

CLAUDIA LOPES

**ACÚMULO DE CÁDMIO E CRESCIMENTO DE PLANTAS DE
AGRIÃO, CHICÓRIA E RÚCULA CULTIVADAS EM
ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO**

Tese apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Manejo do Solo, do
Centro de Ciências Agroveterinárias, na
Universidade do Estado de Santa
Catarina, como requisito para a obtenção
do título de doutor em Manejo do solo.

Orientador: David José Miquelluti.

Coorientadora: Mari Lucia Campos

**LAGES, SC
2015**

Lopes, Claudia
Acúmulo de cádmio e crescimento de plantas de
agrião, chicória e rúcula cultivadas em Argissolo
Vermelho-Amarelo/ Claudia Lopes. - Lages, 2015.
91p. :il. ; 21 cm

Orientador: David José Miquelluti
Inclui bibliografia
Tese (doutorado) - Universidade do Estado de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias,
Programa de Pós-Graduação em Manejo do Solo,
Lages, 2015.

1. Olerícolas. 2. Contaminação. 3. Metal pesado.
I. Lopes, Claudia. II. Miquelluti, David José.
III. Universidade do Estado de Santa Catarina.
Programa de Pós-Graduação em Manejo do Solo. IV.
Título

Ficha catalográfica elaborada pelo aluno.

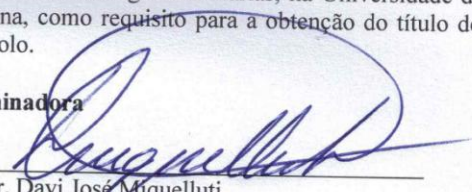
CLAUDIA LOPES

**ACÚMULO DE CÁDMIO E CRESCIMENTO DE PLANTAS DE
AGRIÃO, CHICÓRIA E RÚCULA CULTIVADAS EM
ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo do Solo,
do Centro de Ciências Agroveterinárias, na Universidade do Estado de
Santa Catarina, como requisito para a obtenção do título de doutor em
Manejo do solo.

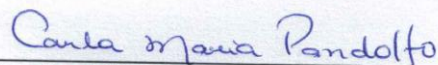
Banca examinadora

Orientador:

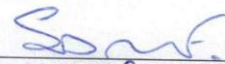

Dr. Davi José Miquelluti

Universidade do Estado de Santa Catarina-UDESC

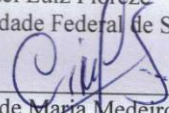
Membros


Dr.^a Carla Maria Pandolfo

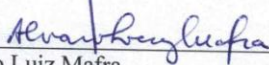
Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
- EPAGRI


Dr. Samuel Luiz Fioreze

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC


Dr.^a Cileide Maria Medeiros Coelho Arruda

Universidade do Estado de Santa Catarina-UDESC


Dr. Álvaro Luiz Mafra

Universidade do Estado de Santa Catarina-UDESC

Lages, 30/09/2015

Para Jean, meu esposo, pela
força, carinho e compreensão.
Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família, aos meus pais Ângela e Rogério e a minha irmã Karine pela força e apoio, sempre. Ao meu esposo Jean pelo amor, apoio, compreensão e companheirismo em toda minha jornada acadêmica.

Agradeço especialmente meu orientador, David Miquelluti, por todo o apoio técnico, pela confiança, força nos momentos de desânimo, por estar presente sempre que precisei e pela amizade.

Um agradecimento especial também à minha coorientadora, Mari Lucia Campos, pela fundamental contribuição para a elaboração desse trabalho, pela confiança e amizade.

Aos professores Gernano Guttler e Ricardo Casa pelas contribuições técnicas para a condução dos experimentos. Ao professor Cassandro Amarante e ao pesquisador Tássio Dresch por terem cedido os equipamentos para as análises fisiológicas.

Aos demais professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pelos ensinamentos prestados.

À bióloga Bruna Pigozzi pelo auxílio técnico nas análises de fotossíntese e aos acadêmicos Jéssica e Robson Spader que contribuíram em outras análises.

A todos os colegas do PPG em Ciência do Solo e aos colegas de laboratório, em especial a Letícia, Suzi, Ariane e Dreyce pelas dicas e por sempre compartilharem suas experiências na condução dos experimentos.

Aos laboratoristas José Ferraz Neto e Matheus Machado pelo fundamental auxílio na execução das análises.

À UDESC pela oportunidade e à CAPES, pela concessão da bolsa em parte dos estudos.

A todos, muito obrigada!

“Conhecimento não é aquilo
que você sabe, mas o que você
faz com aquilo que você sabe”

Aldous Huxley

RESUMO

LOPES, C. **Acúmulo de cádmio e crescimento de plantas de agrião, chicória e rúcula cultivadas em Argissolo Vermelho-Amarelo**. 2015 91p. Tese (Doutorado em Manejo do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages, 2015.

O cádmio (Cd) é considerado um dos metais de maior toxicidade devido à sua alta mobilidade no solo e à pequena concentração com a qual se iniciam os efeitos tóxicos nas plantas não tolerantes. Entretanto, existem espécies, muitas destas comestíveis, com a capacidade de acumular e/ou tolerá-lo sem apresentar sinais de toxidez. Nesse contexto, o objetivo do trabalho foi avaliar o acúmulo de Cd e seus efeitos sobre o metabolismo e crescimento de plantas de agrião, chicória e rúcula. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado em arranjo fatorial, três espécies de olerícolas (Agrião-*Barbarea verna*; Chicória - *Cichorium endivia*; Rúcula - *Eruca sativa*) e quatro doses de cádmio (0; 1,5; 3,0; 6,0 mg kg⁻¹), com três repetições. A semeadura foi realizada em bandejas de isopor contendo substrato comercial. Após 30 dias, as mudas foram transplantadas para bandejas de plástico, contendo 1,8 kg de solo (Argissolo Vermelho-Amarelo) previamente adubado e contendo as doses de Cd dos diferentes tratamentos. Foram plantadas seis mudas em cada bandeja, que permaneceram em casa de vegetação por 45 dias. Foram determinados a tolerância protoplasmática, o teor relativo de clorofila e a taxa fotossintética. A colheita foi realizada aos 45 dias após o transplante. Foram determinadas a massa de matéria fresca e seca. A abertura das amostras de plantas foi realizada de acordo com o método USEPA 3051A. No tecido

vegetal foram quantificados o Cd, Ca, Mg e K. No solo, foram determinados os teores de Cd, Cu e Zn disponíveis e Ca, Mg e K trocáveis antes do plantio e após a colheita. Foram calculados os coeficientes de transferência do Cd do solo para a planta, a quantidade acumulada de Cd, o índice de translocação e o índice de tolerância. Os teores de Cd na massa de matéria seca aumentaram nos tecidos das três espécies com o aumento das doses de Cd, sendo maiores na rúcula e chicória. Na dose 3 mg kg⁻¹, valor orientador de Cd para solos agrícolas (CONAMA, 2009), os teores de Cd foram 2,5; 5; 4 vezes maiores que os permitidos pela ANVISA (2013), na massa de matéria fresca do agrião, chicória e rúcula, respectivamente. A chicória foi a única espécie que apresentou diminuição de massa de matéria fresca de parte aérea com as doses de Cd. Nas raízes, houve diminuição de massa de matéria fresca e seca para chicória e rúcula. O teor relativo de clorofila e a taxa fotossintética diminuíram na rúcula e na chicória com as doses de Cd, sendo os efeitos maiores na chicória. As três espécies possuíram capacidade para translocar o Cd. Porém, no agrião e chicória a translocação foi maior nas menores doses. Os maiores valores do coeficiente de transferência (CT) foram encontrados na rúcula, o que indica a grande capacidade dessa espécie em absorver o Cd. Portanto, apesar de apenas a chicória ter apresentado sintomas visíveis de toxidez, os teores de Cd encontrado nas partes comestíveis das três espécies estão acima do máximo permitido, apresentando risco potencial à saúde humana e animal.

Palavras-chave: Olerícolas. Contaminação. Metal pesado.

ABSTRACT

LOPES, C. **Cadmium uptake and growth of landcress, chicory and rocket plants grown in Red-Yellow Podzolic.** 2015 91p. Thesis (Doctorate in Soil Management) - University of the State of Santa Catarina. Postgraduate Program in Soil Management, Lages, 2015.

Cadmium is one of the trace elements of greater toxicity due to their high mobility in soil and small concentration with which to begin the toxic effects on non-tolerant plants. However, there are species, many of these edible, with the capacity to accumulate and/or tolerate it without showing symptoms of toxicity. In this context, the aim of this study was to evaluate the accumulation of Cd and its effects on metabolism and growth of land cress, chicory and rocket. The experimental design was completely randomized in a factorial arrangement, three species of vegetable crops (land cress - *Barbarea verna*, chicory - *Cichorium endivia*; rocket - *Eruca sativa*) and four cadmium levels (0, 1.5; 3.0 e 6.0 mg kg⁻¹), with three replications. Seeds were sown in trays containing commercial substrate. After 30 days, the seedlings were transplanted to plastic trays containing 1.8 kg of previously fertilized soil (Red-Yellow Podzolic) and containing cadmium levels of different treatments. Six seedlings were planted in each tray, which remained in a greenhouse for 45 days. It was determined protoplasmic tolerance, relative chlorophyll content, photosynthetic rate. Plants were harvested at 45 days after transplantation. It was determined the fresh matter and dried matter. The opening of plant samples was performed according to the USEPA 3051A method. In plant tissues were quantified Cd, Ca, Mg and K. In the soil were determined available Cd,

Cu and Zn and exchangeable Ca, Mg and K before planting and after harvest. Soil Cd transfer coefficients, the total quantity of Cd, the translocation and the tolerance index were calculated. Cd content in the dry matter increased in the tissues of the three species with increasing Cd level and were higher in rocket and chicory. In the level 3 mg kg^{-1} , reference value of Cd in agricultural soil (CONAMA, 2009), the Cd content was 2.5; 5; 4 times higher than those allowed by ANVISA (2013), in the fresh matter of land cress, chicory and rocket, respectively. Chicory was the only species that has reduction of fresh matter of shoot with Cd levels. At the root, there was decrease of fresh matter and dry matter for chicory and rocket. The relative chlorophyll content and photosynthetic rate decreased in rocket and chicory with Cd levels, with the greatest effects in chicory. The three species have the ability to translocate the Cd. But in the land cress and chicory translocation was higher in smaller levels. The highest values of the transfer coefficient (TC) were found in rocket, which indicates the great ability of this specie to absorb Cd. Therefore, although only the chicory have presented clear signs of toxicity, Cd concentrations found in the edible parts of the three species are above the maximum allowed, presenting potential risk to human and animal health.

Keywords: Vegetable crops. Contamination. Heavy metal.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 - Massa fresca de parte aérea (a) e raiz (b) do agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....48
- Figura 2 - Massa de matéria seca de raiz do agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....49
- Figura 3 - Índice SPAD para o agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....50
- Figura 4 - Assimilação líquida de CO₂ para o agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....52
- Figura 5 - Teores de Cd na massa de matéria seca de parte aérea (a) e raiz (b) no agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....55
- Figura 6 - Quantidade acumulada de Cd na parte aérea (a) e raiz (b) do agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....60
- Figura 7 - Índice de translocação de Cd para o agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....62
- Figura 8 - Índice de tolerância para o agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....63

Figura 9 -	Danos em <i>Cichorium endivia</i> (Chicória) em solo contaminado com Cd.....	65
Figura 10-	Teores de cálcio (a); magnésio (b) e potássio (c) na parte aérea em mg kg ⁻¹ do agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....	67
Figura 11-	Coeficiente de transferência (CT) do Cd do solo para a planta em agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....	69
Figura 12-	Cálcio (a) e potássio trocáveis (b) e cobre disponível (c) no solo após a colheita em agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Concentração de Cd em vegetais comestíveis em solos não contaminados de vários países.....	37
Tabela 2 -	Caracterização química e granulometria do solo utilizado no experimento em condições naturais (camada de 0 a 20 cm).....	42
Tabela 3 -	Teores de Cd na massa de matéria seca de parte aérea e raiz do agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....	56
Tabela 4 -	Teores de Cd na massa de matéria fresca de parte aérea e raiz do agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....	58
Tabela 5 -	Índice de translocação de Cd em agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....	62
Tabela 6 -	Índice de tolerância em agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....	64
Tabela 7 -	Teores disponíveis de Cd no solo antes do plantio (AP) e depois da colheita (DC) no agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....	68
Tabela 8 -	Coeficiente de transferência do Cd do solo para a planta em agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....	70

Tabela 9 - Média dos teores de Ca, Mg e K trocáveis e Cu e Zn disponíveis no solo, antes do plantio (AP) e depois da colheita (DC) em agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.....	71
--	----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	21
2 HIPÓTESES	23
3 OBJETIVOS	24
3.1 OBJETIVO GERAL	24
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	24
4 REFERENCIAL TEÓRICO	25
4.1 FONTES DE CÁDMIO	25
4.2 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO CÁDMIO.....	25
4.3 TEORES DE CÁDMIO NO SOLO	27
4.4 FATORES DO SOLO QUE AFETAM A ABSORÇÃO DE CÁDMIO PELAS PLANTAS	28
4.5 EFEITO TÓXICO DO CÁDMIO EM PLANTAS NÃO TOLERANTES	30
4.6 MECANISMOS DE ABSORÇÃO, TOLERÂNCIA E ACÚMULO DE CÁDMIO	32
4.7 CÁDMIO NAS FAMÍLIAS BRASSICACEAE E ASTERACEAE	34
4.8 TEORES DE CÁDMIO EM VEGETAIS COMESTÍVEIS	36
5 MATERIAL E MÉTODOS.....	41
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
6.1 PLANTAS	47
6.1.1 Produção de massa de matéria fresca e seca	47
6.1.2 Teor relativo de clorofila.....	50
6.1.3 Assimilação líquida de CO ₂	51

6.1.4 Tolerância Protoplasmática	53
6.1.5 Teores e acúmulo de Cd na planta	54
6.1.5.1 Teores de Cd na massa de matéria seca.....	54
6.1.5.2 Teores de Cd na massa de matéria fresca	57
6.1.5.3 Quantidade acumulada de Cd na planta.....	59
6.1.6 Índice de translocação.....	61
6.1.7 Índice de tolerância.....	63
6.1.8 Sintomas de toxidez	64
6.1.9 Efeito do Cd nos teores de Ca, Mg e K na planta.....	66
6.2 SOLO	68
6.2.1 Teores de Cd no solo	68
6.2.2 Coeficiente de transferência solo-planta.....	69
6.2.3 Nutrientes no solo	70
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	75
8 CONCLUSÕES.....	76
REFERÊNCIAS.....	77
APÊNDICE	89
APÊNDICE A - Quadro de análise da variância das variáveis relativas à planta	89
APÊNDICE B - Quadro de análise da variância das variáveis relativas aos índices obtidos	90
APÊNDICE C - Quadro de análise da variância das variáveis relativas ao solo.	91

1 INTRODUÇÃO

O cádmio é considerado um dos metais de maior ecotoxicidade, devido a alta mobilidade nos solos, provocando efeitos adversos em processos biológicos de seres humanos, animais e plantas (KABATA-PENDIAS; MUKHERJEE, 2007). Segundo a lista publicada pela *Agency for toxic substances and disease registry* (ATSDR, 2013) com as 275 substâncias consideradas como ameaças a saúde humana, o cádmio ocupa o sétimo lugar.

A exposição crônica ao cádmio pode causar danos aos rins e ao fígado e deformação nos ossos, tornando-os frágeis e quebradiços. Outros efeitos são: toxicidade reprodutiva e danos nos sistemas hematológico e imunológico. O Departamento de Saúde e Serviços Humanos dos EUA (DHHS) e a Agência Internacional para Pesquisa sobre Câncer (IARC) classificaram o Cd e seus compostos como cancerígenos. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) classifica o Cd como um provável carcinógeno humano (ATSDR, 2012).

O alimento é uma das principais fontes de exposição ao cádmio para a população. Em geral os produtos vegetais contêm mais cádmio que os produtos de origem animal (CETESB, 2012). Os vegetais folhosos como, alface e espinafre, batatas e grãos, como amendoim, soja e sementes de girassol podem conter altos níveis do elemento (ATSDR, 2012). O cádmio é tóxico para plantas não tolerantes, mesmo em baixas concentrações. Em folhas, teores entre 5 e 10 mg kg⁻¹ de Cd, resultam em efeitos tóxicos para a maioria das plantas (GALLEGO et al., 2012). Entretanto, algumas espécies de plantas, cultivadas em altas concentrações desse elemento, apresentam funções biológicas normais, pois desenvolveram formas de se adaptar a esse ambiente (PRASAD; FREITAS, 2003). Existem espécies que podem tolerar e acumular Cd sem apresentar sintomas de toxicidade (ALLOWAY, 1990).

Algumas famílias são conhecidas por seu potencial acumulador de Cd como a Brassicaceae e Asteraceae (BABULA et al., 2012). Essas famílias possuem várias espécies alimentares importantes para a nutrição, porém, algumas pouco estudadas quanto a capacidade em acumular Cd e o efeito desse metal na planta, como a *Eruca sativa* (rúcula), *Barbarea verna* (agrião) e *Cichorium endivia* (chicória). Portanto, considerando o exposto e a necessidade de se conhecer a influencia do solo na absorção do Cd pelas plantas, uma vez que a maioria dos trabalhos sobre acúmulo de Cd é realizada em hidroponia, torna-se pertinente aprofundar os conhecimentos em relação a absorção e acúmulo desse elemento por plantas comestíveis cultivadas em solos contaminados, visando garantir a qualidade e a segurança alimentar.

