

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

**Katedra agroenvironmentální chemie
a výživy rostlin**



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Hodnocení vlivu kontaminace půdy arsenem
na obsah vybraných prvků v rostlině**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Hana Anežka Lýrová

Obor studia: Ochrana a využívání přírodních zdrojů

Vedoucí práce: prof. Ing. Daniela Pavlíková, CSc.

© 2021 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci „Hodnocení vlivu kontaminace půdy arsenem na obsah vybraných prvků v rostlině“ jsem vypracoval(a) samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor(ka) uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala prof. Ing. Daniele Pavlíkové, CSc., za vedení, odborné rady, trpělivý přístup. Ing. Veronice Zemanové, Ph.D., za odborné konzultace a laskavou podporu, dále svým přátelům a rodině za vytvoření zázemí a neustálou podporu.

Hodnocení vlivu kontaminace půdy arsenem na obsah vybraných prvků v rostlině

Souhrn

Diplomová práce se zabývá problematikou kontaminace životního prostředí, která je aktuální a důležitá, neboť zásadně ovlivňuje kvalitu života současné populace i populací budoucích. Základem pro obživu lidstva byla a bude zemědělská půda, která hraje zásadní roli nejen v rostlinné výrobě, ale i ve výrobě živočišné, která na ní navazuje. Kvalitu výživy může narušit obsah nežádoucích látek, zejména rizikových prvků, a to nejen v půdě, ale i ve vodě, vzduchu a živých organismech. Jednou z těchto látek je i arsen.

Vliv rostoucího obsahu arsenu v půdě na jeho obsah a obsah mědi, hořčíku a železa v rostlině byl zjišťován ve vegetačním nádobovém pokusu. Pro pokus byly využity rostliny křídelnice krétské (*Pteris cretica* var. *Albo-lineata*) a špenátu setého (*Spinacia oleracea*), které se liší schopností akumulace a tolerance arsenu (hyperakumulátor × excluder). Půda byla kontaminována arsenem příslušné dávky (20, 100 a 200 mg As/kg půdy) ve formě $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Kontrolní variantou byly nádoby bez aplikace arsenu. Rostliny křídelnice krétské byly sklizeny po 91 dnech růstu v nádobách a špenát setý byl sklizen po 40 dnech od zasetí do půdy. Biomasa křídelnice krétské byla rozdělena na listy, stonky a kořeny. Špenát setý byl vzhledem k jeho habitu rozdělen na listy a kořeny. Analýza prvků v suché biomase jednotlivých částí rostlin byla provedena metodou ICP-OES po nízkotlakém mikrovlnném rozkladu.

Stupňovaná dávka As v půdě ovlivnila látkovou přeměnu a růst křídelnice krétské i špenátu setého. Výsledky potvrdily rozdílnou schopnost akumulace As a toleranci obou rostlin vůči tomuto rizikovému prvku. Nejen obsah As v kořenech a nadzemní části rostlin, ale i translokační faktor a výnos biomasy vykázaly rozdíly v naměřených hodnotách mezi rostlinami. Křídelnice krétská zvyšovala obsah As v nadzemní části biomasy i v kořenech se zvyšující se dávkou As v půdě. Výsledky potvrdily teze, že rostlina je hyperakumulátor As. Špenát setý na rozdíl od křídelnice krétské při nejvyšší dávce As (200 mg/kg) nebyl schopen udržení metabolických přeměn a zahynul. Obsah As se akumuloval při zvyšující se dávce As pouze v kořenech. Akumulace As v křídelnici krétské se zvyšoval se stupňovanou dávkou v půdě. V listech se obsah As v porovnání s kontrolou zvýšil až 120násobně. V kořenech byl obsah As až 36krát vyšší než u kontrolní varianty. Špenát setý obsah As hromadil více v kořenech, na rozdíl od křídelnice krétské. Po kontaminaci se obsah As v listech špenátu setého zvýšil o 38 % oproti kontrolní variantě. V listech se obsah křídelnice krétské byl výnos As nižší o 54 % než u kontroly, ve stoncích snížený o 60 % a stejně tak v kořenech, ale zde o 35 %. Výnos As u špenátu setého byl v listech nižší o 54 %, v kořenech o 55 %. Translokační faktor vyjádřil koncentraci As v nadzemní části a kořenech, u špenátu setého o 37 % menší než u křídelnice krétské. Vlivem dávky As dochází u křídelnice krétské a špenátu setého k opačnému trendu změn translokačního faktoru. Translokační faktor u špenátu setého se zvyšující dávkou As klesá, u křídelnice krétské se zvyšuje. Výsledky obsahu As spolu s translokačním faktorem potvrdily špenát setý jako excluder As.

V nadzemní biomase a kořenech křídelnice krétské i špenátu setého byl obsah mědi, hořčíku a železa rozdílně ovlivněn stupňovanou dávkou As v půdě. U křídelnice krétské stupňovaná dávka As zvyšovala obsah mědi, hořčíku a železa v nadzemní biomase. Naopak u špenátu setého byl obsah mědi, hořčíku a železa snížen. V kořenech křídelnice krétské stupňovaná dávka As zvyšovala obsah mědi. U této rostliny byly obsahy hořčíku a železa vlivem nízké dávky As sníženy, a naopak zvýšeny vlivem vyšších dávek As v půdě. Stupňovaná dávka As v kořenech špenátu setého snížila obsah mědi a hořčíku. Pro obsah železa byl potvrzen stejný trend jako v kořenech křídelnice krétské.

Klíčová slova: arsen, oxidační stres, hyperakumulátor, toxicita

The evaluation of arsenic soil contamination on content of chosen elements in plant

Summary

The thesis deals with the issue of environmental contamination, which is topical and important, as it fundamentally affects the quality of life of the current and future populations. Agricultural land has been and will be the basis for mankind's livelihood and plays an essential role not only in crop production, but also in the livestock production that follows it. The quality of nutrition can be impaired by the content of undesirable substances, especially risk elements, not only in soil, but also in water, air and living organisms. One of these substances is arsenic.

The effect of the increasing arsenic content in soil on its content and that of copper, magnesium and iron in a plant was detected in a growing pot experiment. For the experiment, plants *Pteris cretica* – Cretan brake fern (var. *Albo-lineata*) and spinach (*Spinacia oleracea*) were used. They differ in the ability to accumulate and tolerate arsenic (hyperaccumulator × excluder). The soil was contaminated with dose of arsenic (20, 100 and 200 mg As/kg of soil) in the form of $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. The control variant was made with pots without application of arsenic. Cretan brake fern plants were harvested after 91 days of growth in pots and spinach was harvested 40 days after sowing into the soil. The biomass of the Cretan brake fern was divided into leaves, stems and roots. The spinach was divided into leaves and roots. The analysis of the elements in dry biomass of individual parts of plants was carried out by the ICP-OES method after low-pressure microwave decomposition.

The heightened dose of arsenic in the soil affected the metabolism and growth of Cretan brake fern and spinach. The results confirmed the different accumulation capacity of arsenic and the tolerance of both plants to this risk element. Not only the content of arsenic in the roots and above-ground part of plants but also the translocation factor and biomass yield showed differences in measured values between plants. The Cretan brake fern increased the arsenic content in the above-ground part of biomass as well as in the roots with an increasing dose of arsenic in the soil. The results confirmed the theses that the plant is an arsenic hyperaccumulator. Spinach, unlike Cretan brake fern at the highest dose of arsenic (200 mg/kg), was unable to maintain metabolic transformations and died. The content of arsenic accumulated at an increasing dose of arsenic only in the roots. Accumulation of arsenic in the Cretan brake fern increased with heightened doses of arsenic in the soil. The content of arsenic in leaves increased up to 120 times in comparison to leaves of the control variant. In the roots, the content of arsenics was up to 36 times higher than in the control variant. Spinach accumulated arsenic more in the roots as opposed to Cretan brake fern. After contamination the As content in the spinach leaves increased by 38 %, compared to the control variant. In the leaves of the Cretan brake fern, the yield of arsenic was 54 % lower than for the control variant, in stems it was 60 % lower and so was in the roots - 35 % lower. The yield of arsenic from spinach was 54 % lower in leaves and 55 % lower in roots. The translocation factor expressed the concentration of As in the above-ground part and roots; in spinach it was 37 % lower than in the Cretan brake fern. Due to the dose of As, Cretan brake fern and spinach stand in the opposite trend of changes

in the translocation factor. As for spinach, the translocation factor decreases with increasing dose of arsenic, but as for Cretan brake fern, it increases.

The results of the arsenic content together with the translocation factor confirmed spinach as an arsenic excluder.

In the above-ground biomass and roots of both Cretan brake fern and spinach, the copper, magnesium and iron content was differently affected by the heightened dose of As in the soil. As for the Cretan brake fern, heightened doses of arsenic increased the content of copper, magnesium and iron in the above-ground biomass. On the contrary, in case of spinach, the content of copper, magnesium and iron was reduced. The heightened dose of arsenic increased the copper content in the roots of the Cretan brake fern. In this plant, magnesium and iron content was reduced due to a low dose of arsenic, and vice versa increased due to higher doses of arsenic in the soil. The heightened dose of arsenic reduced the content of copper and magnesium in the roots of spinach. As for the iron content, the same trend as in the roots of the Cretan brake fern was confirmed.

