

AMANDA FERNANDES BRAGA

FITORREMEDIAÇÃO DE ÁGUAS CONTAMINADAS COM FLUORETO POR

Landoltia punctata E Eichhornia crassipes

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação de Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*

Orientador: Alisson Carraro Borges

VIÇOSA - MINAS GERAIS

2019

Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da
Universidade Federal de Viçosa - Campus Viçosa

T

B813f
2019 Braga, Amanda Fernandes, 1991-
Fitorremediação de águas contaminadas com fluoreto por
Landoltia punctata e *Eichhornia crassipes* / Amanda Fernandes Braga. -
Viçosa, MG, 2019.
69f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexo.

Inclui apêndice.

Orientador: Alisson Carraro Borges.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Plantas aquáticas. 2. Flúor. 3. Descontaminação. I.
Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia
Agrícola. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. II.
Título.

CDD 22 ed. 581.76

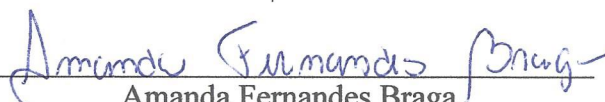
AMANDA FERNANDES BRAGA


**FITORREMEDIAÇÃO DE ÁGUAS CONTAMINADAS COM FLUORETO POR
Landoltia punctata E *Eichhornia crassipes***

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação de Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 02 de dezembro de 2019.

Assentimento:


Amanda Fernandes Braga
Autora


Alisson Carraro Borges
Orientador

A Deus,

Aos meus pais Gilson e Maria Elisa,

À minha irmã Luísa,

Aos meus amigos,

Dedico esse trabalho, sem vocês eu nada seria.

AGRADECIMENTOS

A Deus, agradeço infinitamente por ter me capacitado a concluir e vencer mais essa etapa e pelo capricho em cada detalhe em minha vida.

Aos meus pais, Gilson e Maria Elisa, pelo amor e apoio incondicionais, por serem exemplo de força e superação. Obrigada por acreditarem em cada sonho meu, e me ajudarem a conquistar cada um deles. Nada disso seria possível sem vocês.

À minha irmã Luisa, pelo incentivo e descontração em todos os momentos. E a minha família pelo apoio, em especial minha avó Elisa e minha madrinha Luciana.

Ao meu orientador, professor Alisson Borges, pela sabedoria transmitida, pela confiança e apoio, e, principalmente, pela compreensão e calma.

Ao meu coorientador, professor André Rosa, pelas contribuições, conselhos e ensinamentos.

Ao professor Efraim por ter disponibilizado tão cordialmente o uso do laboratório de química, pelo conhecimento transmitido, pela confiança e apoio concedidos.

À amiga Tamara de Souza, pela inspiração a seguir esse caminho, pelas infinitas contribuições para realização dessa pesquisa, pela amizade em todos os momentos.

A todos os funcionários e professores do Departamento de Engenharia Agrícola, em especial nosso técnico Simão.

Aos meus estagiários, Edinei e Andry, pela imensa disponibilidade no auxílio necessário.

A todos os amigos do Grupo de Pesquisa em Qualidade Ambiental (GPQA), pelo apoio e amizade: Aline, Cris, Izabelle, Lígia, Priscila e Pâmela. Em especial, as amigas Amanda Dias e Juciara, sempre dispostas a me ajudar com seus conhecimentos. E as amigas Ana Paula e Leticia, pelo auxílio incansável, dias a fio no laboratório, e pela alegria, descontração e momentos vividos.

Ao amigo Lucas Lommez, meu braço direito nessa pesquisa, sem você o desdobramento desta não seria possível. Obrigada pela disponibilidade imensurável em todos os momentos, pelas inúmeras horas no laboratório, pela compreensão nos dias difíceis, pelo conhecimento compartilhado, não sei o que seria de mim sem você.

Aos meus amigos de longa data, que mesmo na distância, foram capazes de me ouvir, fazer sorrir, compartilhar momentos, e me acalmar nos momentos de desespero: Melissa,

Mariana, Laís e Barbara. E aos amigos Caio, Roger e Larissa que compartilharam momentos de descontração e busca por outros sonhos.

À Universidade Federal de Viçosa e Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização desse trabalho.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

A todos, que direta ou indiretamente me ajudaram nessa, e em todas as outras conquistas, meu mais sincero agradecimento.

*“Uma mente que se abre a uma nova ideia
jamais voltará ao seu tamanho original.”*

Albert Einstein

RESUMO

BRAGA, Amanda Fernandes, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, dezembro de 2019. **Fitorremediação de águas contaminadas com fluoreto por *Landoltia punctata* e *Eichhornia crassipes***. Orientador: Alisson Carraro Borges.

O flúor é o elemento mais eletronegativo e reativo dos halogênios, seu aporte como fluoreto no meio hídrico, pode ocorrer por meio natural ou antropogênico. Em concentrações reduzidas é capaz de trazer benefícios a saúde, entretanto, em concentrações elevadas promove efeitos deletérios que vão desde a fluorose dentária e esquelética, até problemas carcinogênicos. Embora a remoção de fluoreto do meio possa ocorrer por processos tradicionais como adsorção, osmose reversa e eletrodialise, a fitorremediação desponta como um tratamento alternativo, acessível e ambientalmente correto. Nesse estudo, objetivou-se estudar o potencial de absorção e remediação das espécies *Landoltia punctata* e *Eichhornia crassipes* em águas contaminadas com fluoreto. Utilizou-se a metodologia de superfície resposta com o intuito de otimizar o processo e avaliar o nível de interferência de três variáveis: pH variando na faixa entre 5 a 9; concentração de fosfato com níveis variando entre 0 e 10 mg L⁻¹; e concentração de nitrato variando níveis entre 0 e 800 mg L⁻¹. As plantas foram cultivadas em solução nutriente de Clark, contendo concentração inicial de 5 mg L⁻¹ de fluoreto por um período de 10 dias. Considerando todos os tratamentos, foram observadas remoções médias de 11,6 e 19,0% para *Landoltia punctata* e *Eichhornia crassipes*, respectivamente. Já a massa de fluoreto removida por massa seca de planta foi em média (todos tratamentos) de 6,1 e 1,8 mg g⁻¹, também respectivamente. Os resultados indicaram que ambas as espécies possuem potencial de remediação de águas contaminadas com fluoreto.

Palavras-chave: Aguapé. Lentilha d'água. Flúor. Delineamento Composto Central. Fitoextração.

ABSTRACT

BRAGA, Amanda Fernandes, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, December, 2019. **Phytoremediation of waters contaminated with fluoride by *Landoltia punctata* and *Eichhornia crassipes***. Adviser: Alisson Carraro Borges.

Fluorine is the most electronegative and reactive element among halogens. Its occurrence in the water environment is a result of natural and anthropogenic processes. Although low concentrations of fluoride ion can bring health benefits, high concentrations promote a range of disorders that go from dental and skeletal fluorosis to carcinogenic problems. Fluoride removal from water may occur through traditional processes such as adsorption, reverse osmosis and electrodialysis, but phytoremediation techniques have recently emerged as affordable and sustainable alternative treatment. Thus, this research aimed to evaluate the uptake and remediation potential of *Landoltia punctata* and *Eichhornia crassipes* in water contaminated with fluoride. The surface response methodology was used to optimize the process and to evaluate the effect of three variables: pH (ranging from 5 to 9), phosphate (ranging from 0 to 10 mg L⁻¹) and nitrate (ranging from 0 to 800 mg L⁻¹). The plants were acclimated in Clark's nutrient solution and throughout 10 days they were exposed to 5 mg L⁻¹ of fluoride. Considering all runs, average fluoride removals of 11.6 and 19.0% were observed for *L. punctata* and *E. crassipes*, respectively. On other hand, mass of removed fluoride per dry mass of plant reached averages of 6.1 and 1.8 mg g⁻¹, also respectively. These results showed that both species have remediation potential of fluoride-contaminated waters phytoremediation.

Keywords: Water Hyacinth. Duckweed. Fluoride. Central Composite Design. Phytoextraction.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Fontes de flúor no ambiente	16
Figura 2 - Mecanismos da técnica de fitorremediação	19
Figura 3 - Espécie de planta <i>Landoltia punctata</i>	27
Figura 4 - Espécie de planta <i>Eichhornia crassipes</i>	29
Figura 5 - Estrutura para aclimatação das plantas	44
Figura 6 - Gráfico de Pareto contendo todas as variáveis para resposta de massa de flúor removida por massa total de <i>Landoltia punctata</i> seca.....	47
Figura 7 - Gráfico de Pareto contendo as variáveis selecionadas para resposta de massa de flúor removida por massa total de <i>Landoltia punctata</i> seca.....	47
Figura 8 - Gráfico de contorno relacionando as concentrações de pH, NO ₃ e PO ₄ com a variável resposta sendo massa de flúor removida por massa total de <i>Landoltia punctata</i> seca, com valores fixados em uma das soluções ótimas obtidas, com as interações (a) [PO ₄ *pH], (b) [NO ₃ *pH], (c) [NO ₃ *PO ₄] para pH 5, e (d) [NO ₃ *PO ₄] para pH 9.....	49
Figura 9 - Gráfico de Pareto contendo todas as variáveis para resposta de massa de flúor removida por massa total de <i>Eichhornia crassipes</i> seca.	53
Figura 10 - Gráfico de Pareto contendo as variáveis selecionadas para resposta de massa de flúor removida por massa total de <i>Eichhornia crassipes</i> seca.....	54
Figura 11 - Gráfico de contorno relacionando as concentrações de NO ₃ e PO ₄ com a variável resposta sendo massa de flúor removida por massa total de <i>Eichhornia crassipes</i> seca, em pH fixo em 9.....	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Efeitos da ingestão de fluoreto na saúde humana.....	18
Tabela 2 - Resumo de trabalhos de fitorremediação de fluoreto.....	30
Tabela 3 - Valores utilizados no DCCR.....	45
Tabela 4 - Análise de Variância (ANOVA) do modelo de regressão para remoção de massa de flúor pela <i>Landoltia punctata</i>	48
Tabela 5 - Massas de <i>Landoltia punctata</i>	51
Tabela 6 - Análise de Variância (ANOVA) do modelo de regressão para remoção de massa de flúor por massa de <i>Eichhornia crassipes</i> seca.....	55

CONTEÚDO

1	INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	13
1.1	INTRODUÇÃO GERAL.....	13
1.2	OBJETIVOS	14
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
2.1	FLÚOR NO AMBIENTE.....	15
2.1.1	FONTES DE FLÚOR	15
2.1.2	CONTAMINAÇÃO DE ÁGUA POR FLÚOR	16
2.1.3	RISCOS PARA A SAÚDE.....	17
2.2	FITORREMEDIAÇÃO	18
a)	FITOEXTRAÇÃO.....	20
b)	FITOESTABILIZAÇÃO	21
c)	FITOVOLATILIZAÇÃO	21
d)	FITOFILTRAÇÃO	22
2.2.2	VANTAGENS DO PROCESSO DE FITORREMEDIAÇÃO	23
2.2.3	RESTRICÇÕES E DESAFIOS.....	25
2.3	ESPÉCIES VEGETAIS	25
2.3.1	<i>LANDOLTIA PUNCTATA</i>	25
2.3.2	<i>EICHHORNIA CRASSIPES</i>	27
	REFERÊNCIAS	32
3	ARTIGO TÉCNICO – CIENTÍFICO	41
	Utilização de <i>Landoltia punctata</i> e <i>Eichhornia crassipes</i> na fitorremediação de fluoreto	41
3.1	INTRODUÇÃO	41
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	43
3.2.1	Obtenção e aclimação das plantas	43
3.2.2	Delineamentos e condições experimentais	44

3.2.3	Determinação de flúor	45
3.2.4	Massa de plantas	46
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
3.3.1	Massa de fluoreto removida por massa de planta seca, <i>Landoltia Punctata</i>	46
3.3.2	Massa de fluoreto removida por massa de planta seca, <i>Eichhornia crassipes</i> ...	53
	REFERÊNCIAS	58
4	CONCLUSÕES GERAIS	67
	APÊNDICE I	68
	ANEXO I	69

1 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1.1 INTRODUÇÃO GERAL

O flúor é o elemento mais eletronegativo e reativo dos halogênios. Na crosta terrestre compõe elementos minerais como apatita, fluorita e topázio. Seu aporte no meio hídrico, como fluoreto, pode ser por meio de fonte natural, pelo intemperismo dessas rochas e o por dissolução por meio do contato dos minerais com água. Outra forma de aporte no ambiente é antropogenicamente, por meio de lançamento de águas residuárias, uso de fertilizantes fosfatados, indústrias de vidro, galvanoplastia e indústria cerâmica.

O flúor, em pequenas quantidades é recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS), na concentração de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$. Nessa concentração traz benefícios para a saúde, como, prevenção de cárie e auxílio na calcificação de ossos e dentes. Mas em concentrações mais elevadas, o flúor, traz efeitos deletérios como fluorose dentária e esquelética, além de ser relacionado com casos de carcinogênese, problemas neurológicos e retardo mental.

Existem vários métodos para remoção do excesso de fluoreto da água, dentre eles podemos citar a adsorção, osmose reversa e eletrodialise. Mas todos esses métodos tradicionais são muito dispendiosos além de produzirem subprodutos de difícil tratamento ou descarte. Dessa forma, a fitorremediação surge como uma alternativa mais acessível, além de ser esteticamente agradável e ambientalmente correta.

A fitorremediação é um processo que utiliza plantas capazes de absorver, imobilizar, degradar ou conter substâncias tóxicas para o meio. A fitorremediação pode ser aplicada para tratar substratos líquidos, gasosos e sólidos, que estejam contaminados com metais pesados, pesticidas, substâncias orgânicas e inorgânicas.

Dentro do processo de fitorremediação existem diferentes mecanismos que podem atuar, conjunta ou isoladamente, dentre os mais utilizados pode-se citar: fitoestabilização, fitovolatilização, fitoextração e fitofiltração.

A técnica de fitorremediação traz diversas vantagens, dentre elas a possibilidade de aplicação tanto *in situ* quanto *ex situ*. Ademais, trás benefícios para o meio como a melhora das propriedades físico-químicas e biológicas, propiciando a restauração da microfauna.

A fitorremediação também possui potencial econômico, seja na utilização do processo como fitominação, a fim de recuperar metais valiosos e escassos do meio, ou através do seu acoplamento para geração de produtos como bioetanol, biodiesel, fibras, bioplásticos, madeira, dentre outros.

As plantas ideais para a fitorremediação necessitam reunir algumas características que permitam o bom funcionamento da técnica, dentre elas citam-se a grande produção de biomassa, rápido crescimento, tolerância, capacidade de acumular altas quantidades do poluente e um sistema radicular profuso.

Dentre as diversas plantas que têm sido utilizadas cita-se a *Eichhornia crassipes*, também conhecida como aguapé. Uma das plantas mais agressivas e invasivas do mundo, de rápida multiplicação. Tem sido amplamente investigada para tratamento de águas contaminadas. Além disso, a *E. crassipes* possui muitas aplicações como geração de biocombustível, forragem para animais, biogás e biocarvão.

Outra espécie que vem sendo estudada é a *Landoltia punctata*, que são as menores angiospermas do mundo, sendo também conhecida como lentilha d'água. Essa planta tem a capacidade de duplicar sua área de cobertura a cada 2 a 3 dias, e por isso se mostra como uma potencial planta a ser utilizada na fitorremediação.

A técnica de fitorremediação possui alguns desafios que precisam ser superados. Dentre eles cita-se a complexa escolha das espécies levando em consideração o tipo de sítio a ser remediado, ao contaminante e a concentração em que se encontra. Também é necessário uma investigação acerca dos fatores externos que interferem no desempenho das plantas, como o pH, temperatura e a ausência/presença de macro e micro nutrientes.

1.2 OBJETIVOS

Objetivou-se com o desenvolvimento desse trabalho a otimização e investigação do potencial de fitorremediação de águas contaminadas com fluoreto. Para tanto, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- I. Avaliar os fatores pH, concentração de nitrato, concentração de fosfato no processo de fitorremediação;
- II. Avaliar o potencial das plantas *Eichhornia crassipes* e *Landoltia punctata* na fitorremediação de flúor em água;
- III. Comparar o potencial de fitorremediação de flúor pelas duas espécies.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 FLÚOR NO AMBIENTE

2.1.1 FONTES DE FLÚOR

O flúor é um elemento químico abundante, sendo o 13º e o 15º elemento mais presente no solo e no mar, respectivamente. O flúor representa cerca de $0,3 \text{ g kg}^{-1}$ da crosta terrestre, e por ser altamente reativo não é encontrado na natureza em seu estado elementar, formando compostos com praticamente todos os demais elementos, tendo afinidade com cálcio, manganês e ferro (BRASIL, 2012; GHOSH et al., 2013). Em solução aquosa, o flúor apresenta-se normalmente na forma de íons fluoreto.

O flúor é um dos poluentes mais abundantes no meio, entrando na cadeia tanto naturalmente quanto antropogenicamente. Pelas vias naturais o flúor ocorre, principalmente, pelo intemperismo das rochas, pela dissolução que ocorre do contato da água com as rochas e pelas cinzas vulcânicas (BAUNTHIYAL; RANGHAR, 2015). O flúor apresenta uma concentração média de 625 mg kg^{-1} nas rochas, e está presente, por exemplo, em granitos, sienitos, quartzo monzonitos, dentro outros (VITHANAGE; BHATTACHARYA, 2015). Três tipos de rocha são economicamente viáveis de exploração: a criolita natural ($\text{AlF}_3 \cdot 3\text{NaF}$), o mais rico, mas praticamente esgotado; a fluorita (CaF_2), atualmente o minério mais explorado; e a fluorapatita ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$) (VILLALBA; AYRES; SCHRODER, 2007).

As vias antropogênicas de inserção de flúor no meio são diversas, dentre elas citam-se a indústria de alumínio, aço, fibra de vidro, tijolos, telhas, cerâmicas e a produção de fertilizantes fosfatados (GHOSH et al., 2013). A Figura 1 apresenta as fontes de flúor no meio.