2 HIPÓTESES

1 - O aumento das doses de Cd aplicadas ao solo resulta no aumento dos teores de Cd nos tecidos de *Barbarea verna*, *Cichorium endivia* e *Eruca sativa* e existem diferenças quanto à capacidade de absorção e acúmulo do Cd entre as espécies olerícolas estudadas;

2 - Há diminuição e diferença entre as espécies estudadas no crescimento, teor de clorofila, taxa fotossintética e tolerância protoplasmática com o aumento das doses de Cd no solo;

3- O coeficiente de transferência do Cd do solo para a planta e a capacidade de translocação do Cd das raízes para a parte aérea varia entre as espécies estudadas;

4 - No tecido vegetal, há diminuição na concentração de nutrientes com o aumento das doses de Cd. E no solo, diminuição nos teores de nutrientes após a colheita, comparando-os com antes do plantio.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o acúmulo de Cd e seus efeitos sobre o metabolismo e crescimento de plantas de *Barbarea verna* (agrião), *Cichorium endivia* (chicória) e *Eruca sativa* (rúcula).

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1 - Quantificar os teores de Cd nas partes comestíveis de *Barbarea verna*, *Cichorium endivia* e *Eruca sativa* em solo com doses crescentes desse metal comparando-os com os valores máximos permitidos na legislação;
- 2 - Verificar o efeito das doses crescentes de Cd no crescimento, teor relativo de clorofila, na taxa fotossintética e tolerância protoplasmática das espécies estudadas;
- 3 - Analisar as espécies *Barbarea verna*, *Cichorium endivia* e *Eruca sativa* quanto ao coeficiente de transferência do Cd do solo para a planta e a translocação do Cd da raiz para a parte aérea;
- 4 - Avaliar a existência de alterações dos teores de nutrientes no solo e na parte aérea das espécies estudadas com o aumento das doses de Cd.

4 REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 FONTES DE CÁDMIO

As fontes naturais de cádmio na atmosfera são a atividade vulcânica, a erosão de rochas sedimentares e fosfáticas e os incêndios florestais. As fontes antropogênicas incluem as atividades de mineração, produção, consumo e disposição de produtos que o utilizam (baterias de níquel-cádmio, pigmentos, estabilizadores de produtos de PVC, recobrimento de produtos ferrosos e não-ferrosos, ligas de cádmio e componentes eletrônicos). As fontes consideradas “inadvertidas” são aquelas nas quais o elemento é constituinte natural do material que está sendo processado ou consumido: metais não-ferrosos, ligas de zinco, chumbo e cobre, emissões de indústrias de ferro e aço, combustíveis fósseis (carvão, óleo, gás, turfa e madeira), cimento e fertilizantes fosfatados (CETESB, 2012).

O Cd é produzido principalmente como um subproduto da mineração e refino de Zn. Geralmente, 3 kg de Cd para cada 1.000 kg de Zn são produzidos. Também pode ser recuperado através da reciclagem de materiais como baterias de Zn-Cd, de Ni-Cd e Ag-Cd. Altas quantidades do elemento também são utilizadas na síntese de pigmentos (amarelo), em revestimentos e como estabilizadores para plásticos (KABATA-PENDIAS, 2011).

4.2 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO CÁDMIO

O cádmio, número atômico 48, massa atômica relativa 112,4, é um elemento metálico pertencente ao grupo 12 da tabela periódica. Raramente é encontrado no estado puro (WHO, 1992). É um metal relativamente raro, ou seja, o 67º em ordem de abundância (ALLOWAY, 1990). Apresenta várias propriedades físicas e químicas semelhantes ao Zn, o

que explica a existência dos dois minerais juntos na natureza. Em minerais e minérios, o Cd e o Zn são encontrados geralmente em uma relação que varia, respectivamente entre 1:100 e 1:1000, ocorrendo principalmente na forma de sulfetos (CARDOSO; CHASIN, 2001). Não há evidências da existência de compostos orgânicos de cádmio na natureza, ou seja, ligado covalentemente com carbono. Alguns sais de cádmio como os sulfetos, carbonatos e também óxidos são praticamente insolúveis em água. Entretanto, podem ser convertidos para sais solúveis em água sob a influência de oxigênio e ácidos. Os sulfatos, nitratos e halogenados são solúveis em água (WHO, 1992).

Em solos continuamente alagados, a baixa solubilidade do sulfeto de cádmio resulta em sua baixa mobilidade. Este fato pode ser utilizado como vantagem em solos severamente contaminados, por limitar sua biodisponibilidade. Solos bem drenados contaminados com Cd muitas vezes permitem que níveis perigosos desse elemento sejam absorvidos pelas culturas. No entanto, os mesmos solos inundados, por exemplo, para a produção de arroz resultam numa absorção muito menor de Cd (McBRIDE, 1994).

O efeito tóxico do metal é determinado mais pela sua forma que por sua concentração. O íon Cd^{+2} tem maior probabilidade de ser adsorvido pelas partículas do solo que suas formas neutras e aniônicas. A concentração e a especiação do metal na solução do solo dependem parcialmente da concentração de ligantes e da constante de estabilidade do complexo ligante-metal. As principais espécies químicas de Cd na solução de solos latossólicos são (em ordem decrescente): Cd(II) , $\text{CdSO}_4(0)$ e CdCl^+ em solos ácidos, e Cd(II) , CdCl^+ , $\text{CdSO}_4(0)$ e CdHCO^{3+} em solos alcalinos (ALLOWAY, 1900).

Em condições de oxidação, ocorre a liberação do íon Cd^{+2} , solúvel e móvel nos processos de intemperismo. Nestas condições é mais solúvel que o Zn^{+2} e em solos bem drenados possui de média a alta mobilidade. A alta mobilidade é

atribuída ao fato de o Cd^{+2} ser adsorvido fracamente na matéria orgânica, silicatos e óxidos, exceto em situações aonde o pH seja superior a 6. Acima de pH 7, o Cd^{+2} pode precipitar com CaCO_3 ou precipitar como CdCO_3 ; os fosfatos de Cd também podem limitar a solubilidade. Portanto, a mobilidade e a biodisponibilidade do Cd em solos neutros e alcalinos é baixa. Em solos ácidos a calagem é um meio eficaz para limitar a absorção de Cd pelas plantas (McBRIDE, 1994).

O equilíbrio entre o Cd na solução do solo e o adsorvido na fase sólida depende do pH, da natureza química da espécie do metal, da estabilidade dos complexos, da força de ligação dos grupamentos funcionais, da força iônica da solução e da competição entre íons. Na solução do solo, a concentração de Cd tende a diminuir com o aumento do pH. Isso ocorre devido ao aumento da: (i) hidrólise, (ii) densidade de adsorção e (iii) cargas negativas dependentes de pH. A competição com outros metais como Ca, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn pode inibir a adsorção de Cd. Solos contendo CaCO_3 podem sorver Cd e reduzir sua biodisponibilidade. A complexação do Cd com certos ligantes na solução do solo pode ter maior efeito na quantidade sorvida (ALLOWAY, 1990).

4.3 TEORES DE CÁDMIO NO SOLO

Em nível mundial, a concentração média de Cd no solo é estimada em $0,41 \text{ mg kg}^{-1}$, situando-se entre $0,2$ e $1,1 \text{ mg kg}^{-1}$. Aparentemente, valores maiores que aqueles de referência refletem o impacto antropogênico na concentração de Cd na superfície do solo (KABATA-PENDIAS, 2011). Porém, o principal fator determinante dos teores de Cd é o material de origem; solos derivados de rochas ígneas têm em média $0,1 - 0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd; de rochas metamórficas em média $0,1 - 1,0 \text{ mg kg}^{-1}$ e derivados de rochas sedimentares entre $0,3 - 11 \text{ mg kg}^{-1}$. Teores menores que 1 mg kg^{-1} são esperados para a maioria dos solos (ALLOWAY, 1990).

Altos teores de Cd também podem ser encontrados na maioria dos fosforitos utilizados na fabricação de fertilizantes, o que resulta na contaminação de solos agrícolas com a utilização de fertilizantes fosfatados. Campos et al. (2005) determinaram teores de metais pesados em fosfatos de rochas nacionais e importados e encontraram para os fosfatos nacionais teores médios de $8,7 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd e para importados, em média, 77 mg kg^{-1} de Cd. Altos teores de Cd encontrados no solo também podem ser provenientes da deposição de partículas resultantes da queima de combustíveis fósseis e incineração de resíduos gerados da produção de ferro e aço. A volatilidade de Cd quando aquecido acima de 400°C contribui para a emissão atmosférica.

A utilização de lodo de esgoto na agricultura também contribui para o aumento dos teores nos solos. Embora seja uma forma conveniente de descarte de resíduos e uma fonte de N e P, a aplicação de lodo de esgoto, pode resultar em solos contaminados com Cd, o que pode conduzir ao aumento da absorção desse elemento pelas culturas (ALLOWAY, 1990). Num experimento realizado por Chumbley; Unwin (1982) com culturas agrícolas em solo com histórico de aplicação de lodo de esgoto, os solos apresentaram teores de Cd entre 0,1 e $26,2 \text{ mg kg}^{-1}$. Os resultados foram apresentados para 11 espécies de vegetais, das quais *Spinacia oleracea* (espinafre), *Raphanus sativus* (rabanete) e *Lactuca sativa* (alface) foram as espécies que apresentaram maior concentração de Cd nos tecidos. Os valores foram 1; 0,63; $0,54 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente.

4.4 FATORES DO SOLO QUE AFETAM A ABSORÇÃO DE CÁDMIO PELAS PLANTAS

O Cd é efetivamente absorvido pelo sistema radicular e pode também ser acumulado, embora não possua função biológica nos processos metabólicos das plantas (KABATA-PENDIAS, 2011).

Os processos químicos que afetam a disponibilidade de Cd no solo, possibilitando a sua absorção pelas plantas são importantes considerando o impacto da contaminação do solo na saúde humana. Os principais fatores são: a concentração, a origem do elemento, o pH do solo, a capacidade de sorção do solo e o efeito redox (ALLOWAY, 1990).

Com relação à concentração do elemento, Alloway (1990) encontrou forte correlação entre o Cd total do solo e o teor do elemento em porções comestíveis de couve, cenoura e alface cultivados em 50 diferentes solos poluídos. No estudo realizado por Pereira et al. (2011), foram avaliados a disponibilidade de Cd no solo e seu acúmulo nas culturas de alface e arroz. A concentração de Cd nas raízes e parte aérea aumentou com as doses de Cd aplicadas no solo. Na alface, para as doses 1,3 e 3,0 mg kg⁻¹, foram encontradas, nas folhas, concentrações entre 55 e 100 mg kg⁻¹, respectivamente.

A origem do Cd no solo também pode afetar sua biodisponibilidade. Alloway (1990) encontrou maior acúmulo, em partes comestíveis da planta, de Cd proveniente de fontes inorgânicas como mineração, do que em solos tratados com lodo de esgoto. Porém, o pH do solo é o principal fator que determina a biodisponibilidade de Cd no solo, devido ao fato dele afetar todos os mecanismos de adsorção e especiação de metais na solução do solo. Com o aumento da acidez, ocorre o aumento da atividade do Cd⁺², o que é parcialmente devido à dissolução de óxidos hidróxidos e seus co-precipitados com metais e a reduzida adsorção em colóides devido ao decréscimo de cargas negativas dependentes de pH (ALLOWAY, 1990). Pierangeli et al. (2005) verificaram aumento na adsorção de cádmio no solo de 1,3; 1,7 e 2,2 vezes decorrente da elevação do pH de 4,5 para 5,5; de 5,5 para 6,5 e de 4,5 para 6,5, respectivamente, em Latossolos brasileiros. A matéria orgânica também possui importância na adsorção do cádmio, entretanto, como o pH controla a complexação do metal pela matéria orgânica, não é possível dissociar o efeito

da matéria orgânica daquele resultante do pH (KABATA-PENDIAS; MUKHERJEE, 2007).

A capacidade de sorção do solo também tem influência sobre a absorção de Cd pelas plantas. Geralmente o teor do elemento na planta é inversamente proporcional a CTC do solo no qual ela está sendo cultivada. A matéria orgânica contribui em parte para a CTC do solo e também adsorve metais pesados por formar complexos com eles (ALLOWAY, 1990). Costa et al. (2007) avaliaram a biodisponibilidade de Cd e Pb em solos do Rio Grande do Sul e constataram que o Cd apresentou maior mobilidade que Pb nos solos, notadamente naqueles com maior fração areia, fração argila com baixa CTC e com os menores teores de matéria orgânica. Reis et al. (2014) encontraram maior capacidade de adsorção de Cd em Latossolos com CTC e pH elevados. Dentre os Latossolos estudados, o Latossolo Vermelho eutrófico foi o que mais se destacou, provavelmente, devido aos valores elevados de CTC, pH, teor de argila e matéria orgânica.

Quanto às condições redox, segundo Kabata-Pendias; Mukherjee (2007) o cádmio é fortemente retido em solos alagados (condição redutora), mas está disponível em ambientes mais secos (condição oxidante). O arroz cultivado em ambiente alagado acumula menos Cd e apresenta menores perdas no rendimento do que aquele desenvolvido em condições oxidantes, o que é relacionado à formação de sulfeto de cádmio em condições anóxicas (ALLOWAY, 1990).

4.5 EFEITO TÓXICO DO CÁDMIO EM PLANTAS NÃO TOLERANTES

O cádmio é considerado um dos metais de maior toxicidade devido a sua alta mobilidade no solo e a pequena concentração nas quais se iniciam os efeitos tóxicos nas plantas não tolerantes. Os principais sintomas de toxidez são a clorose e o nanismo. A clorose parece estar relacionada à deficiência

de Fe, o que pode ser devido ao Cd suprimir a absorção de Fe, induzir a deficiência ou ocasionar problemas no transporte de Mn e P. Os efeitos podem variar de acordo com a espécie, mas no geral, o Cd interfere na absorção, transporte e utilização de água, Ca, Mg, P e K pelas plantas. O cádmio também pode induzir danos citogenéticos, como degeneração de organelas celulares, inibição da proliferação celular e alterações cromossômicas. Possui também efeito no metabolismo de muitas espécies, reduzindo a concentração de ATP, clorofila e diminuindo a produção de oxigênio (DAS et al., 1997).

Segundo Sanità de Toppi; Gabrielli (1999), como geralmente a entrada de Cd nas plantas ocorre pelas raízes, elas são susceptíveis a sofrer os primeiros danos. Também pode causar danos no sistema fotossintético, induzir estresse oxidativo e inibir a atividade de muitas enzimas antioxidantes como: superóxido dismutase, catalase, ascorbato peroxidase, glutatona redutase e dehidroascorbato redutase.

Pandey; Sharma (2002) expuseram *Brassica oleracea* var. *capitata* (couve) cultivada em areia a níveis altos de Cd ($56,2 \text{ mg kg}^{-1}$). As plantas apresentaram coloração púrpura ao longo das margens da folha. Além disso, houve diminuição da absorção de Fe e sua translocação para as folhas, dos teores de clorofila, da atividade das enzimas catalase e peroxidase, do potencial hídrico e das taxas de respiração.

Existem, contudo, espécies de plantas que são tolerantes e que podem acumular Cd sem apresentar sinais de toxicidade (ALLOWAY, 1990), como por exemplo, a *Brassica juncea* (mostarda-da-índia), estudada pelo seu potencial fitorremediador em solos contaminados (BABULA et al., 2012; JAHANGIR et al., 2008; SETH et al., 2008).

4.6 MECANISMOS DE ABSORÇÃO, TOLERÂNCIA E ACÚMULO DE CÁDMIO

Espécies e cultivares de plantas diferem em suas habilidades para absorver, acumular e tolerar metais pesados (ALLOWAY, 1990). Algumas espécies de plantas vasculares têm adquirido/evoluído uma ampla gama de estratégias de tolerância ao Cd (PRASAD, 1995). Estas plantas desenvolveram diversos mecanismos para eliminar os efeitos nocivos do Cd, como exclusão, ligação à parede celular, quelação por moléculas orgânicas e compartimentalização do metal em vacúolos. Plantas apenas tolerantes, não acumuladoras, são geralmente excludoras, limitando a entrada de metais pesados e a sua translocação para a parte aérea (GALLEGO et al., 2012).

Os metais pesados entram nas células vegetais através de sistemas de transporte envolvidos na absorção de micronutrientes. Porém, a absorção de Cd ocorre através de carreadores transmembranas envolvidas na absorção de Ca^{2+} ; Fe^{+2} ; Mg^{+2} ; Cu^{+2} ; Zn^{+2} . Com efeito, alguns destes metais presentes na solução rizosférica podem inibir a absorção do Cd e seu acúmulo nas raízes de plantas. Os níveis de cálcio podem afetar a absorção do Cd porque ele compete pelos canais de Ca (GALLEGO et al., 2012).

O Cd, junto com Mn, Zn, B, Mo e Se é reconhecido como sendo um metal prontamente translocado para a parte aérea após a absorção pelas raízes. A especiação de Cd nos tecidos comestíveis da planta é um fator importante na determinação de sua acumulação no corpo humano. O Cd tem sido encontrado ligado a proteínas citoplasmáticas que usualmente contém cisteína e são coletivamente chamadas de fitoquelatinas. Essas proteínas têm sido identificadas em cogumelos, feijão, soja, couve, trigo e outras. Elevadas concentrações de Cd nos tecidos das plantas podem ser o gatilho para a formação de fitoquelatinas (ALLOWAY, 1990).

