

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
DEPARTAMENTO DE FITOTECNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM PRODUÇÃO VEGETAL

Francielly Baroni Mendes

**CRESCIMENTO *IN VITRO* DE PLANTAS DE CLONES DE BATATA
EXPOSTAS AO ARSÊNIO**

Santa Maria, RS
2020

Francielly Baroni Mendes

**CRESCIMENTO *IN VITRO* DE PLANTAS DE CLONES DE BATATA EXPOSTAS
AO ARSÊNIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Produção Vegetal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Agronomia**.

Orientador: Prof. Dilson Antônio Bisognin, PhD.

Santa Maria, RS
2020

MENDES, FRANCIELLY
CRESCIMENTO IN VITRO DE PLANTAS DE CLONES DE BATATA
EXPOSTAS AO ARSÊNIO / FRANCIELLY MENDES.- 2020.
60 p.; 30 cm

Orientador: Dilson Antônio Bisognin
Coorientadores: Fernando Nicoloso, Rodrigo Bolzan
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Agronomia, RS, 2020

1. S. tuberosum 2. acúmulo 3. contaminação 4. segurança
alimentar I. Bisognin, Dilson Antônio II. Nicoloso,
Fernando III. Bolzan, Rodrigo IV. Título.

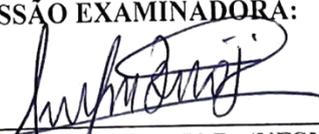
Francielly Baroni Mendes

**CRESCIMENTO *IN VITRO* DE PLANTAS DE CLONES DE BATATA
EXPOSTAS AO ARSÊNIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Produção Vegetal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Agronomia**.

Aprovado em 15 de dezembro de 2020

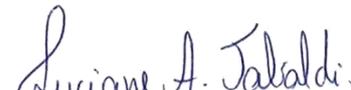
COMISSÃO EXAMINADORA:



Dilson Antonio Bisognin, PhD. (UFSM)
(Presidente/Orientador)



Liana Veronica Rossato, Dra. (IFFAR)



Luciane Almeri Tabaldi, Dra. (UFSM)

Santa Maria, RS
2020

Dedico aos meus pais Lucio Deniz Mendes
e Lucimar Baroni Mendes.

“in memoriam”.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus porque sem ele nada sou e nada poderei fazer.

A minha família que me sustentou e me amparou ao longo dessa caminhada, minha irmã que, incansavelmente, esteve ao meu lado nos momentos mais difíceis, me incentivando e impulsionando para que eu chegasse até o fim; minha sobrinha Milena que através da sua doçura aliviou os meus dias e renovou minha esperança; meu tio Noelci Prestes Cunha que é para mim uma inspiração de professor e ser humano, obrigada pelos conselhos, carinho e por todo amparo nesse tempo; Rivalcir Baluta obrigada por trazer leveza, cor e alegria aos meus dias. Amo todos vocês!

Ao meu noivo Lorenzo Simas, que foi suporte nessa trajetória, sendo um dos meus maiores incentivadores. Obrigada pela confiança, amor e dedicação, por ser paz em meio a tribulação e descanso. Te amo.

Ao meu Orientador, Prof.º. Drº. Dilson Antônio Bisognin, que em todo momento esteve me disciplinando e conduzindo da melhor forma para que alcançasse um objetivo, fazendo parte da minha vitória com um papel imprescindível. Muito obrigada!

A equipe e amigos do MPVP que marcaram uma das etapas mais importantes da minha vida, fizeram parte da minha formação acadêmica e humana. Obrigada por serem anfitriões maravilhosos, alívio depois de um dia cansativo, por serem mão amiga, companheiros de lanches das tardes, e pelos ensinamentos e conselhos. Guardarei vocês para sempre no meu coração: Luana Cadore, Nathália Pimentel, Thaíse Tonetto, Denise Gazzana, Renata Avinio, Mariana Fauerharmel, Janaína Spanevelo, Franciele Fuciline, Jacson Librelotto, Gabriel Lopes, Gabriele Lohmann.

Aos amigos Rodrigo Borges e Ivanio Folmer que abriram o seu lar para mim e me acolheram em Santa Maria. Nunca vou esquecer o que fizeram. Obrigada por aliviarem meu fardo. Amo vocês.

A Universidade Federal de Santa Maria e ao programa de Pós-Graduação em Agronomia, seu corpo docente, direção e administração pela oportunidade de realizar esse sonho.

“Que os vossos esforços desafiem as impossibilidades, lembrai-vos de que as grandes coisas do homem foram conquistadas do que parecia impossível.”

Charles Chaplin

RESUMO

CRESCIMENTO IN VITRO DE PLANTAS DE CLONES DE BATATA EXPOSTAS AO ARSÊNIO

AUTORA: Francielly Baroni Mendes

ORIENTADOR: Dilson Antônio Bisognin

A poluição ambiental por metaloides tem aumentado muito em consequência das ações antropogênicas, tais como as atividades industriais e o uso de químicos na agricultura. O arsênio (As) está entre os metais que apresentam os maiores riscos ambientais, pela maior toxicidade e pela ampla distribuição. A absorção e acumulação de As pelas plantas é muito variável entre as espécies e entre cultivares, sendo a ingestão de vegetais e a bioacumulação na cadeia alimentar as principais fontes de contaminação da população. O objetivo geral desta pesquisa foi avaliar o crescimento *in vitro* de plantas de clones de batata expostas ao As. Os experimentos foram conduzidos no Laboratório de Cultura de Tecidos do Núcleo de Melhoramento e Propagação Vegetativa de Plantas da Universidade Federal de Santa Maria. No experimento 1 foram testadas as concentrações de 10, 20, 30, 40, 50, 60 e 70 μM de As no crescimento *in vitro* de plantas do clone SMINIA793101-3. Foram avaliadas as porcentagens de sobrevivência e enraizamento, a altura da parte aérea e o número de folhas e raízes aos 14 e 28 dias após a inoculação (DAI). Os resultados obtidos demonstram que as plantas de batata do clone SMINIA793101-3 apresentaram alta sensibilidade a exposição ao As já aos 14 dias de cultivo *in vitro* para todos os caracteres analisados. O comportamento das plantas na presença do As indicou que as concentrações de 20, 40 e 60 μM de As devem ser testadas em outros clones de batata. Dessa forma, no experimento 2 foram testados os clones SMINIA793101-3, SMIJ461-1, SMINIA00017-6, Asterix, Vivaldi, Macaca, Dakota Rose e Michigan Purple. Foram avaliadas as porcentagens de sobrevivência e enraizamento, a altura da parte aérea e o número de folhas e raízes aos 14 DAI, e a atividade da enzima catalase aos 28 DAI. Os resultados indicam que as concentrações de 0, 20, 40 e 60 μM de As no meio de cultura podem ser utilizadas para a avaliação *in vitro* da sensibilidade de clones de batata. As plantas devem ser avaliadas aos 14 dias de cultivo em presença de As. A adição de As ao meio cultura afetou todos os caracteres analisados em todos os clones testados de batata. Os clones SMIJ461-1, Michigan Purple e Macaca apresentam alterações significativas na atividade da enzima catalase. Dentre os clones, Macaca apresentou o maior aumento na atividade da enzima catalase, indicando boa capacidade de detoxificar as espécies reativas de oxigênio. Em conclusão, os clones de batata diferem no crescimento *in vitro* das plantas na presença de As; a adição de As ao meio de cultura afeta negativamente a atividade da enzima catalase, a altura de parte aérea, o número de folhas e de raízes das plantas de batata; e a adição das concentrações de 40 e 60 μM de As ao meio de cultura causa efeitos adversos no crescimento das plantas de batata.

Palavras-chave: *S. tuberosum*, acúmulo, contaminação, segurança alimentar.

ABSTRACT

***IN VITRO* GROWTH OF PLANTS EXPOSED TO ARSENIC OF POTATO CLONES**

AUTHOR: Francielly Baroni Mendes

ADVISER: Dilson Antônio Bisognin

Environmental pollution by metalloids has increased a lot as a result of anthropogenic actions, such as industrial activities and the use of chemicals in agriculture. Arsenic (As) is among the metals that present the greatest environmental risks, due to the highest toxicity and wide distribution. The absorption and accumulation of As by plants is very variable among species and cultivars, with the intake of vegetables and bioaccumulation in the food chain being the main sources of population contamination. The main objective of this research was to evaluate the *in vitro* growth of plants exposed to As of potato clones. The experiments were carried out at the Tissue Culture Laboratory of the Plant Breeding and Vegetative Propagation Center of the Federal University of Santa Maria. In experiment 1, plants of the clone SMINIA793101-3 were tested in the concentrations of 10, 20, 30, 40, 50, 60 and 70 μ M of As in the culture media. The percentages of survival and rooting, the height of the aerial part and the number of leaves and roots were evaluated at 14 and 28 days after inoculation (DAI). The results indicated that potato plants of the SMINIA793101-3 clone showed high sensitivity to As exposure at 14 days of *in vitro* cultivation for all the evaluated traits. Based upon growth responses in As media, the As concentrations of 20, 40 e 60 μ M should be evaluated in other potato clones. Therefore, in the experiment 2 the clones SMINIA793101-3, SMIJ461-1, SMINIA00017-6, Asterix, Vivaldi, Macaca, Dakota Rose and Michigan Purple were evaluated. At 14 DAI, the percentages of survival and rooting, the height of the aerial part and the number of leaves and roots, and at 28 DAI, the activity of the enzyme catalase were evaluated. The results indicated that the concentrations of 0, 20, 40 and 60 μ M As in the culture media can be used for the *in vitro* evaluation of potato clones. The plants should be evaluated at 14 days of cultivation in the presence of As. The addition of As to the culture media affected all traits of all evaluated clones of potato. The clones SMIJ461-1, Michigan Purple, and Macaca increased the activity of the catalase enzyme in the presence of As. Among the evaluated clones, Macaca showed the greatest increase in the catalase enzyme activity, indicating good ability to detoxify reactive oxygen species. In conclusion, the *in vitro* growth of potato plants in the presence of As differ among clones; the addition of As to the culture medium affects the catalase enzyme activity, shoot height, number of leaves and roots of potato plants; and the addition of 40 and 60 μ M As to the culture medium has adverse effects on the *in vitro* growth of potato plants.

Keywords: *S. tuberosum*, accumulation, contamination, food security.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Altura da parte aérea (cm) de plantas de batata do clone SMINIA793101-3 submetidas a diferentes concentrações de As aos 14 e 28 dias de cultivo *in vitro*, Santa Maria, RS, 2020.....32
- Figura 2 – Altura de parte aérea (cm) de plantas de batata do clone SMINIA793101-3 nas diferentes concentrações de As aos 28 dias de cultivo *in vitro*, Santa Maria, RS, 2020.....32
- Figura 3 – Número de folhas de plantas de batata do clone SMINIA793101-3 submetidas a diferentes concentrações de As aos 14 e 28 dias de cultivo *in vitro*, Santa Maria, RS, 2020.....33
- Figura 4 – Explante de batata do clone SMINIA793101-3 na concentração de 70 μ M de As aos 28 dias de cultivo *in vitro*, Santa Maria, RS, 2020.....34
- Figura 5 – Número de raízes de plantas de batata do clone SMINIA793101-3 submetidas a diferentes concentrações de As aos 14 e 28 dias de cultivo *in vitro*, Santa Maria, RS, 2020.....36
- Figura 6 – Raízes de plantas de batata do clone SMINIA793101-3 nas concentrações de 0 (b) e (a) 70 μ M de As aos 28 dias de cultivo *in vitro*, Santa Maria, RS, 2020.....37
- Figura 7 – Altura da parte aérea (cm) de plantas de batata dos clones Asterix, SMIJ461-1, SMINIA793101-3, Dakota Rose, Michigan Purple, Macaca, SMINIA00017-6 e Vivaldi submetidas a diferentes concentrações de As aos 14 dias de cultivo *in vitro*, Santa Maria, RS, 2020.....39
- Figura 8 – Número de folhas de plantas de batata dos clones Asterix, SMIJ461-1, SMINIA793101-3, Dakota Rose, Michigan Purple, Macaca, SMINIA00017-6 e Vivaldi submetidas a diferentes concentrações de As aos 14 dias de cultivo *in vitro*. Santa Maria, RS, 2020.....40
- Figura 9 – Plantas de batata dos clones Asterix (a), Dakota Rose (b) e SMINIA000176-1 (c) aos 14 dias de cultivo em meio de cultura contendo 60 μ M de As. Santa Maria, RS, 2020.....42
- Figura 10 – Número de raízes de plantas de batata dos clones Asterix, SMIJ461-1, SMINIA793101-3, Dakota Rose, Michigan Purple, Macaca, SMINIA00017-6 e Vivaldi submetidas a diferentes concentrações de As aos 14 dias de cultivo *in vitro*. Santa Maria, RS, 2020.....43
- Figura 11 – Plantas de batata dos clones Dakota Rose, Asterix e SMINIA793101-3 cultivadas em meio de cultura sem As (b, d, e) e com a adição de 60 μ M (a, c, f) aos 14 dias de cultivo. Santa Maria, RS, 2020.....44

Figura 12 – Raízes de plantas de batata dos clones SMINIA793101-3 e SMIJ461-1 cultivadas em meio de cultura sem As (b, d) e com a adição de 60 μ M (a, c) aos 14 dias de cultivo. Santa Maria, RS, 2020.....	44
Figura 13 – Atividade da enzima catalase (Δ E min ⁻¹ mg ⁻¹) de plantas de batata dos clones Asterix, SMIJ461-1, SMINIA793101-3, Dakota Rose, Michigan Purple, Macaca, SMINIA00017-6 e Vivaldi submetidas a diferentes concentrações de As aos 14 dias de cultivo in vitro. Santa Maria, RS, 2020.....	45

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVO GERAL	15
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	15
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	16
3.1 CARACTERIZAÇÃO E IMPORTÂNCIA DA ESPÉCIE EM ESTUDO.....	16
3.1.2 Produção da Espécie no Brasil.....	18
3.2 ARSÊNIO	19
3.2.1 Toxicidade para Plantas	21
3.2.2 Influência na Anatomia, Fisiologia e Bioquímica de plantas.....	23
3.2.3 Transportadores de Arsênio em Plantas.....	24
3.2.4 Exposição ao Arsênio e Estresse Oxidativo	25
3.2.5 Toxicidade aos Seres Humanos.....	27
4 MATERIAL E MÉTODOS	29
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
6 CONCLUSÕES.....	48
REFERÊNCIAS.....	49

1 INTRODUÇÃO

O arsênio (As) é um não-metal, encontrado em todos os ambientes naturais, associado, principalmente, a sulfatos minerais. Apesar de representar o vigésimo elemento mais abundante na crosta terrestre, o As é um dos elementos mais tóxicos do planeta (WHO, 2001). Devido à sua elevada toxicidade à saúde humana e a toda comunidade biológica, a contaminação do solo, cursos de água e lençol freático por As se constitui em um problema ambiental grave, que necessita de efetiva solução tecnológica (WHO, 2001; FERRECIO; SANCHA, 2006; ZHAO et al., 2010).

A inserção de arsênio nos ambientes terrestres e aquáticos ocorre através de processos geológicos naturais e pela atividade antrópica, especialmente, a mineração. O As é utilizado, sobretudo, na produção de herbicidas, inseticidas e conservantes de madeira (WHO, 2001; ZHAO et al. 2010), na indústria e fabricação de vidro, ligas, eletrônicos, aditivos alimentares e produtos químicos veterinários (GONTIJO; BITTENCOUR, 2005). Todavia, rejeitos de operações de mineração constituem fontes substanciais de As, pois expõem este elemento à água e ao ar, solubilizando-o. Desta forma, o As pode atingir a água e o solo, contribuindo para a sua contaminação.

A sensibilidade e toxicidade nas plantas são influenciados, não apenas pela concentração e pelas formas tóxicas, mas também pelo estágio de vida ou processo ontogenético da planta, como germinação, estabelecimento da plântula e crescimento vegetativo (LIU et al., 2005). A contaminação por As é bastante significativa do ponto de vista ambiental, sendo necessária a avaliação do risco, através da biodisponibilidade no ambiente (MEHARG; HARTLEY-WHITAKER, 2002). Fatores como capacidade de troca catiônica, pH, potencial redox, matéria orgânica, argila, óxidos metálicos, conteúdo de água, exsudatos radiculares e atividade microbiana podem afetar a disponibilidade de As no solo (BHATTACHARYA; JACKS, 2002; DESCHAMPS; MATSCHULLAT, 2007).

As consequências para a saúde humana pela exposição crônica ao As incluem inúmeras mudanças em nível molecular, pois o elemento pode interromper a expressão de diversos genes, prejudicar o processo de divisão celular ou inibir mecanismos de reparo do DNA. A disponibilidade, a toxicidade e o comportamento químico dos compostos de As são influenciados pela sua forma e espécie. A longa exposição ao As, assim, como a sua ingestão via água potável, causa distúrbios na pele, no fígado, nos

intestinos e nos tecidos gástricos e nervosos (BASU et al., 2001; SMITH et al., 2002). De acordo com o National Research Council (NRC, 1999), a intoxicação crônica por As é responsável por milhares de mortes no mundo. A contaminação por As ocorre pela ingestão de alimentos e, principalmente, de água contaminada, pois o As é um elemento químico muito utilizado em indústrias de eletrônicos, pesticidas, dentre outros (BARRA, 2000).