Figura 1 - Fontes de flúor no ambiente



Fonte: Adaptada de Barathi, Kumar, & Rajesh (2019)

2.1.2 CONTAMINAÇÃO DE ÁGUA POR FLÚOR

A fluoretação como uma das fases de tratamento de água é exigência do Ministério da Saúde e segue a Lei Federal 6050 de 1974 (BRASIL, 1974). A adição deste elemento é feita com o uso de produtos químicos, mais comumente o fluorsilicato de sódio (Na_2SiF_6) e o ácido fluorsilícico (H_2SiF_6). A concentração de fluoreto é estabelecida, dentre outros parâmetros, em função da média das temperaturas máximas diárias para cada localidade (BELLÉ et al., 2009). O flúor, nas concentrações apropriadas, traz benefício à saúde humana, em especial às crianças, diminuindo a incidência de cáries e a solubilização do esmalte dos dentes (GHOSH et al., 2013). A portaria de consolidação número 5 de 2017, do Ministério da Saúde, estipula para padrões de potabilidade um valor máximo permitido (VMP) de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ de íon

fluoreto, mesmo valor recomendado pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 1986). Na lei 6050 foi instituída a aplicação de flúor “tendo em vista, entre outras condições específicas, o teor natural de flúor já existente e a necessária viabilidade econômico-financeira da medida”, visto isso, é reconhecido que o flúor já possa estar presente nos mananciais de captação de água (BRASIL, 2011).

A resolução do CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabelece o valor máximo de fluoreto total na água de $1,4 \text{ mg L}^{-1}$, para as classes 1, 2 e 3. Já a resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), que dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, limita o valor máximo de 10 mg L^{-1} de fluoreto total para lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Traços de flúor são encontrados naturalmente tanto na água superficial quanto subterrânea, e há relatos da sua presença no mar (GHOSH; MUKHOPADHYAY, 2019). As concentrações variam bastante: enquanto nas águas superficiais os valores geralmente não excedem $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ (MEENAKSHI; MAHESHWARI, 2006), nas águas subterrâneas são relatadas concentrações superiores a 25 mg L^{-1} (HARRISON, 2005). A utilização de águas subterrâneas para a irrigação introduz fluoreto em grande quantidade na cadeia alimentar via produtos irrigados, pois ele é absorvido do solo e da água pelas culturas. O flúor chega a estar presente em ovos, vísceras e peixes, que também podem vir a ser consumidos (GHOSH; MUKHOPADHYAY, 2019).

2.1.3 RISCOS PARA A SAÚDE

As principais fontes de exposição humana ao flúor são por meio da água, ar, alimentos, cosméticos e remédios (BARATHI; KUMAR; RAJESH, 2019). Contudo, 60% da ingestão se dá via água de abastecimento (GHOSH; MUKHOPADHYAY, 2019). A menos que seja testado, altas concentrações de flúor não podem ser percebidas, pois a presença do elemento não confere cor, odor ou sabor a água (VITHANAGE; BHATTACHARYA, 2015). Segundo Ghaderpoori et al. (2018), altas concentrações de flúor colocam em risco cerca de 200 milhões de pessoas em todo mundo.

No corpo humano o fluoreto solúvel em água é rapidamente e quase totalmente absorvido no trato intestinal, sendo transportado pelo sangue e armazenado nos ossos, dentes e cartilagens. Praticamente não há armazenamento em tecidos moles (GHOSH; MUKHOPADHYAY, 2019). As concentrações de flúor podem provocar efeitos benéficos ou

deletérios, dependendo da concentração ingerida. Em níveis baixos, em torno de 0,8 a 1,0 mg L⁻¹, o flúor ajuda na prevenção de cáries, mineralização normal dos ossos e na formação do esmalte dentário (BARATHI; KUMAR; RAJESH, 2019). Em altos níveis, o elemento pode ser responsável por fluorose esquelética, osteosclerose, dor abdominal, náuseas, além de ser relacionado com problemas neurológicos, retardo mental e câncer (HEIKENS et al., 2005; MUKHERJEE; SINGH; PATRA, 2019). A Tabela 1, a seguir, apresenta as faixas de fluoreto com os respectivos efeitos que essas podem causar na saúde humana.

Tabela 1 - Efeitos da ingestão de fluoreto na saúde humana

Concentração de fluoreto (mg L⁻¹)	Efeito
< 1,0	Prevenção de cárie, desenvolvimento de ossos e dentes fortes
1,5	Limite recomendado pela OMS
1,5 ~ 4	Fluorose dentária (descoloração, manchas e corrosão dos dentes), ossos e articulações enrijecidos e quebradiços
> 4	Fluorose esquelética
4 ~ 6 e acima	Deformação nos ossos do joelho e do quadril, paralisia incapacitante de andar ou ficar ereto, fluorose incapacitante, e câncer

Fonte: Adaptada de ALI et al. (2016); MEENAKSHI; MAHESHWARI, (2006)

2.2 FITORREMEDIAÇÃO

A fitorremediação é uma tecnologia em ascensão que utiliza plantas, naturais ou geneticamente modificadas, para remoção, contenção, degradação e ou imobilização de substâncias nocivas ao ambiente ou mesmo para torná-las inofensivas. Essa técnica pode ser aplicada em substratos sólidos, líquidos ou gasosos que estejam contaminados com substâncias orgânicas e inorgânicas, como metais pesados, radionuclídeos, pesticidas, policlorados bifenilos e hidrocarbonetos aromáticos polinucleares (GARBISU; ALKORTA, 2001; PASSATORE et al., 2014; AGNELLO et al., 2016; MAHAR et al., 2016).

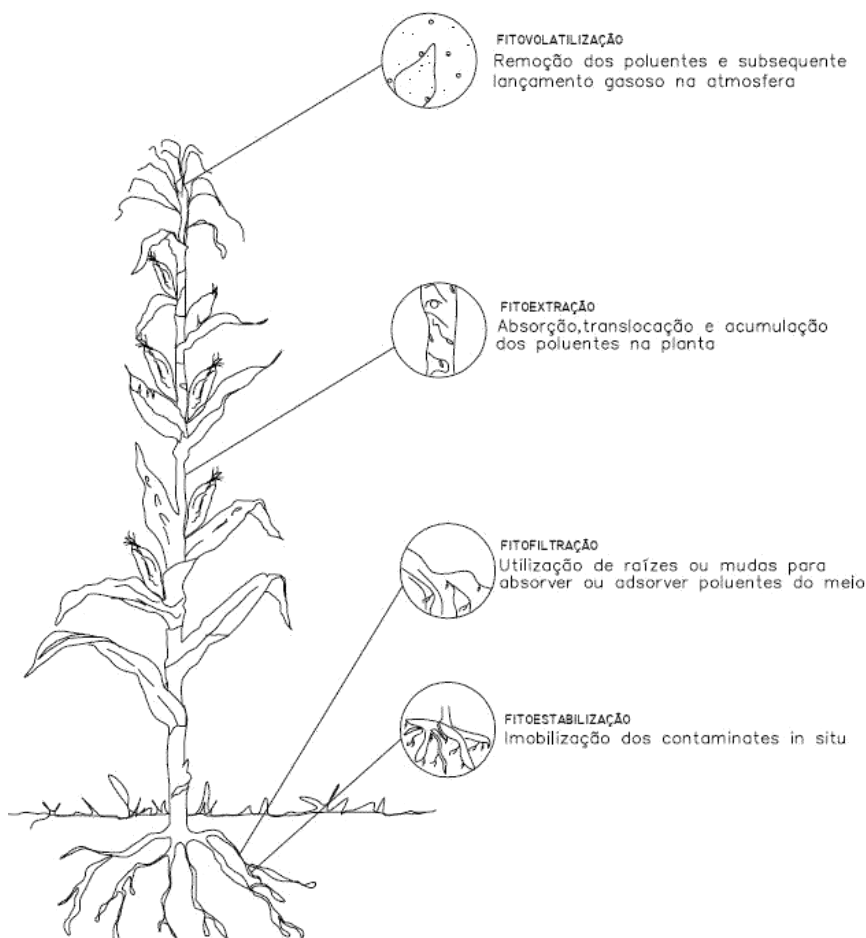
O sucesso da fitorremediação está intimamente ligado à triagem de espécies vegetais favoráveis ao processo, haja vista que as capacidades de absorção e acumulação de contaminantes variam de planta para planta e entre as espécies dentro de um mesmo gênero

(FISCHEROVÁ et al., 2006). Para que o processo seja vantajoso, a planta escolhida deve possuir um grau de tolerância aos contaminantes (ARIENZO; ADAMO; COZZOLINO, 2004). Segundo Huang (2004), algumas características fisiológicas podem ser usadas como indicadores, dentre elas, mas não somente, tem-se: grande produção de biomassa, sistemas radiculares vigorosos e capacidade de manter o teor de água, os níveis de clorofila e a relação clorofila *a/b*.

Burges et al. (2018), ainda salientam a importância de se levar em consideração a existência de outros diversos fatores intervenientes no êxito do método, com destaque para especificidade do contaminante, as características do local contaminado, e a escolha da estratégia de fitorremediação.

A fitorremediação é um processo que envolve diferentes tipos de mecanismos, como é possível verificar alguns na Figura 2, que podem atuar conjunta ou isoladamente, nas subseções seguintes abordam-se alguns desses mecanismos.

Figura 2 - Mecanismos da técnica de fitorremediação



Fonte: Autoria própria

a) FITOEXTRAÇÃO

O processo de fitoextração envolve a absorção, translocação e acumulação dos contaminantes do meio para a planta, se concentrando desde as raízes até os brotos, de forma que a biomassa possa ser colhida promovendo o decréscimo do nível de poluentes no meio para o limiar aceitável (MOTTO; RASKIN, 1995; AGNELLO et al., 2016).

Essa técnica prioriza a utilização de espécies de plantas conhecidas como hiperacumuladoras, que são capazes de hiperacumular em seus tecidos vários elementos em níveis superiores aos presentes no meio e em espécies não acumuladoras, quantidades até 100 vezes maiores, sem apresentar danos (SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2010). Relata-se terem sido encontradas concentrações de elementos superiores a $10.000 \text{ mg kg}^{-1}$ de biomassa e, espécies hiperacumuladoras, enquanto o limiar de outras plantas, para os mesmos elementos, estaria na faixa entre 20 e 500 mg kg^{-1} de biomassa (REEVES, 2003).

O sucesso da fitoextração depende da interação entre o meio físico, o contaminante e a planta. Vários fatores são intervenientes, dentre eles a extensão do sítio a ser tratado, a disponibilidade do elemento para absorção das raízes (biodisponibilidade), e o fator de bioconcentração, que é a razão entre a concentração de poluentes na biomassa da planta e a concentração no meio. A bioconcentração é a medida da capacidade da planta em absorver e acumular os poluentes em suas partes facilmente colhidas. Segundo Lasat (2002), McGrath & Zhao (2003), e Sheoran et al., (2010) a técnica de fitoextração não é considerada viável se esse fator for menor que um, independente de quão elevada seja a produção de biomassa.

Ressalta-se que o acoplamento da técnica de bioaugmentação, que é a utilização de associações de microorganismos a plantas, otimiza o processo de fitoextração haja vista que, geralmente, aumenta a taxa de biodisponibilidade (LEBEAU; BRAUD; JÉZÉQUEL, 2008).

Segundo Garbisu & Alkorta (2001) e Sheoran et al. (2010) as plantas ideais para a fitoextração devem reunir características específicas, dentre elas:

- Alta taxa de crescimento e produção de biomassa
- Acumular altas concentrações do poluente
- Tolerância aos altos níveis do poluente
- Sistema radicular profuso

A fitoextração é um processo relativamente de baixo custo (HUANG et al., 1997). Ademais, surge como uma opção de biorrecuperação de metais raros e caros (SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2010). Entretanto a técnica também possui limitações como o tempo

necessário, sendo que, segundo J. Huang et al. (1997), um prazo razoável estaria entre 3 e 20 anos, dependendo do sítio e do seu uso. Ainda de acordo com os mesmos autores, também se configurariam como limitações as concentrações iniciais e desejadas do contaminante, e o grau de risco que ele representa. De acordo com Ghosh & Singh (2005), quando o processo é utilizado em solos, é limitado pela profundidade, não sendo eficaz em valores maiores que 1 metro. A fitoextração é aplicável em locais com baixa e moderada contaminação.

b) FITOESTABILIZAÇÃO

A fitoestabilização utiliza plantas para tratar o meio contaminado, água ou solo, por meio da imobilização *in situ*, principalmente de contaminantes metálicos. A técnica envolve a absorção ou adsorção, precipitação e concentração dos contaminantes pelas raízes, denominada rizofiltração, ou pelas plântulas, denominada blastofiltração (MENDEZ; MAIER, 2008; ALVARENGA et al., 2009).

A escolha da planta deve ser criteriosa, optando-se por espécies com sistema radicular profuso e grande produção de biomassa, devendo-se dar prioridade por plantas nativas do local e que já evoluíram mecanismos de sobrevivência adequados aos altos níveis de contaminantes sem apresentar toxicidade. Essa escolha também evita a introdução de uma espécie que possa ser invasiva, resultando num decréscimo de diversidade vegetal (MENDEZ; MAIER, 2008; ALVARENGA et al., 2009).

O sucesso do método é de longo prazo, onde a sucessão das plantas ao longo do tempo promova o estabelecimento de uma cobertura vegetal persistente, evitando que a contaminação se espalhe via processos de erosão, percolação da água, lixiviação e dispersão do vento. A diminuição da biodisponibilidade evita a entrada desses contaminantes na cadeia alimentar e a exposição humana também é reduzida. Esse estabelecimento vegetativo também ajuda na restauração do ecossistema do local e na auto sustentabilidade (FRÉROT et al., 2006; MENDEZ; MAIER, 2008; ALVARENGA et al., 2009).

c) FITOVOLATILIZAÇÃO

Fitovolatilização é o processo pelo qual as plantas, naturais ou geneticamente modificadas, são capazes de absorver formas elementares de contaminantes orgânicos e inorgânicos do meio, como arsênio, selênio e mercúrio, convertendo-as biologicamente e

transformando-os em formas gasosas para liberá-las na atmosfera (SAKAKIBARA et al., 2007).

A principal vantagem do processo de fitovolatilização é que ela pode remover completamente o contaminante do sítio sem a necessidade de colheita e descarte das plantas, pois essas, teoricamente, não acumulam o contaminante (CHERIAN; OLIVEIRA, 2005).

A técnica de fitovolatilização é considerada benéfica, pois a volatilização do contaminante, geralmente, resulta em considerável diluição e decaimento fotoquímico na atmosfera. Em contrapartida é questionável, pois um composto volátil tóxico emitido pelas plantas pode oferecer riscos, principalmente onde exista potencial de exposição e de degradação da qualidade do ar. Assim, o destino do gás na atmosfera deve ser determinado como parte da avaliação de risco. Cabe ressaltar que em trabalhos publicados dentro dessa linha de pesquisa registra-se que os poluentes são dispersos e diluídos, de maneira que a volatilização não apresente ameaça (MARQUES; RANGEL; CASTRO, 2009; LIMMER; BURKEN, 2016).

d) FITOFILTRAÇÃO

A fitofiltração pode ser desempenhada por plântulas (blastofiltração) ou por raízes (rizofiltração), a fim de absorver ou adsorver poluentes, especialmente metais, da água ou resíduo aquoso (THANGAVEL; SUBBHURAAM, 2004). Vários mecanismos estão envolvidos nesse processo, dentre eles, quimissorção, complexação, adsorção e microprecipitação (TORRESDEY-GARDEA; DE LA ROSA; PERALTA-VIDEA, 2004)

Uma planta ideal para a fitofiltração é aquela com alta produção de biomassa, facilmente aproveitável, e com capacidade para tolerância e acumulação de poluentes (ABHILASH et al., 2009).

Na rizofiltração plantas terrestres são preferencialmente utilizadas, pois essas plantas possuem sistema radicular mais fibroso, coberto com pelos radiculares que possuem áreas superficiais extensas (THANGAVEL; SUBBHURAAM, 2004). A eficiência da rizofiltração está interligada ao potencial que as raízes possuem de provocar mudanças na rizosfera, como alterações no pH, e com a produção de exsudados radiculares. Ambos podem provocar mudanças no meio produzindo condições biogeoquímicas que levam a precipitação dos contaminantes nas raízes ou no meio. Os exsudados também podem mudar a especiação dos íons metálicos favorecendo a biodisponibilidade (RAWAT; FULEKAR; PATHAK, 2012).

Já na blastofiltração, que é a filtração utilizando-se mudas, aproveita-se do expressivo aumento na relação entre superfície e volume, que ocorre depois da germinação e também do fato de que durante a germinação algumas mudas absorvem e/ou adsorvem íons metálicos. Essas propriedades tornam a blastofiltração especialmente adequada para fitorremediação em água (RAWAT; FULEKAR; PATHAK, 2012).

2.2.2 VANTAGENS DO PROCESSO DE FITORREMEDIAÇÃO

A fitorremediação é uma tecnologia emergente que desponta como uma alternativa de limpeza ecologicamente sustentável em comparação com as técnicas tradicionais, que são de alto investimento e, geralmente, interferem na estrutura natural do meio e geram subprodutos também tóxicos.

A técnica traz vantagens como sua passividade de aplicação a uma variedade de compostos orgânicos e inorgânicos, sendo aplicável tanto *in situ* quanto *ex situ*. As aplicações *in situ* minoram a perturbação no solo e a possibilidade da disseminação do poluente pelo ar e pela água (ETIM, 2015). Além disso, a cobertura vegetal do solo durante a fitorremediação propicia uma maior retenção de água, melhora as propriedades físico-químicas e biológicas, evita a erosão e a lixiviação. Há também o aumento do teor de matéria orgânica e os níveis de nutrientes, propiciando o desenvolvimento e restabelecimento da microfauna (TRUU et al., 2015; BURGESS et al., 2018).

As plantas como organismos autotróficos que geram biomassa requerem uma entrada, geralmente, modesta de nutrientes e utilizam apenas a energia solar. Assim, a fitorremediação é uma técnica de fácil implementação, não demandando uso de equipamentos caros e pessoas especializadas para operação. Ademais, é ambientalmente amigável e esteticamente agradável ao público (ETIM, 2015).

O uso sinérgico de plantas e microorganismos também demonstra ser eficiente na remediação do meio. As bactérias, principalmente as denominadas bactérias promotoras de crescimento de plantas (BPCP), trazem benefícios, como solubilização de fósforo, fixação de nitrogênio, sequestro de fitohormônios, absorção de ferro e proteção contra agentes patogênicos. Adicionalmente, permitem o crescimento de raízes mais longas e melhor fixação durante as fases iniciais, que beneficia o crescimento e aumento da biomassa. (NIE et al., 2002; MA et al., 2011). Além disso, as bactérias podem amenizar diversas condições limitantes do processo, como a mobilidade e disponibilidade de metais, grau de contaminação e química do solo (ULLAH et al., 2015).