A distribuição de Cd dentro da planta é influenciada pelo transporte das raízes para a parte aérea via xilema, transferência do xilema para o floema e transporte através do floema. Juntamente com a acumulação, ela está relacionada à espécie, cultivar, condições de desenvolvimento e à presença de outros elementos (GRANT, 2008). Em relação às cultivares, Iqbal et al. (2010) testaram duas cultivares de mostarda-da-índia: Pusa Jai Kisan (tolerante ao Cd) e SS2 (sensível ao Cd), tratadas com 0; 25 e 50 $\mu\text{mol L}^{-1}$. A cultivar SS2 acumulou, nas doses 25 e 50 $\mu\text{mol L}^{-1}$, maior concentração de Cd nas folhas (131,28 e 299,95 mg kg^{-1}) do que a cultivar tolerante (68,01 e 90,12 mg kg^{-1}). A cultivar Pusa Jai Kisan apresentou maior atividade das enzimas antioxidantes (catalase, ascorbato peroxidase e glutathione redutase). O menor stress oxidativo em Pusa Jai Kisan resultou em menor redução da fotossíntese e crescimento do que em SS2. Consequentemente, Pusa Jai Kisan teve menor diminuição em sua área foliar, clorofila, fotossíntese e massa seca em comparação a SS2. Fontes et al. (2014) avaliaram a transferência de Cd do solo em duas cultivares de alface. Os teores na cultivar CRV foram maiores que na CMM. Dentre as duas, a cultivar CRV tem maior potencial para se desenvolver em solos contaminados com Cd. Seria uma vantagem em termos de produtividade, porém, desvantagem na qualidade do produto.

O cádmio é um dos elementos que podem ser acumulados nas plantas em níveis superiores a 0,01% da massa seca de parte aérea, sem causar sintomas de toxicidade. A classe de plantas chamadas hiperacumuladoras combina tolerância extrema e acumulação foliar de metais pesados (GALLEGO et al., 2012). Hiperacumuladoras são espécies de plantas capazes de acumular alta quantidade de metais em seus tecidos, em concentrações 10 a 1000 vezes maiores que aquelas toleradas por outras plantas. Uma hiperacumuladora de Cd pode apresentar concentração de 100 mg kg^{-1} em seus tecidos, enquanto a concentração normal na maioria das plantas é de

0,1 mg kg⁻¹. Cerca de 450 espécies de angiospermas foram identificadas como espécies hiperacumuladoras de metais pesados, das quais, cerca de 25%, pertencem a família Brassicaceae (RASCIO; NAVARI-IZZO, 2011).

4.7 CÁDMIO NAS FAMÍLIAS BRASSICACEAE E ASTERACEAE

A família Brassicaceae possui 11 gêneros e 87 espécies que são reconhecidamente hiperacumuladoras de cádmio. Dentro dessa família, as espécies mais importantes, nesse quesito, são: *Arabidopsis halleri*, *Arabidopsis thaliana*, *Brassica juncea*, *Thlaspi caerulescens*, *Thlaspi praecox* (BABULA et al., 2012).

As brassicáceas são culturas alimentares importantes e consideradas fonte de óleo vegetal e proteínas para a nutrição humana. Além disso, são bem conhecidas por seus nutrientes variados tais como vitaminas, glucosinolatos, açúcares solúveis, gorduras, carotenóides e fibras. O cultivo em solos contaminados pode levar tanto à inibição do crescimento quanto à acumulação de metais em tecidos, resultando em riscos aos seres humanos e animais, caso esses tecidos vegetais forem ingeridos. O crescimento de algumas espécies de brássicas tem sido retardado pelo acúmulo de cádmio, cobre, chumbo e zinco; por outro lado, a mostarda-da-índia, tem sido apontada como acumuladora de elevados níveis de cádmio, cromo e níquel (JAHANGIR et al., 2008).

Estudos têm sido realizados em relação ao potencial da mostarda-da-índia e sua utilização como fitorremediadora de Cd em solos contaminados. Seth et al. (2008), num experimento em hidroponia, investigaram o efeito de diferentes concentrações de Cd (10-160 µmol L⁻¹) em mostarda-da-índia, com relação à sua acumulação e toxicidade. O acúmulo máximo de Cd ocorreu após 28 dias e foi de 1925 mg kg⁻¹, em raízes, e 977 mg kg⁻¹, em folhas. Também foi observado que a

espécie tem a capacidade de inibir o stress oxidativo, através do aumento dos níveis de glutathione e da atividade de glutathione redutase e ao acréscimo dos níveis de fitoquelatinas, que indicam a capacidade da planta para detoxificar o metal via quelatação e seqüestro no vacúolo.

A canola (*Brassica napus*) também tem sido avaliada quanto ao seu uso como fitorremediadora. Nouairi et al. (2006) testaram o seu potencial para a fitorremediação de Cd em solos contaminados comparando-a com mostarda-da-índia. Foram utilizadas concentrações de 0, 25, 50 e 100 μM de Cd, durante 15 dias em hidroponia. A maior parte do Cd absorvido ficou retida nas raízes de ambas as espécies. Porém, a mostarda-da-índia acumulou três vezes mais Cd na parte aérea (1450 mg kg^{-1}) que a canola (555 mg kg^{-1}) na dose 100 μM . Os autores também avaliaram alterações na membrana lipídica e os resultados mostraram que a mostarda-da-índia apresentou maior estabilidade nas membranas celulares. Selvam et al. (2009) avaliaram o potencial de acumulação de Cd em canola consorciada com *Brassica parachinenses* (couve da malásia) e *Zea mays* (milho) nas concentrações de Cd: 0, 3, 6, 12, 25 e 50 mg kg^{-1} . A concentração de Cd na parte aérea de canola foi maior quando em consórcio com couve da malásia e significativamente maior quando em consórcio com milho. Os autores consideraram a canola como uma espécie moderadamente acumuladora de Cd. Apesar do consórcio com outras espécies parecer um método eficaz para a fitorremediação, aquele com couve da malásia não foi promissor. Além disso, o fato de a couve da malásia ser uma espécie consumível pode representar risco à saúde.

Outras brassicáceas também têm sido avaliadas quanto ao potencial em acumular Cd. Barbosa (2011) avaliou a absorção em *Brassica rapa* (nabiça) e observou, na dose 25 $\mu\text{mol L}^{-1}$ em hidroponia, após 10 dias de exposição, a concentração de 220,6 mg kg^{-1} de Cd na massa seca das folhas, comprovando a sua elevada capacidade de absorver e

transportar Cd para a parte aérea. Não foram observadas alterações em aspectos como a cor e o tamanho de folhas, com o aumento da concentração de 10 μM para 25 μM de Cd. Foram detectadas alterações nas concentrações de Na, K, Zn e Fe das folhas e, mesmo na concentração mais baixa (10 μM), houve o aumento no teor de H_2O_2 que leva ao stress oxidativo.

A família Asteraceae, juntamente com as famílias Brassicaceae, Caryophyllaceae, Cyperaceae, Cunouniaceae, Fabaceae, Flacourtiaceae, Lamiaceae, Poaceae, Violaceae e Euphobiaceae reúnem o maior número de espécies hiperacumuladoras de metais (PRASAD; FREITAS, 2003). Simon et al. (1996) demonstraram que a chicória (*Cichorium intybus*), pertencente à família Asteraceae é uma espécie com potencial para indicar locais contaminados por metais pesados. Os autores encontraram acúmulo de 10 a 300 mg kg^{-1} de Cd na parte aérea e de 10 a 890 mg kg^{-1} nas raízes e rizoma da espécie, utilizando doses no solo de 0,5 a 50 μM (0,05 a 5,62 mg kg^{-1}) do elemento. Katheeb et al. (2014) avaliaram o efeito do Cd^{+2} na germinação, crescimento e outros processos em chicória anã (*Cichorium pumilum*), utilizando doses de 50 a 1600 μM (5,62 a 180 mg kg^{-1}) de Cd e observaram que ele afetou severamente os processos fisiológicos, bioquímicos e moleculares dessa espécie. Akoumianakis et al. (2008) encontraram teores de até 35 mg kg^{-1} (peso seco) em chicória (*Cichorium endivia*) em doses de 0 a 20 mg kg^{-1} de Cd, no entanto, não detectaram efeito sobre a massa seca e a massa fresca.

4.8 TEORES DE CÁDMIO EM VEGETAIS COMESTÍVEIS

Concentrações elevadas de Cd em vegetais são motivo de grande preocupação, pois a ingestão pode ser a via de entrada no organismo humano e de animais. Portanto, a tolerância e a adaptação de algumas espécies de plantas a altos níveis de Cd, embora importantes do ponto de vista ambiental,

geram riscos à saúde. Por isso, os teores em plantas, alimentos e plantas forrageiras tem sido amplamente estudado (KABATA-PENDIAS, 2011). A quantificação dos teores de Cd em plantas comestíveis, produzidas sob condições de solos não contaminados de vários países, mostra as maiores concentrações não apenas em vegetais folhosos, mas também em cenouras e batatas (KABATA-PENDIAS, 2011). As concentrações de Cd observadas nas plantas comestíveis são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Concentração de Cd em vegetais comestíveis em solos não contaminados de vários países.

Planta	Concentração
	----- mg kg ⁻¹ -----
Cereais, grãos	0,056 – 0,032
Trigo, grãos	0,020 – 0,070
Cevada, grãos	0,013 – 0,022
Legumes	0,001 – 0,030
Brócolis	0,010
Couve	0,005 – 0,010
Alface	0,029 – 0,400
Cenoura	0,030 – 0,240
Cebola	0,080
Batata	0,016 – 0,300
Tomate	0,030
Espinafre	0,043 – 0,150

Fonte: KABATA-PENDIAS (2010).

O valor de investigação para Cd em solos agrícolas no Brasil é de 3 mg kg⁻¹ (CONAMA, 2009). A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO) e a Comissão Conjunta de Peritos em Aditivos Alimentares (JECFA) estabeleceu em 2010, uma dose tolerável mensal para absorção de Cd, de 25 µg kg⁻¹ de peso corpóreo. E um limite máximo de 3µg L⁻¹ de Cd para água de consumo (WHO, 2010). Com relação a quantidade de Cd permitida em vegetais folhosos, a COMISSÃO EUROPÉIA (2011) estabelece que o

teor máximo permitido de Cd em produtos hortícolas de folhas, plantas aromáticas frescas e algumas espécies de cogumelo é de 0,2 mg kg⁻¹ de peso fresco. No Brasil, a concentração de Cd em alimentos é regulamentada pela ANVISA. Até 2013 o consumo de Cd era regulamentado pelo Decreto nº 55.871 de 1965, o qual estabelecia como limite máximo tolerável, teores de 0,2 a 0,5 mg kg⁻¹ para bebidas e 1 mg kg⁻¹ para alimentos em geral. Atualmente, a Resolução – RDC nº42 de 2013 dispõe sobre limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos e estabelece para Cd, em hortaliças de folha e ervas aromáticas frescas, o limite de 0,2 mg kg⁻¹ (peso fresco).

Estudos têm sido realizados para avaliar a concentração de Cd em vegetais comestíveis cultivados em áreas contaminadas. Magna et al. (2013) avaliaram os teores de Cd em alimentos comestíveis cultivados em solos contaminados por metalúrgica, na área urbana de Santo Amaro – BA. Nas plantas analisadas, os teores variaram na faixa de 0,04 mg kg⁻¹ a 7,39 mg kg⁻¹. As maiores concentrações foram detectadas em *Veronia bahiensis* (Erva alumã) com 7,39 mg kg⁻¹ e *Cybopogon citratus* (capim santo) com 6,68 mg kg⁻¹. Segundo os autores, todos os frutos analisados apresentaram concentrações médias acima do valor limite estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (OMS), de 0,05 mg kg⁻¹. No estudo realizado por Pereira et al. (2011), foram avaliados a disponibilidade de Cd no solo e seu acúmulo nas culturas de *Lactuca sativa* (alface) e *Oriza sativa* (arroz). A concentração nas raízes e parte aérea aumentou com as doses de Cd aplicadas no solo. Na alface, para as doses 1,3 e 3,0 mg kg⁻¹, foram encontradas, nas folhas, concentrações entre 55 e 100 mg kg⁻¹, respectivamente. Simon et al. (1996) demonstraram que chicória (*Cichorium intybus*) pode ser uma espécie indicadora de área contaminada, por acumular de 10 a 300 mg kg⁻¹ de Cd na parte aérea, e de 10 a 890 mg kg⁻¹ nas raízes, quando cultivada em solução nutritiva com concentração de Cd entre 0,5 e 50 µM. Melo et al. (2014) avaliaram o Fator de

Bioconcentração (FBC) em *Pisum sativum* (ervilha), *Sorghum bicolor* (sorgo), *Glycine Max* (soja) e *Zea mays* (milho) nas doses 0,65; 1,3; 2,6; 5,2 e 10,4 mg kg⁻¹ de Cd. O FBC indica a habilidade da planta absorver determinado metal do solo. Espécies não acumuladoras possuem FBC menor que 1. Entretanto, o FBC foi maior que 1 para Cd em quase todas as culturas e partes da planta (raízes, caules e folhas), indicando que o Cd é facilmente absorvido pelas plantas.

Quanto à capacidade dos vegetais folhosos em acumular Cd, estudo realizado por Khan et al. (2010) mostrou elevadas concentrações de elementos-traço nas partes comestíveis de vários vegetais, tais como, *Spinacia oleraceae* (espinafre), *Brassica campestris* (mostarda-do-campo), *Brassica oleraceae* (couve) e *Cichorium intybus* (chicória) cultivadas em diferentes locais do Paquistão. A concentração média de Cd permaneceu entre 0,24 e 2,10 mg kg⁻¹, ultrapassando os limites (0,1-0,2 mg kg⁻¹) estabelecidos pela States Environmental Protection Administration (SEPA). A maior concentração de Cd foi detectada em espinafre. Ele foi o metal que apresentou, na média, o maior fator de translocação.

Peris et al. (2007) analisaram teores de elementos-traço nas partes comestíveis de *Lactuca sativa* (alface), *Beta vulgaris* (acelga) e *Cynara scolymus* (alcachofra), oriundas de 30 áreas agrícolas em Castellón na Espanha. Para Cd, a média encontrada nos vegetais folhosos foi de 1,47 mg kg⁻¹ de peso seco (acima do nível máximo estabelecido pela Comissão de Regulação nº466/2011 que é 0,2 mg kg⁻¹) e na inflorescência (alcachofra) foi de 0,24 mg kg⁻¹. Jarvis et al. (1976) analisaram a distribuição de cádmio na raiz e parte aérea de 23 espécies comestíveis. As espécies foram avaliadas quatro dias após um único período de exposição (três dias) a uma solução nutritiva contendo 0,01 mg kg⁻¹ de Cd. A maioria das espécies testadas acumulou maior porcentagem de Cd nas raízes do que na parte aérea, com exceção da couve, alface e agrião d'água, que retiveram menos que 50% do total absorvido nas raízes.

Kuboi et al. (1986) classificaram as famílias de plantas em três grupos em relação a acumulação de Cd: (1) baixas acumuladoras de Cd (Leguminosas), (2) moderadas acumuladoras (Gramineae, Liliaceae, Cucurbitaceae e Umbelliferae), e (3) altamente acumuladoras (Chenopodiaceae, Brassicaceae, Solanaceae e Compositae). Alexander et al. (2006) testaram diferentes espécies de vegetais comestíveis: *Daucus carota* (cenoura), *Phaseolus vulgaris* (feijão), *Allium cepa* (cebola), *Pisum sativum* (ervilha), *Lactuca sativa* (alface) e *Spinacia oleracea* (espinafre) cultivados em solo contendo $4,2 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd. O acúmulo de Cd em ordem decrescente foi em mg kg^{-1} : alface (8,6) > espinafre (5,8) > cebola (3,6) > cenoura (2,0) > ervilha (0,29) > feijão (0,07). Segundo os autores, a alface e o espinafre podem ser considerados acumuladores e, portanto, não deveriam ser cultivadas em solos com altas concentrações de Cd. Ainda segundo os autores, a ordem de acumulação de Cd para as seis espécies investigadas seguiu exatamente a classificação de Kuboi et al. (1986).

5 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido nas dependências do Departamento de Solos e Recursos Naturais, no Centro de Ciências Agroveterinárias do Estado de Santa Catarina (UDESC-CAV). O delineamento experimental foi inteiramente casualizado em arranjo fatorial. Foram estudadas três espécies de olerícolas (*Agrião-Barbarea verna* var. da Terra; Chicória - *Cichorium endivia* var. Escarola Lisa; Rúcula - *Eruca sativa* var. Cultivada Gigante Folha Larga) e quatro doses de cádmio (0; 1,5; 3,0; 6,0 mg kg⁻¹), com três repetições. As unidades experimentais foram constituídas por bandejas de plástico, com 1,8 kg de solo.

