



Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Trabalho de Culminação de Estudos II

Trabalho de investigação

Tema: Fitorremediação

Potencial remediador de *Choris virgata* em solos contaminados por Cádmio (Cd) e Crómio (Cr) e potencial risco ecológico.

Autora:

Tífane Ângela Rafael Zunguze

Maputo, Novembro de 2025



Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Trabalho de Culminação de Estudos II

Trabalho de investigação

Tema: Fitorremediação

Potencial remediador de *Choris virgata* em solos contaminados por Cádmio (Cd) e Crómio (Cr) e potencial risco ecológico.

Autora:

Tífane Ângela Rafael Zunguze

Supervisores:

Prof. Doutor Orlando Quilambo

Prof^ª. Doutora Célia Martins

Mestre Sónia Ventura Guilundo

Mestre. Mário Machunguene Jr.

Maputo, Novembro de 2025

Agradecimentos

Primeiro, agradeço ao meu bom e poderoso Deus que me sustentou em toda a caminhada académica até que eu pudesse aqui chegar, pois não foi pelas minhas forças ou pela minha sabedoria mas sim pela força d’Ele.

Ao meu Deus na terra, que são os meus pais Rafael Alberto Zunguze e Nóemia Camilo Bata Zunguze dou todo o mérito, pois esta bênção é fruto de todo o amor, zelo, carinho, atenção e sacrifício que eles dedicaram a mim em toda a minha vida. Graças a eles e as orações que por mim fizeram hoje sou o que sou, obrigada pai e mãe.

A minha irmã Shaneika Zunguze agradeço por todo o suporte, pela companhia, por me alegrar em todos os momentos que senti um aperto por conta da pressão da faculdade, este trabalho também pertence a ela pois, quando chorei ela sempre esteve em prontidão para me alegrar.

Ao meu irmão Liedson Zunguze agradeço pela paciência e pelas orações, este trabalho pertence também a ele.

Aos meus docentes, em especial aos meus supervisores o Prof. Doutor Orlando Quilambo, Mestre Sónia Ventura e a Doutora Célia Martins, ao colega Mestre Mário Machunguene, quero agradecer por todo o apoio, pela prontidão que sempre demonstraram perante qualquer dificuldade, pela paciência pois em todo o momento estiveram aptos a perdoar e a ensinar com muito amor e atenção e pelo coração longânimo que sempre tiveram.

A minha docente Mestre Núria Monjane, quero agradecer pelo apoio moral pois, sempre que precisei ela esteve disponível para me guiar como se fosse a minha “Madrinha académica” e pelo seu bom coração quero agradecer.

Agradecer ao Lic. Matlombe e a Lic. Célia, que sempre me proporcionaram momentos de compaixão e companhia durante a minha jornada no laboratório e que me forneceram auxílio em todos os momentos.

Agradecer aos senhores Simeão e Antônio, pelos momentos de auxílio e companhia durante a jornada na estufa.

Aos meus companheiros de caminhada desde o 1º ano ao grupo “TiPaixão”: Marlon Vaz, Adília Tembe, Naira Novela, Elina Matavel, Laíza Cumbi e ao meu chefe Nabí Raimundo que sempre estiveram comigo nos momentos de felicidade e nos momentos de tristeza, não teria sido fácil sem eles.

Dedicatória

Dedico este trabalho ao meu Deus pois toda honra e glória a Deus pertencem (Salmos 116:12), e aos meus amados pais Rafael Zunguze e Noémia Zunguze e aos meus irmãos Shaneika Zunguze e Liedson Zunguze. Pois esta bênção é graças a eles e para eles.

Declaração

Declaro, por minha honra, que os dados apresentados neste trabalho são fidedignos e que este trabalho nunca foi apresentado para a obtenção de nenhum grau acadêmico, e constitui o resultado do meu trabalho de pesquisa, estando indicados na bibliografia as fontes utilizadas como alicerce científico.

(Tífane Ângela Rafael Zunguze)

Resumo

O problema da contaminação do solo por metais pesados, em particular o cádmio (Cd) e o crómio (Cr), tem sido bastante destacado, principalmente com o desenvolvimento industrial. O presente estudo teve como objectivo principal avaliar o potencial remediador da *Chloris virgata* em solos contaminados pelo Cd e Cr. Delineou-se e montou-se uma experiência controlada na estufa e foram realizadas análises laboratórias. As plantas foram albergadas na estufa e foi realizada a contaminação do solo com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹ de Cd e Cr. Determinaram-se os parâmetros morfológicos e o método de ICP-OES foi usado para quantificar o Cd e Cr no solo e nos tecidos das plantas e foram determinados os factores de bioacumulação, bioconcentração e de translocação com o objectivo de avaliar o potencial de hiperacumulação, fitoextracção e fitoestabilização da *Chloris virgata* sob o Cd e Cr e por fim foram calculados os índice de poluição (PI) e o potencial risco ecológico (Er). Os resultados do presente estudo, ilustraram a capacidade de hiperacumulação, fitoextracção e fitoestabilização da *Chloris virgata* para o Cd, mostrando valores >1 nos factores de BAF, BCF e TF. E para o Cr *Chloris virgata* mostrou potencial para a translocação e fitoextracção de Cr em concentrações baixas e potencial para fitoestabilização de Cr em altas concentrações. O índice de poluição e o risco ecológico não registaram valores ≤ 1 e valores < 40, respectivamente, não tendo sido registado nenhum risco ecológico de Cd e Cr nas concentrações de 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹. Concluiu-se que a *Chloris virgata* possui potencial para a aplicação em projectos de recuperação de áreas degradadas pela contaminação de metais pesados como o Cd e Cr, através da fitorremediação.

Palavras-chave: Bioacumulação, Fitoextracção, Fitoestabilização, Metais pesados, Toxicidade ecológica.

Abstract

The problem of soil contamination by heavy metals, especially cadmium (Cd) and chromium (Cr), has been widely highlighted, particularly with industrial development. The main objective of this study was to evaluate the remediation potential of *Chloris virgata* in soils contaminated with Cd and Cr. A controlled experiment was designed and set up in a greenhouse, followed by laboratory analyses. The plants were kept in a greenhouse, and soil contamination was performed with 0.01 and 0.05 mg.kg⁻¹ of Cd and Cr. Morphological parameters were determined, and the ICP-OES method was used to quantify Cd and Cr in soil and plant tissues. Bioaccumulation, bioconcentration, and translocation factors were determined to evaluate the hyperaccumulation, phytoextraction, and phytostabilization potential of *Chloris virgata* for Cd and Cr. Finally, the pollution index (PI) and potential ecological risk (Er) were calculated. The results of this study showed the hyperaccumulation, phytoextraction, and phytostabilization capacity of *Chloris virgata* for Cd, with values >1 in the BAF, BCF, and TF factors. For Cr, *Chloris virgata* demonstrated the potential for translocation and phytoextraction of Cr at low concentrations and the potential for phytostabilization of Cr at high concentrations. The pollution index and ecological risk did not showed values ≤1 and values <40, respectively, and no ecological risk of Cd and Cr was found at concentrations of 0.01 and 0.05 mg.kg⁻¹. It was concluded that *Chloris virgata* has potential for use in recovery projects of areas degraded by contamination of heavy metals such as Cd and Cr, through phytoremediation.

Keywords: Bioaccumulation, Heavy metals, Phytoextraction, Phytostabilization, Ecological toxicity.

Lista de figuras

Figura 1: Localização geográfica da região do Parque Industrial da Matola e da UEM.....	22
Figura 2: Fluxograma do estudo conduzido.....	31
Figura 3: Comprimento total da planta sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	33
Figura 4: Comprimento da raiz sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	34
Figura 5: Número de folhas sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	35
Figura 6: Volume da raiz sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	36
Figura 7: Peso seco total da planta sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	37
Figura 8: Peso seco da raiz sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	38
Figura 9: Peso seco da folha sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	39
Figura 10: Peso seco do caule sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	40
Figura 11: Comprimento total da planta sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	41
Figura 12: Comprimento da raiz sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	42
Figura 13: Número de folhas sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	43

Figura 14: Volume da raiz sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	44
Figura 15: Peso seco total da planta sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	45
Figura 16: Peso seco da raiz sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	46
Figura 17: Peso seco da folha sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	47
Figura 18: Peso seco do caule sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹	48
Figura 19: Comparação dos parâmetros de crescimento entre as 2 colheitas, nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹ de Cd. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras diferentes (a, b, c,) horizontalmente demonstram diferenças significativas entre as médias.....	49
Figura 20: Comparação dos pesos secos entre as 2 colheitas, nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹ de Cd. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras diferentes (a, b, c,) horizontalmente demonstram diferenças significativas entre as médias.....	50
Figura 21: Comparação dos parâmetros de crescimento entre as 2 colheitas, nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹ de Cr. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras diferentes (a, b, c, d, e) horizontalmente demonstram diferenças significativas entre as médias.....	51
Figura 22: Comparação dos pesos secos entre as 2 colheitas, nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹ de Cr. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras diferentes (a, b, c) horizontalmente demonstram diferenças significativas entre as médias.....	52
Figura 23: Comparação dos parâmetros de crescimento entre os 2 metais (Cd e Cr), na 1ª colheita. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras diferentes (a, b, ou c) horizontalmente demonstram diferenças significativas entre as médias.....	53
Figura 24: Comparação dos pesos secos entre os 2 metais (Cd e Cr), na 1ª colheita. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras diferentes (a, b, c, d, e, f ou g) horizontalmente demonstram diferenças significativas entre as médias.....	54

Figura 25: Comparação dos parâmetros de crescimento entre os 2 metais (Cd e Cr), na 2ª colheita. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras iguais (a) horizontalmente demonstram a ausência de diferenças significativas entre as médias.....	55
Figura 26: Comparação dos pesos secos entre os 2 metais (Cd e Cr), na 2ª colheita. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras iguais (b) horizontalmente demonstram a ausência de diferenças significativas entre as médias.....	56
Figura 27: Factores de bioconcentração, bioacumulação e translocação em <i>Chloris virgata</i> , nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹ de Cd e Cr.....	59
Figura 28: Índice de poluição (A) e Potencial risco ecológico (B) do Cd e Cr, em concentrações de 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹ no solo.....	60.

Lista de tabelas

Tabela 1: Escala de Pratolongo.....	20
Tabela 2: Classificação da matéria orgânica.....	21
Tabela 3: Material e equipamentos.....	23
Tabela 4: Caracterização físico-químico do solo.....	24
Tabela 5: Classificação do índice de poluição.....	29
Tabela 6: Classificação do risco ecológico.....	30
Tabela 7: Concentração dos metais pesados no solo e nos tecidos da <i>Chloris virgata</i> nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg ⁻¹ de Cd e Cr.....	57
Tabela 8: Correlação entre os parâmetros de crescimento da <i>Chloris virgata</i> e as concentrações de Cd e Cr no solo.....	58

Lista de abreviaturas

BCF- Factor de bioconcentração

BAF- Factor de bioacumulação

Cd- Cádmio

Cr- Crómio

DCB- Departamento de Ciências Biológicas

DEA- Departamento de Assuntos Ambientais

Er- Potencial risco ecológico

EPA- Agência de Protecção Ambiental

FAO- Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura

ICP-OES- Espectrometria de Emissão Atómica por Plasma Acoplado Indutivamente

PI- Índice de poluição

pH- Potencial Hidrogeniônico

TF- Factor de translocação

UEM- Universidade Eduardo Mondlane

Índice

Agradecimentos.....	I
Dedicatória	II
Declaração.....	III
Resumo	IV
Abstract	V
Lista de figuras	VI
Lista de tabelas	IX
Lista de abreviaturas	X
1. Introdução	1
1.1. Problema de estudo	3
1.2. Justificativa	4
2. Objectivos	5
2.1. Geral	5
2.2. Específicos	5
3. Hipóteses.....	6
3.1. Hipótese nula:	6
3.2. Hipóteses alternativas:.....	6
4. Revisão bibliográfica	7
4.1. Solo.....	7
4.2. Contaminação e poluição do solo	7
4.3. Poluente	7
5. Metais pesados	7
5.1. Cádmio	8
5.2. Crómio	8
5.3. Fontes dos metais pesados no solo	10
5.4. Biodisponibilidade e biotransferência dos metais pesados no solo	11
5.4.1. Bioconcentração.....	11
5.4.2. Bioacumulação.....	11
5.4.3. Biomagnificação.....	11
6. Toxicidade e efeitos dos metais pesados	11
6.1. Nos humanos.....	11
6.2. Toxicidade ecológica de metais pesados	12
6.2.1. A nível do solo e seus componentes.....	12

6.3. Toxicidade dos metais pesados na biodiversidade animal	12
6.3.1. A nível fisiológico e morfológico na biodiversidade animal.....	12
6.3.2. A nível populacional na biodiversidade animal.....	13
6.4. Toxicidade dos metais pesados a nível do ecossistema	14
7. Fitotoxicidade e mecanismo de desintoxicação dos metais pesados nas plantas	15
7.1. Fitotoxicidade	15
7.2. Fitoquelatinas	15
8. Gramíneas	16
8.1. <i>Chloris virgata</i>	16
8.2. Morfologia.....	16
8.3. Distribuição e habitat.....	16
8.4. Ecologia.....	16
8.5. Usos.....	17
8.6. Estado de conservação.....	17
9. Mecanismos biológicos de remediação do solo	17
9.1. Fitorremediação	17
9.1.1. Fitoextração.....	18
9.1.2. Fitoestabilização.....	18
9.1.3. Plantas hiperacumuladoras.....	19
9.2. Factores que influenciam a mobilidade e solubilidade de metais pesados no solo... 20	
9.2.1. pH.....	20
9.2.2. Potencial redox.....	20
9.2.3. Textura do solo (Mineral argila).....	20
9.2.4. Matéria orgânica.....	21
10. Área de estudo	22
11. Material e Métodos	23
12. Metodologia.....	24
12.1. Amostragem do solo.....	24
12.2. Amostragem das plantas	25
12.3. Montagem da experiência e processamento	26
12.4. Análise química dos metais pesados	26
12.4.1. Digestão e análise das amostras.....	26
12.4.2. Factor de bioconcentração	27

12.4.3. Factor de bioacumulação	27
12.4.4. Factor de translocação	28
12.5. Risco ecológico	28
12.5.1. Índice de poluição	29
12.5.2. Potencial risco ecológico.....	30
13. Análise de dados.....	31
14. Resultados	32
14.1. Concentração de metais pesados nos parâmetros morfológicos da <i>Chloris virgata</i>	32
14.2. Tratamento com Cádmio	32
14.3. Tratamento com Crómio.....	40
14.4. Comparação dos parâmetros de crescimento em função das 2 colheitas	48
14.5. Comparação dos parâmetros de crescimento em função dos 2 metais.....	52
14.6. Concentração dos metais pesados no solo e nos tecidos	56
14.7. Correlação dos metais no solo com os parâmetros de crescimento das plantas	57
14.8. Factores de bioconcentração, bioacumulação e translocação	58
14.9. Risco ecológico	59
15. Discussão.....	60
15.1. Cádmio.....	60
15.2. Crómio	65
15.3. Índice de poluição	69
15.4. Risco ecológico	70
16. Conclusão	71
Limitações.....	72
Recomendações	72
Referências bibliográficas.....	74

1. Introdução

A contaminação por metais pesados é uma das principais causas da poluição ambiental nas últimas décadas (Osman *et al.*, 2017).

Um metal pesado é classificado como sendo todo o elemento que apresenta propriedades metálicas, alta densidade (igual ou maior do que 5 mg/cm³) e número atômico igual ou superior a 21 (Li *et al.*, 2020).

A contaminação dos solos por metais pesados, pode ser de origem natural ou antropogénica, porém a contaminação proveniente de actividades antropogénicas possui efeitos mais drásticos ao meio ambiente. As principais actividades que são responsáveis por incorporar esses metais pesados no ambiente, concretamente no solo são: as indústrias de processamento de metais, a mineração, as indústrias petroquímicas e a deposição dos resíduos sólidos provenientes dessas indústrias nos aterros, tem liberado também grandes quantidades de metais pesados para os solos (Zhang *et al.*, 2015).

No ambiente, o Cd, Cr, Ni, Hg, As, Pb e Zn são os metais pesados tóxicos mais encontrados (Fasani *et al.*, 2018).

Estes elementos são comumente encontrados nos solos urbanos, atingindo normalmente níveis críticos no que toca à saúde humana, à segurança alimentar, à fertilidade dos solos e aos riscos ecológicos (Pezzarossa *et al.*, 2011).

Esses metais pesados não são degradados biologicamente, portanto, eles perduram no solo por vários anos (Wang *et al.*, 2021). Essa poluição duradoura causa efeitos deletérios na fertilidade do solo e na microbiota (Shah e Daverey, 2020).

Além dos problemas causados ao solo (Zhang *et al.*, 2018), os metais pesados causam também danos à saúde humana que pode ser através de ingestão de alimentos contaminados que é a causa mais comum, inalação de partículas na atmosfera ou contacto dérmico (Zhao *et al.*, 2019; Baltas *et al.*, 2020).

Por esta razão é muito importante realizar estudos da absorção de metais pesados pelas plantas, visto que estes elementos podem acumular-se na parte comestível das plantas, contribuindo para casos de toxicidade no Homem (Alloway, 2013).

Dos efeitos adversos causados pelas elevadas e excessivas concentrações de metais pesados no Homem destacam-se os envenenamentos a curto-prazo, doenças oncológicas a longo prazo,

distúrbios metabólicos, danos aos órgãos, retardamento do sistema nervoso central e distúrbios mentais em seres humanos caso exista uma exposição prolongada e crescente ao longo da cadeia alimentar (Azeh *et al.*, 2019).

No que concerne ao risco ecológico, os metais pesados afectam a biodiversidade animal ao nível do indivíduo, ao nível populacional e ao nível do ecossistema. (Mussali *et al.*, 2014)

Os metais pesados que estão mais associados a problemas de contaminação no ambiente, principalmente em áreas sujeitas a pressões antropogénicas são: o cádmio, o cobre, o chumbo, o crómio, o mercúrio, o arsénio, o níquel e o zinco. Todavia, tudo depende da concentração no ambiente e da sensibilidade do compartimento ambiental onde se encontra um determinado metal, tanto os elementos essenciais como os não essenciais podem tornar-se tóxicos e acumularem-se na cadeia alimentar (Wenzel *et al.*, 2011; Fasani *et al.*, 2018)

Relativamente aos metais pesados, é importante considerar que uma das suas propriedades biológicas mais importante é a sua tendência de bioacumularem-se (Dawood, 2007).

A maioria dos compostos orgânicos são degradados pelos organismos do solo, mas não se pode verificar o mesmo com os metais pesados. Eles não são degradados por nenhum processo físico e acumulam-se no solo por longo período, porém é possível remediar os solos usando plantas. Algumas plantas são tolerantes aos metais pesados e possuem capacidade de extracção desses elementos, auxiliando na resolução de problemas causados pela contaminação do solo por metais pesados (Suman *et al.*, 2018).

A fitorremediação é uma técnica onde são utilizadas plantas para remediar o meios contaminados como o solo e a água. A fitorremediação é uma técnica económica e ambientalmente favorável, pois são usadas plantas verdes para conter, absorver e reduzir metais pesados nos solos em águas contaminadas (Ashraf *et al.*, 2019).

Segundo Bhat *et al.* (2022), existem vários tipos de fitorremediação. Sendo os principais: a fitoextração, a fitotransformação, a fitoestimulação e a fitoestabilização. A fitoextração é vantajosa pois é uma técnica que pode ser utilizada em grandes áreas, o custo é reduzido e é uma técnica conservacionista ou seja amiga do ambiente.

Segundo Warra *et al.* (2019), as plantas pertencentes as famílias: Brassicaceae, Fabaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae, Poaceae, Cyperaceae e as Leguminosae, possuem alto potencial para a fitorremediação.

As gramíneas estão tornando-se mais importantes na fitorremediação de solos contaminados por metais pesados, devido à sua adaptabilidade e natureza versátil sob variadas condições ambientais. Além disso, o rápido crescimento, alta biomassa, sistema radicular compacto e fibroso e resistência à fitotoxicidade de metais tornam as espécies de gramíneas candidatas mais adequadas para o processo de fitorremediação (Ghosh e Mukherjee 2017).

A família Poaceae é bem conhecida devido à sua importância econômica, ecológica e evolutiva (Hodkinson, 2018).

A *Chloris virgata* pertence a família Poaceae e é nativa de Moçambique. É uma planta anual que floresce durante todo o ano. Atinge o pico de germinação na estação da primavera (Flora of Mozambique, 2023).

Avaliar as concentrações de metais pesados no solo é uma tarefa importante, pois permite que sejam desenvolvidos e aplicados mecanismos de remediação e medidas de precaução que evitem o aumento da contaminação do solo e seus efeitos nefastos, que são de difícil reversão (Madeira, 2011; Rocha, 2016).

À vista disso, o presente trabalho teve como objectivo, avaliar o potencial remediador da espécie nativa *Chloris virgata* em solos contaminados por cádmio e crómio.

1.1. Problema de estudo

Com o crescimento da industrialização, tem-se verificado altos níveis de poluição do solo, por conta da alta concentração de metais pesados nos solos das áreas ao redor das grandes indústrias. Áreas estas onde existem populações a residir e que praticam actividades como a agricultura, onde a concentração elevada desses metais pesados afecta a produtividade, e pode afectar mais ainda a saúde das populações que alimentam-se desses alimentos com altos teores de metais pesados, podendo desencadear a longo prazo doenças cancerígenas em todas as faixas etárias.

Estes metais podem apresentar risco ecológico, conduzindo desta forma ao seguinte questionamento:

Será que a *Chloris virgata* poderá auxiliar a reduzir os níveis de metais pesados Cd e Cr no solo?

1.2. Justificativa

A realização do presente trabalho de pesquisa, é de extrema importância pois permitirá usar um método que irá auxiliar na redução de contaminantes especificamente os metais pesados Cd e Cr que são prejudiciais ao meio ambiente e a saúde humana. Visto que algumas áreas da região do Parque Industrial da Matola estão ainda em expansão, com tendências de aumento de populações a residirem naquela zona é muito importante dar atenção aos factores que possam perigar a saúde das pessoas e criar mecanismos de minimização desses mesmos factores.

A maioria da população residente naquela área, não é assalariada, o que torna aquela população dependente da agricultura para a sua alimentação e subsistência. Este facto eleva cada vez mais a importância deste estudo, pois os metais pesados concentram-se nos produtos naquela zona cultivados expondo a população a riscos graves de saúde.

O facto das populações residirem ao redor do Parque Industrial da Matola, conduz a necessidade de criação de projectos de fitorremediação naquela área, pois as populações tem um contacto quase directo com os metais pesados depositados naquela área.

O elevado nível de metais pesados na região do Parque Industrial da Matola, ecologicamente falando pode afectar negativamente a abundância, riqueza e distribuição da biodiversidade naquela região.

Por essa razão, a avaliação das concentrações de metais pesados nos solos é uma actividade importante, pois permite que estratégias de descontaminação dos solos possam ser desenvolvidas antes que se torne irreversível (Costa, 2015).

2. Objectivos

2.1. Geral

- Avaliar o potencial fitoremediador de *Chloris virgata* em solos contaminados por metais pesados.

2.2. Específicos

- Determinar os parâmetros morfológicos de *Chloris virgata* sob a influência de diferentes concentrações de crómio e cádmio;
- Correlacionar a concentração dos metais no solo com os diferentes parâmetros de crescimento;
- Comparar o potencial remediador da *Chloris virgata* nos solos contaminados por cada metal;
- Determinar o risco ecológico de crómio e cádmio nas concentrações de 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹;

3. Hipóteses

3.1. Hipótese nula:

- A *Chloris virgata* tem alto potencial remediador em solos contaminados por cádmio e crómio;

3.2. Hipóteses alternativa:

- A *Chloris virgata* não tem alto potencial remediador em solos contaminados por cádmio e crómio;
- A *Chloris virgata* não é uma espécie com potencial para fitoextracção de cádmio e crómio;
- A *Chloris virgata* não é uma espécie fitoestabilizadora de cádmio e crómio;
- A *Chloris virgata* não é uma espécie hiperacumuladora.

4. Revisão bibliográfica

4.1. Solo

O solo define-se como sendo a camada superficial da terra, em que a sua formação resulta das interações entre os factores abióticos e bióticos formando uma composição de partículas minerais orgânicas (Orgiazzi *et al.*, 2016).

4.2. Contaminação e poluição do solo

Contaminação do solo é a introdução de substâncias de modo inadvertido no ambiente em concentrações acima do nível normal (FAO, 2018).

Poluição do solo é definido como sendo o conjunto de efeitos negativos que a contaminação pode exercer nos organismos terrestres (Chapman, 2007).

Entretanto, toda poluição pode ser classificada como uma contaminação, porém nem toda contaminação é uma poluição.

4.3. Poluente

Denominam-se poluentes, todas as substâncias presentes no solo em concentrações que podem acarretar impactos nocivos ou tóxicos a saúde dos animais, das plantas e dos seres humanos, prejudicando o ambiente (Cachada *et al.*, 2018).

5. Metais pesados

São definidos como metais pesados, os elementos metálicos e semi- metálicos que possuem uma densidade superior a 5 g/cm³, com massa atômica acima de 23 e número atômico acima de 20 (Lima e Merçon, 2011; Corrêa, 2021).

Os metais pesados são agrupados como sendo os poluentes de maior relevância por efeito da sua alta toxicidade, persistência e bioacumulação (Kara *et al.*, 2017).

Na perspectiva ambiental, define-se metais pesados como aqueles que exibem riscos ambientais e à saúde humana quando encontrados em determinadas concentrações. Elementos como o Cd, Cr, Zn, Pb, Cu e As enquadram-se neste grupo pelo alto nível de toxicidade que possuem (Wang *et al.*, 2020; Gujre *et al.*, 2021).

5.1. Cádmio

O cádmio é um metal com número atômico igual a 48, pertencente ao 12º grupo da tabela periódica de elementos químicos. É um metal branco-prateado, macio e possui semelhanças químicas e físicas com o zinco e o mercúrio (Sinicropi *et al.*, 2010).

O Cd caracteriza-se por ser um elemento não essencial para as plantas e humanos, porém encontra-se disponível no solo em quantidades excessivas (Dhaliwal *et al.*, 2020; Huang *et al.*, 2020).

Por ser um metal de natureza persistente e não-biodegradável, o Cd afecta negativamente o ambiente (Kumar *et al.*, 2021). A disponibilidade do cádmio no solo causa toxicidade nas plantas mesmo em baixas concentrações, afectando fortemente a morfologia dos órgãos vegetativos e reprodutivos das plantas e a sua fisiologia (Azizollahi *et al.*, 2019).

A fitotoxicidade causada pelo Cd, conduz a diminuição do teor de clorofila dificultando o processo de fotossíntese e reduzindo desta forma o desenvolvimento da planta, ocorre também a redução da taxa de transpiração, causa danos oxidativos às membranas celulares resultando em morte celular, inibição da actividade enzimática, necrose e clorose foliar e inibição do crescimento das raízes (Huihui *et al.*, 2020).

A acumulação de Cd nas plantas é de difícil controlo, pois a maioria dos elementos transportadores de nutrientes essenciais, como o zinco, o ferro e o cobre, também facilitam a absorção de Cd (Huang *et al.*, 2020).

O Cd é altamente tóxico para os animais e para os humanos. No ecossistema terrestre, o Cd é biomagnificado através dos níveis tróficos das cadeias alimentares, expandindo desta maneira a sua toxicidade nos animais e seres humanos (Ali e Khan, 2018).

A exposição dos animais e o contacto ambiental com o cádmio, pode ocasionar o cancro pancreático em animais (Djordjevic *et al.*, 2019).

