível em: <http://www.mraservicosambientais.com.br/index.asp>. Acesso em: 02 abr. 2019.

NAGASHIMA, L. A.; BARROS JÚNIOR, C. DE; SILVA, C. A. DA; FUJIMURA, A. S. Avaliação dos níveis de metais pesados em efluente líquido percolado do aterro sanitário de Paranavaí, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*. **Health Sciences**, v. 31, n. 1, p. 1-8, 2009.

NATURALTEC. EQUIPAMENTOS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES. São Paulo - SP. Disponível em: <http://www.naturaltec.com.br/eletrocoagulacao/>. Acesso em: 04 abr. 2019.

NGUYEN, Dinh-Duc; KIM, Sa-Dong; YOON, Yong-Soo. Enhanced phosphorus and COD removals for retrofit of existing sewage treatment by electrocoagulation process with cylindrical aluminum electrodes. **Desalination and Water Treatment**, v. 52, n. 13-15, p. 2388-2399, 2014.

NGUYEN, D. D.; Ngo, H. H., Guo, W., Nguyen, T. T., Chang, S. W., Jang, A., Yoon, Y. S. Can electrocoagulation process be an appropriate technology for phosphorus removal from municipal wastewater? **Science of the Total Environment**, v. 563, p. 549-556, 2016.

OTOSSEN, L. M.; KIRKELUND, G. M.; JENSEN, P. E. Extracting phosphorus from incinerated sewage sludge ash rich in iron or aluminum. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 963-969, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.101>.

PACHECO, J. R.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 306-311, 2004.

PANTANO, G.; GROSSELI, G. M.; MOZETO, A. A.; FADINI, P. S. Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Química Nova**, v. 39, n. 6, p.

732-740, 2016.

PARAGINSKI, R. T. ZIEGLERM, V. TALHAMENTO, A. ELIAS, M. C. Propriedades tecnológicas e de cocção em grãos de arroz condicionados em diferentes temperaturas antes da parboilização. **Brazilian Journal of Food Technology**, v.17, n.2, p.146-453, 2014.

PEDROSO, K.; TAVARES, C. R. G.; JANEIRO, V.; SILVA, T. L. DA; DIAS, P. Z. Avaliação do tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Maringá, Paraná, por processo de coagulação/floculação com TANFLOCSG®. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n. 2, 2012.

QUEIROZ, M., KOETZ, P.R., Caracterização do efluente da parboilização do arroz. **Revista Brasileira de Agrociência**. n. 3, p. 139-143, 1997.

REHMAN, F.; PERVEZ, A.; KHATTAK, B. N.; AHMAD, R. Constructed wetlands: perspectives of the oxygen released in the rhizosphere of macrophytes. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 45, n. 1, 2017.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual de Meio Ambiente. **Resolução CONSEMA nº 355, de 19 de julho de 2017**. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2017.

ROSA, A. S.; DALMOLIN, R. S. D.; COPETTI, A. C. C. A poluição causada por aterros de resíduos sólidos urbanos sobre os recursos hídricos. **Ciência e Natura**, v. 7, n. 1, 2013.

SANTOS, B. S. et al. Avaliação da eficiência de um sistema de tratamento por wetland construído aplicado ao efluente de um frigorífico de suínos. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 37, n. 2, p. 13-22, 2016.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.

SIRÉS, I.; BRILLAS, E. Remediation of water pollution caused by pharmaceutical residues based on electrochemical separation and degradation technologies: A review. **Environment International**, v 40, p. 212-229, 2012.

SØRENSEN, B. L.; DALL, O. L.; HABIB, K. Environmental and resource implications of phosphorus recovery from waste activated sludge. **Waste management**, v. 45, p. 391-399, 2015.

SOUSA, M. C. de; ANJOS, D. A. dos; SALES, E. M.; ANDRADE, M. R. de A. Processos de tratamento do chorume e reaproveitamento: Uma revisão. **Blucher Chemistry Proceedings**, v. 3, n. 1, p. 655-664, 2015.

SUEZ Water Technologies & Solutions. Disponível em: <https://www.suezwatertechnologies.com.br/> e <https://www.tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2017/01/eletroquimica-suez.pdf>. Acesso em: 23 mar. 2019.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 10, n. 1, p. 103-116, 1998.

TRAN, N., DROGUI, P., BLAIS, J.-F., MERCIER, G., 2012. Phosphorus removal from spiked municipal wastewater using either electrochemical coagulation or chemical coagulation as tertiary treatment. **Sep. Purif. Technol.**, v. 95, p. 16–25, 2012.

VENTILAQUA. Coimbra, Portugal. Disponível em: <https://www.ventilaqua.com/ventilaqua-blue/technology/#section-electrochemical>. Acesso em: 16 mar. 2019.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

WANG, S.; LI, F., LIU, Z., LIU, G. Phosphorus removal from wastewater in Johkasou sewage treatment tank by electro-coagulation. **International Journal of Environmental Science and Development**, v. 7, n. 11, p. 798, 2016.

WANG, M., ZHANG, D. Q., DONG, J. W., & TAN, S. K. Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate—A review. **Journal of Environmental Sciences**, v. 57, p. 293-311, 2017.

WIESINIESK, J. A.; COSTA, W. Características dos sedimentos das lagoas de estabilização do aterro controlado do Botuquara, Ponta Grossa –PR, que levam à retenção de metais. **Ciência e & Natura**, v. 34, n. 1, 2012.

YAVUZ, Y.; ÖGÜTVEREN, Ü. B. Treatment of industrial estate wastewater by the application of electrocoagulation process using iron electrodes. **Journal of environmental management**, v. 207, p. 151-158, 2018.

4 APÊNDICES

4.1. CUSTOS DO TRATAMENTO POR ELETROCOAGULAÇÃO

Os custos do tratamento por m³ foram calculados para o experimento de maior tempo e consumo de eletrodo, E8 (t = 60 min; i = 9 A; V = 6,2 v) e foram obtidos, levando em conta os valores praticados pela concessionária de energia no período que foram de R\$ 0,51.kWh⁻¹ para Classe industrial, Modalidade convencional (CEEE, ago/2018) e o preço médio de R\$ 6,00.Kg⁻¹ para a chapa de ferro, no comércio da cidade de Pelotas.

$$\text{Custo dos materiais } CM = \frac{9,0 \times 3.600 \times 0,056 \times 6,0}{3 \times 96.500 \times 4,5} = \mathbf{R\$ 0,008/m^3}$$

$$\text{Custo elétrico } COE = \frac{6,2 \times 9,0 \times 1,0 \times 0,51}{4,5} = \mathbf{R\$ 6,32/m^3}$$

$$\text{Custo Total do Tratamento CTO} = 6,32 + 0,008 = \mathbf{R\$ 6,33/m^3}$$

4.2. CUSTOS DO TRATAMENTO POR WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os custos dos materiais para montagem do tanque de tratamento por *Wetlands* Construídos estão descritos a seguir:

- Registro em PVC ¾ pol. rosqueável: R\$ 6,79 x 6 unidades = **R\$ 40,74**
- Adaptador PVC flange ¾ pol. rosqueável: R\$ 9,50 x 6 unidades = **R\$ 57,00**
- 1/2 metro brita nº 2: **R\$ 45,00** (menor volume comercializado)
- Caixa retangular em fibra de vidro Plastifibra 130 L = **R\$ 116,00** (na fábrica)

Totalizando R\$ 258,70 para o tratamento de aproximadamente 35 L de efluente, em sistema de batelada. Cabe salientar que esses foram os custos de instalação. Na operação, os custos serão relativos à poda e, eventualmente substituição de mudas.

5 PRODUÇÃO CIENTÍFICA

PERIÓDICO: Process Safety and Environmental Protection ISSN 0957-5820

CLASSIFICAÇÃO QUALIS 2017/2018: A1

DISPONÍVEL EM:

<https://www.journals.elsevier.com/process-safety-and-environmental-protection>.

PHOSPHORUS AND COD REMOVAL IN EFFLUENT OF RICE PARBOILIZATION PROCESS USING ELECTROCOAGULATION AND CONSTRUCTED WETLANDS

Beatriz R. Pedrotti Fabião^{a*}, Michel D. Gerber^a, Kátia R. Lemos Castagno^a

^aPPGECA – Programa de Pós-graduação em Engenharia e Ciências Ambientais do IFSUL - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense, *campus* Pelotas, Rio Grande do Sul, Brazil.

*biafabiao@gmail.com

ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the efficiency of phosphorus (P), organic matter (OM), and Chemical Oxygen Demand (COD) removal in rice parboiling effluent using electrocoagulation, wetlands constructed and combined treatment between the two systems. Eleven (11) combinations of contact time, electric current intensity and pH were used in electrocoagulation, while in the wetlands constructed trial, two emergent macrophyte species were used, Cattail (*Typha* spp) and Reed (*Schoenoplectus californicus*), with treatments of 24 and 72 h, respectively. The test with the electrocoagulation / wetlands constructed combination was performed from the best conditions determined in the separate test for each system. The analysis revealed that the best removal efficiency results were achieved in the electrocoagulation / constructed wetlands combined system, with removal efficiency of 98.58% for phosphorus and 69.81% for COD, demonstrating to be an efficient system for use in rice processing industry.

Keywords: Agro-industrial effluent, electrochemical treatment, constructed flooded systems, rooted macrophytes, Cattail, Reed.