A batata (*Solanum tuberosum* L.) é um dos alimentos mais consumidos no mundo, sendo cultivada em mais de 160 países (FAO, 2018) e se configura em uma potencial fonte de contaminação. A batata é um dos alimentos mais importantes como fonte de energia, devido à composição, versatilidade gastronômica e tecnológica e baixo custo de comercialização dos tubérculos (COELHO et al., 1999), sendo a hortaliça de maior importância econômica no Brasil (BISOGNIN, 2005). Os principais estados produtores são Minas Gerais, São Paulo, Paraná e Rio Grande do Sul, responsáveis por mais de 90% da produção nacional (IBGE, 2019). Pelo seu método de propagação vegetativo, a batata é facilmente contaminada por patógenos (vírus, bactérias e fungos), que levam a rápida degenerescência da cultura. Uma das maneiras de se produzir batata livre de patógenos é através da cultura de tecidos em que, obtendo-se uma planta livre de patógenos, esta pode ser micropropagada em grande escala (FORTES; PEREIRA, 2003).

Em vista disso, o estudo das respostas fisiológicas e bioquímicas em clones de batata se justifica por ser a terceira cultura em importância para a alimentação humana, sendo superada somente pelo trigo (*Triticum aestivum* L.) e arroz (*Oryza sativa* L.) (FAO, 2018). Além disso, existem poucos estudos com relação a vários aspectos do metabolismo oxidativo e nutricional da batata quando exposta ao As e, embora os efeitos tóxicos do As nos sistemas biológicos já tenham sido relatados por vários autores, os mecanismos da sua toxicidade ainda não estão elucidados.

2 OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve por objetivo geral avaliar o crescimento *in vitro* de plantas de clones de batata expostas ao As.

2.2 OBJETIVO ESPECÍFICO

Os objetivos específicos foram:

- i) Estudar os efeitos de diferentes concentrações de As no crescimento *in vitro* de plantas de batata do clone SMINIA793101-3; e
- ii) Estudar os efeitos da exposição ao As no crescimento *in vitro* de plantas de clones de batata.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 CARACTERIZAÇÃO E IMPORTÂNCIA DA ESPÉCIE EM ESTUDO

A batata (*Solanum tuberosum* L.) é uma dicotiledônea da família Solanaceae, pertencente ao gênero *Solanum*. Existem cerca de 4000 variedades de batata que apresentam tubérculos de diferentes tamanhos, cores e formas, dentre estas, o gênero *Solanum* possui mais de 2000 espécies, e destas, cerca de 160 são produtoras de tubérculos, porém somente 20 espécies são cultivadas (HAWKES, 1994). Também existem 151 espécies de batatas silvestres que não são comestíveis, mas apresentam características como resistência a pragas, doenças e condições climáticas adversas, sendo essas espécies importantes fontes de atributos para o melhoramento genético, possuindo um dos mais importantes recursos genéticos dentre as plantas cultiváveis (CIP, 2019).

As espécies de tubérculos *Solanum* são amplamente distribuídas nas Américas. Muitas espécies selvagens, que podem ter sido cruzadas com as espécies cultivadas de batatas, proporcionaram um amplo espectro de resistência a doenças e pragas, tolerâncias a estresse abiótico como geadas, secas, entre outros (BARRELL et al., 2013).

A origem exata da batata apresenta controvérsias, porém a presença de biótipos silvestres evidencia que seja nativa de duas áreas, das regiões altas da Cordilheira dos Andes, que vão do Peru ao norte da Argentina, e de terras baixas do centro-sul do Chile, dependendo do nível e ploidia das espécies. A difusão da batata no mundo ocorreu por volta de 1570, quando conquistadores espanhóis levaram a batata andina para a Europa, e cerca de 200 anos depois a batata tornou-se um alimento básico para os europeus e para habitantes de outros continentes (LOPES; BUSO, 1997). Para europeus, norte-americanos e latino-americanos, a batata constitui a base da dieta alimentar diária. No entanto, no Brasil, é utilizada em menor escala, como hortaliça (FILGUEIRA, 2005).

A domesticação da batata é atribuída aos povos nativos dos Andes da América do Sul, entre o Peru e a Bolívia, e estima-se que ocorreu entre 6.000 e 10.000 anos. Foram identificadas cerca de 200 espécies silvestres distribuídas em 16 países desde o sudoeste dos Estados Unidos até o sul do Chile, entretanto o maior número de espécies é encontrado no Peru e na Bolívia (HIJMANS; SPOONER, 2001; SPOONER; HETERSCHIED, 2006). A principal espécie cultivada é autotetraploide ($2n = 4x = 48$ cromossomos) com herança tetrassômica e multialelismo como determinantes básicos do rendimento (PEREIRA et al., 2016).

A batata apresenta uma produção mundial superior a 368 milhões de toneladas, sendo classificada como o quarto alimento de maior importância para a humanidade (FAOSTAT, 2019), sendo superada pelo trigo, milho e arroz, e é a primeira commodity não grão (FAO, 2018). Os tubérculos, de preparo versátil e consumidos de diversas formas, são constituídos de 76% de água, 17% de carboidratos, 2,0% de proteínas, 0,3% de açúcares redutores, 1,1% de cinzas, 25 mg 100g irrisórias de lipídios (SABLANI; MUJUMDAR, 2006). Consumida in natura ou industrializada de diversas formas, essa solanácea tem importância econômica, social e cultural devido a sua ampla adaptabilidade a diversos agroecossistemas e ao elevado potencial produtivo (TÖFOLI et al., 2013).

A cultura da batata se desenvolve sob uma variedade de altitudes, latitudes e condições climáticas, desde o nível do mar até 4000 metros de elevação (DAVIES et al., 2005) além de tolerar uma acidez moderada no solo, produzindo bem na faixa de pH 5,0 a 6,5 (PREZOTTI et al., 1986). A quantidade de produtos industrializados à base de batata tem crescido nos últimos anos em nível mundial, incluindo o Brasil, principalmente para produtos que podem ser consumidos diretamente, como chips e batata palha, ou produtos para serem preparados, como batatas descascadas e cortadas em palitos resfriados ou pré-fritos congelados (ZORZELLA et al., 2003).

Algumas décadas atrás, a batata comercial possuía uma base genética limitada, em virtude de ser uma planta original do centro da América do Sul e recém introduzida na Europa. Além disso, sua baixa propagação vegetativa torna *S. tuberosum* uma planta altamente heterozigota, poliploide, e os seus cultivares, portanto, muitas vezes limitadamente férteis, tornando a sua seleção uma tarefa desafiadora. Sabe-se ainda, que os esquemas de melhoramento tradicionais envolvem relativamente longos ciclos reprodutivos, geneticamente complexos e os tubérculos de batata possuem uma sensibilidade à endogamia. Entretanto, ao longo das últimas cinco décadas, mediante aplicações de biotecnologia vegetal, que facilitaram os cruzamentos entre espécies, ampliou-se assim o pool genético das plantas cultivadas atualmente (BARRELL et al., 2013). A biotecnologia vegetal tradicionalmente englobou a aplicação de células e tecidos para o melhoramento de variedades. E a partir de meados da década de 80, o desenvolvimento e a aplicação da transgenia, tornou a atividade de pesquisa relacionada à biotecnologia vegetal dominante (BARRELL et al. 2013).

Muitos genótipos de batata são altamente sensíveis em culturas celulares e geram oportunidades de aplicação de biotecnologia a melhoramento da batata. A publicação do sequenciamento completo do genoma da batata (POTATO GENOME SEQUENCING

CONSORTIUM, 2011) tem apresentado novas oportunidades para biotecnologia de *S. tuberosum*.

Portanto, a batata por ser um dos alimentos mais consumidos no mundo, sendo cultivada em diversos países (FAO, 2018) também por ser grande fonte de energia, devido à composição, versatilidade gastronômica e tecnológica e baixo custo de comercialização dos tubérculos (COELHO et al., 1999), constituindo a hortaliça de maior importância econômica no Brasil (BISOGNIN, 2005), configura-se em uma potencial fonte de contaminação. A batata é um dos alimentos mais importantes como fonte de energia, devido à composição, versatilidade gastronômica e tecnológica e baixo custo de comercialização dos tubérculos (COELHO et al., 1999), sendo a hortaliça de maior importância econômica no Brasil (BISOGNIN, 2005).

3.1.2 Produção da Espécie no Brasil

No cenário nacional, a batata é a hortaliça mais importante, tanto em área de cultivo quanto economicamente. A cadeia produtiva da batata que era considerada em outros tempos como uma atividade de pequenos produtores, atualmente assume características empresariais bem definidas, com contínuos avanços tecnológicos e gerenciamento avançado de todo processo produtivo (TÖFOLI et al., 2013). A área plantada no ano de 2019 foi de 789.562 há, com uma produtividade média de 37,9 t há com produção concentrada principalmente nos estados da Bahia, Goiás, Distrito Federal, Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (IBGE, 2019). Segundo relatórios do IBGE (2019), a produtividade brasileira aumentou cerca de 17% nos últimos 10 anos. Entretanto, a produtividade nacional ainda está abaixo de lavouras Norte Americanas, que possuem média nacional de produtividade superior a 49t há. (FAO, 2019).

Como a propagação da batata é vegetativa, através de tubérculos (caules modificados), durante o processo ocorre o acúmulo de patógenos, principalmente vírus, a cada ciclo, o que resulta na degeneração da cultivar com drásticas reduções de produtividade (FORTES; PEREIRA, 2003). Portanto, a utilização de material propagativo de alta qualidade fitossanitária para instalação das lavouras constitui-se como requisito indispensável para a cadeia produtiva da batata (PEREIRA et al., 2005). Materiais propagativos livres de vírus podem ser obtidos por meio do cultivo das sementes, verdadeiras ou botânicas, ou através da cultura de tecidos. O uso de sementes

verdadeiras para multiplicação da batata vem sendo empregado em trabalhos de melhoramento da espécie, devido, principalmente, à variabilidade que este tipo de material pode apresentar quando utilizado em cultivo comercial, bem como a falta de tecnologia adequada para a produção (PEREIRA; FORTES, 2004).

Infelizmente, o Brasil não é autossuficiente na produção de batata-semente e a escassez de material certificado de preço acessível ao produtor obriga a implantação de lavouras com tubérculos-semente de baixa qualidade fitossanitária, sendo este um dos principais fatores que tem afetado negativamente a produção nacional (MEDEIROS et al., 2002). Até o mês de maio de 2019, foram importados 3.084.300 kg de tubérculos para plantio, no valor de US\$ 4.356.985,00 (ALICEWEB, 2019).

3.2 ARSÊNIO

O arsênio (do latim *arsenium*; do grego *arsenikos* = potente), ou também arsênico, é um elemento químico, de símbolo As, com número atômico 33 e massa atômica de 75 g mol⁻¹. É um semimetal (ou metaloide) encontrado no grupo 15 (5A) da classificação periódica dos elementos. Distribui-se de maneira relativamente uniforme nos principais tipos de rochas e sua concentração média está entre 0,5 e 2,5 mg kg⁻¹. Apenas em sedimentos argilosos, a média pode atingir valores mais expressivos, cerca de 13 mg kg⁻¹. (FAURE, 1991; KABATA PENDIAS, 2001).

O As é um não-metal ou metaloide, encontrado em todos os ambientes naturais, associado principalmente, a sulfatos minerais. Apesar de representar o vigésimo elemento mais abundante na crosta terrestre, o As é um dos elementos mais tóxicos do planeta (WHO, 2001). Devido à sua elevada toxicidade à saúde humana e a toda comunidade biológica, a contaminação do solo, cursos de água e lençol freático por As é um problema ambiental grave que necessita de efetiva solução tecnológica (WHO, 2001; FERRECCIO; SANCHA, 2006; ZHAO et al., 2010).

O enriquecimento de As em solos e sedimentos argilosos, bem como em solos superficiais, em relação às concentrações em rochas ígneas, aparentemente refletem algumas fontes externas de As, tais como erupções vulcânicas e poluição, como também o enriquecimento supergênico natural dos elementos pouco móveis, durante o intemperismo das rochas e a formação do solo. No solo, o As também está presente na fração mineral pesada do solo, mas sua contribuição é pequena (geralmente cerca de 1%).

A maior proporção do total de As (27- 90%) no solo está associada com a fração argila (<0,002mm) (MOTUZOVA, 1999, KABATA PENDIAS, 2001).

O As está presente basicamente em todos os ambientes (LIU et al., 2005). Ele se apresenta em quatro estados de oxidação: -III, 0, +III ou +V, ocorrendo no ambiente principalmente nas formas inorgânicas, arsenito (AsIII) e arsenato (AsV), e nas formas orgânicas, como ácido monometilarsônico (MMA), ácido dimetilarsínico (DMA) e óxido trimetilarsina (TMA₃O) (WHO, 2001).

As reações de As em solos são altamente reguladas pelo seu estado de oxidação. Os íons arsenato são conhecidos por serem facilmente fixados pelos componentes do solo, tais como argilas, húmus e cálcio, sendo mais ativos na retenção de As os óxidos hidratados de Fe e Al. Hidróxidos de Al na superfície externa de minerais micáceos são considerados especialmente significantes na retenção de As (HUANG, 1975). A forte associação de As, tanto natural quanto adicionado, com Fe (principalmente, goethita) em solos foi relatada por Norrish (1975).

A contaminação por As no meio ambiente tem recebido grande atenção devido aos seus potenciais riscos toxicológicos à saúde humana, sendo precursor de cânceres, diabetes além de ocasionar doenças de pele, distúrbios hepáticos, de visão e / ou audição, entre outros, mesmo em níveis baixos de exposição (ABERNATHY et al., 1999; MATSCHULLAT, 2007).

A presença de As em elevadas concentrações no meio ambiente deve-se às ações antropogênicas que incluem mineração, produção/uso de herbicidas e fungicidas, produção/uso de preservadores de madeira e corantes, fabricação de vidros dentre outras. Adicionalmente podem ocorrer acréscimos decorrentes de processos naturais oriundos de fontes geoquímicas e atividades vulcânicas (SANTOS, 2006; MATSCHULLAT et al., 2007).

Águas e solos contaminados por arsênio, têm sido encontrados em diversos países, incluindo o Brasil. Em estudo conduzido em Minas Gerais, foi constatada elevada contaminação do ambiente, atingindo a população. Neste estudo, em princípio, duas grandes vias podem ser assumidas a priori para a dispersão de As no meios ambientais: i) através do intemperismo de resíduos de minas de minério, incluindo a libertação de arsenato por erosão e dissolução dos solos contaminados por As e de rejeitos de materiais em águas de superfície e sedimentos; e ii) através de atividades de fundição que libera As para a atmosfera (MATSCHULLAT et al., 2000).

O As pode ser encontrado tanto na forma de compostos inorgânicos como em orgânicos. Portanto, o As é liberado para o ambiente, tanto nas formas inorgânicas como nas formas orgânicas. Arsenato [As (V)] e arsenito [As (III)] são as formas inorgânicas de arsênio fitodisponíveis em solução no solo. No entanto, micróbios, que podem metilar e de-metilar As nos solos, podem transformar o As das formas inorgânicas em formas orgânicas e vice-versa. Além disso, invertebrados e mamíferos metabolizam formas de As inorgânicos para formas orgânicas (MEHARG; HARTLEY-WHITAKER, 2002).

Sob condições oxidantes, arsenato [AsO₄⁵⁻] é a mais provável forma de As, enquanto, que a sua forma trivalente, arsenito [AsO₃³⁻] domina sob condições redutoras. Tendo em vista que há abundância de As de superfície e na atmosfera, como resultado da atividade antropogênica, verifica-se crescente preocupação com essas questões ambientais em países como o Brasil (MATSCHULLAT et al., 2000).

Nos países europeus, a necessidade de equilíbrio entre o pró-desenvolvimento econômico, e orientação para minimização de seus potenciais impactos ambientais negativos, é visto cada vez mais como importante ferramenta para avanços tecnológicos, crescentemente inserida na educação (MATSCHULLAT et al., 2000).

O ácido dimetil arsênico (DMA) e seus sais de sódio são ainda registrados como herbicidas nos EUA (EPA 2006), de contato não seletivos, para desfolhar ou dessecar uma grande variedade de espécies vegetais. DMA e seus sais de sódio são usados em combinação, principalmente, como desfolhantes na cultura do algodão, para controle das ervas daninhas em torno de pomares de citros, renovação de gramado, controle de plantas daninhas ao redor prédios, calçadas etc. (EPA 2006). A meia-vida de DMA é de cerca de 20 dias em solos não tratados e é a principal fonte de grandes áreas contaminadas como o Arkansas (MEHARG et al., 2008).

3.2.1 Toxicidade para Plantas

O As vem sendo considerado o elemento mais tóxico à saúde humana desde 1997, e encontra-se em primeiro lugar na Lista de Prioridade de Substâncias Perigosas da AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES; DISEASE REGISTRY (ATSDR, 2017). Devido à sua elevada toxicidade à saúde humana e a toda comunidade biológica, a contaminação do solo, cursos de água e lençol freático por As é um problema ambiental

grave que necessita de efetiva solução tecnológica (WHO, 2001; FERRECCIO; SANCHA, 2006; ZHAO et al., 2010).

Este metalóide não é um elemento essencial para as plantas, porém algumas espécies podem absorver As pelas raízes, via transportadores de fosfato, na forma de arsenato (AsV) ou através de aquagliceroporinas, na forma de arsenito (AsIII) (MEHARG; HARTLEY-WHITAKER, 2002; TRIPATHI et al., 2006; ZHAO et al., 2008). O arsenato é a forma predominante na natureza, visto que o arsenito é facilmente oxidado pelo oxigênio atmosférico (MEHARG; HARTKEY-WHITAKER, 2002).