Keywords: arsenic, oxidative stress, hyperaccumulator, toxicity

Obsah

1	Úvod	10
2	Vědecká hypotéza a cíle práce	12
3	Literární rešerše	13
3.1	Arsen	13
3.1.1	Fyzikální a chemické vlastnosti arsenu	13
3.1.2	Zdroje arsenu v životním prostředí	13
3.1.2.1	Přírozené zdroje.....	13
3.1.2.2	Antropogenní zdroje.....	13
3.1.3	Vliv arsenu na rostliny	14
3.1.4	Vliv arsenu na lidský organismus	16
3.2	Vybrané stopové prvky významné pro výživu rostlin	18
3.2.1	Měď	18
3.2.1.1	Fyzikální a chemické vlastnosti mědi.....	18
3.2.1.2	Vliv mědi na rostlinu	18
3.2.1.3	Vliv mědi na člověka.....	19
3.2.2	Hořčík.....	19
3.2.2.1	Fyzikální a chemické vlastnosti hořčíku	19
3.2.2.2	Vliv hořčíku na rostlinu.....	20
3.2.2.3	Vliv hořčíku na člověka.....	21
3.2.3	Železo	21
3.2.3.1	Fyzikální a chemické vlastnosti železa.....	21
3.2.3.2	Vliv železa na rostlinu	21
3.2.3.3	Vliv železa na člověka.....	22
3.3	Charakteristika vybraných rostlin	22
3.3.1	Špenát setý (<i>Spinacia oleracea</i> L.).....	22
3.3.2	Křídelnice krétská (<i>Pteris cretica</i> L.).....	23
4	Metodika	24
4.1	Nádobový pokus	24
4.2	<i>Pteris cretica</i> – hyperakumulátor As	24
4.3	<i>Spinacia oleracea</i> – excluder As	25
4.4	Stanovení obsahu prvků	26
5	Výsledky	27
5.1	Výnos biomasy křídelnice krétské a špenátu setého	27
5.2	Obsah arsenu v biomase křídelnice krétské a špenátu setého	29
5.3	Obsah mědi v biomase křídelnice krétské a špenátu setého	32

5.4	Obsah hořčíku v biomase křídelnice krétské a špenátu setého	34
5.5	Obsah železa v biomase křídelnice krétské a špenátu setého	37
6	Diskuze	41
7	Závěr	44
8	Literatura.....	45
9	Seznam grafů, tabulek a obrázků	51
10	Samostatné přílohy.....	I

1 Úvod

Téma své diplomové práce s názvem „Hodnocení vlivu kontaminace půdy arsenem na obsah vybraných prvků v rostlině“ jsem si vybrala z toho důvodu, že studovaný obor „Ochrana a využívání přírodních zdrojů“ považuji za velmi důležitou oblast lidského života a problematiku, kterou se daný obor zabývá, za prospěšnou a zásadní pro kvalitu lidského bytí.

Znečištění životního prostředí provázelo lidstvo již od starší doby kamenné, jak o tom podávají svědectví archeologické důkazy a později i antičtí, staří čínští a jiní autoři. Kontaminovaná jsou všechna místa na planetě, ovzduší, voda, půda i živé organismy. Masivním zdrojem škodlivin byl v minulosti především průmysl. Dnes se uplatňují další zdroje, například zemědělství, vzrůstající počet domácností a jednotliví lidé s rostoucí potřebou čistících prostředků, kosmetiky či farmak (Moldan 2002).

Ochrana životního prostředí obecně se stala součástí života každého zodpovědného občana, který si uvědomuje, že je potřeba dodržovat určitá pravidla a omezení tak, aby jeho činnost neměla negativní účinky a neohrožovala životní prostředí, a tím i život všech lidí. Pravidla ochrany životního prostředí jsou samozřejmě upravena i právními řády v jednotlivých zemích. V případě našeho státu i v pravidlech Evropské unie, která za dobu své existence přijala řadu směrnic a dokumentů vztahujících se k této problematice.

V České republice se začala věnovat náležitá pozornost životnímu prostředí až od roku 1989. Do té doby patřila Československá socialistická republika naopak k zemím s velmi znečištěným životním prostředím. Právní řád se podařilo založit na odpovídajících předpisech, které byly i v souladu s požadavky Evropské unie. Mezi základní normy upravující životní prostředí patří Ústava České republiky, zejména článek 7 a dále Listina základních práv a svobod, která ukotvuje ústavní právo ve článku 35. Ten uvádí, že „Každý má právo na příznivé životní prostředí“. Vymahatelnost práva pak zajišťují další právní předpisy (zákony, vládní nařízení, vyhlášky), zejména v gesci Ministerstva životního prostředí a Ministerstva zemědělství. Mezi tyto základní předpisy patří Zákon č. 17/1992 Sb., o ochraně životního prostředí, Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a Zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu. Tento zákon má úzkou vazbu na zpracovávané téma, neboť dle § 3 tohoto zákona je mimo jiné zakázáno znečišťovat zemědělskou půdu vnášením látek, přípravků nebo organismů do nebo na zemědělskou půdu v množství překračujícím preventivní hodnoty (Tuháček et al. 2015). Další souvisejících právních norem jsou desítky a řeší ochranu životního prostředí při různých činnostech člověka (např. při myslivosti, v hornictví a energetice), nebo se vztahují ke specifickým oblastem, např. právní ochrana lesa vod a ovzduší.

Práce se zabývá kontaminací půdy. Zemědělská půda byla a stále zůstává základem produkce potravin. Světová populace roste a z toho důvodu je nutné zvyšovat výnosy, neboť zemědělské půdy je omezené množství. To vede k používání nebo i nadužívání průmyslových hnojiv, používání pesticidů i jiných látek na ochranu rostlin a nevhodného zavodňování. Dalším zdrojem škodlivin je špatné nakládání s odpady. Zvláštní nebezpečí mají odpady obsahující rizikové prvky, mezi které patří i arsen, jehož vlivu na obsah vybraných prvků v rostlině se věnuje tato práce. Rostlinná strava je zcela jistě důležitou součástí zdravé výživy člověka. Její pozitivní vliv však může narušit obsah nežádoucích látek, jejichž vysoký obsah může být i karcinogenní, a navíc mohou ovlivnit i obsah jiných prvků v rostlině.

Jednou z těchto látek je i arsen. Kontaminace arsenem v podzemní vodě je vážnou hrozbou pro lidi po celém světě. Arsen může také vstoupit do potravinového řetězce a způsobit rozsáhlou distribuci mezi rostlinami a zvířaty. V důsledku kontaminace podzemních vod i průmyslových zdrojů trpí stovky tisíc lidí po celém světě toxickými účinky arsenu (Naidu et al 2006).

V teoretické části práce jsou představeny pojmy související s tématem a je vytvořena teoretická základna pro zpracování části praktické. Samostatná kapitola je věnována arsenu, jeho vlastnostem, zdrojům a vlivu na rostliny a lidský organismus. Popsány jsou dále vybrané prvky – měď, hořčík a železo, jejichž obsah v rostlině byl zkoumán v závislosti na kontaminaci půdy arsenem. Vzhledem k tomu, že vliv arsenu je zkoumán na zvolených rostlinách, a to špenátu setého a křídelnice krétské, je teoretická část ukončena jejich charakteristikou.

V praktické části je realizován nádobový pokus s hyperakumulátorem arsenu kapradinou křídelnicí krétskou a špenátem setým. Zemina byla před vysázením rostlin křídelnice a vysetím špenátu kontaminována arsenem ve formě $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Vybranými postupy je pak stanoven obsah arsenu a vybraných prvků po mikrovlnném rozkladu a vyhodnoceny výsledky. Na jejich základě jsou verifikovány hypotézy. Závěr diplomové práce obsahuje shrnutí a diskusi.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce je hodnocení vlivu rostoucího obsahu arsenu v půdě na jeho obsah a obsah vybraných prvků v rostlině. Pro hodnocení vlivu As budou využity rostliny křídelnice krétské (*Pteris cretica*) – hyperakumulátoru arsenu a špenátu setého (*Spinacia oleracea*).

Hypotézy:

- 1) Stupňovaná kontaminace půdy arsenem ovlivní obsah vybraných prvků v rostlině.
- 2) Výsledky sledování potvrdí odlišný vliv stupňované dávky As na metabolismus hyperakumulátoru As – křídelnice krétské a špenátu setého.

3 Literární rešerše

3.1 Arsen

3.1.1 Fyzikální a chemické vlastnosti arsenu

V periodické tabulce prvků se arsen (As) nachází ve 4. periodě, V. A skupině. Je toxický polokov s atomovou konfigurací $[\text{Ar}] 3d^{10}4s^24p^3$, atomovým číslem 33, molární hmotností 74,92 g/mol. (Housecroft & Sharpe 2014).