1. INTRODUCTION

Among the various production chains established in Brazil, rice processing which allows the obtaining of different products, sold in domestic and foreign markets stands out. Internally, parboiled rice accounts for 25% of consumption, and the southern region of Brazil stands out for its large area of irrigated rice cultivation and large number of processing companies (Conab, 2019).

The parboiling process generates large volume of effluent, approximately 4 L.kg⁻¹ of beneficiated rice, representing about 80% of the total effluent volume of the rice processing industry (Paraginski et al., 2014). It has pH between 4.0 and 5.0 and great polluting potential due to its high organic load, with chemical oxygen demand (COD) that can reach 7,000 mgO₂.L⁻¹, high phosphate concentration and the presence of different nitrogen cycle components, total solids, and volatile acids (Queiroz and Koetz, 1997; Giri, Singh, Satyanarayan, 2016; Kumar et al., 2016). This effluent also presents acute toxicity promoting changes in the sperm quality of fish, which can cause fertility disorders and phytotoxicity, by reducing the seed germination index (Gerber et al., 2016, 2018).

Among the systems most commonly used for wastewater treatment of effluents, physicochemical methods such as coagulation / flocculation, according to Rozeno et al. (2019), add new chemical agents to the liquid that can hinder the handling of the generated sludge, and biological treatments, based on the metabolic activity of microorganisms, especially bacteria and algae, which, according to Von Sperling (2014), achieve a high efficiency in the removal of biodegradable organic fraction (BOD). It can also be mentioned that waste stabilization ponds, present ease of construction and operation, but a larger area requirement compared to biological reactors (Pacheco and Peralta-zamorra, 2004; Nagashima et al., 2009; Von Sperling, 2014). However, biological systems do not perform the same way in the presence of difficult biodegradability compounds and contaminants such as phosphorus (Mittal, 2006; Wiesiniesk and Costa, 2012; Rosa et al., 2013).

Widely used, conventional activated sludge treatment has inherent limitations to the process of sludge recycling, making the removal of high concentrations of phosphorus (P) have efficiency that may be less than 30%, since at the point of decanting it is transferred to the sludge, discarding only the excess to keep the biomass volume constant. This partial, limited, and variable removal of the sludge causes residual

phosphate, which is concentrated to remain (Hosni et al., 2007).

In agriculture, the need for phosphate fertilizers has increased considerably, and the reduction of global phosphorus reserves may be a future problem, that requires the need for new recovery techniques for this important input for food production and chemical industry (Sørensen et al., 2015; Dal Ferro et al., 2018). According to Daneshgar et al. (2018), there are disagreements as to how to calculate reserves, but points out that it is a finite and essential resource, that has been used. Estimates indicate that the phosphorus peak, which is the point where half of the reserves were consumed, would be reached around 2033-2035, with the revision of the reserve numbers extending to 2070 (Craswell et al., 2010; Cordell et al., 2011).

Electrocoagulation is a broad spectrum technology and an efficient method for the removal of P in effluents and can also be used in the recovery of phosphate retained in the sludge generated in microbiological treatment systems (Nguyen et al., 2014, 2016; Huang, 2017). Still incipient in Brazil, electrocoagulation is a promising technology for wastewater treatment because, among other advantages, it is fast, compact, and generates coagulants *in situ* through the dissolution of iron or aluminum anodes creating insoluble metal hydroxides, responsible for the coagulation and decantation / flotation (Yavuz and Ögütveren, 2018), in addition to enabling the automation process (Meneses et al., 2012). As well as the electrode material, other variables that influence the electrocoagulation process are pH, current density, treatment time, agitation, and electrolyte support. The energy required for the process and a critique of the use of electrocoagulation, can be reduced with hybrid system treatment by combining biological and electrochemical processes to improve the quality of the final effluent and reduce operating costs (Módenes et al., 2017; Feki et al., 2009; Wang et al., 2001). In this context, the combination with treatment by constructed wetlands which, with less area requirement compared to treatment lagoons/ponds, remove organic matter and have the ability to absorb phosphorus and nitrogen as plant nutrients (Ju et al., 2014; Di Luca et al., 2019).

Treatment by constructed wetlands is based on biological, chemical and physical mechanisms of rooted macrophytes in an inert support layer to degrade, adsorb, or immobilize contaminants before they reach soil and water (Cheng et al., 2002; Dietz and Schnoor, 2001; Von Sperling, 2014). These systems perform the same contaminant

removal / retention processes of contaminants that occur in natural wetlands, but optimally, since they allow the control of several variables such as type of macrophyte, number of seedlings per square meter, hydraulic detention time, and particle size of the support layer, and allows working with recycle and different forms of feed flow (vertical downward or upward and horizontal). Therefore, systems combining electrocoagulation and constructed wetlands, bring together the speed and high efficiency for phosphorus of the former, with good organic matter removal, nutrient absorption and lower wetland area requirement as compared to the treatment ponds.

In this context, the work aimed to evaluate the efficiency of the removal of phosphorus and organic matter (COD) in effluents from the parboiling process of rice treated by electrocoagulation, constructed wetlands and electrocoagulation / wetlands combined system according to the best conditions obtained in each treatment, and to identify the adequacy to the established by the legislation of discharge of effluents or the reduction of the concentrations indicating them as stage of pre-treatment.

The present study started by optimizing electrocoagulation and wetlands treatment separately so as to determine the best conditions for operation in a combined system. The effluent from the parboiling process was provided by a company from the region of Pelotas-RS and collected at the exit of the rice soaking process.

2. MATERIALS AND METHODS

The sampling procedures are in accordance with the method described in Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater (APHA, 2005). In the characterization of the parboiling effluent and in the samples of the treated effluents, the following parameters were determined: Total phosphorus (4500-PE Standard Methods, 2005); COD by reflux open digestion (5220b, Standard Methods, 2005); Turbidity (PoliControl AP2000); Conductivity (Bel Engineering W12D) and pH (Mettler Toledo SevenEasy).

In the electrocoagulation and constructed wetlands treatments, the parameters analyzed were total phosphorus, chemical oxygen demand (COD) and turbidity. In the electrocoagulation / constructed wetlands combined treatment, conductivity and pH were analyzed. All analysis were performed in triplicate, with 36 analysis related to electrocoagulation experiments, 27 of constructed wetlands treatments, and 6 in the combined treatment, totaling 69 analysis per parameter. The results obtained in the

treatments were expressed as mean and standard deviation. The values found in the electrocoagulation treatment were analyzed using MatLab 2018a software, and ANOVA table generated with phosphorus removal efficiency data at 95% reliability. Statistical treatment of the treatment results by Constructed wetlands was performed by statistical software 12, through Tukey significant difference test.

2.1. Electrocoagulation system

Figure 1 shows that the electrocoagulation treatment was performed in a system composed of reservoir, electrochemical reactor and decanter. The 4.5 liter capacity electrochemical reactor operated in a continuous flow, powered at the bottom by a peristaltic pump (ProwTec, model DB 5000), from reservoir, ensuring agitation inside, and top outlet for the decanter. The reactor level was maintained by adjusting the effluent outlet flow. The decanter has a bottom register to remove decanted materials and treated effluents. The feed rate of the reactor was fixed at $125 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, limited by the capacity of the pump used, but sufficient to agitate the liquid in the reactor.

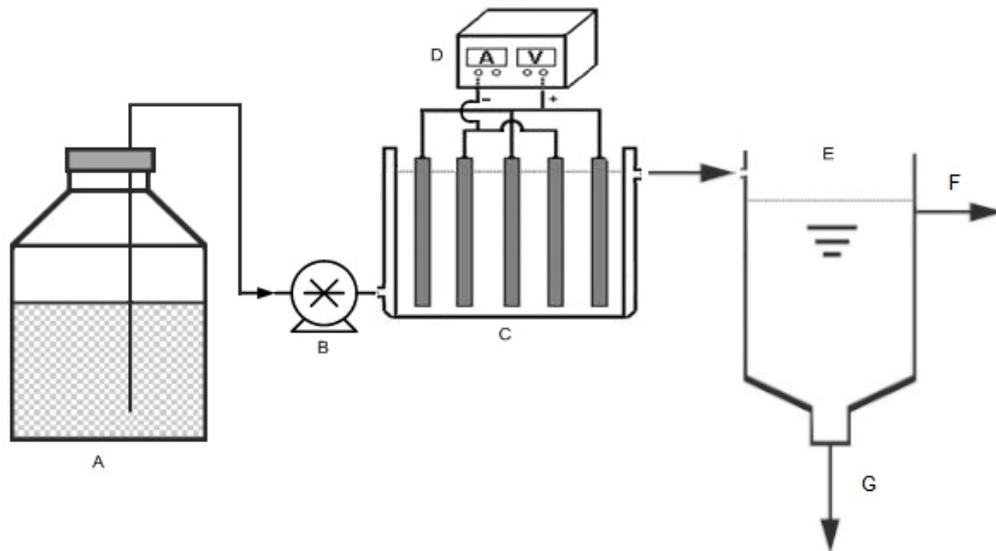


Figure 1. Electrocoagulation treatment system: A) feed tank; B) peristaltic pump; C) electrochemical reactor; D) generating source; E) decanter; F) effluente G) sludge.