Uma vez que o As não é um elemento essencial pra o metabolismo vegetal, ou tão pouco tem função benéfica conhecida, o As pode causar toxidez em plantas e animais mesmo em baixas concentrações, na faixa de $\mu\text{g kg}^{-1}$ (WELCH et al., 1988; BERG et al., 2001). A acumulação de As em plantas não afeta somente o seu crescimento, também causa a entrada deste elemento na cadeia trófica, o que pode causar riscos potenciais ao ecossistema, bem como à saúde humana, como por exemplo, o risco de desenvolvimento de câncer de pele, dentre outros (SMEDLEY; KINNIBURGH, 2002).

A sensibilidade e toxicidade de metais e metalóides nas plantas são influenciados, não apenas pela concentração e pelas formas tóxicas, mas também pelo estágio de vida ou processo ontogenético das plantas (germinação, estabelecimento da plântula e crescimento vegetativo). A germinação e o estabelecimento de plântulas são as fases mais sensíveis à presença do contaminante, pois seus mecanismos de defesa ainda não estão plenamente desenvolvidos (LIU et al., 2005; BHATTACHARYA et al., 2011).

Os elementos P e As, se comportam quimicamente de forma parecida no ambiente, formando ânions complexos em combinação com oxigênio e hidrogênio na maioria das condições de Condutividade Elétrica (Eh) e pH encontradas no meio ambiente. Tal semelhança estende-se ao comportamento destes elementos quando interagem com as células vivas. Quando dentro das células, o íon arsenato (AsO_4^{-3}) atua de forma semelhante à do íon fosfato (PO_4^{-3}), e compete por sítios de ligação. Mais especificamente, dentro do ciclo do ácido cítrico (respiração celular), o As inibe a ação da enzima piruvato desidrogenase, ligando-se às moléculas de adenosina di-fosfato (ADP) e formando a molécula As-ADP, desacoplando assim a fosforilação oxidativa e impedindo a respiração mitocondrial e a síntese de ATP (PANDA et al., 2010).

3.2.2 Influência na Anatomia, Fisiologia e Bioquímica de plantas

Uma das principais respostas das plantas ao estresse por metais pesados é a geração de Espécies Reativas de Oxigênio (ERO) (DAS et al., 2016). Os metais pesados induzem o estresse oxidativo em células e tecidos vegetais de quatro formas: por transferência direta de elétrons em reações de elétrons únicos que geram radicais livres; pela interferência nas vias metabólicas, especialmente na membrana tilacoidal, resultando no aumento de radicais livres; pela inativação das enzimas antioxidantes peroxidase (POX), catalase (CAT), superóxido dismutase (SOD), responsáveis pela remoção dos radicais livres e; via esgotamento de antioxidantes de baixo peso molecular, como a glutathiona (SRIVASTAVA et al., 2005; DONG et al., 2007).

A exposição prolongada ao As gera perda de pigmentos cloroplastídicos e estresse oxidativo nas plantas (SETH et al., 2007; DUMAN et al., 2010). Duman et al. (2010) verificaram aumento no nível de clorofila total e carotenóides, bem como da atividade das enzimas SOD, CAT e POX durante estágios iniciais de experimento. Contudo, após seis dias, esses autores observaram diminuição nos pigmentos fotossintéticos e da atividade das enzimas. Srivastava et al. (2007) também observaram declínio significativo na atividade da SOD e POX em *H. verticillata* exposta a As (III).

Contudo, para ocasionarem os efeitos deletérios mencionados acima, os metais precisam ser translocados para as partes aéreas das plantas (LUTTS; LEFÉVRE, 2015). Todavia, muitos autores relatam que os metais pesados podem ser acumulados em maiores proporções em tecidos radiculares, com uma pequena porção sendo translocada para a parte aérea (PENG et al., 1997; MACFARLANE et al., 2003).

A principal barreira ao transporte de metais no corpo da planta encontra-se na epiderme das células da raiz, porém a endoderme também exerce grande contribuição em evitar a entrada de alguns metais, dentre eles o chumbo (MACFARLANE; BURCHETT, 2000). A periderme radicular mostrou-se mais espessa em locais com um nível mais elevado de contaminação por metais. A epiderme mais espessa ocasionou menor acúmulo de As nas raízes de *L. racemosa* (SOUZA et al., 2014).

Uma possível explicação para o efeito tóxico do As é a inibição de várias enzimas mitocondriais e desativação da fosforilação oxidativa, o que causa prejuízos na respiração celular. Grande parte da toxicidade do As resulta da sua capacidade de interagir com os grupos sulfidrílicos das proteínas e enzimas, e também da capacidade de substituir o P em várias reações (GOYER, 1996).

Em plantas a toxicidade por As pode ser evidente sob diversas maneiras. Os sintomas característicos de toxicidade nas plantas são: murchamento das folhas, crescimento lento das raízes e parte aérea, folhas com necrose, cor arroxeadas e finalmente morte da planta (SANTOS, 2020). Em geral, o As inibe o metabolismo na maioria das plantas (KABATA-PENDIAS, PENDIAS, 1985). Mais especificamente, o arsenato pode romper a fosforilação oxidativa e a produção do ATP, sendo que o arsenito afeta a função das enzimas e das proteínas ligados aos grupos sulfidrílicos (MEHARG, 2002).

3.2.3 Transportadores de Arsênio em Plantas

Pouco se sabia sobre os mecanismos de absorção e transporte de As em plantas até recentemente. A pesquisa sobre os mecanismos de absorção de As nas plantas se beneficiou muito do conhecimento adquirido com os estudos microbianos (ZHAO et al., 2010). No entanto, para compreender e gerir os riscos decorrentes da presença do As no solo é essencial conhecer como o As é absorvido pelas raízes e seu metabolismo dentro das plantas.

O transporte do As^{III} é muito mais prevalente do que se pensava anteriormente, pois é a principal espécie translocada das raízes para a parte aérea. As^V é absorvido por transportadores de fosfato, incluindo AtPht1;1/4 em *Arabidopsis*, PvPht1;3 em *Pterisvittata* e OsPht1;8 (OsPT8) em arroz. Plantas knockout para o gene OsPht1;8 diminuíram a absorção de As^V e aumentaram significativamente a tolerância ao As^V em arroz. Após a absorção, o As^V pode ser rapidamente reduzido a As^{III} em células vegetais pela recém-identificada proteína HAC1 (High ArsenicContent 1) (CHEN et al., 2017b).

Os genes da família Pht1 (OsPT1-OsPT13) em arroz codificam os transportadores Pi que se localizam na membrana plasmática. O acúmulo de As na parte aérea do arroz é consistente com a expressão do gene OsPT1, indicando que OsPT1 está envolvido na absorção de As^V do solo ao apoplasto (ZHAO et al., 2010; YE et al., 2017). Como os transportadores de As desempenham papéis essenciais nas plantas, uma vez que são transportadores de fosfato, não é concebível bloquear a entrada de As nas plantas, eliminando os transportadores responsáveis, sem afetar as funções da planta (MEHARG; HARTLEY-WHITAKER, 2002).

Um transportador de tonoplasto (OsABCC1), localizado nas células companheiras do floema, foi identificado por diminuir a translocação de As em grãos de arroz,

facilitando o sequestro de As em vacúolos (WANG et al., 2015). Depois de entrar nas células da raiz, o AsV é facilmente convertido em AsIII e os canais de efluxo Lsi1 podem expulsar AsIII para fora da raiz ou para dentro do xilema (via Lsi2) (BATISTA et al., 2014). Devido à semelhança nas propriedades físico-químicas entre o ácido arsenoso e o ácido silícico, os transportadores de silício de arroz Lsi1 e Lsi2 também podem transportar AsIII. Lsi1 e Lsi2 atuam como transportadores de influxo e efluxo, respectivamente, e estão localizados nos lados distal e proximal de exodermes e endodermes em raízes de arroz, formando um sistema de transporte unidirecional. O transportador Lsi1 foi caracterizado como uma aquaporina (denominada OsNIP2;1), também sendo capaz de realizar o efluxo de AsIII de células de raízes de arroz para o meio externo (XU et al., 2015).

O AsIII insere-se em células vegetais através de aquaporinas (MEHARG; HARTLEY-WHITAKER, 2002). As plantas possuem diversas isoformas de aquaporinas, e várias delas mostraram facilitar a absorção de semimetais, incluindo As e antimônio, bem como boro e silício (MEMBR, 2015). O silício não é considerado um elemento essencial para as plantas em geral, mas tem efeitos benéficos para o crescimento das plantas e produtividade em algumas espécies, enquanto o boro é indispensável para o crescimento da maioria das espécies de plantas (POMMERRENIG et al., 2015).

Contudo, para ocasionarem os efeitos deletérios na planta os metais precisam ser translocados para as partes aéreas das plantas (LUTTS; LEFÉVRE, 2015). Todavia, muitos autores relatam que os metais pesados podem ser acumulados em maiores proporções em tecidos radiculares, com uma pequena porção sendo transloucada para a parte aérea (PENG et al., 1997; MACFARLANE et al., 2003).

3.2.4 Exposição ao Arsênio e Estresse Oxidativo

A exposição prolongada ao As gera perda de pigmentos cloroplastídicos e estresse oxidativo nas plantas (SETH et al., 2007; DUMAN et al., 2010). Duman et al. (2010) verificaram aumento no nível de clorofila total e carotenóides, bem como da atividade das enzimas SOD, CAT e APX durante estágios iniciais de experimento. Contudo, após seis dias, esses autores observaram diminuição nos pigmentos fotossintéticos e da atividade das enzimas. (SRIVASTAVA et al. 2007). As defesas antioxidantes em plantas incluem a participação de antioxidantes enzimáticos (SOD, CAT, POX, APX, GR) e

antioxidantes não enzimáticos (glutationa, antocianinas), com a finalidade de diminuir os efeitos tóxicos das espécies reativas de oxigênio (ERO) (VALKO et al., 2006).

A toxicidade do As para as plantas pode ser induzida através da geração de ERO. Estudo com trigo mostrou que a atividade da enzima arsenato redutase (AR) aumentou em 108% com exposição ao As sob condições P-deficiente e 130% sob condição P-suficiente, mas não exibiu atividade AR em resposta ao tratamento P. Adicionalmente a concentração de H_2O_2 e malondialdeído (MDA) nos tecidos aumentou significativamente sob exposição ao As, sobretudo na situação P-deficiente, aumentando em 180% de H_2O_2 e 51% para o MDA. A atividade da Superóxido Dismutase (SOD) e Peroxidase (POD) diminuíram significativamente; atividade da Catalase (CAT) diminuiu em condições de P-deficientes e aumentou sob condições P-suficientes; Glutationa (GSH), Ascorbato (ASA) e tióis não proteicos (NPSH) aumentaram suas concentrações quando expostos ao As sob condições de P-deficiente (WANG et al., 2002).

O As assim como outros metais pesados, estimula a formação de intermediários reativos de oxigênio (ERO). As ERO são formas parcialmente reduzidas do oxigênio atmosférico, resultantes da excitação do O para formar oxigênio singlete (1O_2) ou da transferência de um, dois ou três elétrons para o O_2 para formar, respectivamente, o radical superóxido (O_2^-), peróxido de hidrogênio (H_2O_2) ou radical hidroxila (OH) (MITTLER, 2002). Elas são geradas endogenamente durante transições do desenvolvimento, tais como na maturação de sementes, e como um resultado normal do metabolismo respiratório e do processo fotossintético (WANG et al., 2002).

No entanto, uma ampla variedade de estresses ambientais (tais como temperaturas extremas, seca, salinidade, UV, metais pesados e infecção por patógenos) são potencialmente danosas às plantas (VAN BREUSEGEM et al., 2001), uma vez que, sob tais condições ambientais adversas, a homeostase redox da célula é interrompida (FOYER et al., 1994), porque cessam o transporte de elétrons na cadeia transportadora de elétrons (CTE) (VAN BREUSEGEM et al., 2001). Com o rompimento da homeostase celular, ocorre a aceleração da produção de ERO (LAMB; DIXON, 1997), o que pode causar estresse oxidativo (ASADA, 1994). A produção aumentada de ERO durante o estresse pode ser uma ameaça às células, mas sua produção pode ter função de sinalização para a ativação dos processos de defesa e resposta ao estresse (DESIKIN et al., 2001; KNIGHT; KNIGHT, 2001). A ação das ERO como danosas ou como sinalizadoras e protetoras depende do equilíbrio delicado entre a produção de ERO e sua limpeza em local e tempo apropriado, através da ação do sistema de defesa antioxidante. A toxicidade do oxigênio

pode resultar em dano tecidual e até morte celular se houver produção descontrolada ou limpeza ineficiente das ERO (EDREVA, 2005).

3.2.5 Toxicidade aos Seres Humanos

O arsênio (As) vem sendo considerado o elemento mais tóxico à saúde humana desde 1997, segundo a Lista de Prioridade de Substâncias Perigosas da AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES; DISEASE REGISTRY (ATSDR, 2017). Embora hoje o As seja um elemento notavelmente tóxico, ele já foi muito utilizado como defensivo agrícola e no tratamento de doenças de pele e sífilis em humanos (MORENO-JIMÉNEZ et al., 2012).

A concentração de metais e metalóides nos sucessivos níveis da cadeia trófica afeta, conseqüentemente, o homem, através dos alimentos e ingestão de águas contaminadas. Bastos e Freitas, (2000) analisaram dados sobre a real disponibilidade dos recursos hídricos e o reflexo de sua degradação na saúde humana, concluíram que são alarmantes as estatísticas relacionadas aos efeitos da contaminação da água sobre a saúde humana. A humanidade tem pela frente problemas que dizem respeito diretamente à qualidade de vida e, possivelmente, à sua sobrevivência como espécie nesse planeta. Para se avaliar os efeitos adversos dos agentes químicos introduzidos no ambiente, é necessário obter conhecimento básico dos seus efeitos sobre os seres vivos.

As conseqüências para a saúde humana pela exposição crônica incluem inúmeras mudanças em nível molecular, pois o As interrompe a expressão de diversos genes, prejudica o processo de divisão celular ou inibe mecanismos de reparo do DNA. Há uma forte associação entre o As e várias doenças humanas como o aumento do risco de várias formas de câncer (principalmente na pele, pulmão, próstata e bexiga), numerosos efeitos patológicos, tais como hiperpigmentação da pele, doenças gastro-intestinais, cardiovasculares, hematológicas, pulmonares, reprodutivas e neurológicas (WHO, 2001; RODRIGUES; MALAFAIA, 2008). De acordo com o National Research Council (NRC, 1999), a intoxicação crônica por As é responsável por milhares de mortes no mundo. Tais problemas gerados à saúde pelo As também dependem de fatores como quantidade ingerida, dose, frequência e tempo de absorção, resultando em efeitos tóxicos, agudos ou crônicos (BORBA et al., 2004).

A longa exposição ao As, assim como a sua ingestão via água potável, causa diversos distúrbios na pele, no fígado, gastrintestinais e no tecido nervoso (BASU et al., 2001; SMITH et al., 2002). Com relação à toxicidade referente às várias espécies de As, os compostos inorgânicos são 100 vezes mais tóxicos do que as formas metiladas MMA e DMA. O As trivalente (arsenito) é 60 vezes mais tóxico do que a forma oxidada pentavalente (arsenato), sendo que ambas as formas têm comprovadamente efeitos carcinogênicos (ANGERER; SCHALLER, 1991; BARRA et al., 2000; THIRUNAVUKKARASU et al., 2002).

Mesmo a baixas concentrações, a exposição ao As pode dar origem a uma variedade de sintomas adversos. Os mais comuns são lesões no fígado, pulmão, pele, bexiga e rim (SMITH et al., 1992). Para tentar neutralizar seus efeitos negativos, o metabolismo humano tenta excretar o máximo possível deste elemento através da urina. Os passos básicos de desintoxicação incluem absorção de espécies inorgânicas no intestino, a metilação no fígado, principalmente DMA e excreção através da urina (SUZUKI et al., 2001). No entanto, um efeito colateral negativo do processo de desintoxicação é a produção dos intermediários metilados no fígado humano. Estes intermediários, ácidos metilados, são responsáveis por muitos efeitos negativos, sendo capazes de aumentar a toxicidade do produto inorgânico original ingerido, resultando em genotoxicidade e alteração enzimática (DOPP et al., 2010).

4 MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram conduzidos no Laboratório de Cultura de Tecidos do Núcleo de Melhoramento e Propagação Vegetativa de Plantas (MPVP) da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), durante o período de agosto de 2018 a agosto de 2020.

EXPERIMENTO 1 – Efeito de diferentes concentrações de As no crescimento *in vitro* de plantas de batata do clone SMINIA793101-3.