A fitorremediação também possui potencial econômico. O chamado processo de fitominação, que enseja a recuperação de metais valiosos e escassos, oferece a oportunidade de recuperar minérios de baixa concentração no meio, em solos mineralizados e contaminados, e em rejeitos de minas e águas residuais, onde a extração por métodos de mineração convencionais são economicamente inviáveis. Além disso, em comparação, o método proporciona diversas vantagens como o fato de ser menos intrusivo, poder ser aplicado *in situ*, e produzir energia queimando a biomassa quando colhida. O processo também pode contribuir no fechamento de campos de mineração, ajudando na revegetação e restauração (BROOKS et al., 1998; SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2013).

A técnica de fitorremediação consiste basicamente na extração de poluentes do meio pelas plantas hiperacumuladoras, que os transloca em tecidos da parte aérea, que posteriormente serão colhidas, secas, e reduzidas a cinzas (SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2009). Dentre os metais valiosos visados pelo processo citam-se o níquel, que pode ser recuperado de solos ultramáficos de forma praticamente pura, e o tálio, que é extremamente raro e de extração direta praticamente inviável. O cobalto, a platina e o ouro também são potenciais de recuperação pelo seu alto valor econômico agregado (DODSON et al., 2012).

Dentre os potenciais econômicos oferecidos pelo processo de fitoremediação cita-se também o acoplamento desse com a produção de bioenergia, entre outros produtos que podem ser gerados podemos citar alcaloides, bioplásticos, bioetanol, biodiesel, fibra, madeira e carvão (TRIPATHI; EDRISI; ABHILASH, 2016).

Em trabalho realizado por Verma et al. (2007), avaliando a produção de biogás a partir do aguapé (*Eichhornia crassipes*) produzido na fitorremediação de água residuária, rica em metais tóxicos, proveniente de indústria de latão e galvanoplastia, verificou-se uma produção rápida de biogás, em 12 dias, com conteúdo de metano chegando a 63%. Outra observação importante foi a de que plantas usadas na fitorremediação produziram consideravelmente mais biogás do que as plantas produzidas no controle de água não contaminada.

Outro exemplo de produção limpa e eficiente de bioenergia (bioetanol, biogás, energia térmica) a partir da biomassa de *Triticale*, *Helianthus annuus* e *Brassica juncea*, foi publicado por Willscher et al. (2013), mostraram que a produção não foi afetada pelo processo de fitorremediação de sítios contaminados com metais pesados e urânio, e que esses contaminantes ficaram retidos nos resíduos da geração de bioenergia.

2.2.3 RESTRIÇÕES E DESAFIOS

Apesar de todos os benefícios e o potencial demonstrado pela técnica de fitorremediação ainda existe uma grande lacuna a ser preenchida por estudos futuros, visando diminuir as limitações que são apresentadas.

Uma das restrições mais complexa é a sensibilidade das espécies aos contaminantes, que é relacionada tanto a sua classe, quanto a concentração em que ele se encontra. Concentrações elevadas inibem o crescimento e acúmulo de biomassa pelas plantas, principalmente pelas raízes. Se a contaminação for persistente por um longo período a quantidade e variedade da microfauna do meio serão diminuídas, de forma que não haverá contribuição para o crescimento das plantas e nem para a degradação dos poluentes (HUANG et al., 2004). Dependendo da quantidade de contaminante um sítio pode levar cerca de 20 anos para ser remediado, o que é um período muito longo, inviabilizando a técnica nesses casos (GLICK, 2003).

Outra desvantagem apresentada está relacionada aos fatores externos que interferem no crescimento das plantas, como a temperatura, a manutenção do equilíbrio de nutrientes no meio, e a complexidade em reproduzir no macrocosmo os estudos laboratoriais em microcosmo (PRATAS et al., 2014).

Dessa forma, estudos de otimização do processo de fitorremediação de flúor por espécies de plantas, como *Landoltia punctata* e *Eichhornia crassipes*, e as variáveis que possam intervir nesse processo, principalmente a fim de potencializá-lo, são necessários.

2.3 ESPÉCIES VEGETAIS

2.3.1 *LANDOLTIA PUNCTATA*

A espécie *Landoltia punctata*, anteriormente identificada como *Spirodela punctata*, pertencente à subfamília Lemnoideae (ex-família Lemnaceae) da família Araceae, são as menores angiospermas do mundo e com o tempo de duplicação mais rápido, duplica a biomassa em 2 ou 3 dias em condições favoráveis. A espécie pode produzir uma biomassa fresca de 0,5 a 1,5 t ha⁻¹d⁻¹ ou de 13 a 38 t ha⁻¹ano⁻¹ de biomassa seca. São plantas aquáticas flutuantes que crescem em ambientes lênticos, além disso, possuem a capacidade de crescer em águas residuárias (ZHAO et al., 2012; TAO et al., 2013). São conhecidas popularmente por lentilhas d'água.

As plantas de *Landoltia punctata* quando adultas possuem frondes ovais que podem ser até duas vezes maiores no comprimento do que na largura, com larguras entre 1 e 5 mm. As frondes possuem coloração verde intensa, com a parte inferior em tom roxo-avermelhado, e uma cutícula cerosa as recobre. As raízes variam de 2 a 4 unidades, podendo chegar até 7. Sua reprodução é por brotamento vegetativo, em raras ocasiões reproduzem-se sexualmente por semente. Seu crescimento é favorecido pela luz solar, por pH em torno de 6,5 a 7 e temperaturas entre 20 a 30 °C, mas são resistente a faixas mais extensas dessas variáveis (VALKENBURG; POT, 2008; GUPTA; PRAKASH, 2013).

A literatura não relata grandes malefícios causados pela *Landoltia punctata*, mas em contrapartida descreve usos benéficos como péletes de ração, fonte para biocombustível e fitorremediação.

As plantas de *L. punctata* secas são altamente nutritivas, capazes de competir com cultivos clássicos como alfafa e soja, contendo de 20 a 40% de proteína bruta, 6% de gordura e 10% de fibra (PORATH; HEPHER; KOTON, 1979). Segundo Stadlander et al. (2019), ração produzida com as plantas tiveram grande aceite por animais, principalmente na aquicultura, além de serem de fácil produção e menor custo em relação às rações geralmente usadas.

O biocombustível produzido com as plantas de *L. punctata* oferece diversas vantagens em relação às outras fontes tradicionais, como ser de fácil e rápida produção, garantindo rendimento máximo a custos mínimos, haja vista que as plantas podem ser cultivada em águas residuárias, não afetando a produção de insumos alimentícios (SU et al., 2014). Essas plantas possuem futuro promissor não só na produção de energia tradicional como etanol, mas também na produção de alcoóis superiores, como butanol e solvente. A produção é favorecida pelo fato das plantas de *L. punctata* serem ricas em amido, celulose e pectina, e pobres e lignina. Ainda possuem o benefício de consumirem dióxido de carbono (HUANG et al., 2014).

Existem diversas outras possibilidades para o uso da biomassa da *Landoltia punctata*, dentre elas citam-se a utilização na vermicompostagem, na fitorremediação de águas residuárias e ainda há evidências que liberam compostos na água que funcionam como inseticidas para larvas de mosquitos (GUPTA; PRAKASH, 2013).

Tendo em vista todos potenciais usos da *Landoltia punctata*, apresentada na Figura 3, é imprescindível seu estudo mais aprofundado, bem como das condições que a favorecem.

Figura 3 - Espécie de planta *Landoltia punctata*



Fonte: IFAS (2000)

2.3.2 *EICHHORNIA CRASSIPES*

A macrófita denominada *Eichhornia crassipes*, também conhecida como jacinto de água ou aguapé, é nativa do Brasil e foi disseminada pelo mundo, estando classificada globalmente pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) como uma das 100 espécies invasivas mais agressivas e uma das 10 maiores ervas-daninha (LOWE et al., 2000). A sua disseminação pelo mundo se deve às características favoráveis a ornamentação e a utilização em aquários, pois as plantas combinam, por exemplo, estética com a funcionalidade de absorção de nutrientes (VONBANK et al., 2018).

O aguapé é uma angiosperma aquática flutuante pertencente à família Pontederiaceae, com crescimento rápido, podendo em condições favoráveis duplicar em uma semana (COETZEE; BYRNE; HILL, 2007). Tem uma alta densidade, podendo chegar a 60 kg m⁻² (MALIK, 2007), formando tapetes densos e interligados sobre a superfície da água (VILLAMAGNA; MURPHY, 2010). Possui uma ampla tolerância à variação de níveis de pH, temperatura, nutrientes e poluentes. O pH ideal para crescimento está entre 6 e 8 e a temperatura ideal situa-se entre 25 e 27,5 °C, embora possam crescer em temperaturas entre 1 e 40 °C (MALIK, 2007). A reprodução da espécie acontece tanto assexuadamente, meio mais importante, através de brotamento, quanto sexuadamente por sementes, robustas e produzidas em grande número (KOUTIKA; RAINEY, 2015).

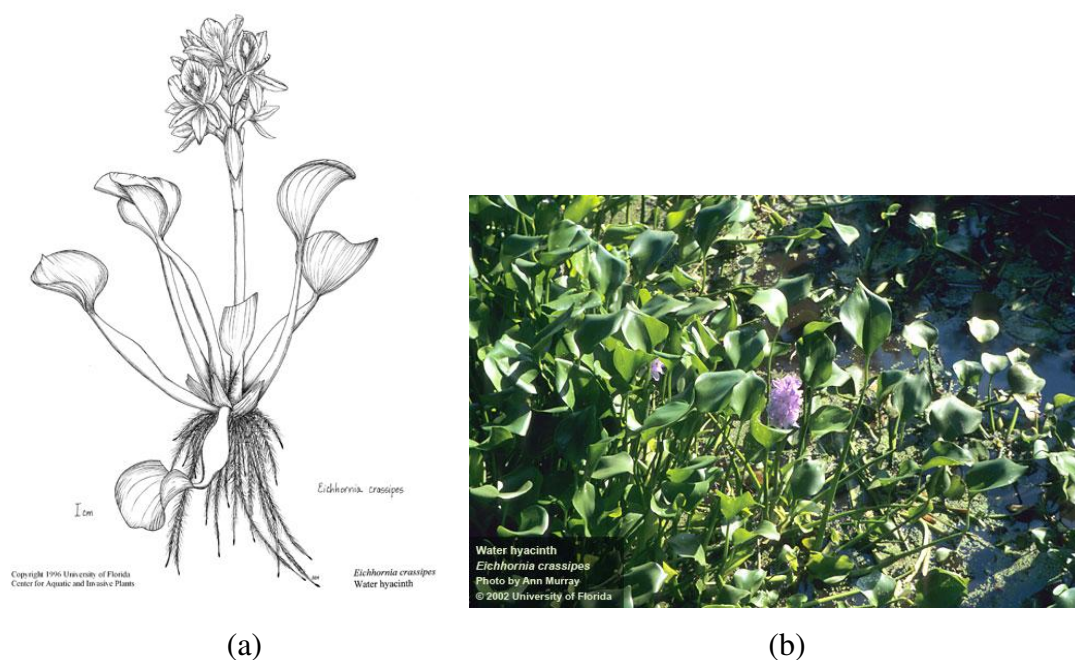
Diversos problemas socioeconômicos e ambientais são causados pela *Eichhornia crassipes*, dentre eles citam-se obstrução dos canais navegáveis, prejuízos na geração de energia em usinas hidroelétricas, bem como na captação de água e irrigação, destruição da biodiversidade local, eutrofização e esgotamento de oxigênio da água, dentre outros (CHU; DING; ZHUANG, 2006; PATEL, 2012).

Apesar dos impactos negativos, potenciais usos positivos desta planta têm merecido destaque. Além da fitorremediação (o aguapé vem sendo testado na remediação de sítios contaminados com diversos poluentes) tem-se também o potencial uso para produção de biogás e biochar. O biochar é a massa de aguapé após sofrer pirólise, um biocarvão que ao ser introduzido no solo tem potencial de sequestrar carbono e melhorar os aspectos do mesmo, como fertilidade e atividade biológica (MASTO et al., 2013).

Outras diversas utilizações são relatadas na literatura, como utilização para produção de biocombustível; forragem com alto teor de fibra para alimentação de animais e para ração de peixes. O alto teor de fibras também favorece sua utilização para produção de cestos, cordas, papel, jutas, produção de placas de fibra para cobertura de construções, dentre outros (NIGAM, 2002; JAFARI, 2010; FENG et al., 2017).

Em suma, a planta oferece diversas possibilidades, sendo indispensável o seu estudo a fim de potencializar sua melhor gestão, dado que é uma espécie invasora e de difícil controle. A Figura 4 mostra a espécie de aguapé.

Figura 4 - Espécie de planta *Eichhornia crassipes*



Fonte: (a) IFAS 1996 e (b) IFAS (2002)

2.4 FITORREMEDIAÇÃO DE FLUORETO

Muitas plantas têm a capacidade de absorver contaminantes do meio, dentre eles o flúoreto. É primordial para o sucesso da fitorremediação a busca por espécies que desempenhem esse papel satisfatoriamente e sejam tolerantes e resistentes (BAUNTHIYAL; SHARMA, 2012). Muitos autores vêm fazendo essa triagem de espécies e buscado elucidar a fitotoxicidade do flúor para as plantas. Khandare et al. (2017), por exemplo, analisou 10 espécies de plantas aquáticas buscando fazer uma seleção das melhores, além de analisar a translocação e acumulação do flúor, bem como os efeitos na clorofila, carboidratos e proteínas. O autor foi capaz de obter uma eficiência de 98% em um dos testes para a espécie *Nerium oleander*. Em comparação, Zhou et al. (2012), utilizando a mesma concentração, de 5 mg L⁻¹, e tempo de exposição 4 vezes maior, 32 dias, foi capaz de obter a máxima eficiência de 27% para a espécie aquática submersa *Ceratophyllum demersum*. Na Tabela 2, apresentam-se dados de alguns autores que trabalharam a remediação de flúor no meio por diversas espécies.

Tabela 2 - Resumo de trabalhos de fitorremediação de fluoreto

Autor	Espécie	Concentração de F (mg L ⁻¹ (a) e (c) ou mg kg ⁻¹ (b))	Eficiência	Tempo de exposição (dias)
Diaz-Pedraza (2010)	<i>Camellia japonica</i> (a)	4	7,5	21
	<i>Pittosporum tobira</i> (a)		15	
	<i>Saccharum officinarum</i> (a)		40	
Gandhi (2013)	<i>Ipomoea aquatica</i> (a)	10	37	10
Karmakar (2015)	<i>Pistia stratiotes</i> (a)	3; 5; 10; 20	19,87; 15,41; 17,75; 23,91	10
	<i>Eichhornia crassipes</i> (a)		12,71; 17,68; 18,96; 28,16	
	<i>Spirodela polyrhiza</i> (a)		19,23; 9,76; 11,87; 13,05	
Saini (2012)	<i>Prosopis juliflora</i> (b)	25; 50; 75; 100	46,4; 30,4; 38,4; 40,4	75
Khandare (2016)	<i>Nerium oleander</i> (a)	5	98	8
	<i>Pogonatherum crinitum</i> (a)		84	
	<i>Portulaca oleracea</i> (a)		78	
	<i>Alocasia macrorrhizos</i> (a)		73	
	<i>Typha angustifolia</i> (a)		67	
	<i>Spirodela polyrhiza</i> (a)		59	
	<i>Lawsonia inermis</i> (a)		51	
	<i>Cascabela thevetia</i> (a)		66	
	<i>Brassica oleracea</i> (a)		61	
	<i>Cosmos bipinnatus</i> (a)		55	
Zhou (2012)	<i>Ceratophyllum demersum</i> (c)	5; 10; 20	27; 16,5; 26,8	32
	<i>Hydrilla verticillata</i> (c)		17,6; 14,7; 21,6	
	<i>Myriophyllum verticillatum</i> (c)		15,8; 14,1; 18,2	
	<i>Potamogeton malaianus</i> (c)		10,6; 10,8; 20,3	
	<i>Elodea nuttallii</i> (c)		7,7; 7,4; 8,1	

Fonte: Autoria própria; (a) plantas aquáticas; (b) plantas terrestres; (c) plantas aquáticas submersas.

Diversos autores buscaram elucidar o efeito do tempo de contato. Sinha et al. (2000), relatam que a máxima eficiência ocorreu depois de 7 dias de contato para a planta aquática *Hydrilla verticillata*. Karmakar et al. (2018), ao estudar a absorção de fluoreto pela espécie aquática de *Pistia stratiotes* observaram que a taxa de absorção é acelerada nos primeiros dias, notadamente nos 4 primeiros. Os autores citam que o tempo de equilíbrio ocorre em 8 dias, e após o décimo dia a absorção passa a ser inexpressiva. O tempo de exposição escolhido nesse trabalho baseou-se na revisão de literatura e nos dados apresentados por esses autores.

Dentre os diversos fatores avaliados e estudados pela literatura encontrasse principalmente pesquisas que investigam a triagem de espécies (DEL SOCORRO; ZAMORA-PEDRAZA, 2010; KHANDARE et al., 2017), a cinética e a eficiência de remoção

(GANDHI; SIRISHA; CHANDRA SEKHAR, 2013), o índice de tolerância e taxa de crescimento (SAINI et al., 2012), e a estimativa de interferência na clorofila, proteínas e enzimas (KARMAKAR et al., 2016). Não se encontraram trabalhos, até o momento, que estudem como macronutrientes, como fosfato e nitrato, podem interferir na absorção de fluoreto pelas plantas, o que constitui uma lacuna a ser preenchida para melhor conhecimento e aprimoramento da técnica de fitorremediação de fluoreto.

REFERÊNCIAS

ABHILASH, P. C. et al. Phytofiltration of cadmium from water by *Limnocharis flava* (L.) Buchenau grown in free-floating culture system. **Journal of hazardous materials**, v. 170, n. 2-3, p. 791-797, 2009.

ABOULEISH, Mohamed Yehia Z. Evaluation of fluoride levels in bottled water and their contribution to health and teeth problems in the United Arab Emirates. **The Saudi dental journal**, v. 28, n. 4, p. 194-202, 2016.

AGNELLO, Ana Carolina et al. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. **Science of the Total Environment**, v. 563, p. 693-703, 2016.

AJIBADE, F. O.; ADENIRAN, K. A.; EGBUNA, C. K. Phytoremediation efficiencies of water hyacinth in removing heavy metals in domestic sewage (A Case Study of University of Ilorin, Nigeria). **The International Journal of Engineering and Science**, v. 2, n. 12, p. 16-27, 2013.

ALI, Shakir et al. Worldwide contamination of water by fluoride. **Environmental chemistry letters**, v. 14, n. 3, p. 291-315, 2016.