Figure 2 shows the set of electrodes in a monopolar arrangement, composed of 5 plates, with 3 cathodes and 2 anodes alternately arranged, with a spacing of 1 cm. The electrodes were made from AISI 1020 alloy, measuring $22.0 \text{ cm} \times 6.0 \text{ cm}$, corresponding to an area of 200.4 cm^2 each.

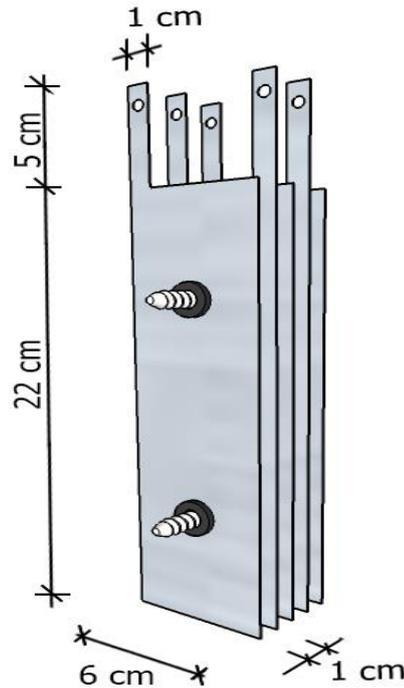


Figure 2: Stack of by iron electrodes, being 3 cathodes and 2 anodes..

Table 1 shows the variables with influence on the electrocoagulation techniques were studied according to Statistical Model 23, with triplicate at the central point, where the influence values for the variables were presented. Eleven (11) experiments were performed testing the different combinations of treatment time, current intensity and initial pH, according to the matrix developed for complete factorial design, with triplicate at the central point. The conditions for each experiment are expressed in the treatment results table (Table 4 in item 3.1). Tests previously performed by the IFSul Electrochemical Research Group, with the same effluent, indicate the need for electrolyte addition as a way to improve its conductivity. Therefore, sodium chloride (NaCl) p.a. (MERCK) was added to obtain a concentration of 0.025 mol.L^{-1} , while PH adjustment was performed using sodium hydroxide (NaOH) solution p.a. (MERCK), 6 mol.L^{-1} .

Table 1. Low, medium and high levels for the influence variables on Electrocoagulation.

| Variable | Low level (-1)* | Middle level (0)* | High level (+1)* |
|---------------------------|--------------------|----------------------|---------------------|
| (1) Time (min) | 20 | 40 | 60 |
| (2) Current intensity (A) | 7 | 8 | 9 |
| (3) initial pH | 5.0 | 6.0 | 7.0 |

* Influence values assigned to variables for statistical application.

2.2. Built wetlands system

The two treatment tanks were assembled in rectangular fiberglass boxes (PLASTIFIBRA) measuring 0.65 m × 0.45 m × 0.45 m (C × W × H) and average useful volume of 35 L after rooting. As support layer was used gravel No. 2, formed a bed with a height of 40 cm. The use of gravel as a support layer, which needs to be an inert material, followed the recommendations of Sezerino et al. (2015).

The definition of rooted macrophytes, evaluated in this work, was based on projects developed in the Environmental Management Technology course at IFSul campus Pelotas, which tested four distinct species. Cattail (*Typha* spp) and Reed (*Schoenoplectus californicus*) were chosen, taking into account the following parameters: budding, growth of the matrices (height) and rooting by non-destructive technique, determined by the difference in useful volume between planting and after planting, and rooting period, calculated from tank drainage and volume measurements.

For planting, the seedlings were pruned, maintaining a height of 20 cm from the root zone and fixed on the substrate (support layer) at a depth of 20 cm. Nine seedlings were placed in each tank, which underwent acclimatization for 5 days with parboiled rice effluent, diluted at 50%, in order to avoid load shock on the plants. The treatment tests were carried out on days with temperatures ranging from 20 to 36 ° C and, during the experiments, there was no rain capable of interfering with the results. The experiments were carried out in parallel, under the same conditions, containing Cattail in Tank 1 and Reed in Tank 2, and two hydraulic detention times were evaluated: 24 h (TDH24) and 72 h (TDH72) for the treatment of parboiled rice effluent. Evaluating Brazilian experiences with wetlands, Sezerino et al. (2015) revealed that the HRD has not been used as a design parameter and the literature does not cite a minimum required treatment time, however, according to their survey, the time employed varied between 0.5 to 12.3 days.

2.3. Electrocoagulation combined system / built wetlands

The combined treatment was performed following the best conditions established in the individual tests for electrocoagulation and wetlands and the same equipment used in the separate tests.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Characterization of parboiled rice effluent

The effluent used in this work was collected on three different occasions, related to electrocoagulation, wetlands and combined treatment, respectively. Table 2 shows its characterization. From the analysis carried out, there is great variation in the results, probably related to the different conditions and parboiling process adopted by the company.

Table 2. Physicochemical characterization of rice parboiling effluents, provided for Electrocoagulation, Wetlands and Combined System Treatments.

| Parameters | Electrocoagulation | Wetlands | Combined System |
|---|--------------------|------------------|-------------------|
| pH | 5.0 ± 0.000 | 4.2 ± 0.000 | 4.3 ± 0.026 |
| Total Phosphorus (mgP.L ⁻¹) | 151.00 ± 0.593 | 123.50 ± 0.423 | 34.80 ± 0.446 |
| Chemical Oxygen Demand (mgO ₂ .L ⁻¹) | 3,587.73 ± 0.432 | 4,957.93 ± 0.170 | 3,136.64 ± 23.709 |
| Turbidity *(NTU) | 65.63 ± 2.170 | 49.45 ± 0.350 | 41.43 ± 0.170 |
| Conductivity **(mS.cm ⁻¹) | 2.43 ± 0.123 | 2.48 ± 0.005 | 1.58 ± 3.300 |

3.2. Electrocoagulation treatment

Table 3 presents the treatment conditions for the predetermined variables and the results obtained in the 11 experiments for the parameters, Total Phosphorus (TP), Chemical Oxygen Demand (COD), and turbidity.

The legislation establishes two ways of meeting the phosphorus parameter in treated effluents: by removal efficiency (%) or by maximum concentration, related to the company's flow range. All 60-minute treatments proved to be efficient, reaching 96.69% removal (E4), well above the requirement, which is 75%, however, the concentration in the treated effluent was 5.0 mgP.L⁻¹, greater than the allowed value (4.0 mgO₂.L⁻¹). For COD, the concentration of 1,984.0 mgO₂.L⁻¹ obtained in the best experiment (E8), does not meet the established for the company's flow range, where the maximum allowed is

260 mgO₂.L⁻¹ (RIO GRANDE DO SOUTH, 2017).

The 60 min experiments showed the best turbidity removal, with emphasis on the E4 experiments with 5.23 NTU and E2 with 9.03 NTU. For the 20 min experiments (E1, E5 and E7), turbidity increased. The relationship between short treatment time and turbidity increase is as described by Moreno-Casillas et al. (2007). Corrosion of the anode by hydroxyl ions, with release of Fe ions without sufficient time to flocculate / decant, may be responsible for the increased turbidity in the 20-min experiments.

Table 3. Experimental conditions, characterization of parboiled rice effluent and removal efficiency (ER) for the parameters: Total Phosphorus (TP), Chemical Oxygen Demand (COD) and turbidity of Electrocoagulation Treatments.

| Experiment | Time (min) | Current intensity (A) | pH | PT *ER (%) | COD *ER (%) | Turbidity *ER (%) |
|----------------------------------|------------|-----------------------|----|--|--|---------------------------|
| Raw effluente (parboiled) | - | - | - | 151.00 ± 0.593 mgP.L⁻¹ | 3,587.73 ± 0.432 mgO₂.L⁻¹ | 65.63 ± 2.17 **NTU |
| E1 | 20 | 7 | 5 | 30.24 ± 0.040 | 4.30 ± 0.047 | -105.18 ± 0.51 |
| E2 | 60 | 7 | 5 | 96.15 ± 0.009 | 22.58 ± 0.216 | 86.24 ± 0.31 |
| E3 | 20 | 9 | 5 | 33.36 ± 0.048 | 22.35 ± 0.125 | 24.99 ± 0.35 |
| E4 | 60 | 9 | 5 | 96.69 ± 0.006 | 33.84 ± 0.189 | 92.03 ± 0.15 |
| E5 | 20 | 7 | 7 | 46.31 ± 0.026 | 24.57 ± 0.000 | -76.74 ± 0.20 |
| E6 | 60 | 7 | 7 | 80.82 ± 0.024 | 38.34 ± 0.082 | 70.85 ± 1.00 |
| E7 | 20 | 9 | 7 | 81.03 ± 0.043 | 25.43 ± 0.330 | -20.42 ± 0.47 |
| E8 | 60 | 9 | 7 | 91.81 ± 0.015 | 44.70 ± 0.403 | 66.18 ± 0.62 |
| E9 | 40 | 8 | 6 | 66.99 ± 0.015 | 16.37 ± 0.082 | 39.21 ± 0.56 |
| E10 | 40 | 8 | 6 | 80.28 ± 0.048 | 17.64 ± 0.047 | 55.51 ± 0.46 |
| E11 | 40 | 8 | 6 | 77.64 ± 0.025 | 18.21 ± 0.510 | 67.04 ± 2.35 |

* ER: Removal Efficiency expressed as a percentage and standard deviation ** NTU: Nephelometric Turbidity Unit.