Utilizou-se um Argissolo Vermelho-Amarelo, tendo como material de origem argilitos, siltitos e arenitos da formação Rio do Rastro, coletado no município de Lauro Müller-SC em área livre de atividades antrópicas, na camada de 0 a 20 cm de profundidade. O solo foi seco ao ar, destorroado, homogeneizado e peneirado em malha de 2 mm. A caracterização do solo utilizado no experimento é apresentada na Tabela 2. A granulometria do solo foi realizada conforme descrito por Gee; Bauder (1986). A determinação dos atributos químicos foi procedida conforme Tedesco et al. (1995).

As doses de cádmio foram aplicadas às parcelas na forma de solução preparada com Cd(NO₃)₂ seguindo as concentrações adotadas, com o solo permanecendo incubado por 15 dias. Para a determinação do tempo de incubação foram realizadas medições de pH em intervalos de 48 horas até a obtenção de leitura constante. Após esse período foi realizada a adubação do solo conforme a recomendação da Comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC (CQFS, 2004). Foram aplicados 5,4g de calcário PRNT 100%, 0,42g de fósforo (P) na forma de superfosfato triplo, 0,13 g de potássio (K) na forma de cloreto de potássio cada parcela de solo e 0,39 g

nitrogênio (N) na forma de uréia, dividida em três aplicações: 0, 15 e 30 dias após o plantio.

Tabela 2 - Caracterização química e granulometria do solo utilizado no experimento em condições naturais (camada de 0 a 20 cm).

	g kg ⁻¹
Areia	640,00
Silte	200,00
Argila	160,00
pH H ₂ O	4,70
pH SMP	5,10
	cmol _c dm ⁻³
Ca	1,15
Mg	0,67
Al	2,48
CTC efetiva	4,62
CTC pH 7	14,44
	%
Saturação Bases	14,84
Saturação Al	53,68
	g kg ⁻¹
Matéria orgânica	22,00
Carbono orgânico	12,80
	mg kg ⁻¹
P	0,50
Na	52,00
K	126,00
Fe	139,60
Cu	0,90
Zn	1,20
Cd	0,018

Fonte: Produção do próprio autor, 2015

As mudas utilizadas foram produzidas em casa de vegetação nas dependências do Centro de Ciências Agroveterinárias, Lages, SC. A semeadura foi realizada em bandejas de isopor com 200 células contendo substrato comercial Tecnomax composto de vermiculita, casca de *Pinus*,

cinza, fibra de coco, carvão vegetal, esterco e cama de aves. Foram adicionados 0,07g de KCl, 0,2g de superfosfato triplo e 0,1g de uréia por kg de substrato, no momento da semeadura e realizada desinfecção do substrato com hipoclorito de sódio, na proporção de 1:15 (hipoclorito:água). A seguir o substrato foi incubado por cinco dias, permanecendo após, em contato com o ar por 48 horas para a evaporação do cloro. Foram utilizadas sementes livres de defensivos, da marca ISLA, para que a presença de outros elementos não interferisse nos resultados. O desbaste foi realizado aos 15 dias após a semeadura. As bandejas de isopor permaneceram imersas em água destilada. Para amenizar os efeitos da radiação solar as mudas permaneceram cobertas com sombrite com 50% de sombreamento.

Após 30 dias, as mudas foram transplantadas para as bandejas de plástico, de dimensões 31 x 20,5 cm. Optou-se por bandejas de plástico como unidade experimental devido às suas dimensões reduzidas, dessa forma foi contaminado volume reduzido de solo, com o objetivo de gerar o mínimo de resíduo possível. Pelo mesmo motivo também se utilizaram apenas três repetições. Foram plantadas seis mudas em cada bandeja, que permaneceram em casa de vegetação por 45 dias. A umidade foi mantida a 50% da capacidade de campo, monitorada por meio de pesagens. As bandejas não foram perfuradas com o objetivo de evitar perda de Cd no momento da irrigação.

Aos 30 dias após o transplante foi determinado o teor relativo de clorofila utilizando um clorofilômetro SPAD-502 (Konica Minolta®, Tóquio, Japão). As leituras foram realizadas nas folhas mais velhas, em cinco pontos/folha, três folhas/planta e três plantas/parcela. A taxa fotossintética foi determinada aos 35 dias após o transplante utilizando-se um Analisador de gás por infravermelho (Infra-Red Gas Analyser - IRGA) portátil LC-PRO SD (ADC Bioscientific, Herfordshire, R.U.). As medidas foram realizadas nas folhas mais velhas, em uma folha/planta em todas as plantas da parcela. A

luminosidade foi fixada em 600 μmol de fótons $\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$ através de uma unidade emissora de luz acoplada à câmara foliar. As leituras foram realizadas das 9 às 11 horas da manhã, horário de menor variação da temperatura. Durante o período de desenvolvimento as plantas foram monitoradas visualmente e com o uso de registro fotográfico com o objetivo de se detectar o aparecimento de sinais de toxicidade.

A determinação da tolerância protoplasmática foi efetuada em discos foliares, com diâmetro de 6mm, retirados aos 40 dias após o transplante, na razão de um disco/planta. Os discos foram lavados com auxílio de uma peneira e imersos em 30 mL de água ultrapura. Após 24 horas mediu-se a condutividade elétrica da solução com o uso de um condutivímetro de bancada (Tecnopon mCA 150), denominada de condutividade livre (CL); em seguida as amostras foram colocadas em banho-maria a 100°C por uma hora; depois de resfriadas foi realizada nova leitura, denominada de condutividade total (CT). A partir dos dois valores de condutividade, foi calculada a porcentagem de integridade da membrana (PIA), segundo metodologia descrita por Vasquez-Tello et al. (1990).

$$PIA = \frac{CL}{CT} * 100$$

A colheita foi realizada aos 45 dias após o transplante. Após a colheita, as raízes foram mergulhadas em solução CaCl_2 5mM durante 10 minutos com o objetivo de retirar o Cd da parte externa da raiz. A seguir as plantas foram lavadas com água destilada, secas em papel toalha, separadas as raízes da parte aérea e determinada a massa fresca. Ato contínuo foram acondicionadas em sacos de papel e levadas à estufa em temperatura de 65°C até atingirem massa constante. Ao final desse período foi determinada a massa de matéria seca e, em seguida, as amostras foram trituradas em moinho analítico IKA, modelo A-11.

A abertura das amostras de plantas foi realizada de acordo com o método USEPA 3051A. Pesou-se 0,25g de amostra a qual foram adicionados 6mL de HNO₃ e digeridas durante um período de 10 minutos, em forno microondas 3000 *Multiwave* (Anton Paar, Graz, Áustria). Após a digestão as alíquotas foram filtradas utilizando-se papel filtro quantitativo Fusione e diluídas em 10 ml de água ultra pura. A quantificação de Cd foi realizada através de espectrometria de absorção atômica de alta resolução com atomização eletrotérmica em equipamento ContrAA (Analytyc Jena, Jena, Alemanha) e a quantificação de Ca, Mg e K, por espectrometria de emissão atômica por plasma acoplado indutivamente (ICP-OES), num equipamento Optima 8300 (Perkin Elmer).

No solo, foram determinados os teores de Cd, Cu e Zn disponíveis e Ca, Mg e K trocáveis antes do plantio e após a colheita. A extração de Ca e Mg foi realizada utilizando como extrator, KCl 1M e a quantificação, por espectrometria de absorção atômica em chama utilizando o equipamento Analyst 200 (PerkinElmer). A extração do Cd, K, Cu e Zn foi procedida de acordo com o método Mehlich-1 que emprega extrator duplo ácido (HCl e H₂SO₄); a quantificação do K foi realizada em fotômetro de chama, a do Cd, Cu e Zn por espectrometria de absorção atômica, utilizando-se atomização eletrotérmica para o Cd e chama para o Cu e o Zn. Ambas as extrações foram conduzidas conforme Tedesco et al. (1995).

A confiabilidade do método analítico empregado na determinação de cádmio foi avaliada utilizando-se amostra de referência de plantas SRM 1573a (*Tomato Leaves*) certificada pelo *National Institute of Standards and Technology* (NIST). A taxa de recuperação (TR) é obtida através da equação:

$$TR (\%) = \frac{\text{Valor determinado}}{\text{Valor certificado}} \times 100$$

Obteve-se 1,03 mg kg⁻¹ de Cd, sendo o esperado 1,52 ± 0,04 mg kg⁻¹, tendo-se, portanto, uma taxa de recuperação de 67,76%.

Foram determinados os coeficientes de transferência do Cd solo para a planta (CT) de acordo com Pereira et al.(2011), a quantidade acumulada de Cd (A) e índice de translocação (TR) segundo Abichequer; Bohnen, (1998) e o índice de tolerância (IT), utilizando-se as seguintes equações:

$$CT = \frac{\text{Teor de Cd planta massa fresca (mg kg}^{-1}\text{)}}{\text{Teor de Cd disponível solo (mg kg}^{-1}\text{)}}$$

$$A = \text{Teor Cd parte da planta (mg kg}^{-1}\text{)} \\ \times \text{Massa seca parte planta (g)}$$

$$TR = \frac{\text{Quantidade acumulada na parte aérea (g vaso}^{-1}\text{)}}{\text{Quantidade acumulada na planta (g vaso}^{-1}\text{)}} \times 100$$

$$IT = \frac{\text{Massa seca da planta na dose de interesse (g)}}{\text{Massa seca testemunha (g)}} \times 100$$

Os resultados foram submetidos à análise de variância de acordo com o delineamento e arranjo de tratamentos utilizados. Foram ajustadas equações de regressão polinomial para cada espécie, quando foi o caso. As médias do fator espécie, quando necessário, foram comparadas através do teste de Duncan. Todas as análises foram realizadas com um nível mínimo de significância de 5% e conduzidas com o uso do software R (R CORE TEAM, 2013).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 PLANTAS

Os quadros com os resultados gerais das análises de variância referentes às variáveis medidas nas plantas e aos índices obtidos são apresentados nos apêndices A e B.

6.1.1 Produção de massa de matéria fresca e seca

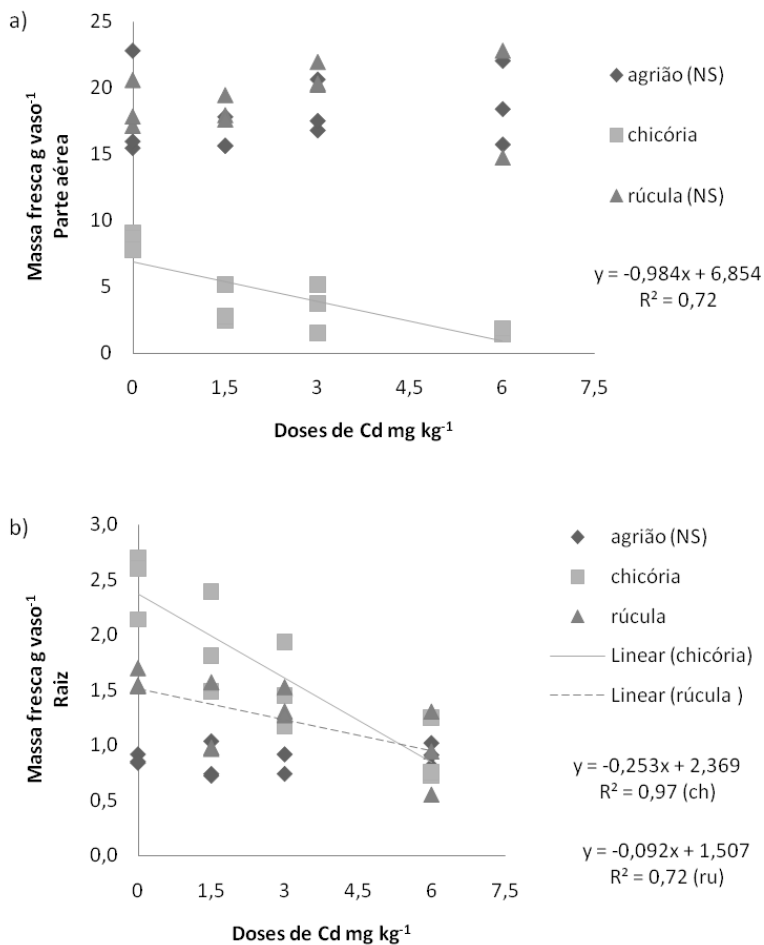
O aumento das doses de Cd resultou na diminuição linear da quantidade de massa de matéria fresca da parte aérea na chicória (Figura 1a). O decréscimo observado foi igual a 5,3 vezes na maior dose aplicada, comparativamente àquela da testemunha. Apesar da possibilidade de espécies tolerantes não sofrerem influência do Cd, a variabilidade dos resultados em agrião e rúcula pode ter contribuído para que não se tenha detectado diferença no efeito das doses.

Nas raízes houve diminuição de massa de matéria fresca para a chicória e rúcula (Figura 1b), com decréscimo de 2,72 e 1,7 vezes, na maior dose em relação à testemunha, respectivamente. A massa de matéria fresca do agrião não foi influenciada pelo aumento das doses de Cd tanto na parte aérea quanto na raiz.

A diminuição de massa de matéria fresca de parte aérea e raiz com o aumento das doses Cd é comumente encontrada na literatura. Katheeb et al. (2014) observaram a redução de massa de matéria fresca em *Cichorium pumilum* (chicória anã) e do crescimento das raízes utilizando doses de 0 a 1600 μM (180 mg kg^{-1}) de Cd. Esse comportamento também foi constatado em rúcula por Kamran et al. (2015) nas doses de 0 a 500 mg kg^{-1} de Cd. Fidalgo (2014) observou diminuição de biomassa de rúcula utilizando 50 μM (5,63 mg kg^{-1}) de Cd somente a partir do 48º dia e relaciona isso com o fato de este

elemento diminuir a absorção não só de alguns nutrientes como também de água pela planta.

Figura 1- Massa fresca de parte aérea (a) e raiz (b) do agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.



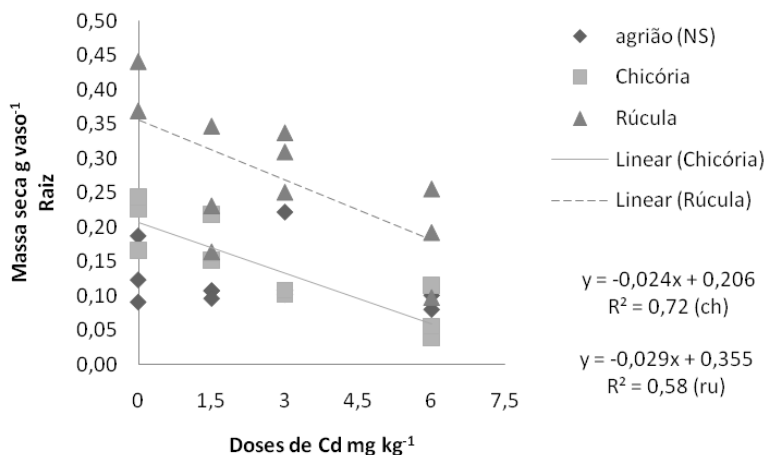
(NS) - Não significativo; (ch) - chicória; (ru) - rúcula

Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

Ao contrário do observado nesse estudo para o agrião, Khodaverdiloo et al. (2011) observaram efeito do Cd na produção relativa (massa nas doses/massa na testemunha*100) de agrião da terra, o decréscimo foi de 6% e 94% nas doses de 20 e 100 mg kg⁻¹ de Cd, respectivamente. Salienta-se o fato dos autores utilizarem doses maiores que aquelas aplicadas nesse estudo.

A massa de matéria seca da parte aérea das três espécies não foi influenciada pelas doses de Cd (dados não apresentados).

Figura 2- Massa de matéria seca de raiz do agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.



(NS) - Não significativo;

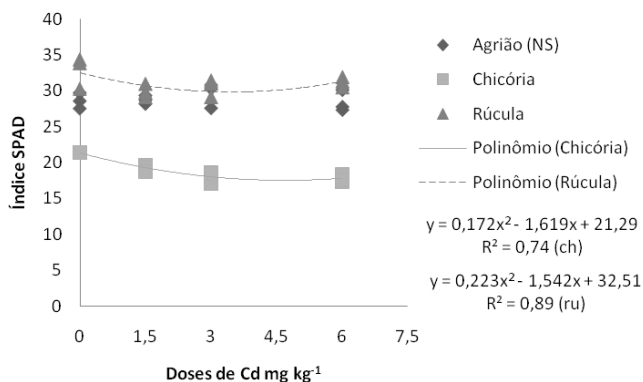
(ch) - chicória; (ru) - rúcula

Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

6.1.2 Teor relativo de clorofila

O aumento das doses de Cd causou efeito no teor relativo de clorofila (Índice SPAD) para a chicória e rúcula (Figura 3). Na chicória o teor relativo de clorofila foi 1,18 vezes menor, comparando a maior dose com a testemunha, sendo que a clorose podia ser verificada visualmente. Para rúcula a redução foi de 1,01 vezes, porém, foi mais pronunciada da testemunha para a dose 1,5 mg kg⁻¹, a clorose não foi visível até o momento da colheita. Fidalgo (2014) também observou diminuição do teor relativo de clorofila em rúcula. A redução ocorreu a partir do 48º dia com 50 µM (5,62 mg kg⁻¹) de Cd, porém, a clorose apenas se tornou visível a partir do 55º dia. Entretanto, Kamram et al. (2015) encontraram diminuição no Índice SPAD de rúcula apenas na dose 500 mg kg⁻¹, utilizando as doses de 150, 250 e 500 mg kg⁻¹, doses cerca de 80 vezes maiores às desse experimento.

Figura 3 - Índice SPAD para o agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.