Ve sloučeninách se vyskytuje v oxidačních číslech -III, III, V, jako arseničnany, arsenidy, arsenitany, arsenovodík, halogenidy, kyseliny, oxidy, sulfidy. Arsen je běžně zastoupen v životním prostředí (Eisler 2007).

Arsen je ocelově šedý, křehký, krystalický metaloid se třemi alotropickými formami, které jsou žluté, černé a šedé. Zakalí se na vzduchu a při zahřátí se rychle oxiduje na oxid arsenitý. Arsen se kovalentně váže s většinou nekovů a kovů a tvoří stabilní organické sloučeniny v trojmocném i pětímocném stavu (Adriano 2001).

Arsen je na 20. místě v zemské kůře, 14. v mořské vodě a 12. v lidském těle (Mandal & Suzuki 2002). Používá se v zemědělství, hospodářství, elektronice, průmyslu a metalurgii (Mandal & Suzuki 2002).

3.1.2 Zdroje arsenu v životním prostředí

3.1.2.1 Přírozené zdroje

Do vody a půdy se As může dostat jak přírozenou cestou, tak antropogenní. Přírozená cesta zahrnuje biologickou a vulkanickou aktivitu a zvětrávání (Baroni et al. 2004). Za přírozenou koncentraci As v podzemních vodách se považuje 5 $\mu\text{g}/\text{l}$, v půdě koncentrace 0,009 a 1,5 mg/kg. V zemské kůře vyvřelé horniny obsahují 1,5 mg/kg a usazeniny až 13 mg/kg (Kafka & Punčochářová 2020). Za půdu kontaminovanou As je považována půda s koncentrací nad 1,5 mg As/kg (Šafářová & Řehoř 2006).

V přírodě se As jako chalkofilní prvek vyskytuje hlavně ve formě sirných sloučenin. Výrazně se váže na železo a tvoří nejrozšířenější minerál arzenopyrit FeAsS . Dalšími minerály As jsou realgar As_4S_4 , auripigment As_2S_3 a arsenidy některých kovů například nikelin NiAs . V severočeské uhelné pánvi byly zjištěny minerály realgar a auripigment. Vznikaly ze sulfidů s příměsí arsenu. Arseničnany a sulfidy As se obvykle vyskytují v krystaliniku Krušných hor. Ve vzorcích severočeského uhlí byla koncentrace As v hodnotách od desetin mg/kg do několika set mg/kg s průměrným obsahem 14,6 mg/kg (Šafářová & Řehoř 2006).

3.1.2.2 Antropogenní zdroje

Spalování pevného odpadu, fosilních paliv, uvolnění z těžby a zpracování kovů rozhodovalo o antropogenním vstupu As do prostředí. Arsen je obsažen ve výluzích z elektrárenských popílků a v některých důlních vodách. Ve sklářském průmyslu se používá oxid arsenitý. Arsen doprovází fosfor, je totiž obsažen v odpadních vodách z praní prádla (Baroni et al. 2004).

Formy As ze všech zdrojů, například závlahové vody, průmyslových odpadů a pesticidů (zejména Pb-arseničnany a Cu-acetát-arseničnany), mohou potřebovat desítky let, než se v půdách přemění na neftytoxicke formy (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.1.3 Vliv arsenu na rostliny

Arsen přijímají rostliny kořeny nebo svými povrchy z půdního roztoku nebo z atmosféry. Schopnost absorpce pro každý druh rostliny se liší v závislosti na jejím metabolismu (Tlustoš et al. 2002).

Ve většině biologických vzorků mořských ekosystémů bylo identifikováno okolo 25 různých sloučenin As. Jen v rostlinách, které obsahovaly malé množství fosfátu, docházelo k methylaci As^V. Množství As v rostlině je malé proto, že je důležité určit druh sloučeniny, který pomůže pochopit princip akumulace, translokace, transformace a detoxikace As. V mořských organismech je As přítomen v organických sloučeninách. V rybách a korýších jako arsenocholin a arsenobetain, v řasách jako arsenový sacharid. Arsenobetain a arsenocholin je netoxický a arsenový analog sacharidu úplně neškodný (Fitzpatrick et al. 2002).

V suchozemských a sladkovodních rostlinách se As vyskytuje v anorganických sloučeninách. Podle dostupných informací není moc známo o těchto formách As (Koch et al. 1999). V listech *Ptetis vittata* bylo zjištěno As^{III} nejvíce. Rostlina ale přijímá nejdříve As^V a tuto formu redukuje na As^{III}. Řasy mají schopnost ve svém systému methylace, bohužel suchozemské rostliny tuto schopnost nemají, proto se v nich vyskytuje As v anorganické formě. Rostlina v detoxikačním procesu redukuje As, přesto se ukazuje, že As^{III} forma je toxickejší (Zhang et al. 2002).

Jak toleruje rostlina As, zaleží na druhu rostliny. Buď je akumulátorem, tedy akumuluje As nebo As nepřijímá, je excluderem. Nepřijetí As se projevuje jako zabránění příjmu nebo omezení transportu do nadzemní části rostlin. Rostlina, která je označena akumulátorem As, zároveň musí mít biokoncentrační faktor větší než 1. Tedy větší koncentraci prvku v rostlině než v půdě (Brooks 1998).

Rostliny mohou As akumulovat a uložit ho v kořenech nebo v nadzemní části rostliny. Do nadzemních částí přemísťují As více dvouděložné rostliny než jednoděložné (Baker 1981). Rozdílnost místa uložení opět ovlivňuje mechanismus uložení a transportu. Pokud je velká koncentrace As v nadzemní části a není v kořenech, je právě tento transport důležitý pro toleranci As rostlinou. U těchto rostlin bylo zjištěno, že větší koncentrace As je ve starších listech než mladších. Tento jev dokazuje, že xylém, který transportuje As, vede přes starší listy po celou dobu vegetačního období. Rostlina, která z kořenů vede As do stárnoucích listů, se chová detoxikačně, zbavuje se As opadem listů. Pokud u některých rostlin bylo nalezeno více As v živých listech, uvažuje se o možnosti vymývání As vodou z mrtvých listů a přenosu se živinami do živých listů před opadnutím starých listů. Rostliny akumulující rizikové prvky v hladinách 100× vyšších, než koncentrace stanovené v běžných neakumulujících rostlinách jsou nazývány hyperakumulátory (Soudek et al. 2008). Většina objevených hyperakumulátorů tvoří moc velké množství biomasy. Poměr koncentrace prvku v nadzemní části a koncentrace prvku v půdě udává koeficient biologické absorpce rostliny. Další poměr, koncentrace prvku v nadzemní části rostliny a koncentrace prvků v kořenech udává faktor akumulace. Hyperakumulátory As přijímají a transportují do nadzemní části rostliny. Rostliny, které mají

akumulační faktor a částečně koeficient biologické absorpce menší než jedna, nejsou vhodné pro extrakci. Tyto rostliny jsou řazeny mezi excludery (Baker 1981).

Rostlina, která je hyperakumulátorem nezískala tuto vlastnost tím, že se přizpůsobila prostředí. Tato vlastnost je nezávislá na externích podmínkách. Je dokázáno, že i rostliny nerostoucí na kontaminované půdě mohou hyperakumulovat As. Rostliny, které jsou rezistentní k As, nepřijímají a nemetabolizují As, pomáhají najít vhodné rostliny a jejich kultivary pro kontaminovanou půdu. Jsou to rostliny, které neukládají As do semen nebo plodů. Rezistence je určována genem (Meharg et al. 1992).

Nerezistentní rostliny po vystavení dávce As vykazují při studiích toxicity stresovou reakci. Projevem byl snížený růst kořenů až úhyn celé rostliny (Paliouris et al. 1991). Brooks et al. (1977) nazval rostliny hyperakumulátory, které akumulovaly více než 1000 mg kovu na kg sušiny. Bylo zkoumáno několik druhů těchto rostlin, ať vyskytující se na těžebních místech ve Velké Británii, na odpadech z hutí v Portugalsku, u dolu na měď v Peru, na místech odpadů po těžbě cínu na Floridě a v jižním Thajsku, která byla kontaminována solemi arsenu, mědi a chromu (Visoottiviseth et al. 2002).

Některé rostliny jsou schopny přijímat a metabolizovat vysoké koncentrace As, například rostliny z rodu *Agrostis*, viz tabulka 1.