The results obtained by the factorial design for the electrocoagulation treatment were analyzed using a significance level of 0.05. From the statistical analysis, it was observed that the parameters set for this work have significant effect on phosphorus removal ($p < 0.05$). Since the current intensity, time and pH parameters are significant, to evaluate the influence of the pH and treatment time at phosphorus removal the response surface (Figure 3) was constructed for two current intensity conditions: a) 7A current intensity and (b) 9A current intensity. Regarding treatments with current intensity of 9A, the graph shows their relationship with pH: the lower the pH value, the more significant the time variable. This behavior also repeats for 7A intensity.

The highest pH was achieved for short treatment time and lower efficiency requirements. However, in both cases (7A and 9A), to achieve higher removal efficiencies, even taking longer, lower pH is more convenient. The combination of 9A with 60 min treatment time obtained removal efficiency above 90% for all pH range employed in this work.

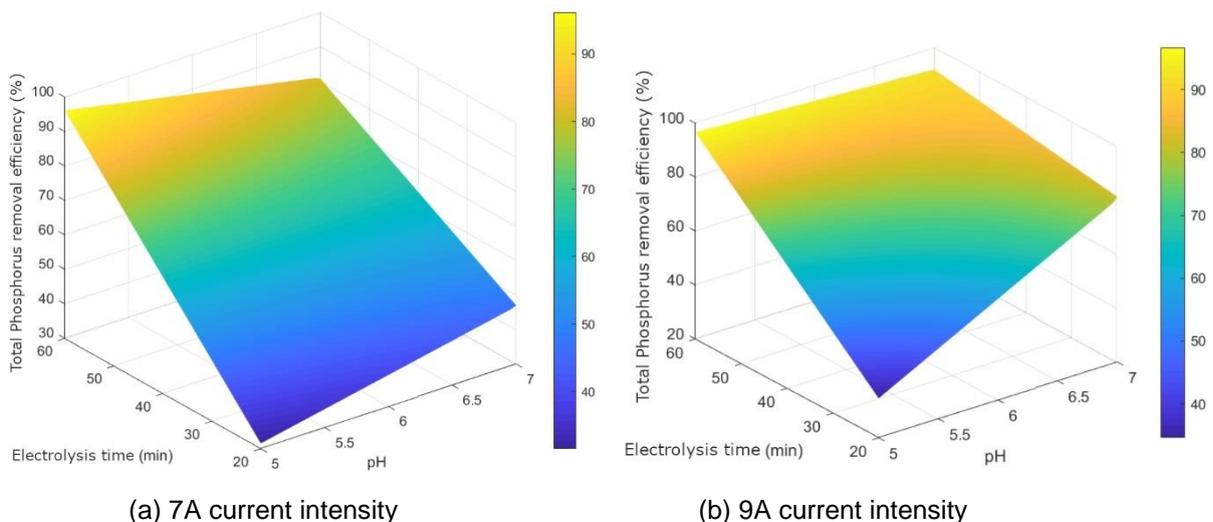


Figure 3: Evaluation of the influence of pH and treatment time on Total Phosphorus (TP) removal, with current intensity set at (a) 7A current intensity and (b) 9A current intensity.

For organic matter (Figure 4), pH seems to be the most influential variable after treatment time. The best results were obtained at pH 7 and 60 min of treatment. In addition, the higher current intensity promoted a greater removal as observed comparing E8 with 44.70% and E6 with 38.34%. Optimal process conditions then depends on the purpose of the treatment and the removal efficiency required.

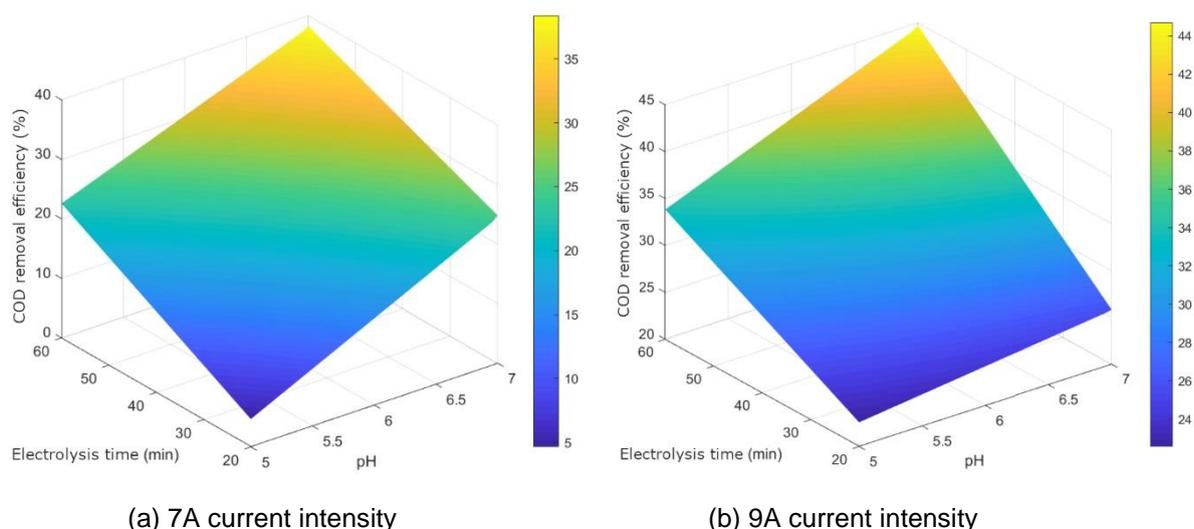


Figure 4: Evaluation of the influence of pH and treatment time on Chemical Oxygen Demand (COD) removal, with current intensity set at (a) 7A current intensity (b) 9A current intensity.

3.3. Treatment by built wetlands

Table 4 shows the results obtained in the removal of total phosphorus, in the three treatment trials, with treatment times of 24 h (TDH24) and 72 h (TDH72). All treatments showed phosphorus removal above 30%, compared to the raw rice parboiling effluent. There was no significant difference ($p > 0.05$) between the treatment times and the macrophytes used, except for Cattail TDH24, which presented a slightly higher percentage value (38.81%).

Table 4. Concentrations and removal efficiency (ER) for Total Phosphorus (TP) in Experiments I, II and III for Constructed Wetlands Treatment at TDH24 and TDH72 treatment times.

| Treatment | Raw effluent | TDH24 | | TDH72 | |
|--|--------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| | | Cattail | Reed | Cattail | Reed |
| * Average concentration mgP.L ⁻¹ | 123.5 | 75.57 | 81.73 | 81.42 | 81.82 |
| | ± 0.1443 ^A | ± 7.180 ^C | ± 1.086 ^B | ± 1.023 ^B | ± 0.589 ^B |
| **ER% | | 38.81 | 33.82 | 34.07 | 33.75 |
| | | ± 1.302 | ± 0.634 | ± 0.512 | ± 0.182 |

* Average concentration and standard deviation ** ER: Removal Efficiency expressed as a percentage.

Table 5 shows the results obtained for chemical oxygen demand (COD) in Experiments I, II and III, with treatment times of 24 h (TDH24) and 72 h (TDH72). When evaluated and efficiency in terms of percentage removal (ER%) by macrophytes and by

treatment times, it was observed that the removal was higher for TDH72, with values above 33%. However, there was no significant difference between treatment times and macrophytes.

Table 5. Concentrations and removal efficiency (ER) for Chemical Oxygen Demand (COD) in Experiments I, II, and III for Constructed Wetlands Treatment at TDH24 and TDH72 treatment times.

| Treatment | Raw effluent | TDH24 | | TDH72 | |
|--|-------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| | | Cattail | Reed | Cattail | Reed |
| * Average concentration mgO ₂ .L ⁻¹ | 4,957.93 ± 5.572 ^A | 3,597.25 ± 183.383 ^B | 3,675.96 ± 166.177 ^B | 3,294.12 ± 213.171 ^B | 3,208.45 ± 208.839 ^B |
| **ER% | | 27.44 ± 514.368 | 25.86 ± 467.718 | 33.56 ± 598.459 | 35.29 ± 585.654 |

* Average concentration and standard deviation ** ER: Removal efficiency expressed as a percentage.

The low pH of the rice parboiling process effluent (Table 2) may have contributed to the lower than expected COD removal efficiency. Sezerino et al. (2015) in their report revealed higher removal efficiencies, between 69 and 89% in sewage treatment, with pH 7, while Santos et al. (2016) achieved 89.6% in the treatment of swine refrigerator effluent, with treatment; after 72 h at an initial pH of 6.73 and final pH at 8.0, the author also mentions a study in which wetlands were used as tertiary treatment reaching 95% COD removal efficiency. There was no significant difference in pH variation ($p > 0.05$) when the raw effluent was compared with the effluent from all treatments, with a final pH of 4.8.

Regarding turbidity, the results of the three experiments were grouped by the treatment times. Table 6 presents the average of the results obtained for the hydraulic detention times of 24 h (TDH24) and 72 h (TDH72), for Cattail. and Reed. Significant difference ($p < 0.05$) was observed in turbidity results, for TDH24 and TDH72, with near removal of 15% in the 24 h treatment and 42% in the 72 h treatment, but there was no significant difference between the macrophytes.