(NS) - Não significativo;

(ch) - chicória; (ru) - rúcula

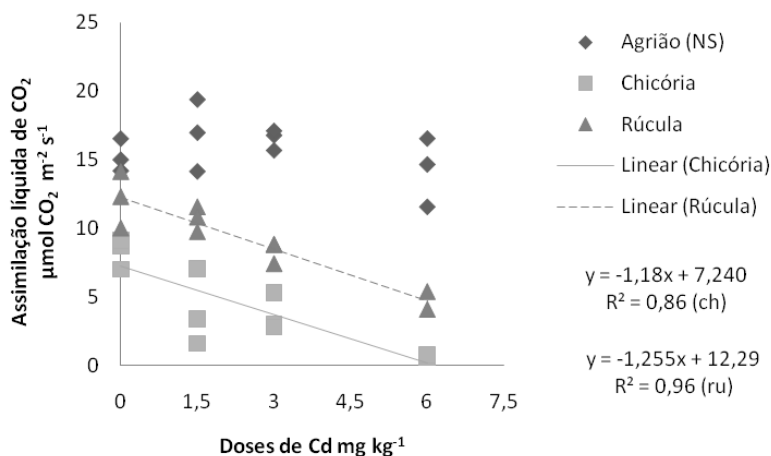
Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

O Cd pode inibir a síntese de clorofila das plantas. Segundo Oliveira et al. (1994), o Cd reduz a formação de clorofila por diminuir a absorção de Fe^{+2} e Mg^{+2} e também, pode estar relacionado a inibição da redução da protoclorofila e síntese do ácido aminolevulínico (Stobart et al., 1985). Outros autores também encontraram efeito do Cd nos teores relativos de clorofila em hortaliças. Barbosa (2011) encontrou diminuição no teor relativo de clorofila em *Brassica rapa* (nabiça) nas doses de 0 a 25 μM (2,81 mg kg^{-1}) de Cd, segundo os autores a diminuição nos teores de clorofila demonstram que o Cd influenciou negativamente o nível de clorofila o que pode levar a outros efeitos prejudiciais à planta. Os autores explicam que a clorofila e o sistema fotossintético são, no geral, bastante susceptíveis ao stress oxidativo induzido por Cd. Kashem; Kawai (2007) avaliaram *Brassica rapa* var *pervirdis* (mostarda japonesa) na dose 2,5 μM (0,28 mg kg^{-1}) de Cd e observaram redução de aproximadamente 4 vezes no Índice SPAD.

6.1.3 Assimilação líquida de CO_2

Na rúcula e na chicória houve diminuição linear da assimilação líquida de CO_2 (taxa fotossintética) com o aumento das doses de Cd (Figura 4). No agrião as doses de Cd não influenciaram a taxa fotossintética. O efeito negativo foi maior na chicória que na rúcula. Para a rúcula a diminuição da assimilação líquida de CO_2 na maior dose em relação à testemunha foi em torno de 2 vezes e para chicória, em torno de 12 vezes. Conforme comentado anteriormente, a chicória apresentou diversos sintomas que evidenciam o efeito do Cd na planta, se apresentando como uma espécie mais sensível a esse metal. Como essas duas espécies também apresentaram alteração nos teores de clorofila, a diminuição da assimilação líquida de CO_2 também pode estar associada a esse fator (Figura 3).

Figura 4 - Assimilação líquida de CO₂ em agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.



(NS) - Não significativo;

(ch) - chicória; (ru) - rúcula

Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

O Cd pode diminuir a taxa fotossintética de várias espécies. Souza et al. (2009) encontraram diminuição da taxa fotossintética em uma das duas macrófitas aquáticas testadas para fins de fitorremediação, sete dias após aplicação de Cd nas concentrações 0, 25 e 50 mg L⁻¹. A taxa de fotossíntese líquida de *P. ferrugineum* foi mais afetada pelo Cd em comparação a *A. philoxeroides*. Segundo os autores, a atividade fotossintética é considerada um indicador do estresse ocasionado pelo Cd. Vários fatores podem estar associados à diminuição da taxa fotossintética. Para Prasad (1995) o cádmio é um inibidor efetivo de fotossíntese e relaciona isso, entre outros fatores, a inibição do fotossistema II e de diferentes etapas do ciclo de Calvin.

Outros trabalhos relacionam os efeitos do Cd na diminuição da fotossíntese. Dias et al. (2013) avaliaram os

efeitos do Cd na fotossíntese em *Lactuca sativa* (alface) nas doses 0, 1, 10 e 50 μM . A exposição da alface a 1 μM (0,11 mg kg^{-1}) de Cd afetou o crescimento da planta, mas não induziu danos sérios na fotossíntese. Porém, nas concentrações de 10 a 50 μM (1,12 a 5,62 mg kg^{-1} de Cd), houve redução da máxima eficiência fotoquímica do fotossistema II e diminuição da taxa líquida de assimilação de CO_2 , devido provavelmente à diminuição da atividade da ribulose-1,5-bisfosfato carboxilase oxigenase (Rubisco). A atividade máxima da Rubisco diminuiu 95% em plantas expostas a 50 μM de Cd e 74% em 10 μM de Cd. Efeitos do Cd também foram observados por Li et al. (2013) que expuseram plântulas de soja a doses de Cd de 5 a 15 mg L^{-1} e detectaram menor absorção de energia luminosa, transporte de elétrons, conversão de energia luminosa e fotofosforilação nas plântulas.

6.1.4 Tolerância Protoplasmática

A integridade absoluta da membrana celular não se alterou com o aumento das doses de Cd para as três espécies e também não houve diferença comparando as espécies entre si (Dados não apresentados). A integridade da membrana se refere à tolerância protoplasmática, que considera a ocorrência de algum dano na membrana celular através da medida do extravasamento de eletrólitos, sendo a planta submetida a stress. Segundo Gallego et al. (2012), o extravasamento de íons é uma das consequências da toxicidade por Cd. Por esse motivo, deve-se ressaltar que a ausência de efeito na tolerância protoplasmática pode estar relacionada às coletas dos discos foliares terem sido realizadas aos 40 dias após o transplante, ou seja, um tempo bastante longo comparativamente à exposição inicial ao Cd.

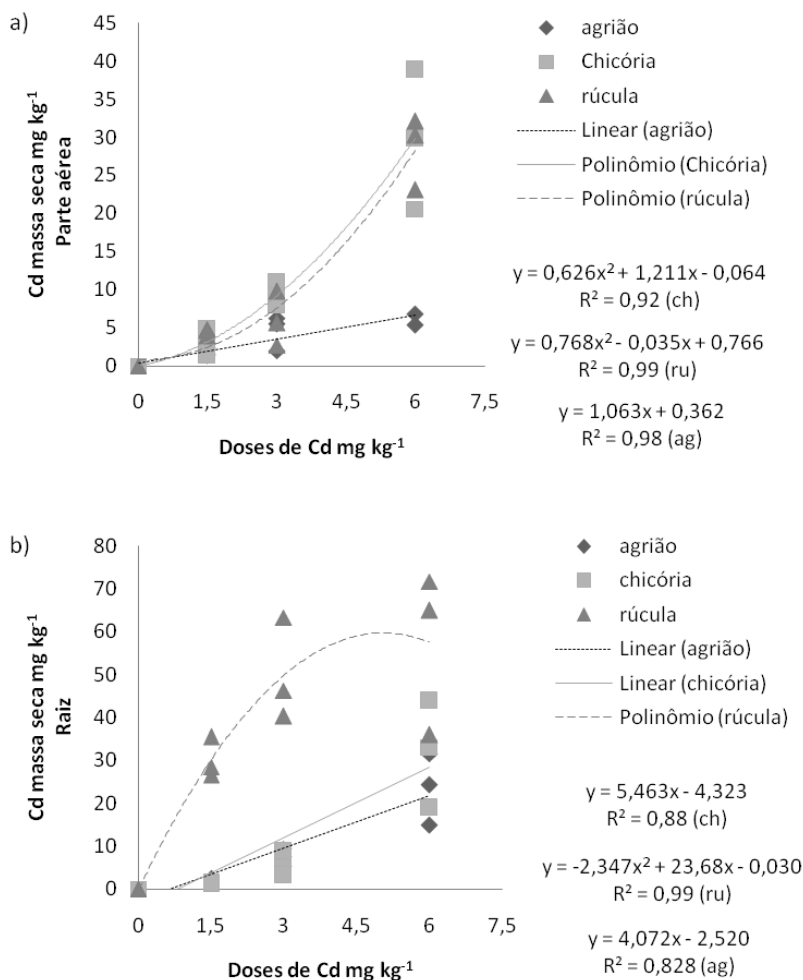
6.1.5 Teores e acúmulo de Cd na planta

6.1.5.1 Teores de Cd na massa de matéria seca

Os teores de Cd aumentaram na massa de matéria seca da parte aérea das três espécies (Figura 5a). Observa-se um comportamento similar até a dose de 3mg kg^{-1} , diferenciando-se a chicória e a rúcula em relação ao agrião na maior dose (Tabela 3). Na maior dose aplicada (6 mg kg^{-1}), os teores médios de Cd na parte aérea foram de 6,03; 29,75 e 28,46 mg kg^{-1} no agrião, chicória e rúcula, respectivamente (Tabela 3).

Akoumianakis et al. (2008) encontraram valores superiores para chicória e inferiores para rúcula comparativamente àqueles observados nesse estudo. Os autores estudaram o efeito do Cd nas partes comestíveis de *Cichorium endivia* (chicória) e *Eruca sativa* (rúcula) com doses crescentes de Cd (0, 5, 10, 20 mg kg^{-1}) e observaram na dose de 5 mg kg^{-1} , teores aproximados de 15 e 25 mg kg^{-1} de Cd na primavera e de 10 e 15 mg kg^{-1} no inverno, para chicória e rúcula, respectivamente. Guerra et al. (2014), na dose 6 mg kg^{-1} , estimaram concentrações de Cd de 37 mg kg^{-1} em Latossolo Vermelho e de 100 mg kg^{-1} em Neossolo Quartzarênico para rúcula, sendo evidente a influencia do tipo de solo na absorção de Cd pela planta. Os teores para os dois solos foram superiores aos do presente estudo, mesmo para o Latossolo, em que a disponibilidade de Cd seria supostamente menor que no Argissolo(solo utilizado nesse estudo), uma vez que o mesmo possui horizonte A arenoso, ou seja, com maior disponibilidade para o Cd ser absorvido pelas plantas.

Figura 5 - Teores de Cd na massa de matéria seca de parte aérea (a) e raiz (b) no agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.



(ch) - chicória; (ru) - rúcula; (ag) - agrião

Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

Tabela 3 – Teores de Cd na massa de matéria seca de parte área e raiz do agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.

Doses mg kg ⁻¹	Agrião	Chicória mg kg ⁻¹	Rúcula
		Parte aérea	
0	0,00 a	0,00 a	0,00a
1,5	1,73 a	2,99 a	4,48 a
3,0	4,60 a	9,34 a	6,04 a
6,0	6,03 b	29,75 a	28,46 a
CV ⁽¹⁾	42,18 %		
		Raiz	
0	0,00 a	0,00a	0,00 a
1,5	1,77 b	1,30 b	30,13 a
3,0	7,37 b	5,98 b	49,90a
6,0	23,53 b	31,92 b	57,58 a
CV	45,66 %		

Médias seguidas pela mesma letra na horizontal não apresentam diferença (P > 0,05) pelo teste de Duncan.

⁽¹⁾ Coeficiente de variação.

Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

Estudos experimentais evidenciaram o grande potencial acumulador de Cd em rúcula, agrião e chicória, pois avaliaram o potencial de acumulação para fins de fitorremediação, razão pela qual foram utilizadas doses mais elevadas do elemento. Akoumianakis et al. (2008) na maior dose (20 mg kg⁻¹) detectaram teores de 35 mg kg⁻¹ para chicória e de 90 mg kg⁻¹ para rúcula. Guerra et al. (2014) na dose de 16 mg kg⁻¹, determinaram teores de, aproximadamente, 150 mg kg⁻¹ em Neossolo Quartzarênico para rúcula. Khodaverdiloo et al. (2011) trabalhando com doses de 0 a 100 mg kg⁻¹ encontraram 745,6 mg kg⁻¹, como acumulação máxima de Cd em agrião da Terra.

Os teores de Cd na massa de matéria seca da raiz de agrião e rúcula aumentaram linearmente com as doses de Cd aplicadas ao solo (Figura 5b). Os maiores teores de Cd foram

encontrados na rúcula para todas as doses, comparando com as outras espécies (Tabela 3). Observou-se aumento acentuado nas menores doses e uma estabilização a partir da dose 3 mg kg⁻¹ (Figura 5b).

Nas testemunhas, tanto de parte aérea quanto de raiz, as concentrações de Cd ficaram abaixo do limite de detecção (LDQ), ou seja, os teores, se existentes são inferiores a 0,006 mg kg⁻¹ de Cd.

6.1.5.2 Teores de Cd na massa de matéria fresca

Os valores reguladores de Cd em alimentos são estimados considerando a concentração de Cd na massa de matéria fresca. A COMISSÃO EURÓPEIA (2011) e a ANVISA (2013) estabelecem que o nível máximo permitido de Cd para hortaliças de folha e ervas aromáticas frescas é de 0,2 mg kg⁻¹. Para a dose de 3 mg kg⁻¹, que é o valor de referência de investigação para Cd em solos agrícolas (CONAMA, 2009), foram encontrados valores médios de Cd na parte aérea de 0,56; 1,03; 0,81 mg kg⁻¹ de Cd na massa de matéria fresca do agrião, chicória e rúcula, respectivamente (Tabela 4). Esses valores são 2,5; 5 e 4 vezes maiores que os permitidos pela ANVISA (2013).

Na dose de 1,5 mg kg⁻¹ de Cd aplicada ao solo, os teores médios do elemento foram de 0,2, 0,2 e 0,6 mg kg⁻¹ no agrião, chicória e rúcula. A rúcula possui teores de Cd que ultrapassam 3 vezes o valor máximo permitido. Na dose 6 mg kg⁻¹, o dobro do valor orientador em solos, que simula uma condição de contaminação, os teores médios de Cd foram de 1,0, 3,4 e 4,9 mg kg⁻¹, para o agrião, chicória e rúcula. Esses teores são 5; 17 e 24,5 vezes maiores que os permitidos.

Outros autores também detectaram teores de Cd acima dos permitidos em hortaliças. Khan et al. (2010) encontraram elevadas concentrações de elementos tóxicos nas partes comestíveis de vários vegetais, tais como, *Spinacia oleraceae*

(espinafre), *Brassica campestris* (mostarda), *Brassica oleraceae* (couve) e *Chichorium intybus* (chicória) cultivadas em diferentes locais do Paquistão. A concentração média de Cd permaneceu entre 0,24 e 2,10 mg kg⁻¹, ultrapassando os limites (0,1-0,2 mg kg⁻¹) estabelecidos pela States Environmental Protection Administration na China (SEPA). Khodaverdiloo et al. (2011) avaliaram a absorção de Cd no agrião da terra e espinafre em doses entre 0 e 100 mg kg⁻¹ e determinaram teor máximo de 60 mg kg⁻¹ (massa fresca) na dose 40 mg kg⁻¹ de Cd para o agrião da terra. Segundo os autores, mesmo quando a dose de Cd foi de 1 mg kg⁻¹, a concentração nas espécies foi maior que a permitida em vegetais folhosos (0,2 mg kg⁻¹).

Tabela 4 – Teores de Cd na massa de matéria fresca de parte área e raiz do agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.

Doses mg kg ⁻¹	Agrião	Chicória	Rúcula
	-----mg kg ⁻¹ -----		
	Parte aérea		
0	0,00 a	0,00a	0,00a
1,5	0,23a	0,23a	0,63a
3,0	0,56a	1,03a	0,81a
6,0	1,09 c	3,47b	4,93a
CV ⁽¹⁾	61,12%		
	Raiz		
0	0,00a	0,00 a	0,00a
1,5	0,21b	0,27b	6,39a
3,0	0,99b	0,44b	10,89a
6,0	2,50b	2,15b	10,95a
CV	48,67%		

Médias seguidas pela mesma letra na horizontal não apresentam diferença (P > 0,05) pelo teste de Duncan.

⁽¹⁾ Coeficiente de variação.

Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

Esses resultados sugerem que os valores orientadores estabelecidos pelo CONAMA (2009) para solos agrícolas

talvez não sejam seguros para evitar a contaminação da cadeia alimentar por Cd. Segundo o próprio órgão, o valor orientador é a concentração acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana. Segundo Lemos et al. (2013), o CONAMA utilizou como base os valores orientadores estabelecidos pela CETESB (2005), em que foram utilizados solos da região paulista para o estudo, portanto, com características físicas e químicas diferentes das demais regiões. No estudo desenvolvido por Guerra et al. (2014) a parte aérea da *Eruca sativa* (rúcula) acumulou aproximadamente duas vezes mais Cd em Neossolo Quartzarênico que no Latossolo Vermelho. Essa diferença na absorção foi relacionada às diferenças nos teores de argila, matéria orgânica, óxidos de Al e Fe. Deve-se ressaltar que além do tipo de solo, outros fatores podem influenciar na absorção de Cd pelas plantas como o genótipo da espécie e clima.