Neste experimento foram utilizados explantes nodais de plantas micropropagadas do clone SMINIA793101-3, provenientes do Programa de Genética e Melhoramento da Batata da Universidade Federal de Santa Maria. Foram utilizados segmentos nodais (1cm) provenientes de plântulas com 25 dias, previamente inoculados em meio de cultivo MS (MURASHIGE; SKOOG, 1962) com 50% da concentração de sais, suplementado com 30g L⁻¹ de sacarose, 0,1g L⁻¹ de mio inositol e 6g L⁻¹ de ágar, conforme protocolo do MPVP. O pH do meio foi ajustado para 5,5 ± 0,1. Foram utilizados 60 tubos de ensaio por tratamento (180 x 20 mm), nos quais foram adicionados 10 mL de meio de cultura. Os tubos foram vedados, autoclavados por 20 min, a 120 °C e pressão de 1 atm, para a devida esterilização. Os explantes foram inoculados no meio de cultura contendo concentrações de 10, 20, 30, 40, 50, 60 e 70 µM de solução estoque a base de Arsenito de sódio (NaAsO₂), cuja concentração inicial era de 10 mM. Como testemunha, os segmentos nodais foram inoculados no meio de cultura ½ MS.

Os tubos de ensaio, contendo um explante cada, foram mantidos em sala de crescimento com temperatura de 25±1°C, fotoperíodo de 16 horas e intensidade luminosa de 35 µmol m⁻² s⁻¹, obtida por lâmpadas fluorescentes frias, até o completo desenvolvimento das plantas, ocorrido, aproximadamente, aos 28 dias de cultivo. Foram avaliadas as porcentagens de sobrevivência e enraizamento, a altura (cm) da parte aérea, e o número de folhas, brotos e raízes aos 7, 14, 21 e 28 dias de cultivo *in vitro*.

Os experimentos foram conduzidos no delineamento inteiramente casualizado, com cinco repetições entre 4 e 8 plantas. Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância, e quando o teste F foi significativo, realizou-se a análise de regressão polinomial a 5% de probabilidade de erro. Todas as análises foram realizadas com o auxílio do software R.

EXPERIMENTO 2 - Efeitos da exposição ao As no crescimento *in vitro* de plantas de clones de batata.

Foram utilizados os clones SMIJ461-1, SMINIA793101-3, SMINIA00017-6, e as cultivares Asterix, Vivaldi, Macaca, Dakota Rose e Michigan Purple. Para facilitar, as cultivares também serão tratadas como clones, por ser a denominação geral. Estes clones tem diferente base genética e são provenientes do Programa de Genética e Melhoramento da Batata da Universidade Federal de Santa Maria. Foram utilizados segmentos nodais (1cm) provenientes de plântulas com 25 dias, previamente inoculados em meio de cultivo MS (MURASHIGE; SKOOG, 1962) com 50% da concentração de sais, suplementado com 30g L⁻¹ de sacarose, 0,1g L⁻¹ de mio inositol e 6g L⁻¹ de ágar, conforme protocolo do MPVP. O pH do meio foi ajustado para 5,5±0,1. Os explantes foram inoculados no meio de cultura contendo concentrações de 20, 40 e 60 µM de As, cuja escolha foi feita com base nos dados obtidos no Experimento I. Como testemunha, os segmentos nodais foram inoculados no meio de cultura ½ MS.

Os tubos de ensaio, com um explante cada, foram mantidos em sala de crescimento com temperatura de 25±1°C, fotoperíodo de 16 horas e intensidade luminosa de 35 µM m⁻² s⁻¹, obtida por lâmpadas fluorescentes frias. Foram avaliadas as porcentagens de sobrevivência e enraizamento, a altura (cm) da parte aérea, e o número de folhas, segmentos nodais e raízes das plantas aos 7, 14, 21 e 28 dias de cultivo *in vitro*. Aos 28 dias (final do experimento) também foram anotados o comprimento total, a área superficial, o volume total e o diâmetro médio das raízes. As medições das raízes foram realizadas por meio de digitalização, com o auxílio de um scanner Epson Perfection V800 photo e do software WinRhizo Pro.

Aos 28 dias de cultivo, em razão da disponibilidade de material vegetal, foi determinada a atividade da enzima antioxidante catalase, de acordo com Aebi (1984) por espectrofotometria. Para a determinação da atividade da enzima catalase, as folhas foram separadas do caule, imediatamente pesadas e transferidas para tubo de homogeneização, no qual foi adicionado a proporção 1/10 (peso da amostra/volume de solução) de solução para homogeneização do tecido vegetal (tampão fosfato de potássio 100 mM L⁻¹ pH 7,5) por 1 minuto e após a amostra foi centrifugada por 15 minutos a 2000 rpm. Na sequência, 20 µL do sobrenadante foi adicionado a uma cubeta de quartzo, juntamente com 2000 µL de solução de H₂O₂ tamponada (tampão fosfato de potássio 100 mmol L⁻¹ pH 7,0 + H₂O₂ 75 mmol L⁻¹) e com a leitura, foi possível determinar o decréscimo da absorvância a

240 nm por 1 minuto, sendo a atividade expressa como $\Delta E \text{ min}^{-1} \text{ mg}^{-1}$ proteína (AEBI, 1984).

Os experimentos foram conduzidos no delineamento inteiramente casualizado, com cinco repetições de 4 a 8 plantas. Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância, e quando o teste F foi significativo, realizou-se a análise de regressão polinomial a 5% de probabilidade de erro. Todas as análises foram realizadas com o auxílio do software R.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

EXPERIMENTO 1 – Efeito de diferentes concentrações de As no crescimento *in vitro* de plantas de batata do clone SMINIA793101-3.

Nesse estudo, evidenciou-se que aos 14 dias após a inoculação (DAI) foi possível entender precocemente os efeitos da adição de As ao meio de cultura nas plantas do clone SMINIA793101-3 para todos os caracteres analisados. Assim, foi dissertado sobre os dados obtidos aos 14 e 28 DAI, período no qual foi finalizado o experimento. Os resultados para o número de brotos produzidos não foram apresentados, pelo fato de que poucas plantas apresentaram brotação, o que resultou em um alto coeficiente de variação.

A altura de parte aérea e o número de folhas e raízes das plantas do clone SMINIA793101-3 foram afetadas pelas concentrações de As, cuja variação foi observada aos 14 e 28 dias de cultivo (Figura 1, 2 e 3). Aos 14 e 28 DAI, obteve-se 100% de sobrevivência dos explantes em todas as concentrações de As, cujo comportamento não apresentou interação significativa ($p > 0,05$). O enraizamento dos explantes atingiu 100% aos 14 e 28 DAI (dados não apresentados, $p < 0,05$).

As concentrações de 10, 20, 30 e 40 μM de As possibilitaram incrementos na altura das plantas, correspondendo a ganhos, respectivamente, de 8,19, 12,63, 12,76 e 8,19% aos 14 DAI, e de 19,82, 19,85, 1,63 e 15,74% aos 28 DAI. Essa tendência foi se modificando à medida em que as concentrações foram aumentando, ocorrendo redução da altura da parte aérea (Figura 1). Desse modo, foram constatados decréscimos de 57,26, 89,91 e 90,99% aos 14 DAI, e de 30,83, 46,57 e 82,38% aos 28 DAI, respectivamente para as concentrações de 50, 60 e 70 μM de As.

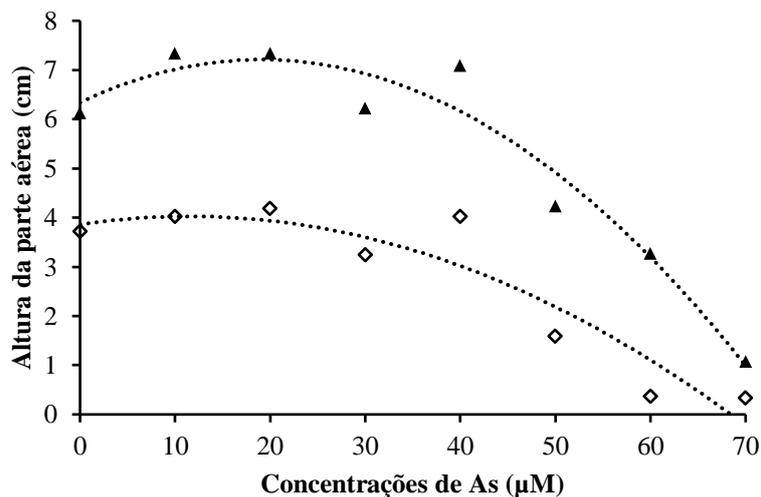


Figura 1 – Altura da parte aérea (cm) de plantas de batata do clone SMINIA793101-3 submetidas a diferentes concentrações de As aos 14 e 28 dias de cultivo *in vitro*, Santa Maria, RS, 2020. Equações ajustadas: ◊ Avaliação aos 14 dias $y = -0,01x^2 + 0,08x + 3,88$, $R^2 = 0,87$; ▲ Avaliação aos 28 dias $y = -0,02x^2 + 0,09x + 6,39$, $R^2 = 0,94$.

A adição de As ao meio de cultura dificultou o crescimento das plantas de batata (Figura 2), obstando o desenvolvimento da parte aérea e reduzindo drasticamente nas concentrações de 50, 60 e 70 µM, quando comparado com o controle. Resultados semelhantes foram encontrados para plantas de arroz (*Oryza sativa* L.), no qual os autores verificaram que o estresse provocado pela presença de As impediu o crescimento da parte aérea (DIXIT et al., 2016).

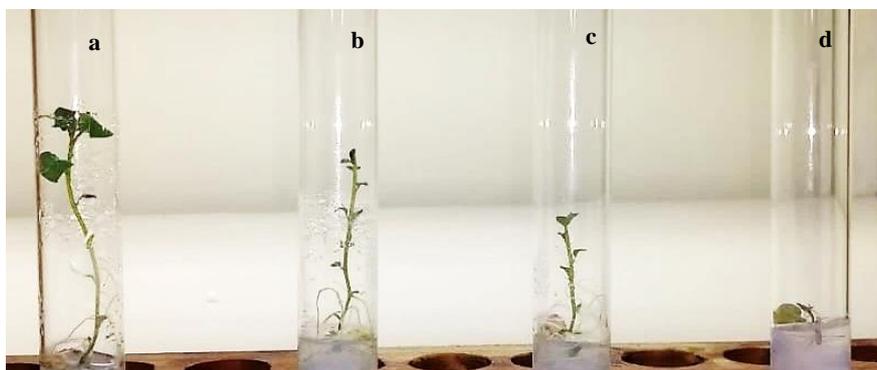


Figura 2 – Altura de parte aérea (cm) de plantas de batata do clone SMINIA793101-3 cultivadas em meio de cultura sem As (a) e com a adição de 50µM (b), 60µM (c) e 70 µM (d) aos 28 dias de cultivo *in vitro*, Santa Maria, RS, 2020.

Existem evidências de que o As interfere negativamente em vários processos bioquímicos e fisiológicos no interior da planta, causando redução no crescimento e no rendimento das mesmas (FLORA 2011; MARMIROLI et al. 2014; KHALID et al. 2017b). Danos graves foram detectados no crescimento de soja (*Glycine max* L.) quando

expostas ao As: a biomassa de parte aérea e brotações foi significativamente menor, assim como o rendimento das plantas (TALANO et al., 2014, ARMENDARIZ et al., 2016). Bustingorri e Lavado (2014) observaram uma diminuição de até 45 e 30% na biomassa e no número de vagens de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.), respectivamente, quando as plantas foram expostas a água de irrigação contendo As. Esses efeitos deletérios podem ser devido a danos oxidativos e diminuição dos pigmentos fotossintéticos, conforme sugerido por vários autores (ARMENDARIZ et al., 2016, SPAGNOLETTI et al., 2016)

O número de folhas das plantas de batata apresentou incremento nas concentrações de 10 e 20 μ M de As, respectivamente, da ordem de 1,12 e 5,52% aos 14 DAI, e de 16,36 e 16,47% aos 28 DAI (Figura 3). Com o aumento das concentrações de As no meio de cultura (de 30 até 70 μ M) foi observada uma redução no número de folhas, respectivamente da ordem de 30,47, 15,13, 43,76 e 80,57% aos 14 DAI, e de 20,82, 9,67, 1,70, 64,93 e 67,05% aos 28 DAI.

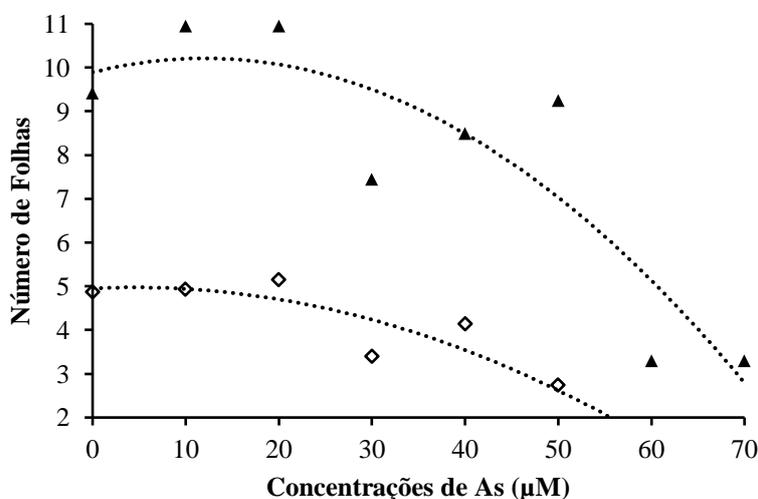


Figura3 – Número de folhas de plantas de batata do clone SMINIA793101-3 submetidas a diferentes concentrações de As aos 14 e 28 dias de cultivo *in vitro*, Santa Maria, RS, 2020. Equações ajustadas: \diamond Avaliação aos 14 dias $y = -0,01x^2 + 0,01x + 4,95$, $R^2 = 0,93$; \blacktriangle Avaliação aos 28 dias $y = -0,02x^2 + 0,05x + 9,89$, $R^2 = 0,78$.

Redução no número de folhas também foi verificada na cultura da soja quando submetida ao tratamento com As, onde verificou-se que o As além de promover desordens no crescimento foliar, contribuiu para um aumento da capacidade de retenção de água na planta (VEZZA et al., 2018). Da mesma forma, em plantas de couve (*Brassica oleracea* L.) expostas ao cobalto e cádmio, ocorreu uma diminuição no número de folhas seguida por retenção no teor de água nas plantas (PANDEY; SHARMA, 2002). Esse evento reduz

a taxa de fotossíntese e, conseqüentemente, a produção de fotoassimilados, conforme observado por outros autores (MYŚLIWA-KURDZIEL et al., 2004, STOEVA et al., 2005, VERNAY et al., 2007).

É notório que o As não é um elemento essencial para as plantas e causa toxicidade, mesmo em concentrações baixas e moderadas (KHALID et al., 2017b). Foi descrito que o arsênio diminui a biossíntese da clorofila (HASANUZZAMAN et al., 2015; MIRZA et al., 2016). Em um estudo foi verificado que o As causa degradação da clorofila, inibição do crescimento, depleção de nutrientes, diminuição da atividade da fotossíntese e desintegração da membrana (KHALID et al., 2017b). O arsênio também afeta o sistema de membrana dos cloroplastos, a fluorescência da clorofila e os pigmentos fotossintéticos, reduzindo assim a atividade fotossintética e afetando o metabolismo da planta (HASANUZZAMAN et al., 2015).

As folhas do clone SMINIA793101-3 adquiriram coloração arroxeadada escura, a qual foi muito evidente na face abaxial (Figura 4), principalmente, no tratamento com 70 μM de As aos 14 DAI, configurando sintomas macroscópicos de toxidez de As neste último tratamento. Isso ocorreu porque a cor verde das folhas pode ter sido “mascarada” pela forte coloração arroxeadada proporcionada pelo aumento do acúmulo de antocianinas, mais expressivo nas folhas maduras (PICKERING et al., 2000). Catarecha et al. (2007) verificaram aumento de seis vezes nos teores de antocianinas em plantas de Arabeta (*Arabidosis thaliana* L.) cultivadas por oito dias em 17,37 μM de As, e correlacionaram isso com a ocorrência de deficiência nutricional.



Figura 4 – Explante de batata do clone SMINIA793101-3 na concentração de 70 μM de As aos 28 dias de cultivo *in vitro*, Santa Maria, RS, 2020.

O aumento dos teores de antocianinas em folhas é um sintoma típico da deficiência de fósforo (P), cujo elemento é altamente móvel na planta (SHAHID et al., 2017). A diminuição dos seus teores, por sua vez, está associada à exposição ao As na forma de arsenato, devido à alta similaridade química entre o arsenato e o fosfato, o que os leva a competir fortemente entre si durante a absorção e nos processos metabólicos da planta, como a fosforilação oxidativa nas mitocôndrias e a síntese de adenosina trifosfato (ATP) (MEHARG; MACNAIR 1994; PICKERING et al., 2000). A elevação da síntese de antocianinas em função da deficiência de P, normalmente, é acompanhada pelo acréscimo nos teores de açúcares nas folhas, em função da redução da quebra dos açúcares pelas reações oxidativas do processo de respiração celular, altamente alterado pelo As (SHAHID et al., 2017).

A maior sensibilidade das folhas velhas pode ser explicada pelo maior acúmulo de As, como verificado em sorgo (*Sorghum bicolor* L.) (SHAIBUR et al., 2008) e chá-da-índia (*Camellia sinensis* L.) (SHI et al., 2008). Nestas espécies, os sintomas de toxidez foram mais severos nas folhas velhas do que nas jovens. Até mesmo na espécie tolerante ao As, samambaia-chinesa (*Pteris Vittata* L.), as folhas velhas apresentaram sintomas de toxidez após exposição a concentrações muito elevadas de As, enquanto as jovens permaneceram com aspecto saudável (LI et al., 2006).