Table 6. Mean values for turbidity in parboiling effluent and for the three experiments grouped by 24-h treatment time (TDH24) and 72-h treatment time (TDH72), and removal efficiency (ER).

| Experiments I, II e II | Turbidity (NTU)* | | |
|------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| | Raw effluent | Cattail | Reed |
| TDH24 | 49.45 ± 0.350 ^A | 41.65 ± 0.250 ^B | 42.10 ± 0.400 ^B |
| ER (%)** | | 15.77 ± 0.114 | 14.86 ± 0.242 |
| TDH72 | | 28.60 ± 0.050 ^C | 28.13 ± 0.150 ^C |
| ER (%)** | | 42.16 ± 0.092 | 43.11 ± 0.133 |

**ER: Removal Efficiency expressed as a percentage *NTU: Nephelometric Turbidity Unit.

3.4. Treatment electrocoagulation combined system / built wetlands

For the electrocoagulation stage, the operational conditions of experiment E2 were chosen, with phosphorus removal similar to E4, but with lower current intensity, consequently, lower energy consumption. For the wetlands, TDH72 was chosen based on the best COD removal, and turbidity. The choice for Cattail was considered in the study of Sezerino et al. (2015), and it was stated that among the 42 studies published in the country from 1998 to 2011, Cattail stands out as the most used, besides presenting good resistance to salinity variations, which is important since the addition of electrolytes to the parboiling effluent for electrocoagulation treatment is required (Fu et al., 2019). Table 7 shows the results for the parameters evaluated in the combined system treatment. The addition of electrolytes for the treatment by Electrocoagulation, could increase the salinity of the treated effluent, however the combined system showed good decay of conductivity with a reduction of 91.56% and conductivity in the final effluent of 0.134 mS.cm⁻¹.

Table 7. Characterization of parboiled rice effluent and removal efficiency (ER) of the Treatment by Combined Electrocoagulation System / Constructed Wetlands, for the parameters Total Phosphorus (TP), Chemical Oxygen Demand (COD), turbidity, conductivity and pH variation.

| Effluent | Parameters | | | | |
|----------------|---------------------------|--|--------------|--------------------|--|
| | TP mgP.L ⁻¹ | COD mgO ₂ .L ⁻¹ | pH | Turbidity **NTU | Conductivity ***mS.cm ⁻¹ |
| Raw | 34.80 ± 0.446 | 3,136.64 ± 23.709 | 4.29 ± 0.026 | 41.4 ± 0.170 | 1.58 ± 3.300 |
| Treated | 0.49 ± 0.009 | 956.94 ± 43.405 | 6.28 ± 0.024 | 20.33 ± 0.047 | 0.134 ± 0.665 |
| *ER% | 98.58 | 69.81 | | 50.93 | 91.56 |

* ER: Removal Efficiency expressed as a percentage ** NTU: Nephelometric Turbidity Unit *** millisiemens per centimeter (mS.cm⁻¹).

Due to flotation removal and decantation in the electrocoagulation stage associated with the filtering action of the constructed wetlands root zone, good effluent clarification occurred, with turbidity removal above 50%.

Regarding COD, although the removal was close to 70%, a complementary treatment step would be necessary since the legislation establishes, for the company's flow range, a maximum of 260 mgO₂.L⁻¹ for the release of the treated effluent.

As for the phosphorus parameter, Brazilian legislation establishes two forms of meeting the discharge of treated effluents: concentration and minimum removal efficiency of 75% (Rio Grande Do Sul, 2017). The electrocoagulation / wetlands constructed combined system achieved a high efficiency of 98.58%, above that required by legislation, and proved suitable for application in the treatment of effluents with high phosphorus concentrations.

4. CONCLUSION

Electrocoagulation treatment proved to be a fast and efficient system for phosphorus. However, the technique is not highly efficient for removing organic matter, indicating the need for combination with biological treatment systems. The results presented here recommend the combination of electrocoagulation techniques and wetlands built to treat effluents with high levels of phosphorus and COD, taking into account the removal efficiency established for phosphorus and considerably reducing COD. However, although the removal of organic matter was close to 70%, a complementary treatment step would be necessary, as the parboiling effluent has a high initial concentration and the treated effluent was above the established limit.

An alternative would be the use of electrocoagulation as a pretreatment of the effluent from the rice parboiling process, in order to remove phosphorus and reduce the organic load to the existing treatment plant in the company, which has biological treatment and where there are already wetlands such as tertiary level of treatment.

5. REFERENCES

APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works

Association & WEF – Water Environment Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. Washington, D.C. p. 4, 2005.

CHENG, S.; GROSSE W.; KARRENBROCK, F.; THOENNESSEN, F. Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. **Ecological Engineering**, v.18, n.1, p. 317-325, 2002.

CONAB-Companhia Nacional de Abastecimento. **Dados da safra brasileira de grãos** – julho 2019. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos>. Acesso em 23 set 2019.

CORDELL, D.; WHITE, S.; LINDSTRÖM, T. Peak phosphorus: The crunch time for humanity? **The Sustainability Review**. 2011. Disponível em: <http://www.thesustainabilityreview.org/articles/peak-phosphorus-the-crunch-time-for-humanity>. Acesso em: 20 fev 2018.

CRASWELL, E. T., VLEK, P. L., TIESSEN, H. AND GILKES, R. J., "Peak Phosphorus– Implications for Soil Productivity and Global Food Security. In Proceedings 19th World Congress of Soil Science: Soil Solutions for A Changing World, 1-6, 2010.

DAL FERRO, N.; IBRAHIM, H. M. S.; BORIN, M. Newly-established free water-surface constructed wetland to treat agricultural waters in the low-lying Venetian plain: Performance on nitrogen and phosphorus removal. **Science of the Total Environment**, v. 639, p. 852-859, 2018.

DANESHGAR, S.; CALLLEGARI, A.; CAPODAGLIO, A. G.; VACCARI, D. The potential phosphorus crisis: resource conservation and possible escape technologies: a review. **Resources**, v. 7, n. 2, p. 37, 2018.

DI LUCA, G. A.; MUFARREGE, M. M., HADAD, H. R.; MAINE, M. A. Nitrogen and phosphorus removal and *Typha domingensis* tolerance in a floating treatment wetland. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 233-240, 2019.

DIETZ, A. C.; SCHNOOR, J. L. Advances in Phytoremediation Environmental. **Health Perspect**, v. 109, n.1, p. 163-168, 2001.

FEKI, F.; ALOUI, M. F.; SAYADI, S. Electrochemical oxidation post-treatment of landfill leachate treated with membrane bioreactor. **Chemosphere**, v. 75, n. 2, p. 256-260, 2009.

FU, G.; HAN, J.; YU, T.; HUANGSHEN, L.; ZHAO, L. The structure of denitrifying

microbial communities in constructed mangrove wetlands in response to fluctuating salinities. **Journal of environmental management**, v. 238, p. 1-9, 2019.

GERBER, M. D., ARSAND, D. R., LUCIA, T., & CORREA, É. K. Phytotoxicity Evaluation of Wastewater from Rice Parboiling. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 101, n. 5, p. 678-683, 2018.

GERBER, M. D.; JUNIOR, A. S. V.; CALDAS, J. S.; CORCINI, C. D.; LUCIA JR, T.; CORRÊA, L. B.; CORRÊA, É. K. Toxicity evaluation of parboiled rice effluent using sperm quality of zebrafish as bioindicator. **Ecological indicators**, v. 61, p. 214-218, 2016.

GIRI, D. R.; SINGH, E.; SATYANARAYAN, S. Comparative study on toxicity evaluation of anaerobically treated parboiled rice manufacturing wastewater through fish bioassay. **Water Science and Technology**, 73.8: 1825-1831, 2016. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2016.029>.

HOSNI, K.; MOUSSA, S. Ben; AMOR, M. Ben. Conditions influencing the removal of phosphate from synthetic wastewater: influence of the ionic composition. **Desalination**, 206.1-3: 279-285, 2007.

HUANG, H.; Zhang, D.; Zhao, Z.; Zhang, P.; Gao, F. Comparison investigation on phosphate recovery from sludge anaerobic supernatant using the electrocoagulation process and chemical precipitation. **Journal of cleaner production**, v. 141, p. 429-438, 2017.

JU, X.; WU, S.; HUANG, X.; ZHANG, Y.; DONG, R. How the novel integration of electrolysis in tidal flow constructed wetlands intensifies nutrient removal and odor control. **Bioresour. Technology**. v. 169, p. 605-613. 2014.

KUMAR, A.; PRIYADARSHINEE, R.; ROY, A.; DASGUPTA, D.; MANDAL, T. Current techniques in rice mill effluente treatment: Emerging opportunities for waste reuse and waste-to-energy conversion. **Chemosphere**, v.164, p. 404-412, 2016.

MENESES, J. M. de; VASCONCELOS, R. de F.; FERNANDES, T. de F.; ARAÚJO, G. T. de. Treatment of biodiesel wastewater by electrocoagulation/flotation process: investigation of operational parameters. **Química Nova**, v. 35, n. 2, p. 235-240, 2012.

MITTAL, G. Treatment of wastewater from abattoirs before land application - A review. **Bioresour. Technology**, v.97, p. 1119-1135, 2006.

MÓDENES, A. N.; Espinoza-Quiñones, F. R., Yassue, P. H., Porto, T. M., Theodoro, P.

S. Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 571-578, 2017.

MORENO-CASILLAS, H. A., COCKE, D. L., GOMES, J. A., MORKOVSKY, P., PARGA, J. R., & PETERSON, E. Electrocoagulation mechanism for COD removal. **Separation and purification Technology**, v. 56, n. 2, p. 204-211, 2007.

NAGASHIMA, L. A.; BARROS JÚNIOR, C. DE; SILVA, C. A. DA; FUJIMURA, A. S. Avaliação dos níveis de metais pesados em efluente líquido percolado do aterro sanitário de Paranavaí, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Health Sciences**, v. 31, n. 1, p. 1-8, 2009.

NGUYEN, D. D.; NGO, H. H., GUO, W., NGUYEN, T. T., CHANG, S. W., JANG, A., YOON, Y. S. Can electrocoagulation process be an appropriate technology for phosphorus removal from municipal wastewater? **Science of the Total Environment**, v. 563, p. 549-556, 2016.

NGUYEN, Dinh-Duc; KIM, Sa-Dong; YOON, Yong-Soo. Enhanced phosphorus and COD removals for retrofit of existing sewage treatment by electrocoagulation process with cylindrical aluminum electrodes. **Desalination and Water Treatment**, v. 52, n. 13-15, p. 2388-2399, 2014.

PACHECO, J. R.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 306-311, 2004.

PARAGINSKI, R. T. ZIEGLER, V. TALHAMENTO, A. ELIAS, M. C. Propriedades tecnológicas e de cocção em grãos de arroz condicionados em diferentes temperaturas antes da parboilização. **Brazilian Journal of Food Technology**, v.17, n.2, p.146-453, 2014.

QUEIROZ, M., KOETZ, P.R., Caracterização do efluente da parboilização do arroz. **Revista Brasileira de Agrociência**. n. 3, p. 139-143, 1997.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual de Meio Ambiente. **Resolução CONSEMA nº 355, de 19 de julho de 2017**. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2017.

ROSA, A. S.; DALMOLIN, R. S. D.; COPETTI, A. C. C. A poluição causada por aterros

de resíduos sólidos urbanos sobre os recursos hídricos. **Ciência e Natura**, v. 7, n. 1, 2013.

ROZENO, N. S.; RIBEIRO, E. A. M.; TOMÉ, A. G.; RODRIGUES FILHO, G.; CANOBRE, S. C.; DO AMARAL, F. A. Uso de tanino como coagulante primário para tratamento de efluente de biodiesel/Use of tannin as a primary coagulant for treatment of biodiesel effluent. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 6, p. 4599-4608, 2019.

DOS SANTOS, B. S.; DA COSTA; P. F.; EYNG, E.; CÂMARA, C. D. Avaliação da eficiência de um sistema de tratamento por wetland construído aplicado ao efluente de um frigorífico de suínos. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 37, n. 2, p. 13-22, 2016.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.

SØRENSEN, B. L.; DALL, O. L.; HABIB, K. Environmental and resource implications of phosphorus recovery from waste activated sludge. **Waste management**, 45, 391-399, 2015.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

WANG, P.; LAU, I. W. C.; FANG, H. H. P. Electrochemical oxidation of leachate pretreated in a upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Environmental technology**, v. 22, n. 4, p. 373-381, 2001.

WIESINIESK, J. A.; COSTA, W. Características dos sedimentos das lagoas de estabilização do aterro controlado do Botuquara, Ponta Grossa –PR, que levam à retenção de metais. **Ciência e & Natura**, v. 34, n. 1, 2012.

YAVUZ, Y.; ÖGÜTVEREN, Ü. B. Treatment of industrial estate wastewater by the application of electrocoagulation process using iron electrodes. **Journal of environmental management**, v. 207, p. 151-158, 2018.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O tratamento por eletrocoagulação provou ser um sistema rápido e eficiente para remoção de fósforo. No entanto, a técnica não é altamente eficiente para remover matéria orgânica, indicando a necessidade de combinação com sistemas de tratamento biológico.

Os resultados aqui apresentados recomendam a combinação de técnicas de eletrocoagulação e zonas úmidas construídas para tratamento de efluentes com altos níveis de fósforo e DQO, levando em consideração a eficiência de remoção estabelecida para o fósforo e reduzindo consideravelmente a DQO. No entanto, embora a remoção de matéria orgânica tenha sido próxima de 70%, seria necessária uma etapa de tratamento complementar, pois o efluente de parboilização possui alta concentração inicial e o efluente tratado ficou acima do limite estabelecido.

Uma alternativa seria o uso da eletrocoagulação como pré-tratamento do efluente do processo de parboilização do arroz, a fim de remover fósforo e reduzir a carga orgânica para a estação de tratamento existente na empresa, que possui tratamento biológico e onde já existem zonas úmidas como nível terciário de tratamento.