ALVARENGA, Paula et al. Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization:(I) Effects on soil chemical characteristics. **Chemosphere**, v. 74, n. 10, p. 1292-1300, 2009.

ARIENZO, M.; ADAMO, P.; COZZOLINO, V. The potential of *Lolium perenne* for revegetation of contaminated soil from a metallurgical site. **Science of the Total Environment**, v. 319, n. 1-3, p. 13-25, 2004.

BANERJEE, Amlan. Groundwater fluoride contamination: a reappraisal. **Geoscience Frontiers**, v. 6, n. 2, p. 277-284, 2015.

BARATHI, M.; KUMAR, A. S. K.; RAJESH, N. Impact of fluoride in potable water – An outlook on the existing defluoridation strategies and the road ahead. **Coordination Chemistry Reviews**, v. 387, p. 121–128, 2019.

BAUNTHIYAL, Mamta; RANGHAR, Shweta. Physiological and biochemical responses of plants under fluoride stress: an overview. **Fluoride**, v. 47, n. 4, p. 287-93, 2014.

BAUNTHIYAL, Mamta; RANGHAR, Shweta. Accumulation of fluoride by plants: potential for phytoremediation. **Clean–Soil, Air, Water**, v. 43, n. 1, p. 127-132, 2015.

BAUNTHIYAL, Mamta; SHARMA, Vinay. Phytoremediation of fluoride contaminated water and soil: a search for fluoride hyperaccumulators. **Journal of Agricultural Technology**, v. 8, n. 6, p. 1965-1978, 2012.

BELLÉ, Bruno Luiz Lessa et al. Análise da fluoretação da água de abastecimento público da zona urbana do município de Campo Grande (MS). **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 14, p. 1261-1266, 2009.

BRASIL. Manual de fluoretação da água para consumo humano. **Fundação Nacional de Saúde**, v. 1, p. 72, 2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. Lei Federal nº 6050, de 24 de maio de 1974. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n.º 2.914, de 12 de Dezembro de 2011. Dispõe sobre normas de potabilidade de água para o consumo humano. **Brasília**: SVS, 2011.

BRASIL. 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 e da outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF.

BRASIL. 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, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF

BROOKS, Robert R. et al. Phytomining. **Trends in plant science**, v. 3, n. 9, p. 359-362, 1998.

BURGES, Aritz et al. From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. **International journal of phytoremediation**, v. 20, n. 4, p. 384-397, 2018.

BUWALDA, Frank; WARMENHOVEN, Mary. Growth-limiting phosphate nutrition suppresses nitrate accumulation in greenhouse lettuce. **Journal of Experimental Botany**, v. 50, n. 335, p. 813-821, 1999.

CHERIAN, Sam; OLIVEIRA, M. Margarida. Transgenic plants in phytoremediation: recent advances and new possibilities. **Environmental science & technology**, v. 39, n. 24, p. 9377-9390, 2005.

CHU, Jian-jun; DING, Yi; ZHUANG, Qi-jia. Invasion and control of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in China. **Journal of Zhejiang University Science B**, v. 7, n. 8, p. 623-626, 2006.

CHUAH, C. Joon et al. Fluoride: a naturally-occurring health hazard in drinking-water resources of Northern Thailand. **Science of the Total Environment**, v. 545, p. 266-279, 2016.

COETZEE, Julie A.; BYRNE, Marcus J.; HILL, Martin P. Impact of nutrients and herbivory by *Eccritotarsus catarinensis* on the biological control of water hyacinth, *Eichhornia crassipes*. **Aquatic Botany**, v. 86, n. 2, p. 179-186, 2007.

DAS, Suchismita; GOSWAMI, Sunayana; TALUKDAR, ANUPAM DAS. Physiological responses of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, to cadmium and its phytoremediation potential. **Turkish Journal of Biology**, v. 40, n. 1, p. 84-94, 2016.

DEL SOCORRO SANTOS-DÍAZ, María; ZAMORA-PEDRAZA, Cynthia. Fluoride removal

from water by plant species that are tolerant and highly tolerant to hydrogen fluoride. **Fluoride**, v. 43, n. 2, p. 150-156, 2010.

DODSON, J. R. et al. Elemental sustainability: Towards the total recovery of scarce metals. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 51, p. 69-78, 2012.

ERICSSON, Tom; INGESTAD, Torsten. Nutrition and growth of birch seedlings at varied relative phosphorus addition rates. **Physiologia Plantarum**, v. 72, n. 2, p. 227-235, 1988.

ERTEKİN, Özlem et al. Phytoremediation potential of *Landoltia punctata* on petroleum hydrocarbons. **Turkish Journal of Botany**, v. 39, n. 1, p. 23-29, 2015.

ETIM, E. E. Phytoremediation and its mechanisms: a review. **Int J Environ Bioenergy**, v. 2, n. 3, p. 120-136, 2012.

FANG, Yun Ying et al. Ammonium and nitrate uptake by the floating plant *Landoltia punctata*. **Annals of botany**, v. 99, n. 2, p. 365-370, 2007.

FARRAJI, Hossein et al. Advantages and disadvantages of phytoremediation: A concise review. **Int J Env Tech Sci**, v. 2, p. 69-75, 2016.

FENG, Wei et al. Analysis of utilization technologies for *Eichhornia crassipes* biomass harvested after restoration of wastewater. **Bioresource technology**, v. 223, p. 287-295, 2017.

FISCHEROVÁ, Zuzana et al. A comparison of phytoremediation capability of selected plant species for given trace elements. **Environmental Pollution**, v. 144, n. 1, p. 93-100, 2006.

FRÉROT, Hélène et al. Specific interactions between local metallicolous plants improve the phytostabilization of mine soils. **Plant and Soil**, v. 282, n. 1-2, p. 53-65, 2006.

GANDHI, N.; SIRISHA, D.; CHANDRA SEKRAR, K. B. C. Phytoremediation of chromium and fluoride in industrial waste water by using aquatic plant *Ipomoea aquatica*. **Pharm Bio Sci**, v. 1, p. 1-4, 2013.

GARBISU, Carlos; ALKORTA, Itziar. Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. **Bioresource technology**, v. 77, n. 3, p. 229-236, 2001.

GARDEA-TORRESDEY, J. L.; DE LA ROSA, G.; PERALTA-VIDEA, J. R. Use of phytofiltration technologies in the removal of heavy metals: A review. **Pure and Applied Chemistry**, v. 76, n. 4, p. 801-813, 2004.

GHADERPOORI, Mansour et al. Health risk assessment of fluoride in water distribution network of Mashhad, Iran. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 25, n. 4, p. 851-862, 2019.

GHOSH, Gautam; MUKHOPADHYAY, Dipak K. Human Health Hazards Due to Arsenic and Fluoride Contamination in Drinking Water and Food Chain. In: **Groundwater Development and Management**. Springer, Cham, 2019. p. 351-369.

GHOSH, Aniruddha et al. Sources and toxicity of fluoride in the environment. **Research on Chemical Intermediates**, v. 39, n. 7, p. 2881-2915, 2013.

GHOSH, Mridul; SINGH, S. P. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. **Asian J Energy Environ**, v. 6, n. 4, p. 18, 2005.

GLICK, Bernard R. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. **Biotechnology advances**, v. 21, n. 5, p. 383-393, 2003.

GUO, Ling et al. Responses of *Landoltia punctata* to cobalt and nickel: removal, growth, photosynthesis, antioxidant system and starch metabolism. **Aquatic Toxicology**, v. 190, p. 87-93, 2017.

GUPTA, Charu; PRAKASH, Dhan. Duckweed: an effective tool for phyto-remediation. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v. 95, n. 8, p. 1256-1266, 2013.

HARRISON, Paul TC. Fluoride in water: a UK perspective. **Journal of fluorine chemistry**, v. 126, n. 11-12, p. 1448-1456, 2005.

HEIKENS, Alex et al. The impact of the hyperacid Ijen Crater Lake: risks of excess fluoride to human health. **Science of the Total Environment**, v. 346, n. 1-3, p. 56-69, 2005.

HUANG, Jianwei W. et al. Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. **Environmental Science & Technology**, v. 31, n. 3, p. 800-805, 1997.

HUANG, M. et al. Proteomic analysis to investigate the high starch accumulation of duckweed (*Landoltia punctata*) under nutrient starvation. **Industrial Crops and Products**, v. 59, p. 299–308, 2014.

HUANG, Xiao-Dong et al. A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils. **Environmental pollution**, v. 130, n. 3, p. 465-476, 2004.

IPCS, O. (2002). Environmental health criteria: 227-Fluorides. World Health Organisation, **International Program on Chemical Safety (IPCS)**. Geneva. <http://www.inchem.org/fullist.htm>.

JAFARI, N. Ecological and socio-economic utilization of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart Solms). **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v. 14, n. 2, 2010.

KANDUTI, Domen; STERBENK, Petra; ARTNIK, Barbara. Fluoride: a review of use and effects on health. **Materia socio-medica**, v. 28, n. 2, p. 133, 2016.

KARMAKAR, Sukalpa; MUKHERJEE, Joydeep; MUKHERJEE, Somnath. Removal of fluoride contamination in water by three aquatic plants. **International journal of phytoremediation**, v. 18, n. 3, p. 222-227, 2016.

KARMAKAR, Sukalpa; MUKHERJEE, Joydeep; MUKHERJEE, Somnath. Biosorption of fluoride by water lettuce (*Pistia stratiotes*) from contaminated water. **International journal of environmental science and technology**, v. 15, n. 4, p. 801-810, 2018.

KHANDARE, Rahul V. et al. Phytoremediation of fluoride with garden ornamentals Nerium oleander, Portulaca oleracea, and Pogonatherum crinitum. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 7, p. 6833-6839, 2017.

KOUTIKA, L. S. et al. A review of the invasive, biological and beneficial characteristics of aquatic species Eichhornia Crassipes and Salvinia molesta. **Applied ecology and environmental research**, v. 13, n. 1, p. 263-275, 2015.

KUMAR, Pankaj et al. Evaluation of aqueous geochemistry of fluoride enriched groundwater: A case study of the Patan district, Gujarat, Western India. **Water Science**, v. 31, n. 2, p. 215-229, 2017.

LASAT, Mitch M. Phytoextraction of toxic metals. **Journal of environmental quality**, v. 31, n. 1, p. 109-120, 2002.

LEBEAU, Thierry; BRAUD, Armelle; JÉZÉQUEL, Karine. Performance of bioaugmentation-assisted phytoextraction applied to metal contaminated soils: a review. **Environmental Pollution**, v. 153, n. 3, p. 497-522, 2008.

LIMMER, Matt; BURKEN, Joel. Phytovolatilization of organic contaminants. **Environmental science & technology**, v. 50, n. 13, p. 6632-6643, 2016.

LOWE, Sarah et al. **100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database**. Auckland: Invasive Species Specialist Group, 2000.

MA, Ying et al. Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils. **Biotechnology advances**, v. 29, n. 2, p. 248-258, 2011.

MAHAR, Amanullah et al. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 126, p. 111-121, 2016.

MAHLANGU, R. I. S. et al. Lettuce (*Lactuca sativa* L.) growth, yield and quality response to nitrogen fertilization in a non-circulating hydroponic system. **Journal of Plant Nutrition**, v. 39, n. 12, p. 1766-1775, 2016.

MALIK, Anushree. Environmental challenge vis a vis opportunity: the case of water hyacinth. **Environment international**, v. 33, n. 1, p. 122-138, 2007.

MARQUES, Ana PGC; RANGEL, António OSS; CASTRO, Paula ML. Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 8, p. 622-654, 2009.

MASTO, R. Ebhin et al. Biochar from water hyacinth (*Eichornia crassipes*) and its impact on soil biological activity. **Catena**, v. 111, p. 64-71, 2013.

MCGRATH, Steve P.; ZHAO, Fang-Jie. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. **Current opinion in biotechnology**, v. 14, n. 3, p. 277-282, 2003.

MAHESHWARI, R. C. et al. Fluoride in drinking water and its removal. **Journal of Hazardous materials**, v. 137, n. 1, p. 456-463, 2006.

MENDEZ, Monica O.; MAIER, Raina M. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments—an emerging remediation technology. **Environmental health perspectives**, v. 116, n. 3, p. 278-283, 2007.

MISHRA, Saurabh; MAITI, Abhijit. The efficiency of Eichhornia crassipes in the removal of organic and inorganic pollutants from wastewater: a review. **Environmental science and pollution research**, v. 24, n. 9, p. 7921-7937, 2017.

MOHAPATRA, M. et al. Review of fluoride removal from drinking water. **Journal of environmental management**, v. 91, n. 1, p. 67-77, 2009.

MUKHERJEE, Indrani; SINGH, Umesh Kumar; PATRA, Pulak Kumar. Exploring a multi-exposure-pathway approach to assess human health risk associated with groundwater fluoride exposure in the semi-arid region of east India. **Chemosphere**, 2019.

NARSIMHA, Adimalla; RAJITHA, Sanda. Spatial distribution and seasonal variation in fluoride enrichment in groundwater and its associated human health risk assessment in Telangana State, South India. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 24, n. 8, p. 2119-2132, 2018.

NIE, Lin et al. Phytoremediation of arsenate contaminated soil by transgenic canola and the plant growth-promoting bacterium Enterobacter cloacae CAL2. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 40, n. 4, p. 355-361, 2002.

NIE, Xiaoqin et al. Uranium binding on landoltia punctata as a result of formation of insoluble nano-U (VI) and U (IV) phosphate minerals. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 5, n. 2, p. 1494-1502, 2017.

NIGAM, J. N. Bioconversion of water-hyacinth (Eichhornia crassipes) hemicellulose acid hydrolysate to motor fuel ethanol by xylose-fermenting yeast. **Journal of Biotechnology**, v. 97, n. 2, p. 107-116, 2002.

PASSATORE, Laura et al. Phytoremediation and bioremediation of polychlorinated biphenyls (PCBs): state of knowledge and research perspectives. **Journal of hazardous materials**, v. 278, p. 189-202, 2014.

PATEL, Seema. Threats, management and envisaged utilizations of aquatic weed Eichhornia crassipes: an overview. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 11, n. 3, p. 249-259, 2012.

PORATH, Dan; HEPHER, Balfour; KOTON, Ami. Duckweed as an aquatic crop: evaluation of clones for aquaculture. **Aquatic Botany**, v. 7, p. 273-278, 1979.

PRATAS, João et al. Potential of aquatic plants for phytofiltration of uranium-contaminated waters in laboratory conditions. **Ecological engineering**, v. 69, p. 170-176, 2014.

QASEMI, Mehdi et al. Non-carcinogenic risk assessment to human health due to intake of fluoride in the groundwater in rural areas of Gonabad and Bajestan, Iran: a case study. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 25, n. 5, p. 1222-1233, 2019.

RAWAT, Krishna; FULEKAR, M. H.; PATHAK, B. Rhizofiltration: a green technology for remediation of heavy metals. **Intl J Inno Biosci**, v. 2, n. 4, p. 193-199, 2012.

REEVES, Roger D. Tropical hyperaccumulators of metals and their potential for phytoextraction. **Plant and Soil**, v. 249, n. 1, p. 57-65, 2003.

REN, Binbin et al. Water absorption is affected by the nitrogen supply to rice plants. **Plant and soil**, v. 396, n. 1-2, p. 397-410, 2015.

RUAN, Jianyun et al. The impact of pH and calcium on the uptake of fluoride by tea plants (*Camellia sinensis* L.). **Annals of Botany**, v. 93, n. 1, p. 97-105, 2004.

SAHA, Priyanka; MONDAL, Amit; SARKAR, Supriya. Phytoremediation of cyanide containing steel industrial wastewater by *Eichhornia crassipes*. **International Journal of Phytoremediation**, v. 20, n. 12, p. 1205-1214, 2018.

SAINI, Poonam et al. Organ-wise accumulation of fluoride in *Prosopis juliflora* and its potential for phytoremediation of fluoride contaminated soil. **Chemosphere**, v. 89, n. 5, p. 633-635, 2012.

SAKAKIBARA, Masayuki et al. Phytoextraction and phytovolatilization of arsenic from As-contaminated soils by *Pteris vittata*. In: **Proceedings of the annual international conference on soils, sediments, water and energy**. 2010. p. 26.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Phytomining: a review. **Minerals Engineering**, v. 22, n. 12, p. 1007-1019, 2009.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Role of hyperaccumulators in phytoextraction of metals from contaminated mining sites: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 2, p. 168-214, 2010.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Phytomining of gold: a review. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 128, p. 42-50, 2013.

SINGH, Gayatri et al. Fluoride distribution and contamination in the water, soil and plants continuum and its remedial technologies, an Indian perspective—a review. **Environmental pollution**, v. 239, p. 95-108, 2018.

SINGH, Tej Pratap; MAJUMDER, C. B. Comparison of Properties of Defluoridation of *Ipomoea aquatica* and *Eichhornia crassipes* by Means of Phytoremediation. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 22, n. 1, p. 04017020, 2017.

SINHA, S.; SAXENA, R.; SINGH, S. Fluoride removal from water by *Hydrilla verticillata* (Lf) Royle and its toxic effects. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 65, n. 5, p. 683-690, 2000.

STADTLANDER, Timo et al. Slurry-grown duckweed (*Spirodela polyrhiza*) as a means to recycle nitrogen into feed for rainbow trout fry. **Journal of Cleaner Production**, v. 228, p. 86-93, 2019.

STEGEMEIER, John P. et al. Uptake and distribution of silver in the aquatic plant *Landoltia punctata* (duckweed) exposed to silver and silver sulfide nanoparticles. **Environmental science & technology**, v. 51, n. 9, p. 4936-4943, 2017.

ŠTEPEC, Dona; PONIKVAR-SVET, Maja. Fluoride in Human Health and Nutrition. **Acta Chimica Slovenica**, v. 66, n. 2, p. 255-275, 2019.

STEVENS, D. P.; MCLAUGHLIN, Michael J.; ALSTON, A. M. Phytotoxicity of the fluoride ion and its uptake from solution culture by *Avena sativa* and *Lycopersicon esculentum*. **Plant and Soil**, v. 200, n. 2, p. 119-129, 1998.

STEVENS, D. P. et al. Effect of fluoride supply on fluoride concentrations in five pasture species: Levels required to reach phytotoxic or potentially zootoxic concentrations in plant tissue. **Plant and Soil**, v. 227, n. 1-2, p. 223-233, 2000.

SU, Haifeng et al. Use of duckweed (*Landoltia punctata*) as a fermentation substrate for the production of higher alcohols as biofuels. **Energy & Fuels**, v. 28, n. 5, p. 3206-3216, 2014.