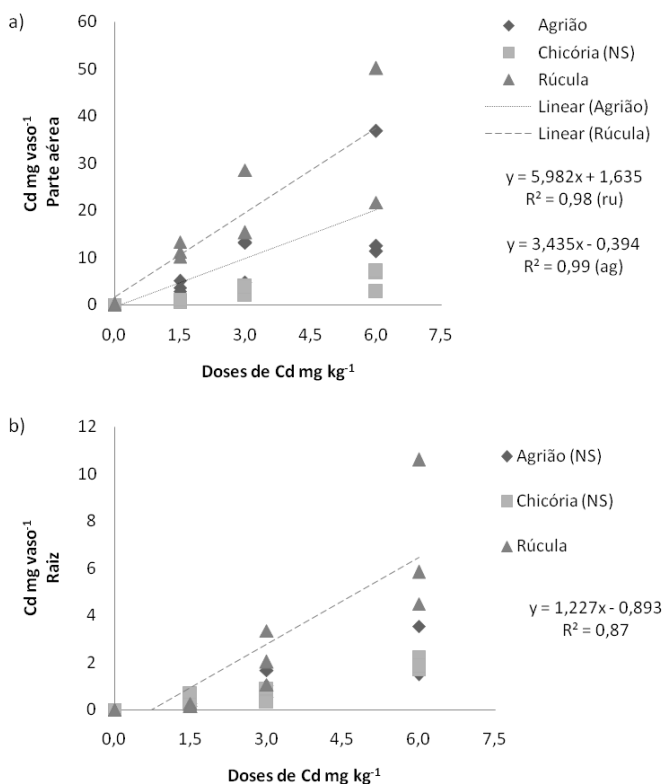
6.1.5.3 Quantidade acumulada de Cd na planta

As quantidades de cádmio acumuladas na parte aérea do agrião e rúcula aumentaram linearmente com as doses de Cd. (Figura 6a). Os teores de Cd diferem da quantidade acumulada, pois esta considera a massa de matéria seca da planta. Esta foi, provavelmente, a razão para não ter havido resposta da chicória, pois, houve menor desenvolvimento com o aumento dos teores de Cd na parte aérea. Nas raízes observou-se o aumento do acúmulo de Cd com as doses somente na rúcula (Figura 6b).

O acúmulo de Cd na parte aérea foi de 3,8; 0,88 e 11,60 mg vaso⁻¹ para agrião, chicória e rúcula, na dose de 1,5 mg kg⁻¹. A Organização das Nações Unidas para a alimentação e agricultura (FAO) /WHO e a Comissão Conjunta de Peritos em aditivos alimentares (JECFA) estabeleceram em 2010, uma dose tolerável mensal para absorção de Cd, de 25 µg por kg de peso corpóreo. Por exemplo, uma pessoa de 60 kg poderia

ingerir uma quantidade máxima mensal de 1500 μg (1,5 mg) de Cd. Nesse estudo, na dose de 1,5 mg kg^{-1} de Cd, metade do valor orientador de Cd para solos agrícolas, considerando o agrião e a rúcula, que atingiram o tamanho para a produção comercial, as 6 plantas do vaso, se ingeridos em única dose, já continham teores suficientes para ultrapassar o valor estabelecido pela FAO.

Figura 6 - Quantidade acumulada de Cd na parte aérea (a) e raiz (b) do agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.



(NS) - Não significativo; (ch) - chicória; (ru) - rúcula; (ag) - agrião

Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

6.1.6 Índice de translocação

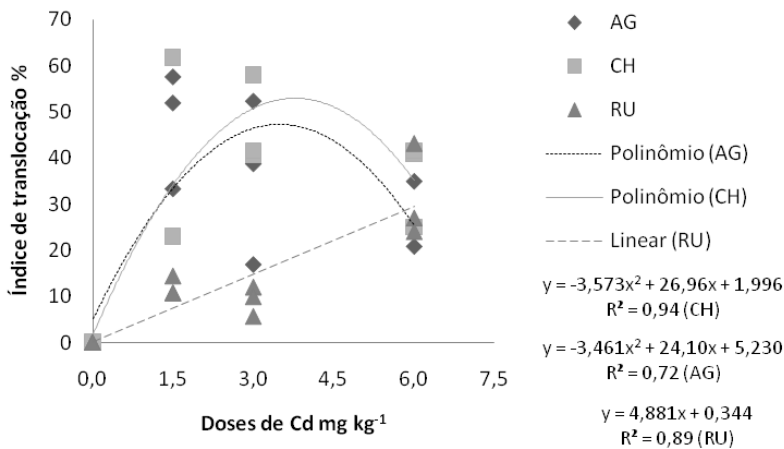
O índice de translocação mede a relação entre a quantidade de cádmio acumulada na parte aérea e aquela acumulada na planta. Este índice aumentou até a dose 3 mg kg^{-1} para agrião e chicória (em torno de 40%) e apresentou decréscimo após essa dose (Figura 7). Esse comportamento, provavelmente, significa que o Cd absorvido fica retido preferencialmente nas raízes, como pode ser percebido na figura 5b, com o aumento de Cd na massa de matéria seca das raízes de agrião e chicória com o aumento das doses de Cd. Portanto, essas duas espécies foram mais eficientes em translocar o Cd das raízes para a parte aérea, nas menores doses aplicadas.

A rúcula apresentou índice de translocação menor em relação às outras espécies até a dose 3 mg kg^{-1} (Tabela 5), porém o aumento foi linear com as doses de Cd (Figura 7), com translocação de 31,4% na maior dose. Canatta (2011) encontrou índice de translocação máxima para rúcula de 15% na dose $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ de Cd (doses 0 a 1 mg L^{-1}). Entretanto, os autores utilizaram doses menores em comparação às desse estudo.

Portanto, as três espécies estudadas apresentaram capacidade para translocar o Cd. Segundo Gallego et al. (2012), a translocação de metais das raízes para a parte aérea através do xilema é a principal característica que determina o fenótipo de espécies acumuladoras. Para Rascio; Navari-Izzo (2011), espécies não acumuladoras podem reter nas células das raízes a maioria dos metais pesados absorvidos do solo, detoxificando-os por quelação no citoplasma ou estocando-os dentro dos vacúolos. Porém, as espécies acumuladoras, rápida e eficientemente translocam esses elementos para a parte aérea através do xilema. Segundo os autores, evidências indicam que a eficiente translocação dos metais em espécies acumuladoras está associada à super expressão de alguns genes. A *P1B-type*

ATPases, classe de proteínas também chamadas de HMA's (*Heavy Metal transporting ATPases*), possuem particular importância nos processos de translocação.

Figura 7 - Índice de translocação de Cd para o agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.



CH - chicória, AG - agrião, RU - rúcula
Fonte: Produção do próprio autor, 2015

Tabela 5 - Índice de translocação de Cd em agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.

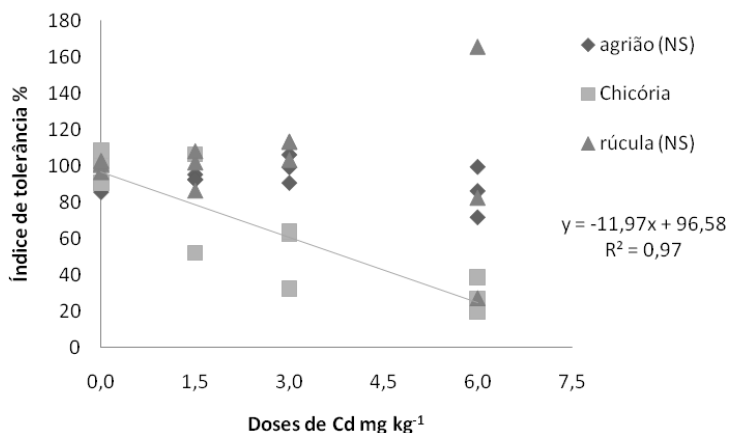
Doses	Agrião	Chicória	Rúcula
mg kg ⁻¹	-----%-----		
0	0,00 a	0,00a	0,00a
1,5	47,54 a	42,38 a	11,98 b
3,0	35,93 a	46,73 a	9,205 b
6,0	26,98 a	35,79 a	31,44 a
CV ⁽¹⁾	41,87%		

Médias seguidas pela mesma letra na horizontal não apresentam diferença (P > 0,05) pelo teste de Duncan.⁽¹⁾ Coeficiente de variação.
Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

6.1.7 Índice de tolerância

O índice de tolerância expressa a relação entre a quantidade de massa seca total (parte aérea e raiz) da planta desenvolvida no solo contaminado com a dose do elemento e a quantidade de massa seca total da planta cultivada em solo com a ausência de Cd. Este índice diminuiu com o aumento das doses de Cd apenas na chicória (Figura 8). O índice de tolerância não diferiu entre as três espécies na dose 1,5 mg kg⁻¹ de Cd e nas doses 3 e 6 mg kg⁻¹ diminuiu para a chicória (Tabela 6). Não houve diferença em relação ao índice de tolerância para agrião e rúcula (Tabela 6). Portanto, a rúcula e o agrião tiveram maior índice de tolerância que a chicória. A diminuição do crescimento é um dos principais sintomas de para espécies não tolerantes ao Cd. Essa diminuição era percebida visualmente na chicória com o aumento das doses de Cd, não ocorrendo o mesmo com a chicória e rúcula.

Figura 8 - Índice de tolerância em agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.



(NS) - Não significativo

Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

Tabela 6 - Índice de tolerância em agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.

Doses mg kg ⁻¹	Agrião	Chicória	Rúcula
0	88,05 a	99,99 a	100,00 a
1,5	93,28 a	79,43 a	98,65 a
3,0	98,54 a	53,02 b	109,83 a
6,0	85,71 a	28,42 b	91,58 a
CV ⁽¹⁾	27,24%		

Médias seguidas pela mesma letra na horizontal não apresentam diferença (P > 0,05) pelo teste de Duncan.

⁽¹⁾ Coeficiente de variação.

Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

6.1.8 Sintomas de toxidez

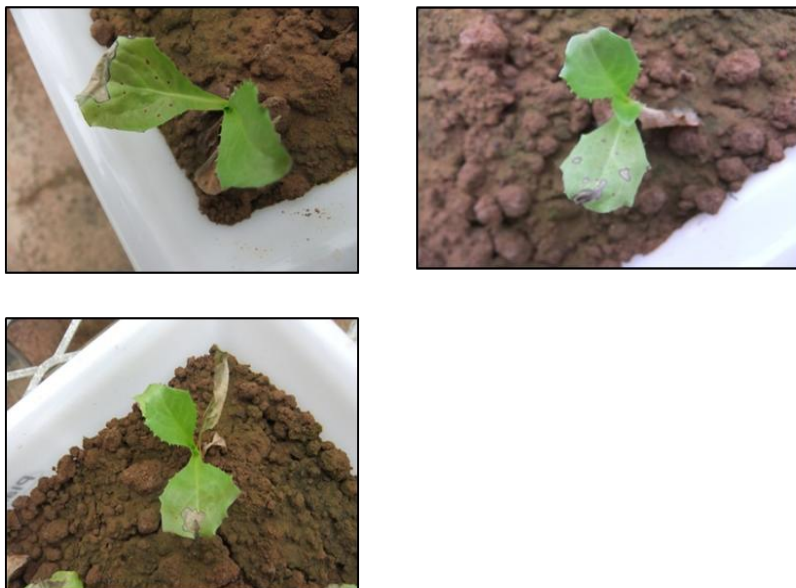
O agrião e a rúcula não apresentaram sintomas visíveis de toxidez. Porém, a chicória, além dos sintomas típicos de toxidez por Cd como clorose e baixo desenvolvimento apresentou outros danos visíveis, como manchas necróticas e pintas de cor marrom (Figura 9), não apresentados na testemunha.

Segundo Das et al. (1997), os principais sintomas de toxidez por Cd são a clorose e o nanismo. A clorose causada pelo excesso de Cd pode ser atribuída a uma interação direta ou indireta com o Fe foliar. Para Gallego et al. (2012), os sintomas de toxicidade podem resultar em interações a nível celular. A membrana plasmática é considerada a primeira estrutura afetada pelo Cd. Extravasamento de íons, oxidação protéica, inibição de proteínas da membrana como H-ATPase e alterações na composição lipídica ligada a peroxidação de ácidos graxos insaturados induzidos por radicais livres são alguns dos mecanismos provavelmente envolvidos.

Apesar do Cd ter inibido o desenvolvimento da chicória com o aumento das doses, a testemunha também não atingiu o desenvolvimento esperado no período de cultivo. Isso pode ter

sido em decorrência das bandejas utilizadas para o cultivo serem de tamanho insuficiente para o desenvolvimento da planta.

Figura 9 - Danos em *Cichorium endivia* (Chicória) em solo contaminado com Cd.



Fonte: Produção do próprio autor, 2015

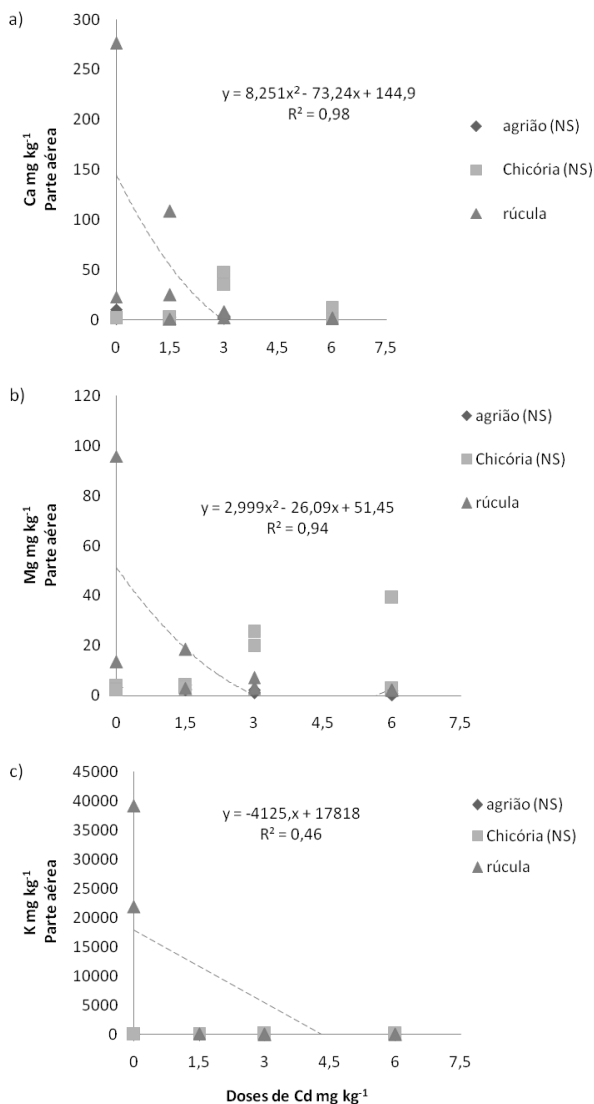
Apesar de apenas a chicória ter apresentado sintomas visuais de toxidez, as três espécies apresentaram teores de Cd acima do máximo permitido pela ANVISA (2013) na dose 3 mg kg⁻¹ de Cd, valor orientador para solos agrícolas (Tabela 4). O fato de uma espécie não apresentar sintomas visuais de toxidez mesmo tendo teores de elementos tóxicos maiores que o máximo permitido, torna-se um risco à saúde humana.

6.1.9 Efeito do Cd nos teores de Ca, Mg e K na planta

A rúcula apresentou diminuição dos teores de Ca, Mg e K na parte aérea com o aumento das doses de Cd (Figura 10). Apesar da diminuição dos teores desses elementos não se observaram sintomas de deficiência. Para a chicória e o agrião não houve efeito de dose para nenhum dos elementos apontados.

O Cd pode influenciar a absorção e translocação de elementos minerais. Segundo Das et al. (1997) a toxicidade por Cd não pode ser considerada sem levar em conta a translocação de elementos essenciais. Existe a hipótese de que os elementos que possuem propriedades físicas e químicas similares atuam de forma antagônica uns com os outros, competindo pelos mesmos locais de transporte e de armazenamento na célula. Os efeitos do Cd nos teores de outros elementos variam bastante entre espécies. Zhou; Qiu (2005) encontraram em *Sedum alfredii*, espécie conhecida por ser hiperacumuladora de Cd, diminuição significativa na concentração de K em folhas, caules e raízes. Segundo os autores, não foi encontrado efeito significativo na concentração do Mg nas diferentes partes da planta, porém, houve diminuição de Ca na parte aérea. Augusto et al. (2014) avaliaram os efeitos do Cd em *Brassica juncea* em diferentes concentrações (0 a 10 mg L⁻¹) e encontraram uma diminuição linear dos teores de K tanto nas raízes quanto na parte aérea. Os autores explicam que o K atua na ativação enzimática e também na absorção iônica e que sua deficiência pode gerar acúmulo de putrescina que causa necrose e clorose nas bordas das folhas mais velhas. Os autores também encontraram diminuição dos teores de Ca e Mg com aumento das doses de Cd.

Figura 10 - Teores de cálcio (a); magnésio (b) e potássio (c) na parte aérea do agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.



(NS) - Não significativo

Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

6.2 SOLO

O quadro com os resultados gerais das análises de variância referentes às variáveis medidas no solo é apresentado no apêndice C.

6.2.1 Teores de Cd no solo

Os teores de Cd no solo podem ser visualizados na Tabela 7. No geral, não houve diferença nos teores antes do plantio e após a colheita, exceto na dose 1,5 mg kg⁻¹ para a rúcula e nas doses 3,0 e 6,0 mg kg⁻¹ para a chicória. Como era esperado os teores disponíveis no solo aumentaram linearmente com as doses aplicadas. As testemunhas apresentaram valores de Cd abaixo do limite de detecção (LOD), ou seja, os teores ficaram abaixo de 0,0018 mg kg⁻¹.