7 ANEXOS

7.1. ANEXO 1 Laudo (cedido pela empresa) do efluente final da ETE

INFORMAÇÕES DA COLETA

PONTO DE COLETA: Saída do Efluente Final

DATA DA COLETA: 13/12/17

REALIZADA POR: ██████████

CRQ: ██████████

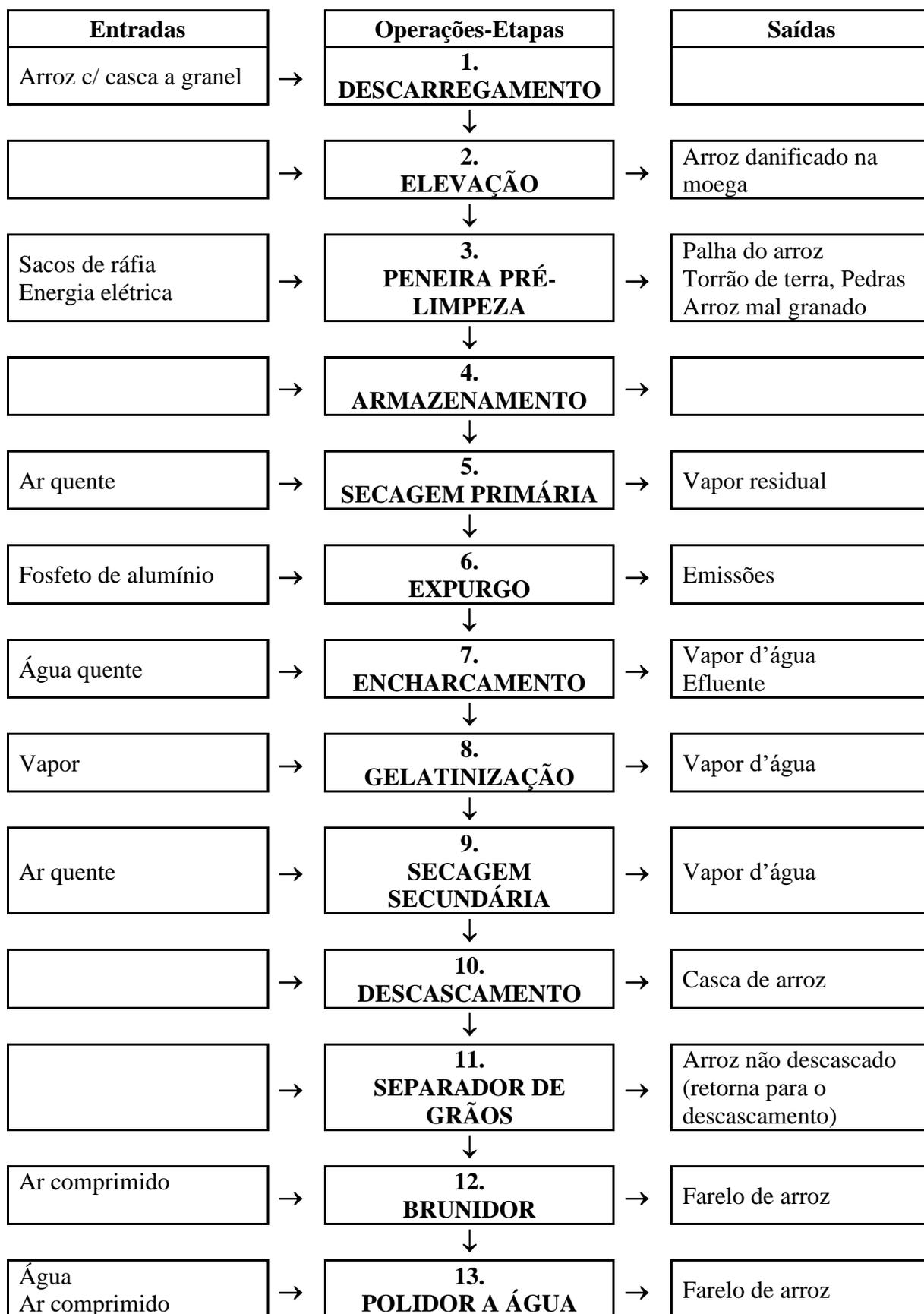
CONDIÇÕES CLIMÁTICAS: Tempo Bom

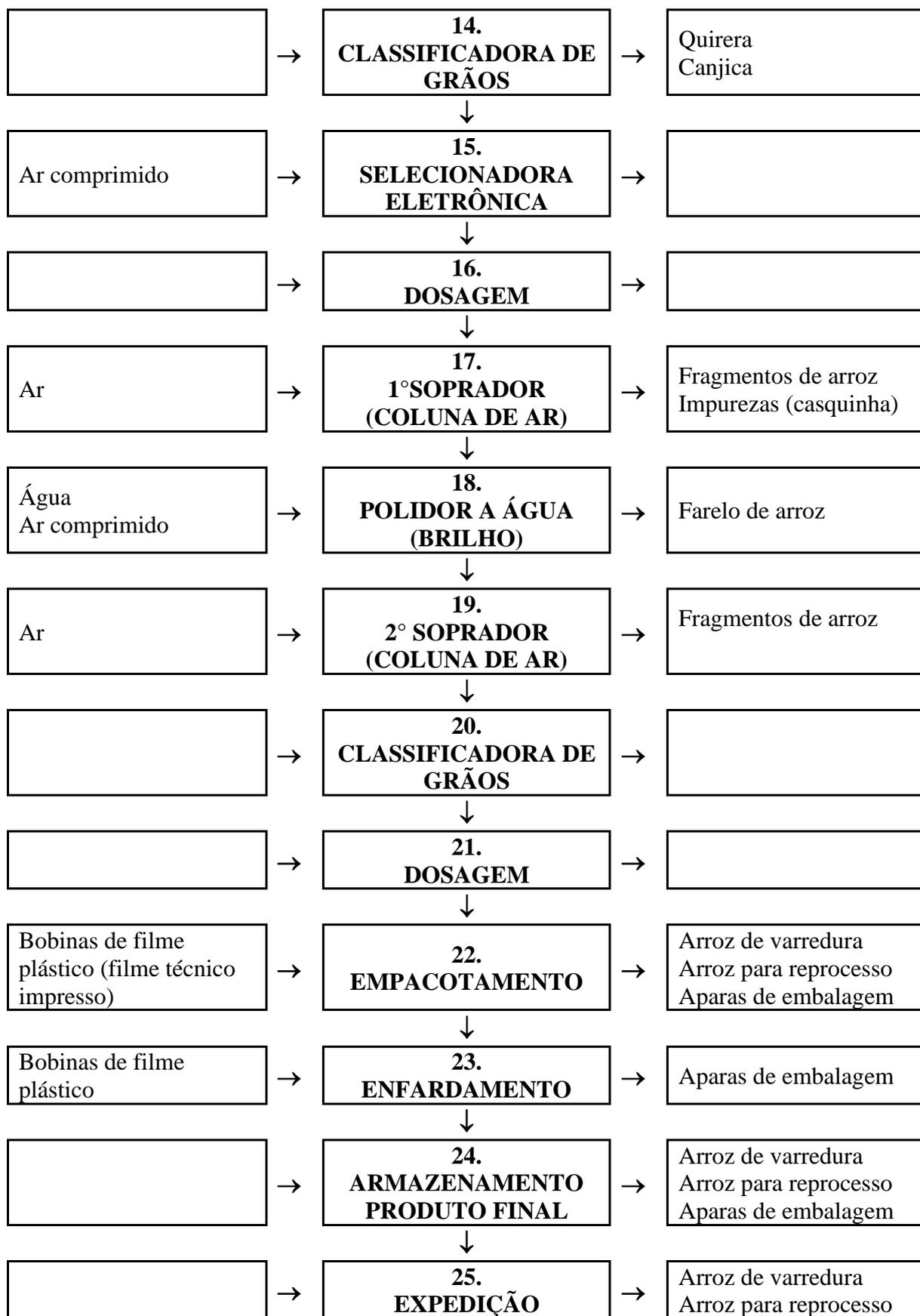
CONSERVAÇÃO: Refrigeração

FISICO-QUÍMICOS

| PARAMETROS | RESULTADO | UNIDADE | METODOLOGIA | LD |
|-----------------------------------|-----------|------------------------|--|-------|
| Alumínio | <0,03 | mgAl/L | SMEWW 21st 3500-AI B | 0,03 |
| Cloretos | 169,45 | mgCl ⁻ /L | SMEWW 21st 4500-Cl- B | 0,10 |
| Condutividade | 1618,00 | µS | SMEWW 21st 2510 B | 0,01 |
| Cor | 435,15 | uH | SMEWW 21st 2120C | 0,10 |
| DBO | 19,2 | mgO ₂ /L | SMEWW 21st 5210 B | 2,00 |
| DQO | 92,00 | mgO ₂ /L | SMEWW 21st 5210 B | 4,00 |
| Dureza | 50,54 | mgCaCO ₃ /L | SMEWW 21st 2340 C | 1,00 |
| Espumas | Ausente | ---- | Visual | ---- |
| Fenol | <0,10 | mg/L | SMEWW 21st 5530C | 0,10 |
| Ferro Total | <0,03 | mgFe/L | SMEWW 21st 3500-Fe B | 0,03 |
| Fósforo Total | 15,42 | mgP/L | SMEWW 21st 4500P E | 0,10 |
| Materiais Flutuantes | Ausente | ---- | Visual | ---- |
| Nitrogênio Amoniacal | <5,00 | mgNNH ₃ /L | SMEWW 21st 4500-NH3 B e C | 5,00 |
| Nitrogênio Total | <4,00 | mgNTK/L | SMEWW 21st 4500-Norg B, 4500-NH3 B e C | 4,00 |
| Odor | N.D. | Nº Ton | SMEWW 21st 2150 B | 1,00 |
| Óleos e Graxas Animais e Vegetais | < 10,00 | mg/L | SMEWW 21st 5520 D e F | 10,00 |
| Óleos e Graxas Minerais | <10,00 | mg/L | SMEWW 21st 5520 F | 10,00 |
| pH | 7,50 | ---- | Potenciométrico | 0,10 |
| Sólidos Sedimentáveis | <0,10 | mL/L | SMEWW 21st 2540 F | 0,10 |
| Sólidos Suspensos Totais | 4,00 | mg/L | SMEWW 21st 2540 D | 0,10 |
| Surfactantes | <0,025 | mg/L | SMEWW 21st 5540 C | 0,025 |
| | | | | |

7.2. ANEXO 2 Fluxograma do processo de beneficiamento de arroz





7.3. ANEXO 3 Diretrizes do periódico para envio de trabalhos



PROCESS SAFETY AND ENVIRONMENTAL PROTECTION

Publication of the [Institution of Chemical Engineers](#)

AUTHOR INFORMATION PACK

Formatting requirements

There are no strict formatting requirements but all manuscripts must contain the essential elements needed to convey your manuscript, for example Abstract, Keywords, Introduction, Materials and Methods, Results, Conclusions, Artwork and Tables with Captions. If your article includes any Videos and/or other Supplementary material, this should be included in your initial submission for peer review purposes. Divide the article into clearly defined sections.

Figures and tables embedded in text

Please ensure the figures and the tables included in the single file are placed next to the relevant text in the manuscript, rather than at the bottom or the top of the file. The corresponding caption should be placed directly below the figure or table.

Peer review

This journal operates a single blind review process. All contributions will be initially assessed by the editor for suitability for the journal. Papers deemed suitable are then typically sent to a minimum of two independent expert reviewers to assess the scientific quality of the paper. The Editor is responsible for the final decision regarding acceptance or rejection of articles. The Editor's decision is final.

REVISED SUBMISSIONS

Use of word processing software

Regardless of the file format of the original submission, at revision you must provide us with an editable file of the entire article. Keep the layout of the text as simple as possible. Most formatting codes will be removed and replaced on processing the article. The electronic text should be prepared in a way very similar to that of conventional manuscripts (see also the [Guide to Publishing with Elsevier](#)). See also the section on Electronic artwork. To avoid unnecessary errors you are strongly advised to use the 'spell-check' and 'grammar-check' functions of your word processor.

Article structure

Subdivision - numbered sections

Divide your article into clearly defined and numbered sections. Subsections should be numbered 1.1 (then 1.1.1, 1.1.2, ...), 1.2, etc. (the abstract is not included in section numbering). Use this numbering also for internal cross-referencing: do not just refer to 'the text'. Any subsection may be given a brief heading. Each heading should appear on its own separate line.

Introduction

State the objectives of the work and provide an adequate background, avoiding a detailed literature survey or a summary of the results.

Material and methods

Provide sufficient details to allow the work to be reproduced by an independent researcher. Methods that are already published should be summarized, and indicated by a reference. If quoting directly from a previously

published method, use quotation marks and also cite the source. Any modifications to existing methods should also be described.

Theory/calculation

A Theory section should extend, not repeat, the background to the article already dealt with in the Introduction and lay the foundation for further work. In contrast, a Calculation section represents a practical development from a theoretical basis.

Results

Results should be clear and concise.

Discussion

This should explore the significance of the results of the work, not repeat them. A combined Results and Discussion section is often appropriate. Avoid extensive citations and discussion of published literature.

Conclusions

The main conclusions of the study may be presented in a short Conclusions section, which may stand alone or form a subsection of a Discussion or Results and Discussion section.

Essential title page information

Title. Concise and informative. Titles are often used in information-retrieval systems. Avoid abbreviations and formulae where possible.