Estudos experimentais em animais, evidenciaram que os animais após passarem por múltiplas vias de exposição ao cádmio e seus compostos, houve estimulação da formação de tumores malignos e benignos em muitas espécies de animais em vários locais (Huff *et al.*, 2007).

Nos humanos, a toxicidade pelo Cd ocorre por via da absorção, através da ingestão ou da inalação. A exposição ao cádmio resulta em diversos efeitos negativos à saúde, como disfunção

renal e hepática, danificação dos ossos, disfunção reprodutiva, doenças cardiovasculares e doenças cancerígenas (Nishijo e Nakagawa, 2019).

O Cd está incluso na lista de prioridades de substâncias perigosas fornecida pela Agência de Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças (ATSDR) (Bhalla e Pannu, 2022).

No ambiente, o cádmio possui fontes de entrada natural através do intemperismo das rochas, do processo gradual de erosão, actividades vulcânicas, e incêndios florestais (Pan *et al.*, 2016). As fontes de entrada antropogênicas destacam-se, como sendo as fontes que mais introduzem o Cd ao meio ambiente como resultado do rápido desenvolvimento de indústrias e tecnologias modernas (Satarug, 2019).

A mineração, a fundição de metais não ferrosos, o uso do Cd como estabilizador em produtos de PVC, a produção de baterias Ni-Cd, a produção de lâmpadas, o uso do Cd para pigmentação de tintas, o descarte descontrolado de resíduos e o uso na indústria como um reagente corrosivo, são as principais fontes de entrada do Cd através das actividades humanas (Hayat *et al.*, 2019; Genchi *et al.*, 2020).

5.2. Crómio

O crómio é um elemento inorgânico, altamente tóxico na natureza e não desempenha nenhum papel vital no metabolismo das plantas (Xia *et al.*, 2019).

É classificado como sendo o 2º poluente metálico mais comum e abundante no solo, sedimentos e águas subterrâneas, apresentando um enorme risco ambiental (Rahman e Singh, 2019).

Na natureza o crómio, pode ser encontrado em diferentes estados de oxidação, porém o Cr^{3+} e o Cr^{6+} são as formas mais estáveis e ambos são absorvidos pelas plantas. O Cr^{6+} é altamente tóxico em comparação com os outros estados, sendo que o Cr^{3+} é um micronutriente essencial para os seres humanos, porém em quantidades elevadas causa efeitos negativos à saúde (Mohamed *et al.*, 2020).

Nas plantas, o crómio não exerce nenhum papel fundamental no desenvolvimento ou no crescimento, todavia no estado Cr^{6+} pelo seu elevado nível de toxicidade inibe as actividades fisiológicas, metabólicas e morfológicas nas plantas podendo causar danos definitivos (Sardella *et al.*, 2019).

A toxicidade do crômio nas plantas, impede a absorção de nutrientes essenciais, afecta o teor de clorofila, modifica o funcionamento do aparelho fotossintético e reduz a taxa de transpiração. Ocorre o stress oxidativo devido à produção de espécies reactivas de oxigênio (ROS) e radicais livres que afectam o DNA, os pigmentos, as proteínas e a membrana plasmática resultando na necrose de folhas, clorose e no crescimento lento das plantas (Sharma *et al.*, 2020).

As fontes de entrada do crômio no ambiente podem ser naturais: rochas, solo, poeiras vulcânicas, gases, animais e plantas. E podem ser de origem antropogênica por meio de actividades industriais, como fábricas de cimento e aço, fábricas de tintas e corantes, na indústria metalúrgica, na indústria mineira, na produção de papel e processos de lixiviação, entre outras actividades (Mohamed *et al.*, 2020).

A libertação de crômio proveniente das actividades antropogênicas, causa efeitos negativos a saúde dos seres vivos devido ao seu potencial cancerígeno, genotóxico e mutagênico. Por essa razão a Agência Internacional de Pesquisa sobre Câncer e o Programa Nacional de Toxicologia classificam o crômio como sendo o carcinógeno número um, levantando sérias preocupações para a saúde humana (Laxmi e Kaushik, 2020).

5.3. Fontes dos metais pesados no solo

Na natureza, os metais pesados podem ser originários tanto de fontes naturais ou de fontes antropogênicas. As fontes naturais de metais pesados, incluem processos naturais como a meteorização das rochas, erupções vulcânicas, erosão, queimadas, terremotos, entre outros. (Khan *et al.*, 2021)

As fontes antropogênicas que são as principais causas do aumento da quantidade dos metais pesados no solo, incluem actividades industriais como exploração mineira, extração e produção de óleo, indústrias metalúrgicas e indústrias químicas, actividades agrícolas, derrames acidentais de produtos químicos e outros contaminantes, águas residuais e outras fontes (Ali *et al.*, 2021; Khan *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2021).

5.4. Biodisponibilidade e biotransferência dos metais pesados no solo

Biodisponibilidade é entendida como sendo a quantidade disponível no solo ou no ambiente, de uma determinada substância para a absorção pelos seres vivos (Costa, 2015).

Biotransferência é um fenômeno ecológico pelo qual os metais pesados entram na cadeia alimentar através dos processos de bioconcentração, bioacumulação e biomagnificação (Ali e Khan, 2018).

5.4.1. Bioconcentração

Bioconcentração refere-se ao processo de acúmulo dos metais pesados nas plantas ou em qualquer outro organismo vivo como resultado de sua absorção apenas do ambiente abiótico (Ali e Khan, 2018).

5.4.2. Bioacumulação

Bioacumulação refere-se ao processo pelo qual os metais pesados são acumulados por um organismo como resultado de sua absorção no meio ambiente ou pela ingestão de alimentos que contenham esses contaminantes (Ali e Khan, 2018).

5.4.3. Biomagnificação

Biomagnificação é o processo no qual ocorre o aumento da concentração dos metais pesados de um nível trófico para o outro, ao longo da cadeia alimentar. A bioacumulação incita o processo de biomagnificação (Ali e Khan, 2018).

6. Toxicidade e efeitos dos metais pesados

A exposição crônica a metais pesados em concentrações baixas pode incitar efeitos nocivos ao meio ambiente e ao corpo humano desencadeando efeitos carcinogênicos e teratogênicos (Yao *et al.*, 2019).

6.1. Nos humanos

Embora alguns metais pesados desempenhem funções em alguns processos fisiológicos, servindo como micronutrientes, reguladores osmóticos, co-factores enzimáticos e estabilizadores moleculares nos organismos vivos, maior parte dos metais pesados não detêm nenhuma função biológica e podem apresentar toxicidade quando presentes em quantidades excessivas (Ayangbenro e Babalola, 2017).

Metais como o As (Arsênio), o Cr (Crômio), e o Cu (Cobre), são exemplos de metais pesados perigosos, mesmo quando presentes em quantidades baixas devido a sua alta capacidade de acumulação e toxicidade (Nguyen *et al.*, 2016; Zhou *et al.*, 2016; Agarwal e Singh, 2017), que

se deve fortemente à característica não biodegradável dos metais pesados (El-Sherif *et al.*, 2013; Abbas *et al.*, 2016; He *et al.*, 2020).

As vias pelas quais os metais pesados podem entrar no corpo humano podem ser por absorção, pela inalação e pelo contacto dérmico, resultando em leves à graves problemas de saúde como: doenças pulmonares, problemas renais, problemas estomacais, problemas neurológicos, infecções de pele e tumores malignos. Alguns dos problemas de saúde acima citados são causados pela toxicidade aguda, sendo que outros são causados pela exposição crónica a baixos níveis de metais pesados (Rajendran *et al.*, 2022).

A ingestão é a via de exposição de maior preocupação (Yang *et al.*, 2018).

No momento em que os metais pesados entram em contacto com o organismo, tendem a acumular-se nos órgãos afectando a fisiologia dos mesmos. Cada metal possui uma especificidade ou preferência por um tipo de célula e tecido, porém os tecidos renais e hepáticos e os órgãos do sistema reprodutor são os que comumente são preferenciais dos metais pesados (Cupertino *et al.*, 2017; Sule *et al.*, 2020).

A exposição crónica a metais pesados em concentrações baixas pode incitar efeitos nocivos ao meio ambiente e ao corpo humano desencadeando efeitos carcinogênicos e teratogênicos (Yao *et al.*, 2019).

6.2. Toxicidade ecológica de metais pesados

6.2.1. A nível do solo e seus componentes

A toxicidade dos metais pesados no solo afecta as plantas restringindo o seu crescimento e a sua sobrevivência, acarretando desafios ecológicos e evolutivos. Alguns factores como a concentração do metal, o tipo de metal, a forma química e composição, a espécie da planta e o pH do solo influenciam a toxicidade dos metais pesados nas plantas (Mani e Kumar, 2014).

6.3. Toxicidade dos metais pesados na biodiversidade animal

6.3.1. A nível fisiológico e morfológico na biodiversidade animal

A toxicidade por metais pesados a nível fisiológico nos animais actua directamente nos órgãos e a nível celular, causando interrupção de funções celulares, afectando a integridade dos tecidos, as vias metabólicas e a desregulação endócrina (Adams e Wallace, 2005).

O acúmulo de metais pesados em invertebrados, em anfíbios e répteis (devido à absorção de substâncias através da pele), e nas aves (devido à ingestão de água e alimentos contaminados),

afectam negativamente o seu desenvolvimento, a fisiologia, a reprodução, o comportamento alimentar, o crescimento e a saúde. A bioacumulação, a biomagnificação e a transferência trófica de metais pesados na cadeia alimentar, conduzem a implicações negativas na biodiversidade animal (Ali e Khan, 2018).

Nas aves, os metais pesados bioacumulam-se nos ovos, no sangue, nos rins, no fígado, nos ossos e nas penas, afectando negativamente a saúde e a reprodução das aves (Goutner *et al.*, 2001; Dauwe *et al.*, 2004; Ha *et al.*, 2009).

A toxicidade dos metais pesados em aves, têm efeitos no crescimento das penas, redução da espessura da casca dos ovos, modificações no sistema imunológico, modificações no desenvolvimento testicular, redução da qualidade do esperma e alterações comportamentais que induzem a diminuição da ingestão de alimentos (Dauwe *et al.*, 2004; Talloen *et al.*, 2008; Burger *et al.*, 2008)

Os metais pesados apresentam efeitos sobre o sistema endócrino, causando um desbalanço hormonal e desta forma afectando o sistema reprodutor dos animais (Adams e Wallace, 2005).

Os metais pesados quando presentes no ambiente afectam os microorganismos, podendo alterar a diversidade, a quantidade, a função das populações microbianas e também a composição genética dos microorganismos. A toxicidade dos metais pesados pode interferir nas funções celulares, inibir a actividade enzimática, afectar as membranas celulares e afectar a produção de energia, alterando desta forma a morfologia, o metabolismo e o crescimento dos microorganismos (Xie *et al.*, 2016).

6.3.2. A nível da biodiversidade animal

Os efeitos causados pela contaminação por metais pesados, não limitam-se apenas a efeitos fisiológicos em organismos individuais, mas afectam populações e as interacções dos indivíduos dentro do ecossistema (Kovacs e Szabo, 2010).

Os impactos causados pelos metais pesados no sistema reprodutor, não afectam somente a um indivíduo em particular, mas afectam a dinâmica das populações selvagens, causando declínio de espécies. O declínio populacional é estimulado pela redução do sucesso reprodutivo e aumento da mortalidade dos indivíduos jovens que são mais susceptíveis à toxicidade de metais pesados, devido ao desenvolvimento incompleto dos mecanismos de desintoxicação, tornando-os mais vulneráveis a toxicidade (Kovacs e Szabo, 2010; Johnson e Williams, 2013).

A exposição de mamíferos juvenis a metais como o Cádmio, conduzem a um crescimento enfraquecido, com anormalidades no desenvolvimento, levando ao risco elevado de mortalidade por conta de doenças e factores como a predação, devido ao estado enfraquecido destes animais (Garcia e Hoffmann, 2011).

A toxicidade por metais pesados, para além dos impactos fisiológicos directos pode levar a fragmentação do habitat, pois os animais podem evitar ou abandonar as áreas contaminadas tornando esses habitats irregulares e desconectados. A fragmentação de habitats induz o declínio populacional isolando os grupos de indivíduos, reduzindo assim a diversidade genética e o potencial adaptativo das populações para lidarem com outros factores ambientais que possam causar stress (Johnson e Williams, 2013).

Esses impactos ecológicos gerados pela toxicidade de metais pesados, ampliam-se influenciando as interações entre as espécies ocorrendo a interrupção da relação predador-presa, pois a exposição a metais pesados afecta o comportamento, a saúde e o tamanho populacional de presas, alterando a disponibilidade de presas para predadores. Pequenos mamíferos, como roedores são habitualmente mais propensos a exposição dos metais pesados no solo e como consequência sofrem declínios populacionais devido a toxicidade e seus predadores como mamíferos carnívoros e aves podem ser afectados pela escassez de presas levando à fome e ao aumento da mortalidade de predadores, desequilibrando os níveis tróficos e consequentemente o ecossistema. Os predadores também podem ser indirectamente afectados pelo acúmulo de metais por meio da biomagnificação, através da ingestão de presas contaminadas conduzindo a altos níveis de acumulação de metais pesados em seus organismos, intensificando mais a toxicidade. Outra interacção que é afectada pela toxicidade de metais pesados é a competição, onde algumas espécies revelam maior tolerância à metais pesados, possibilitando a sua sobrevivência em ambientes contaminados no qual outras espécies mais sensíveis não toleram (Nguyen e Huy, 2023).

6.4. Toxicidade dos metais pesados a nível do ecossistema

Para além das interações que são afectadas, a toxicidade de metais pesados possui impacto sobre as funções essenciais que mantêm o equilíbrio ecológico e a estrutura do ecossistema (Johnson e Williams, 2013).

Devido à exposição a metais pesados, ocorre o declínio de espécies-chave de mamíferos ou a alteração comportamental dos mesmos, culminando com a interrupção de processos ecossistémicos, resultando em mudanças na ciclagem de nutrientes e na estabilidade do

ecossistema. Como resultado do declínio populacional das espécies por conta da exposição aos metais, processos como a decomposição são prejudicados, afectando a comunidade de microorganismos do solo e prejudicando o crescimento das plantas, afectando desta maneira a sustentabilidade do ecossistema. A dispersão de sementes é outro processo que é afectado por conta da exposição aos metais pesados (Nguyen e Pham, 2016).

As interações tróficas e a dinâmica da cadeia alimentar, são alteradas por conta da contaminação por metais pesados, através do processo de biomagnificação em que a concentração de metais pesados aumenta a cada nível trófico na cadeia alimentar. Com este processo, há grande risco para os predadores pois acumulam níveis muito altos de metais pesados devido a sua posição na cadeia alimentar, por conta da ingestão de presas contaminadas (Johnson e Williams, 2013).

Para além de causar efeitos negativos nos predadores, a toxicidade dos metais pesados também pode impactar os produtores primários e os decompositores. As plantas que são expostas a toxicidade de metais pesados possuem o processo de fotossíntese comprometida, crescimento reduzido e mortalidade alta, afectando aos herbívoros e omnívoros (Johnson e Williams, 2013).

7. Fitotoxicidade e mecanismo de desintoxicação dos metais pesados nas plantas

7.1. Fitotoxicidade

Fitotoxicidade é o termo usado para descrever a capacidade que certos compostos químicos têm de causar a inibição do crescimento e desenvolvimento das plantas e outros danos temporários ou definitivos a nível fisiológico, morfológico e bioquímico (Edwards *et al.*, 2023).

7.2. Fitoquelatinas

Fitoquelatinas são pequenos peptídeos ricos em cisteína, capazes de se ligar a iões de metais pesados por meio da ligação dos metais com o grupo tiol formando compostos chamados tiolatos. As fitoquelatinas estão envolvidas nos processos de acúmulo, desintoxicação, translocação e metabolismo de iões metálicos como cádmio, zinco, cobre, chumbo, crómio e mercúrio nas células vegetais (Chia, 2021).

A desintoxicação das plantas submetidas à metais pesados mediada pelas fitoquelatinas, é um mecanismo firmemente estabelecido como fundamental na desintoxicação das plantas (Seregin e Kozhevnikova, 2023).

8. Gramíneas

8.1. *Chloris virgata*

A *Chloris virgata* pertence a família Poaceae e é nativa de Moçambique (Flora of Mozambique, 2023).

8.2. Morfologia

A *Chloris virgata* é uma planta anual, ou por vezes, perene que cresce até aos 300–750 mm de altura. Por vezes forma tufos e pode espalhar-se através de estolhos. Quanto as folhas, a lígula foliar tem a forma de uma membrana com pêlos finos, a bainha foliar não apresenta pêlos na superfície e o limbo foliar mede $100\text{--}300 \times 2\text{--}6$ mm. A inflorescência é digitada e os ramos crescem todos do mesmo lado da planta e parecem espigas, constituídas por 7 a 15 racemos, com 20 a 80 mm de comprimento, de cor verde a palha, com aspecto sedoso e plumoso. As espiguetas são uniformes e com 3,0–4,5 mm de comprimento. A *Chloris virgata* floresce em verões quentes, de Dezembro a Junho (Fish *et al.*, 2015).

8.3. Distribuição e habitat

A *Chloris virgata* é originária de zonas com climas mais quentes, é uma espécie de gramínea amplamente distribuída que cresce em direção ao norte da África tropical e em todo o mundo nos trópicos (Fish *et al.*, 2015).

Esta é uma gramínea resistente que pode crescer em vários tipos de habitat, principalmente em áreas perturbadas, como bermas de estradas e terras agrícolas cultivadas. Cresce em uma variedade de tipos de solo, sendo comum até em solos argilosos, arenosos e secos (Fish *et al.*, 2015).

8.4. Ecologia

A *Chloris virgata* propaga-se principalmente por polinização cruzada, mas também é autocompatível. É polinizada principalmente pelo vento. A *Chloris virgata* pode propagar-se também por sementes e vegetativamente por estolhos. Produz sementes abundantes que são facilmente dispersas pelo vento, pela água, e pelos animais. Cada gramínea *Chloris virgata* madura pode produzir até 6.000 sementes (Fernando *et al.*, 2016).

Esta gramínea apresenta preferência por solos pesados, porém, desenvolve-se também em outras variedades de solos como solos salinos, alcalinos e argilosos. Cresce em zonas tropicais e temperadas com verões quentes. A necessidade média anual de precipitação em áreas secas

varia entre 500 mm e 750 mm, mas também está adaptada a ambientes áridos, onde a precipitação mínima é de cerca de 375 mm (Ying *et al.*, 2018).

8.5. Usos

A *Chloris virgata* é utilizada como gramínea de revegetação, em áreas altamente perturbadas. É também uma gramínea valiosa para pastagem em regiões mais áridas, onde ocorrem poucas plantas perenes comestíveis (Fish *et al.*, 2015).

8.6. Estado de conservação

A *Chloris virgata* foi avaliada como LC (menos preocupante) (Fish e Victor, 2005).

9. Mecanismos biológicos de remediação do solo

9.1. Fitorremediação

Fitorremediação é uma técnica no qual são usadas espécies de plantas para a descontaminação ambiental realizada *in situ*, com a finalidade de minimizar os efeitos tóxicos de poluentes na água, solo e ar (Yan *et al.*, 2019).

A fitorremediação possui vários métodos de descontaminação, como a fitoextração, fitoacumulação, fitovolatilização, fitoestabilização e fitotransformação (Liu e Tran, 2021).

A fitorremediação aproveita as capacidades únicas e selectivas de absorção das raízes das plantas, juntamente com as habilidades de translocação, bioacumulação e degradação de contaminantes que todas as partes da planta possuem (Nedjimi, 2021).

Actualmente, a fitorremediação é amplamente aceite por ser uma técnica ecologicamente correcta, de baixa acessibilidade e alta eficácia (Sharma, 2021).

As plantas adequadas para fitorremediação devem possuir as seguintes características importantes: crescimento rápido e alta biomassa, sistema radicular profundo, fácil colheita e acúmulo de altos níveis de metais pesados na parte aérea (Nedjimi, 2021).

É importante o uso plantas nativas no processo de fitorremediação, pois a planta que realiza a descontaminação deve ser adaptada às propriedades do solo, nível de toxicidade e clima do local contaminado (Elizabeth, 2005). As espécies herbáceas geralmente se adaptam mais rápido a essas condições do que outras espécies de plantas, porque seus ciclos de vida são mais curtos e permitem que elas produzam vários genótipos em um tempo menor (Conesa *et al.*, 2009).

Os grupos alvos de plantas para a fitorremediação, são as plantas excludentes que são aquelas que normalmente acumulam os metais nas raízes com translocação muito limitada para a parte aérea e são recomendadas para a fitoestabilização, e as plantas hiperacumuladoras que preferencialmente acumulam os metais pesados na parte aérea e podem ser usadas para a fitoextração (Awa e Hadibarata, 2020).

9.1.1. Fitoextração

A fitoextração é uma técnica da fitorremediação, que consiste no uso de plantas especializadas e adaptadas para absover, transportar e acumular metais pesados na biomassa aérea, em solos contaminados por metais pesados (Diarra *et al.*, 2021).

A fitoextração é uma técnica eficaz, acessível, ecologicamente correcta e potencialmente econômica para remediar solos contaminados (Ranieri *et al.*, 2020).

A fitoextração pode ser dividida em 2 métodos: fitoextração contínua e fitoextração induzida. Na fitoextração contínua são usadas espécies de plantas nativas com habilidades naturais para acumular altas concentrações de metais pesados. Na fitoextração induzida o acúmulo de metais pesados nas plantas é potencializado pela adição de substâncias químicas (Nedjimi, 2021).

A eficiência de absorção e translocação dos metais pesados para a parte aérea, pode diferir dependendo da espécie da planta, do tipo de solo e das condições ambientais (Gavrilescu, 2022).

As plantas usadas para fitoextração devem possuir as seguintes características: tolerância a altos níveis de metais pesados, capacidade de translocar metais pesados para a parte aérea, apresentar um sistema radicular desenvolvido, crescimento rápido e grande quantidade de biomassa e boa capacidade de adaptabilidade ao ambiente (Chen *et al.*, 2017).

9.1.2. Fitoestabilização

A fitoestabilização é a técnica pela qual as plantas, absorvem os metais pesados e acumulam nas raízes estabilizando e imobilizando os metais no solo, tornando-os menos disponíveis para a contaminação do solo (Haq *et al.*, 2020).

As raízes participam da fitoestabilização, de modo que a disponibilidade de metais é reduzida para as plantas, reduzindo assim a exposição e efeitos tóxicos a outros níveis tróficos do ambiente (Ali *et al.*, 2020).

Este processo envolve a captura de metais na superfície da raiz usando proteínas de transporte ou metabólitos secundários. O processo envolve também a quebra de moléculas orgânicas complexas convertendo-as em outras mais simples (Li *et al.*, 2020).

As plantas usadas na técnica de fitoestabilização devem ser plantas que apresentam baixa capacidade de transferência de metal da raiz para a parte acima do solo, ou seja, para a parte aérea, devem ser resistentes a metais pesados, possuir um bom desenvolvimento do sistema radicular e possuir rápida taxa de crescimento (Haq *et al.*, 2020).

Estas plantas devem ser plantas que funcionam como excludentes, em que transformam os metais pesados em uma forma móvel menos tóxica sem extraí-los do solo, acumulando os metais nas raízes por absorção (Dalvi e Bhalerao, 2013).

9.1.3. Plantas hiperacumuladoras

Plantas hiperacumuladoras são aquelas que possuem a capacidade de extrair metais pesados em solos contaminados, acumulando e translocando quantidades muito altas de metais em níveis que excedem a quantidade presente no solo (Nedjimi, 2021).

Estas plantas apresentam características como: rápido crescimento, alta biomassa e são capazes de extrair e acumular altas quantidades de metais pesados em sua parte aérea, sem apresentar sinais de toxicidade quando submetidas a áreas com solo contaminado (Kramer, 2010).

Essa capacidade que as plantas hiperacumuladoras possuem de crescer normalmente sob altos níveis de concentração de metais pesados, está relacionada a múltiplas vias bioquímicas que permitem manter as concentrações de metais em um nível mais baixo no citoplasma do que no solo, o que protege os organelos citoplasmáticos do efeito tóxico dos metais pesados (Nedjimi, 2021).

Plantas hiperacumuladoras são geralmente raras na natureza, porém apresentam características ecofisiológicas importantes para o ramo da ecotoxicologia. Mais de 500 espécies foram classificadas como hiperacumuladoras, incluindo principalmente espécies das famílias: Brassicaceae, Poaceae, Cyperaceae, Asteraceae, Amaranthaceae, Fabaceae, Lamiaceae, e Euphorbiaceae. Estas espécies de hiperacumuladoras, podem ser designadas de plantas includentes, ou seja, aquelas que não têm estratégia de exclusão de metais pois assimilam e translocam grandes quantidades de metais pesados e os armazenam sem apresentar sinais de toxicidade (Nedjimi, 2021).

9.2. Factores que influenciam a mobilidade e solubilidade de metais pesados no solo

9.2.1. pH

O pH é o factor mais importante que influencia na solubilidade e concentração de metais no solo (Young, 2013).

Segundo Alderman *et al.* (2018), a escala de pH varia de 0 a 14. No qual se o pH apresentar valores maiores que 7 o solo é considerado alcalino, se os valores de pH forem menores que 7 o solo é considerado ácido, e se os valores de pH forem iguais a 7 o solo é considerado neutro.

A mobilidade da maioria dos metais pesados tende a diminuir à medida que o pH aumenta, no entanto, existem alguns metais, como o arsênio e o crómio, que têm um comportamento inverso. Em pH alcalino há redução da concentração dos iões metálicos no solo, porém em pH ácido ocorre o oposto, ou seja, há aumento da concentração dos iões metálicos no solo (Petruzzelli *et al.*, 2015).

Tabela 1: Escala de Pratolongo.

pH	Classificação
pH < 4,5	Hiperácido
4,6 < pH < 5,5	Ácido
5,6 ≤ pH < 6,5	Subácido
6,6 ≤ pH < 7,5	Neutro
7,6 ≤ pH < 8,5	Subalcalino
8,6 ≤ pH < 9,5	Alcalino
pH > 9,6	Hiperalcalino

(Varennnes, 2003)

9.2.2. Potencial redox

O potencial redox apresenta valores altos em solos secos e bem arejados, proporcionando condições oxidantes, enquanto que em solos com alto teor de matéria orgânica ou solos

alagados o potencial redox possui tendência em apresentar valores mais baixos, proporcionando condições redutoras (Young, 2013).

O potencial redox com tendência em apresentar valores mais baixos e condições redutoras, promove a solubilidade e a mobilidade dos metais pesados, enquanto que em condições oxidantes há menor solubilidade e mobilidade dos metais pesados no solo (Young, 2013).

9.2.3. Textura do solo (Mineral argila)

As argilas, que são constituintes primários do solo, retêm ou seja adsorvem os metais por meio de reações de troca iônica ou adsorção específica, ou pela formação de ligações diretamente com os metais. Dependendo do tipo de argila, há diferenças consideráveis na capacidade de retenção de metais pesados (Abdullah e Sarem, 2010).

Portanto, a textura do solo é importante na biodisponibilidade de metais pesados e os metais pesados são mais solúveis e disponíveis em solos arenosos do que em solos argilosos (Costa, 2015).

9.2.4. Matéria orgânica

Os compostos húmicos que são aqueles formados por resíduos decompostos de plantas e animais, possuem grande importância na biodisponibilidade de metais pesados, devido à tendência dos compostos húmicos de formarem complexos solúveis com metais e actuarem como matéria adsorvente (Costa, 2015).