Tabela 7 - Teores disponíveis de Cd no solo antes do plantio (AP) e depois da colheita (DC) no agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.

Doses Cd	Agrião		Chicória		Rúcula	
	AP	DC	AP	DC	AP	DC
mg kg ⁻¹	-----mg kg ⁻¹ -----					
0	0,00a	0,00a	0,00a	0,00a	0,00a	0,00a
1,5	0,56 a	0,58 a	0,78 a	0,61 a	0,83 a	0,43 b
3,0	1,37 a	1,28 a	1,62 a	1,11 b	1,59 a	1,39 a
6,0	2,80a	2,47a	2,91a	2,23b	2,33a	2,19a
CV ⁽¹⁾	20,74%					

Médias seguidas pelas mesmas letras nas linhas, dentro de cada espécie, não possuem diferença pelo Teste de Duncan ($p > 0,05$).

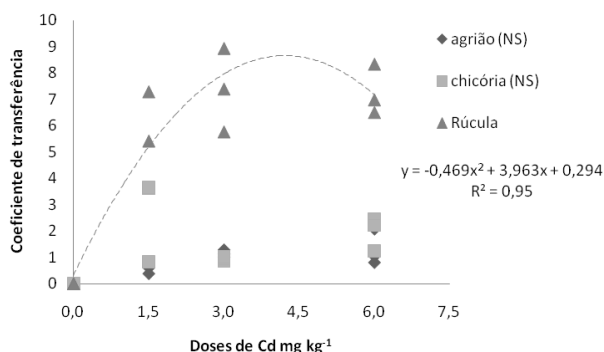
⁽¹⁾Coeficiente de variação

Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

6.2.2 Coeficiente de transferência solo-planta

O coeficiente de transferência (CT) avalia a capacidade da espécie em absorver o elemento do solo. Na rúcula, o CT aumentou da testemunha até a dose $3,0 \text{ mg kg}^{-1}$, decrescendo após esta dose (Figura 11). Pereira et al. (2011) em experimentos com alface, encontraram os maiores CT de Cd na dose 3 mg kg^{-1} . A chicória e o agrião não tiveram os CT alterados com a variação das doses de Cd.

Figura 11 - Coeficiente de transferência (CT) do Cd do solo para planta em agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.



(NS) - Não significativo

Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

Os maiores valores de CT foram encontrados na rúcula, com a máxima em torno de 7,0 nas doses $3 \text{ e } 6 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabela 8). Na dose $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$, a rúcula apresentou o maior valor (6,36), seguido da chicória (2,70) e agrião (0,59). Nas doses $3 \text{ e } 6 \text{ mg kg}^{-1}$ a chicória e o agrião não diferiram entre si e apresentaram valores menores que a rúcula. Conforme Magna et al. (2013) os CT para Cd encontram-se na faixa de 1 a 10. Para este autor o genótipo da planta é um dos fatores que têm maior influência na absorção de cádmio, o que explicaria o fato

da variabilidade entre as espécies. Wang et al. (2006) encontraram maiores valores de CT em vegetais folhosos, demonstrando que esses vegetais acumulam mais os metais que os não folhosos. Khan et al. (2008) observaram que em diferentes vegetais os CT permaneceram na ordem $Cd > Ni > Cu > Zn > Cr > Pb$. Os autores obtiveram valores altos de CT principalmente em vegetais folhosos. Para Melo et al. (2014) valores de CT maiores que 1,0 indicam espécie acumuladora. Os autores encontraram valores maiores que 1,0, para o Cd, em quase todas as espécies testadas, o que, segundo eles é um indicativo que este elemento é facilmente absorvido pelas plantas. No presente estudo para as três espécies foram encontrados valores maiores que 1,0, sendo que para a rúcula os valores permaneceram acima de 1,0 em todas as doses.

Tabela 8 – Coeficiente de transferência do Cd do solo para a planta em agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.

Doses Cd	Agrião	Chicória	Rúcula
0	0,00 a	0,00 a	0,00 a
1,5	0,59c	2,70 b	6,36 a
3,0	1,13 b	0,93 b	7,37 a
6,0	1,30 b	1,97 b	7,28 a
CV ⁽¹⁾	32,76%		

Médias seguidas pelas mesmas letras nas linhas não possuem diferença pelo Teste de Duncan ($p > 0,05$).

⁽¹⁾Coeficiente de variação.

Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

6.2.3 Nutrientes no solo

Os teores de cálcio não diminuíram no solo após a colheita para as três espécies (Tabela 9). O aumento linear dos teores de Ca no solo com chicória pode indicar a menor absorção desse elemento com o aumento das doses de Cd (Figura 12a). No agrião, os teores de Ca diminuíram até a dose 3 mg kg^{-1} (Figura 12a).

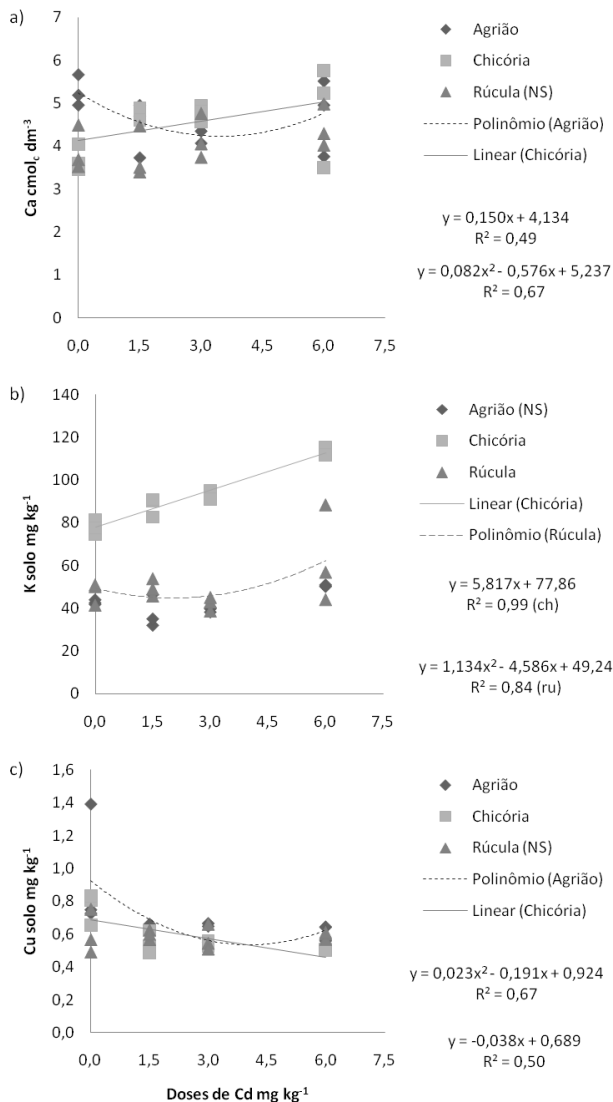
Tabela 9 – Média dos teores de Ca, Mg e K trocáveis e Cu e Zn disponíveis no solo, antes do plantio (AP) e depois da colheita (DC) em agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.

Doses Cd	Agrião		Chicória		Rúcula	
	AP	DC	AP	DC	AP	DC
mg kg ⁻¹	-----Ca cmol _c dm ⁻³ -----					
0	4,88 a	5,27 a	3,83 a	3,70 a	3,60 a	3,90 a
1,5	3,52 b	4,46 a	3,68 b	4,80 a	3,80 a	3,79 a
3,0	4,38 a	4,32 a	4,13 a	4,78 a	3,43 a	4,19 a
6,0	5,19 a	4,75 a	3,84 b	4,83 a	3,65 a	4,43 a
CV ⁽¹⁾	13,10%					
	-----Mg cmol _c dm ⁻³ -----					
0	4,30 a	3,99 a	3,42 a	3,20 a	3,61 a	3,18 a
1,5	3,60 a	3,39 a	3,53 a	3,55 a	3,74 a	3,21 a
3,0	3,57 a	3,39 a	3,92 a	3,51 a	3,67 a	3,17 a
6,0	3,51 a	3,56 a	3,70 a	3,50 a	3,67 a	3,33 a
CV	10,21%					
	-----K mg kg ⁻¹ -----					
0	132,5 a	42,6 b	131,1a	77,7 b	140,9a	47,5 b
1,5	140,7 a	37,6 b	130,9a	87,7 b	135,8a	49,5 b
3,0	134,4 a	39,2 b	139,9a	93,0 b	122,8a	42,2 b
6,0	145,4 a	50,3 b	148,5a	113,2b	138,7a	63,1 b
CV	6,46%					
	-----Cu mg kg ⁻¹ -----					
0	1,03 a	0,95 a	1,11 a	0,76 b	0,92 a	0,60 b
1,5	0,93 a	0,61 b	1,11 a	0,54 b	0,73 a	0,60 a
3,0	1,10 a	0,62 b	1,01 a	0,54 b	0,81 a	0,57 b
6,0	0,87 a	0,61 b	0,83 a	0,50 b	0,70 a	0,59 a
CV	14,01%					
	-----Zn mg kg ⁻¹ -----					
0	0,65 a	0,55 a	0,35 a	0,50 a	0,63 a	0,33 b
1,5	0,44 a	0,42 a	0,46 a	0,35 a	0,45 a	0,29 a
3,0	0,37 a	0,40 a	0,46 a	0,26 a	0,51 a	0,35 a
6,0	0,42 a	0,45 a	0,52 a	0,31 a	0,39 a	0,45 a
CV	29,45%					

Médias seguidas pelas mesmas letras nas linhas, dentro de cada espécie, não possuem diferença pelo Teste de Duncan ($p > 0,05$).

⁽¹⁾Coeficiente de variação.Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

Figura 12 - Cálcio (a) e potássio trocáveis (b) e cobre (c) disponível no solo após a colheita em agrião, chicória e rúcula com aumento das doses de Cd.



(NS) - Não significativo; (ch) - chicória; (ag) - agrião; (ru) - rúcula
 Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

O Cd, em altas concentrações, geralmente afeta a absorção de Ca. Para Bertoli (2011) o Cd afetou a absorção de Ca na parte aérea de tomateiro (*Lycopersicum esculentum*), o autor atribuiu isso ao efeito de competição entre os dois elementos durante o processo de absorção. O Cd, sendo um cátion divalente pode competir com Ca, Mg ou Fe pelos transportadores de membrana (NAZAR et al., 2012).

Os teores de potássio no solo diminuíram após a colheita nas três espécies (Tabela 9). Isso indica que, no geral, o Cd não restringiu a absorção de K pelas plantas. Os teores de K no solo, praticamente não foram afetados até a dose 3 mg kg^{-1} , nas três espécies testadas (Tabela 9 e Figura 12b). Os efeitos do Cd nos nutrientes das plantas variam entre as espécies. Ciecko et al. (2004) verificaram a variação na resposta e creditaram este comportamento à espécie e ao órgão da planta considerado. Os autores encontraram aumento dos teores de K na parte aérea e raiz de aveia e na raiz do milho e, diminuição do K nos grãos da aveia e na parte aérea e raízes de tremoço e rabanete, com o aumento das doses de Cd.

A concentração de cobre disponível diminuiu no solo após a colheita para o agrião e chicória. No caso da rúcula esse comportamento foi observado apenas em algumas doses (Tabela 9). O aumento das doses de Cd causou a diminuição linear dos teores de Cu no solo para chicória e agrião até a dose 3 mg kg^{-1} (Figura 12c). Augusto et al. (2014) observou o aumento da absorção de Cu em *Brassica juncea* com as doses de Cd. Segundo os autores, o Cd pode induzir a um aumento do teor radicular de Cu em diferentes espécies. Conforme Kabata-Pendias (2011) a interação entre Cd e Cu pode ser antagonica ou sinérgica.

No caso do magnésio e zinco não foram observadas alterações nos teores tanto em relação às espécies quanto às doses de Cd aplicadas ao solo (Tabela 9). Bertoli (2011) não encontrou alteração nos teores de Mg em tomateiro com o aumento das doses de Cd. Para o Zn, segundo Kabata Pendias

(2011) a interação entre Cd e Zn pode ser antagônica ou sinérgica nos processos de absorção e transporte, dependendo da espécie.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A *Eruca sativa* (rúcula) foi a espécie que mais acumulou o Cd, considerando a massa total da planta. O alto coeficiente de transferência observado indica que a espécie absorve Cd facilmente. Apesar da diminuição do crescimento das raízes, teor relativo de clorofila, taxa fotossintética e nutrientes na parte aérea, a espécie não apresentou sintomas de toxidez.

A *Barbarea verna* (agrião da Terra), apesar de ter absorvido menos Cd, comparando com as outras espécies, absorveu quantidade suficiente para ultrapassar os valores estabelecidos pela ANVISA (2013) nas doses 3 e 6 mg kg⁻¹ de Cd. Essa espécie não apresentou diminuição no crescimento, no teor relativo de clorofila, na taxa fotossintética, também não apresentou sintomas de toxidez.

A espécie menos tolerante ao Cd foi a *Cichorium endivia* (chicória), com diminuição no crescimento de parte aérea e raiz, teor relativo de clorofila e taxa fotossintética. Foi a espécie que sofreu os maiores danos. O efeito no crescimento e a clorose, referente a diminuição do teor relativo de clorofila, podiam ver verificados visivelmente com as doses de Cd.

Portanto, das espécies estudadas, tem-se a chicória como uma espécie sensível ao Cd e a rúcula e o agrião como espécies tolerantes a esse metal. O fato das plantas não apresentarem sintomas de toxidez mesmo possuindo acúmulo de Cd nos tecidos se torna preocupante, pois não há indício visível da contaminação da planta.

8 CONCLUSÕES

1 - A chicória e a rúcula apresentaram os maiores teores de Cd nos tecidos. Nas três espécies estudadas, os teores observados, na dose 3 mg kg^{-1} (valor orientador do CONAMA), estão acima do máximo permitido nas partes comestíveis pela ANVISA (2013).

2 - O cádmio diminuiu o crescimento, teor relativo de clorofila e a taxa fotossintética da chicória e rúcula. Os efeitos foram maiores na chicória e foi a única espécie que apresentou sintomas visíveis de toxidez.

3 - A rúcula apresentou o maior coeficiente de transferência do Cd do solo para a planta. As três espécies apresentaram capacidade de translocação, tendo o agrião e a chicória capacidade maior de translocação em doses menores.

4 - Apenas a rúcula apresentou diminuição dos teores de nutrientes nos tecidos vegetais. No solo, houve diminuição apenas do K e Cu após a colheita para as três espécies estudadas.

REFERÊNCIAS

ABICHEQUER, A.D.; BOHNEN, H. Eficiência de absorção, translocação e utilização de P por variedades de trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p.21-26, 1998.

AKOUMIANAKIS, K.A.; PASSAM, H.C.; BAROUCHAS, P.E.; MOUSTAKAS, N.K. Effect of cadmium on yield and cadmium concentration in the edible tissues of endive (*Cichorium endivia* L.) and rocket (*Eruca sativa* Mill.). **Journal of Food, Agriculture & Environment**, v.6, p.206-209, 2008

ALEXANDER, P.D.; ALLOWAY, B.J.; DOURADO, A.M. Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables. **Environmental Pollution**, v. 144, p. 736-745, 2006.

ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. New York: J. Wiley, 1990. 339 p.

ANVISA - AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Decreto nº 55871, de 26 de março de 1965. Modifica o Decreto nº 50.040, de 24 de janeiro de 1961, referente a normas reguladoras do emprego de aditivos para alimentos, alterado pelo Decreto nº 691, de 13 de março de 1962. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, 09 abr. 1965. Disponível em: < <http://portal.anvisa.gov.br>>. Acesso em: 15 nov., 2013.

ANVISA - AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Resolução nº 42, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em

Alimentos. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, 30 ago. 2013. Disponível em: < <http://portal.anvisa.gov.br>>. Acesso em: 14 ago., 2015.

ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Priority List of Hazardous Substances**, 2013. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/SPL/index.html>>. Acesso em: 14 ago., 2015.

ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Toxicological profile for cadmium**. Georgia: U.S. Department of health and human services, 2012. Disponível em: < www.atsdr.cdc.gov > . Acesso em: 07 set., 2015.

AUGUSTO, A.S.; BERTOLI, A.C.; CANNATA, M.G.; CARVALHO, R.; BASTOS, A.R.R. Bioacumulação de Metais Pesados em *Brassica juncea*: Relação de Toxicidade com Elementos Essenciais. **Revista Virtual de Química**, v.6, p. 1221-1236, 2014.

BABULA, P.; HAVEL, V.A L.; KIZEK, R. . Cadmium accumulation by plants of Brassicaceae family and its connection with their primary and secondary metabolism. In: ANJUM, N.A.; AHMAD, I.; PEREIRA, M.E.; DUARTE, A.C.; UMAR, S.; KHAN, N.A. **The Plant Family Brassicaceae: Contribution Towards Phytoremediation**. New York: Springer, 2012. 339p.

BARBOSA, P.S. **Influência do cádmio em parâmetros bioquímicos e de crescimento de nabo (*Brassica rapa*)**. 2011. 70p. Dissertação (Mestrado em Engenharia alimentar) - Instituto Superior em Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa 2011.