TANGAHU, Bieby Voijant et al. A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. **International Journal of Chemical Engineering**, v. 2011, 2011.

TAO, Xiang et al. Comparative transcriptome analysis to investigate the high starch accumulation of duckweed (*Landoltia punctata*) under nutrient starvation. **Biotechnology for biofuels**, v. 6, n. 1, p. 72, 2013.

THANGAVEL, P.; SUBBHURAAM, C. V. Phytoextraction: role of hyperaccumulators in metal contaminated soils. **PROCEEDINGS-INDIAN NATIONAL SCIENCE ACADEMY PART B**, v. 70, n. 1, p. 109-130, 2004.

TRIPATHI, Vishal; EDRISI, Sheikh Adil; ABHILASH, P. C. Towards the coupling of phytoremediation with bioenergy production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 57, p. 1386-1389, 2016.

TRUU, Jaak et al. Phytoremediation and plant-assisted bioremediation in soil and treatment wetlands: a review. **The Open Biotechnology Journal**, v. 9, n. 1, 2015.

ULLAH, Abid et al. Phytoremediation of heavy metals assisted by plant growth promoting (PGP) bacteria: a review. **Environmental and Experimental Botany**, v. 117, p. 28-40, 2015.

VAN VALKENBURG, Johan LCH; POT, Roelf. *Landoltia punctata* (G. Mey.) DH Les & DJ Crawford (Smal kroos), nieuw voor Nederland. **Gorteria**, v. 33, n. 2, p. 41-49, 2008.

VERMA, V. K.; SINGH, Y. P.; RAI, J. P. N. Biogas production from plant biomass used for phytoremediation of industrial wastes. **Bioresource technology**, v. 98, n. 8, p. 1664-1669, 2007.

VILLALBA, Gara; AYRES, Robert U.; SCHRODER, Hans. Accounting for fluorine: Production, use, and loss. **Journal of Industrial Ecology**, v. 11, n. 1, p. 85-101, 2007.

VILLAMAGNA, A. M.; MURPHY, B. R. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. **Freshwater biology**, v. 55, n. 2, p. 282-298, 2010.

VITHANAGE, Meththika; BHATTACHARYA, Prosun. Fluoride in the environment: sources, distribution and defluoridation. **Environmental chemistry letters**, v. 13, n. 2, p. 131-147, 2015.

VONBANK, Jay A. et al. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) invasion and establishment in a temperate river system. **River research and applications**, v. 34, n. 10, p. 1237-1243, 2018.

WILLSCHER, S. et al. Field scale phytoremediation experiments on a heavy metal and uranium contaminated site, and further utilization of the plant residues. **Hydrometallurgy**, v. 131, p. 46-53, 2013.

XIAN-CHEN, Zhang et al. Influences of different ion channel inhibitors on the absorption of fluoride in tea plants (*Camellia sinensis* L.). **Plant growth regulation**, v. 69, n. 1, p. 99-106, 2013.

XU, Hua et al. Comparative transcriptome analysis of duckweed (*Landoltia punctata*) in response to cadmium provides insights into molecular mechanisms underlying hyperaccumulation. **Chemosphere**, v. 190, p. 154-165, 2018.

ZAVODA, Jennifer et al. Uptake, selectivity, and inhibition of hydroponic treatment of contaminants. **Journal of environmental engineering**, v. 127, n. 6, p. 502-508, 2001.

ZHAO, Hai et al. Duckweed rising at Chengdu: summary of the 1st International Conference on Duckweed Application and Research. 2012.

3 ARTIGO TÉCNICO – CIENTÍFICO

Utilização de *Landoltia punctata* e *Eichhornia crassipes* na fitorremediação de fluoreto

3.1 INTRODUÇÃO

O flúor tem sido amplamente estudado, pois é um elemento altamente reativo, sendo o 13º elemento mais abundante no ambiente (KANDUTI; STERBENK; ARTNIK, 2016). O flúor encontrado naturalmente, sobretudo, nas rochas ígneas, em minerais como a fluorapatita, fluorita e criolita, sendo liberado no meio via processos biogeoquímicos. Em meio aquoso é encontrado principalmente na forma de fluoreto (BANERJEE, 2015; KUMAR et al., 2017).

As atividades antrópicas desordenadas têm contribuído para o aumento da concentração de flúor no meio, nas águas subterrâneas e superficiais, por intermédio da liberação de resíduos industriais, pesticidas e fertilizantes (ABOULEISH, 2016). Mais de 200 milhões de pessoas no mundo estão expostas a concentrações acima do limiar de seguridade estabelecido pela Organização Mundial de Saúde, de 1,5 mg L⁻¹ (NARSIMHA; RAJITHA, 2018).

As concentrações de flúor podem provocar efeitos benéficos ou deletérios, dependendo da concentração ingerida. Em níveis reduzidos, em torno de 0,8 a 1,0 mg L⁻¹, ajuda na prevenção de cáries, mineralização normal dos ossos e na formação do esmalte dentário (BARATHI; KUMAR; RAJESH, 2019). Entretanto diversos estudos mostram que a exposição crônica a altos níveis de flúor acarretam problemas deletérios como fluorose dentária, fluorose esquelética, neurotoxicidade, carcinogênese, genotoxicidade, dentre outros, como depleção da fertilidade e das funções da glândula tireoidiana (GHADERPOORI et al., 2018; QASEMI et al., 2019; ŠTEPEC; PONIKVAR-SVET, 2019). A exposição ao flúor é geralmente inadvertida, por ser o elemento incolor, insípido e inodoro. A presença na água potável é o maior meio de ingestão de flúor atualmente (CHUAH et al., 2016; GHOSH; MUKHOPADHYAY, 2019).

Existem diversas técnicas para o tratamento da água contaminada com flúor, como adsorção, precipitação, eletrodialise, membranas, dentre outras. Essas técnicas, no entanto, têm altos custos ou produzem lodo, um resíduo de complicado descarte ou reciclagem (MEENAKSHI; MAHESHWARI, 2006; MOHAPATRA et al., 2009). Portanto, a busca por técnicas alternativas de desfluoretação que sejam economicamente mais viáveis e de fácil acesso é indispensável. Uma dessas alternativas é a fitorremediação.

A fitorremediação é uma tecnologia em ascensão, capaz de tratar uma variedade de águas contaminadas, incluindo aquelas com moléculas persistentes e tóxicas, utilizando plantas que extraem nutrientes e outras substâncias do meio onde estão inseridas para adquirir biomassa (ZAVODA et al., 2001; FARRAJI et al., 2016). Esse processo comparado às técnicas tradicionais é esteticamente mais agradável, mais limpo e menos dispendioso. Além disso, é capaz de ser aplicado a grandes áreas (TANGAHU et al., 2011).

A absorção e translocação de flúor pelas plantas não é totalmente conhecida, mas acredita-se que uma das principais vias de entrada de flúor são os canais aniônicos, através da difusão passiva (XIAN-CHEN et al., 2013). Em seguida, utilizando principalmente a via apoplástica, o flúor é transportado pelo xilema, subsequentemente podendo utilizar a via simplástica (BAUNTHIYAL; RANGHAR, 2015). As condições que primordialmente influenciam essa absorção de flúor são: pH da solução, concentração e forma química do flúor, espécie vegetal e a presença de outros íons como cálcio, alumínio, fósforo (BAUNTHIYAL; RANGHAR, 2014; SINGH et al., 2018).

Embora o excesso de flúor em água cause danos à saúde das plantas (BAUNTHIYAL; RANGHAR, 2014), há espécies que são tolerantes a altos níveis deste elemento, na qualidade de plantas hiperacumuladoras (BAUNTHIYAL; SHARMA, 2012). Em um estudo realizado na Índia com oito espécies de plantas arbóreas, *Prosopis juliflora* apresentou grande potencial de acumular flúor quando o solo e a água continham altas concentrações desse elemento (BAUNTHIYAL; SHARMA, 2012). No México, del Socorro e Zamora-Pedraza (2010), testaram 17 espécies de plantas que são tolerantes a F^- e HF. Os autores observaram que apenas *Camellia japônica*, conhecida como camélia, *Pittosporum tobira*, conhecido como pitósporo-japonês ou pau de incenso, e *Saccharum officinarum*, conhecida como cana de açúcar, mostraram uma eficiência razoável na remoção de flúor, de até 40%, para testes com concentração de 4 mg L^{-1} de fluoreto.

Eichhornia crassipes, popularmente conhecido como aguapé ou jacinto d'água, é uma erva daninha de rápido crescimento e grande biomassa (DAS; GOSWAMI; TALUKDAR, 2016), e com capacidade de crescer em ambientes altamente poluídos e eutróficos (SAHA; MONDAL; SARKAR, 2018). No contexto da fitorremediação já apresenta resultados promissores, como por exemplo, tratando cianeto (SAHA; MONDAL; SARKAR, 2018); metais pesados como íons de ferro, zinco, cádmio, manganês, cobre e vários corantes (MISHRA; MAITI, 2017); e reduzindo o nível de contaminantes orgânicos e nutrientes (AJIBADE; ADENIRAN; EGBUNA, 2013).

Da mesma forma, a espécie *Landoltia Punctata* (lentilha d'água), pequenas angiospermas com rápida taxa de crescimento, possui a capacidade se desenvolver em águas residuárias e prospecção de utilização na fitorremediação (STEGEMEIER et al., 2017). Uma vez que tem o poder de acumular grandes concentrações de metais pesados como arsênio, níquel, zinco e urânio (NIE et al., 2017), também foram utilizadas para remediação de hidrocarbonetos de petróleo (ERTEKIN et al., 2015) e de nutrientes como amônia e fósforo (XU et al., 2018).

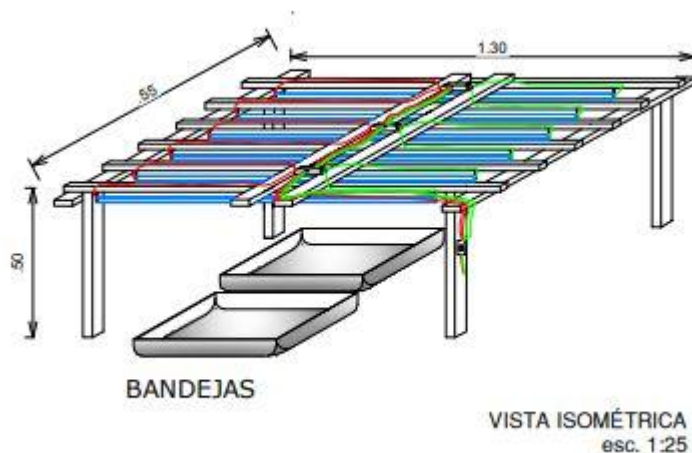
Diante do exposto, neste estudo, objetivou-se avaliar a absorção de flúor pelas espécies *Eichhornia crassipes* e *Landoltia punctata* quando submetidas a diferentes níveis de fosfato, nitrato e pH.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Obtenção e aclimação das plantas

As espécies de plantas aquáticas *Eichhornia crassipes* e *Landoltia punctata* foram coletadas no horto botânico da Universidade Federal de Viçosa, higienizadas e aclimatadas por 3 meses, em recipientes de polietileno, contendo 10 litros de solução nutritiva de Clark (1975) (Anexo I) e pH 6,5. As plantas foram mantidas na sala de reatores em temperatura ambiente e luminosidade controlada em um fotoperíodo de 16 horas. A solução nutritiva de Clark foi renovada semanalmente. O fotoperíodo foi controlado por um *timer* e mantido por meio de lâmpadas fluorescentes acopladas a um suporte de madeira (Figura 5).

Figura 5 - Estrutura para aclimatação das plantas



Fonte: Autoria própria

3.2.2 Delineamentos e condições experimentais

O delineamento estatístico experimental utilizado para analisar os resultados foi o delineamento composto central rotacional (DCCR). Esse método exige um número menor de tratamentos em comparação ao planejamento fatorial completo e pode ser executado sequencialmente para que a otimização seja alcançada. Ao final, superfícies de resposta com os melhores resultados são obtidas (MATEUS, 2008).

Empregou-se como variável dependente a massa de flúor removida da água por massa de planta seca. Após extensa revisão bibliográfica as variáveis independentes escolhidas foram: potencial hidrogeniônico (pH), concentração de nitrato (NO_3) e de fosfato (PO_4) (STEVENS; MCLAUGHLIN; ALSTON, 1998; RUAN et al., 2004; FANG et al., 2007)

Assim, o delineamento foi composto de 3 variáveis (2^3), incluindo 6 repetições no ponto central e 6 pontos axiais, totalizando 20 ensaios. Na Tabela 3 estão dispostos os valores utilizados no planejamento. Os níveis foram testados em uma faixa ampla, visando achar o ponto ótimo. Os valores de $-\alpha$ para nitrato e fosfato foram estabelecidos como zero, a fim de atuarem como um controle, os valores de $+\alpha$ foram maiores do que os encontrados na literatura, buscando criar uma situação extrema.

Os dados foram analisados no programa Minitab 19, que gerou os demais pontos a partir dos pontos axiais extremos de $+\alpha$ e $-\alpha$, que são em função do número das variáveis

independentes. As corridas geradas estão apresentadas no Apêndice 1 e os gráficos apresentados foram gerados no program Statistica 10.

Tabela 3 - Valores utilizados no DCCR

Variáveis	Código	$\alpha = -1,68$	-1	0	1	$\alpha = +1,68$
pH (adim.)	X ₁	5	5,81	7	8,18	9
PO ₄ (mg L ⁻¹)	X ₂	0	2,02	5	7,97	10
NO ₃ (mg L ⁻¹)	X ₃	0	162,15	400	637,84	800

Os ensaios foram feitos em recipientes de polietileno, contendo três litros de solução de Clark (1975), que fornecia os macro e micronutrientes, exceto NO₃ e PO₄, necessários para desenvolvimento e sobrevivência das plantas. Os valores de NO₃ e PO₄ foram ajustados de acordo com os ensaios programados. O aporte de fosfato foi realizado com fosfato de cálcio e fosfato de sódio, ao passo que o nitrato foi aportado por meio de nitrato de cálcio e nitrato de sódio. As faixas de pH preestabelecidas foram corrigidas com ácido clorídrico e hidróxido de sódio.

As plantas foram expostas a uma concentração de 5 mg L⁻¹ de fluoreto, adicionado sob a forma de fluoreto de sódio (NaF), por um período de 10 dias. Ao final desse intervalo foram realizadas as análises dos parâmetros avaliados, além de ter-se computado a evapotranspiração média por meio da diferença de inicial e final de líquido nos recipientes.

3.2.3 Determinação de flúor

Alíquotas das soluções de cada ensaio foram coletadas para análise nos dias 3, 6 e 10, e suas retiradas foram contabilizadas no cálculo final de flúor de cada ensaio. O flúor foi medido seguindo o método descrito no Standart Methods, método 4500 – F⁻, para leitura de flúor com eletrodo seletivo (APHA, 2017). O eletrodo seletivo de fluoreto é de estado sólido e baseado em um monocristal de fluoreto de lantânio (LaF₃). O eletrodo de referência é de Ag/AgCl com dupla junção, com solução externa de NaNO₃ a 10% m/v e solução interna de KCl a 3 mol L⁻¹ saturada com AgCl.

Para leitura das amostras, em um balão volumétrico de 100 ml foram adicionados 10 ml de amostra e 10 ml do ajustador de força iônica (TISAB). O volume foi completado com água destilada, homogeneizado, sendo vertido em um béquer sobre mesa agitadora, e sob leve

agitação, os eletrodos, de íon seletivo e de referência, foram mergulhados na amostra lendo-se os resultados em milivolts.

3.2.4 Massa de plantas

No início do experimento as plantas de *Eichhornia crassipes* foram pesadas individualmente e cada planta possuía uma massa diferente, a qual foi mantida, pois o desgaste para uniformização de peso poderia trazer prejuízos ao bom desenvolvimento. Já as plantas de *Landoltia punctata*, por seu pequeno tamanho, ofereciam a possibilidade de uniformidade inicial de peso em todos os experimentos. Dessa forma a massa padrão inicial foi estabelecida em 2 gramas.