Os ácidos húmicos de maior peso molecular formam complexos muito estáveis com metais, removendo os metais de todos os processos ambientais e reduzindo assim a sua biodisponibilidade (Costa, 2015).

A classificação da matéria orgânica, é baseada na percentagem da solução do solo e pode ser: baixa, média e alta.

Tabela 2: Classificação da matéria orgânica.

Matéria orgânica (%)	Classificação
< 2,5	Baixa
2,5 - 5	Média
> 5	Alta

10. Área de estudo

As plântulas foram obtidas no Parque Industrial da Matola e foram cultivadas na estufa do Departamento de Ciências Biológicas (DCB) e a experiência decorreu nos Laboratórios de Fisiologia Vegetal e Química situados na Faculdade de Ciências no Campus da Universidade Eduardo Mondlane, nos Departamentos de Ciências Biológicas (DCB) e Química, respectivamente.

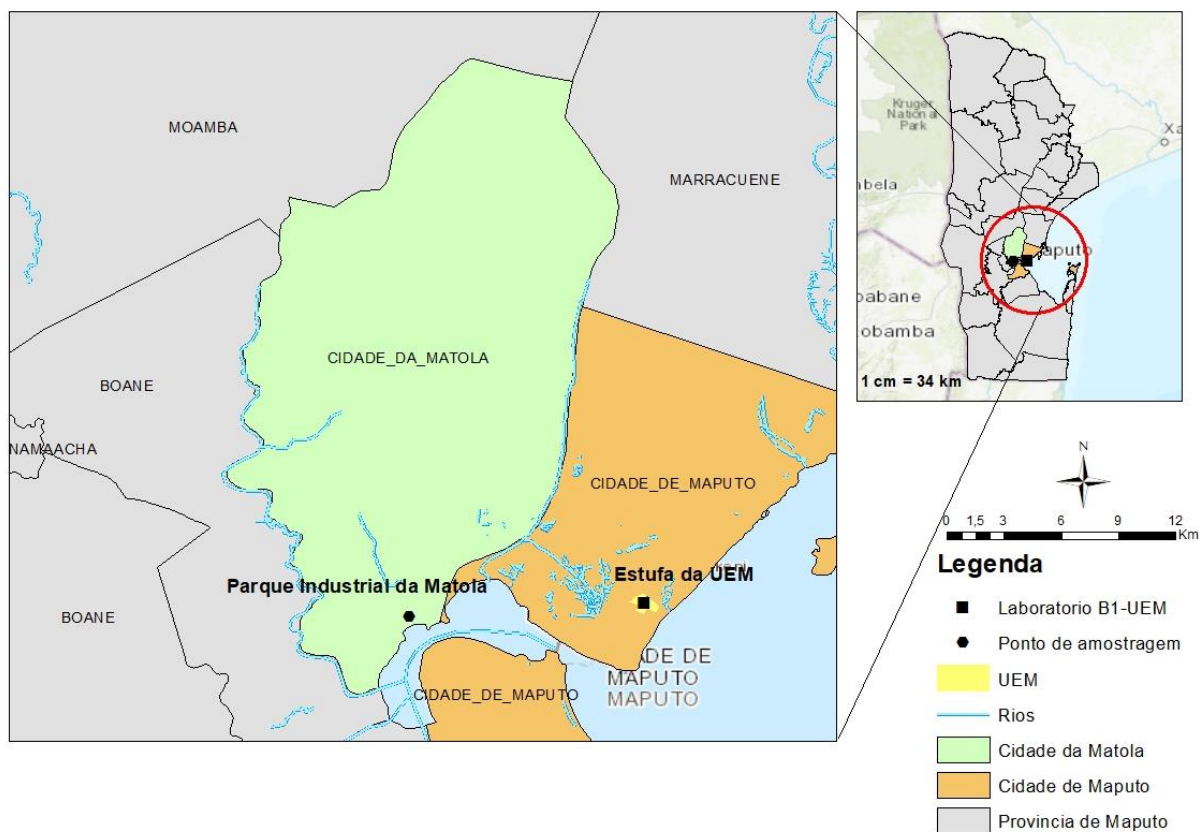


Figura 1: Localização geográfica da região do Parque Industrial da Matola.

11. Material e Métodos

Tabela 3: Material e equipamentos.

Material	
Balde	Pá
Cadinhos	Papel absorvente
Copos de becker (250 e 500 ml)	Papel filtro
Crivo de 2mm	Papel A4
Carrinha de mão	Pinças
Caderno de notas	Pipetas
Canetas esferográficas	Provetas
Envelopes	Régua
Etiquetas	Sacos plásticos
Lápis	Tubos de ensaio
Luvas de látex	Tesoura
Máscaras de proteção	Vasos de polietileno
Marcadores	Vidro de relógio
Equipamentos	
Balança analítica	Estufa de secagem
Espectrômetro (ICP-OES)	Moinho de amostras do tipo Willey
Material biológico	
<i>Chloris virgata</i>	Solo

12. Metodologia

12.1. Amostragem do solo

12.1.1. Colecta do solo

O solo foi colectado no Campus da UEM, próximo à estufa em uma profundidade de 20-25 cm. Após a colecta, o solo foi preparado e igualmente distribuído entre os vasos de polietileno e devidamente humedecido para a recepção das plantas.

Tabela 4: Caracterização físico-químico do solo.

	mg.L ⁻¹
pH	7.31±0.05
CTC	3.06±0.91
Ca ²⁺	1.98±0.11
K ⁺	0.06±0.03
Na ⁺	0.81±0.55
Mg ²⁺	0.25±0.08
CE mS/cm	0.11±0.03
P%	7±1.71
MO%	0.59±0.26
Limo%	2.48±0.25
Argila%	6.03±0.23
A. grossa%	33.93±4.36
A. fina%	57.56±4.38
Textura	F. arenoso

(Machunguene, 2024).

12.1.2. Crivagem do solo antes da experiência

Foram crivadas as amostras de solo usando um crivo de 2mm. Posteriormente, as fracções do solo foram devidamente colocadas nas bolsas de polietileno em uma quantidade de 1,5 kg para a realização da experiência.

Cada bolsa de polietileno contendo o solo foi rotulado.

12.2. Amostragem das plantas

12.2.1. Obtenção da gramínea *Chloris virgata* para o plântio

As gramíneas foram obtidas no Parque Industrial da Matola. Foi realizada uma amostragem probabilística aleatória simples em quadrículas onde foram colhidas 150 plântulas, e a posterior foram colocadas em sacos plásticos para o seu transporte até ao local da execução da experiência, ou seja, até ao Campus da UEM concretamente na Estufa do Departamento de Ciências Biológicas onde foram cuidadosamente limpas do excesso de solo.

A amostragem foi realizada na estação chuvosa do ano, no mês de Fevereiro no ano de 2023.

12.3. Montagem da experiência e processamento

As amostras das plantas colhidas no campo foram devidamente processadas para a devida montagem da experiência.

Para a montagem da experiência foram usados 56 vasos de polietileno com uma capacidade de 2kg.

Dos 50 vasos, 18 foram usados para o tratamento com Cd, 18 para o tratamento com Cr e 14 para o controlo. Cada vaso conteve 3 estacas com 1 a 2 nós previamente preparadas de *Chloris virgata*.

12.3.1. Contaminação do solo

Após um período de 4 semanas, depois do plântio, os solos foram contaminados com os metais Cr e Cd, sendo usadas as seguintes concentrações: 0,05 e 0,01 mg.kg⁻¹ de cada metal.

12.3.2. Colheita

Foram realizadas 2 colheitas 30 e 60 dias após a contaminação, e nesse período também fez-se a colheita das plantas no controlo. E a posterior a biomassa foi segregada em parte aérea e raiz, para a análise de crescimento e posteriormente a análise química das amostras devidamente preparadas.

Após o término da experiência na estufa, o solo de cada vaso foi devidamente preparado para posterior análise química, para verificar a quantidade de metal presente após o final da experiência.

12.3.3. Crivagem do solo após a experiência

As amostras de solo após o término da experiência na estufa, passaram por um processo de secagem na estufa de secagem do Laboratório de Bioquímica e Fisiologia Vegetal do DCB e à posterior foram crivadas por um crivo de 2mm e armazenadas em *zip-locks* que foram devidamente rotulados. De seguida, o solo anteriormente armazenado foi pesado e o seu peso registado para a sua posterior análise química (Mahmood e Malik, 2014).

12.4. Análise química dos metais pesados

12.4.1. Digestão e análise das amostras

As amostras, após terem sido submetidas a secagem na estufa do Laboratório de Bioquímica e Fisiologia Vegetal do DCB, foram trituradas no moinho tipo Willey no Laboratório de Química. Após a trituração as amostras das plantas foram pesadas 0,1g por amostra e foram empacotadas, repetiu-se o mesmo processo da pesagem com as amostras do solo.

Com as amostras pesadas, deu-se início ao processo de digestão ácida onde as amostras foram submetidas a elevadas temperaturas com o objectivo de determinar o teor de metal presente em cada amostra.

Foi empregue o método Espectrometria de Emissão Atómica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES) para fazer a leitura das amostras.

Para o processo de digestão ácida, fez-se a pesagem de 0,1g de cada amostra em cadinhos e adicionou-se 12 ml de HNO₃ (ácido nítrico) concentrado em cada cadinho que continha amostra e foram deixados por 24 horas no bloco digestor.

Após as 24 horas, os cadinhos que continham as amostras passaram por um processo de aquecimento à 85 °C durante meia hora e depois foram aquecidos à 120 °C até que o volume baixasse para 0.5ml. As amostras aquecidas passaram por um processo de arrefecimento durante 15 min, e lhes foram adicionados 6 ml de HClO₄ (ácido perclórico) concentrado e novamente foram aquecidos à 180 °C até que o volume baixa-se para 0.5ml.

Após o término da digestão, as amostras foram transferidas dos cadinhos para os balões volumétricos de 50 ml e perfez-se o restante do volume com água desionizada.

De seguida, foram transferidos 15 ml do volume dos balões volumétricos para os tubos de ensaio onde foram submetidos ao processo de leitura dos metais no Espectrofotómetro de Emissão Atômica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES).

12.4.2. Factor de bioconcentração

Factor de bioconcentração (BCF) é a capacidade que uma planta possui de absorver metais pesados no solo e acumular em maiores quantidades em partes da planta em relação a quantidade presente no solo (Zheng *et al.*, 2020).

$$BCF = \frac{C_{raiz}}{C_{solo}} \quad (1)$$

Onde:

- C_{raiz} é a concentração do metal presente na raiz;
- C_{solo} é a concentração do metal no solo.

Um valor de $BCF > 1$ sugere que a planta pode acumular metais, enquanto um valor de $BCF < 1$ implica que a planta pode absorver apenas sem necessariamente acumular em quantidades significativas. Em outras palavras, um valor de BCF maior que 1 significa que a planta pode absorver mais metais do que a quantidade que está disponível no solo, indicando que ela tem a capacidade de hiperacumular metais pesados. No entanto, um valor de $BCF < 1$ indica que a planta não pode hiperacumular metais, mas apenas absorvê-los na proporção de sua disponibilidade no solo (Yan *et al.*, 2020).

12.4.3. Factor de bioacumulação

O BAF é um factor importante para entender o potencial das plantas de acumular metais pesados do solo em suas partes aéreas. Este índice reflete a extensão da bioacumulação de metais nas plantas em relação à sua concentração no solo (Radovanovic *et al.*, 2020).

$$BAF = \frac{C_{folhas}}{C_{solo}} \quad (2)$$

Onde:

- C_{folhas} é a concentração de metal presente na parte aérea (folhas);
- C_{solo} é a concentração do metal presente no solo.

Um alto valor de BAF indica que a planta tem uma forte capacidade de acumulação de metais, o que pode representar riscos à saúde dos seres que consumirem. Por outro lado, um baixo valor de BAF implica que a planta é menos eficiente em acumular metais, indicando um menor risco de contaminação (Radovanovic *et al.*, 2020).

12.4.4. Factor de translocação

O factor de translocação (TF) é o valor que estima a capacidade da planta de transferir metais das raízes para as partes aéreas. O TF foi calculado com base na proporção da concentração de metais na parte aérea da planta para as raízes (Radovanovic *et al.*, 2020).

$$TF = \frac{C_{folhas}}{C_{raiz}} \quad (3)$$

Onde:

- C_{folhas} é a concentração de metal presente na parte aérea (folhas);
- C_{raiz} é a concentração do metal presente na raiz.

Um valor de $TF < 1$ indica que a planta tem potencial para fitoestabilização, onde o metal é imobilizado nas raízes, impedindo que seja translocado para a parte aérea da planta. Em contraste, um valor de $TF > 1$ indica que os metais são efetivamente translocados das raízes para a parte aérea da planta. O TF pode fornecer uma percepção valiosa sobre os potenciais riscos associados à contaminação por metais pesados em sistemas solo-planta e é um parâmetro importante para avaliar o impacto ambiental de metais pesados (Ramírez *et al.*, 2021).

12.5. Risco ecológico

A avaliação do risco ecológico é um procedimento que é conduzido com o objectivo de aferir a probabilidade que um determinado ambiente tem de ser impactado, como consequência da exposição a substâncias perigosas que possam causar danos às plantas, animais e a seres humanos. A determinação do risco ecológico é importante, pois auxilia a responder questões como:

Será que contaminantes no ambiente de uma instalação industrial ou mineira reduzem significativamente o valor da área como habitat da vida selvagem e no uso de terra para a prática da agricultura? (EPA, 2024).

12.5.1. Índice de poluição

Para determinar o potencial de toxicidade da poluição por metais pesados, o *PI* é estimado pela razão entre a concentração do metal na amostra do solo com a concentração de qualidade de solo de um determinado metal. Foi adotada a legislação da África do Sul para o uso dos valores de padrão de qualidade do solo para metais pesados, pois Moçambique não possui uma legislação com os valores padrão de qualidade do solo para metais pesados.

O *PI* foi estimado com base na seguinte equação:

$$PI = \frac{C_s}{C_{ref}} \quad (4)$$

Onde:

PI – representa o índice de poluição;

C_s – é a concentração do metal medida na amostra do solo (mg.kg⁻¹);

C_{ref} – é o valor de referência de qualidade do solo do metal (mg.kg⁻¹), Cr = 6,5 e Cd = 7,5. (DEA, 2012)

O *PI* pode ser classificado da seguinte forma:

Tabela 5: Classificação do índice de poluição.

Índice de poluição	
<i>PI</i>	Nível de poluição
$PI \leq 1$	Poluição negligenciável
$1 < PI \leq 2$	Baixo nível poluição
$2 < PI \leq 3$	Moderado nível de poluição
$3 < PI \leq 5$	Alto nível de poluição
$PI > 5$	Extremo nível de poluição

(Izah *et al.*, 2017; Borah *et al.*, 2018; Zhu *et al.*, 2018; Rostami *et al.*, 2020; Huang *et al.*, 2024).

12.5.2. Potencial risco ecológico

O risco ecológico dos metais no solo, foi calculado usando o método proposto por Hakanson. O risco ecológico, tem sido calculado em diversos estudos para estimar a toxicidade biológica e pode fornecer uma estimativa abrangente do risco dos metais pesados para o meio ambiente (Rostami *et al.*, 2020; Huang *et al.*, 2024).

O Er foi estimado por meio da seguinte equação:

$$Er = \sum Tr \times \frac{Cs}{Coi} \quad (5)$$

Onde:

Er - é o potencial risco ecológico causado pelo metal;

Tr - é o factor de resposta tóxica do metal ($Cr = 2$; $Cd = 30$);

Cs - é a concentração do metal medida na amostra do solo;

Coi - é a concentração de fundo do metal ($Cr = 0.76 \text{ mg.kg}^{-1}$; $Cd = 2.70 \text{ mg.kg}^{-1}$).

O Er pode ser classificado em 5 classes, como ilustrado na tabela 6:

Tabela 6: Classificação do risco ecológico.

Potencial risco ecológico	
Er	Nível de risco ecológico
$Er < 40$	Risco negligenciável
$40 \leq Er < 80$	Risco baixo
$80 \leq Er < 160$	Risco moderado
$160 \leq Er < 320$	Risco alto
$320 \leq Er$	Risco extremo

(Rostami *et al.*, 2020; Soleimani *et al.*, 2023)

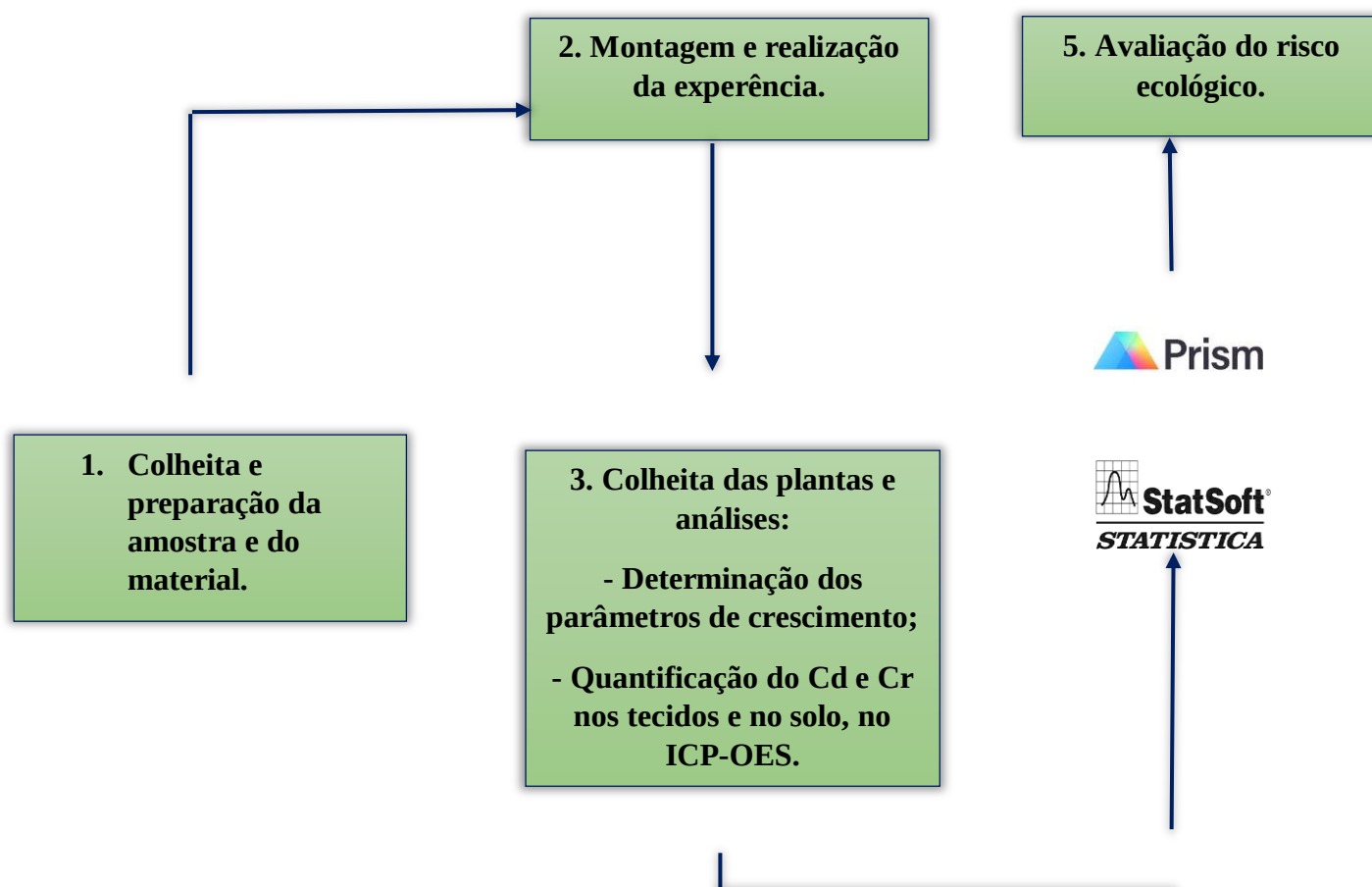


Figura 2: Fluxograma do estudo conduzido.

13. Análise de dados

Para a organização dos dados foi usado o programa EXCELL.

Foi usado o programa STATISTICA para efectuar todas as análises estatísticas necessárias.

Para verificar a normalidade dos dados recorreu-se ao teste de *Shapiro-Wilk* com o nível de significância de 5%. Para a comparação das médias dos parâmetros onde foi verificada a normalidade dos dados foi usado o teste paramétrico de comparação de médias que é a *ANOVA (one way)*, e para os parâmetros nos quais os dados não apresentaram a normalidade foi usado o teste não-paramétrico de comparação de médias o *Kruskal-Wallis*. Os testes de comparação *ANOVA (one way)* e *Kruskal-Wallis* foram usados para fazer a comparação entre as médias dos parâmetros morforológicos da *Chloris virgata* nas diferentes concentrações de cada metal, para testar se existem diferenças significativas entre os tratamentos.

Foi usado o teste de Tukey como um pós-teste, para identificar de forma específica quais tratamentos diferem entre si significativamente.

Para fazer a relação entre as variáveis: parâmetros morfológicos da *Chloris virgata* (variável dependente/ resposta) com a concentração dos metais no solo (variável independente/ explicativa) foi usado o teste de correlação de *Pearson*.

Todas as análises foram feitas a nível de significância de 5%.

Para a elaboração dos gráficos foi usado o programa PRISMA.

14. Resultados

14.1. Concentração de metais pesados nos parâmetros morfológicos da *Chloris virgata*

14.2. Tratamento com cádmio

Da análise realizada nos diferentes parâmetros morfológicos nomeadamente: comprimento total da planta, comprimento da raiz, número de folhas, volume da raiz, peso seco total da planta, peso seco da raiz, peso seco do caule e o peso seco da folha, para verificar o comportamento ou a variação dos parâmetros em função das diferentes concentrações de Cd obtiveram-se os seguintes resultados para cada parâmetro:

14.2.1. Comprimento total da planta

As médias do comprimento total da planta diferem significativamente entre si (ANOVA, *p-value*:0,004), com o aumento e variação das concentrações de Cd no solo na primeira colheita 30 dias após a contaminação.

O controlo teve menor comprimento total da planta em relação aos tratamentos com Cd 0,01 mg.kg⁻¹ e Cd 0,05 mg.kg⁻¹, sendo o tratamento com Cd 0,05 mg.kg⁻¹ com maior comprimento total da planta (Figura 3A).

As diferenças foram encontradas entre o controlo e a concentração de 0,01 mg.kg⁻¹ e entre o controlo e a concentração de 0,05 mg.kg⁻¹ (*Tukey, p-value*:0,008; 0,013) respectivamente.

Na 2ª colheita, 60 dias após a contaminação o comprimento total da planta registou igualmente diferenças entre as médias do parâmetro (ANOVA, *p-value*: 0,010) em causa com a variação das concentrações de Cd (Figura 3B).

O tratamento Cd 0,05 mg.kg⁻¹ registou maior comprimento total da planta em relação aos tratamentos controlo e Cd 0,01 mg.kg⁻¹ à semelhança do que foi registado na 1ª colheita.

As diferenças foram encontradas entre o controlo e a concentração de 0,05 mg.kg⁻¹ e entre os tratamentos Cd 0,01 mg.kg⁻¹ e Cd 0,05 mg.kg⁻¹ (Tukey, *p-value*:0,011; 0,017), respectivamente.

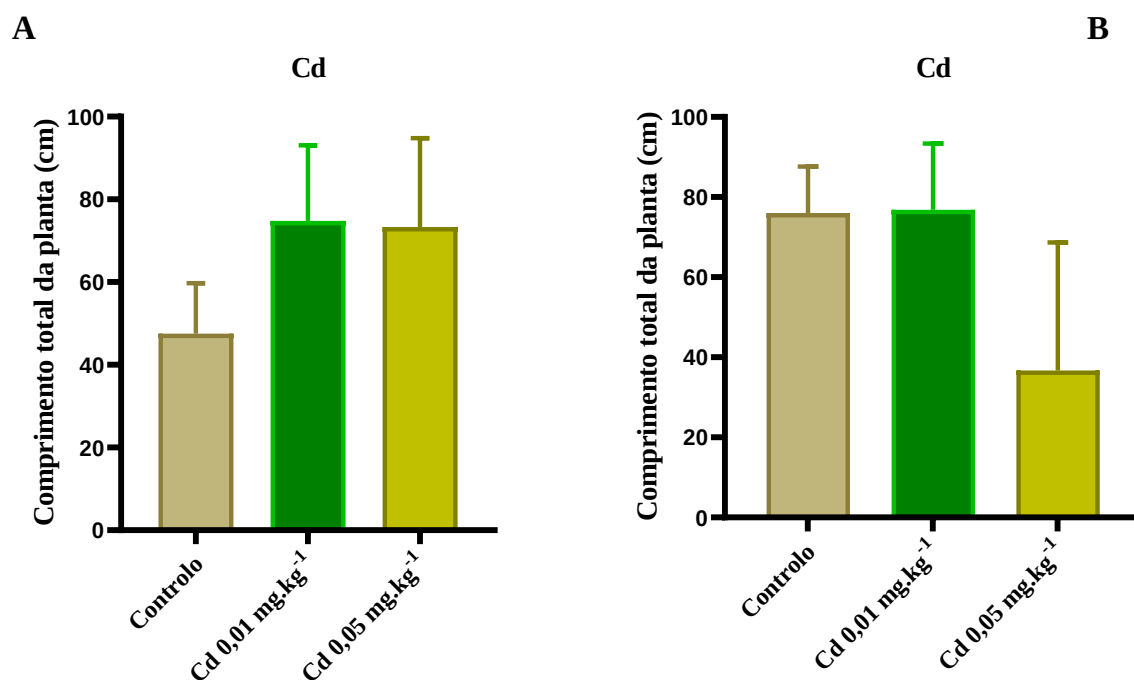


Figura 3 : Comprimento total da planta sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita **(A)** e na 2ª colheita **(B)** nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.2.2. Comprimento da raiz

O comprimento da raiz não apresentou diferenças significativas com a variação das concentrações de Cd na primeira colheita, 30 dias após a contaminação (ANOVA, *p-value*: 0,494). O tratamento com Cd 0,05 mg.kg⁻¹ registou maior comprimento da raiz em relação aos tratamentos controlo e Cd 0,01 mg.kg⁻¹, no qual sugere-se que houve maior desempenho radicular (Figura 4A).

Na 2ª colheita, 60 dias após a contaminação o comprimento da raiz não registou diferenças significativas entre as médias do parâmetro (ANOVA, *p-value*: 0,081) com a variação das concentrações de Cd. O tratamento com Cd 0,01 mg.kg⁻¹ registou maior comprimento da raiz em relação aos tratamentos controlo e Cd 0,05 mg.kg⁻¹ (Figura 4B).