Aos 14 e 28 DAI houve incremento no número de raízes, que corresponderam a 35,77 e 29,03%, respectivamente, na concentração de 40 μ M de As (Figura 5). O As causou uma diminuição da taxa de crescimento relativo no número de raízes em plantas de batata, para a maior concentração de As estudada (70 μ M), ocasionando uma redução radicular de, respectivamente, 23,57 e 38,70% aos 14 e 28 DAI.

Para vetiver (*Vetiveria zizanioides* L.), Ghosh et al., (2015), relataram que o As foi acumulado, sobretudo, nas raízes, e sua translocação para a parte aérea foi limitada, sugerindo que o sistema radicular é o principal responsável pela captação e retenção de metais tóxicos em vetiver. Achados semelhantes foram relatados quando o capim vetiver foi cultivado em uma área contaminada por metais pesados (CHEN et al., 2004, BANERJEE et al., 2006). Resultados análogos também foram observados por Soudek et al. (1998) com as raízes de raiz-forte (*Armoracia rusticana* L.) na presença de outros metais pesados como cromo, mercúrio, manganês e cádmio. Reduções no crescimento de raízes em altas concentrações de cromo também foram mencionadas por Alfaro-Saldaña

et al. (2016) nas raízes de junco (*Scirpus americanos* L.) ou em tratamento com As em ruiva-dos-tintureiros (*Rubia tinctorum* L.) (SATO et al., 1991).

As raízes agem como uma barreira contra a translocação de metais pesados, e esse pode ser um mecanismo potencial de tolerância que opera no sistema radicular. O fracionamento dos metais em diferentes partes da planta é uma estratégia comum para evitar a toxicidade nas porções acima do solo, devido à ligação dos metais aos ligantes com maior afinidade pelos metais (SINGH et al., 2017). Além disso, devido ao desenvolvimento de um sistema radicular fibroso com densos pelos radiculares em plantas terrestres, eles são capazes de absorver grandes quantidades de metais do meio de crescimento (MCGRATH et al., 2001). Também, para a cultura da soja, Armendariz et al. (2016) observaram redução no comprimento da raiz e biomassa quando submetidas ao As. Um efeito semelhante no crescimento e estrutura das raízes foi observado em outras plantas expostas ao As e a outros metais pesados (RAI et al., 2011, FINNEGAN; CHEN, 2012, YOON et al., 2015, RUI et al., 2016).

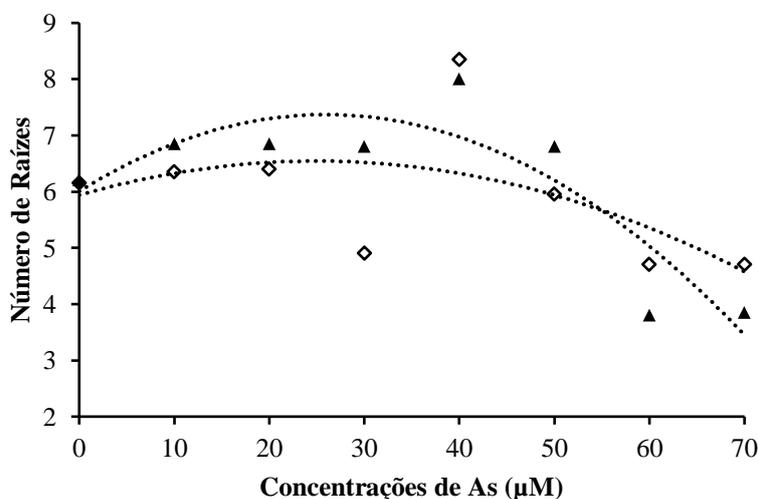


Figura5 – Número de raízes de plantas de batata do clone SMINIA793101-3 submetidas a diferentes concentrações de As aos 14 e 28 dias de cultivo *in vitro*, Santa Maria, RS, 2020. Equações ajustadas: \diamond Avaliação aos 14 dias $y = -0,01x^2 + 0,08x + 5,97$, $R^2 = 0,30$; \blacktriangle Avaliação aos 28 dias $y = -0,02x^2 + 0,15x + 6,06$, $R^2 = 0,77$.

Nesse estudo foram observados danos visuais severos em raízes quando as plantas de batata foram tratadas com 70 μM de As aos 28 DAI de cultivo *in vitro* (Figura 6). Evidenciou-se que as plantas de batata expostas à 70 μM de As apresentaram menor área radicular, maior espessura dos tecidos radiculares e mais lignificadas, quando comparados ao controle, além de uma redução no comprimento da raiz e na produção de

biomassa. As raízes são consideradas o principal alvo do estresse. A maioria do As se acumula nos tecidos radiculares, causando inibição do alongamento, formação radicular lateral e diminuição da biomassa, que são conhecidos por serem os primeiros efeitos tóxicos nas plantas (MISHRA et al., 2011; AHMAD; GUPTA, 2013).



Figura 6 – Raízes de plantas de batata do clone SMINIA793101-3 nas concentrações de 70μM (a) e 0 μM (b) de As aos 28 dias de cultivo *in vitro*, Santa Maria, RS, 2020.

É evidente que a absorção de As se eleva com o aumento da concentração no meio de cultivo (KHALID et al., 2017b). O teor de arsênio nas raízes de espinafre (*Spinacia oleracea* L.) e na parte aérea aumentou com o nível aplicado na solução nutritiva (REHMAN et al., 2016). Rahman e Naidu (2009) também relataram aumento linear nos teores de As de tampala (*Amaranthus gangeticus* L.) e beterraba (*Beta vulgaris* L.) com concentrações crescentes de As disponíveis para as plantas.

Considerando que as raízes tenham apresentado problemas na absorção e acúmulo de íons/osmólitos após a exposição ao As, sugere-se que isso possa ter sido o principal motivo para a redução da espessura dos tecidos radiculares e área foliar. De forma simplificada, o crescimento das células vegetais resulta de dois processos simultâneos e interrelacionados: absorção de água e deformação da parede. A absorção de água produz pressão hidrostática, a qual estressa a parede e resulta na sua deformação e expansão celular (ORTEGA, 2010). É provável que uma redução do teor relativo de água tenha afetado a expansão de células foliares, como evidenciado pela redução da área foliar e de

alguns tecidos. Em geral, a raiz é o órgão mais afetado pelo As, uma vez que permanece em contato direto com este elemento durante a exposição, absorvendo e acumulando em maiores proporções que na parte aérea (SHAHID et al., 2017).

Resumidamente, os resultados deste trabalho sugerem que os danos causados pelo As na superfície das raízes promoveram a redução das taxas de acúmulo de íons e, conseqüentemente, de absorção de água neste órgão (SHAHID et al., 2017). Isso acarretou redução da parte aérea e, por consequência, expansão das células foliares, afetando negativamente o número de folhas e a altura da parte aérea. A toxicidade do arsênio também interferiu negativamente no desenvolvimento do sistema radicular do clone SMINIA793101-3 considerando as maiores concentrações de As. Portanto, o referido clone é responsivo às concentrações de As estudadas.

Além disto, as plantas do clone SMINIA793101-3 de batata apresentaram alta sensibilidade a exposição ao As já aos 14 dias de cultivo *in vitro*. O comportamento das plantas na presença do As auxiliou na tomada de decisão de quais concentrações seriam testadas em outros clones de batata (Experimento II). Desse modo, as concentrações de 20, 40 e 60 μM de As devem ser estudadas em outros clones de batata, provenientes do banco de germoplasma, para que se ratifiquem as conseqüências e implicações da exposição ao As e também para buscar possíveis diferenças genéticas que possam ser utilizadas no desenvolvimento de novas cultivares que apresentam algum nível de tolerância a presença de As no meio de cultura.

EXPERIMENTO 2 - Efeitos da exposição ao As no crescimento *in vitro* de plantas de clones de batata.

Os clones Asterix, SMIJ461-1, SMINIA793101-3, Dakota Rose, Michigan Purple, Macaca, SMINIA000176-1 e Vivaldi submetidas as concentrações de 0, 20, 40 e 60 μM de As aos 14 dias de cultivo *in vitro* não apresentaram interação significativa ($p > 0,05$) para sobrevivência e enraizamento, com média geral de 97,25 e 96,33%, respectivamente (dados não apresentados). Houve interação significativa ($p < 0,05$) para altura da parte aérea, número de folhas e de raízes e atividade da enzima catalase.

A altura da parte aérea dos clones Macaca e Vivaldi foi incrementada em 20,5 e 5,2%, respectivamente, na concentração de 20 μM aos 14 dias após a inoculação (DAI) (Figura 7). Em contrapartida, o crescimento em altura foi reduzido em 39,84 e 60,15% para Asterix, 18,43 e 22,5% para SMINIA793101-3, 57,51 e 78,75% para Dakota Rose, e 47,06 e 54,39% para Michigan Purple, respectivamente para as concentrações 40 e 60 μM de As. Ainda foram verificados decréscimos de 41,53, 65,59 e 50,0%, respectivamente para os clones Macaca, SIMINIA000176-1 e Vivaldi, quando as plantas foram submetidas a concentração de 60 μM de As.

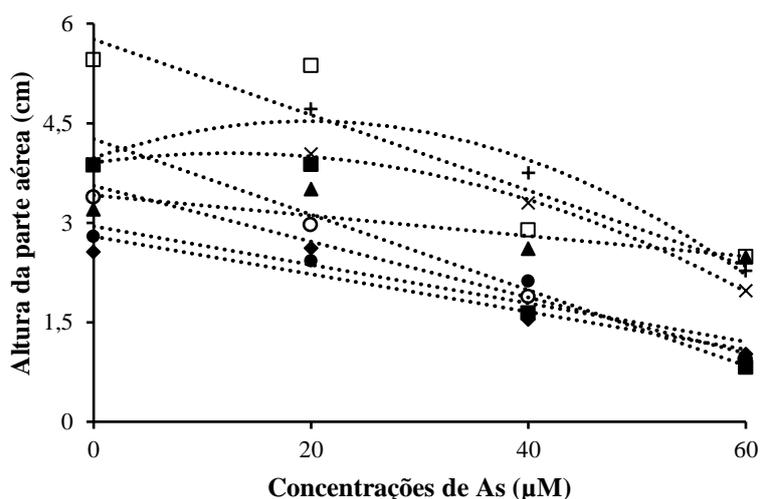


Figura 7 – Altura da parte aérea (cm) de plantas de oito clones de batata submetidas a diferentes concentrações de As aos 14 dias de cultivo *in vitro*, Santa Maria, RS, 2020. Equações ajustadas: ◆ Asterix $y = -0,028x + 2,79$, $R^2 = 0,87$; ◐ SMIJ461-1 $y = -0,04x + 3,55$, $R^2 = 0,97$; ▲ SMINIA793101-3 $y = -0,01x + 3,41$, $R^2 = 0,65$; ■ Dakota Rose $y = -0,06x + 4,29$, $R^2 = 0,88$; □ Michigan Purple $y = -0,06x + 5,76$, $R^2 = 0,86$; + Macaca $y = -0,01x + 0,06$, $R^2 = 0,97$; ● SMINIA000176-1 $y = -0,02x + 2,79$, $R^2 = 0,87$; × Vivaldi $y = -0,09x + 0,02$, $R^2 = 0,99$.

Plantas de tomate (*Solanum lycopersicum* L.) submetidas a concentrações de até 20 μM de As apresentaram um aumento na altura da parte aérea, enquanto que concentrações entre 380 e 770 μM promoveram o efeito oposto (MITEVA et al., 2002). O maior desenvolvimento de plantas de trevo (*Trifolium repens* L.) foi observado em baixas concentrações de As, sugerindo que a presença do metal no solo pode funcionar como fertilizante (MASCHER et al., 2002). A resposta provisória dos organismos de estímulo ao crescimento a baixas concentrações de metais tóxicos, pode estar relacionado ao efeito hormético. A hormese representa uma resposta de supercompensação do crescimento em função de um desequilíbrio na homeostase dos tecidos (CALABRESE & BLAIN, 2005). Esses autores, ratificam o presente estudo, no qual a baixa concentração de As no meio de cultura (20 μM) pouco afetou ou não influenciou o crescimento das plantas de batata.

A adição de As afetou negativamente o número de folhas dos oito clones de batata cultivados *in vitro* aos 14 DAI, sendo este efeito diretamente dependente do aumento da concentração de As no meio de cultura (Figura 8). Para alguns clones houve incrementos no número de folhas na concentração de 20 μM , como para Asterix, SMINIA793101-3, Macaca e Vivaldi, respectivamente, de 22,31, 7,4, 10,57 e 26,11% em comparação com o controle. Cabe ressaltar que houve decréscimos no número de folhas a partir da concentração de 40 μM de As no meio de cultura para os clones Asterix, Dakota Rose, Michigan Purple e SMINIA000176-1. Contudo, na maior concentração de As avaliada, todos os clones foram afetados, com reduções percentuais variando de 14,17 a 89,38% em relação ao tratamento controle.

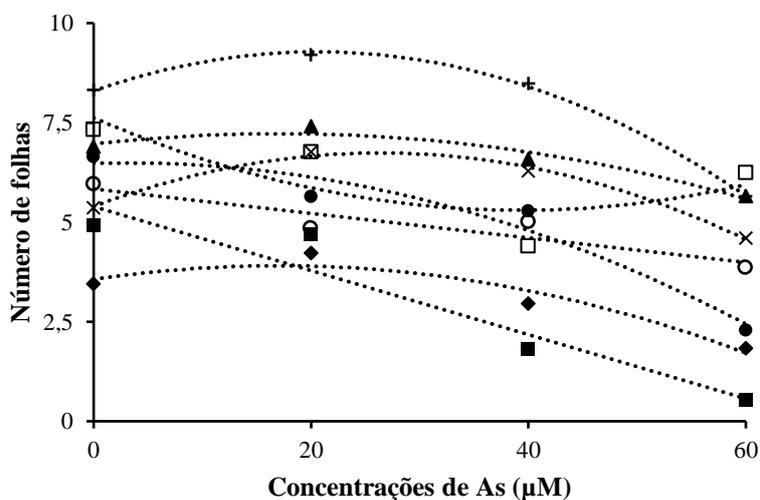


Figura 8 – Número de folhas de plantas de oito clones de batata submetidas a diferentes concentrações de As aos 14 dias de cultivo *in vitro*. Santa Maria, RS, 2020. Equações ajustadas: ♦ Asterix $y = -0,01x^2 + 0,04x + 3,56$, $R^2 = 0,92$; ◐ SMIJ461-1 $y = -0,03x + 5,85$, $R^2 = 0,85$; ▲ SMINIA793101-3 $y = -0,09x^2 + 0,03x + 6,96$, $R^2 = 0,95$; ■ Dakota Rose $y = -0,08x + 5,39$, $R^2 = 0,91$; □ Michigan Purple $y = -0,01x^2 - 0,18x + 7,62$, $R^2 = 0,86$; + Macaca $y = -0,02x^2 + 0,09x + 8,29$, $R^2 = 0,99$; ● SMINIA000176-1 $y = -0,01x^2 + 0,07x + 6,47$, $R^2 = 0,94$; × Vivaldi $y = -0,01x^2 + 0,11x + 5,39$, $R^2 = 0,99$.

Em plantas de milho (*Zea mays* L.) expostas a 38 μM de As foi observada redução de 23% no número de folhas em relação ao controle, diminuição da condutância estomática (50%) e transpiração (50%), promovida por alterações nas células radiculares (STOEVA et al., 2003; STOEVA et al., 2005). Altas concentrações de As também reduziram a taxa fotossintética de plantas de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) (MITEVA et al., 2002) e aveia (*Avena sativa* L.) (STOEVA et al., 2003). A redução do número de folhas pode ser uma estratégia de sobrevivência, quando as plantas estão submetidas a condições ambientais desfavoráveis (MKANDAWIRE et al., 2005). Na literatura há relatos que elementos traço, como de As, quando presentes no solo, reduzem a absorção de N pelas plantas e, em consequência, da atividade de enzimas assimiladoras (DUBEY; PESSARAKLI, 2002). Além disso, é possível que a diminuição do número de folhas dos indivíduos esteja justamente relacionada a uma resposta da planta a escassez de nutrientes (DAMUTH, 2001; MKANDAWIRE et al., 2005). Tais estudos dão suporte aos resultados encontrados para o cultivo de plantas de batata em meio de cultura contendo As.

No presente estudo, os clones Asterix, Dakota Rose e SMINIA000176-1 apresentaram sintomas visuais de toxidez, como o aparecimento de clorose e coloração arroxeadas, principalmente, nas folhas mais velhas aos 14 DAI (Figura 9).