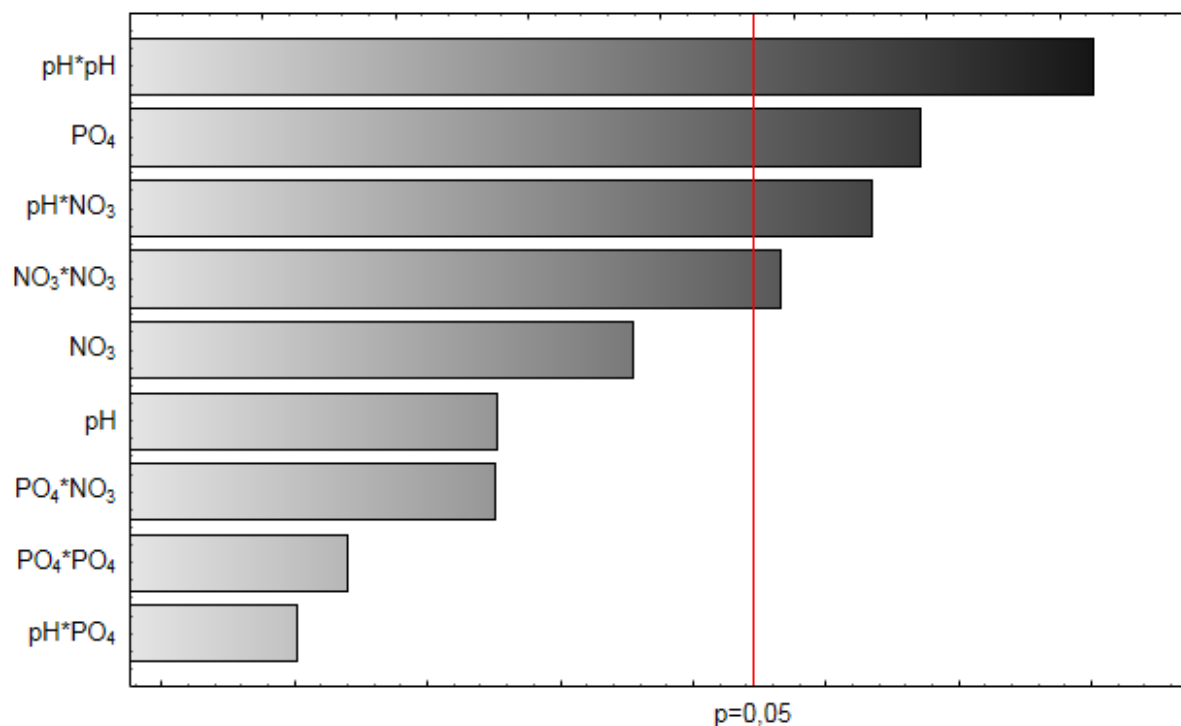
Após aferição da massa úmida ao final do experimento, as plantas de *Eichhornia crassipes* foram acondicionadas em sacos de papel Kraft e levadas a estufa a 105° C durante 48 horas. Após secagem, aferiram-se novamente as massas. As plantas de *Landoltia punctata* passaram pelo mesmo procedimento, diferindo pelo fato de terem sido secas em beakers de vidro.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Massa de fluoreto removida por massa de planta seca, *Landoltia Punctata*

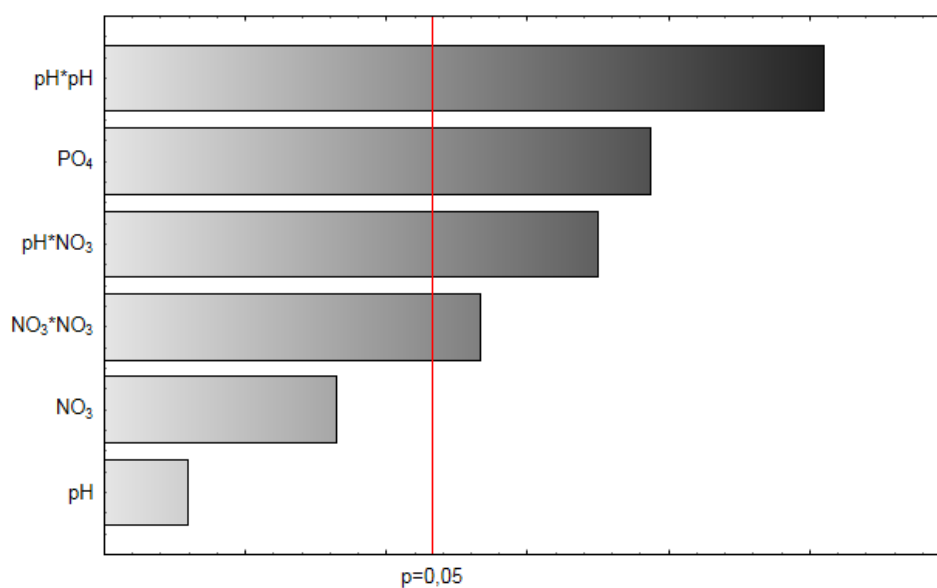
Os diferentes níveis de pH (X_1), concentração de fosfato PO_4 (X_2) e nitrato NO_3 (X_3), interferiram na absorção e acumulação de flúor pela lentilha d'água, *Landoltia punctata*. A expressividade de cada variável pode ser observada na Figura 6, que corresponde ao gráfico de Pareto, com nível de significância de 5 % delimitado.

Figura 6 - Gráfico de Pareto contendo todas as variáveis para resposta de massa de flúor removida por massa total de *Landoltia punctata* seca.



Ao eliminar-se as variáveis menos significativas, obedecendo-se o nível hierárquico, gerou-se a Figura 7, do gráfico de Pareto com as variáveis selecionadas.

Figura 7 - Gráfico de Pareto contendo as variáveis selecionadas para resposta de massa de flúor removida por massa total de *Landoltia punctata* seca.



Na Tabela 4 apresentam-se os dados da análise de variância (ANOVA) do modelo proposto para a variável resposta de massa de flúor removida por massa total de planta seca (Equação 1). O coeficiente de determinação R^2 foi equivalente a 74,4%, mas a falta de ajuste foi significativa. A razão “adequate precision”, que deve ser maior que 4,0 para navegação em todo espaço amostral, foi de 8,1.

Tabela 4 - Análise de Variância (ANOVA) do modelo de regressão para remoção de massa de flúor pela *Landoltia punctata*.

Fonte de Variação	GL	Soma de Quadrados (Aj.)	Quadrado Médio (Aj.)	F Calculado	P Valor
Modelo	6	100.126	16.6877	6.31	0.003
Linear	3	36.144	12.0479	4.55	0.022
pH	1	4.659	4.6590	1.76	0.207
Fosfato	1	22.840	22.8400	8.63	0.012
Nitrato	1	8.645	8.6448	3.27	0.094
Quadrado	2	44.040	22.0199	8.32	0.005
pH*pH	1	33.312	33.3119	12.59	0.004
Nitrato*Nitrato	1	14.369	14.3686	5.43	0.037
Interação com 2 Fatores	1	20.008	20.0083	7.56	0.017
pH*Nitrato	1	20.008	20.0083	7.56	0.017
Erro	13	34.388	2.6452		
Falta de ajuste	8	31.516	3.9395	6.86	0.024
Erro puro	5	2.872	0.5744	*	*
Total	19	134.514			

O modelo de regressão que representa a massa de flúor removida por massa total de planta seca e os níveis de pH, PO_4 e NO_3 é apresentado na equação 2.

$$MF_{rev}/MP_{seca} = 71,2 - 16,75 [pH] + 0,435 [PO_4] - 0,0567 [NO_3] + 1,071 [pH]^2 + 0,000018 [NO_3]^2 + 0,00561 [pH*NO_3]$$

(Equação 2)

Onde:

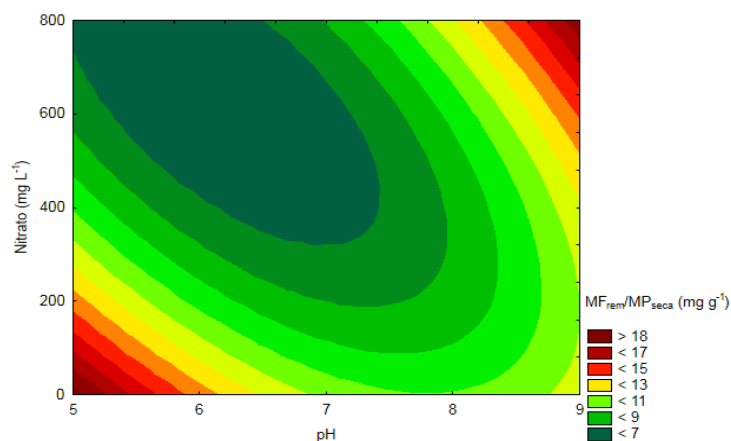
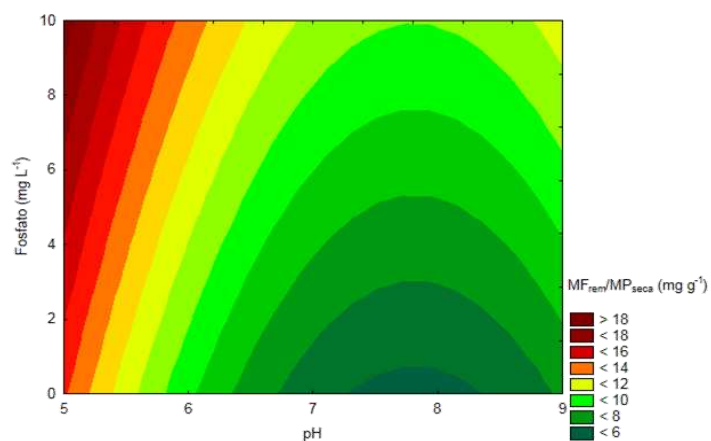
pH: Potencial hidrogeniônico

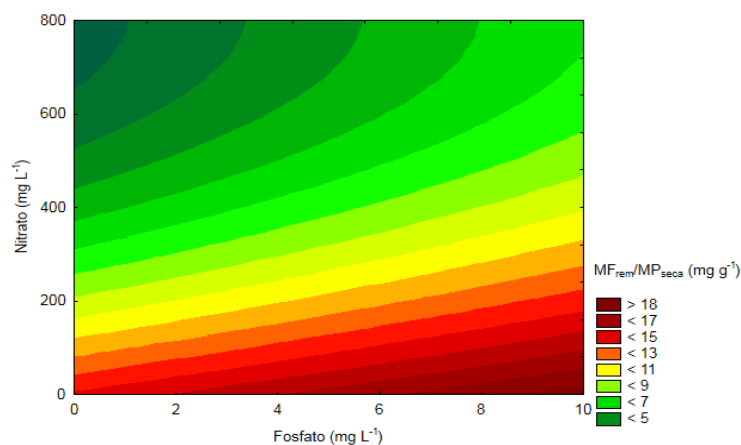
PO_4 : Concentração de fosfato (PO_4) em $mg L^{-1}$

NO_3 : Concentração de nitrato (NO_3) em $mg L^{-1}$

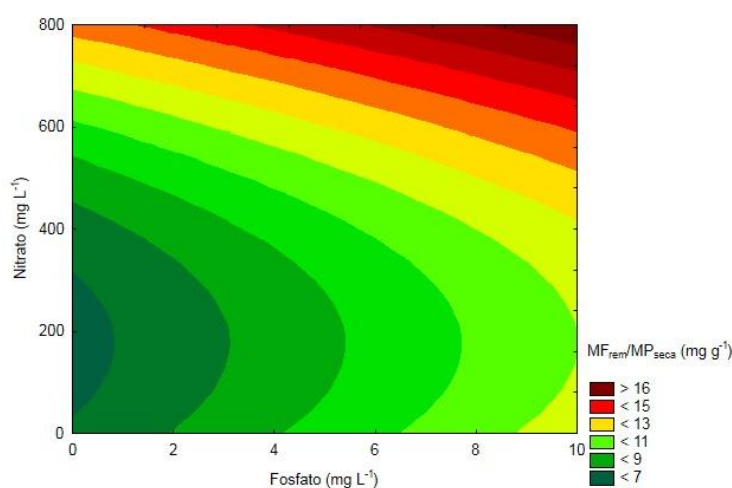
As superfícies de resposta obtidas por meio dos gráficos de contorno estão dispostas na Figura 8.

Figura 8 - Gráfico de contorno relacionando as concentrações de pH, NO_3 e PO_4 com a variável resposta sendo massa de flúor removida por massa total de *Landoltia punctata* seca, com valores fixados em uma das soluções ótimas obtidas, com as interações (a) $[\text{PO}_4*\text{pH}]$, (b) $[\text{NO}_3*\text{pH}]$, (c) $[\text{NO}_3*\text{PO}_4]$ para pH 5, e (d) $[\text{NO}_3*\text{PO}_4]$ para pH 9.





(c)



(d)

Ao se aplicar a equação 2 pode-se observar que a maior remoção de massa de flúor da água por massa de planta seca, para ambos os meios, ácido e básico, acontece nas combinações dos extremos dos níveis.

Esses dados reforçam uma tendência de maior absorção relativa de flúor em meios ácido ou básico, quando em comparação com um meio neutro. Resultados semelhantes foram encontrados por Stevens et al. (2000) e Ruan et al. (2004), que demonstram que em meio ácido a forma predominante de flúor, HF, estaria potencialmente mais disponível para absorção pelas raízes da planta por difusão através da membrana celular, apesar de ambas as formas, HF e F^- , coexistirem. Já em meio básico, com pH próximo 9, a forma de flúor predominante seria F^- , que tem sua captação favorecida pela forte eletronegatividade do íon e por seu pequeno raio iônico.

Karmakar et al. (2018), ao investigar a absorção de flúor por *Pistia stratiotes*, da mesma família, *Araceae*, que a *Landoltia punctata*, obteve dados que corroboram para maior

absorção de fluoreto em meio mais ácido, em torno de 5,5. Valores de pH mais baixos também foram encontrados ao final do experimento, a média de valores de pH final nas corridas foi de aproximadamente 5, caracterizando meio ácido. Contudo, ressalta-se que não houve diferença estatística nos tratamentos utilizados pelos autores (pHs 5,5; 6,5; 7,5 e 8,5).

Os dados também demonstram que a absorção de flúor em maiores concentrações de fosfato. Stevens et al. (1998), argumentam que não existe competição entre a absorção de flúor pelas plantas com os ânions, fosfato e nitrato. Esses ânions também não estão correlacionados na absorção pelas plantas, mas a supressão total do aporte desses gera redução no crescimento das plantas (BUWALDA; WARMENHOVEN, 1999).

A supressão total do aporte de nutrientes às plantas limita seu crescimento, mas com o tempo de estudo realizado relativamente pequeno para essa avaliação, esta limitação não gerou impactos visíveis, como pode ser verificado na Tabela 5.

Tabela 5 - Massas de *Landoltia punctata*

<i>Landoltia punctata</i>			
Experimento	Massa úmida inicial	Massa úmida final	Massa seca
1	2	4,460	0,220
2	2	4,430	0,208
3	2	4,985	0,217
4	2	4,463	0,220
5	2	5,383	0,259
6	2	7,392	0,363
7	2	6,004	0,269
8	2	5,609	0,305
9	2	3,740	0,185
10	2	7,391	0,303
11	2	5,828	0,275
12	2	7,773	0,356
13	2	7,930	0,367
14	2	5,298	0,253
15	2	8,917	0,318
16	2	8,319	0,329
17	2	7,815	0,378
18	2	6,186	0,312
19	2	8,220	0,446
20	2	7,723	0,344

As plantas tendem a continuar crescendo, mesmo que a taxas menores, devido à reserva interna que possuem (BUWALDA; WARMENHOVEN, 1999).

Limitações de fosfato a longo prazo poderiam ser traduzidas na redução do teor de matéria seca e aumento nas proporções da razão raiz/parte aérea (ERICSSON; INGESTAD, 1988). A limitação de nitrato, por sua vez, interferiria na estrutura e função das proteínas e cloroplastos (MAHLANGU et al., 2016). Contudo, com o crescimento, mesmo que reduzido, mantido, as plantas foram capazes de absorver o flúor. Já o incremento dos níveis necessários dos macronutrientes, fosfato e nitrato, beneficiam o bom desenvolvimento e crescimento das plantas. O crescimento das plantas contribui para aumento da transpiração, que quanto maior, maior será também a absorção de água (REN et al., 2015), e conseqüentemente, maior a absorção de flúor, haja vista, que o flúor entra de forma passiva na planta (XIAN-CHEN et al., 2013).

Assim, observa-se que o aporte dos máximos de nutrientes, fosfato e nitrato, ou a supressão desses, não foi capaz de causar danos expressivos no crescimento das plantas, devido a suas reservas internas. Constatou-se também que a concentração de flúor não causou efeitos deletérios no desenvolvimento das plantas, que se multiplicaram satisfatoriamente e não apresentaram lesões e necroses visíveis ao longo do experimento.

A máxima absorção de flúor alcançada, em termos de eficiência, foi de 21,0%, na corrida com pH inicial 9,0 e pH final 6,1. A média dos experimentos foi de 11,6%. Já a variável resposta analisada pelos gráficos, de massa de flúor removido por massa de *Landoltia punctata* seca [MF_{rem}/MP_{seca} ($mg\ g^{-1}$)], apresentou uma média de 6,1 $mg\ g^{-1}$, e a máxima observada foi de 11,0 $mg\ g^{-1}$.

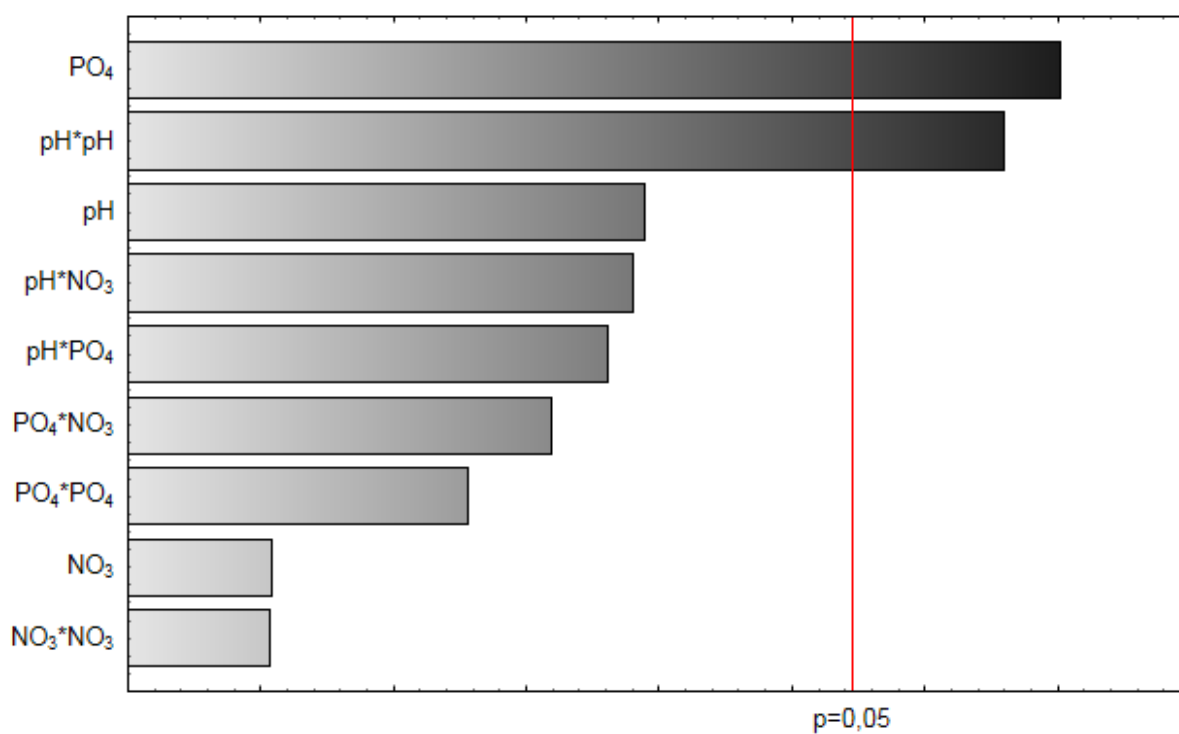
Não se encontraram estudos que utilizassem a espécie de *Landoltia punctata* para fitorremediação de flúor em água, mas a planta vem sendo utilizada para remediação de outros contaminantes, obtendo resultados satisfatórios. Guo et al. (2017), ao analisar o potencial da espécie para remediar cobalto e níquel em água constatou remoções de 58,63% e 56,23%, respectivamente, de remoção.

Pressupõe-se que em meio neutro, em pH próximo de 7, a remoção ocorra, mas o bom crescimento das plantas faça com que a razão de resposta, na qual a massa das plantas é denominador, decresça se comparada aos outros níveis encontrados.