Tabulka 1: Příjem As vybranými rostlinami

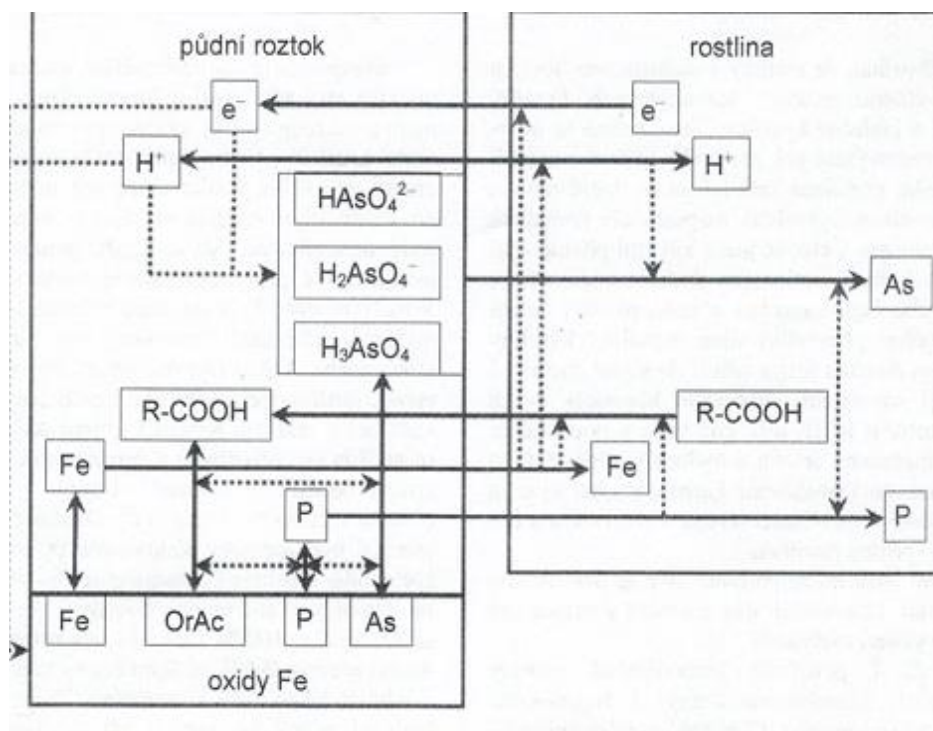
Rostlina rodu <i>Agrostis</i>	mg/kg
<i>A.canina, A. tenuis</i>	6640
<i>A.stolonifera</i>	1350
<i>A.castellana</i>	1900
<i>A.delicatula</i>	1800

Zdroj: Porter et al. (1975)

I další rostliny jsou schopné akumulace As z mineralizované nebo kontaminované půdy, a to ještě ve vyšších koncentracích, například *Pseudosuga taxifolia* (8200 mg/kg), *Pityrogramma calomelanos* (8350 mg/kg), *Ptetis vittata* (7526 mg/kg). Ještě lepších výsledků dosahují řasy (500 – 1500 mg As na 1 kg sušiny) žijící v říčních vodách, kde As dosahuje 0,03 – 0,08 mg/kg. Arsen se zde kumuluje vlivem geotermální aktivity. Mořské řasy také obsahují více As než je v jejich prostředí, až 10 000krát větší množství (Porter et al. 1975).

Model chování As v systému půda – rhizosféra – rostlina obsahuje popis příjmu As, chemickou speciaci v půdním roztoku, interakci s pevnou fází půdy a rostlinou, výživu rostliny železem (Fe) a fosforem (P). Model ukazuje důležité procesy a chování As v rhizosféře suchozemských rostlin.

Obrázek 1: Model chování As



Zdroj: Fitz et al. (2002)

V půdě dochází k asociaci As a oxidů – hydroxidů Fe. V půdním roztoku za aerobních podmínek je As přítomen jako As^{V} . Hodnota pH se může lišit až o 2 jednotky mezi rhizosférou a okolní půdou. As^{V} se za zvýšení pH desorbuje. Vlivem rozpuštění oxidů – hydroxidů Fe se může uvolnit As a P do půdního roztoku. Tato situace nastává při zmenšení redukčního potenciálu indukovaného rostlinou a při rychlém poklesu pH v rhizosféře. As^{V} se redukuje na As^{III} a je tím přístupnější pro organismy a dochází i k zvýšení toxicity As pro rostliny. Rostliny mohou na příjem As a Fe reagovat. Kořeny svými mobilizačními procesy mají za úkol zvýšit rozpustnost Fe z jeho oxidů – hydroxidů a tímto procesem dojde k uvolnění Fe vázaného As. Rostliny nedostatkem P také uvolňují karboxylové kyseliny, které se podílejí na mobilizaci P anorganického v rhizosféře. Je to další proces, který ovlivňuje přístupnost As pro rostliny (Fitz et al. 2002).

Inhibice chlorofylu a pigmentů ovlivněné těžkými kovy mohou limitovat průběh inhibice fotosyntézy (Rachman et al. 2007). V rostlinných pletivech mají Fe a As fyziologický vztah a ovlivňují tvorbu chlorofylu (Shaibur et al. 2009). Většina rostlin přijatý arsen transportuje do nadzemní části. Některé z nich ho akumulují ve svých pletivech, nazývají se hyperakumulátory arsenu. Zvýší svůj příjem As, sníží jeho volný obsah a sníží průnik As z kořenů do půdy (Verbruggen et al. 2009). Arsen může mít v rostlinách vliv na metabolismus aminokyselin. Ten může v rostlinách hrát důležitou roli v odolnosti rostlin proti abiotickému stresu a mít vliv na jejich růst a vývoj (Pavlík et al. 2010).

3.1.4 Vliv arsenu na lidský organismus

Arsen může být absorbován při požití nebo vdechováním. Prostřednictvím kůže nebo sliznic buňky absorbují As aktivním transportním systémem. Arsen působí po akutních

a chronických expozicích na člověka různými nepříznivými účinky na zdraví, jako jsou dermální změny (pigmentace, hyperkeratózy a ulcerace), respirační, plicní, kardiovaskulární, gastrointestinální, hematologické, jaterní, renální, neurologické, vývojové, reprodukční, imunologické, genotoxické, mutagenní a karcinogenní změny (Naidu et al 2006).

Lidé jsou vystaveni toxickému As především ze vzduchu, potravin a vody. Lidé trpí toxickými účinky As kvůli znečištění podzemních vod a problémem s průmyslovými odpadními vodami a odtoky. Arsen je transportován krví do různých orgánů v těle. Má karcinogenní, mutagenní, genotoxické, imunotoxické, reprodukční a vývojové účinky na zdraví člověka (Mandal & Suzuki 2002).

Provedené studie dokládají, že As^{III} a As^V prochází placentou laboratorních zvířat. Mandal & Suzuki (2002) pozorovali, že určité množství As se nachází v pupečnickové krvi a mateřské krvi (9 mg/l) z páru matky a kojence vystavených vysokému obsahu As v znečištěné pitné vodě (200 mg/l).

Biologická dostupnost požitého anorganického As se liší v závislosti na matici, ve které je požit, zda v jídle nebo pití. Množství arsenu při distribuci tkání závisí na jejich prokrvení. Osud požití As *in vivo* závisí na oxidační a redukční reakci mezi As^{III} a As^V v plazmě, dále na po sobě jdoucích methylačních reakcích v játrech. Arsenát se rychle redukuje na arsenit, který je poté částečně methylován. Předpokládá se, že hlavním místem methylace jsou játra (Concha et al. 1998; Mandal & Suzuki 2002).

Studie naznačují, že As i v malém množství může být vylučován do mléka vytvářeného v mléčných žlázách. Ke kvalifikaci As v těle a časové expozici se používají vzorky vlasů, nehtů nebo krve a moči. Arsen se kumuluje ve tkáních bohatých na keratin (Grandjean 1995). Toxicita také závisí na faktorech jako fyzický stav, rychlost absorpce do buněk, rychlost eliminace, povaha chemických substituentů v toxické sloučenině (Vega et al. 2001).

Podobné účinky jako As mají arsenitany. Méně toxické jsou arseničnany, mezi nejméně toxické sloučeniny patří ve vodě téměř nerozpustné sulfidy – sulfid arsenitý a sulfid arsenatý. Ani tyto látky nelze považovat za netoxické, neboť se nezanedbatelně rozpouští v žaludeční šťávě (Horák et al. 2004).

Pro ochranu citlivých přírodních zdrojů byla navržena celá řada kritérií, nicméně panuje shoda v tom, že mnoho z nich je nedostatečných a že alespoň v pěti kategoriích jsou potřebné další informace. Jedná se o:

- 1) vývoj standardizovaných postupů umožňujících korelaci biologicky pozorovatelných účinků s vhodnými chemickými formami As,
- 2) provádění studií za kontrolovaných podmínek s vhodnými vodními a suchozemskými indikátory s cílem zjistit účinek chronické expozice nízkých dávek anorganických a organických arsenidů na reprodukci, genetické uspořádání, adaptaci, odolnost vůči chorobám, růst a na další proměnné,
- 3) měření interakčních účinků As s dalšími běžnými kontaminujícími látkami v životním prostředí,
- 4) sledování výskytu rakoviny a jiných abnormalit v přírodních zdrojích oblastí s relativně vysokou úrovní As kontaminace a jejich korelace s možnou karcinogenitou sloučenin As (Eisler 2007).