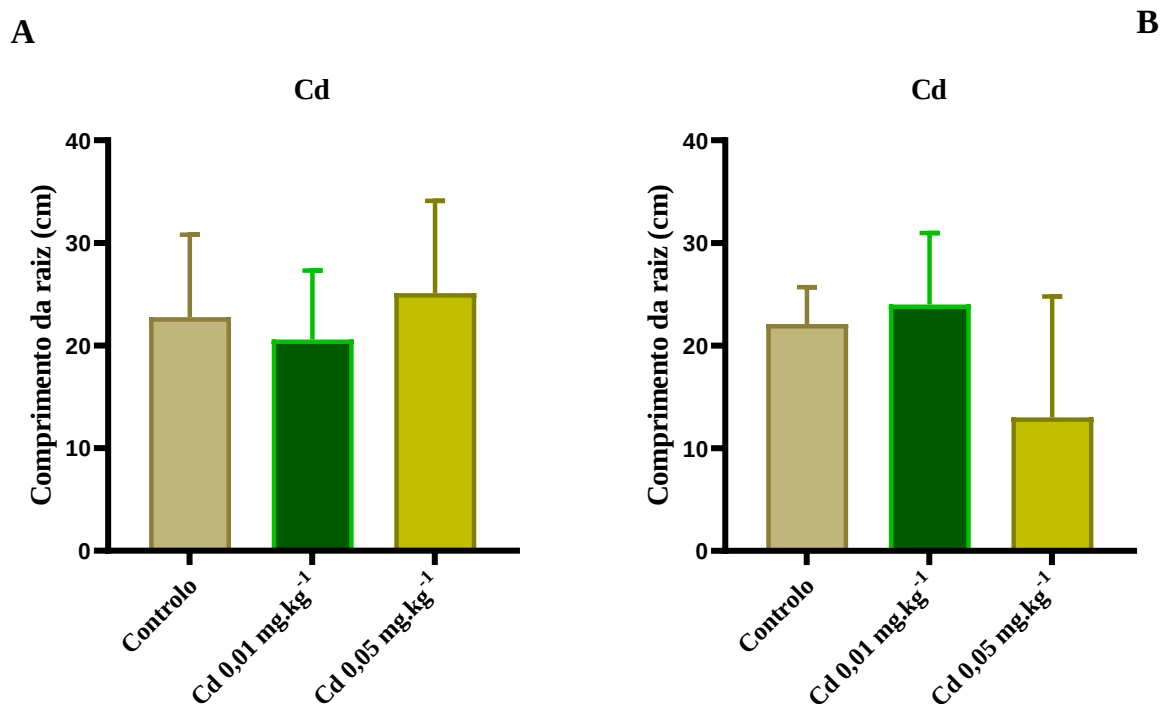


Figura 4: Comprimento da raiz sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.2.3. Número de folhas

Não houve diferenças significativas entre as médias do número de folhas com a variação das concentrações de Cd na primeira colheita, 30 dias após a contaminação (ANOVA, *p-value*: 0,235). O tratamento com Cd 0,05 mg.kg⁻¹ registou maior número de folhas em relação aos tratamentos controle e Cd 0,01 mg.kg⁻¹ (Figura 5A).

O número de folhas na 2ª colheita, apresentou diferenças significativas entre as médias do parâmetro (ANOVA, *p-value*: 0,022) com a variação das concentrações de Cd (Figura 5B). Essas diferenças foram registadas entre o controle e a concentração de 0,05 mg.kg⁻¹ e entre os tratamentos Cd 0,01 mg.kg⁻¹ e Cd 0,05 mg.kg⁻¹ (Tukey, *p-value*: 0,020; 0,046), respectivamente.

O tratamento com Cd 0,01 mg.kg⁻¹ registou o maior número de folhas em relação aos tratamentos controle e Cd 0,05 mg.kg⁻¹ (Figura 5B).

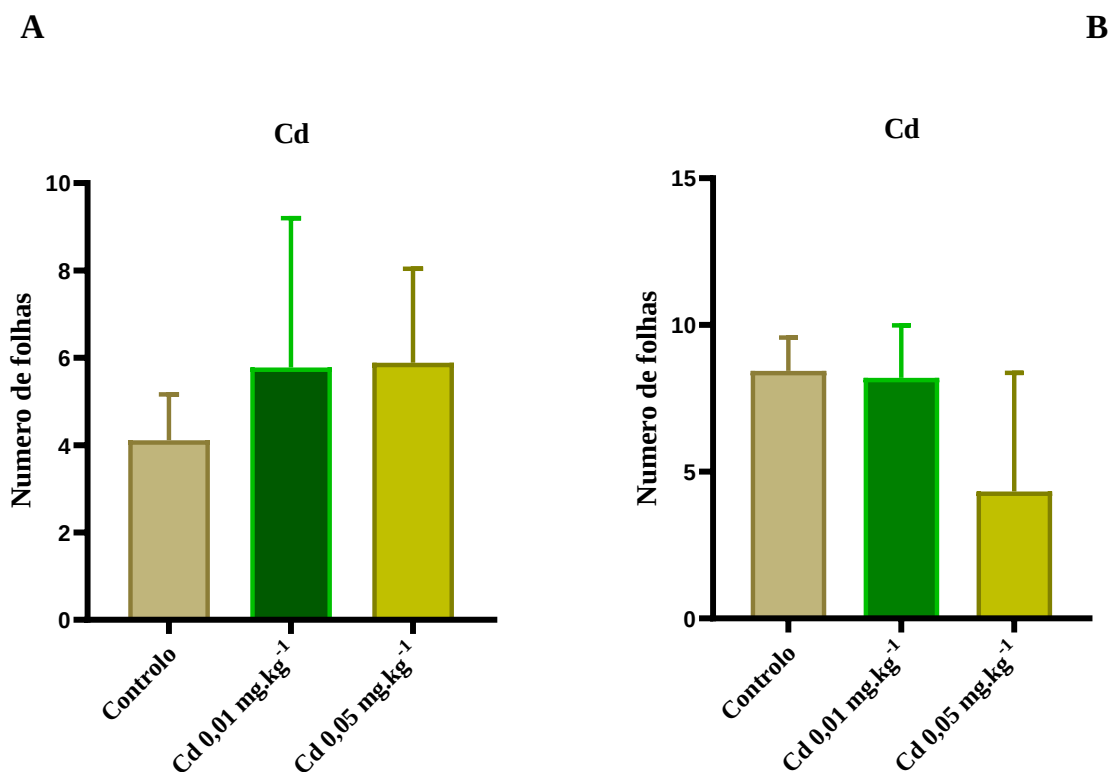


Figura 5: Número de folhas sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita **(A)** e na 2ª colheita **(B)** nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.2.4. Volume da raiz

O volume da raiz não apresentou diferenças significativas com a variação das concentrações de Cd na primeira colheita, 30 dias após a contaminação (*ANOVA*, *p-value*: 0,433). O controlo teve menor volume da raiz em relação ao tratamento com Cd 0,01 mg.kg⁻¹ e Cd 0,05 mg.kg⁻¹ (Figura 6A).

À semelhança da 1ª colheita, na 2ª colheita, o volume da raiz não registou diferenças significativas entre as médias do parâmetro (*ANOVA*, *p-value*: 0,121) com a variação das concentrações de Cd. O tratamento com Cd 0,01 mg.kg⁻¹ registou maior volume da raiz em relação aos tratamentos controlo e Cd 0,05 mg.kg⁻¹ (Figura 6B).

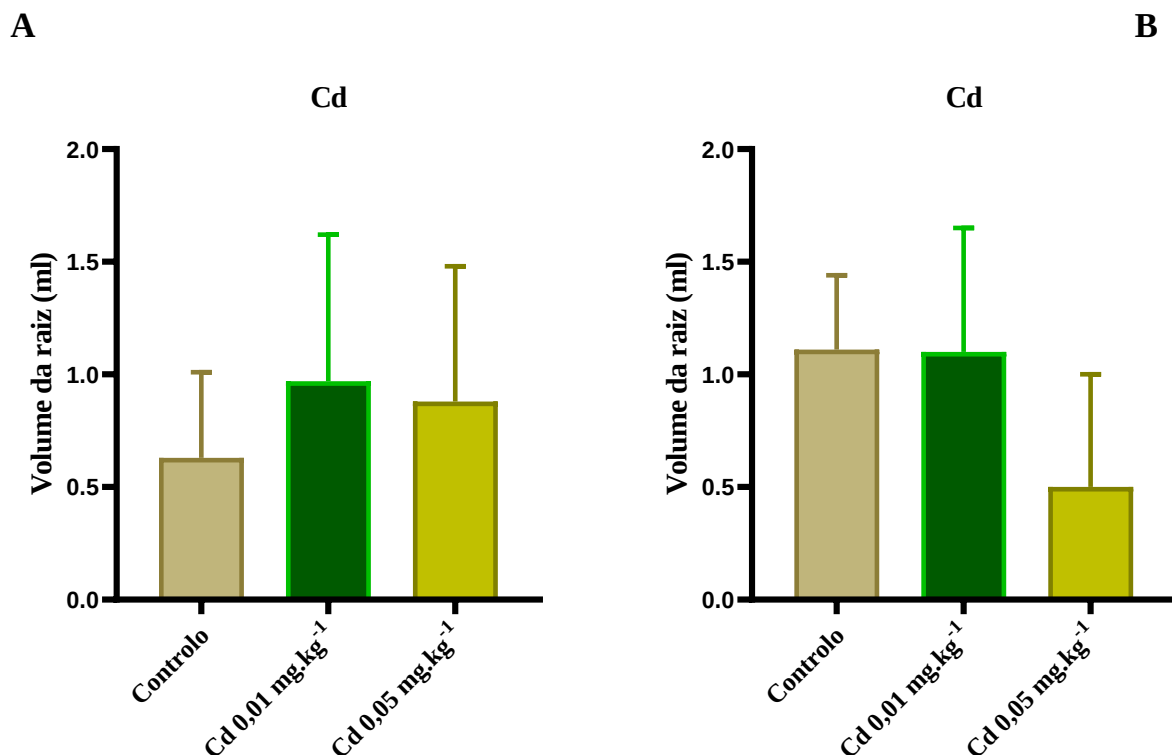


Figura 6: Volume da raiz sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.2.5. Peso seco total da planta

No peso seco total da planta, foram registadas diferenças significativas (ANOVA, *p-value*: 0,027) com a variação das concentrações de Cd na 1ª colheita (Figura 7A).

O tratamento com Cd 0,05 mg.kg⁻¹ registou maior peso seco total da planta em relação aos tratamentos controlo e Cd 0,01 mg.kg⁻¹ (Figura 7A).

As diferenças foram registadas entre o controlo e a concentração de 0,05 mg.kg⁻¹ (Tukey, *p-value*: 0,022).

Foram registadas igualmente diferenças significativas (ANOVA, *p-value*: 0,030) na 2ª colheita para o peso seco total da planta com a variação das concentrações de Cd (Figura 7B).

O tratamento com Cd 0,01 mg.kg⁻¹ registou maior peso seco total da planta em relação aos tratamentos controlo e Cd 0,05 mg.kg⁻¹ (Figura 7B).

As diferenças foram registadas entre o controlo e a concentração de 0,05 mg.kg⁻¹ e entre os tratamentos Cd 0,01 mg.kg⁻¹ e Cd 0,05 mg.kg⁻¹ (Tukey, *p-value*: 0,041; 0,036) respectivamente (Figura 7B).

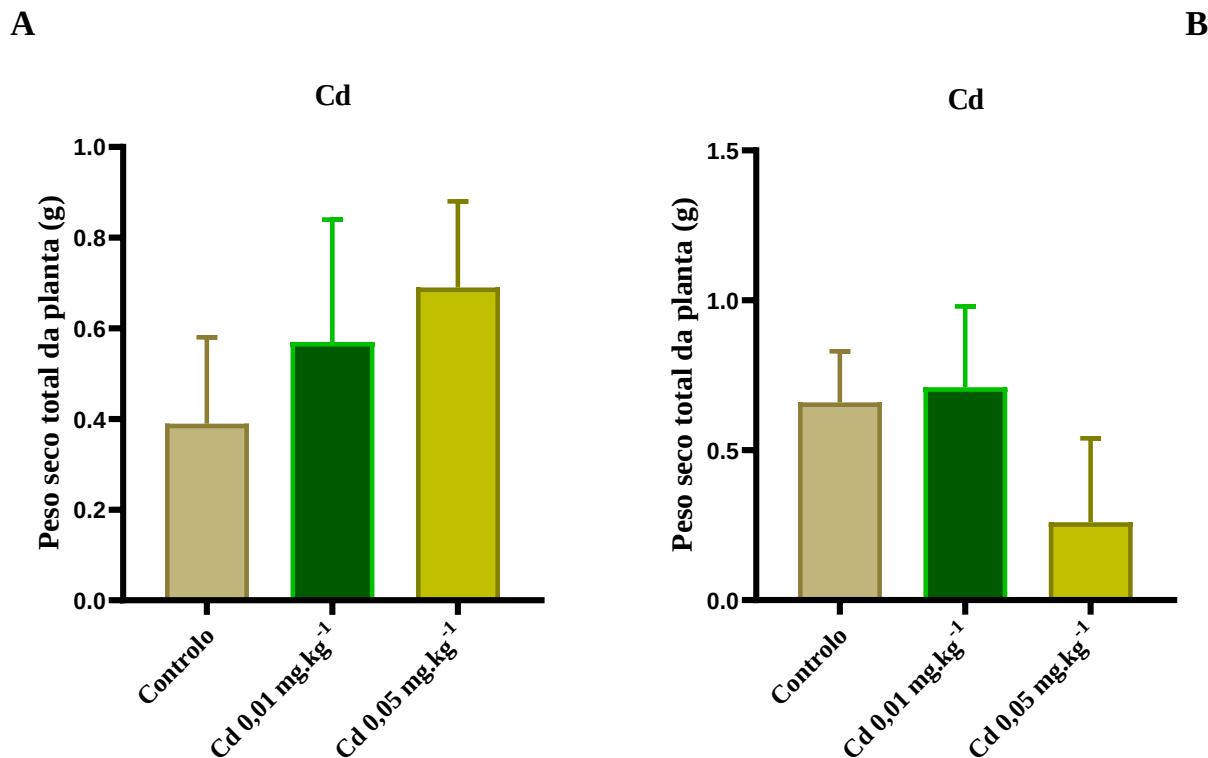


Figura 7: Peso seco total da planta sob o efeito das concentrações de Cd na 1^a colheita **(A)** e na 2^a colheita **(B)** nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.2.6. Peso seco da raiz

Não foram registadas diferenças significativas (ANOVA, *p-value*: 0,266) no peso seco da raiz com a variação das concentrações de Cd na primeira colheita (Figura 8A).

O tratamento com Cd 0,05 mg.kg⁻¹ registou maior peso seco da raiz em relação aos tratamentos controlo e Cd 0,01 mg.kg⁻¹ (Figura 8A).

À semelhança da 1^a colheita, na 2^a colheita, o peso seco da raiz não registou diferenças significativas entre as médias do parâmetro (ANOVA, *p-value*: 0,124) com a variação das concentrações de Cd.

O tratamento com Cd 0,01 mg.kg⁻¹ registou maior peso seco total da planta em relação aos tratamentos controlo e Cd 0,05 mg.kg⁻¹ (Figura 8B).

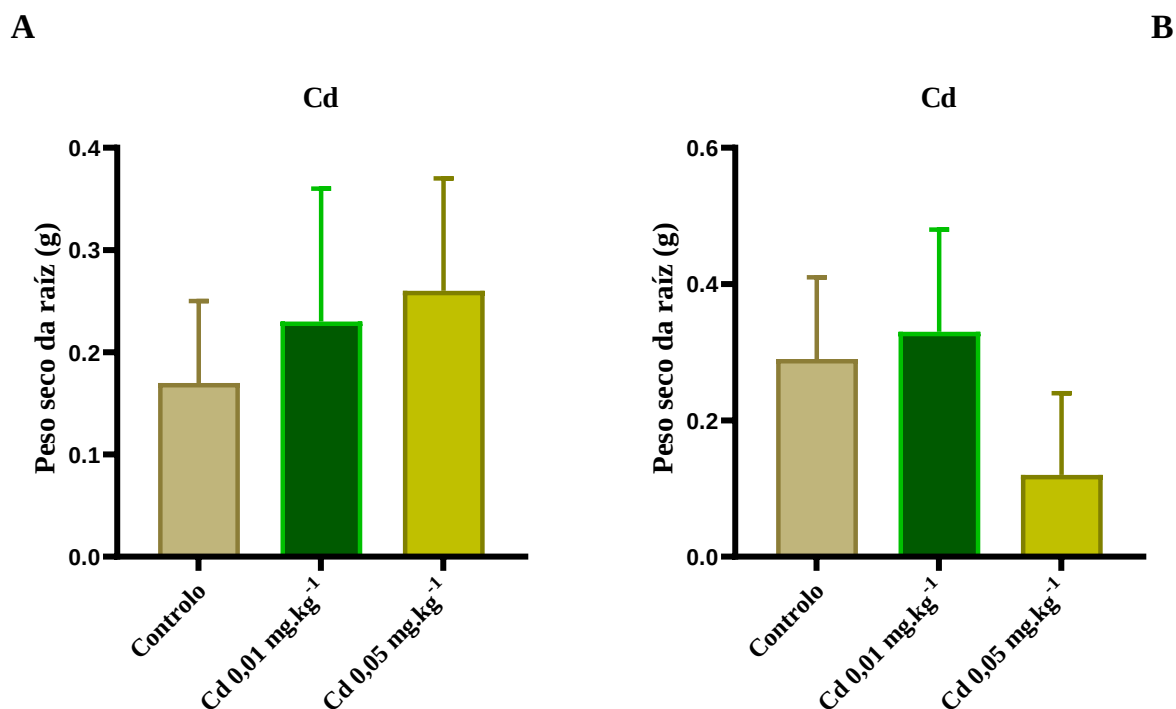


Figura 8: Peso seco da raiz sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita **(A)** e na 2ª colheita **(B)** nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.2.7. Peso seco da folha

O peso seco da folha não apresentou diferenças significativas (ANOVA, *p-value*: 0,097) com a variação das concentrações de Cd na primeira colheita, 30 dias após a contaminação (Figura 9A).

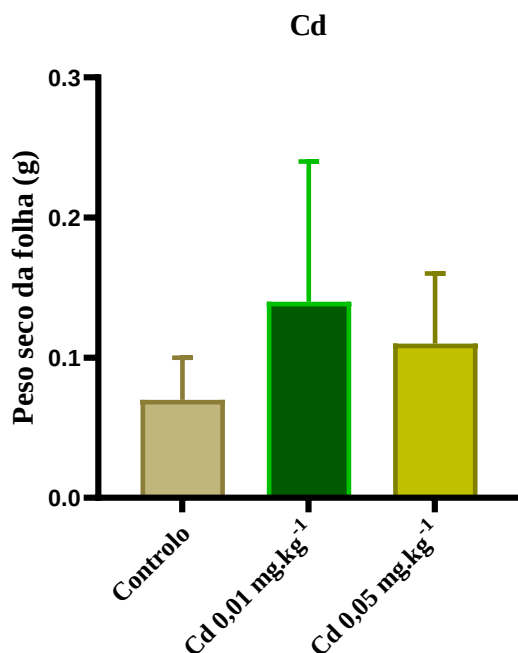
O tratamento controlo registou menor peso seco da folha em relação aos tratamentos de Cd 0,01 mg.kg⁻¹ e Cd 0,05 mg.kg⁻¹.

Diferentemente da 1ª colheita, na 2ª colheita, o peso seco da folha registou diferenças significativas entre as médias do parâmetro (ANOVA, *p-value*: 0,027) com a variação das concentrações de Cd (Figura 9B).

As diferenças foram registadas entre os tratamentos Cd 0,01 mg.kg⁻¹ e Cd 0,05 mg.kg⁻¹ (Tukey, *p-value*: 0,023).

O tratamento com Cd 0,01 mg.kg⁻¹ registou maior peso seco da folha em relação aos tratamentos controlo e Cd 0,05 mg.kg⁻¹ (Figura 9B).

A



B

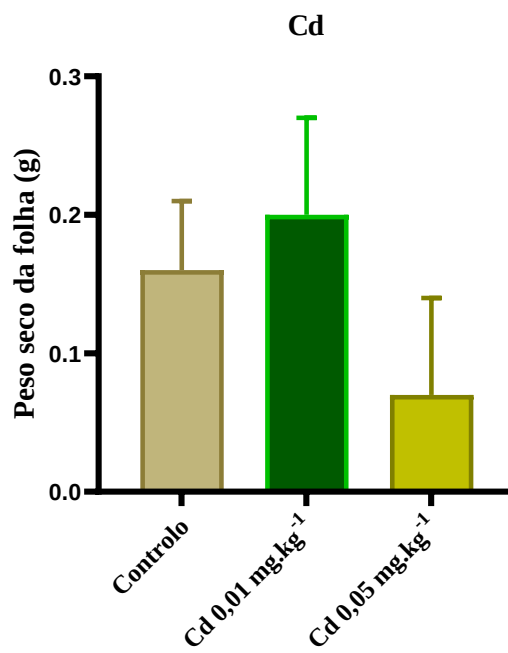


Figura 9: Peso seco da folha sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.2.8. Peso seco do caule

As médias do peso seco do caule diferem significativamente entre si (ANOVA, *p-value*: 0,011), com o aumento e variação das concentrações de Cd no solo na primeira colheita, 30 dias após a contaminação (Figura 10A).

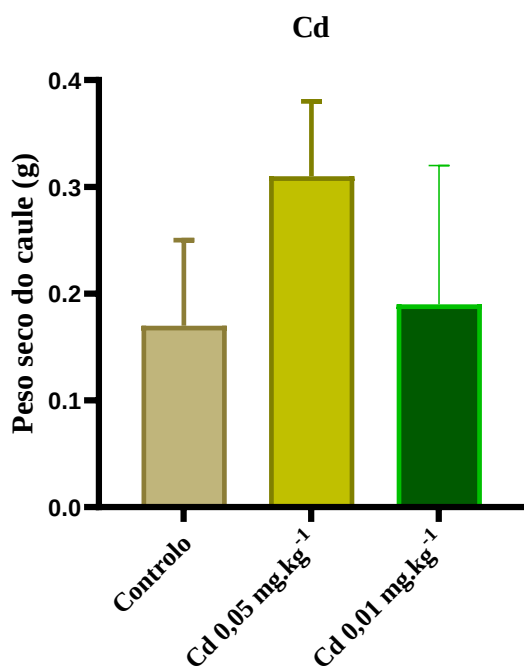
O tratamento com Cd 0,05 mg.kg⁻¹ registou maior peso seco do caule em relação aos tratamentos controlo e Cd 0,01 mg.kg⁻¹ (Figura 10A).

As diferenças foram registadas entre o controlo e a concentração de 0,05 mg.kg⁻¹ e entre os tratamentos de Cd 0,01 mg.kg⁻¹ com Cd 0,05 mg.kg⁻¹ (Tukey, *p-value*: 0,014 ; 0,038) respectivamente.

Diferentemente da 1ª colheita, na 2ª colheita, o peso seco do caule não difere significativamente (ANOVA, *p-value*: 0,075) com a variação das concentrações de Cd.

O controlo apresentou maior peso do caule em relação aos tratamentos Cd 0,05 mg.kg⁻¹ e Cd 0,01 mg.kg⁻¹ (Figura 10B).

A



B

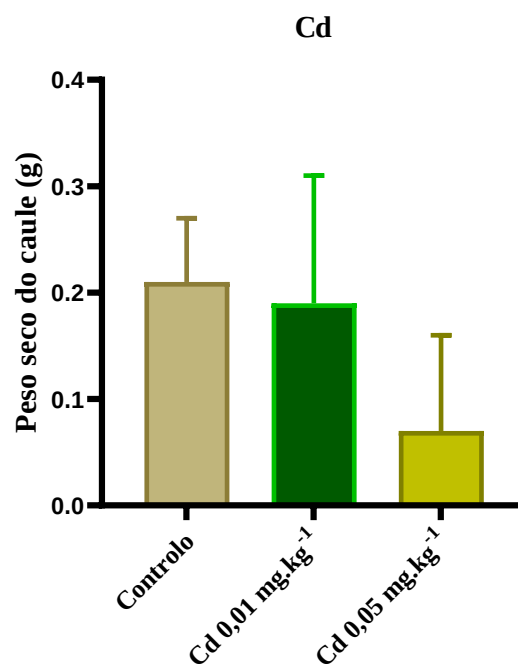


Figura 10: Peso seco do caule sob o efeito das concentrações de Cd na 1ª colheita **(A)** e na 2ª colheita **(B)** nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.3. Tratamento com Crómio

De uma forma geral na 1ª colheita, as médias dos diferentes parâmetros morfológicos analisados não diferem significativamente entre si com a variação das diferentes concentrações de Cr:

- Comprimento total da planta (ANOVA, *p-value*: 0,195);
- Comprimento da raiz (ANOVA, *p-value*: 0,097);
- Número de folhas (ANOVA, *p-value*: 0,471);
- Volume da raiz (ANOVA, *p-value*: 0,127);
- Peso seco total da planta (ANOVA, *p-value*: 0,759);
- Peso seco da raiz (ANOVA, *p-value*: 0,285);
- Peso seco do caule (ANOVA, *p-value*: 0,685);
- Peso seco da folha (ANOVA, *p-value*: 0,808);

Na 2ª colheita todos os parâmetros, registaram maior desempenho no tratamento controlo.

14.3.1. Comprimento total da planta

O tratamento Cr 0,05 mg.kg⁻¹ teve maior comprimento total da planta em relação ao tratamentos controlo e Cr 0,01 mg.kg⁻¹ na 1ª colheita (Figura 11A). A planta apresentou maior desempenho no tratamento Cr 0,05 mg.kg⁻¹.

Diferentemente da 1ª colheita, na 2ª colheita o comprimento total da planta apresentou diferenças significativas (*p-value*: 0,012) com a variação das concentrações de Cr (Figura 11B). As diferenças foram registadas entre o controlo e a concentração de 0,05 mg.kg⁻¹ (Tukey, *p-value*: 0,027).

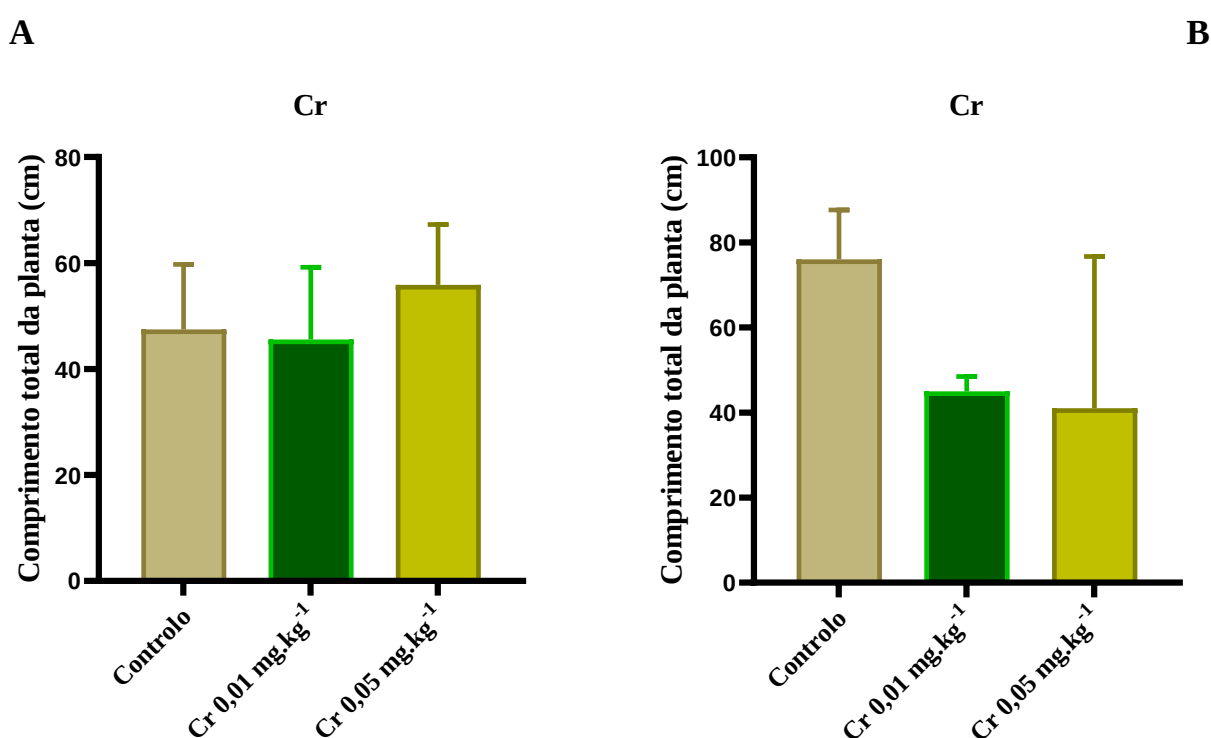


Figura 11: Comprimento total da planta sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita (**A**) e na 2ª colheita (**B**) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.3.2. Comprimento da raiz

Na 1ª colheita (Figura 12A), o tratamento controlo registou maior comprimento da raiz em relação aos tratamentos Cr 0,05 mg.kg⁻¹ e Cr 0,01 mg.kg⁻¹.