3.3.2 Massa de fluoreto removida por massa de planta seca, *Eichhornia crassipes*

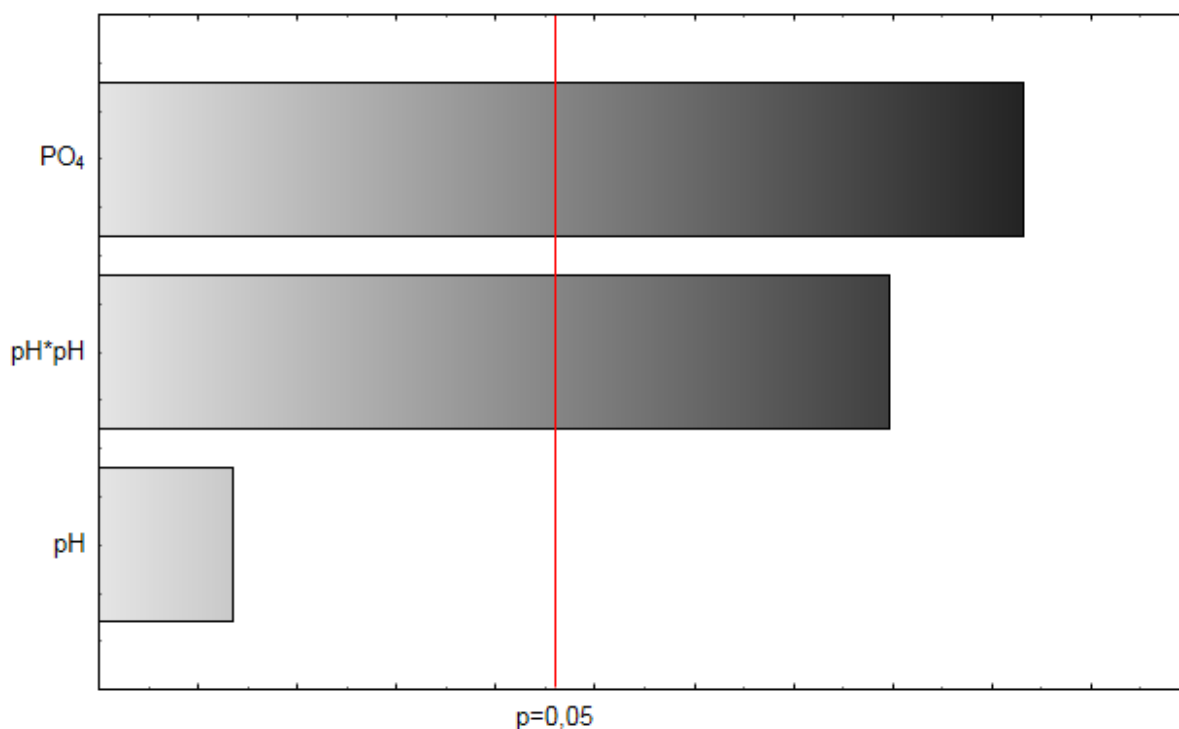
A absorção e acumulação de flúor pelo aguapé (*Eichhornia crassipes*) também foi avaliada em relação a interferência dos diferentes níveis de pH, fosfato e nitrato. A representatividade de cada variável pode ser constatada na Figura 9, pelo gráfico de Pareto com nível de significância de 5% delimitado, e que apresenta como variável resposta a massa de flúor removida por massa total de *Eichhornia crassipes* seca.

Figura 9 - Gráfico de Pareto contendo todas as variáveis para resposta de massa de flúor removida por massa total de *Eichhornia crassipes* seca.



Quando retiradas as variáveis com menor significância, observou-se que apenas 2 termos apresentaram significância. Assim, na Figura 10 apresenta-se o novo gráfico de Pareto com as variáveis selecionadas para o modelo, obedecendo-se o nível hierárquico.

Figura 10 - Gráfico de Pareto contendo as variáveis selecionadas para resposta de massa de flúor removida por massa total de *Eichhornia crassipes* seca.



Os coeficientes de determinação R^2 foi reduzido, de apenas 54,7%. Observa-se (Tabela 6) que a falta de ajuste não foi significativa e que a regressão foi significativa. O “adequate precision” foi de 9,2. Os valores dos coeficientes indicadores de qualidade de ajuste para esta regressão foram inferiores ao ensaio com a lentilha d’água. Na Tabela 6, apresentam-se os dados da análise de variância (ANOVA) do modelo proposto para a variável resposta de massa de flúor removida por massa total de *Eichhornia crassipes* seca (Equação 3).

Tabela 6 - Análise de Variância (ANOVA) do modelo de regressão para remoção de massa de flúor por massa de *Eichhornia crassipes* seca.

Fonte de Variação	GL	Soma de Quadrados (Aj.)	Quadrado Médio (Aj.)	F Calculado	P Valor
Modelo	3	14.270	4.7568	6.46	0.005
Linear	2	8.552	4.2759	5.81	0.013
pH	1	1.639	1.6388	2.23	0.155
Fosfato	1	6.913	6.9130	9.39	0.007
Quadrado	1	5.752	5.7516	7.81	0.013
pH*pH	1	5.752	5.7516	7.81	0.013
Erro	16	11.784	0.7365		
Falta de ajuste	11	10.325	0.9387	3.22	0.104
Erro puro	5	1.459	0.2918	*	*
Total	19	26.055			

Apesar do reduzido valor de R^2 , foi possível determinar os coeficientes da regressão que representa a massa de flúor removida por massa total de planta seca.

O modelo matemático empírico encontrado está representado na Equação 3.

$$\text{Massa de F- remov.} = 22,23 - 5,91 [\text{pH}] - 0,2393 [\text{PO}_4] + 0,443 [\text{pH}]^2$$

(Equação 3)

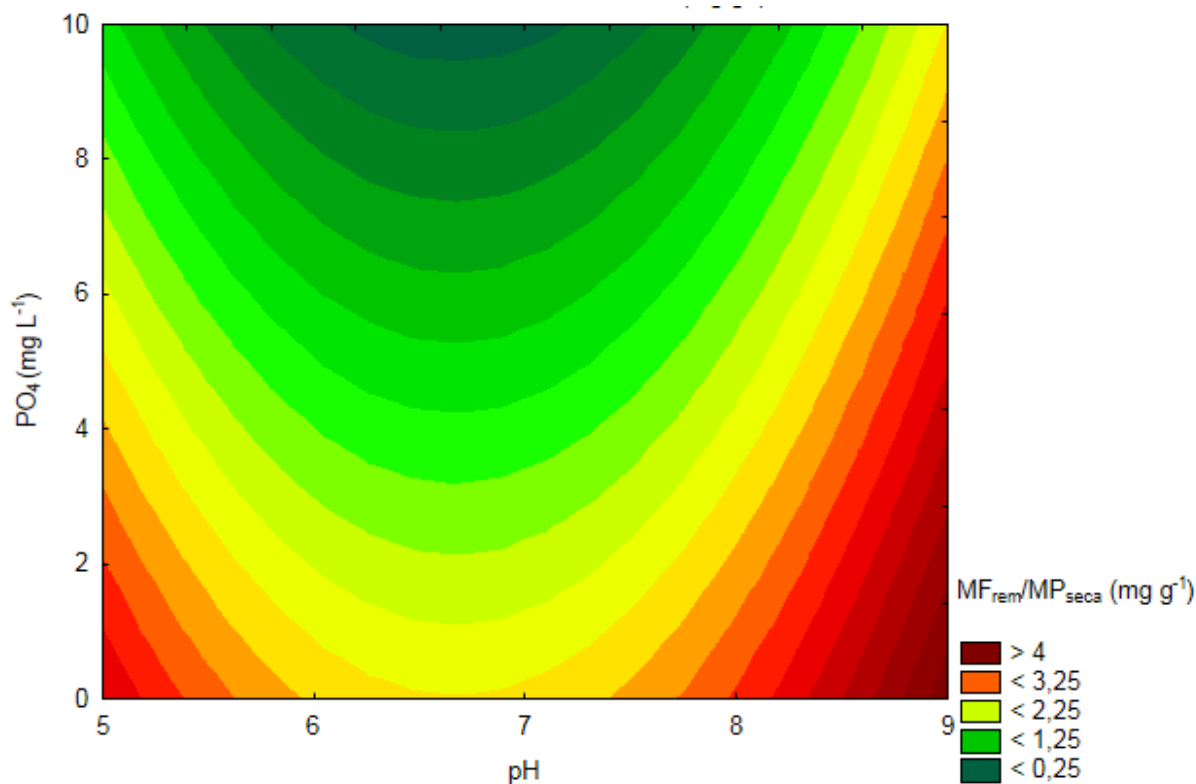
Onde:

pH: Potencial hidrogeniônico

PO₄: Concentração de fosfato (PO₄) em mg L⁻¹

A superfície resposta obtida por meio do gráfico de contorno está disposta na Figura 11.

Figura 11 - Gráfico de contorno relacionando as concentrações de NO_3 e PO_4 com a variável resposta sendo massa de flúor removida por massa total de *Eichhornia crassipes* seca, em pH fixo em 9.



Assim como para *Landoltia punctata*, nos pHs extremos houve maior resposta da variável escolhida (massa de fluoreto removida por massa de planta seca). Aplicando-se a equação 3, para ausência de fosfato, tem-se a previsão de valores de MF/MP de $4,9 \text{ mg g}^{-1}$ (para pH 9) e $3,7 \text{ mg g}^{-1}$ (para pH 5).

Ao avaliar-se apenas a eficiência de remoção de flúor pelas plantas, a média dos valores encontrada nesse estudo foi de 19,0%, enquanto a máxima eficiência alcançou 23,3%. Os autores Singh e Majumder (2018), ao investigarem a mesma variável, utilizaram uma concentração constante de 10 mg L^{-1} de fluoreto e variações de pH entre 5 e 9, encontrando resultados contrários a esse estudo. Esses autores observaram que a maior absorção seria em meio neutro, pH igual a 7, onde a remoção máxima foi de 49%. Já a remoção em pH 9 por eles observada foi de 26,1%. Similarmente, Karmakar et al. (2016), constataram que em meio neutro e concentração de 5 mg L^{-1} , mesma concentração de fluoreto aqui utilizada, a eficiência de remoção pelo aguapé foi de 17,7%, o que condiz com a média de valores aqui encontrada. Observa-se que a magnitude da absorção está dentro do relatado pela literatura.

Karmakar et al. (2016), ao estudarem a variável resposta de massa de flúor por massa de *Eichhornia crassipes* seca encontrou valores de $0,09 \text{ mg g}^{-1}$, em meio neutro e concentração inicial de 5 mg L^{-1} . No presente experimento, nas faixas de pH testadas e concentração inicial igual, a mesma variável resposta apresentou um valor médio de $1,8 \text{ mg g}^{-1}$. Contrastando-se esse valor encontrado com o observado na espécie de *Landoltia punctata*, observa-se uma grande diferença na magnitude dos resultados. Pressupõe-se que essa diferença esteja associada ao fato da massa de planta seca ser muito menor na espécie de *Landoltia punctata*, fazendo com que a razão da divisão de massa de flúor removida por massa de planta seca seja elevada.

Quanto aos fatores de concentração de nitrato e fosfato avaliados, o modelo prediz que as melhores faixas, independem da concentração de nitrato e correspondem às mínimas concentrações de fosfato. Pressupõe-se que tal resposta pode ter sido gerada pelo fato da planta, *Eichhornia crassipes*, possuir um porte relativamente grande, e conseqüentemente ter acúmulo interno desses nutrientes, fazendo com que a faixa de concentração aqui testada não seja significativa. *Eichhornia crassipes* tem demonstrando grande potencial de fitorremediação para flúor e para outros poluentes, mas as variáveis externas e o nível em que essas beneficiam essa remediação ainda precisam ser estudados.

REFERÊNCIAS

ABHILASH, P. C. et al. Phytofiltration of cadmium from water by *Limnocharis flava* (L.) Buchenau grown in free-floating culture system. **Journal of hazardous materials**, v. 170, n. 2-3, p. 791-797, 2009.

ABOULEISH, Mohamed Yehia Z. Evaluation of fluoride levels in bottled water and their contribution to health and teeth problems in the United Arab Emirates. **The Saudi dental journal**, v. 28, n. 4, p. 194-202, 2016.

AGNELLO, Ana Carolina et al. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. **Science of the Total Environment**, v. 563, p. 693-703, 2016.

AJIBADE, F. O.; ADENIRAN, K. A.; EGBUNA, C. K. Phytoremediation efficiencies of water hyacinth in removing heavy metals in domestic sewage (A Case Study of University of Ilorin, Nigeria). **The International Journal of Engineering and Science**, v. 2, n. 12, p. 16-27, 2013.

ALI, Shakir et al. Worldwide contamination of water by fluoride. **Environmental chemistry letters**, v. 14, n. 3, p. 291-315, 2016.

ALVARENGA, Paula et al. Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization:(I) Effects on soil chemical characteristics. **Chemosphere**, v. 74, n. 10, p. 1292-1300, 2009.

ARIENZO, M.; ADAMO, P.; COZZOLINO, V. The potential of *Lolium perenne* for revegetation of contaminated soil from a metallurgical site. **Science of the Total Environment**, v. 319, n. 1-3, p. 13-25, 2004.

BANERJEE, Amlan. Groundwater fluoride contamination: a reappraisal. **Geoscience Frontiers**, v. 6, n. 2, p. 277-284, 2015.

BARATHI, M.; KUMAR, A. Santhana Krishna; RAJESH, N. Impact of fluoride in potable water—An outlook on the existing defluoridation strategies and the road ahead. **Coordination Chemistry Reviews**, v. 387, p. 121-128, 2019.

Barros Neto, B., Scarminio, I. S.; Bruns, R. E. Como fazer experimentos. 3^o ed. Campinas: **Editora Unicamp**, 2007.

BAUNTHIYAL, Mamta; RANGHAR, Shweta. Physiological and biochemical responses of plants under fluoride stress: an overview. **Fluoride**, v. 47, n. 4, p. 287-93, 2014.

BAUNTHIYAL, Mamta; RANGHAR, Shweta. Accumulation of fluoride by plants: potential for phytoremediation. **Clean–Soil, Air, Water**, v. 43, n. 1, p. 127-132, 2015..

BAUNTHIYAL, Mamta; SHARMA, Vinay. Phytoremediation of fluoride contaminated water and soil: a search for fluoride hyperaccumulators. **Journal of Agricultural Technology**, v. 8, n. 6, p. 1965-1978, 2012.

BELLÉ, Bruno Luiz Lessa et al. Análise da fluoretação da água de abastecimento público da zona urbana do município de Campo Grande (MS). **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 14, p. 1261-1266, 2009.

Brasil. Manual de fluoretação da água para consumo humano. **Fundação Nacional de Saúde**, v. 1, p. 72, 2012.

BROOKS, Robert R. et al. Phytomining. **Trends in plant science**, v. 3, n. 9, p. 359-362, 1998.

BURGES, Aritz et al. From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. **International journal of phytoremediation**, v. 20, n. 4, p. 384-397, 2018.

BUWALDA, Frank; WARMENHOVEN, Mary. Growth-limiting phosphate nutrition suppresses nitrate accumulation in greenhouse lettuce. **Journal of Experimental Botany**, v. 50, n. 335, p. 813-821, 1999.

CHERIAN, Sam; OLIVEIRA, M. Margarida. Transgenic plants in phytoremediation: recent advances and new possibilities. **Environmental science & technology**, v. 39, n. 24, p. 9377-9390, 2005.

CHU, Jian-jun; DING, Yi; ZHUANG, Qi-jia. Invasion and control of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in China. **Journal of Zhejiang University Science B**, v. 7, n. 8, p. 623-626, 2006.

CHUAH, C. Joon et al. Fluoride: a naturally-occurring health hazard in drinking-water resources of Northern Thailand. **Science of the Total Environment**, v. 545, p. 266-279, 2016

CLARK, R. B. Characterization of phosphatase of intact maize roots. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 23, p. 458-460, 1975.

COETZEE, Julie A.; BYRNE, Marcus J.; HILL, Martin P. Impact of nutrients and herbivory by *Eccritotarsus catarinensis* on the biological control of water hyacinth, *Eichhornia crassipes*. **Aquatic Botany**, v. 86, n. 2, p. 179-186, 2007.

DAS, Suchismita; GOSWAMI, Sunayana; TALUKDAR, ANUPAM DAS. Physiological responses of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, to cadmium and its phytoremediation potential. **Turkish Journal of Biology**, v. 40, n. 1, p. 84-94, 2016.

DEL SOCORRO SANTOS-DÍAZ, María; ZAMORA-PEDRAZA, Cynthia. Fluoride removal from water by plant species that are tolerant and highly tolerant to hydrogen fluoride. **Fluoride**, v. 43, n. 2, p. 150-156, 2010.

DODSON, J. R. et al. Elemental sustainability: Towards the total recovery of scarce metals. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 51, p. 69-78, 2012.

ERICSSON, Tom; INGESTAD, Torsten. Nutrition and growth of birch seedlings at varied relative phosphorus addition rates. **Physiologia Plantarum**, v. 72, n. 2, p. 227-235, 1988.

ERTEKİN, Özlem et al. Phytoremediation potential of *Landoltia punctata* on petroleum hydrocarbons. **Turkish Journal of Botany**, v. 39, n. 1, p. 23-29, 2015.

ETIM, E. E. Phytoremediation and its mechanisms: a review. **Int J Environ Bioenergy**, v. 2, n. 3, p. 120-136, 2012.

FANG, Yun Ying et al. Ammonium and nitrate uptake by the floating plant *Landoltia punctata*. **Annals of botany**, v. 99, n. 2, p. 365-370, 2007.

FARRAJI, Hossein et al. Advantages and disadvantages of phytoremediation: A concise review. **Int J Env Tech Sci**, v. 2, p. 69-75, 2016.

FENG, Wei et al. Analysis of utilization technologies for *Eichhornia crassipes* biomass harvested after restoration of wastewater. **Bioresource technology**, v. 223, p. 287-295, 2017.

FISCHEROVÁ, Zuzana et al. A comparison of phytoremediation capability of selected plant species for given trace elements. **Environmental Pollution**, v. 144, n. 1, p. 93-100, 2006.

FRÉROT, Hélène et al. Specific interactions between local metallicolous plants improve the phytostabilization of mine soils. **Plant and Soil**, v. 282, n. 1-2, p. 53-65, 2006.

GANDHI, N.; SIRISHA, D.; CHANDRA SEKRAR, K. B. C. Phytoremediation of chromium and fluoride in industrial waste water by using aquatic plant *Ipomoea aquatica*. **Pharm Bio Sci**, v. 1, p. 1-4, 2013.

GARBISU, Carlos; ALKORTA, Itziar. Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. **Bioresource technology**, v. 77, n. 3, p. 229-236, 2001.