3.2 Vybrané stopové prvky významné pro výživu rostlin

3.2.1 Měď

3.2.1.1 Fyzikální a chemické vlastnosti mědi

Měď (Cu) je pro své někdejší použití označována „mincovním“ kovem. Patří mezi první kovy, které člověk v historii poznal. V přírodě se vyskytuje ryzí, proto pravděpodobně sloužila spolu s dalšími kovy jako primitivní platidla. První použití Cu se datuje kolem roku 5000 před Kr. a první výroba přibližně kolem roku 3500 před Kr. na Středním východě, redukcí rud dřevěným uhlím. Kolem roku 3000 před Kr. byla v Indii, Mezopotámii a Řecku byla objevena schopnost Cu tvořit bronzy. Tím započala „doba bronzová“ a používání Cu lidstvem.

K výrobě Cu se používají oxidické měďnaté rudy, které se zpracovávají za vysoké teploty přímou redukcí koksem. Těžené rudy většinou obsahují Fe a jsou chudé na Cu. Proto je třeba složitějšího zpracování a hospodárný provoz. Ruda, která se vytěží, musí být rozdrčena a koncentrována pěnovou flotací. Obsah Cu stoupne na 15 až 20 %. Dále se přidá křemen a směs se taví při 1400 °C v plamenné peci. Dmýcháním vzduchu dochází v konvektoru k chemickým procesům přeměny až na kovovou Cu. Hlavní část surové Cu se čistí elektrolyticky. Surová Cu je odlita do anod, která jsou ponořena do okyseleného roztoku CuSO_4 . Katodu tvoří desky z čisté Cu, na kterých se vlivem elektrolýzy Cu vylučuje. Nečistoty a kaly se hromadí na anodě.

Měď se používá při výrobě elektrických vodičů, výrobě běžných bronzí, mosazi a jiných slitin (Greenwood & Earnshaw 1993).

V přírodě se Cu nachází ve sloučeninách se sírou ve formě minerálů například kovelín CuS , chalkozín Cu_2S , chalkopyrit CuFeS_2 a bonit Cu_3FeS_3 . Je prvkem chalkofilním. Vyskytuje se též v podobě oxidů a hydrogenuhličitanů, například kuprit Cu_2O , malachit $\text{Cu}(\text{OH})_2$ a azurit $2 \times \text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2$. Minerály Cu podléhají zvětrávání hlavně v kyselém prostředí a dochází k uvolňování iontů Cu (Šafářová & Řehoř 2006).

Atomové číslo Cu je 29, atomová hmotnost 63,546, tvoří 2 přírodní izotopy, v periodické tabulce má elektronovou konfiguraci $[\text{Ar}]3d^{10}4s^1$, teplota tání 1083 °C, teplota varu 2570 °C, hustota při 20 °C 8,95g/cm³ (Greenwood & Earnshaw 1993).

3.2.1.2 Vliv mědi na rostlinu

Měď je nezbytná pro růst rostlin. Ovlivňuje enzymové procesy tím, že aktivuje další enzymy, které se účastní syntézy ligninu. Nezbytná je v procesu fotosyntézy, je klíčem k tvorbě chlorofylu. Potřebná je pro dýchání rostlin a pomáhá rostlinnému metabolismu sacharidů a bílkovin. Měď také slouží k zesílení chuti a barvy u zeleniny a květin. Měď je mikroživina, kterou rostliny potřebují ve velmi malém množství (Bloodnick 2020). Ve většině pletiv je normální rozmezí Cu 3-10 mg/kg (Bloodnick 2020).

Nedostatek nebo toxicita se vyskytují zřídka, ale oba stavy mají negativní dopad na růst a kvalitu plodin. Měď je málo mobilní, příznaky nedostatku se projevují spíše u nových listů. Mají menší velikost, ztrácejí lesk, jsou zvlhčené, na okrajích listů se mohou vyskytovat nekrotické skvrny. Přebytek Cu může omezit růst kořenů spálením špiček kořenů a také

způsobit nadměrný boční růst. Měď je dostupnější, když je pH nízké, proto když dochází k jejímu přebytku, je důležité otestovat pH růstového média (Bloodnick 2020).

Nadbytek Cu, a hlavně její mobilitu je rostlina schopna různými mechanismy snížit. Větší množství Cu do půdy se může dostat například častým hnojením půdy čistírenskými kaly nebo použitím kompostů z komunálních odpadů. Rostliny citlivé na obsah Cu v půdě jsou bobovité rostliny.

Nedostatek Cu lze odstranit použitím síranu měďnatého, který se používá jako technická sůl a během vegetace jako postřik na mimokořenové hnojení, ale zředěný na 0,1% roztok (Vaněk et al. 2012).

3.2.1.3 Vliv mědi na člověka

Měď je nezbytný stopový prvek, lze ho nalézt v každé buňce člověka i zvířat. Lidský organismus obsahuje asi 70-80 mg Cu. Existují důkazy, že jeho obsah se v průběhu roku mění a závisí na pohlaví a věku člověka. Obsah Cu v organismu dále ovlivňuje životospráva, místo bydliště, demografický faktor, obsah Cu v půdě a také pohyb. Zvýšená fyzická aktivita snižuje koncentraci Cu. Byla zjištěna souvislost mezi tělesnou hmotností (BMI) a množstvím Cu v těle. Doporučený denní příjem Cu pro dospělé je 2-5 mg. Měď je nesená krevním proteinem ceruloplazmin. Vstřebává se z trávicího systému a je transportována do jater. Malé množství Cu se vylučuje močí. Měď je v lidské výživě nezbytná pro normální metabolismus Fe a tvorbu červených krvinek. Anémie je klinickým příznakem nedostatku Fe i Cu. Nejvyšší koncentrace Cu byly objeveny v mozku a játrech, v centrální nervové soustavě a srdci. Asi 50 % obsahu Cu je uložena také v kostech a svalech (v kosterním svalu je to asi 25 %), 15 % v kůži, 15 % v kostní dřeni, 8 až 15 % v játrech a 8 % v mozku. Studie naznačují, že nedostatek Cu má nepříznivý vliv na imunitní systém. Známý je další projev nedostatku Cu na zdravotní stav kostí, metabolismus a osteoporózu, která je spojená s věkem (Angelova et al. 2011).

Nadbytek Cu až akutní otrava mědí se projevuje většinou zvracením, průjmami a ovlivněním funkcí jater. Pro lidský organismus jsou toxičtější organické formy Cu než formy anorganické. Měď se nejdříve ukládá v játrech, dlouhodobou expozicí se projeví v zabarvení vlasů do zelena. Vylučuje se hlavně stolicí, následně potem a močí (Nekvasil 1997).

3.2.2 Hořčík

3.2.2.1 Fyzikální a chemické vlastnosti hořčíku

Hořčík (Mg) je lehký kov bělošedé barvy. V zemské kůře je šestým nejrozšířenějším prvkem. V přírodě se nejvíce nachází ve formě chloridu hořečnatého v mořské vodě. Je velmi lehký, jeho hustota je 1738 kg/m³. Jeho toxicita pro lidský organismus je v porovnání s jinými kovy poměrně malá. Z chemického hlediska je kovový Mg poměrně reaktivní, což přináší problémy při jeho výrobě, zpracování i používání (Vojtěch et al. 2011).

Hořčík se vyskytuje v horninách ve formě nerozpustných uhličitánů, síranů a křemičitanů. Odhad jejich celkového zastoupení ukazuje geochemický model, který je ovlivněn relativní hmotností vyvěrelin a hornin sedimentárního typu. Minerály obsahující Mg jsou např. MgCa(CO₃)₂ nazývaný dolomit, Mg(CO₃) magnezit, MgSO₄·7H₂O epsomit, K₂MgCl₄·6H₂O karnalit, K₂Mg₂(SO₄)₃ langbeinit. Křemičitany zastupuje (Mg, Fe)₂SiO₄

čedičový minerál olivín, $Mg_3Si_4O_{10}(OH)_2$ mastek (talek), $Mg_3Si_2O_5(OH)_4$ azbest (chrysotil), slída. $MgAl_2O_4$ je metamorfovaný minerál a polodrahokam spinel.

Atomové číslo Mg je 12, atomová hmotnost 24,305, tvoří 3 přírodní izotopy, v periodické tabulce má elektronovou konfiguraci $[Ne]3s^2$, teplota tání $649\text{ }^\circ\text{C}$ a teplota varu $1105\text{ }^\circ\text{C}$ (Greenwood & Earnshaw 1993).

3.2.2.2 Vliv hořčíku na rostlinu

Obsah Mg v rostlině se pohybuje v rozmezí 0,15-0,35 % suché hmotnosti. Hořčík je přijímán kořeny ve formě Mg^{2+} . Příjem je inhibován přítomností ostatních kationtů v půdním roztoku (hlavně kationty draslíku, železa, hliníku, manganu, amonnými kationty a protony) (Vaněk et al. 2007).