À semelhança da 1ª colheita, na 2ª colheita o comprimento da raiz não apresentou diferenças significativas (*p-value*: 0,143) com a variação das concentrações de Cr (Figura 12B).

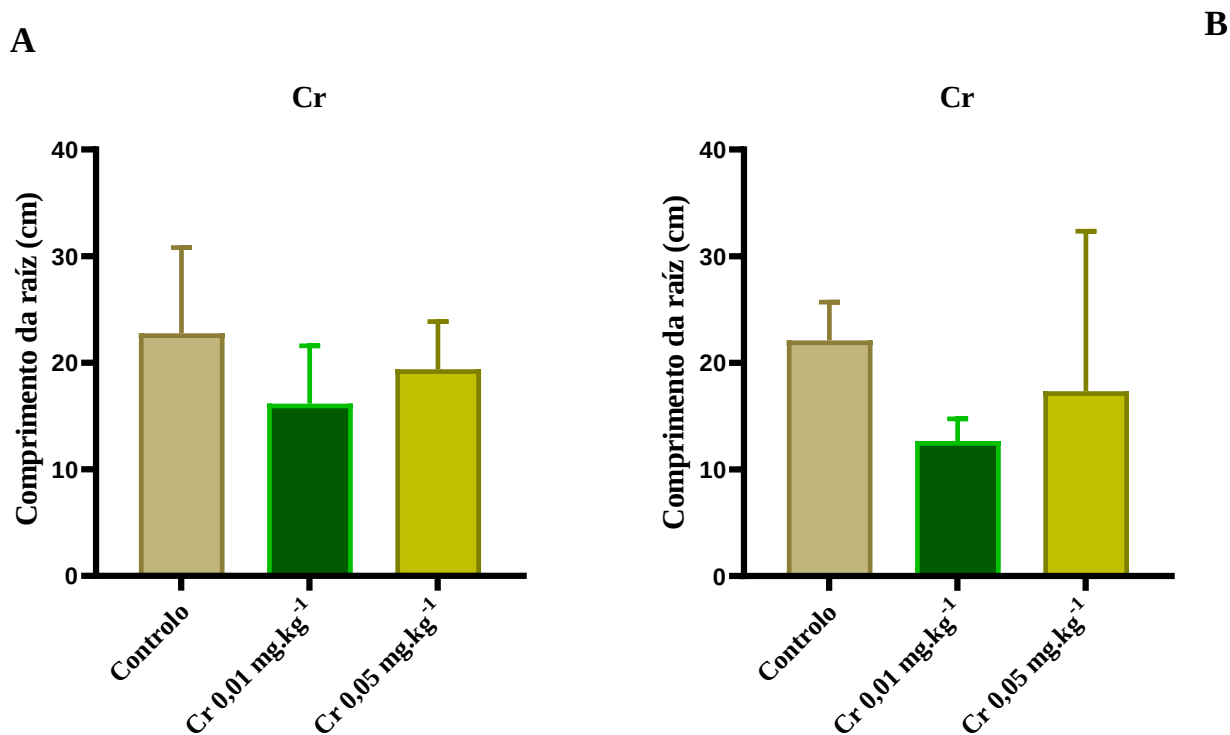


Figura 12: Comprimento da raiz sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.3.3. Número de folhas

O tratamento com Cr 0,01 mg.kg⁻¹ registou maior número de folhas em relação aos tratamentos controlo e Cr 0,05 mg.kg⁻¹ na 1ª colheita (Figura 13A).

Na 2ª colheita o número de folhas apresentou diferenças significativas (*p-value*: 0,022) com a variação das concentrações de Cr (Figura 13B).

As diferenças foram registadas entre o controlo e a concentração de 0,05 mg.kg⁻¹ (*Tukey, p-value*: 0,032).

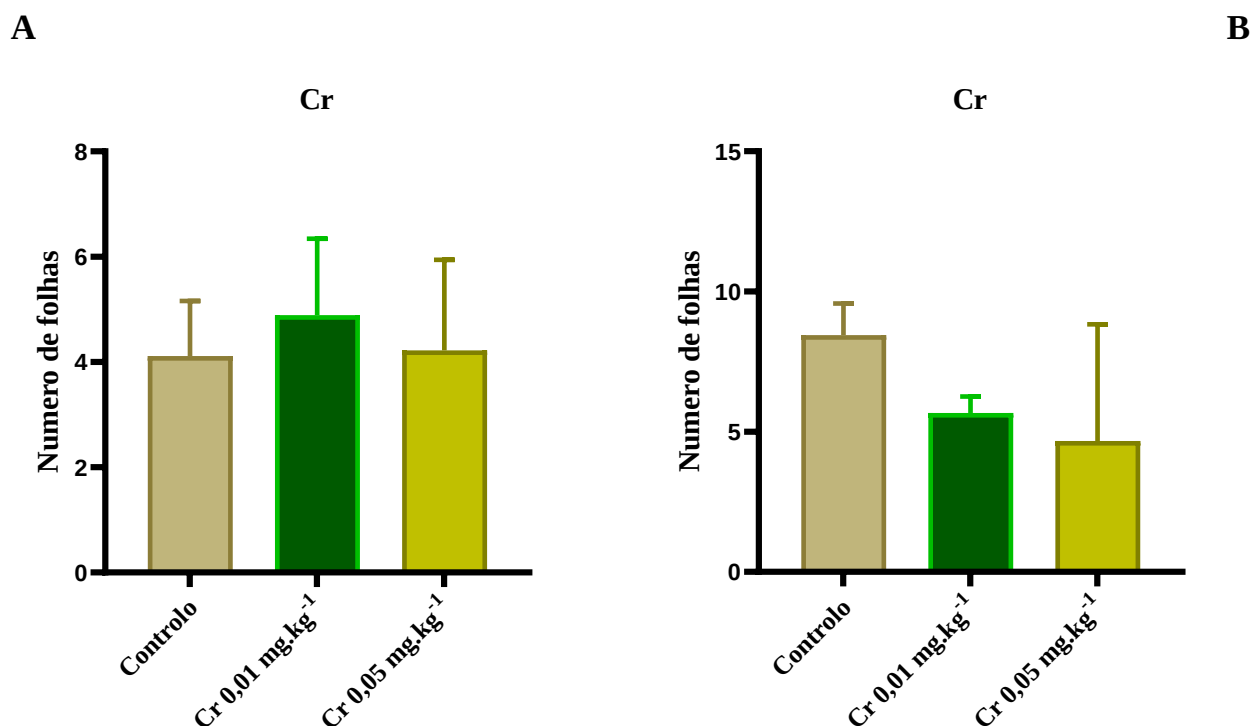


Figura 13: Número de folhas sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita **(A)** e na 2ª colheita **(B)** nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.3.4. Volume da raiz

O controlo teve menor volume da raiz em relação ao tratamento com Cr 0,01 mg.kg⁻¹ e Cr 0,05 mg.kg⁻¹ (Figura 14A). Diferentemente da 1ª colheita, na 2ª colheita o volume da raiz apresentou diferenças significativas (*p-value*: 0,011) com a variação das concentrações de Cr (Figura 14B).

As diferenças foram registadas entre o controlo e a concentração de 0,01 mg.kg⁻¹ (*Tukey, p-value*: 0,024).

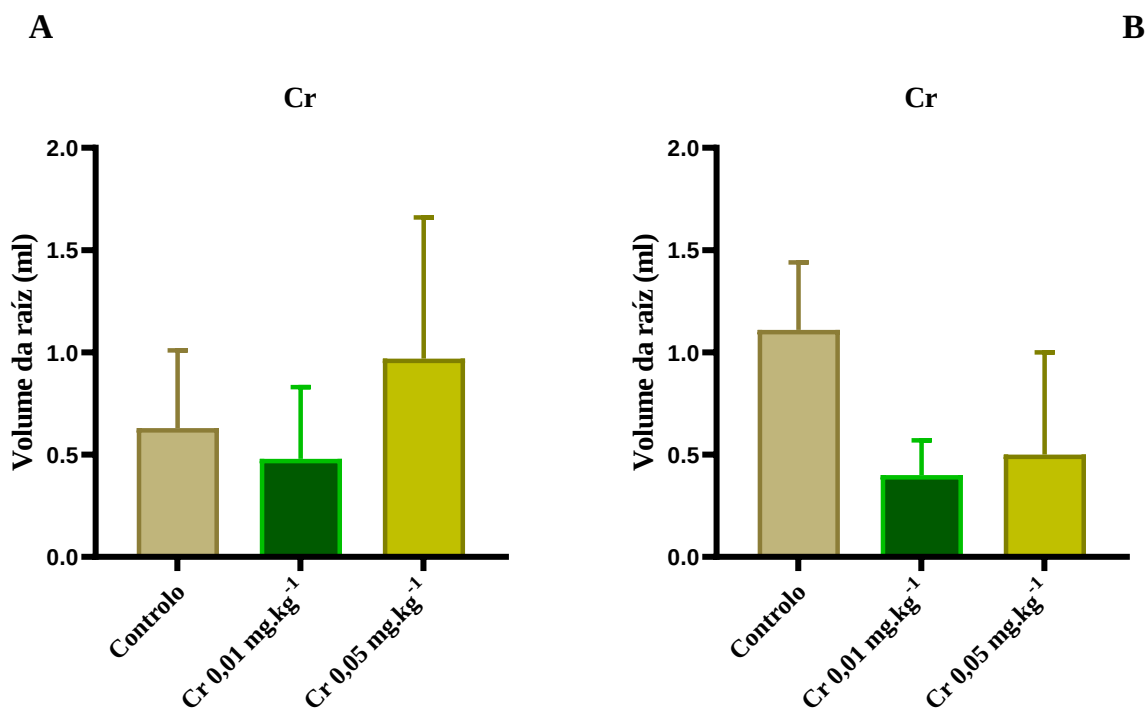


Figura 14: Volume da raiz sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita **(A)** e na 2ª colheita **(B)** nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.3.5. Peso seco total da planta

O tratamento com Cr 0,05 mg.kg⁻¹ registou maior peso seco total da planta em relação aos tratamentos controlo e Cr 0,01 mg.kg⁻¹ na 1ª colheita (Figura 15A).

O peso seco total da planta, na 2ª colheita (Figura 15B) registou diferenças significativas (*p*-value: 0,014), com a variação das concentrações de Cr.

As diferenças foram registadas entre o controlo e a concentração de 0,01 mg.kg⁻¹ (Tukey, *p*-value: 0,024).

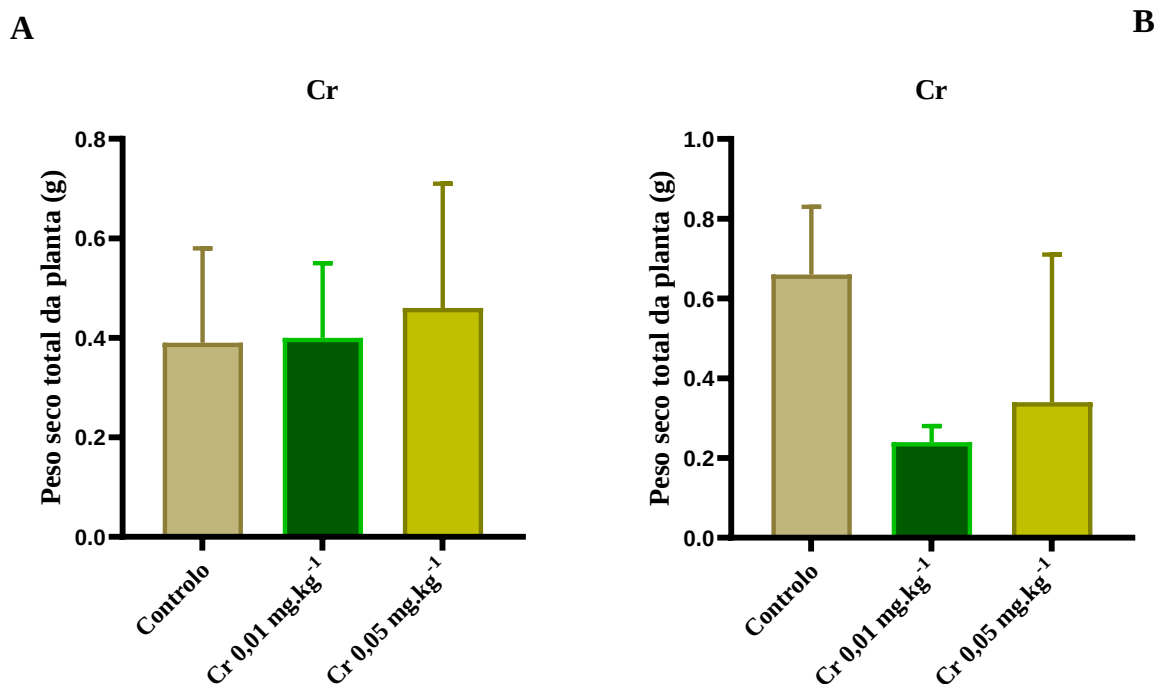


Figura 15: Peso seco total da planta sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita (**A**) e na 2ª colheita (**B**) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.3.6. Peso seco da raiz

O tratamento com Cr 0,05 mg.kg⁻¹ registou maior peso seco da raiz em relação aos tratamentos controlo e Cr 0,01 mg.kg⁻¹ na 1ª colheita (Figura 16A).

Diferentemente da 1ª colheita, na 2ª colheita (Figura 16B) o peso seco da raiz apresentou diferenças significativas (*p-value*: 0,034) com a variação das concentrações de Cr.

A análise de variância (ANOVA) registou diferenças significativas, porém o teste de *Tukey* não identificou diferenças significativas entre os pares de tratamentos.

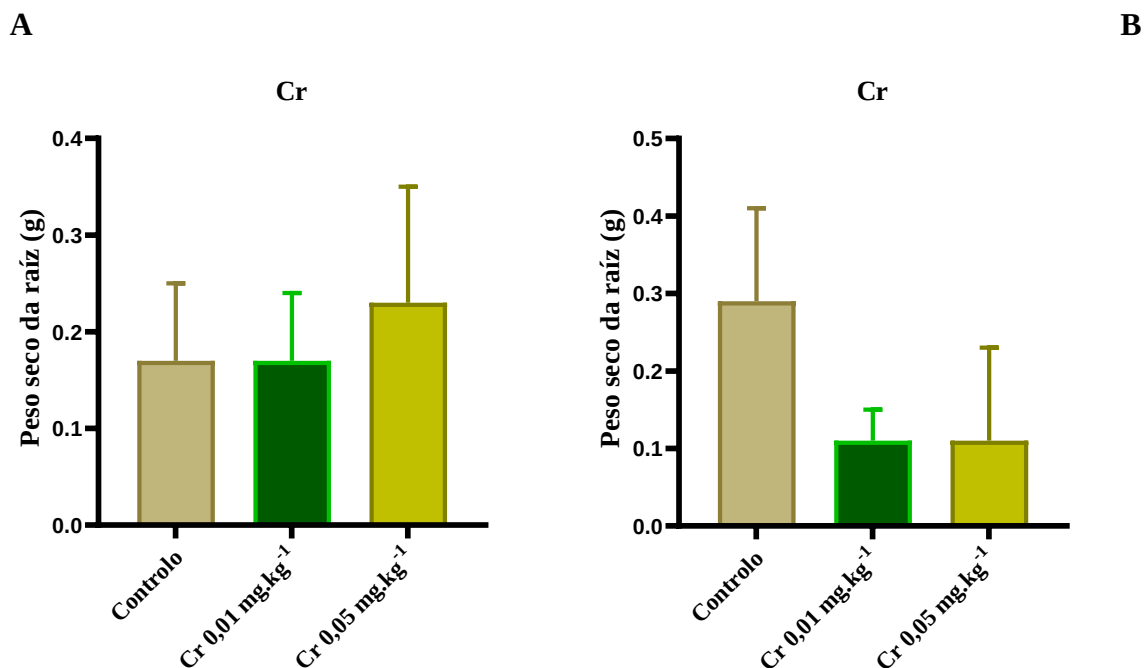


Figura 16: Peso seco da raiz sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita **(A)** e na 2ª colheita **(B)** nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.3.7. Peso seco da folha

O tratamento Cr 0,01 mg.kg⁻¹ registou maior peso seco da folha em relação aos tratamentos controlo e Cr 0,05 mg.kg⁻¹ na 1ª colheita (Figura 17A).

O peso seco da folha, na 2ª colheita (Figura 17B) registou diferenças significativas (*p-value*: 0,038), com a variação das concentrações de Cr.

O teste de *Tukey* não identificou diferenças significativas entre os pares de tratamentos, mesmo que a análise de variância (*ANOVA*)

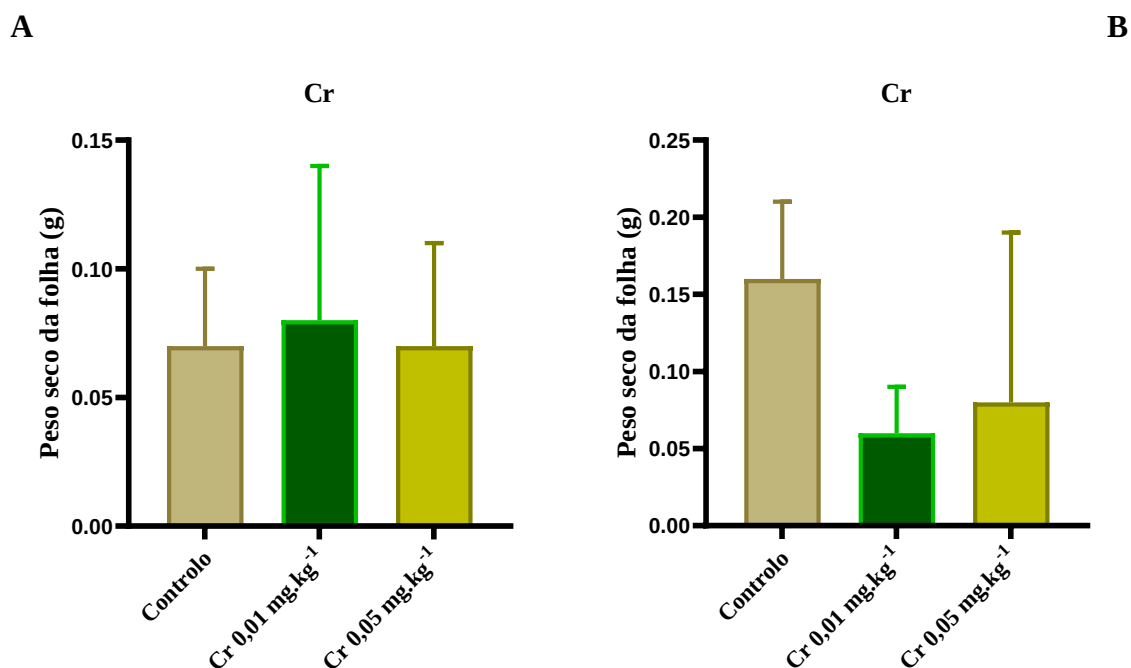


Figura 17: Peso seco da folha sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita **(A)** e na 2ª colheita **(B)** nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.3.8. Peso seco do caule

O tratamento controlo registou maior peso seco do caule em relação aos tratamentos Cr 0,01 mg.kg⁻¹ e Cr 0,05 mg.kg⁻¹ nas 2 colheitas (Figura 18).

À semelhança da 1ª colheita, na 2ª colheita (Figura 18B) o peso seco do caule não apresentou diferenças significativas (*p-value*: 0,051) com a variação das concentrações de Cr.

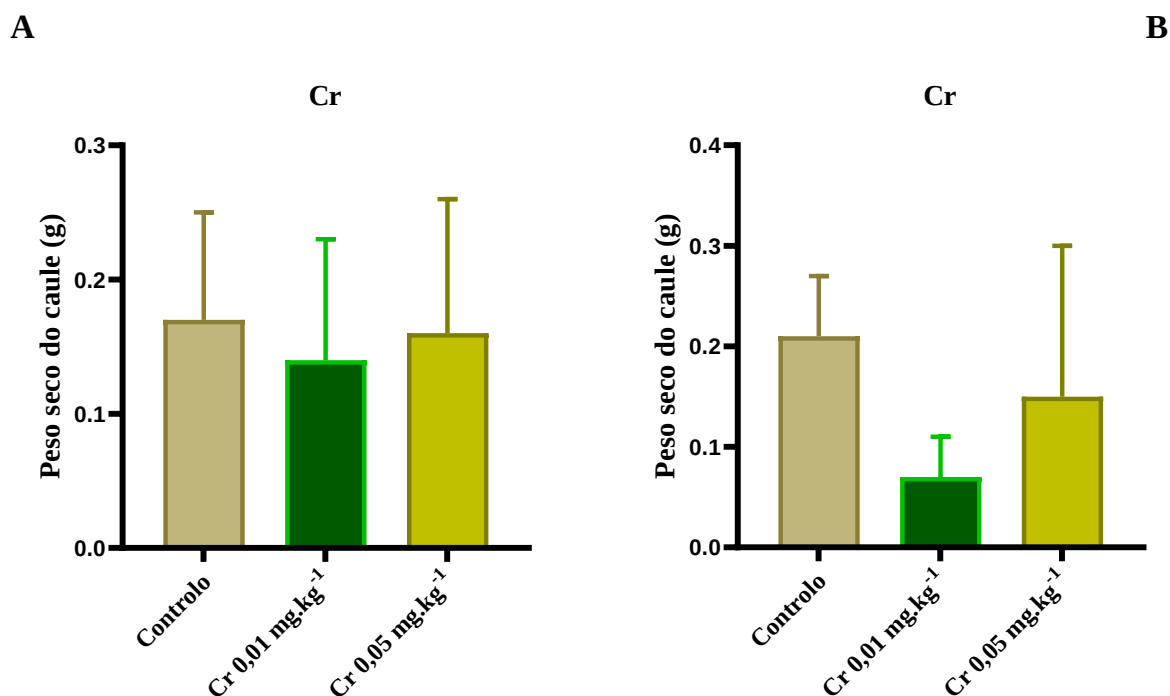


Figura 18: Peso seco do caule sob o efeito das concentrações de Cr na 1ª colheita (A) e na 2ª colheita (B) nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹.

14.4. Comparação dos parâmetros de crescimento em função das 2 colheitas

Para o Cd, não foram registadas diferenças significativas entre as médias do comprimento total da planta, do comprimento da raiz, do volume da raiz (*t-student*, *p-value*: 0,548; 0,459; 0,553), respectivamente (Figura 19). Os pesos secos nomeadamente: peso seco total da planta, do peso seco do caule e do peso seco da raiz (*t-student*, *p-value*: 0,459; 0,114; 0,114) respectivamente, não registaram diferenças significativas entre as médias das duas colheitas (Figura 20).

O número de folhas (Figura 19) e o peso seco da folha (Figura 20), registaram diferenças entre as médias das duas colheitas (*t-student*, *p-value*: 0,003; 0,039), respectivamente.

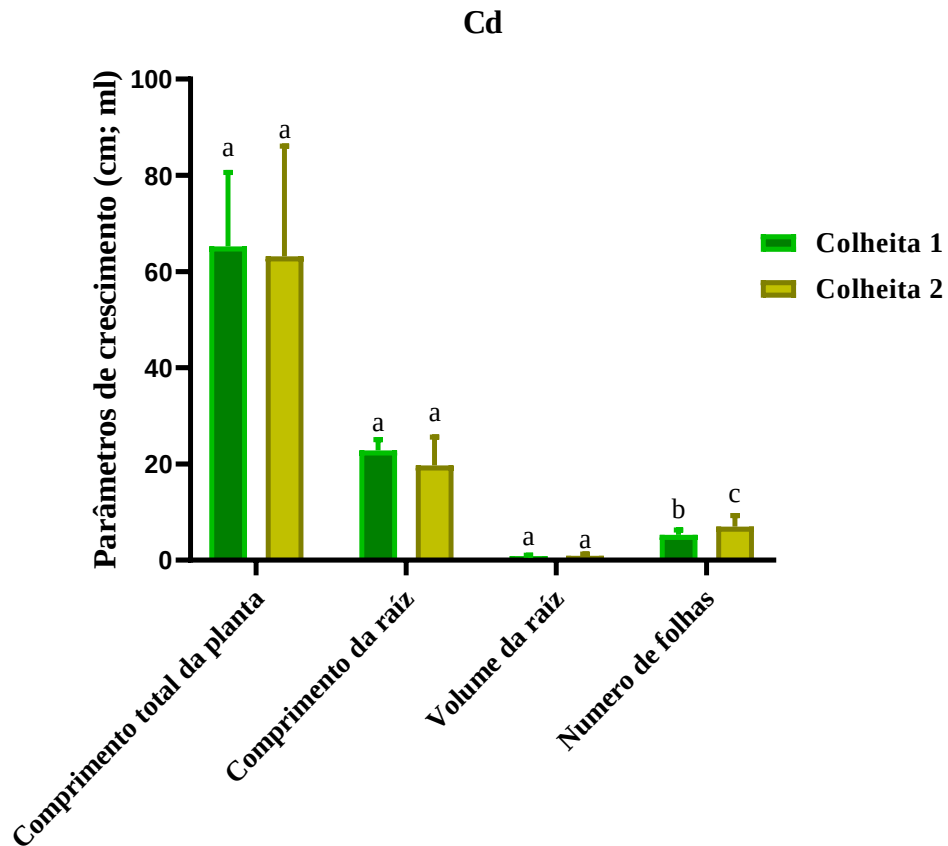


Figura 19: Comparação dos parâmetros de crescimento entre as 2 colheitas, nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹ de Cd. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras diferentes (a, b, c,) horizontalmente demonstram diferenças significativas entre as médias.

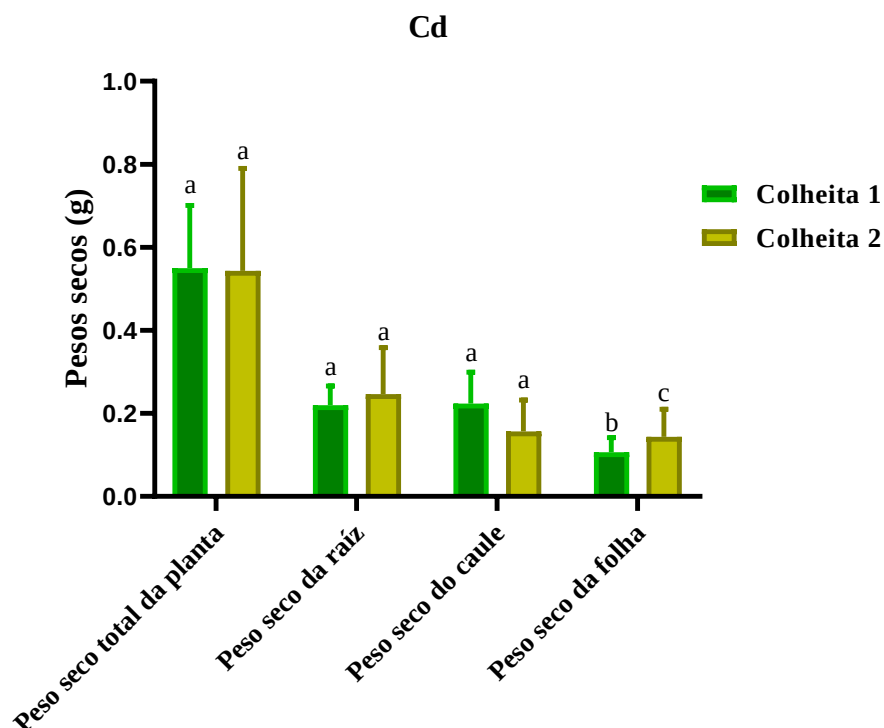


Figura 20: Comparação dos pesos secos entre as 2 colheitas, nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹ de Cd. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras diferentes (a, b, c,) horizontalmente demonstram diferenças significativas entre as médias.