GHADERPOORI, Mansour et al. Health risk assessment of fluoride in water distribution network of Mashhad, Iran. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 25, n. 4, p. 851-862, 2019.

GARDEA-TORRESDEY, J. L.; DE LA ROSA, G.; PERALTA-VIDEA, J. R. Use of phytofiltration technologies in the removal of heavy metals: A review. **Pure and Applied Chemistry**, v. 76, n. 4, p. 801-813, 2004.

GHOSH, Gautam; MUKHOPADHYAY, Dipak K. Human Health Hazards Due to Arsenic and Fluoride Contamination in Drinking Water and Food Chain. In: **Groundwater Development and Management**. Springer, Cham, 2019. p. 351-369.

GHOSH, Aniruddha et al. Sources and toxicity of fluoride in the environment. **Research on Chemical Intermediates**, v. 39, n. 7, p. 2881-2915, 2013.

GHOSH, Mridul; SINGH, S. P. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. **Asian J Energy Environ**, v. 6, n. 4, p. 18, 2005.

GLICK, Bernard R. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. **Biotechnology advances**, v. 21, n. 5, p. 383-393, 2003.

GUO, Ling et al. Responses of *Landoltia punctata* to cobalt and nickel: removal, growth, photosynthesis, antioxidant system and starch metabolism. **Aquatic Toxicology**, v. 190, p. 87-93, 2017.

GUPTA, Charu; PRAKASH, Dhan. Duckweed: an effective tool for phyto-remediation. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v. 95, n. 8, p. 1256-1266, 2013.

HARRISON, Paul TC. Fluoride in water: a UK perspective. **Journal of fluorine chemistry**, v. 126, n. 11-12, p. 1448-1456, 2005.

HEIKENS, Alex et al. The impact of the hyperacid Ijen Crater Lake: risks of excess fluoride to human health. **Science of the Total Environment**, v. 346, n. 1-3, p. 56-69, 2005.

HUANG, Mengjun et al. Proteomic analysis to investigate the high starch accumulation of duckweed (*Landoltia punctata*) under nutrient starvation. **Industrial Crops and Products**, v. 59, p. 299-308, 2014.

HUANG, Jianwei W. et al. Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. **Environmental Science & Technology**, v. 31, n. 3, p. 800-805, 1997.

HUANG, Xiao-Dong et al. A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils. **Environmental pollution**, v. 130, n. 3, p. 465-476, 2004.

JAFARI, N. Ecological and socio-economic utilization of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart Solms). **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v. 14, n. 2, 2010.

KANDUTI, Domen; STERBENK, Petra; ARTNIK, Barbara. Fluoride: a review of use and effects on health. **Materia socio-medica**, v. 28, n. 2, p. 133, 2016.

KARMAKAR, Sukalpa; MUKHERJEE, Joydeep; MUKHERJEE, Somnath. Removal of fluoride contamination in water by three aquatic plants. **International journal of phytoremediation**, v. 18, n. 3, p. 222-227, 2016.

KARMAKAR, Sukalpa; MUKHERJEE, Joydeep; MUKHERJEE, Somnath. Biosorption of fluoride by water lettuce (*Pistia stratiotes*) from contaminated water. **International journal of environmental science and technology**, v. 15, n. 4, p. 801-810, 2018.

KHANDARE, Rahul V. et al. Phytoremediation of fluoride with garden ornamentals *Nerium oleander*, *Portulaca oleracea*, and *Pogonatherum crinitum*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 7, p. 6833-6839, 2017.

KOUTIKA, L. S. et al. A review of the invasive, biological and beneficial characteristics of aquatic species *Eichhornia Crassipes* and *Salvinia molesta*. **Applied ecology and environmental research**, v. 13, n. 1, p. 263-275, 2015.

KUMAR, Pankaj et al. Evaluation of aqueous geochemistry of fluoride enriched groundwater: A case study of the Patan district, Gujarat, Western India. **Water Science**, v. 31, n. 2, p. 215-229, 2017.

LASAT, Mitch M. Phytoextraction of toxic metals. **Journal of environmental quality**, v. 31, n. 1, p. 109-120, 2002.

LEBEAU, Thierry; BRAUD, Armelle; JÉZÉQUEL, Karine. Performance of bioaugmentation-assisted phytoextraction applied to metal contaminated soils: a review. **Environmental Pollution**, v. 153, n. 3, p. 497-522, 2008.

LIMMER, M.; BURKEN, J. Phytovolatilization of Organic Contaminants. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 13, p. 6632–6643, 2016.

LOWE, Sarah et al. **100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database**. Auckland: Invasive Species Specialist Group, 2000.

MA, Ying et al. Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils. **Biotechnology advances**, v. 29, n. 2, p. 248-258, 2011.

MAHAR, Amanullah et al. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 126, p. 111-121, 2016.

MAHLANGU, R. I. S. et al. Lettuce (*Lactuca sativa* L.) growth, yield and quality response to nitrogen fertilization in a non-circulating hydroponic system. **Journal of Plant Nutrition**, v. 39, n. 12, p. 1766-1775, 2016.

MALIK, Anushree. Environmental challenge vis a vis opportunity: the case of water hyacinth. **Environment international**, v. 33, n. 1, p. 122-138, 2007.

Mateus, N. B.; Barbin, D.; Conagin, A. Viabilidade de uso do delineamento composto central. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 23, p. 1537-1546, 2008.

MARQUES, Ana PGC; RANGEL, António OSS; CASTRO, Paula ML. Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 8, p. 622-654, 2009.

MASTO, R. Ebhin et al. Biochar from water hyacinth (*Eichornia crassipes*) and its impact on soil biological activity. **Catena**, v. 111, p. 64-71, 2013.

MCGRATH, Steve P.; ZHAO, Fang-Jie. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. **Current opinion in biotechnology**, v. 14, n. 3, p. 277-282, 2003.

MCQUAKER, Neil R.; GURNEY, Mary. Determination of total fluoride in soil and vegetation using an alkali fusion-selective ion electrode technique. **Analytical Chemistry**, v. 49, n. 1, p. 53-56, 1977.

Meenakshi, & Maheshwari, R. C. Fluoride in drinking water and its removal. **Journal of Hazardous Materials**, v. 137, n. 1, p. 456–463, 2006.

MENDEZ, Monica O.; MAIER, Raina M. Phytostabilization of mine tailings in arid and

semiarid environments—an emerging remediation technology. **Environmental health perspectives**, v. 116, n. 3, p. 278-283, 2007.

MISHRA, Saurabh; MAITI, Abhijit. The efficiency of *Eichhornia crassipes* in the removal of organic and inorganic pollutants from wastewater: a review. **Environmental science and pollution research**, v. 24, n. 9, p. 7921-7937, 2017.

MOHAPATRA, M. et al. Review of fluoride removal from drinking water. **Journal of environmental management**, v. 91, n. 1, p. 67-77, 2009.

MUKHERJEE, Indrani; SINGH, Umesh Kumar; PATRA, Pulak Kumar. Exploring a multi-exposure-pathway approach to assess human health risk associated with groundwater fluoride exposure in the semi-arid region of east India. **Chemosphere**, 2019.

NARSIMHA, Adimalla; RAJITHA, Sanda. Spatial distribution and seasonal variation in fluoride enrichment in groundwater and its associated human health risk assessment in Telangana State, South India. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 24, n. 8, p. 2119-2132, 2018.

NIE, Lin et al. Phytoremediation of arsenate contaminated soil by transgenic canola and the plant growth-promoting bacterium *Enterobacter cloacae* CAL2. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 40, n. 4, p. 355-361, 2002.

NIE, Xiaoqin et al. Uranium binding on *landoltia punctata* as a result of formation of insoluble nano-U (VI) and U (IV) phosphate minerals. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 5, n. 2, p. 1494-1502, 2017.

NIGAM, J. N. Bioconversion of water-hyacinth (*Eichhornia crassipes*) hemicellulose acid hydrolysate to motor fuel ethanol by xylose-fermenting yeast. **Journal of Biotechnology**, v. 97, n. 2, p. 107-116, 2002.

PASSATORE, Laura et al. Phytoremediation and bioremediation of polychlorinated biphenyls (PCBs): state of knowledge and research perspectives. **Journal of hazardous materials**, v. 278, p. 189-202, 2014.

PATEL, Seema. Threats, management and envisaged utilizations of aquatic weed *Eichhornia crassipes*: an overview. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 11, n. 3, p. 249-259, 2012.

PORATH, Dan; HEPHER, Balfour; KOTON, Ami. Duckweed as an aquatic crop: evaluation of clones for aquaculture. **Aquatic Botany**, v. 7, p. 273-278, 1979.

PRATAS, João et al. Potential of aquatic plants for phytofiltration of uranium-contaminated waters in laboratory conditions. **Ecological engineering**, v. 69, p. 170-176, 2014.

QASEMI, Mehdi et al. Non-carcinogenic risk assessment to human health due to intake of fluoride in the groundwater in rural areas of Gonabad and Bajestan, Iran: a case study. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 25, n. 5, p. 1222-1233, 2019.

RAWAT, Krishna; FULEKAR, M. H.; PATHAK, B. Rhizofiltration: a green technology for remediation of heavy metals. **Intl J Inno Biosci**, v. 2, n. 4, p. 193-199, 2012.

REEVES, Roger D. Tropical hyperaccumulators of metals and their potential for

- phytoextraction. **Plant and Soil**, v. 249, n. 1, p. 57-65, 2003.
- REN, Binbin et al. Water absorption is affected by the nitrogen supply to rice plants. **Plant and soil**, v. 396, n. 1-2, p. 397-410, 2015.
- RICE, A.; BAIRD, E. W.; EATON, R. B. APHA 2017 Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation ISBN). 2017.
- RUAN, Jianyun et al. The impact of pH and calcium on the uptake of fluoride by tea plants (*Camellia sinensis* L.). **Annals of Botany**, v. 93, n. 1, p. 97-105, 2004.
- SAHA, Priyanka; MONDAL, Amit; SARKAR, Supriya. Phytoremediation of cyanide containing steel industrial wastewater by *Eichhornia crassipes*. **International Journal of Phytoremediation**, v. 20, n. 12, p. 1205-1214, 2018.
- SAKAKIBARA, Masayuki et al. Phytoextraction and phytovolatilization of arsenic from As-contaminated soils by *Pteris vittata*. In: **Proceedings of the annual international conference on soils, sediments, water and energy**. 2010. p. 26.
- SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Phytomining: a review. **Minerals Engineering**, v. 22, n. 12, p. 1007-1019, 2009.
- SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Role of hyperaccumulators in phytoextraction of metals from contaminated mining sites: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 2, p. 168-214, 2010.
- SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Phytomining of gold: a review. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 128, p. 42-50, 2013.
- SINGH, Gayatri et al. Fluoride distribution and contamination in the water, soil and plants continuum and its remedial technologies, an Indian perspective—a review. **Environmental pollution**, v. 239, p. 95-108, 2018.
- Singh, T. P., & Majumder, C. B. Comparison of properties of defluoridation of *Ipomoea aquatica* and *Eichhornia crassipes* by means of phytoremediation. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**. v. 22, n.1 , p. 1–8, 2018
- STADTLANDER, Timo et al. Slurry-grown duckweed (*Spirodela polyrhiza*) as a means to recycle nitrogen into feed for rainbow trout fry. **Journal of Cleaner Production**, v. 228, p. 86-93, 2019.
- STEGEMEIER, John P. et al. Uptake and distribution of silver in the aquatic plant *Landoltia punctata* (duckweed) exposed to silver and silver sulfide nanoparticles. **Environmental science & technology**, v. 51, n. 9, p. 4936-4943, 2017.
- ŠTEPEC, Dona; PONIKVAR-SVET, Maja. Fluoride in Human Health and Nutrition. **Acta Chimica Slovenica**, v. 66, n. 2, p. 255-275, 2019.
- STEVENS, D. P.; MCLAUGHLIN, Michael J.; ALSTON, A. M. Phytotoxicity of the fluoride ion and its uptake from solution culture by *Avena sativa* and *Lycopersicon esculentum*. **Plant and Soil**, v. 200, n. 2, p. 119-129, 1998.
- STEVENS, D. P. et al. Effect of fluoride supply on fluoride concentrations in five pasture

species: Levels required to reach phytotoxic or potentially zootoxic concentrations in plant tissue. **Plant and Soil**, v. 227, n. 1-2, p. 223-233, 2000.

SU, Haifeng et al. Use of duckweed (*Landoltia punctata*) as a fermentation substrate for the production of higher alcohols as biofuels. **Energy & Fuels**, v. 28, n. 5, p. 3206-3216, 2014.

TANGAHU, Bieby Voijant et al. A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. **International Journal of Chemical Engineering**, v. 2011, 2011.

TAO, Xiang et al. Comparative transcriptome analysis to investigate the high starch accumulation of duckweed (*Landoltia punctata*) under nutrient starvation. **Biotechnology for biofuels**, v. 6, n. 1, p. 72, 2013.

THANGAVEL, P.; SUBBHURAAM, C. V. Phytoextraction: role of hyperaccumulators in metal contaminated soils. **PROCEEDINGS-INDIAN NATIONAL SCIENCE ACADEMY PART B**, v. 70, n. 1, p. 109-130, 2004.

TRIPATHI, Vishal; EDRISI, Sheikh Adil; ABHILASH, P. C. Towards the coupling of phytoremediation with bioenergy production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 57, p. 1386-1389, 2016.

TRUU, Jaak et al. Phytoremediation and plant-assisted bioremediation in soil and treatment wetlands: a review. **The Open Biotechnology Journal**, v. 9, n. 1, 2015.

ULLAH, Abid et al. Phytoremediation of heavy metals assisted by plant growth promoting (PGP) bacteria: a review. **Environmental and Experimental Botany**, v. 117, p. 28-40, 2015.

VAN VALKENBURG, Johan LCH; POT, Roelf. *Landoltia punctata* (G. Mey.) DH Les & DJ Crawford (Smal kroos), nieuw voor Nederland. **Gorteria**, v. 33, n. 2, p. 41-49, 2008.

VERMA, V. K.; SINGH, Y. P.; RAI, J. P. N. Biogas production from plant biomass used for phytoremediation of industrial wastes. **Bioresource technology**, v. 98, n. 8, p. 1664-1669, 2007.

VILLALBA, Gara; AYRES, Robert U.; SCHRODER, Hans. Accounting for fluorine: Production, use, and loss. **Journal of Industrial Ecology**, v. 11, n. 1, p. 85-101, 2007.

VILLAMAGNA, A. M.; MURPHY, B. R. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. **Freshwater biology**, v. 55, n. 2, p. 282-298, 2010.

VITHANAGE, Meththika; BHATTACHARYA, Prosun. Fluoride in the environment: sources, distribution and defluoridation. **Environmental chemistry letters**, v. 13, n. 2, p. 131-147, 2015.

VONBANK, Jay A. et al. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) invasion and establishment in a temperate river system. **River research and applications**, v. 34, n. 10, p. 1237-1243, 2018.

WILLSCHER, S. et al. Field scale phytoremediation experiments on a heavy metal and uranium contaminated site, and further utilization of the plant residues. **Hydrometallurgy**, v. 131, p. 46-53, 2013.

XIAN-CHEN, Zhang et al. Influences of different ion channel inhibitors on the absorption of

fluoride in tea plants (*Camellia sinensis* L.). **Plant growth regulation**, v. 69, n. 1, p. 99-106, 2013.

XU, Hua et al. Comparative transcriptome analysis of duckweed (*Landoltia punctata*) in response to cadmium provides insights into molecular mechanisms underlying hyperaccumulation. **Chemosphere**, v. 190, p. 154-165, 2018.

ZAVODA, Jennifer et al. Uptake, selectivity, and inhibition of hydroponic treatment of contaminants. **Journal of environmental engineering**, v. 127, n. 6, p. 502-508, 2001.

ZHAO, Hai et al. Duckweed rising at Chengdu: summary of the 1st International Conference on Duckweed Application and Research. 2012.

4 CONCLUSÕES GERAIS

Observa-se que para as condições aqui testadas de concentração inicial de flúor de 5 mg L^{-1} , pH variando entre os níveis extremos de 5 e 9, concentração de fosfato e concentração de nitrato variando entre os níveis de 0 e 10 mg L^{-1} e 0 e 800 mg L^{-1} respectivamente, ambas as plantas, *Landoltia punctata* e *Eichhornia crassipes* apresentaram potencial de fitorremediação.

Os níveis promissores para absorção de flúor pela espécie de *Landoltia punctata* se deram nos pHs 5 e 9, sendo os valores de flúor removido por massa de planta maiores nessa espécie.

Para *Eichhornia crassipes* ocorreram também observaram-se boas remoções nos pHs 5 e 9, sendo que a concentração de nitrato não foi significativa para a variável testada. Em relação à remoção absoluta, a espécie se destacou, apresentando valor médio de 19,0%.

Ressalta-se a necessidade de mais estudos dos fatores intervenientes e das faixas testadas para melhor entendimento quanto ao favorecimento ou não da absorção de flúor pelas plantas. Para as variáveis e condições nesse trabalho testadas, ambas as espécies apresentaram desempenho promissor.

APÊNDICE I

Corridas geradas no MiniTab 19

OrdemPad	OrdemEns	TipoPt	pH	PO₄ (mg L⁻¹)	NO₃ (mg L⁻¹)
1	1	1	5,81	2,03	162,16
2	2	1	8,19	2,03	162,16
3	3	1	5,81	7,97	162,16
4	4	1	8,19	7,97	162,16
5	5	1	5,81	2,03	637,84
6	6	1	8,19	2,03	637,84
7	7	1	5,81	7,97	637,84
8	8	1	8,19	7,97	637,84
9	9	-1	5,00	5,00	400,00
10	10	-1	9,00	5,00	400,00
11	11	-1	7,00	0,00	400,00
12	12	-1	7,00	10,00	400,00
13	13	-1	7,00	5,00	0,00
14	14	-1	7,00	5,00	800,00
15	15	0	7,00	5,00	400,00
16	16	0	7,00	5,00	400,00
17	17	0	7,00	5,00	400,00
18	18	0	7,00	5,00	400,00
19	19	0	7,00	5,00	400,00
20	20	0	7,00	5,00	400,00

ANEXO I

Composição da solução nutritiva de Clark (Clark, 1975)

Elemento	Concentração (mmol L⁻¹)
Ca	2,6
K	1,8
Mg	0,6
N-NH ₄	0,9
N-NO ₃	6,9
S	0,5
Cl	0,5
P	0,069
Mn	0,007
B	0,019
Zn	0,002
Mo	0,0006
Cu	0,0005
Fe-FeEDTA	0,038