Vliv Mg je spojován především se stavbou chlorofylu, kde tvoří centrální atom jeho struktury. Specifické metabolické procesy ovlivňované Mg jsou tyto:

1. fotofosforylace (utváření ATP v chloroplastech),
2. vazba C z CO_2 fotosyntézou,
3. syntéza bílkovin,
4. tvorba chlorofylu,
5. transport látek,
6. ukládání asimilátů,
7. tvorba reaktivních forem kyslíku,
8. fotooxidace v pletivech listů (Chen et al. 2018).

Příznaky nedostatku Mg se projevují mezižilkovou chlorózou a později nekrózou čepelí listů. Příznaky se začínají projevovat od okrajů a pokračují mezi žilkami do středu čepelí listů, nebo vznikají v blízkosti hlavní žilky a odtud se šíří k okrajům. Při silném nedostatku vznikají mezi hlavními žilkami různě velké ostře ohraničené nebo světle lemované purpurově hnědé až hnědé skvrny. Listy při nedostatku Mg nevytvářejí sorbitol, ale akumulují škrob, a uhlovodíky nejsou transportovány do plodů (ÚKZÚZ 2021).

Nadbytek Mg je velmi vzácný a v přirozených podmínkách se většinou nevyskytuje. K hnojení se používají hnojiva s nízkým množstvím Mg, kde je obsažen v málo rozpustných sloučeninách. Možná situace nadbytku Mg v půdě je způsobena hlavně vysokou hodnotou pH půdy.

Nedostatek Mg lze doplnit úpravou půdy. Půdní podmínky lze ovlivnit vápněním kyselých půd použitím vápenatých hnojiv s obsahem Mg např. dolomit nebo strusky. Zároveň je třeba sledovat množství draslíku v půdě. Nesmí mít hodnoty obsahu výrazně vyšší než hodnoty Mg. Používají se také draselná hnojiva s obsahem Mg. Velmi účinné jsou také aplikace hořečnatých sloučenin aplikovaných mimokořenovým způsobem. Používá se hořká sůl (Bittervat) v koncentraci 2-4 % (Vaněk et al. 2012).

3.2.2.3 Vliv hořčíku na člověka

Pro správné biologické funkce lidského organismu je Mg velmi důležitý prvek. Podporuje řadu enzymatických reakcí, má pozitivní vliv na funkci srdce, nervové i trávicí soustavy. Rovněž podporuje správný růst kostí. Tělo dospělého člověka obsahuje přibližně 30 g Mg, který se nachází hlavně ve svalech a kostech. Maximální doporučená denní dávka Mg je přibližně 300-400 mg a jeho nedostatek v těle může vést k srdečním a cévním problémům. Hořčík je proto populární složkou mnoha léků a potravinových doplňků. Předávkování Mg je vzácné, neboť organismus je schopen jeho množství regulovat a nadbytek vyloučit ledvinami (Vojtěch et al. 2011).

3.2.3 Železo

3.2.3.1 Fyzikální a chemické vlastnosti železa

Železo (Fe) mělo velmi důležitou roli ve vývoji materiálů, které kdy člověk použil. Pravděpodobně prvními, kdo získali Fe tavením z rudy, byli Chetití žijící v Malé Asii před 3000 před Kr. S rozpadem Chetitské říše se rozšířila znalost výroby Fe, a tím započala „doba železná“.

Železo díky stálosti atomových jader je značně rozšířeno ve vesmíru. V kovové formě je přítomno v množství 0,5 % v měsíčním prachu.

Čisté Fe se v malém měřítku vyrábí pomocí vodíku, redukcí čistého oxidu nebo hydroxidu. Železo se zahřívá v atmosféře CO₂ za zvýšeného tlaku, kdy vzniklý Fe(CO)₅ se rozkládá při 250 °C na práškový kov. Větší význam než čisté Fe má nejrozmanitější ocel, pro kterou má Fe největší využití (Greenwood & Earnshaw 1993).

Železo zaujímá přibližně 6 % v horninách zemské kůry. Nejčastěji je to ve formě oxidů, případně to mohou být i uhličitany, sulfidy. Hlavními železnými rudami, které jsou pro svůj obsah také ve větší či menší míře těženy, patří hematit (Fe₂O₃), magnetit (Fe₃O₄) a limonit (2Fe₂O₃·3H₂O). Dalšími formami Fe jsou například siderit (FeCO₃) a pyrit (FeS₂) (Grycová 2013). Rozpustnost minerálních forem Fe závisí na pH půdy, nejmenší množství dostupného Fe se vyskytuje při hodnotách pH 7,4-8,5 (Trčková & Raimanová 2007).

Atomové číslo Fe je 26, atomová hmotnost 55,847, tvoří 4 přírodní izotopy, v periodické tabulce má elektronovou konfiguraci [Ar]3d⁶4s², teplota tání 1535 °C, teplota varu 2750 °C, hustota při 20 °C 7,874 g/cm³ a elektronegativitu 1,8 (Greenwood & Earnshaw 1993).

3.2.3.2 Vliv železa na rostlinu

Charakteristickou vlastností Fe je tvorba organických komplexů nebo chelátů (sideroforů), které syntetizují bakterie, houby i některé vyšší rostliny. Schopnost jednoděložných rostlin uvolňovat fyto siderofory zlepšuje příjem Fe. Uvnitř buněk je obsah Fe²⁺ udržován na nízké koncentraci, která se v listech většiny rostlin pohybuje mezi 50-100 µg/g sušiny. Případný přebytek Fe je ukládán v plastidech ve formě makroproteinu ferritinu. Jako součást hemových enzymů se Fe účastní oxidačně-redukčních procesů. Další významnou úlohou Fe je jeho podíl na syntéze chlorofylu (Trčková & Raimanová 2007). Nedostatek Fe se projevuje při obsahu méně než 50 µg/g suché hmotnosti charakteristickou chlorózou především

v apikálních částech rostliny. Chloróza zasahuje celou plochu listu, ale nejvýrazněji oblasti mezi žilnatinou. Nedostatek Fe inhibuje vývoj chloroplastů, snižuje rychlost růstu kořenů. Nadbytek Fe se může projevovat na kyselých půdách nebo na půdách s vysokou rozpustností Fe. Nadbytek Fe může na rostlinu působit až toxicky. Toxicita se projevuje při obsahu vyšším 500 µg/g suché hmotnosti. Dochází k poškození chloroplastů (Vaněk et al. 2007).

Většina českých půd netrpí nedostatkem Fe. Pokud by ale k tomu došlo, je větší pravděpodobnost na karbonátových půdách, na půdách s vysokým obsahem Cu a při hydroponickém pěstování rostlin ve vodě bez půdy. Dostatečný příjem Fe rostlinami zajistí pH podmínky, a to aciditní zamezující alkalické reakce. Pokud dochází k častému vápnění půdy páleným vápnem CaO především na zahrádkách, může se projevit nedostatek Fe. Pro optimální obsah Fe v půdě je vhodné sledovat pH půdy a podle zrnitosti a zjištěných hodnot použít vápenatá hnojiva např. dolomit. K postřiku na mimokořenová hnojení je nejvhodnější používat soli Fe s organickými ionty např. citrát Fe, postřik běžně v koncentracích 0,1 – 0,2 % (Vaněk et al. 2012).

3.2.3.3 Vliv železa na člověka

Železo je esenciální prvek. 70 % obsahu Fe v lidském těle je součástí hemoglobinu, 20-25 % je v podobě zásobních bílkovin a zbylé je uloženo v tkáních. Doporučená denní dávka pro muže je 10 mg a pro ženy 15 mg (Greenwood & Earnshaw 1993).

Anémie z nedostatku Fe je nejčastějším nedostatkem výživy na světě. Anémie, která je způsobena sníženým celkovým obsahem Fe v těle, je charakterizována hypochromními, mikrocytickými červenými krvinkami, které jsou často spojeny se ztrátou krve. Snížený příjem Fe se odhaduje u batolat, premenopauzálních žen a těhotných žen. Tento nedostatečný příjem způsobuje zdravotní rizika. Tělo absorbuje Fe nacházející se v maso účinněji než Fe z rostlinných zdrojů. Kyselé žaludeční sekrece pomáhají snadněji uvolnit Fe z potravy. Společné požití některých potravin, jako je rostlinná vláknina, otruby a čaj, významně snižuje celkovou absorpci Fe. Naopak kyselina askorbová a citrusová šťáva vstřebávání zvyšují (Coad & Pedley 2014).

Pro zajištění Fe v lidském organismu je důležitá pestrá strava obohacená o masové produkty. Jednotlivci, kteří nekonzumují živočišné bílkoviny, by měli zařadit do svého jídelníčku rostlinné bílkoviny např. tmavou listovou zeleninu, fazole, ořechy, sušené švestky, rozinky a fíky (Waldmann et al. 2004).

3.3 Charakteristika vybraných rostlin

3.3.1 Špenát setý (*Spinacia oleracea* L.)