Para o Cr, no comprimento da raiz, no volume da raiz (Figura 21), no peso seco da planta, no peso seco do caule e no peso seco da raiz (Figura 22) não foram registadas diferenças significativas das médias, entre as duas colheitas (*t-student*, *p-value*: 0,938; 0,348; 0,195; 0,629; 0,508), respectivamente.

Diferentemente, o comprimento total da planta, o número de folhas (Figura 21), e o peso seco da folha (Figura 22) registaram diferenças significativas entre as médias as duas colheitas (*t-student*, *p-value*: 0,022; 0,00004; 0,008) respectivamente.

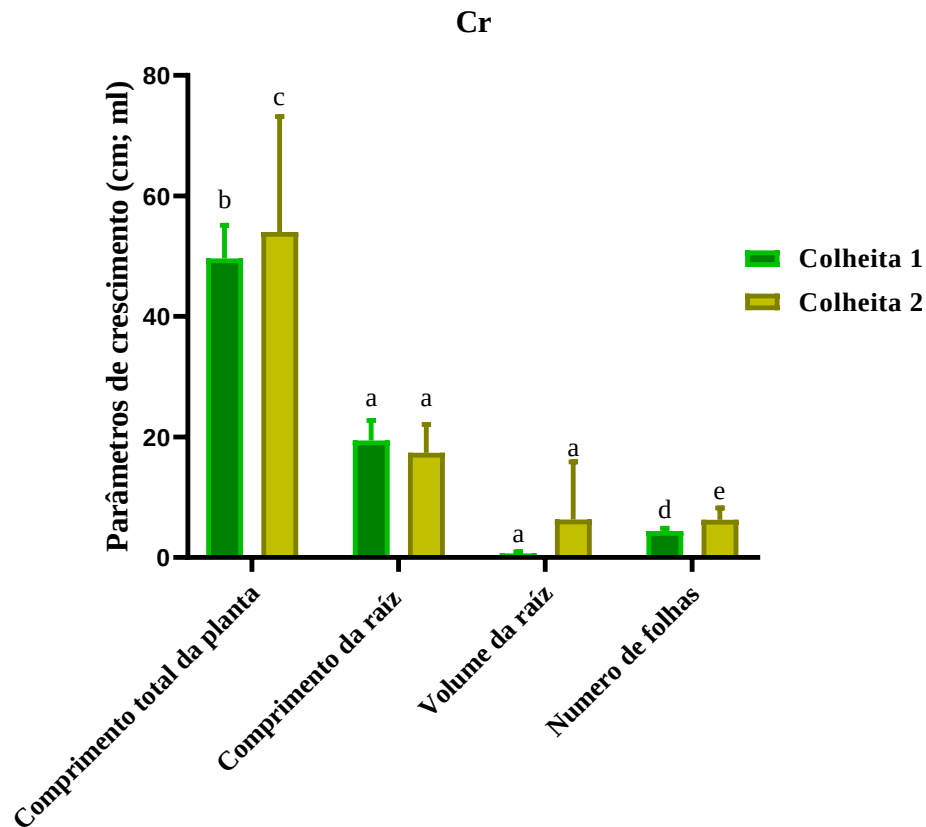


Figura 21: Comparação dos parâmetros de crescimento entre as 2 colheitas, nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹ de Cr. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras diferentes (a, b, c, d, e) horizontalmente demonstram diferenças significativas entre as médias.

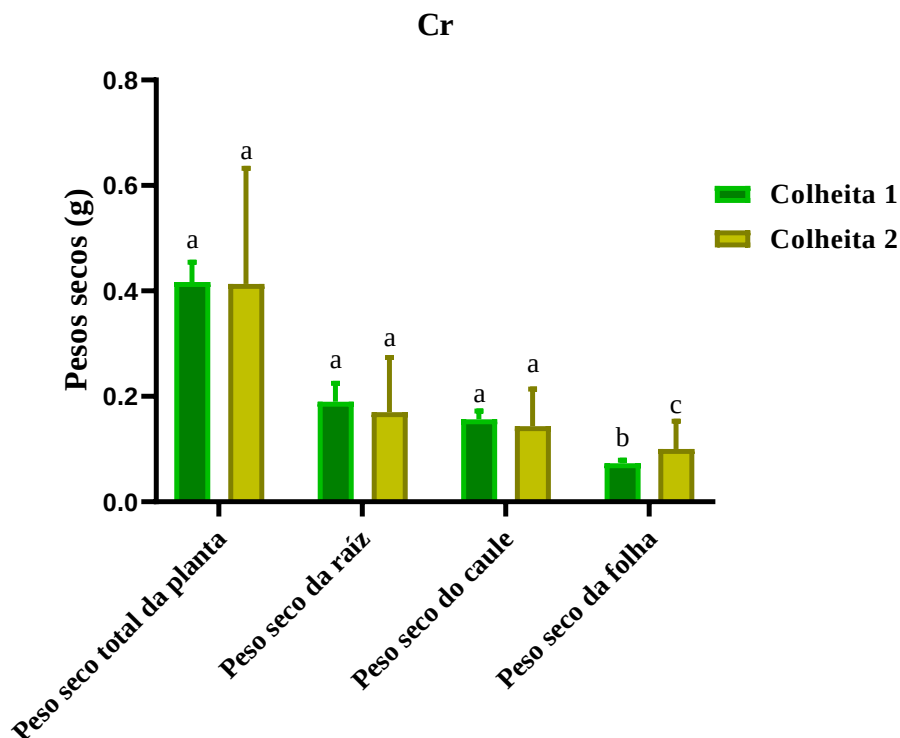


Figura 22 : Comparação dos pesos secos entre as 2 colheitas, nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹ de Cr. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras diferentes (a, b, c) horizontalmente demonstram diferenças significativas entre as médias.

14.5. Comparação dos parâmetros de crescimento em função dos 2 metais

14.5.1. 1ª Colheita

O comprimento total da planta (Figura 23), o peso seco total da planta, o peso da folha e o peso seco do caule (Figura 24), diferiram significativamente (*t-student*; *p-value*: 0,002; 0,033; 0,043; 0,016) nas médias entre os dois metais, respectivamente.

O comprimento da raiz, o número de folhas, o volume da raiz (Figura 23) e o peso seco da raiz (Figura 24), não apresentaram diferenças significativas nas médias entre os dois metais (*t-student*; *p-value*: 0,091; 0,125; 0,367; 0,306), respectivamente.

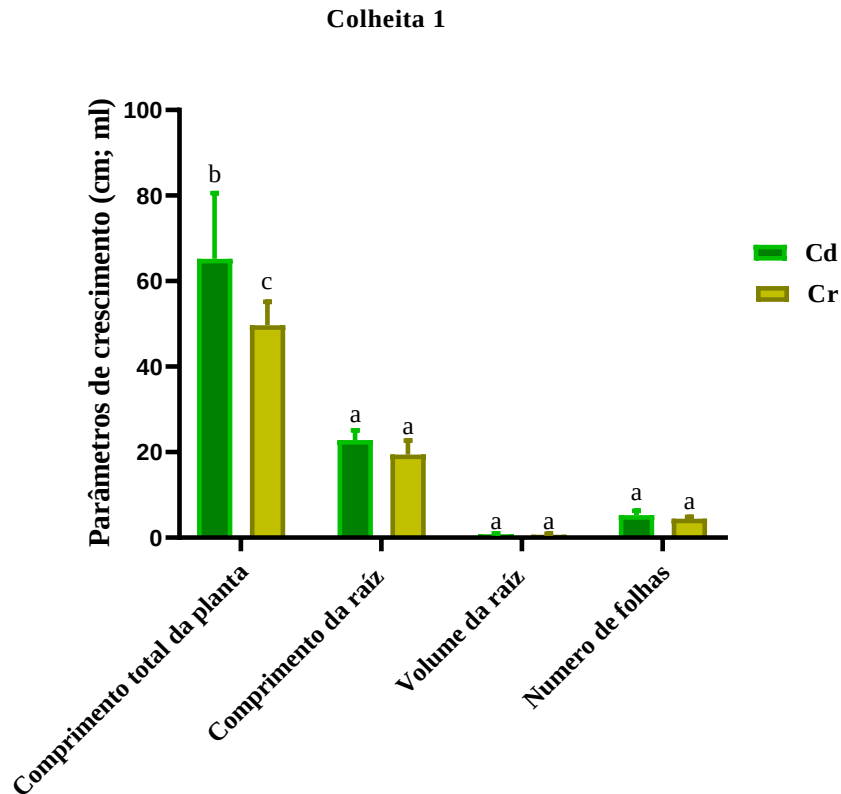


Figura 23 : Comparação dos parâmetros de crescimento entre os 2 metais (Cd e Cr), na 1ª colheita. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras diferentes (a, b, ou c) horizontalmente demonstram diferenças significativas entre as médias.

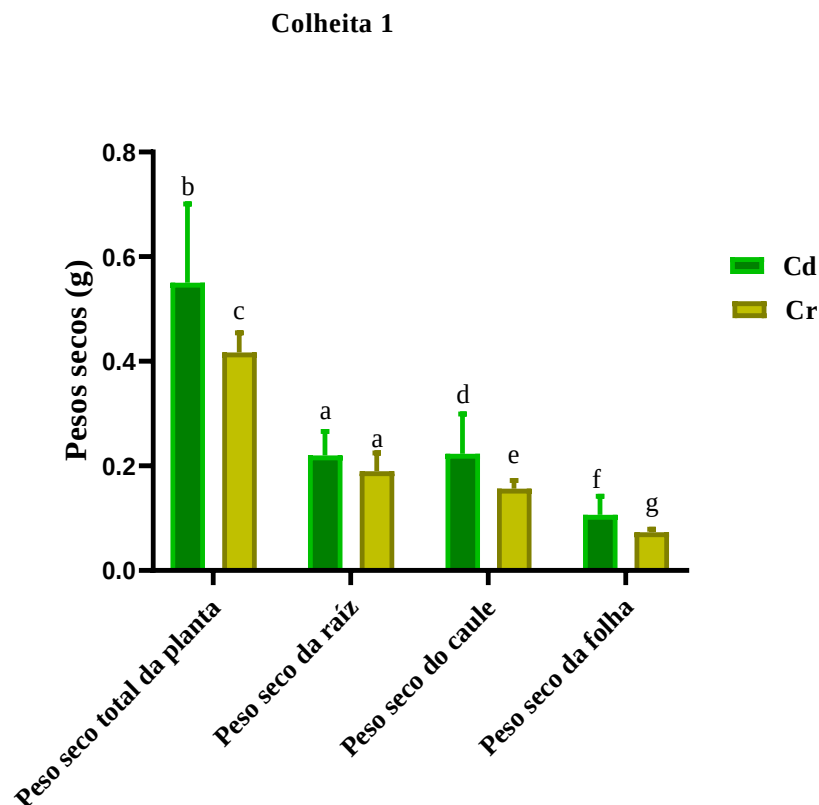


Figura 24: Comparação dos pesos secos entre os 2 metais (Cd e Cr), na 1ª colheita. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras diferentes (a, b, c, d, e, f ou g) horizontalmente demonstram diferenças significativas entre as médias.

14.5.2. 2ª Colheita

Não foram registadas diferenças significativas em nenhum dos parâmetros, entre os dois metais ($p\text{-value} > 0,05$) (Figuras 25 e 26).

Significando que os parâmetros morfológicos da *Chloris virgata*, mantiveram um comportamento semelhante perante as concentrações dos dois metais.

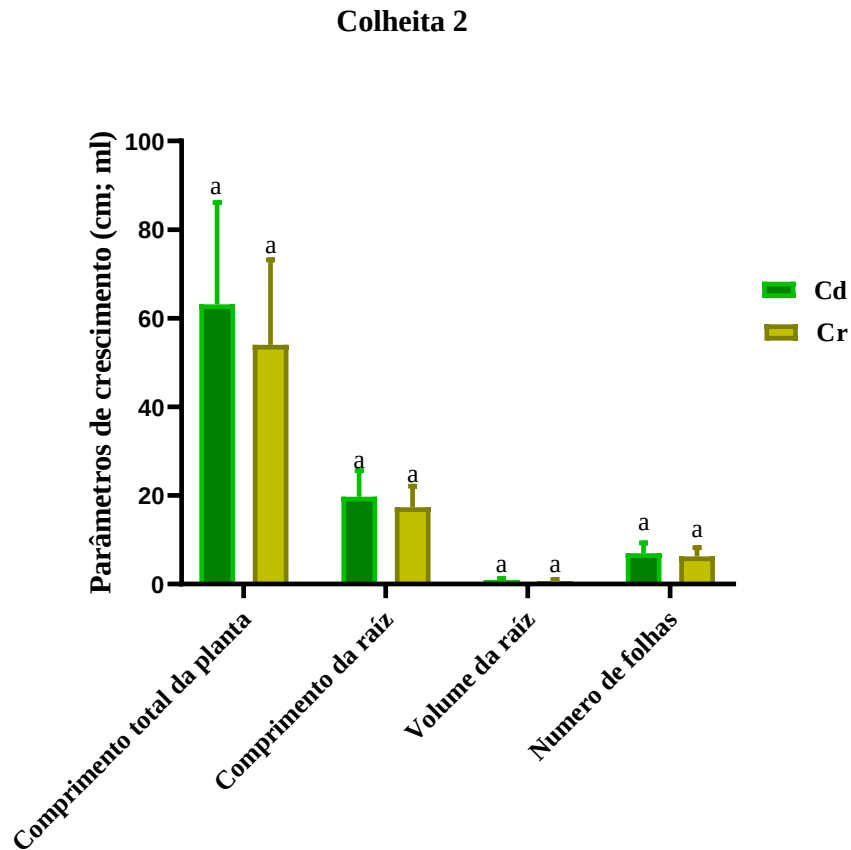


Figura 25 : Comparação dos parâmetros de crescimento entre os 2 metais (Cd e Cr), na 2^a colheita. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras iguais (a) horizontalmente demonstram a ausência de diferenças significativas entre as médias.

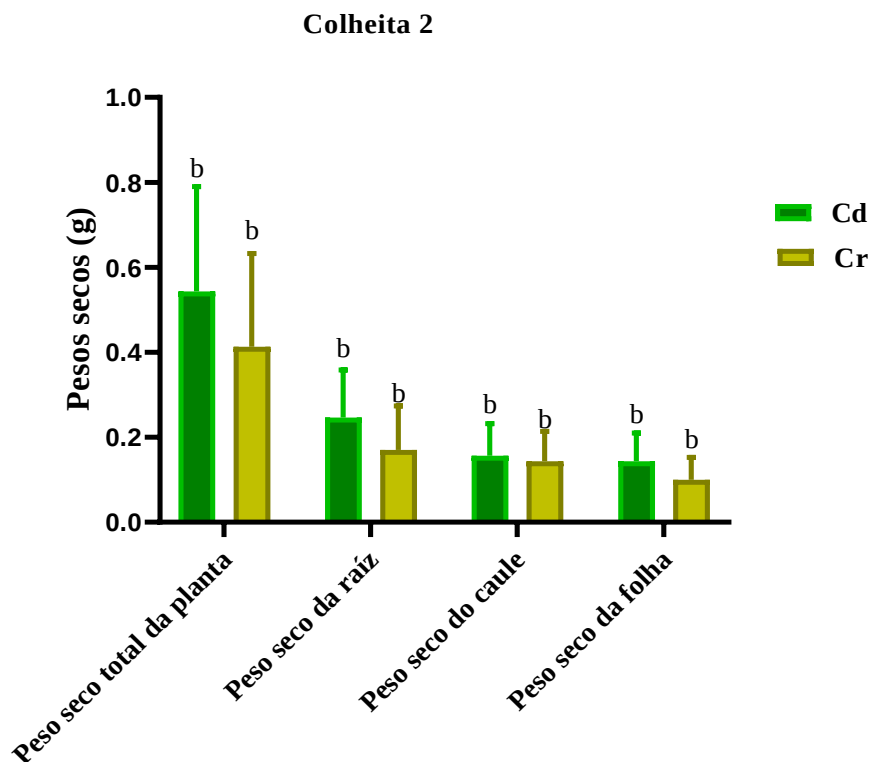


Figura 26 : Comparação dos pesos secos entre os 2 metais (Cd e Cr), na 2ª colheita. As médias das plantas são representadas pelas barras. Barras com letras iguais (b) horizontalmente demonstram a ausência de diferenças significativas entre as médias.

14.6. Concentração dos metais pesados no solo e nos tecidos

As análises realizadas, registaram diferenças significativas entre as médias dos tecidos aéreos (ANOVA, p -value: 0,00001), para o metal Cd (Tabela 7).

As diferenças foram registadas entre os tratamentos controlo e Cd 0,01 mg.kg⁻¹ e entre o controlo e Cd 0,05 mg.kg⁻¹ (Tukey, p -value: 0,0001; 0,0001), respectivamente.

As médias do solo e da raiz não diferem significativamente (p -value: 0,446; 0,378), respectivamente.

Para o Crómio, as folhas e as raízes apresentam diferenças significativas (p -value: 0,00001; 0,0001), respectivamente (Tabela 7)

Essas diferenças nas folhas apresentaram-se entre os tratamentos controlo e Cr 0,01 mg.kg⁻¹ e entre o controlo e Cr 0,05mg/kg (Tukey; p -value: 0,0001; 0,0001), respectivamente.

Nas raízes essas diferenças foram observadas entre os tratamentos controlo e Cr 0,01 mg.kg⁻¹ e entre o controlo e Cr 0,05 mg.kg⁻¹ (Tukey; p -value: 0,008; 0,001), respectivamente.

Tabela 7: Concentração dos metais pesados no solo e nos tecidos da *Chloris virgata* nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹ de Cd e Cr.

Cádmio				
	Controlo	0.01 mg.kg ⁻¹	0.05 mg.kg ⁻¹	P-value
Folhas	0.03±0.06 ^a	0.38±0.002 ^b	0.39±0.006 ^b	0.00001
Raizes	NA**	0.38±0.006 ^b	0.38±0.004 ^b	0.3
Solo	0.02±0.00 ^c	0.04±0.01 ^c	0.07±0.02 ^c	0.446367

Crómio				
	Controlo	0.01 mg.kg ⁻¹	0.05 mg.kg ⁻¹	P-value
Folhas	0.04±0.04 ^a	0.24±0.03 ^b	0.22±0.02 ^b	0.00001
Raizes	0.07±0.04 ^a	0.21±0.02 ^c	0.29±0.13 ^c	0.00129
Solo	0.08±0.00 ^a	0.09±0.03 ^a	0.11±0.4 ^a	0.04

Os valores representados com letras (a, b, c) diferentes horizontalmente demonstram diferenças significativas entre as médias. NA** significa: abaixo do limite de detecção.

14.7. Correlação dos metais no solo com os parâmetros de crescimento das plantas

Os parâmetros de crescimento das plantas submetidas aos tratamentos com Cd 0,01 mg.kg⁻¹ e Cd 0,05 mg.kg⁻¹, apresentaram na sua maioria uma correlação positiva, porém o peso seco do caule apresentou uma correlação negativa (Tabela 8). Os mesmos resultados foram obtidos para o Cr 0,01 mg.kg⁻¹ e Cr 0,05 mg.kg⁻¹.

Tabela 8: Correlação entre os parâmetros de crescimento da *Chloris virgata* e as concentrações de Cd e Cr no solo.

r: Concentração no solo e parâmetros de crescimento				
Parâmetros	Cádmio		Crómio	
	0.01 mg.kg⁻¹	0.05 mg.kg⁻¹	0.01 mg.kg⁻¹	0.05 mg.kg⁻¹
Comprimento total da planta	r = 0,9713	r = 0,7280	r = 0,9177	r = 0,9448
Comprimento da raiz	r = 0,8873	r = 0,0958	r = 0,9521	r = 0,9266
Número de folhas	r = 0,5936	r = 0,9982	r = 0,4503	r = 0,5156
Volume da raiz	r = 0,8040	r = 0,0602	r = 0,8929	r = 0,8568
Peso seco total da planta	r = 0,9687	r = 0,7352	r = 0,9134	r = 0,9413
Peso seco da folha	r = 0,9756	r = 0,7151	r = 0,9249	r = 0,9507
Peso seco do caule	r = - 0,9793	r = - 0,3414	r = - 0,9983	r = - 0,9912
Peso seco da raiz	r = 0,9817	r = 0,6940	r = 0,9358	r = 0,9595

14.8. Factores de bioconcentração, bioacumulação e translocação

Para o Cd 0,01 mg.kg⁻¹ todos os factores: bioconcentração (BCF), bioacumulação (BAF) e translocação (TF) foram maiores ou iguais a 1 (Figura 27), no qual apresentaram os seguintes valores respectivamente: 9,85; 9,86 e 1,00. Para o tratamento com Cd 0,05 mg.kg⁻¹, igualmente

os factores BCF, BAF e TF apresentaram valores maiores que 1, respectivamente: 5,30; 5,38 e 1,01.

Para o Cr 0,01 mg.kg⁻¹, os factores de bioconcentração (BCF), bioacumulação (BAF) e translocação (TF), apresentaram os seguintes valores, respectivamente: 2,42; 2,78 e 1,15 (Figura 27).

Para o Cr 0,05 mg.kg⁻¹, o factor de translocação apresentou um valor menor que 1 igual a 0,75, contrariamente, os valores dos factores de bioconcentração (BCF) e de bioacumulação (BAF) foram maiores que 1, respectivamente: 2,74 e 2,05 (Figura 27).

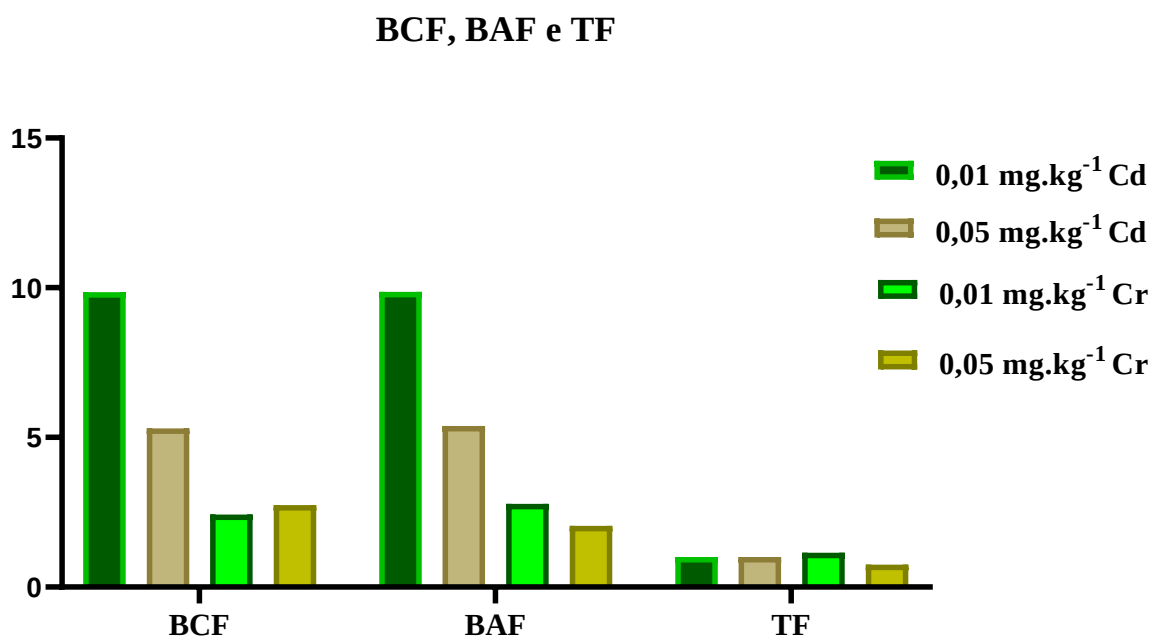


Figura 27: Factores de bioconcentração, bioacumulação e translocação em *Chloris virgata*, nos tratamentos com 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹ de Cd e Cr.

14.9. Risco ecológico

O índice de poluição (PI) para o crómio (Figura 28A) apresentou os seguintes valores: 0,0138 e 0,0169 para os tratamentos com 0,01 mg.kg⁻¹ de Cr e 0,05 mg.kg⁻¹ de Cr, respectivamente.

De acordo com os valores apresentados, o risco de poluição é negligenciável ($PI \leq 1$).

Para o Cd o índice de poluição (PI) é igualmente negligenciável ($PI \leq 1$), apresentando os seguintes valores: 0,0053 para o tratamento com 0,01 mg.kg⁻¹ de Cd e 0,0093 para o tratamento com 0,05 mg.kg⁻¹ de Cd (Figura 28A).

O Cr apresentou valores do índice de risco ecológico negligenciáveis ($Er \leq 40$), 0,2368 e 0,2894 para os tratamentos com 0,01 mg.kg⁻¹ de Cr e 0,05 mg.kg⁻¹ de Cr, respectivamente (Figura 28B).

Para o Cd o índice de risco ecológico foi negligenciável ($Er \leq 40$), apresentando os valores de 0,444 e 0,777 para os tratamentos com 0,01 mg.kg⁻¹ de Cd e 0,05 mg.kg⁻¹ de Cd, respectivamente (Figura 28B).

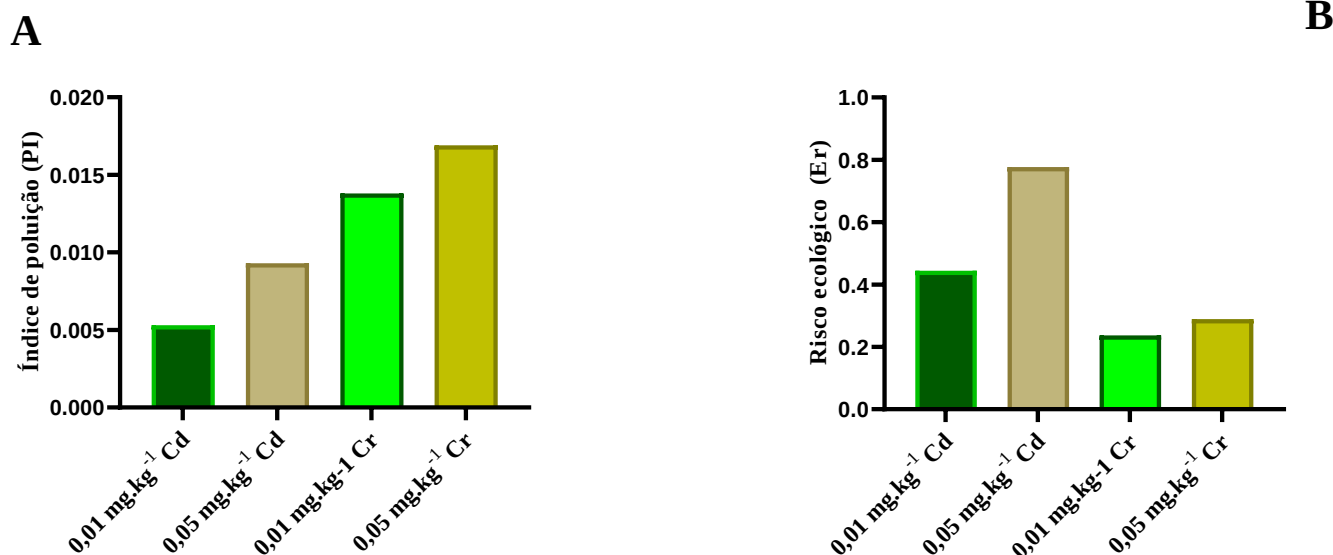


Figura 28: Índice de poluição **(A)** e Potencial risco ecológico **(B)** do Cd e Cr, em concentrações de 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹ no solo.