Author names and affiliations. Please clearly indicate the given name(s) and family name(s) of each author and check that all names are accurately spelled. You can add your name between parentheses in your own script behind the English transliteration. Present the authors' affiliation addresses (where the actual work was done) below the names. Indicate all affiliations with a lower-case superscript letter immediately after the author's name and in front of the appropriate address. Provide the full postal address of each affiliation, including the country name and, if available, the e-mail address of each author

Corresponding author. Clearly indicate who will handle correspondence at all stages of refereeing and publication, also post-publication. This responsibility includes answering any future queries about Methodology and Materials. **Ensure that the e-mail address is given and that contact details are kept up to date by the corresponding author.**

Present/permanent address. If an author has moved since the work described in the article was done, or was visiting at the time, a 'Present address' (or 'Permanent address') may be indicated as a footnote to that author's name. The address at which the author actually did the work must be retained as the main, affiliation address. Superscript Arabic numerals are used for such footnotes.

Highlights

Highlights are mandatory for this journal as they help increase the discoverability of your article via search engines. They consist of a short collection of bullet points that capture the novel results of your research as well as new methods that were used during the study (if any). Please have a look at the examples here: [example Highlights](#).

Highlights should be submitted in a separate editable file in the online submission system. Please use 'Highlights' in the file name and include 3 to 5 bullet points (maximum 85 characters, including spaces, per bullet point).

Abstract

A concise and factual abstract is required (maximum 200 words). The abstract should state briefly the purpose of the research, the principal results and major conclusions. An abstract is often presented separately from the article, so it must be able to stand alone. For this reason, References should be avoided, but if essential, then cite the author(s) and year(s). Also, non-standard or uncommon abbreviations should be avoided, but if essential they must be defined at their first mention in the abstract itself.

Graphical abstract

Although a graphical abstract is optional, its use is encouraged as it draws more attention to the online article. The graphical abstract should summarize the contents of the article in a concise, pictorial form designed to capture the attention of a wide readership. Graphical abstracts should be submitted as a separate file in the online submission system. Image size: Please provide an image with a minimum of 531 × 1328 pixels (h × w) or proportionally more. The image should be readable at a size of 5 × 13 cm using a regular screen resolution of 96 dpi. Preferred file types: TIFF, EPS, PDF or MS Office files. You can view [Example Graphical Abstracts](#) on our information site. Authors can make use of Elsevier's [Illustration Services](#) to ensure the best presentation of their images and in accordance with all technical requirements.

Keywords

Immediately after the abstract, provide a maximum of 6 keywords, using British spelling and avoiding general and plural terms and multiple concepts (avoid, for example, 'and', 'of'). Be sparing with abbreviations: only abbreviations firmly established in the field may be eligible. These keywords will be used for indexing purposes.

Abbreviations

Define abbreviations that are not standard in this field in a footnote to be placed on the first page of the article. Such abbreviations that are unavoidable in the abstract must be defined at their first mention there, as well as in the footnote. Ensure consistency of abbreviations throughout the article.

Acknowledgements

Collate acknowledgements in a separate section at the end of the article before the references and do not, therefore, include them on the title page, as a footnote to the title or otherwise. List here those individuals who provided help during the research (e.g., providing language help, writing assistance or proof reading the article, etc.).

Formatting of funding sources

List funding sources in this standard way to facilitate compliance to funder's requirements:

Funding: This work was supported by the National Institutes of Health [grant numbers xxxx, yyyy]; the Bill & Melinda Gates Foundation, Seattle, WA [grant number zzzz]; and the United States Institutes of Peace [grant number aaaa].

It is not necessary to include detailed descriptions on the program or type of grants and awards. When funding is from a block grant or other resources available to a university, college, or other research institution, submit the name of the institute or organization that provided the funding.

If no funding has been provided for the research, please include the following sentence:

This research did not receive any specific grant from funding agencies in the public, commercial, or not-for-profit sectors.

Nomenclature and units

Follow internationally accepted rules and conventions: use the international system of units (SI). If other quantities are mentioned, give their equivalent in SI. You are urged to consult [IUPAC: Nomenclature of Inorganic Chemistry](#) for further information.

Math formulae

Please submit math equations as editable text and not as images. Present simple formulae in line with normal text where possible and use the solidus (/) instead of a horizontal line for small fractional terms, e.g., X/Y. In principle, variables are to be presented in italics. Powers of e are often more conveniently denoted by exp. Number consecutively any equations that have to be displayed separately from the text (if referred to explicitly in the text).

Footnotes

Footnotes should be used sparingly. Number them consecutively throughout the article. Many word processors build footnotes into the text, and this feature may be used. Should this not be the case, indicate the position of footnotes in the text and present the footnotes themselves separately at the end of the article.

Artwork

Electronic artwork

General points

- Make sure you use uniform lettering and sizing of your original artwork.
- Preferred fonts: Arial (or Helvetica), Times New Roman (or Times), Symbol, Courier.
- Number the illustrations according to their sequence in the text.
- Use a logical naming convention for your artwork files.
- Indicate per figure if it is a single, 1.5 or 2-column fitting image.
- For Word submissions only, you may still provide figures and their captions, and tables within a single file at the revision stage.
- Please note that individual figure files larger than 10 MB must be provided in separate source files.

Color artwork

Please make sure that artwork files are in an acceptable format (TIFF (or JPEG), EPS (or PDF), or MS Office files) and with the correct resolution. If, together with your accepted article, you submit usable color figures then Elsevier will ensure, at no additional charge, that these figures will appear in color online (e.g., ScienceDirect and other sites) regardless of whether or not these illustrations are reproduced in color in the printed version. **For color reproduction in print, you will receive information regarding the costs from Elsevier after receipt of your accepted article.** Please indicate your preference for color: in print or online only

Figure captions

Ensure that each illustration has a caption. A caption should comprise a brief title (**not** on the figure itself) and a description of the illustration. Keep text in the illustrations themselves to a minimum but explain all symbols and abbreviations used.

Text graphics

Text graphics may be embedded in the text at the appropriate position. See further under Electronic artwork.

Tables

Please submit tables as editable text and not as images. Tables can be placed either next to the relevant text in the article, or on separate page(s) at the end. Number tables consecutively in accordance with their appearance in the text and place any table notes below the table body. Be sparing in the use of tables and ensure that the data presented in them do not duplicate results described elsewhere in the article. Please avoid using vertical rules and shading in table cells. The tables must be submitted separately and must appear after the figures in a manuscript.

Citation in text

Please ensure that every reference cited in the text is also present in the reference list (and vice versa). Any references cited in the abstract must be given in full. Unpublished results and personal communications are not recommended in the reference list, but may be mentioned in the text. If these references are included in the reference list they should follow the standard reference style of the journal and should include a substitution of the publication date with either 'Unpublished results' or 'Personal communication'. Citation of a reference as 'in press' implies that the item has been accepted for publication.

Reference formatting

There are no strict requirements on reference formatting at submission. References can be in any style or format as long as the style is consistent. Where applicable, author(s) name(s), journal title/book title, chapter title/article title, year of publication, volume number/book chapter and the article number or pagination must

be present. Use of DOI is highly encouraged. The reference style used by the journal will be applied to the accepted article by Elsevier at the proof stage. Note that missing data will be highlighted at proof stage for the author to correct. If you do wish to format the references yourself they should be arranged according to the following examples:

Reference style

Text: All citations in the text should refer to:

1. *Single author:* the author's name (without initials, unless there is ambiguity) and the year of publication;
 2. *Two authors:* both authors' names and the year of publication;
 3. *Three or more authors:* first author's name followed by 'et al.' and the year of publication.
- Citations may be made directly (or parenthetically). Groups of references can be listed either first alphabetically, then chronologically, or vice versa.

Examples: 'as demonstrated (Allan, 2000a, 2000b, 1999; Allan and Jones, 1999).... Or, as demonstrated (Jones, 1999; Allan, 2000)... Kramer et al. (2010) have recently shown ...'

List: References should be arranged first alphabetically and then further sorted chronologically if necessary. More than one reference from the same author(s) in the same year must be identified by the letters 'a', 'b', 'c', etc., placed after the year of publication.

Examples:

Reference to a journal publication: Van der Geer, J., Hanraads, J.A.J., Lupton, R.A., 2010. The art of writing a scientific article. *J. Sci. Commun.* 163, 51–59. <https://doi.org/10.1016/j.Sc.2010.00372>.

Reference to a journal publication with an article number: Van der Geer, J., Hanraads, J.A.J., Lupton, R.A., 2018. The art of writing a scientific article. *Heliyon.* 19, e00205. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2018.e00205>.

Reference to a book: Strunk Jr., W., White, E.B., 2000. *The Elements of Style*, fourth ed. Longman, New York.

Reference to a chapter in an edited book: Mettam, G.R., Adams, L.B., 2009. How to prepare an electronic version of your article, in: Jones, B.S., Smith, R.Z. (Eds.), *Introduction to the Electronic Age*. E-Publishing Inc., New York, pp. 281–304.

Reference to a website: Cancer Research UK, 1975. Cancer statistics reports for the UK. <http://www.cancerresearchuk.org/aboutcancer/statistics/cancerstatsreport/> (accessed 13 March 2003).

Reference to a dataset: [dataset] Oguro, M., Imahiro, S., Saito, S., Nakashizuka, T., 2015. Mortality data for Japanese oak wilt disease and surrounding forest compositions. *Mendeley Data*, v1. <https://doi.org/10.17632/xwj98nb39r.1>.

Journal abbreviations source

Journal names should be abbreviated according to the [List of Title Word Abbreviations](#).