Pekárková (2002) uvádí, že název špenát vznikl z latinského slova *spina*, čili osten, pravděpodobně podle jeho semen, která mají ostny. Špenát setý vznikl nepochybně z planého druhu *Spinacia tetrandra* vyskytující se přirozeně na území Kavkazu, Íránu a Afgánostánu. Nejstarší záznam o pěstování špenátu pochází ze Španělska, kam ho přivezli nespíše křižáci nebo Arabové z blízkého východu. Oblíbenou a velice známou rostlinou byl již 16. století po celé Evropě. Dnešní odrůda špenátu patří k variantě *inermis* a ostnitá semena jsou jen u špenátu varinaty *spinosa*.

Špenát setý je přizemní rostlina, která má střední až dlouhé lesklé řapíkaté listy uspořádané do podoby růžice. Listy obsahují velké množství barviva chlorofylu, kyselinu listovou (folacin), kyselinu křemičitou i kyselinu šťavelovou. Špenát má významné množství kyseliny askorbové, vitaminy skupiny B, hořčíku a draslíku. Špenát při růstu kumuluje velké množství dusičnanů (Petříková & Hlušek 2012).

Špenát je ozimná nebo jednoletá rostlina. Lodyha má u samčích rostlin méně listů než u samičích a dosahuje výšky až 60 cm. Květy jsou jednopohlavní, málokdy se vyskytuje jako oboupohlavní (Hejný & Slavík 2003).

Pekárková (2002) uvádí, že špenát je jako potravina důležitým zdrojem, mimo již zmíněných prvků a vitamínů, také jódu, vitamínu C a provitaminu A.

3.3.2 Křídelnice krétská (*Pteris cretica* L.)

Rod křídelnice patří do čeledi křídelnicovitých. Jsou to převážně tropické a subtropické kapradiny, které jsou stále zelené s mnoha trsy nebo plazivým oddenkem. Listy mají převážně na delších řapíkách úzké lístečky. Jako pokojové rostliny se obvykle používají veriegátní formy křídelnic (Sekerka 2005).

Rod *Pteris* a jejich hyperakumulační schopnosti As zkoumali Luongo & Ma (2005). Porovnali mnoho druhů kapradin. Kromě rodu *Pteris* ostatní nevykazovaly hyperakumulační vlastnosti. Nejlepší výsledky dosáhla *Pteris vittata*, *Pteris cretica*, *Pteris quadriaurita*. Bohužel rod *Pteris ensiformis* a *Pteris dentata* akumulaci vlastnosti k arsenu nevykazovaly.

Křídelnice krétská (*P. cretica*) patří mezi pan-(sub)tropické kapradiny. Roste především v teplejších oblastech. Vzhledem k snadnému zplaňování v teplejších oblastech není jasné původní rozšíření. Vyskytuje se např. ve východní a jihovýchodní Asii, jižním podhůří Himalájí, severním Íránu, Zakavkazsku, severním Turecku, jižní Evropě a dále v subtropech na jihu Spojených států amerických a v Mexiku. Další místa naleziště jsou uváděna místa jihovýchodní Francie, jih Švýcarska, Itálie, Řecka, Španělska a Německa (Novák 2018).

Křídelnice osídluje mělkou půdu skalních puklin, ale objevuje se také na hlubších půdách a místech, která jsou zastíněná. Její růst je ovlivněn častým vysycháním substrátu, proto se většinou vyskytuje na místech se stabilní vysokou vzdušnou vlhkostí.

Křídelnice převážně tvoří mohutné trsy a rozrůstá se pomocí krátkých výběžků. V České republice je převážně pěstována jako pokojová rostlina a ve sklenících. Ve volné přírodě se vyskytuje výjimečně. Kapradiny využívají větru a množí se pomocí drobných spor. V posledních letech byly nalezeny ve studnách, světlících nebo na zdech, vše je přisuzováno vlivu klimatických změn, zejména mírnějších zim (Novák 2018).

4 Metodika

4.1 Nádobový pokus

Pro sledování vlivu As na obsah vybraných prvků v rostlině byl založen vegetační nádobový pokus v pokusném skleníku Katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin. Pro pokus byly vybrány dva druhy rostlin, *Pteris cretica* a *Spinacia oleracea*, které se liší schopností akumulace a tolerance As – hyperakumulátor As × excluder As.

Pro pěstování rostlin byla použita nekontaminovaná černozem odebraná z lokality Praha-Suchdol (50°8'8" N, 14°22'43" E), jejíž základní charakteristika je uvedena v tabulce 2. Nádoby obsahovaly 5 kg zhomogenizované zeminy, která byla hnojena N (dávka 0,5 g/nádobu, ve formě NH_4NO_3), P a K (dávka 0,16 a 0,4 g/nádobu, ve formě K_2HPO_4). Arsen byl přidáván do půdy ve formě $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ v dávkách 20, 100 a 200 mg/kg. Tyto varianty byly označeny jako As1, As2 a As3. Půda bez aplikace As byla použita jako kontrolní varianta (kontrola).

Tabulka 2: Základní vlastnosti pokusné zeminy

typ/subtyp	černozem/ haplická
pH _{KCl}	7,2 ± 0,3
C _{org} (%)	1,83 ± 0,01
KVK (mmol ₊ /kg)	258 ± 0,1
As (mg/kg)	16 ± 1,7
As vodorozpustný (mg/kg)	0,1 ± 0,01

Poznámka: KVK – kationtová výměnná kapacita; C_{org} – organický uhlík.

4.2 *Pteris cretica* – hyperakumulátor As

Předpěstované rostliny kapradiny *Pteris cretica* L. var. *Albo-lineata* (viz obr. 2) byly dodány ve fázi 10-15 listů zahradnickým centrem Tulipa, spol. s r. o. Pokusné varianty byly provedeny ve třech opakováních a do každé nádoby byla zasazena jedna rostlina. Kapradiny byly pěstovány ve skleníku při těchto parametrech: teplota den/noc 24 °C/ 18 °C, půdní vlhkost 60 % maximální vodní kapacity, světelný režim den/noc 16 h/ 8 h.

Rostliny byly sklizeny po 91 dnech růstu v pokusných nádobách. Biomasa kapradin byla rozdělena na nadzemní biomasu a kořeny. Nadzemní biomasa rostlin byla dále rozdělena na listy a stonky. Po omytí demineralizovanou vodou a usušení pomocí buničité vaty byla biomasa zvážena a dána na sušení pro zjištění výnosu a přípravu pro analýzu prvků. Biomasa byla sušena do konstantní hmotnosti 5 dní při 40 °C (sušárna Venticell, BMT Medical Technology). Následně byly vzorky zváženy pro stanovení výnosu a rozemlety na analytickém mlýnku IKA A11 basic. Po homogenizaci materiálu byl ve vzorcích stanoven obsah prvků.

Obrázek 2: Rostliny křídelnice krétská var. *Albo-lineata* při přesazení do pokusných nádob



Zdroj: Zemanová

4.3 *Spinacia oleracea* – excluder As

Osivo velmi rané odrůdy špenátu setého Monores (*Spinacia oleracea* L. 'Monores') firmy Semo bylo zakoupeno v maloobchodu. Pokusné varianty byly provedeny ve třech opakováních a do každé nádoby bylo zaseto 20 semen, která byla po vzejití následně vyjednocena na 10 rostlin na nádobu. Špenát byl pěstován ve skleníku při těchto parametrech: teplota den/noc 24 °C/ 18 °C, půdní vlhkost 60 % maximální vodní kapacity, světelný režim den/noc 16 h/ 8 h.

Rostliny byly sklizeny po 40 dnech růstu v pokusných nádobách. Biomasa špenátu setého byla rozdělena na nadzemní biomasu a kořeny. Odběr biomasy nebyl proveden u varianty As3 (200 mg As/kg) z důvodu úhynu rostlin během vegetace. Po omytí demineralizovanou vodou a usušení pomocí buničité vaty byla biomasa zvážena a dána na sušení pro zjištění výnosu a přípravu pro analýzu prvků. Biomasa byla sušena do konstantní hmotnosti 5 dní při 40 °C (sušárna Venticell, BMT Medical Technology). Následně byly vzorky zváženy pro stanovení výnosu a rozemlety na analytickém mlýnku IKA A11 basic. Po homogenizaci materiálu byl ve vzorcích stanoven obsah prvků.

Obrázek 3: Rostliny kontrolní varianty špenátu setého po 40 dnech vegetace



Zdroj: Zemanová

4.4 Stanovení obsahu prvků

Ve vzorcích rostlin (navážka suché biomasy $0,5 \pm 0,05$ g) byl stanoven celkový obsah prvků po nízkotlakém mikrovlnném rozkladu v přístroji Ethos One (MLS GmbH) optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES, Agilent 720, Agilent Technologies Inc.). Biomasa byla rozložena v 10 ml směsi HNO_3 a H_2O_2 v poměru 4:1 (v/v). Proces rozkladu trval 40 min při výkonu 1000-1200 W a teplotě 120-180°C. Po kvantitativním převedení vzorků z teflonových nádob do 50 ml zkumavek byl objem doplněn po rysku demineralizovanou vodou. Certifikovaný referenční materiál, SRM 1515 (listy jabloně, Analytika) a slepé vzorky byly použity pro kontrolu kvality měření. Analýza vzorků, referenčního materiálu a slepých vzorků byla provedena ve třech opakováních.