15. Discussão

15.1. Cádmio

Altas concentrações de metais pesados, têm afectado os parâmetros morfológicos das espécies vegetais influenciando negativamente no seu desenvolvimento.

O Cádmio é um dos metais pesados com efeito fitotóxico, causa alterações morfológicas, fisiológicas e bioquímicas quando absorvido pelas plantas em grandes quantidades. Os parâmetros morfológicos e outros indicadores fisiológicos são frequentemente utilizados para

avaliar a eficiência das espécies vegetais em acumular e tolerar os metais pesados (Monteiro *et al.*, 2009; Rizwan *et al.*, 2017).

No presente estudo, as plantas não apresentaram sinais fitotóxicos visíveis com o aumento da concentração de Cádmio, após os primeiros 30 dias de exposição das plantas ao metal. Contrariamente, os parâmetros morfológicos ilustraram maior desenvolvimento em relação ao tratamento controle com o aumento da concentração do Cd, o que leva a sugerir que o Cd poderá ter se comportado como um estimulante de crescimento para as plantas nos primeiros 30 dias. Esta evidência foi igualmente relatada em um estudo por Hu *et al.* (2018). Com o decorrer do tempo, 60 dias após a exposição das plantas ao Cd, notou-se neste estudo a redução dos parâmetros morfológicos com o aumento da concentração de Cd, porém não houve sintomas fitotóxicos visíveis. As plantas poderão ter desenvolvido mecanismos para reduzir a toxicidade e mecanismos de tolerância ao metal.

Em estudos feitos por Aibibu *et al.* (2010), foi descoberto que em comparação com o controle, a biomassa do capim vetiver (*Vetiveria zizanioides*) aumentou ligeiramente com o aumento da concentração de Cd. Resultados semelhantes foram relatados por Zhang *et al.* (2019), cujo estudo mostrou que a biomassa do ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.) em uma primeira fase aumentou e depois reduziu à medida que a concentração de Cd no solo aumentava. Entretanto, a biomassa não diferiu significativamente entre as concentrações de Cd.

Esta conclusão no presente trabalho contraria estudos anteriores como o de Zhang *et al.* (2014), que sugeriram que a biomassa diminui à medida que a concentração de Cd aumenta.

Vários estudos têm relatado a capacidade de tolerância de diversas plantas ao Cd, onde estas desenvolvem mecanismos para limitar e neutralizar os efeitos do Cd.

Souto *et al.* (2020) em seus estudos mencionaram a homeostase como um dos mecanismos de defesa e tolerância que as plantas desenvolvem com a finalidade de controlar a acumulação, a absorção e a translocação do metal nos tecidos. Entretanto, com aumento da concentração do metal este mecanismo pode tornar-se ineficiente, levando a planta a sofrer desbalanços que alteram as suas características nutricionais, a sua estrutura e morfologia.

Contudo, no presente estudo observou-se que um dos factores que é o tempo de exposição das plantas ao metal, influenciou no desenvolvimento dos parâmetros morfológicos reduzindo o desenvolvimento. Segundo Andrade (2019), alguns dos mecanismos responsáveis pela tolerância das plantas ao Cd, que envolvem a compartimentalização e a alocação do metal com a finalidade de limitar as interações do metal com as células da planta, dependem do tempo de

exposição da planta ao Cd e também das condições do ambiente. Entretanto, as plantas que demonstram tolerância ao Cd durante os estudos têm apresentado acumulação preferencial nas raízes. Porém, em contraste ao resultado anterior, alguns estudos ilustram maior acúmulo do Cd na parte aérea em relação as raízes.

Na presente pesquisa, os valores obtidos na (tabela 7), ilustram acumulação do Cd nos tecidos aéreos como também nas raízes, demonstrando que houve redução da concentração de Cd no solo e acumulação nos tecidos aéreos e nas raízes ao final da experiência. Esse é um ótimo indicador de que a *Chloris virgata* é uma hiperacumuladora e com potencial para fitoextração ou fitoestabilização.

A capacidade de absorção de metais no solo é determinada pela razão entre a concentração do metal na planta e a concentração do metal no solo que é denominado de factor de bioacumulação (BAF) e factor de bioconcentração (BCF) (Pehoiu *et al.*, 2020).

O factor de translocação (TF) é caracterizado pela capacidade da planta em distribuir o metal da raiz para os tecidos vegetais (Ganeshkumar *et al.*, 2019; Tang *et al.*, 2019; Wang *et al.* 2019).

Para determinar a eficiência de fitoextração e absorção do metal no solo pela planta, são frequentemente determinados os factores de bioconcentração (BCF) e translocação (TF). No entanto foi sugerido que apenas plantas com ambos factores BCF e TF > 1 têm potencial para serem usadas na fitoextração de metais pesados (Buscaroli, 2017).

Plantas usadas para fitoestabilização apresentam valores de BCF > 1 e de TF < 1 (Yahaya *et al.*, 2021).

Os resultados dos factores de BAF > 1, BCF > 1 e TF = 1, apresentados no capítulo anterior deste estudo (Figura 27) sustentam que a *Chloris virgata* é uma planta com capacidade de acumular o Cd em seus tecidos aéreos e nas raízes, porém com baixa à moderada eficiência de translocar o Cd da raiz para os tecidos aéreos da planta. O TF = 1, pode indicar que o metal se distribui de forma equitativa entre as raízes e a parte aérea tal como ilustra a (tabela 7), onde os valores das concentrações entre a parte aérea e as raízes são aproximadamente iguais, esse facto caracteriza a *Chloris virgata* como uma planta com eficiência moderada e não necessariamente alta para fitoextração de Cd.

Pode-se concluir que a *Chloris virgata* pode actuar com alta eficiência como uma planta fitoestabilizadora, a qual absorve e imobiliza o metal nas raízes reduzindo e evitando a sua mobilidade e biodisponibilidade e por outro lado a *Chloris virgata* pode actuar com eficiência moderada para fitoextração.

O resultado acima do presente estudo foi consistente com o de Chen *et al.* (2017), que constataram que a gramínea *Pennisetum purpureum* apresentou TF menor que 1 e BCF maior que 1 para Cd.

No presente estudo, as plantas submetidas ao tratamento com Cd não apresentaram sinais fitotóxicos nas folhas como a clorose, isto conduz a hipótese de que pela *Chloris virgata* não ter apresentado alta eficiência como translocadora do metal das raízes até as folhas, o metal permaneceu mais concentrado nas raízes e não causou toxicidade as folhas.

Segundo (Küpper *et al.*, 2007; Jiang *et al.*, 2005), um dos sintomas mais comuns e visíveis da toxicidade ao Cd é a clorose foliar.

Durante o seu estudo, Assunção (2012), constatou que houve maior distribuição de Cd partindo das raízes para a parte aérea na gramínea *Vetiper* sp.

Segundo Almeida (2018), o processo de translocação de Cd das raízes para a parte aérea, pode ser explicado devido ao factor de maior mobilidade deste metal nas plantas, porém a translocação do Cd nos tecidos vegetais é restrita por ser facilmente bloqueado em locais como a parede celular e o vacúolo.

Estudos anteriores sobre a distribuição de Cd na gramínea *Cynodon dactylon* mostraram que uma grande parte do Cd absorvido pela raiz da planta foi imobilizado nos tecidos radiculares. 65% a 90% do Cd total nas gramíneas estava localizado nas raízes. Assim, a primeira linha de defesa contra a toxicidade do Cd, operando principalmente no nível da raiz, é a imobilização do Cd por meio da parede celular (Xie *et al.*, 2014).

O acúmulo de maior concentração de metal na raiz em comparação com a parte aérea foi observada em espécies de gramíneas (Alves *et al.*, 2016).

O bloqueio do Cd nas raízes, é uma das primeiras barreiras temporais que a planta utiliza como mecanismo de defesa para evitar a toxicidade pelo Cd (Fernandes, 2014).

Por esta razão, o volume das raízes e o comprimento das raízes reduziu com o decorrer do tempo durante a experiência, conduzindo a hipótese de que as raízes acumularam maior concentração do metal e em algum momento apesar do bloqueio do Cd nas raízes ser um mecanismo de defesa as raízes poderão ter sofrido toxicidade.

De acordo com Lux *et al.* (2011), a habilidade que as plantas possuem de desenvolverem-se em solos ou ambientes com um nível alto de disponibilidade de Cd, deve-se a capacidade da raiz em não absorver o metal, repelindo-o para o exterior da planta, ou por outro lado, a planta sequestra o metal para um compartimento da célula que não cause toxicidade. Fernandes (2014), reiterou igualmente que maior parte das plantas possui um nível baixo de tolerância ao Cd, onde comumente os níveis do Cd têm sido maiores nas raízes em relação nas folhas. Nas raízes o Cd é acumulado preferencialmente no vacúolo ou na parede celular, fazendo com que o nível de transporte do Cd para a parte aérea seja baixo. Segundo Oliveira *et al.* (2001), baseando-se no estudo de Zenk (1997), afirma que o Cd que é absorvido e posteriormente acumulado no vacúolo das células das raízes é complexado na forma de fitoquelatinas.

A formação de fitoquelatinas é um mecanismo que as plantas tolerantes a altas quantidades de Cd no solo desenvolvem. O acúmulo de fitoquelatinas auxilia as plantas a sobreviverem na presença de concentrações tóxicas de cádmio (Clemens e Peršoh, 2009).

O aumento da concentração do metal no citoplasma da planta, conduz a activação da síntese de fitoquelatinas que sequestra os íons do metal impedindo o acúmulo de concentrações críticas do metal nas células (Oliveira *et al.*, 2009).

A formação e síntese de fitoquelatinas, é um componente chave para a resposta inicial da planta ao estresse por metais pesados, e as fitoquelatinas são expressas no citosol favorecendo uma activação rápida estimulada pelos metais pesados (Chia, 2021).

A síntese de fitoquelatinas tem um papel crucial não somente para a resposta ao estresse por metais pesados, mas também está envolvida na translocação de metais pesados das raízes para a parte aérea da planta (Yamazaki *et al.*, 2018).

As fitoquelatinas sintetizadas nas raízes podem ser translocadas para a parte aérea por meio do floema e podem igualmente ser translocadas da parte aérea para as raízes, pelo mesmo processo. Plantas com baixa capacidade na síntese de fitoquelatinas apresentam padrões

alterados de acumulação de metais pesados ao nível da planta inteira, e ilustram uma alta sensibilidade ao estresse por metais pesados (Yamazaki *et al.*, 2018).

Vários factores têm influenciado na absorção do Cd pelas raízes, como: a estrutura e densidade das raízes, a taxa de crescimento das raízes, o coeficiente de difusão efectivo, a frequência de pêlos absorventes, o fluxo de água para a raiz, a concentração do metal e a quantidade e presença de micorrizas (Andrade, 2008).

Os parâmetros morfológicos apresentaram uma correlação positiva forte com as concentrações de Cd, o que significa que à medida que a concentração de Cd aumentava os parâmetros morfológicos também aumentaram.

O Cádmiu apresentou correlação positiva com todos os parâmetros morfológicos no tratamento com 0,01 mg.kg⁻¹ e igualmente para os parâmetros com 0,05 mg.kg⁻¹ de Cd: comprimento total da planta, número de folhas, peso seco total da planta, peso seco da folha e peso seco da raiz, demonstrando que à medida que a concentração de Cd aumentava os parâmetros de crescimento da *Chloris virgata* também apresentaram um aumento.

Estes resultados corroboram com estudos feitos por Tian *et al.* (2012), onde relataram que à medida que a concentração de Cd aumentava no solo, aumentava também linearmente e directamente os parâmetros de crescimento, indicando que as concentrações de Cd nos órgãos da planta e a sua morfologia são significativamente afectadas pelas concentrações de Cd no solo.

O estudo realizado por Rahdarian *et al.* (2022), corrobora com o resultado encontrado no presente trabalho, no qual foi observada uma correlação negativa fraca à forte no peso seco do caule, indicando que o caule da planta poderá ter sofrido um impacto negativo quando submetida as concentrações de Cd. Pelo impacto no caule não ter sido visualmente notável e pouco acentuado no presente estudo e no estudo realizado por Rahdarian *et al.* (2022), os autores concluíram que devido à mecanismos de prevenção da transferência de Cd para a parte aérea (concretamente no caule) desenvolvidos pela planta, os efeitos de Cd no caule não foram bastante expressivos e prejudiciais ao crescimento e desenvolvimento do caule.

15.2. Crómio

O Cr é considerado um metal não essencial para a planta que pode ser tóxico mesmo em baixas concentrações. A acumulação de Cr nas plantas pode reduzir o crescimento das plantas, induzir clorose e induzir a degradação do carotenóide (Yahaya *et al.*, 2021). Durante este estudo, foi

possível observar a influência negativa do Cr sobre alguns parâmetros morfológicos e sinais fitotóxicos como a clorose nas plantas.

Alguns parâmetros como o comprimento da planta, o número de folhas e o peso seco das folhas, apresentaram uma redução significativa principalmente na 1ª colheita. Singh *et al.* (2016) em seus estudos afirmaram que o estresse devido ao Cr pode reduzir a biomassa vegetal.

Na 2ª colheita as plantas apresentaram maior crescimento. Este facto, indica que ao longo do tempo, ou seja, na 2ª colheita as plantas desenvolveram mecanismos de tolerância ao metal.

O outro facto é que as plantas podem ter evitado a absorção, o acúmulo e a translocação de Cr em toda a planta, como ilustram os resultados do ICP (tabela 7), mostrando que as raízes contém maior concentração de Cr em relação aos tecidos aéreos. Pode ter ocorrido a imobilização do Cr nas raízes e não ter havido maior translocação e mobilidade do metal nas plantas.

Um dos factores que influencia a disponibilidade do Cr no solo são as diferentes propriedades físico-químicas, como o pH, a textura do solo e a matéria orgânica que influenciam a liberação de iões metálicos no solo e também afetam a capacidade da planta de absorver o metal no solo. O pH do solo é o fator mais importante que afeta a disponibilidade de metais pesados no solo (Sheoran *et al.*, 2016; Zhou *et al.*, 2020).

Solos ácidos influenciam na maior solubilidade e mobilidade do metal (Asmamaw *et al.*, 2018). No presente estudo, o solo apresenta um pH neutro (7,31), e em solos neutros o Cr apresenta-se em uma forma menos solúvel, tornando-se menos disponível para as plantas sendo encontrado maioritariamente acumulado no solo.

A contaminação por Cr desequilibra a absorção de nutrientes essenciais a planta, afectando a actividade fotossintética, o teor de clorofila, o comprimento da planta e a biomassa das raízes (Zhao *et al.*, 2019; Habiba *et al.*, 2019; Dai e Shan, 2019).

A matéria seca das raízes e da parte aérea reduz com o aumento da concentração de Cr, porque a contaminação com Cr afecta processos essenciais para o desenvolvimento da biomassa, reduzindo a taxa de fotossíntese, a capacidade estomática e a taxa de transpiração (Sun *et al.*, 2019).

Estas conclusões entram em consonância com os resultados obtidos no presente trabalho, onde houve redução dos parâmetros de crescimento da planta, quando submetidas a contaminação pelo Cr. Estes resultados corroboram com diferentes estudos experimentais que exibem a

toxicidade do Cr nos parâmetros de crescimento e no teor de clorofila das plantas (Dijkshoorn *et al.*, 1979; Ahmad *et al.*, 2020; Masinire *et al.*, 2020).

Nos tratamentos Cr, 0,01 mg.kg⁻¹ e 0,05 mg.kg⁻¹ o peso seco do caule apresentou correlação negativa $r = -0,9983$ e $r = -0,9912$ respectivamente, o que significa que a medida que a concentração de Cr no solo aumenta o peso seco do caule tende a reduzir significativamente. Resultados similares foram encontrados em estudos feitos em *Zea mays* (Mallick *et al.*, 2010), *Triticum aestivum* (Dey *et al.*, 2009), *Triticum sp.* e *Avena sativa* (Lopez-Luna *et al.*, 2009), no qual o crescimento do caule foi reduzido tendo sido induzido pelo Cr.

Foi relatado por Lukina *et al.* (2016) em um estudo feito em 32 espécies que a toxicidade do Cr afectou negativamente o crescimento do caule de 94% das espécies. A redução no crescimento e altura do caule pode ter sido devido ao crescimento e desenvolvimento reduzidos da raiz, por conta do Cr, resultando na diminuição da translocação de água e nutrientes para as partes da planta acima do solo.

Os restantes parâmetros de crescimento indicaram uma correlação positiva com as concentrações de Cr no solo, o que significa que a medida que a concentração de Cr no solo aumenta os parâmetros de crescimento também aumentam. Levanta-se a hipótese de que as plantas desenvolveram mecanismos de tolerância ou podem ter desenvolvido respostas adaptativas a presença de Cr no solo como também poderão ter evitado o acúmulo de Cr na sua estrutura.

Porém, vários autores reiteraram em seus estudos a influência fitotóxica do Cr danificando o aparelho fotossintético afectando o teor de clorofilas, resultando na redução dos parâmetros de crescimento das plantas (Dijkshoorn *et al.*, 1979; Ahmad *et al.*, 2020; Masinire *et al.*, 2020; Wakeel *et al.*, 2020).

De acordo com os valores de BCF >1 e TF > 1 obtidos no presente estudo conclui-se que a *Chloris virgata* possui capacidade de fitoextração de Cr em baixas concentrações 0,01 mg.kg⁻¹. Em altas concentrações 0,05 mg.kg⁻¹ a *Chloris virgata* ilustrou com o BCF >1 um acúmulo significativo de Cr e com o TF < 1 uma fraca capacidade de translocar o Cr das raízes para a parte aérea da planta, este facto explica a razão pelo qual a tabela 7 apresenta concentrações mais altas de Cr nas raízes em relação à parte aérea da planta. Com este resultado, a *Chloris virgata* ilustra a capacidade de fitoestabilização de Cr onde o metal ficou retido

preferencialmente nas raízes. Resultados semelhantes foram observados por Usman *et al.* (2019), no qual obtiveram um TF menor que 1 e constataram que o Cr se acumula majoritariamente nas raízes garantindo a sua fitoestabilização.

De acordo com Shanker *et al.* (2005), as raízes podem acumular uma concentração de Cr 100 vezes maior do que nos tecidos aéreos. Entretanto, Ali *et al.* (2023), a maioria das pesquisas mostrou que o Cr se acumula excessivamente nas raízes, e a razão para essa bioacumulação é causada principalmente por sua imobilização nos vacúolos das células da raiz. Além disso, o Cr é considerado o elemento menos móvel, ou seja, menos transportável entre os metais pesados nas raízes das plantas.

Um valor de $TF < 1$ indica que a planta tem potencial para fitoestabilização, onde o metal é imobilizado nas raízes, impedindo que seja translocado para a parte aérea da planta (Ramírez *et al.*, 2021).

Baseando-se nos valores de BCF obtidos neste estudo ilustrados nos gráficos da (Figura 27), a *Chloris virgata* apresenta um potencial para a fitoextração de Cr em concentrações mais baixas e um potencial para fitoestabilização de Cr em concentrações mais altas.

A maior quantidade de Cr é absorvido pelas plantas através de transportadores específicos para a absorção de íons essenciais para o metabolismo das plantas. A capacidade das plantas para absorver Cr depende do tipo de planta e da especiação de Cr (Shahid *et al.*, 2017).

No processo de fitorremediação, são usadas plantas hiperacumuladoras para extrair metais de locais contaminados (Foucault *et al.*, 2013; Khalid *et al.*, 2016). Plantas hiperacumuladoras podem acumular alta concentração de metais em tecidos acima do solo, apresentar factores de bioacumulação e translocação >1 , rápido crescimento com boa produção de biomassa e ter alta tolerância à metais (Sabir *et al.*, 2015).

A *Chloris virgata* evidenciou através dos resultados do presente estudo alta capacidade de ser uma hiperacumuladora de Cd e não do Cr, apesar desta gramínea ter se mostrado minimamente tolerante ao Cr. Esta evidência é sustentada pelos resultados apresentados na tabela 7 e no gráfico da Figura 27 e igualmente pelos resultados ilustrados nos gráficos das Figuras 23, 24, 25 e 26 que mostram a alta tolerância e maior produção de biomassa da *Chloris virgata* quando submetida ao Cd. No entanto, as plantas que podem acumular e tolerar Cr são menos numerosas. Plantas hiperacumuladoras de Cr podem acumular mais que 1000 mg/kg^{-1} , em tecidos aéreos (Redondo-Gomez *et al.*, 2011).

A hiperacumulação de Cr e outros metais pesados pelas plantas depende de vários factores, como: a maior mobilidade de metais na rizosfera, a absorção e translocação para tecidos aéreos por meio do xilema, a quelação e desintoxicação de metais dentro das células vegetais (Shahid *et al.*, 2014).

15.3. Índice de poluição

De acordo com os resultados obtidos, o Cd e Cr apresentaram um risco de poluição negligenciável ($PI \leq 1$).

Estes resultados assemelham-se ao que foram observados por Olarinoye *et al.* (2021) na Nigéria, que em seu estudo encontraram um índice de poluição (PI) menor que 1 para os metais Cr e Cd, ou seja, não há risco de poluição. Huang *et al.* (2024) e Chen *et al.* (2021), em seus estudos obtiveram um PI menor que 1 para o Cd e um PI menor que 1 para o Cr, respectivamente.

Em seu estudo, Afolabi e Adesope (2022), corroboram com os resultados que foram obtidos na presente pesquisa pois obtiveram igualmente um PI menor que 1 para o Cr e o Cd, indicando um índice de poluição negligenciável.

Em contradição aos resultados obtidos na presente pesquisa, estudos realizados por alguns autores como Rostami *et al.* (2020) e Borah *et al.* (2018), demonstram poluição que varia de alta a muito alta para o Cd.

Os níveis normais e aceitáveis dos metais Cr e Cd no solo de acordo com os valores de referência da DEA, são: 6,5 mg/kg para o Cr e 7,5 mg/kg para o Cd (DEA, 2012). E os resultados do PI do presente estudo ilustram concentrações do Cr e do Cd, menores que a concentração permitida no solo, ou seja, os valores estão abaixo dos níveis de referência indicando que nas concentrações testadas na presente investigação o risco de poluição é muito menor e que a qualidade do solo e do meio-ambiente no geral não é fortemente afectada.

Os resultados baixos do PI encontrados no presente estudo, confirmam a eficácia da utilização da *Chloris virgata* na remediação dos solos contaminados pelo Cr e pelo Cd.

15.4. Risco ecológico

De acordo com os estudos de Afolabi e Adesope (2022) na Nigéria, Ghanavati *et al.* (2018) no Irão e Mungai *et al.* (2016) na Kenya, os resultados encontrados do risco ecológico convergem com os resultados do presente estudo.

Os resultados do estudo realizado por Aboubakar *et al.* (2021) nos Camarões, na determinação do risco ecológico convergem com os resultados encontrados no presente estudo para o Cr onde o ($Er \leq 40$), apresentado desta forma um risco ecológico negligenciável, porém divergem com os resultados do risco ecológico do Cd, onde os resultados de Aboubakar *et al.* (2021) indicam um risco ecológico moderado para o Cd, contrastando os resultados do presente estudo onde o risco ecológico do Cd foi negligenciável.

Olarinoye *et al.* (2021), Yahaya *et al.* (2021) e Izah *et al.* (2018) em seus estudos na Nigéria, observaram resultados semelhantes ao estudo de Aboubakar *et al.* (2021), no qual os resultados do Er do Cr foram negligenciáveis assemelhando-se ao resultado encontrado no presente estudo, porém divergindo nos resultados do Cd, no qual apresentou um risco ecológico moderado ($40 \leq Er < 80$) no estudo dos autores citados acima e no presente estudo um risco ecológico negligenciável ($Er \leq 40$).

Segundo Long *et al.* (2021) na China, Rostami *et al.* (2020), Borah *et al.* (2018), Ihedioha *et al.* (2016) na Nigéria, em seus estudos ilustraram um risco negligenciável ($Er \leq 40$) para o Cr corroborando com os resultados encontrados no presente estudo e ilustraram um risco alto para o Cd em contradição aos resultados do presente estudo no qual o risco foi negligenciável.

Em seus estudos, Tisha *et al.* (2020) apresentaram através dos seus resultados um risco negligenciável para ($Er \leq 40$) para o Cd e um risco alto para o Cr, contrastando os resultados encontrados na presente investigação.

É notável a discrepância existente nos resultados do risco ecológico no presente estudo com os diversos estudos realizados por diversos autores para o Cd. Sugere-se que essas diferenças podem dever-se: às diferenças metodológicas, às diferenças das condições ambientais, as concentrações do metal e pode dever-se também a capacidade da *Chloris virgata* de acumular o Cd reduzindo a sua disponibilidade, tendo como consequência a redução do risco ecológico.

16. Conclusão

O objectivo do presente estudo, foi de avaliar o potencial remediador de *Chloris virgata* em solos contaminados por Cd e Cr e à posterior a avaliação do risco ecológico das concentrações desses metais no ambiente.

Os parâmetros morfológicos da *Chloris virgata* que foram determinados sob a influência de duas concentrações: 0,01 mg.kg⁻¹ e 0,05 mg.kg⁻¹ de Cd e Cr, não apresentaram sinais fitotóxicos visíveis quando expostas ao Cd, no entanto para o Cr foram visíveis pequenos sinais de clorose foliar. A espécie em estudo, apresentou uma resposta e comportamento positivos perante os solos contaminados por 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹ de Cd e Cr, não ilustrando diferenças bastante significativas na maioria dos parâmetros morfológicos.

A *Chloris virgata* respondeu positivamente ao Cd e ao Cr, tendo apresentando maior desempenho, acúmulo e tolerância ao Cd, pois a *Chloris virgata* mostrou-se eficiente como uma espécie hiperacumuladora de Cd e com potencial para fitoextração e fitoestabilização de Cd.

A *Chloris virgata* mostrou-se eficiente na translocação e fitoextração de Cr em baixas concentrações (0,01 mg.kg⁻¹) e um potencial para a fitoestabilização de Cr em concentrações mais altas (0,05 mg.kg⁻¹) tendo apresentado um factor de translocação baixo significando que a planta retém o Cr maioritariamente na raiz, estabilizando o metal.

Os resultados obtidos tanto o Cd como o Cr não representam um risco ecológico, como também não apresentam um risco de poluição nas concentrações de 0,01 e 0,05 mg.kg⁻¹ de Cd e Cr, especialmente se houver no ambiente espécies vegetais com capacidade de hiperacumulação, fitoextração e fitoestabilização, tal como a *Chloris virgata*.

Do presente estudo, conclui-se que a *Chloris virgata* detém um potencial remediador em solos contaminados por cádmio e crómio e pode ser usada para a fitoextração e fitoestabilização de cádmio e crómio. E destaca-se como uma espécie hiperacumuladora de cádmio.

Limitações

O alto custo das análises químicas em Espectrometria de Emissão Atômica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES), foi uma das maiores limitações. Pois, o alto custo destas análises limitou a exploração de mais concentrações dos metais e condicionou a redução e descarte de amostras.