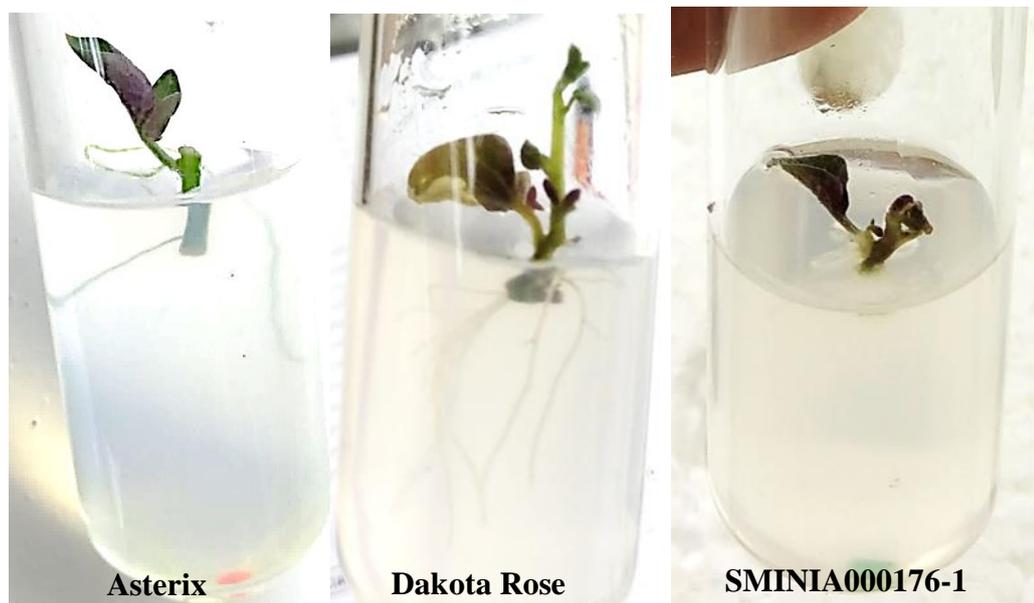


Figura 9 – Plantas de batata dos clones Asterix, Dakota Rose e SMINIA000176-1 aos 14 dias de cultivo em meio de cultura contendo 60 μ M de As. Santa Maria, RS, 2020.

Sintomas visuais da toxicidade de plantas a elementos traço, como o aparecimento de clorose e coloração arroxeadas nas folhas já foram reportados por vários autores (SOLTAN; RASHED, 2003; PAIVA et al., 2009; SANTOS, 2020). A mudança na coloração das folhas, quando submetidas a estresse por elementos traço, é sinal de redução na absorção de nutrientes, e a persistência da exposição a tais elementos leva a morte das plantas. (SING et al., 2005; SOUZA et al., 2009b). O arsenato, apesar de não ser essencial para as plantas é análogo ao fosfato (PO_4^{3-}), competindo, pelos mesmos sítios de absorção (DEMBITSKY; REZANKA, 2003; AKSORN; VISOOTTIVISETH, 2004). Portanto, os sintomas típicos de toxicidade do As estão intimamente relacionados aos sintomas de deficiência de fosfato, tais como, necrose, folhas com coloração arroxeadas e baixo ganho de massa fresca e seca (SING et al., 2005). Sintomas de toxicidade foram observados em plantas de tomate quando expostas as concentrações de 20 e 38 μ M de As (SANTOS, 2020). Segundo esse autor, nessas plantas, as extremidades das folhas se tornaram arroxeadas, devido a produção de antocianina, que pode ser produzido em resposta a deficiência de fosfato em virtude da competição com o arsenato, cujo sintoma está relacionado à toxicidade do metaloide. Esses resultados corroboram com o observado nesse estudo para os clones Asterix, Dakota Rose e SMINIA000176-1 (Figura 9).

A adição de arsênio ao meio de cultura afetou negativamente o número de raízes dos clones Asterix, SMINIA793101-3 e Dakota Rose (Figura 10). Este efeito no sistema radicular foi dependente da concentração de As, cujas reduções na concentração de 60

μM foram, respectivamente de 11,08, 10,57 e 53,60%. Como a absorção de As é via raiz e a taxa de translocação para a parte aérea geralmente é baixa (ZHAO et al., 2009), os danos mais severos ocorrem no sistema radicular, onde o elemento se acumula em maiores proporções (QUAGHEBEUR; RENGEL 2004). O acúmulo de As em plantas de feijão tratadas com concentrações de 10 a 100 μM ocorreu preferencialmente nas raízes, resultando na redução do crescimento (SADEE et al., 2016).

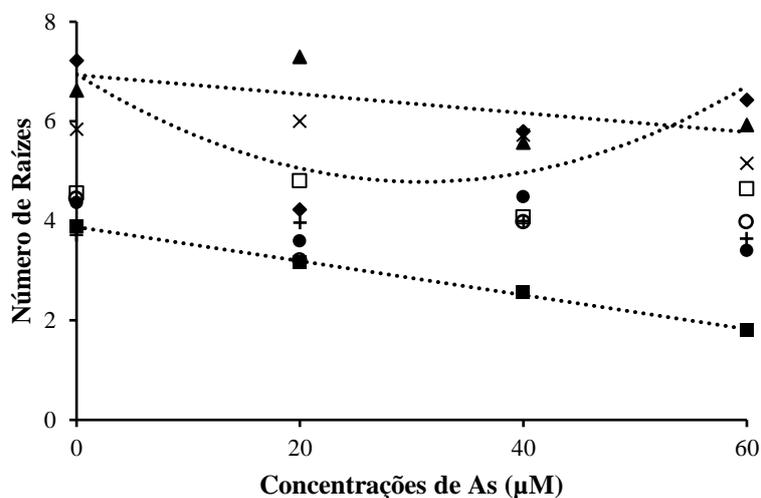


Figura 10 – Número de raízes de plantas de oito clones de batata submetidas a diferentes concentrações de As aos 14 dias de cultivo *in vitro*. Santa Maria, RS, 2020. Equações ajustadas: ◆ Asterix $y = 0,02x^2 + 0,14x + 6,94$, $R^2 = 0,68$; ◐ SMIJ461-1 Médias iguais pelo teste F; ▲ SMINIA793101-3 $y = -0,01x + 6,93$, $R^2 = 0,41$; ■ Dakota Rose $y = -0,03x + 3,87$, $R^2 = 0,99$; ◻ Michigan Purple Médias iguais pelo teste F; + Macaca Médias iguais pelo teste F; ● SMINIA000176-1 Médias iguais pelo teste F; × Vivaldi Médias iguais pelo teste F.

As plantas de batata apresentaram sintomas visuais de toxidez ao As, tanto na parte aérea, quanto no sistema radicular, os quais foram agravados com o aumento da concentração do metalóide (Figura 11). A adição de 60 μM de As no meio de cultura resultou em uma redução geral do sistema radicular das plantas dos clones Dakota Rose, Asterix e SMINIA793101-1 (Figura 11), perceptível visualmente e de acordo com o observado com o número de raízes das plantas destes clones. Esta mesma concentração de As no meio de cultura não afetou o número de raízes das plantas de batata de Michigan Purple, Macaca e SMINIA000176-1. O fato desses clones não terem sido afetados pela adição de 60 μM de As ao meio de cultura necessita ser investigado, já que tanto a altura da parte aérea, quanto o número de folhas foram afetados.

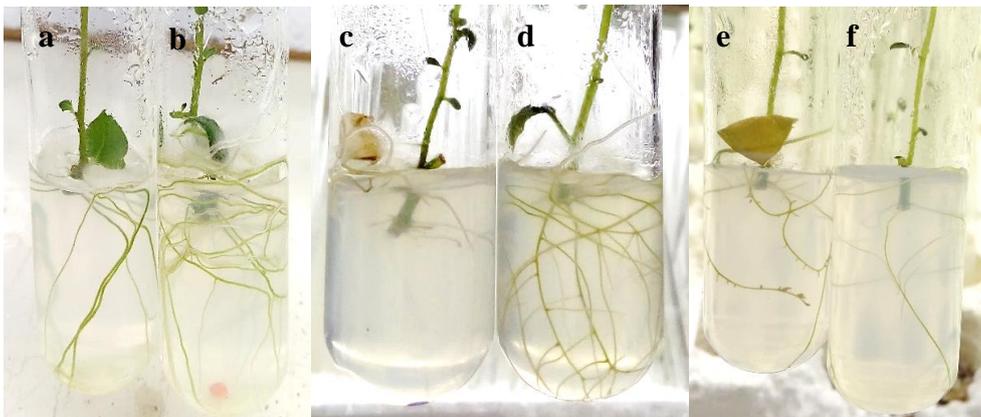


Figura 11 – Plantas de batata dos clones Dakota Rose, Asterix e SMINIA793101-3 cultivadas em meio de cultura sem As (b, d, e) e com a adição de 60 μM (a, c, f) aos 14 dias de cultivo. Santa Maria, RS, 2020.

Em relação a arquitetura das raízes, o As promoveu modificações visuais na espessura das raízes das plantas dos clones SMINIA793101-3 e SMIJ461-1, em função do aumento da concentração de As no meio de cultura (Figura 12). A concentração de 60 μM de As (Figura 12 a, c, respectivamente) ocasionou espessamento radicular para os referidos clones, em comparação ao tratamento controle (Figura 12 b, d, respectivamente).

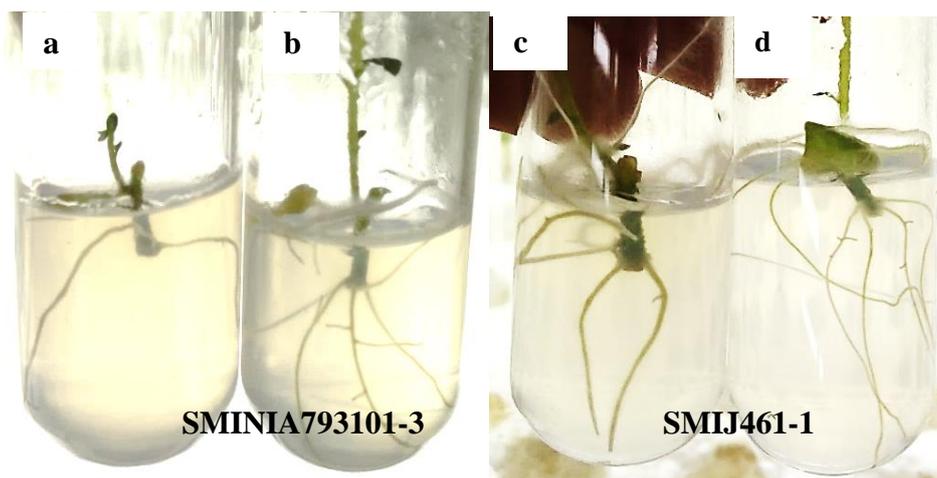


Figura 12 – Raízes de plantas de batata dos clones SMINIA793101-3 e SMIJ461-1 cultivadas em meio de cultura sem As (b, d) e com a adição de 60 μM (a, c) aos 14 dias de cultivo. Santa Maria, RS, 2020

Estudos mostraram que para raízes de milho quando expostas à 40 μM de As, ocorreu a formação de camadas descontínuas de células espessadas no terço superior da rizoderme, promovendo a formação de uma barreira apoplástica, à penetração de solutos, que poderiam atuar como suporte mecânico contra o rompimento de tecidos (SHARMA; DUBEY, 2005; BROADLEY et al., 2007; CASTRO et al., 2009). Para os clones

SMINIA793101-3 e SMIJ461-1, tal mecanismo pode ter impedido que grandes quantidades de As fossem translocadas para a parte aérea, e prejudicassem os processos metabólicos que ocorrem nas folhas. Entretanto, esses clones, mesmo com reduções de altura de parte aérea e número de folhas pelas concentrações de As já mencionadas, não apresentaram sintoma de toxicidade como coloração arroxeadada nas folhas. Portanto, sugere-se que pode ter ocorrido uma compartimentalização do As nas raízes, podendo ter sido o principal fator à sobrevivência dos referidos clones, durante a exposição, caracterizando uma estratégia de tolerância ao arsênio (RIBEIRO et al., 2015).

Dentre os clones avaliados, observou-se que SMIJ461-1, Michigan Purple e Macaca apresentaram um aumento da atividade da enzima catalase em resposta a concentração de As no meio de cultura, em comparação aos demais clones (Figura 13). Na concentração de 20 μM , Dakota Rose e SMINIA000176-1 exibiram um aumento na atividade da enzima catalase da ordem de 20,45 e 19,51%, respectivamente. Por outro lado, ocorreram reduções importantes nas concentrações de 40 e 60 μM de As, sugerindo que o metalóide pode ter inibido a atividade dessa enzima. Neste caso, o aumento da atividade da enzima promoveria o acúmulo de peróxido de hidrogênio (H_2O_2), causando danos irreversíveis aos tecidos destes clones. Os clones Asterix, SMINIA793101-3 e Vivaldi não apresentaram diferenças significativas na atividade da catalase com o aumento da concentração de As no meio de cultura.

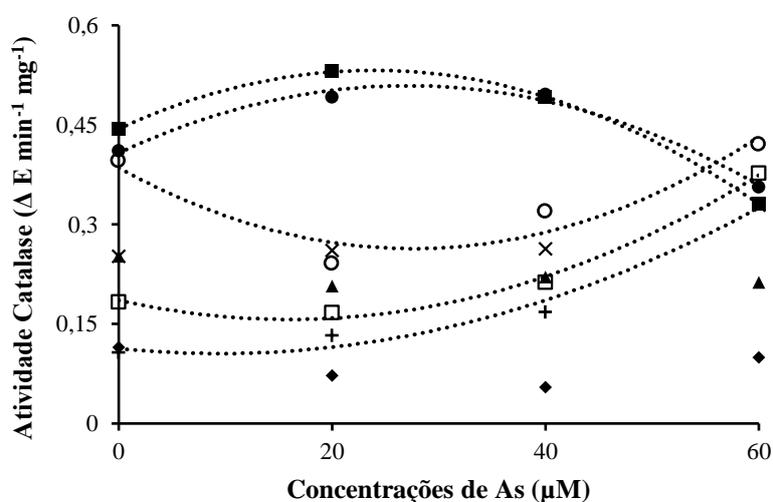


Figura 13 – Atividade da enzima catalase ($\Delta \text{E min}^{-1} \text{mg}^{-1}$) de plantas de oito clones de batata submetidas a diferentes concentrações de As aos 14 dias de cultivo *in vitro*. Santa Maria, RS, 2020. Equações ajustadas: ◆ Asterix Médias iguais pelo teste F; ○ SMIJ461-1y = $0,02x^2 - 0,08x + 0,38$, $R^2 = 0,88$; ▲ SMINIA793101-3 Médias iguais pelo teste F; ■ Dakota Rose $y = -0,02x^2 + 0,07x + 0,44$, $R^2 = 1$; □ Michigan Purple $y = 0,01x^2 - 0,03x + 0,18$, $R^2 = 0,99$; + Macaca $y = 9\text{E-}05x^2 - 0,01x + 0,13$, $R^2 = 0,97$; ● SMINIA000176-1y = $-0,01x^2 - 0,07x + 0,47$, $R^2 = 0,98$; × Vivaldi Médias iguais pelo teste F.

A catalase decompõe o H_2O_2 , por um mecanismo eficiente de energia (SHAHID et al., 2014c), desempenhando papel específico, protegendo as células dos efeitos tóxicos do excesso de peróxido (PATEL et al., 2011). Geralmente, as plantas respondem, principalmente, à presença de As aumentando a atividade das enzimas antioxidantes e, por isso, o estudo dessas enzimas pode fornecer informações importantes para o esclarecimento de rotas de sinalização de defesa das plantas (ARMENDARIZ et al., 2016). Além disso, alterações provocadas pela indução de estresses fisiológicos podem contribuir para uma melhor compreensão da ação específica dessa enzima (GOMES et al., 2014). O aumento da atividade da catalase para os clones SMIJ461-1, Michigan Purple e Macaca sugere que os componentes do sistema antioxidante poderiam estar ativos.

Por meio da atividade da enzima catalase, especialmente, nas concentrações de 40 e 60 μM de As, foi possível observar que Michigan Purple e Macaca expressaram mais fortemente os efeitos decorrentes da exposição ao metaloide. Ressalta-se, ainda, que Macaca apresentou maior atividade da enzima catalase, indicando que suas plantas possuem maior potencial em metabolizar o peróxido de hidrogênio. As concentrações de 40 e 60 μM de As possibilitaram estabelecer, aos 14 DAI, quais clones de batata demonstraram maior sensibilidade a exposição ao metaloide, por meio dos caracteres analisados. Ressaltando-se a importância de realizar análises de outros compostos presentes do sistema de destoxificação das plantas e outras enzimas antioxidantes e em sistema de cultivo que mais se aproxima as condições de campo, a fim de complementar e ratificar os resultados obtidos nesse estudo.

6 CONCLUSÕES

Os clones de batata diferem no crescimento *in vitro* das plantas na presença de As.

A adição de As ao meio de cultura afeta negativamente a atividade da enzima catalase, a altura de parte aérea, o número de folhas e de raízes das plantas de batata.

A adição das concentrações de 40 e 60 μ M de As ao meio de cultura causa efeitos adversos no crescimento das plantas de batata.

REFERÊNCIAS

ABERNATHY, C. O. et al. Arsenic: health effects, mechanisms of actions, and research issues. **Environ. Health Perspect.**, v. 107, pp. 593–597, 1999.

ADRIANO, D.C. Trace Elements in the Terrestrial Environment. **New York: Springer.** p.867, 1986.

AEBI, H. Catalase in vitro. In: Methods in enzymology. **Academic Press.** pp. 121-126, 1984.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES; DISEASE REGISTRY. Priority list of hazardous substances, 2017. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/spl/>. Acesso em: 20 janeiro. 2020.

AHMAD, M.A, GUPTA, M. Exposure of Brassica juncea (L) to arsenic species in hydroponic medium: comparative analysis in accumulation and biochemical and transcriptional alterations. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 20, pp. 8141-8150, 2013.

AKSORN, E., e VISOOTTIVISETH, P. Selection of suitable emergent plants for removal of arsenic from arsenic contaminated water. **ScienceAsia.** v. 30, pp. 105-113, 2004.