BERTOLI, A.C. **Efeitos do cádmio e do chumbo no crescimento, translocação e teor de nutrientes do tomateiro (*Lycopersicum esculentum*) cultivado em solução nutritiva.** 2011. 95p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) - Universidade Federal de Lavras, Lavras 2011.

CAMPOS, M.L.; SILVA, F.N.; FURTINI NETO, A.E.; GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.; ANTUNES, A.S. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, p.361-367, 2005.

CANATTA, M.G. **Efeitos de cádmio e chumbo no desenvolvimento de rúcula (*Erucasativa* L.), rabanete (*Raphanus sativus* L.) e feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) em solução nutritiva.** 2011. 211p. Tese (Doutorado em Agroquímica) - Universidade Federal de Lavras, Lavras 2011.

CARDOSO, L. M. N.; CHASIN, A. A. M. Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos. **Cadernos de Referência Ambiental**. Salvador: CRA, v. 6, 2001. 122 p.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Decisão de Diretoria nº 195-2005-E.** Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo, 2005.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Ficha de Informação Toxicológica:** Cádmio e seus compostos. 2012. Disponível em:<www.cetesb.sp.gov.br> . Acesso em: 15 maio, 2013.

CHUMBLEY, C. G.; UNWIN, R. J. Cadmium and lead content of vegetable crops grown on land with a history of

sewage sludge application. **Environmental Pollution**, v.4, p. 231-237, 1982.

CIEĆKO, Z.; KALEMBASA, S.; WYSZKOWSKI, M.; ROLKA, E. Effect of Soil Contamination by Cadmium on Potassium Uptake by Plants. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 13, p. 333-337, 2004.

COMISSÃO EUROPÉIA . Regulamento (UE) nº 420/2011 da Comissão de 29 de Abril de 2011. Altera o Regulamento (CE) °. 1881/2006 que fixa os teores máximos de certos contaminantes presentes nos géneros alimentícios. **Jornal Oficial da União Europeia**, 30 abril, 2011. Disponível em: <www.eur-lex.europa.eu>. Acesso em: 19 nov., 2013.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**, 30 dez., 2009, p. 81-84. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 02 mar., 2012.

COSTA, C.N.; MEURER, E.J.; BISSANI, C.A.; TEDESCO, M.J. Fracionamento sequencial de cádmio e chumbo em solos. **Ciência Rural**, v.37, p.1323-1328, 2007.

CQFS-RS/SC - COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre : Evangraf, 2004. 394p.

DAS, P. ; SAMANTARAY, S. ; ROUT, G.R. Studies on cadmium toxicity in plants : A review. **Environmental Pollution**, v. 98, p. 29-36, 1997.

DIAS, M.C.; MONTEIRO, C.; PEREIRA, J.M.; CORREIA, C.; GONÇALVES, B.; SANTOS, C. Cadmium toxicity affects photosynthesis and plant growth at different levels. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 35, p. 1281-1289, 2013.

FIDALGO, A.F.B. **Exposição e acumulação de elementos potencialmente tóxicos em rúcula (*Eruca sativa*)**. 2014. 52p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Alimentar) - Universidade de Lisboa, Lisboa 2014.

FONTES, R.L.; PEREIRA, J.M.N.; NEVES, J.C.L. Uptake and translocation of Cd and Zn in two lettuce cultivars. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.86, p.907-922, 2014.

GALLEGO, S. M.; PENA , L. B.; BARCIA, R. A.; AZPILICUETA, C. E.; IANNONE, M. F.; ROSALES, E. P.; ZAWOZNIK, M. S.; GROPPAA, M. D.; BENAVIDES, M. P. Review: Unravelling cadmium toxicity and tolerance in plants: Insight into regulatory. **Environmental and Experimental Botany**, v. 83 p. 33– 46, 2012.

GEE, G.W.; BAUDER, J.W. Particle-size analysis. In: KLUTE, A. Methods of soil analysis. Part 1. **Physical and mineralogical methods**. 2.ed. Madison, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, 1986. p. 383-411.

GRANT, C.A.; CLARKE, J.M.; DUGUID, S., CHANEY, R.L. Selection and breeding of plant cultivars to minimize cadmium accumulation. **Science of the total environment**, v. 390, p.301–310, 2008.

GUERRA, F.; TREVISAM, A.R.; FIOR, R.C.; MURAOKA, T. Cadmium phytoavailability in soils and evaluation of extractant effectiveness using an isotope technique. **Scientia Agricola**, v.71, p.345-355, 2014.

IQBAL , N.; MASOOD, A.; NAZAR, R.; SYEED, S.; KHAN, A.N. Photosynthesis, growth and antioxidant metabolism in mustard (*Brassica juncea*L.) cultivars differing in cadmium tolerance. **Agricultural Sciences in China**, v. 9, p.519-527, 2010.

JAHANGIR, M.; ABDEL-FARID, I.B.; CHOI, Y.H.; VERPOORTE, R. Metal ion-inducing metabolite accumulation in *Brassica rapa*. **Journal of Plant Physiology**, v.165, p.1429-1437, 2008.

JARVIS, S. C.; JONES, L. H. P.; HOPPER, M. J.. Cadmium uptake from solution by plants and its transport from roots to shoots. **Plant and Soil**, v. 44, p.179-191, 1976.

KATHEEB, W. Cadmium-Induced Changes in Germination, Seedlings Growth, and DNA Finger printing of in vitro Grown *Cichorium pumilum* Jacq. **International Journal of Biology**, v. 6; p.65-73, 2014.

KABATA-PENDIAS, A. Trace elements in soil and plants. 4 ed. Boca Raton: CRC Press, 2011. 505p.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A.B. **Trace Elements from Soil to Human**. New York: Springer, 2007. 550p.

KAMRAN, M.A; SYED,J.H.; EQANI, S.A.M.A.S.; MUNIS, M.F.H.; CHAUDHARY,H.J. Effect of plant growth-promoting rhizobacteria inoculation on cadmium (Cd) uptake by *Eruca*

sativa. **Environmental Science and Pollution Research**, v.22, p.9275-9283, 2015.

KASHEM, M.D.A.; KAWAI. S. Alleviation of cadmium phytotoxicity by magnesium in Japanese mustard spinach. **Soil science and plant nutrition**, v.53, p.246-251, 2007.

KHAN, S.; CAO, Q.; ZHENG, Y.M.; HUANG, Y.Z.; ZHU Y.G. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. **Environmental Pollution**, v.152, p.686-692, 2008.

KHAN, S.; REHMAN,S; KHAN, A. Z.; KHAN, A. M.; SHAH, M.T. Soil and vegetables enrichment with heavy metals from geological sources in Gilgit, northern Pakistan. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.73, p.1820–1827, 2010.

KHODAVERDILOO, H.; DASHTAKI, S.C.; REZAPOUR, S. Lead and cadmium accumulation potential and toxicity threshold determined for land cress and spinach. **International Journal of Plant Production**, v,5, p.275-282, 2011

KUBOI, T.; NOGUCHI, A.; YAZAKI, J. Family-dependent cadmium accumulation characteristics in higher plants. **Plant and Soil**, v. 92, p.405-415, 1986.

LEMOS, M. M. G.; RUBY, E.C.; MODESTO, R.P.; DIAS, C.L.; CASARINI, D. C.P.; TOFFOLI, F.F.; OHBA, M.S. Valores de referência de qualidade de solo do Estado de São Paulo. **Boletim informativo da SBCS**, v.38, p.26-28, 2013.

LI, Q.; LU, Y.; SHI, Y.; WANG, T.; NI, K.; XU, L.; LIU, S.; WANG, L.; XIONG, Q.; GIESY, P. J. Combined effects of

cadmium and fluoranthene on germination, growth and photosynthesis of soybean seedlings. **Journal of Environmental Sciences**, v.25, p.1936-1946, 2013.

MAGNA, G.A.M.; MACHADO, S.L.; PORTELLA, R.B.; CARVALHO, M.F. Chumbo e cádmio detectados em alimentos vegetais e gramíneas no município de Santo Amaro - Bahia. **Química Nova**, v.36, p.989-997, 2013.

McBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1994. 406 p.

MELO, L.C.A.; SILVA, E.B.; ALLEONI, L.R.F. Transfer of cadmium and barium from soil to crops grown in tropical soils. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.1939-1949, 2014.

NAZAR, R.; IQBAL, N.; MASOOD, A.; IQBAL, M.; KHAN, R.; SYEED, S.; KHAN, N.A. Cadmium Toxicity in Plants and Role of Mineral Nutrients in Its. **American Journal of Plant Sciences**, v. 32012, p.1476-1489, 2012.

NOUAIRI, I.; AMMAR, W.B.; YOUSSEF, D.B.M.D.; DAOUD, B.M.; GHORBAL, M.H.; ZARROUK, M. Comparative study of cadmium effects on membrane lipid composition of *Brassica juncea* and *Brassica napus* leaves. **Plant Science**, v.170, p. 511–519, 2006.

OLIVEIRA, J.A.; OLIVA, M. A.; CAMBRAIA, J. Effects of cadmium on chlorophyll contents and on peroxidase activity in soybean. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v.6, p.97-101, 1994.

PANDEY, N.; SHARMA, C.P. Effect of heavy metals Co^{+2} , Ni^{+2} and Cd^{+2} on growth and metabolism of cabbage. *Plant Science*, v. 163, p. 753-758, 2002.

PEREIRA, B.F.F.; ROZANE, D.E.; ARAÚJO, S.R.; BARTH, G.; QUEIROZ, R.J.B.; NOGUEIRA, T.A.R.; MORAES, M.F.; CABRAL, C.P.; BOARETTO, A.E.; MALAVOLTA, E.; PERIS, M.; MICÓ, C.; RECATALÁ, L.; SÁNCHEZ, R.; SÁNCHEZ, J. Cadmium availability and accumulation by lettuce and rice. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 645-654, 2011.

PERIS, M.; MICÓ, C.; RECATALÁ, L. SÁNCHEZ, R.; SÁNCHEZ, J. Heavy metal contents in horticultural crops of a representative área of the European Mediterranean region. **Science of the Total Environment**, v. 378, p.42–48, 2007.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, R. L. G.; CURI, N.; SILVA, M. L. N.; LIMA, J. N. de; COSTA, E. T. de S. Efeito do pH na adsorção e dessorção de cádmio em Latossolos Brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, v. 29, p. 523-532, 2005.

PRASAD, N.M.V. Cadmium toxicity tolerance in vascular plants. **Environmental and Experimental Botany**, v.35, p. 525-545, 1995.

PRASAD, N.M.V.; FREITAS, H.M.O. Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. **Electronic Journal of Biotechnology**. v.6, p. 285-321, 2003.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2012.

RASCIO, N.; NAVARI-IZZO, F. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? **Plant Science**, v.180, p. 169–18, 2011.

REIS, I.M.S.; MELO, W.J.; JÚNIOR, J.M.; FERRAUDO, A.S.; MELO, G.M.P. Adsorção de cádmio em Latossolos sob vegetação e mata nativa e cultivados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.1960-1969, 2014.

SANITA DI TOPPI, L.; GABBRIELLI, R. Response to cadmium in higher plants. **Environmental and Experimental Botany**, v.41, p.105 – 130, 1999.

SELVAM, A., WONG, J. W. Cadmium uptake potential of *Brassica napus* cocropped with *Brassica parachinensis* and *Zea mays*. **Journal of Hazardous Materials**, v.167, p.170–178, 2009.

SETH, C. S.; CHATUEVEDI, P.K.; MISRA, V. The role of phytochelatins and antioxidants in tolerance to Cd accumulation in *Brassica juncea* L. **Ecotoxicology and Environmental Safety** , v.71, p.76–85, 2008.

SIMON, L.; MARTIN, H. W.; ADRIANO, D.C. Chicory (*Cichorium intybus* L.) and dandelion (*Taraxacum officinale*) as phytoindicator of cadmium contamination. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 91, p.351-362, 1996.

SOUZA, V.L.; SILVA, D.C.; SANTANA, K.B.; MIELKE, M.S.; ALMEIDA, A.F.; MANGABEIRA, P.A.O.; ROCHA, E.R. Efeitos do cádmio na anatomia e na fotossíntese deduas macrófitas aquáticas. **Acta Botanica Brasilica**, v.23, p. 343-354, 2009.

STOBART, A.K.; GRIFFITHS, W.T.; BUKHARI, J.A.; SHERWOOD, R.P. The effect of Cd^{2+} on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley. **Physiologia Plantarum**, v.63, p.293-298, 1985.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

USEPA – US ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 3051 A**. 2007. Disponível em: <<http://www.epa.gov>> Acesso em: 15 nov., 2013.

VASQUEZ-TELLO, A.Y.; ZUILY-FODIL, A.T.; PHAM THI; SILVA, J.V. Electrolyte and Pi leakages and soluble sugar content as physiological tests for screening resistance to water stress in Phaseolus and Vigna species. **Journal of Experimental Botany**, v.41, p.827-832, 1990.

WANG, G.; MIAO-YU, S.; YAN-HUI, C.; FEN-FANG, L.; LUO, D.; SHU-FANG, G. Transfer characteristics of cadmium and lead from soil to the edible parts of six vegetable species in southeastern China. **Environmental Pollution**, v.144, p. 127-135, 2006.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Environmental Heath Criteria 134: Cadmium**, 1992. Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc134.htm>>. Acesso em: 16 ago., 2015.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Exposure to cadmium: a major public health concern**, 2010. Disponível em: < <http://www.who.int>>. Acesso em: 15 nov., 2013.

ZHOU, W.; QIU, B. Effects of cadmium hyperaccumulation on physiological characteristics of *Sedum alfredii* Hance (Crassulaceae). **Plant Science**, v.169, p.737-745, 2005.

APÊNDICE

APÊNDICE A - Quadro de análise da variância das variáveis relativas à planta

Causas Variação	GL	QM			
		Raízes		Parte aérea	
		MF	MS	MF	MS
Espécies	2	1,89*	0,082*	812,77*	14,34*
Doses	3	0,79*	0,030*	10,31 ^{NS}	0,25 ^{NS}
Esp*Dose	6	0,38*	0,016*	11,61 ^{NS}	0,13 ^{NS}
Erro	24	0,08	0,006	5,05	0,46
		CdMF	CdMS	Cd MF	CdMS
Espécies	2	155,75*	2595,72*	3,87*	200,07*
Doses	3	46,67*	2303,24*	18,34*	809,67*
Esp*Dose	6	20,09*	347,23*	2,56*	119,00*
Erro	24	1,99	63,61	0,44	10,79
		Cd acumulado		Cd acumulado	
Espécies	2	3,18 ^{NS}		677,70*	
Doses	3	21,20*		704,04*	
Esp*Dose	6	7,44 ^{NS}		123,70*	
Erro	24	3,53		40,80	
		Parte aérea			
		K	Ca	Mg	
Espécies	2	1,79*	6295,67 ^{NS}	674,82 ^{NS}	
Doses	3	1,93*	3585,25 ^{NS}	352,99 ^{NS}	
Esp*Dose	6	1,76*	4539,21 ^{NS}	674,39*	
Erro	24	8295	1935,44	221,62	

* Significativo ($P < 0,05$); NS - Não significativo ($P > 0,05$)

MF-Massa fresca; MS - Massa seca

APÊNDICE B - Quadro de análise da variância das variáveis relativas aos índices obtidos

Causas Variação	GL	QM				
		CTTRAN	ITOL	ITRAN	SPAD	TFOT
Espécies	2	70,93*	3941,09*	1097,34*	4187,5*	381,32*
Doses	3	24,68*	1272,87 ^{NS}	2322,70*	58,72*	31,74*
Esp*Dose	6	9,00*	954,24 ^{NS}	396,18*	30,61*	8,23 ^{NS}
Erro	24	0,65	543,41	101,01	7,31	3,78
		TPROT				
Dose (D)	3	53,31 ^{NS}				
Análise (A)	1	231,55 ^{NS}				
Espécie (E)	2	110,88 ^{NS}				
D x A	3	145,14 ^{NS}				
E x A	2	147,39 ^{NS}				
D x E	6	93,09 ^{NS}				
D x A x E	6	94,69 ^{NS}				
Erro	48	127,22				

* Significativo ($P < 0,05$); NS - Não significativo ($P > 0,05$)

CTTRAN – Coeficiente de transferência; ITOL – Índice de Tolerância;
ITRAN – Índice de transferência; SPAD – Índice SPAD; TFOT – Taxa fotossintética

APÊNDICE C - Quadro de análise da variância das variáveis relativas ao solo.

Causas Variação	GL	QM				
		Cd	Mg	Zn	Cu	K
Dose (D)	3	20,40*	0,04 ^{NS}	0,04 ^{NS}	0,13*	894,17*
Tempo (T)	1	0,79*	1,32*	0,09*	1,68*	100066*
Espécies (E)	2	0,03 ^{NS}	0,28 ^{NS}	0,02 ^{NS}	0,14*	4524*
D x T	3	0,08 ^{NS}	0,03 ^{NS}	0,00 ^{NS}	0,02 ^{NS}	91,56 ^{NS}
E x T	2	0,08 ^{NS}	0,14 ^{NS}	0,06*	0,08*	4330,17*
D x E	6	0,08 ^{NS}	0,38*	0,01 ^{NS}	0,01 ^{NS}	206,59*
D x T x E	6	0,08 ^{NS}	0,02 ^{NS}	0,02 ^{NS}	0,02 ^{NS}	63,82 ^{NS}
Erro	48	0,05	0,13	0,01	0,01	41,27

* Significativo ($P < 0,05$); NS - Não significativo ($P > 0,05$)