A ausência de uma legislação Moçambicana contendo limites das concentrações de metais pesados no solo foi igualmente uma grande limitação, obrigou a recorrência à legislações de outros países que por vezes na sua maioria, não retratam a condição real de Moçambique.

A não realização da análise química do solo antes do início da experiência, foi igualmente uma limitação, pois não foi possível identificar que metais estavam presentes no solo antes da experiência.

A impossibilidade de obter concentrações de Cd e Cr mais elevadas para a realização da experiência para uma comparação mais profunda, também constituiu uma limitação.

Recomendações

Pelo crescimento do nível de industrialização em Moçambique, no qual são emitidos fortemente metais pesados que podem ser prejudiciais a biodiversidade vegetal como animal, a biodiversidade aquática e marinha, e também colocar em risco a sanidade humana, recomenda-se a realização de mais estudos semelhantes a estes para a busca de soluções que auxiliem na redução dos impactos causados pela emissão de metais pesados.

Moçambique necessita de mais estudos pelos quais, possa ser avaliado o potencial risco ecológico dos metais sob a diversidade biológica, para que à posterior possam ser tomadas medidas de forma a reduzir esses metais no ambiente e avaliar os seus impactos.

Os estudos sobre a avaliação do potencial risco ecológico também podem fornecer percepções futuras bastante valiosas sobre os possíveis impactos dos metais pesados, por essa razão é recomendável a realização deste tipo de estudo.

Recomenda-se que sejam realizados estudos como estes, porém com concentrações mais elevadas possíveis para que se possa obter um gradiente preciso do efeito das diversas concentrações, desde as mais baixas, as médias e até as altas sob o solo e a biodiversidade.

Recomenda-se igualmente a realização contínua deste tipo de estudo ou avaliação, para efeitos de monitoria em áreas industriais, e também para efeitos de recuperação de áreas degradadas por metais pesados.

É recomendável a sugestão deste tipo de estudo para estudos de impacto ambiental.

Recomenda-se que seja criada uma legislação nacional sobre os limites das concentrações dos metais pesados no solo e no ambiente, para que possa contribuir para a obtenção de dados mais realísticos possíveis.

Atendendo e considerando que existem diversas espécies de gramíneas ao redor das áreas industriais, e que as gramíneas revelam um certo potencial para remediação de solos, é

recomendável que sejam exploradas e testadas mais espécies para a remediação de solos contaminados por metais pesados.

Referências bibliográficas

- Abdullah, S. e S. M. Sarem (2010). The potential of Chrysanthemum and Pelargonium for phytoextraction of lead-contaminated soils. *International Journal of Civil Engineering*, 4 (4): 409–416;
- Aboubakar, A., A. Douaik, Y. C. M. Mewouo, R. C. B. A. Madong, A. Dahchour, S. El Hajjaji (2021). Determination of background values and assessment of pollution and ecological risk of heavy metals in urban agricultural soils of Yaoundé, Cameroon. *Journal of Soils and Sediments*, 21 (3): 1437–1454;
- Adams, P. J. e S. M. Wallace (2005). Wildlife responses to heavy metal pollution: A synthesis of field studies. *International Ecological Society*, 1 (1): 34–41;
- Alderman, H., U. Gentilini, R. Yemtsov (2018). The 1.5 Billion People Question: Food, Vouchers, or Cash Transfers?, Volume 1, 338pp. Washington DC, World Bank;
- Ali, H. e E. Khan (2018a). Trophic transfer, bioaccumulation and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs: concepts and implications for wildlife and human health. *Human and Ecological Risk Assessment*, 25 (6): 1353.
- Ali, H. e E. Khan E (2018b). Bioaccumulation of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in freshwater fish. Risk to human health. *Environmental Chemistry Letters*, 16 (3): 1-15;
- Ali, R., H. Madiha, N. K. Shiva, Z. Zainab, Z. Noreen, S. Rahat, H. Mirza (2020). Phytoremediation of Cadmium: Physiological, Biochemical, and Molecular Mechanisms. *Biology*, 9 (7): 177;
- Andrade, W. V. Jr. (2019). *Mecanismo de tolerância em plantas jovens de Ucuúba (Virola surinamensis (Rol. ex Rottb.) Warb) expostas ao cádmio e potencial para fitoestabilização: Respostas nutricional e de crescimento fisiológicas, bioquímicas*. Tese de Doutorado. 107pp. Belém, Universidade Federal Rural da Amazônia;

- Awa, S. H., e T. Hadibarata (2020). Removal of heavy metals in contaminated soil by phytoremediation mechanism: a review. *Water Air Soil Pollution*, 231 (2): 47;
- Ayangbenro, A. S. e O. O. Babalola (2017). A New Strategy for Heavy Metal Polluted Environments: A Review of Microbial Biosorbents. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14 (1): 94;
- Azizollahi, Z., S. M. Ghaderian, A. A. Ghotbi-Ravandi (2019). Cadmium accumulation and its effects on physiological and biochemical characters of summer savory (*Satureja hortensis* L.). *International Journal of Phytoremediation*, 21 (12): 1241–1253;
- Bhalla, A. e A. K. Pannu (2022). Are Ayurvedic medications store house of heavy metals? *Toxicology Research (Camb)*, 11 (1): 179-183;
- Borah, P., P. Singh, L. Rangan, T. Karak, S. Mitra (2018). Mobility, bioavailability and ecological risk assessment of cadmium and chromium in soils contaminated by paper mill wastes. *Groundwater for Sustainable Development*, 6:189–199;
- Burger, J., M. Gochfeld, C. Jeitner, D. Snigaroff, T. Stamm, C. Volz (2008). Assessment of metals in down feathers of female common eiders and their eggs from the Aleutians: Arsenic, cadmium, chromium, lead, manganese, mercury and selenium. *Environmental Monitoring and Assessment*, 143 (1): 247-256;
- Cachada, A., T. Rocha-Santos, A. C. Duarte (2018). Soil and pollution: an introduction to the main issues. *Elsevier*, 1 (1): 1-28;
- Chapman, P. M. (2007). Determining when contamination is pollution - Weight of evidence determinations for sediments and effluents. *Environment International*, 33 (4): 492-501;
- Chen, Y., L. Hu, X. Liu, Y. Deng, M. Liu, B. Xu, M. Wang, G. Wang (2017). Influences of king grass (*Pennisetum sinense* Roxb)-enhanced approaches for phytoextraction and microbial communities in multimetal contaminated soil. *Geoderma*, 307: 253-266;
- Chen, F., F. G. Muhammad, Z. I. Khan, K. Ahmad, M. Nadeem, S. Mahmood, J. Ma (2021). Ecological risk assessment of heavy metal chromium in a contaminated pastureland area in the Central Punjab, Pakistan: soils vs plants vs ruminants. *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (3): 4170-4179;
- Chia, J. C. (2021). Phytochelatin Synthase in Heavy Metal Detoxification and Xenobiotic Metabolism. *Intechopen*, 12: (2021): 1-9;
- Clemens S. e D. Peršoh (2009). Multi-tasking phytochelatin synthases. *Plant Science*, 177: 266–271;

- Conesa, H. M., A. B. Moradi, B. H. Robinson, G. Kühne, E. Lehmann, R. Schulin (2009). Response of native grasses and *Cicer arietinum* to soil polluted with mining wastes: Implications for the management of land adjacent to mine sites. *Environment and Experimental Botany*, 65 (2): 198–204;
- Corrêa, N. S. (2021). *Avaliação dos métodos de remoção de metais pesados (Pb, Cd e Ni) por bioadsorção em efluentes contaminados*. Tese de licenciatura. 83pp. Niteroi, Universidade Federal Fluminense;
- Costa, H. T. D. (2015). *Concentração de metais pesados nos solos utilizados para agricultura urbana na cidade de Lisboa*. Tese de Mestrado. 141pp. Lisboa, Universidade de Lisboa;
- Cupertino M. C., R. D. Novaes, E. C. Santos, A. C. Neves, E. Silva, J. A. Oliveira, S. L. P. Matta (2017). Differential susceptibility of germ and leydig cells to cadmium mediated toxicity: Impact on testis structure, adiponectin levels and steroidogenesis. *Oxidative Medicine and Cellular Longevity*, 2017 (1): 1-11;
- Dalvi, A. A., S. A. Bhalerao (2013). Response of plants towards heavy metal toxicity: An overview of avoidance, tolerance and uptake mechanism. *Annals of Plant Sciences*, 2 (9): 362–368;
- Dauwe, T., E. Janssens, L. Bervoets, R. Blust, M. Eens (2004). Relationships between metal concentrations in great tit nest lings and their environment and food. *Environmental pollution*, 131(3): 373-380;
- DEA. (2012). Government Gazette Staatskoerant. *Government Gazette*, 583(37230): 1–4.
http://www.greengazette.co.za/pages/national-gazette-37230-of-17-january-2014-vol-583_20140117-GGN-37230-003;
- Dhaliwal, S. S., J. Singh, P. K. Taneja, A. Mandal (2020). Remediation techniques for removal of heavy metals from the soil contaminated through different sources: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (2):1319–1333;
- Diarra, I., K. K. Kotra, S. Prasad (2021). Assessment of biodegradable chelating agents in the phytoextraction of heavy metals from multi-metal contaminated soil. *Chemosphere*, 273: 128483;
- Djordjevic, V. R., D. R. Wallace, A. Schweitzer, N. Boricic, D. Knezevic, S. Matic, N. Grubor, M. Kerkez, D. Radenkovic, Z. Bulat, B. Antonijevic, V. Matovic, A. Buha (2019). Environmental cadmium exposure and pancreatic cancer: Evidence from case control, animal and in vitro studies. *Environment Internacional*, 128: 353–361;

- Edwards, T. J., S. L. Davies, R. J. Yates, M. Rose, J. G. Howieson, G. O'Hara, E. J. Steel, D. J. M. Hall (2023). The phytotoxicity of soil-applied herbicides is enhanced in the first-year post strategic deep tillage. *Soil Tillage Research*, 231: 105734;
- Elizabeth, P. H. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56: 15–39;
- EPA. (2024). *Ecological risk assessment*. [<https://www.epa.gov/risk/ecological-risk-assessment>]. Consultado a 12 de Abril de 2025;
- FAO (2018). Soil pollution: a hidden reality. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma. Itália;
- Fernando, N., T. Humphries, S. K. Florentine, B. S. Chauhan (2016). Factors affecting seed germination of feather fingergrass (*Chloris virgata*). *Weed Science* 64(4): 605–612;
- Fish, L. e J. E. Victor (2005). *Chloris virgata* Sw. National Assessment: Red List of South African plants. *South African National Biodiversity Institute*, 1 (2017): 1-2;
- Fish, L., A. C. Mashau, M. J. Moeaha, M. T. Nembudani (2015). Identification Guide to Southern African Grasses, 36, 271–276pp. Pretoria, *South African National Biodiversity Institute*;
- Garcia, M. L e R. Hoffmann (2011). Influence of lead and cadmium contamination on population dynamics of rodents in european mining areas. *Journal of Applied Ecology*. 48:911–919;
- Gavrilesco, M. (2022). Enhancing phytoremediation of soils polluted with heavy metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 74: 1–11;
- Genchi, G., A. Carocci, G. Lauria, M. S. Sinicropi, A. Catalano (2020). Nickel: Human health and environmental toxicology. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17 (3): 679;
- Ghanavati, N., A. Nazarpour, B. De Vivo (2018). Ecological and human health risk assessment of toxic metals in street dusts and surface soils in Ahvaz, Iran. *Environmental Geochemistry and Health*, 41 (2): 875-89;
- Ghosh, M. e S. Singh (2005). A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's byproducts. *Asian Journal of Energy and Environment*, 3 (1): 1-18;
- Goutner, V., I. Papagiannis, V. Kalfakakou (2001). Lead and cadmium in eggs of colonially nesting waterbirds of different position in the food chain of Greek wetlands of international importance. *Science of the Total Environment*, 267 (3): 169-176;

- Gujre, N., S. Mitra, A. Soni, R. Agnihotri, L. Rangan, E. R. Rene, M. P. Sharma (2021). Speciation, contamination, ecological and human health risks assessment of heavy metals in soils dumped with municipal solid wastes. *Chemosphere, Elsevier*, 262: 128013;
- Ha, M., H. J. Kwon, M. H. Lim, Y. K. Jee, Y. C. Hong, J. H. Leem, J. Sakong, J. M. Bae, S. J. Hong, Y. M. Roh, S. J. Jo (2009). Low blood levels of lead and mercury and symptoms of attention deficit hyperactivity in children: a report of the children's health and environment research (Cheer). *Neuro Toxicology*, 30 (1): 31-36;
- Haq, S., A. A. Bhatti, Z. A. Dar, S. A. Bhat (2020). Phytoremediation of Heavy Metals: An Eco-Friendly and Sustainable Approach. In: Hakeem, K. R., R. A. Bhat, H. Qadri. In: Bioremediation and Biotechnology, Sustainable Approaches to Pollution Degradation. 2, 215-231pp. Cham, *Springer*;
- Hayat, M.T., M. Nauman, N. Nazir, S. Ali, N. Bangash (2019). Environmental hazards of cadmium: Past, present, and future. In: Hasanuzzaman, M., M. N. V. Prasad, M. Fujita (Eds.). In: Cadmium Toxicity and Tolerance in Plants. 1, 163-183. USA, *Academic Press: Cambridge*;
- Huang, R., M. Dong, P. Mao, P. Zhuang, J. Paz-Ferreiro, Y. Li, Y. Li, X. Hu, P. Netherway, Z. Li, (2020). Evaluation of phytoremediation potential of five Cd (hyper) accumulators in two Cd contaminated soils. *Science of the Total Environment*, 721: 137581.
- Huang, C., Z. Gou, X. Ma, G. Liao, O. Deng, Y. Yang (2024). Quantification of sources and potential risks of cadmium, chromium, lead, mercury and arsenic in agricultural soils in a rapidly urbanizing region of southwest China: the case of Chengdu. *Frontiers in Public Health*, 30 (12) :1400921;
- Huff, J., R. M. Lunn, M. P. Waalkes, L. Tomatis, P. F. Infante (2007) Cadmium-induced cancers in animals and in humans. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 13 (2): 202–212;
- Huihui, Z., L. Xin, X. Zisong, W. Yue, T. Zhi-yuan, A. Mei-jun, Z. Yuehui, Z. Wenxu, X. Nan, S. Guangyu (2020). Toxic effects of heavy metals Pb and Cd on mulberry (*Morus alba* L.) seedling leaves: Photosynthetic function and reactive oxygen species (ROS) metabolism responses. *Ecotoxicology and environmental safety*, 195 (1): 110469;

- Ihedioha, J. N., P. O. Ukoha, N. R. Ekere (2016). Ecological and human health risk assessment of heavy metal contamination in soil of a municipal solid waste dump in Uyo, Nigeria. *Environmental Geochemistry and Health*, 39 (3): 497–515;
- Izah, S. C., S. E. Bassey, E. I. Ohimain (2018). Ecological risk assessment of heavy metals in cassava mill effluents contaminated soil in a rural community in the Niger Delta Region of Nigeria, *Molecular Soil Biology*, 9 (1): 1-11;
- Johnson, A. J e S. K. Williams (2013). Ecological Risks and Management of Heavy Metal Contaminated Sites. *Journal of Environmental Quality*, 42 (3): 827–844;
- Kovacs, G. e I. Szabo (2010). Mining and the Environment: Long-Term Effects of Heavy Metals on Wildlife. *Environmental Science and Pollution Research*, 17 (4): 974–987;
- Kramer, U (2010). Metal hyperaccumulation in plants. *Annual Review of Plant Biology*, 61 (1): 517–534;
- Kumar, A., G. Subrahmanyam, R. Mondal, M. M. S. Cabral-Pinto, A. A. Shabnam, D. K. Jigyasu, S. K. Malyan, R. K. Fagodiya, S. A. Khan, Z. G. Yu (2021). Bio-remediation approaches for alleviation of cadmium contamination in natural resources. *Chemosphere*, 268: 128855;
- Laxmi V. e G. Kaushik (2020). Toxicity of Hexavalent Chromium in Environment, Health Threats, and Its Bioremediation and Detoxification from Tannery Wastewater for Environmental Safety. In: Saxena G., R. Bharagava (eds). Bioremediation of Industrial Waste for Environmental Safety. Volume 1, 223-243pp. Singapore, Springer;
- Li, X., W. Zhu, G. Meng, R. Guo, Y. Wang (2020). Phytoremediation of alkaline soils cocontaminated with cadmium and tetracycline antibiotics using the ornamental hyperaccumulators *Mirabilis jalapa* L. and *Tagetes patula* L. *Environment Science and Pollution Research*, 27 (12): 14175-14183;
- Lima, V. F. e F. Merçon (2011). Metais Pesados no Ensino de Química. *Química Nova Escola*, 33: 199-205;
- Liu, Z. e K. Q. Tran (2021). A review on disposal and utilization of phytoremediation plants containing heavy metals. *Ecotoxicology and Environment Safety*, 226: 112821.
- Long, Z., H. Huang, W. Zhang, Z. Shi, D. Yu, Y. Chen, R. Wang (2021). Effect of different industrial activities on soil heavy metal pollution, ecological risk, and health risk. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193 (1): 20;

- Machunguene Jr, M. (2024). *Agricultura em Áreas Industriais e Contaminação por Metais Pesados: Uma análise aos mecanismos de tolerância à toxicidade em plantas alimentares*. Tese de Mestrado. 44pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane;
- Mahmood, A e R. N. Malik. (2014). Human health risk assessment of heavy metals via consumption of contaminated vegetables collected from different irrigation sources in Lahore, Pakistan. *Arabian Journal of Chemistry*, 7 (1): 91-99;
- Mani, D. e C. Kumar (2014). Biotechnological advances in bioremediation of heavy metals contaminated ecosystems: an overview with special reference to phytoremediation. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11 (3): 843–872;
- Mohamed, M.S., N. I. El-Arabi, A. El-Hussein, S. A. El-Maaty, A. A. Abdelhadi (2020). Reduction of chromium-VI by chromium-resistant *Escherichia coli* FACU: a prospective bacterium for bioremediation. *Folia Microbiol*, 65 (4): 687-696;
- Muller, H. P. e K. Fischer (2011). Long-term effects of heavy metal contamination on the reproductive health of mammals: Evidence from European mining regions. *Reproductive Toxicology*, 31: 457-462;
- Mungai, T. M., A. A. Owino, V. A. Makokha, Y. Gao, X. Yan, J. Wang (2016). Occurrences and toxicological risk assessment of eight heavy metals in agricultural soils from Kenya, Eastern Africa. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (18): 18533–18541;
- Nedjimi, B. (2021). Phytoremediation: a sustainable environmental technology for heavy metals decontamination. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 3 (3): 286;
- Nguyen, M.T. e B. L. Pham (2016). Mammals and mining: Heavy metal exposure and health risks in southeast Asia. *Journal of Environmental Management*, 183: 400-407;
- Nguyen, T. M. e T. V. Huy (2023). Long-Term Ecological Impacts of Heavy Metal Contamination on Terrestrial Mammals in Mining Regions. *Journal of Humanities and Applied Science Research*, 6 (1): 60-73;
- Nishijo, M. e H. Nakagawa (2019). Effects of cadmium exposure on life prognosis. In: S. Himeno and K. Aoshima. Cadmium toxicity. Current topics in environmental health and preventive medicine. 1, 63-73pp. Singapore, Springer.
- Omobolaji, O. A. e O. M. Adesope (2022). Ecotoxicological risk assessment of heavy metals from remediated oil spill site in Niger Delta region, Nigeria. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 4: 186–193;

- Orgiazzi, A., R. D. Bardgett, E. Barrios (2016). Global soil biodiversity atlas. *European Commission*, 1 (1): 176;
- Pan, L. B., J. Ma, X. L. Wang, H. Hou (2016). Heavy metals in soils from a typical county in Shanxi Province, China: Levels, sources and spatial distribution. *Chemosphere*, 148: 248–254;
- Petruzzelli, G., F. Pedron, I. Rosellini (2015). The Bioavailability Processes as a Key to Evaluate Phytoremediation Efficiency. In: Ansari, A. A., S.S. Gill, S. Gill, G. R. Lanza, L. Newman, L. In: Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants. 1, 31–43. Switzerland, *Springer*;
- Radovanovic, V., I. Djekic, B. Zarkovic, (2020). Characteristics of Cadmium and Lead Accumulation and Transfer by *Chenopodium Quinoa* Will. *Sustainability*, 12 (9): 3789;
- Rahdarian, S., S. Mashjoor, A. Abba, A. Esmaili, P. Ziarati, P. Hassibi (2022). Heavy metal phytoremediation potential of *Vigna radiata* (L.) Wilczek for use in contaminated regions of West Karun River, Iran. *Journal of Agriculture and Food Research*, 10 (2022): 100373;
- Rahman, Z. e V. P. Singh (2019). The Relative Impact of Toxic Heavy Metals (THMs) (Arsenic (As), Cadmium (Cd), Chromium (Cr)(VI),Mercury (Hg), and Lead (Pb)) on the Total Environment: An Overview. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191 (7): 419;
- Rajendran, S., T. Priya, K. S. Khoo, T. K. Hoang, H. S. Ng, H. S. H. Munawaroh, C. Karaman, Y. Orooji, P. L. Show (2022). A critical review on various remediation approaches for heavy metal contaminants removal from contaminated soils. *Chemosphere*, 287 (4): 13236;
- Ramírez, A., G. García, O. Werner, J. Navarro-pedreño, R. M. Ros (2021). Implications of the Phytoremediation of Heavy Metal Contamination of Soils and Wild Plants in the Industrial Area of Haina, Dominican Republic. *Sustainability*, 13 (3): 1403;
- Ranieri, E., K. Moustakas, M. Barbafieri, A. C. Ranieri, J. A. Herrera-Melián, A. Petrella, F. Tommasi, (2020). Phytoextraction technologies for mercury-and chromium-contaminated soil: A review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 95 (2): 317–327;
- Rostami, S., H. Kamani, S. Shahsavani, M. Hoseini (2020). Environmental monitoring and ecological risk assessment of heavy metals in farmland soils. *Human and Ecological Risk Assessment*, 27 (2): 392–404;

- Sardella, A., M. Marieschi, I. Mercatali, C. Zanni, G. Gorbi, A. Torelli, (2019). The relationship between sulfur metabolism and tolerance of hexavalent chromium in *Scenedesmus acutus* (Sphaeropleales): Role of ATP sulfurylase. *Aquatic Toxicology*, 216 (1): 105320;
- Satarug, S. (2019). Cadmium sources and toxicity. *Toxics*, 7 (2): 25;
- Seregin, I.V. e A. D. Kozhevnikova (2023). Phytochelatins: Sulfur-Containing Metal(loid)-Chelating Ligands in Plants. *International Journal of Molecular Sciences*, 24 (3): 2430;
- Sharma, A., D. Kapoor, J. Wang, B. Shahzad, V. Kumar, A. S. Bali, S. Jasrotia, B. Zheng, D. Yan (2020). Chromium Bioaccumulation and Its Impacts on Plants: An Overview. *Plants*, 9 (1): 100;
- Sharma, P. (2021). Efficiency of bacteria and bacterial assisted phytoremediation of heavy metals: an update. *Bioresour Technology*, 328 (4): 124835;
- Sinicropi, M. S., D. Amantea, A. Caruso, C. Saturnino (2010). Chemical and biological properties of toxic metals and use of chelating agents for the pharmacological treatment of metal poisoning. *Archives of Toxicology*, 84 (7): 501–520;
- Sule, K., J. Umbsaar, E. J. Prenner (2020). Mechanisms of Co, Ni, and Mn toxicity: From exposure and homeostasis to their interactions with and impact on lipids and biomembranes. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Biomembranes*, 1862 (8): 183250;
- Talloen, W., L. Lens, S. V. Dongen, E. Matthysen (2008). Feather development under environmental stress: lead exposure effects on growth patterns in Great Tits *Parus major*. *Bird Study*, 55 (1): 108-117;
- Tian, Y., H. Zhang, W. Guo, Z. Chen, X. Wei, L. Zhang, L. Han, L. Da (2012). Assessment of the phytoremediation potential of bioenergy crop maize (*Zea mays*) in soil contaminated by cadmium: Morphology, photosynthesis and accumulation. *Fresenius Environmental Bulletin*, 21 (11): 3575-3581;
- Tisha, S. M. e T. R. Chowdhury (2020). Heavy Metal Contamination and Ecological risk assessment in the soil of tannery industry at Savar. *Chemical Engineering Research Bulletin*, 22: 106-113;
- Varennes, A. de. (2003). Produtividade dos Solos e Ambiente, 1ª edição, 490pp, Lisboa, Escolar;

- Wang, X., Z. Dan, X. Cui, R. Zhang, S. Zhou, T. Wenga, B Yan, G. Chen, Q. Zhang, L. Zhong (2020). Contamination, ecological and health risks of trace elements in soil of landfill and geothermal sites in Tibet. *Science of The Total Environment, Elsevier*, 715: 136639;
- Xia, S., Z. Song, P. Jeyakumar, S. M. Shaheen, J. Rinklebe, Y. S. Ok, N. Bolan, H. Wang (2019). A critical review on bioremediation technologies for Cr(VI) contaminated soils and wastewater. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49 (12): 1027-1078;
- Xie, Y., J. Fan, W. Zhu, E. Amombo, Y. Lou, L. Chen, J. Fu (2016). *Frontiers in Plant Science*, 31 (7) :755;
- Yahaya, S. M., F. Abubakar, N. Abdu (2021). Ecological risk assessment of heavy metal-contaminated soils of selected villages in Zamfara State, Nigeria. *SN Applied Sciences*, 3 (168): 13;
- Yamazaki, S., Y. Ueda, A. Mukai, K. Ochiai, T. Matoh (2018). Rice phytochelatin synthases OsPCS1 and OsPCS2 make different contributions to cadmium and arsenic tolerance. *Plant Direct*, 2(1): 34;
- Yan, A., Y. Wang, S. N. Tan, M. L. Mohd -Yusof, S. Ghosh, Z. Chen (2020). Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land. *Frontiers Plant Science*, 11: 359;
- Yan, Y. Y., B. Yang, X. Y. Lan, X. Y. Li, F. L. Xu (2019). Cadmium accumulation capacity and resistance strategies of a cadmium hypertolerant fern- *Microsorium fortunei*. *Science of The Total Environment*, 649 (2019): 1209–1223;
- Yang, Q., Z. Li, X. Lu, Q. Duan, L. Huang, J. Bi (2018). A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: pollution and risk assessment. *Science of the total environment*, 642 (15): 690-700;
- Yao, J., Q. Kong, Z. Qiu, L. Chen, D. Shen (2019). Patterns of heavy metal immobilization by MSW during the landfill process. *Chemical Engineering Journal*, 375: 122060;
- Ying, W., W. Chunxia, Z. Jukui, W. Chunqing (2018). Data from: the reproductive strategy in a *Chloris virgata* population in response to precipitation regimes. *Royal Society Open Science*, 5 (8): 180607;
- Young, S. D. (2013). Chemistry of heavy metals and metalloids in soils. In: Alloway, B. J. In: Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. 3, 11-50, United Kingdom, *Springer*;

- Zheng, S., Q. Wang, H. Yu, X. Huang, F. Li (2020). Interactive Effects of Multiple Heavy Metal(Loid)s on Their Bioavailability in contaminated Paddy Soils in a Large Region. *Science of the Total Environment*, 708 (15): 135126;
- Zhu, D., Y. Wei, Y. Zhao, Q. Wang, J. Han (2018). Heavy Metal Pollution and Ecological Risk Assessment of the Agriculture Soil in Xunyang Mining Area, Shaanxi Province, Northwestern China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 101 (2): 178–184;