ALFARO-SALDAÑA, E. F.; PÉREZ-MOLPHE-BALCH, E.; DEL SOCORRO SANTOS-DÍAZ, M. Generation of transformed roots of *Scirpus americanus* Pers. and study of their potential to remove Pb²⁺ and Cr³⁺. **Plant Cell, Tissue and Organ Culture (PCTOC)**, v. 127, n. 1, pp. 15-24, 2016.

ALICEWEB. Disponível em < <http://aliceweb.desenvolvimento.gov.br> >. Acesso em setembro de 2019.

ANGERER, J.; SCHALLER, K. H. Analyses of Hazardous Substances in Biological Materials, **VCH Verlagsgesellschaft mbH: Weinheim**, p. 273, 1991.

ARMENDARIZ, A.L. M.A. TALANO, C. TRAVAGLIA, H. REINOSO, A.L. WEV ROLLER, E. AGOSTINI. Arsenic toxicity in soybean seedlings and their attenuation mechanisms. **Plant Physiol. Biochem.**, v. 98 pp. 119-127, 2016.

ASADA, K. Production and action of reactive oxygen species in photosynthetic tissue. In FOYER, C. H.; MULLINEAUX, P. M. Causes of photooxidative stress and amelioration of defense systems in plants. **Boca Raton: CRC Press**, p. 77-104, 1994

BANERJEE, P. R., GOSWAMI, K. PATHAK, A. MUKHERJEE. Vetiver grass: an environment clean-up tool for heavy metal contaminated iron ore mine-soil. **Chemosphere**, v. 62, pp. 803-809, 2006.

BARKA, E. A. Protective enzymes against reactive oxygen species during ripening of tomato (*Lycopersicon esculentum*) fruits in response to low amounts of UV-C. **Australian Journal of Plant Physiology**, v.28 n° 785-791, 2001

BARRA, C. M.; SANTELLI R. E.; ABRÃO J. J.; GUARDIA. M. de L. Especificação de Arsênio - Uma Revisão. **Química nova**, v. 23, p. 58-70, 2000.

BARREL, P. J. et al. Applications of biotechnology and genomics in potato improvement – Review Article. **Plant Biotechnology Journal**, v. 11, p. 907-920, 2013

BASU, A.; MAHATA, J.; GUPTA, S.; GIRI, A. K. Genetic toxicology of a paradoxical human carcinogen, arsenic: a review. **Mutation Research**, v.488, p.171-194, 2001.

BHATTACHARYA, P.; JACKS, G. Arsenic in the environment: a global perspective. IN: Sarkar, B. (Ed.) Heavy Metals in the environment. **Marcel Dekker**, Nova York. P, p.148-215, 2002.

BATISTA, B. L. et al. Identification and quantification of phytochelatin in roots of rice to long-term exposure: Evidence of individual role on arsenic accumulation and translocation. **Journal of Experimental Botany**, v. 65, n. 6, p. 1467–1479, 2014.

BERG, M. et al. Arsenic Contamination of Groundwater and Drinking Water in Vietnam: A human Health Threat. **Environ. Sci. Technol.**, v. 35, n. 13, p. 2621-2626, 2001.

BHATTACHARYA, S., GOSWAMI, M.R., BANERJEE, S., BANERJEE, P., GHOSH, S., CHATTOPADHYAY, D., MUKHOPADHYAY, A. Effects of arsenic toxicity on germination, seedling growth and peroxidase activity in gram seeds. Proceedings of World Congress on Biotechnology, Hyderabad, India. organized by OMICS Publishing Group, USA. Venue: HICC complex, Hyderabad, India. 21-23rd March, pp. 591, 2011.

BASTOS, A. C. S.; FREITAS, A. C. Agentes e processos de interferência, degradação e dano Ambiental. In: CUNHA, S. B.; GERRA, A. J. T., eds. Avaliação e perícia Ambiental. 2.ed. Rio de Janeiro, **Bertrand Brasil**, pp.17-75, 2000.

BISOGNIN D, A. DOUCHES, D. S., BUSZKA, L., BRYAN, G., WANG, D. Mapping late blight resistance in *Solanum microdontum* Bitter. **CropSci**. v.45, p.340-345, 2005.

BORBA, R. P.; FIGUEIREDO, B.R.; CAVALCANTI, J.A. Arsênio na água subterrânea em Ouro Preto e Mariana, Quadrilátero Ferrífero (MG). **Revista Esc. Minas**, v. 57, p. 45-51, 2004.

BUSTINGORRI, C.; LAVADO, R. S. Soybean as affected by high concentrations of arsenic and fluoride in irrigation water in controlled conditions. **Agricultural water management**. v. 144, pp. 134-139, 2014.

BROADLEY, M.R. Zinc in plants. **New Phytologist**, v. 173, p. 677-702, 2007.

CASTRO, P.M.L., MARQUES, A.P.G.C., MOREIRA, H.A. RANGEL, O.S.S., Arsenic, lead and nickel accumulation in *Rubus ulmifolius* growing in contaminated soil in Portugal. **Journal of Hazardous Materials**. v.165, pp.174–179, 2009.

CHEN, Y. et al. Arsenic Transport in Rice and Biological Solutions to Reduce Arsenic Risk from Rice. **Frontiers in Plant Science**, v. 8, n. March, 2017b.

CHEN, Z. Y., SHEN, X. LI. The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. *Appl. Geochem.*, v.19, pp. 1553-1565, 2004.

CATARECHA, P., SEGURA, M. D., FRANCO-ZORRILLA, J. M., GARCÍA-PONCE, B., LANZA, M., SOLANO, R., ...; LEYVA, A. (2007). A mutant of the *Arabidopsis* phosphate transporter PHT1; 1 displays enhanced arsenic accumulation. *The Plant Cell*, v. 19, n. 3, pp. 1123-1133, 2007.

CIP - Centro Internacional de la Papa. Wild Potato Species. Disponível em: <<http://cipotato.org/potato/wild-species>>. Acesso em: setembro 2019.

COELHO, A. H. R.; VILELA E. R.; CHAGAS, S. J. de Qualidade de batata (*Solanum tuberosum* L.) para fritura, em função dos níveis de açúcares redutores e amido, durante o armazenamento refrigerado e à temperatura ambiente com atmosfera modificada. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, v. 23, n. 4, p. 899-910, 1999.

DAMUTH, J. Scaling of growth: Plants and animals are not so diferente. *PNAS*. v.98, pp. 2113-2114, 2001.

DAS, S. K.; PATRA, J. K.; THATOI, H. Antioxidative response to abiotic and biotic stresses in mangrove plants: A review. *International Review of Hydrobiology*, v. 101, p. 3-19, 2016.

DAVIES Jr., F. T. et al. Influence of a flavonoid (formononetin) on mycorrhizal activity and potato crop productivity in the highlands of Peru. *Scientia Horticulturae*, Amsterdam, v. 106, n. 3, p. 318-329, 2005.

DEMBITSKY, V. M., e REZANKA, T. Natural occurrence of arsenic compounds in plants, lichens, fungi, algal species, and microorganisms. *Plant Science*. v. 165, pp. 1177-1192, 2003.

DESCHAMPS, E.; MATSULLAT, J. Arsênio antropogênico e natural. Um estudo em regiões do quadrilátero ferrífero. 1ed. **Fundação Estadual do meio ambiente**. Belo Horizonte. p.330, 2007.

DESIKIN, R. et al. Regulation of the *Arabidopsis* transcriptome by oxidative stress. *Plant Physiology*, v. 127, p. 159-172, 2001.

DIXIT, G., SINGH, A. P., KUMAR, A., MISHRA, S., DWIVEDI, S., KUMAR, S. & TRIPATHI, R. D. Reduced arsenic accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) shoot involves sulfur mediated improved thiol metabolism, antioxidant system and altered arsenic transporters. *Plant Physiology and Biochemistry*, v 99, n 86-96, 2016.

DONG, L. L.; XIAO-MING, L.; ZE-YU, P.; BIN-GUI, W. Flavanol derivatives from *Rhizophora stylosa* and their DPPH radical scavenging activity. *Molecules*, v. 12, p. 1163-1169, 2007.

DOPP, E. et al. Cellular uptake, subcellular distribution and toxicity of arsenic compounds in methylating and non-methylating cells. *Environ. Res.*, v. 110, p. 435-442, 2010.

DUBEY R.S. e PESSARAKLI M. Physiological mechanisms of nitrogen absorption and assimilation in plants under stressful conditions. In: Pessarakli M. (ed.), **Handbook of Plant and Crop Physiology**. Marcel Dekker, New York, pp. 637–655, 2002.

DUMAN, F.; OZTURK, F.; AYDIN, Z. Biological responses of duckweed (*Lemna minor* L.) exposed to the inorganic arsenic species As(III) and As(V): effects of concentration and duration of exposure. **Ecotoxicology**, v. 19, p. 983-993, 2010.

EDREVA, A. Generation and scavenging of reactive oxygen species in chloroplasts: a submolecular approach. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 106, p. 119-133, 2005.

EPA. METHOD 3051-Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. **Pittsburgh: Duquesne University**, 2006. 14p.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome: FAO, 2018, Acessado em: 25 agos. 2018. Online. Disponível em: <http://faostat.fao.org/site/567/DesktopDefault.aspx?pageID=567#ancor>

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome: FAO, 2019, Acessado em: 24 setembro. 2019. Online. Disponível em: <http://faostat.fao.org/site/567/DesktopDefault.aspx?pageID=567#ancor>

FAOSTAT. Food and Agricultural commodities production. Disponível em: <<http://faostat3.fao.org/browse/Q/QC/S>>. Acesso em: setembro de 2019.

FAURE, G. Principles and applications of inorganic geochemistry: a comprehensive textbook for geology students. **New York: Macmillan Publishing Company**, p. 626, 1991.

FERRECCIO, C.; SANCHA, A. M. Arsenic Exposure and Its Impact on Health in Chile. **Journal of Health, Population and Nutrition**, v.24, p.164-175, 2006.

FILGUEIRA, F. A. R. Batata inglesa ou andina? **Batata Show**, v. 5, n. 13, p. 20-21, 2005.

FINNEGAN, P. M., CHEN, W. Arsenic toxicity: the effects on plant metabolism. **Front. Physiol.**, v. 3, pp. 1-18, 2012.

FLORA, S. J. Arsenic-induced oxidative stress and its reversibility. **FreeRadicBiol Med.** v. 51, pp. 257–281, 2011.

FORTES, G. R. L.; PEREIRA, J. E. S. Batata-semente Pré-básica: Cultura de Tecidos. In: PEREIRA, A. S.; DANIELS, J. (Eds.). O cultivo da batata na região sul do Brasil. **Brasília: Embrapa Informação Tecnológica**, p. 421-433, 2003.

FOYER, C.H.; LELANDAIS, M. K.; KUNERT, J. Photooxidative stress in plants. **Physiologia Plantarum**, v. 92, p. 696–717, 1994.

GHOSH, P.; RATHINASABAPATHI, B.; MA, L. Q. Phosphorus solubilization and plant growth enhancement by arsenic-resistant bacteria. **Chemosphere**. v. 134, pp. 1-6, 2015.

GONTIJO; BITTENCOURT. Arsenio: uma revisão histórica/ Arsenic: a historical review. **An. Bras. Dermatol**, v.80, n.1, p.91-95, 2005.

GOMES, M., SOARES, A., GARCIA, Q. Phosphorous and sulfur nutrition modulate antioxidant defenses in Myracrodruomurundeuva plants exposed to arsenic. **J Hazard Mater**. v. 276, pp. 97–104, 2014.

GOYER R.A. Toxic effects of metals. In: Klaassen CD ed. Cassarett&Doull's Toxicology –The basic Science of Poisons. **Mcgraw Hill**. New York, NY., 691-736p. 1996.

HASANUZZAMAN M, NAHAR K, HAKEEM KR, ÖZTÜRK M, FUJITA M. Arsenic toxicity in plants and possible remediation. **Soil Remediation and Plants Prospects and Challenges**, v.1, pp.433–501, 2015.

HAWKES, J. G. Origins of cultivated potatoes and species relationships. In: BRADSHAW, J. E.; MACKAY, R. R. Potato Genetics. Cambridge: **CAB International**, p. 3-42, 1994.

HIJMANS, RJ; SPOONER, DM. Geographic Distribution of Wild Potatoes Species. **American Journal of Botany**, v.88, p. 2101-2112, 2001.

HUANG, P. M. Retention of arsenic by hydroxy-aluminum on surface of micaceous mineral colloids. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**, v. 39, p. 271-274, 1975.

HUMAN HEALTH THREAT. **Environ. Sci. Technol.**, v. 35, n. 13, p. 2621-2626, 2001.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Levantamento sistemático da produção agrícola, 2019. Acessado em 24 set. 2019. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/ser_vidor_arquivos_est/

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. “Trace elements in soils and plants” third edition, **CRC Press, Inc.**, p. 315, 1985.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. 3 ed. Boca Raton: **CRC Press**, p. 331, 2001.

KHALID S, SHAHID M, NIAZI NK, RAFIQ M, BAKHAT HF, IMRAN M, ABBAS T, BIBI I, DUMAT C. Arsenic behaviour in soil-plant system: biogeochemical reactions and chemical speciation influences, enhancing cleanup of environmental pollutants: non biological approaches. N. Anjum et al. (eds.), **Springer**, v. 2, pp. 97–140, 2017b.

KNIGHT, H.; KNIGHT, M. R. Abiotic stress signalling pathways: specificity and cross-talk. **Trends Plant Science**, v. 6, pp. 262–267, 2001.

LAMB, C.; DIXON, R. A. The oxidative burst in plant disease resistance. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 48, pp. 251-275, 1997.

LI WX, CHEN TB, HUANG ZC, LEI M, LIAO XY. Effect of arsenic on chloroplast ultrastructure and calcium distribution in arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. **Chemosphere**, v. 62, pp. 803-809, 2006.

LIU, X., ZHANG, S., SHAN, X., ZHU, Y.G. Toxicity of arsenate and arsenite on germination, seedling growth and amyolytic activity of wheat. **Chemosphere**, v.61, pp.293–301, 2005.

LOPES, C. A.; BUSO, J. A. Cultivo da batata (*Solanumtuberosum* L.). **Brasília: EmbrapaHortaliças**, p. 36, 1997.

LUTTS, S. & LEFÈVRE, I. How can we take advantage of halophyte properties to cope with heavy metal toxicity in salt-affected areas? **Annals of botany**, v. 115, pp. 1–20, 2015.

MACFARLANE, G.R.; BURCHETT, M.D. Cellular distribution of copper, lead and zinc in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. **Aquatic Botany**, v. 68, pp. 45–59, 2000.

MACFARLANE, G.R.; PULKOWNIK, A.; BURCHETT, M.D. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.: biological indication potential. **Environmental Pollution**, v. 123, pp.139–151, 2003.

MACFARLANE, G.R.; PULKOWNIK, A.; BURCHETT, M.D. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.: biological indication potential. **Environmental Pollution**, v. 123, pp.139–151, 2003.

MARMIROLI M, PIGONI V, SAVO-SARDARO M, MARMIROLI N. The effect of silicon on the uptake and translocation of arsenic in tomato (*Solanum lycopersicum* L.) **Environ Exp Bot**, v. 99, pp. 9–17, 2014.

MASCHER, R., LIPPMANN, B., HOLZINGER, S., BERGMANN, H. Arsenate toxicity: effects on oxidative stress response molecules and enzymes in red clover plants. **Plant Sci.**, v.163, pp. 961-969, 2002.

MATSCHULLAT, J. et al. Human and environmental contamination in the Iron Quadrangle, Brazil. **Appl. Geochem.** v. 15, p. 181-190, 2000.

MATSCHULLAT, J. Revisão: aspectos relacionados ao arsênio: Meio Ambiente. in DESCHAMPS, E.; MATSCHULLAT, J. (Eds). *Arsênio Antropogênico e Natural*. Belo Horizonte: **Fundação Estadual do Meio Ambiente**. p. 330, 2007.

MCCARTY, K.M. MCCARTY, H.T. HANH, K.W. KIM. Arsenic geochemistry and human health in South East Asia. **Rev. Environ. Health**, v.26, pp. 71-78, 2011.

MCGRATH, S. P.; ZHAO, F. J.; LOMBI, E. Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal-contaminated soils. **Plant and soil**, v. 232, n. 1-2, pp. 207-214, 2001.

MEDEIROS, C. A. B. et al. Produção de sementes pré-básicas de batata em sistemas hidropônicos. **Horticultura Brasileira**, v.20, n.1, p.110-114, 2002. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0102-05362002000100022>>. Acesso em setembro de 2019.

MEHARG, A. A. et al. Speciation and localization of arsenic in white and brown rice grains. **Environ. Sci. Technol.** v. 42, n. 4, pp. 1051–1057, 2008.

MEHARG, A. A.; HARTLEY-WHITAKER, J. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. **New Phytologist**, v. 154, n. 1, p. 29-43, 2002.

MEHARG, A. A.; MACNAIR, M. R. Relationship between plant P status and the kinetics of arsenate influx in clones of *Deschampsia cespitosa* L. Beauv. that differs in their tolerance to arsenate. **Plant Soil**, v.162, pp. 99-106, 1994.

MEHARG, ANDREW A.; MACNAIR, MARK R. Relationship between plant phosphorus status and the kinetics of arsenate influx in clones of *Deschampsia cespitosa* (L.) Beauv. that differ in their tolerance to arsenate. **Plant and Soil**, v. 162, n. 1, pp. 99-106, 1994.

MEMBR, C. T. HHS Public Access. p. 1–28, 2015.

MIRZA N, MUBARAK H, CHAI L-Y, YANG Z-H, MAHMOOD Q, YONG W, TANG C-J, FAHAD S, NASIM W. Constitutional tolerance and chlorophyll fluorescence of *Boehmeria nivea* L in response to the antimony (Sb) and arsenic (As) co-contamination. **Toxicol Environ Chem**, pp 1–8, 2016.

MISHRA, A.B. S., JHA, R.S. DUBEY. Arsenite treatment induces oxidative stress, upregulates antioxidant system, and causes phytochelatin synthesis in rice seedlings. **Protoplasma**, v. 248, pp. 567-577, 2011.

MITEVA, E., MERAKCHYISKA, M. Response of chloroplasts and photosynthetic mechanism of bean plants to excess arsenic in soil. *Bulgarian J. Agr. Sci.*, v. 8, n.2, pp. 151-156, 2002.

MITTLER, R. Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance. **Trends in Plant Science**, v.7 p. 405-410, 2002.

MKANDAWIRE, M., e DUDEL, E. G. Accumulation of arsenic in *Lemna gibba* L.(duckweed) in tailing Waters of two abandoned uranium mining sites in Saxony, Germany. **The Science of the Total Environment**. v. 336, pp. 81-89, 2005.

MORENO-JIMÉNEZ et al., Sprinkler irrigation of rice fields reduces grain arsenic but enhances cadmium. **Science of the Total Environment**, v. 485–486, pp.468–473, 2014.

MOTUZOVA, G. W. Fractions of Trace Elements in Soils, Moscow: Editorial URSS, p. 166, 1999.

MURASHIGE, T.; SKOOG, F. A revised medium for rapid growth and bio assays with tobacco tissue cultures. **Physiologia plantarum**, v. 15, n. 3, pp. 473-497, 1962.

MYŚLIWA-KURDZIEL. B., PRASAD, K. M.N.V. Strzałka Photosynthesis in heavy metal stressed plants M.N.V. Prasad (Ed.), **Heavy Metal Stress in Plants**, Springer, Berlin, pp. 146-181, 2004.

NORRISH, K. The geochemistry and mineralogy of trace elements, in Trace Elements in Soil-Plant-Animal Systems, Nicholas, D. J. D. and Egan, A. R., Eds., **Academic Press**, New York, pp. 55, 1975.

NRC National Research Council. Arsenic in Drinking Water. Washington, DC: **The National Academies Press**, p.310, 1999.

OREMLAND, R.S. & STOLZ J.F. The ecology of arsenic. **Science**. v.300, pp.939-944, 2003.

ORTEGA JKE. Augmented growth equation for cell wall expansion. **Plant Physiol**. v.79, pp. 318-320, 2010.

PAIVA L.B., OLIVEIRA, J.G., AZEVEDO, R.A., RIBEIRO, D.R., SILVA, M.G., VITÓRIA, A.P. Ecophysiological responses of water hyacinth exposed to Cr³⁺ and Cr⁶⁺. **Environmental and Experimental Botany**. v.65, pp. 403-409, 2009.

PANDA, S. K. Arsenic Stress in Plants. **Journal of Agronomy and Crop Science**, v.196, n.3, p.161, 2010.

PANDEY, N., SHARMA. C.P. Effect of heavy metals Co²⁺, Ni²⁺ and Cd²⁺ on growth and metabolism of cabbage. **Plant Sci.**, v. 163 pp. 753-758, 2002.

PATEL, P. K.; HEMANTARANJAN, A.; SARMA, B. K.; SINGH, R. Growth and antioxidant system under drought stress in Chickpea (*Cicer arietinum* L.) as sustained by salicylic acid. **Journal of Stress Physiology & Biochemistry**, v. 7, n. 4, pp. 130-144, 2011.

PENG, L.; WENJIAN, Z.; ZHENJI, L. Distribution and accumulation of heavy metals in *Avicennia marina* community in Shenzhen, China. **J. Environ. Sci**, v. 9, pp. 472-479, 1997.

PEREIRA, A. da S; SILVA, G. O.; CASTRO, C. M. Melhoramento de batata. In: NICK, C; BOREM, A (eds.). Melhoramento de hortaliças. Viçosa: **Editora UFV**. pp. 128-157, 2016.

PEREIRA, A. S. et al. Produção de batata no Rio Grande do Sul. Pelotas: **Embrapa Clima Temperado, Circular técnica**, 48.p.16, 2005.

PEREIRA, J. E. S.; FORTES, G. R. L. Protocolo para produção de material propagativo de batata em meio líquido. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, pp. 1035-1043, 2004.

PICKERING, I. J., PRINCE, R. C., GEORGE, M. J., SMITH, R. D., GEORGE, G. N., & SALT, D. E. Reduction and coordination of arsenic in Indian mustard. **Plant Physiology**, v. 122, n. 4, p. 1171-1178, 2000.

POMMERENIG, B.; DIEHN, T. A.; BIENERT, G. P. Plant Science Metalloido-porins: Essentiality of Nodulin 26-like intrinsic proteins in metalloid transport. **Plant Science**, v. 238, p. 212–227, 2015.

POTATO GENOME SEQUENCING CONSORTIUM. Genome sequence and analysis of the tuber crop potato. **Nature**, v.475, pp. 189–9, 2011.

PREZOTTI, L. C.; CARMO, C. A. S. do; ANDRADE NETO, A. P. M. de. Nutrição mineral da batata. Vitória, **EMCAPA**, p.44, 1986.

QUAGHEBEUR, M., RENGEL, Z. Arsenic uptake, translocation and speciation in *pho1* and *pho2* mutants of *Arabidopsis thaliana*. **Physiol Plant**. v.120, pp. 280-286, 2004.

RAI, S. R. PANDEY, S. PANDEY RAI. Arsenic-induced changes in morphological, physiological, and biochemical attributes and artemisinin biosynthesis in *Artemisia annua*, an antimalarial plant. **Ecotoxicol**, v. 20, pp. 1900-1913, 2011.

RAHMAN, M. M.; NG, J. C.; NAIDU, R. Chronic exposure of arsenic via drinking water and its adverse health impacts on humans. **Environmental geochemistry and health**. v. 31, n. 1, pp. 189-200, 2009.

REHMAN, ZU., KHAN, S., QIN K, BRUSSEAU, ML., SHAH, MT, DIN, I. Quantification of inorganic arsenic exposure and cancer risk via consumption of vegetables in southern selected districts of Pakistan. **Sci Total Environ**, v. 550, pp. 321–329, 2016.

RIBEIRO, E. S., PEREIRA, M. P., CASTRO, E. M. D., BARONI, G. D. R., CORRÊA, F. F., & PEREIRA, F. J. Relações da anatomia radicular na absorção, no acúmulo e na tolerância ao chumbo em *Echinodorus grandiflorus*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.19, n.6, pp. 605-612, 2015.

RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G. Efeitos da exposição ao arsênio na saúde humana. **Revista Saúde.com**, v.4, pp.148-159, 2008.

RUI, C. H., CHEN, X. ZHANG, Z. SHEN, F. ZHANG. Cd-induced oxidative stress and lignification in the roots of two *Vicia sativa* L. varieties with different Cd tolerances. **J. Hazard Mater**, v. 301, pp. 304-313, 2016.

SABLANI, S. S.; MUJUMDAR, A. S. Drying of potato, sweet potato, and other roots. In: **HANDBOOK of industrial drying**. 3rd ed. New York: Mujumdar, Taylor & Francis, pp. 647-646, 2006.

SADEE, B.A., FOULKES, M.E., HILL, S.J. A study of arsenic speciation in soil, irrigation water and plant tissue: A case study of the broad bean plant, *Vicia faba*. **Food Chemistry**, v.210, pp. 362-370, 2016.

SANTOS, G. A. Crescimento e respostas antioxidante de macrofitas aquáticas submetidas ao arsênio. 2006. Dissertação - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006. **Sci.Soc.Am.Proc.** v.35, pp.101-105, 1971.

SANTOS, A. Monitoramento da qualidade da água residuária de fertirrigação em cultivo protegido de tomate sob a perspectiva de reuso no sistema. 2020.

SATO, T. K. MAITANI, K. YOSHIHIRA. Uptake of arsenic by cultured hairy roots of rubiatinctorum from liquid médium. **J. Food Hyg. Soc. Jpn.**, v. 32, pp. 414-419, 1991.

SETH, C. S.; CHATURVEDI, P. K.; MISRA, V. Toxic effect os arsenate and cadmium alone and in combination on giant duckweed (*Spirodelapolyrrhiza* L.) in response to its accumulation. **Environ. Toxicol.**, v. 22, p. 539-549. 2007.

SHAHID, M., POURRUT, B., DUMAT, C., NADEEM, M., ASLAM, M., PINELLI, E. Heavy-metal-induced reactive oxygen species: phytotoxicity and physicochemical changes in plants, **Rev Environ Contam Toxicol**, pp. 1–44, 2014c.

SHAHID, M., RAFIQ, M., NIAZI, N. K., DUMAT, C., SHAMSHAD, S., KHALID, S., & BIBI, I. Arsenic accumulation and physiological attributes of spinach in the presence of amendments: an implication to reduce health risk. **Environmental Science and Pollution Research**, v.24, n.19, pp. 16097-16106, 2017.

SHAIBUR, M. R., KITAJIMA, N., SUGAWARA, R., KONDO, T., ALAM, S., HUQ, S. I., & KAWAI, S. Critical toxicity level of arsenic and elemental composition of arsenic-induced chlorosis in hydroponic sorghum. **Water, air, and soil pollution**, v. 191, n. 1-4, pp. 279-292, 2008.

SHARMA, P.; DUBEY, R.S. Lead toxicity in plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v.17, pp.35-52, 2005.

SHI Y, RUAN J, MA I, HAN W, WANG F. Accumulation and distribution of arsenic and distribution of arsenic and cadmium by tea plants. **J Zhejiang Univ Sci B**, v. 9, pp. 265-270, 2008.

SING, N., Ma, L. Q., SRIVASTAVA, M. e RATHINASABAPATHI, B. Metabolic adaptations to arsenic-induced oxidative stress in *Pteris Vittata* L and *Pteris ensiformis* L. **Plant Science**. 2005.

SINGH, S., SOUNDERAJAN, S., KUMAR, K., & FULZELE, D. P. Investigation of arsenic accumulation and biochemical response of in vitro developed *Vetiveriazizanoide*s plants. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 145, pp. 50-56, 2017.

SMEDLEY, P. L.; KINNIBURGH, D. G. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. **Applied Geochemistry**, v. 17, n. 5, pp. 517-568, 2002.

SMITH, A. H. et al. Cancer risks from arsenic in drinking water. **Environmental Health Perspectives**, v. 97, p. 259-267, 1992.

SMITH, E.; NAIDU, R.; ALSTON, A.M. Chemistry of inorganic arsenic in soils: II., effect of phosphorus, sodium, and calcium on arsenic sorption. **Journal of Environmental Quality**, v.31, p.557–563, 2002

SOLTAN, M.E., RASHED, M.N. Laboratory study on the survival of water hyacinth under several conditions of heavy metal concentrations. **Advances in Environmental Research**, v.7, pp. 321–334, 2003.

SOUZA, D.C., RIBEIRO, R., LIMA, S.B., CARVALHO, K.Q., SILVA, J.R. Tolerância e hiperacumulação de cobre em Pontederiacarpiflora Alexander. **OLAM – Ciência & Tecnologia**, n.2, n. especial, p. 329, 2009b.

SOUZA, I.C. et al. Adaptive plasticity of *Laguncularia racemosa* in response to different environmental conditions: integrating chemical and biological data by chemometrics. **Ecotoxicology (London)**. v. 23, pp. 335-348, 2014

SPAGNOLETTI, F. N., BALESTRASSE, K., LAVADO, R. S., & GIACOMETTI, R. Arbuscular mycorrhiza detoxifying response against arsenic and pathogenic fungus in soybean. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 133, pp. 47-56, 2016.

SPOONER, D.M.; HETTERSCHEID, W.L.A. Origins, Evolution, and Group Classification of Cultivated Potatoes. In: MOTLEY, T.J; ZEREGA, N.; CROSS, H.(eds) Darwin´s Harvest. New York: **Columbia University Press**, pp. 285-307, 2006.

SRIVASTAVA, A. K.; BHARGAVA, P.; RAI, L. C. Salinity and copper-induced oxidative damage and changes in the antioxidative defense system of *Anabaena doliolum*. **World J Microbiol Biotechnol**, v. 21, pp. 1291-1298, 2005.

STOEVA, N., BEROVA, M., ZLATEV, Z. Physiological response of maize to arsenic contamination. **Biologia Plantarum**. v. 47, n.3, pp. 449-452, 2003.

STOEVA, N.; BEROVA, M.; ZLATEV, Z. Effect of arsenic on some physiological parameters in bean plants. **Biologia Plantarum**, v. 49, n. 2, p. 293-296, 2005.

SUZUKI, K.T. et al. Glutathione- conjugated Arsenics in the Potential Hepato-enteric Circulation in Rats. **Chem. Res. Toxicol.**, v. 14, pp. 1604-1611, 2001.

TALANO, M.A., A.L.W. OLLER, P. GONZÁLEZ, S.O. GONZÁLEZ, E. AGOSTINI. Effects of arsenate on tobacco hairy root and seedling growth, and its removal. **Vitr. Cell. Dev. Biol. - Plant.**, v. 50 pp. 217-225, 2014.

TANJORE, S. Organic arsenic removal from drinking water. **Urban Water**, v. 4, pp. 15-421, 2002.

TÖFOLI, J.G.; THIRUNAVUKKARASU, O. S.; VIRARAGHAVAN, T.; SUBRAMANIAN, K. S. Requeima e pinta preta na cultura da batata: importância, características e manejo sustentável. **Biológico**, v. 75, n. 1, p. 33-40, 2013.

Toxicology- The basic Science of Poisons. **Mcgraw Hill**. New York, NY, pp. 691-736, 1996.

TRIPATHI R. D., SRIVASTAVA S., MISHRA S., SINGH N., TULI R., GUPTA D.K. & MAATHUIS F.J.M. Arsenic hazards: strategies for tolerance and remediation by plants. **Trends in Biotechnology**, v.25, pp.158-165, 2006.

VALKO, M. et al. Free radicals, metals and antioxidants in oxidative stress induced câncer. **Chemico-Biol Inter.**, v. 160, pp. 1-40, 2006.

VAN BREUSEGEM, F. et al. The role of active oxygen species in plant signal transduction. **Plant Science**, v. 161, p. 405-414, 2001.

VERNAY, C. P. GAUTHIER-MOUSSARD, A. HITMI. Interaction of bioaccumulation of heavy metal chromium with water relation, mineral nutrition and photosynthesis in developed leaves of *Lolium perenne* L. **Chem**, v. 68, n.8, pp. 1563-1575, 2007.

VEZZA, M. E., LLANES, A., TRAVAGLIA, C., AGOSTINI, E., & TALANO, M. A. Arsenic stress effects on root water absorption in soybean plants: physiological and morphological aspects. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 123, pp. 8-17, 2018.

WANG, J. et al. Mechanisms of Arsenic Hyperaccumulation in the *Pteris Vittata*. Uptake Kinetics, Interaction with Phosphate, and Arsenic Speciation. **Plant Physiol.**, v. 130, pp. 1552-1561, 2002.

WANG, X. et al. Recent advances in arsenic bioavailability, transport, and speciation in rice. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 8, pp. 5742–5750, 2015.

WELCH, A. H.; LICO, M. S.; HUGHES, J. L. Arsenic in ground water of the Western United States. **Ground Water**, v. 26, pp. 333–47, 1988.

WHO, World Health Organization. Arsenic and arsenic compounds. **Environmental health criteria**, v.224, p.180, 2001.

WOOLSON, E. A; AXLEY J. H.; KEARNEY P. C. Correlation between available soil arsenic, estimated by six methods, and response of corn (*Zea mays* L.). **Soil Sc. Soc. Am. Proc.** v. 35, pp.101-105, 1971.

XU, W. et al. Arabidopsis NIP3;1 plays an important role in arsenic uptake and root-to-shoot translocation under arsenite stress conditions. **Molecular Plant**, v. 8, n. 5, pp. 722–733, 2015.

YE, Y. et al. OsPT4 Contributes to Arsenate Uptake and Transport in Rice. v. 8, n. December, pp. 1–12, 2017.

YOON, Y.W. M., LEE, Y.J. An Phytotoxicity of arsenic compounds on crop plant seedlings. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 22, pp. 11047-11056, 2015.

ZHAO, F. J., MA, J. F., MEHARG, A. A., MCGRATH, S. P. Arsenic uptake and metabolism in plants. *New Phytol. J. Compil.* **New Phytol.** v.181, pp. 777-794, 2009.

ZHAO, F. J., MCGRATH, S.P., MEHARG, A.A. Arsenic as a Food Chain Contaminant: Mechanisms of Plant Uptake and Metabolism and Mitigation Strategies. **Annual Review of Plant Biology**, v.61, pp.535–59, 2010.

ZORZELLA C. A; VENDRUSCOLO JLS; TREPTOW RO; ALMEIDA TL. Caracterização física, química e sensorial de genótipos de batata processados na forma chips. **Brazilian Journal of Food Technology**, v.6, pp.15-24, 2003.