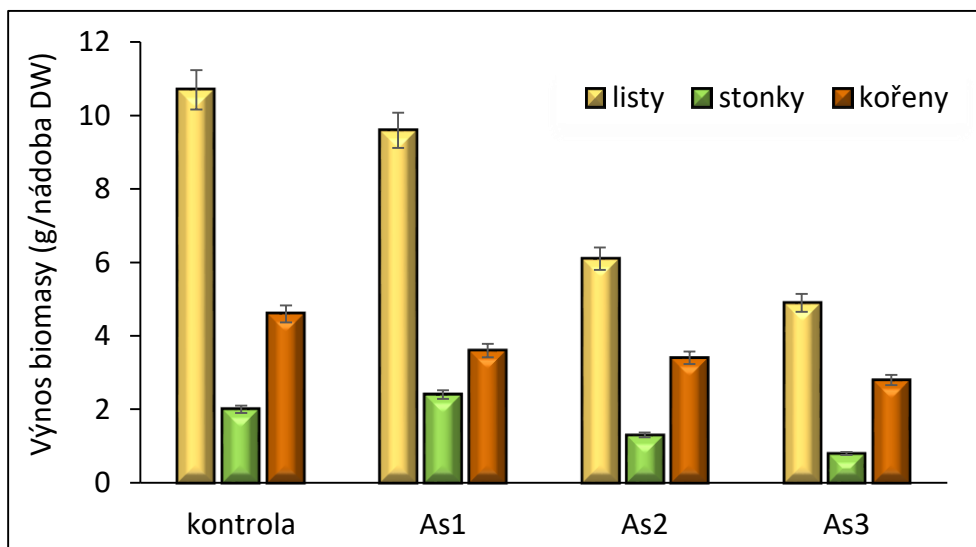
5 Výsledky

5.1 Výnos biomasy křídelnice krétské a špenátu setého

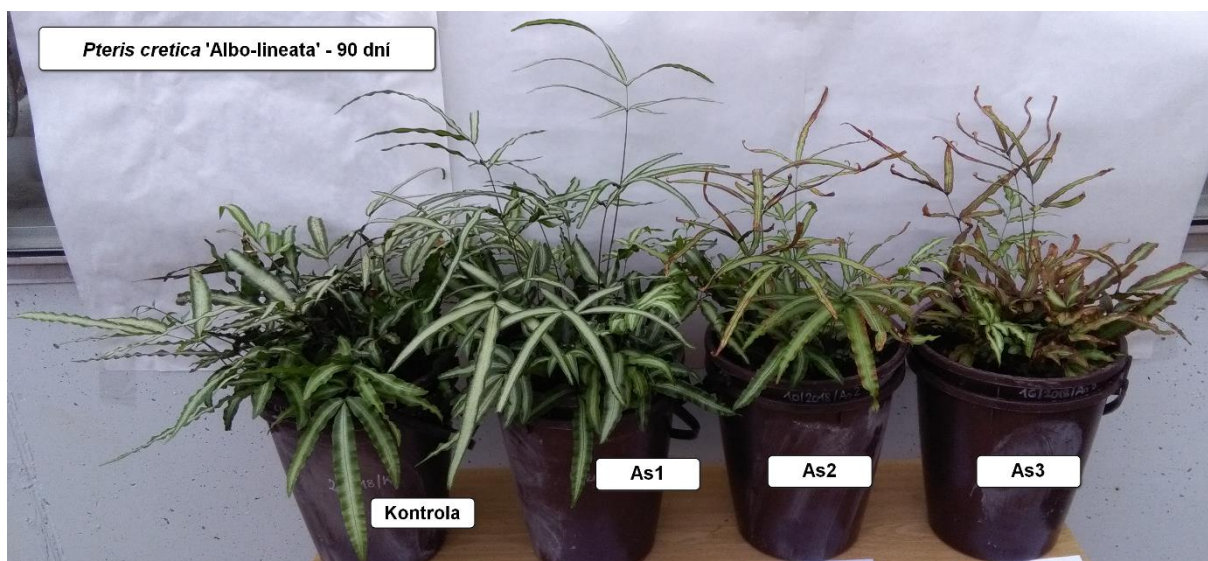
Výsledky v grafech 1 a 2 potvrzují negativní vliv stupňované dávky As na výnos biomasy křídelnice krétské po 91 dnech a špenátu setého po 40 dnech. Projev toxicity As byl významný zejména u varianty As3 (200 mg/kg), kdy u listů křídelnice krétské bylo možné vizuálně pozorovat nekrózy listů (obrázek 4). Tato varianta u špenátu setého způsobila úhyn rostlin (obrázek 5) a bylo tedy možné hodnotit jen vliv dvou dávek As – As1 (20 mg/kg) a As2 (100 mg/kg).

Vliv stupňované dávky As v půdě na výnos křídelnice krétské byl nejvíce patrný u listů a stonků (graf 1). Výnos listů byl u varianty As1 a As2 snížen o 10 a 43 %. Nejvýznamnější byl vliv varianty As3, u které byl výnos 2krát nižší než u kontroly a došlo ke snížení výnosu o 54 %. Podobný trend byl zjištěn u výnosu stonků, kdy vlivem varianty As3 došlo ke snížení výnosu o 60 % v porovnání s kontrolou. Na rozdíl od listů a kořenů došlo u stonků vlivem varianty As1 (20 mg/kg) k mírnému zvýšení výnosu o 20 % (graf 1). Obdobně jako výnos listů má výnos kořenů křídelnice krétské klesající tendenci. Výnos byl variantou As1, As2 a As3 snížen o 21, 26 a 35 % v porovnání s kontrolou. V porovnání s ostatními rostlinnými částmi se výnos biomasy kořenů změnil nepatrně.

Graf 1: Výnos biomasy listů, stonků a kořenů křídelnice krétské



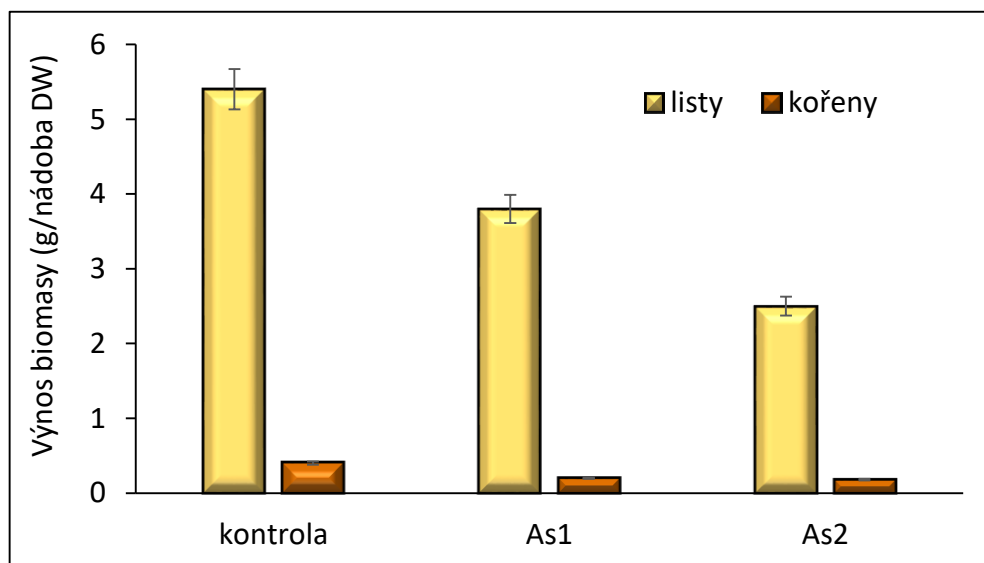
Obrázek 4: Rostliny křídelnice krétské var. *Albo-lineata* v 90 dnech vegetace



Zdroj: Zemanová

Výnos listů a kořenů špenátu setého byl významně ovlivněn stupňovanou dávkou As v půdě (graf 2). Stupňovaná dávka As vedla k poklesu výnosu listů a kořenů. Na grafu 2 lze vidět, že se výnos listů u As2 snížil téměř o polovinu v porovnání s kontrolou (pokles o 54 %). Snížení výnosu listů o 30 % bylo pozorováno u varianty As1. Také výnos kořenů špenátu setého byl snížen vlivem varianty As1 a As2, a to o 50 a 55 % v porovnání s kontrolou. Při porovnání varianty As1 a As2 není rozdíl ve výnosu biomasy kořenů výrazný, i když se zvýšila kontaminace o 80 mg As/kg.

Graf 2: Výnos biomasy listů a kořenů špenátu setého



Obrázek 5: Rostliny špenátu setého po 40 dnech vegetace

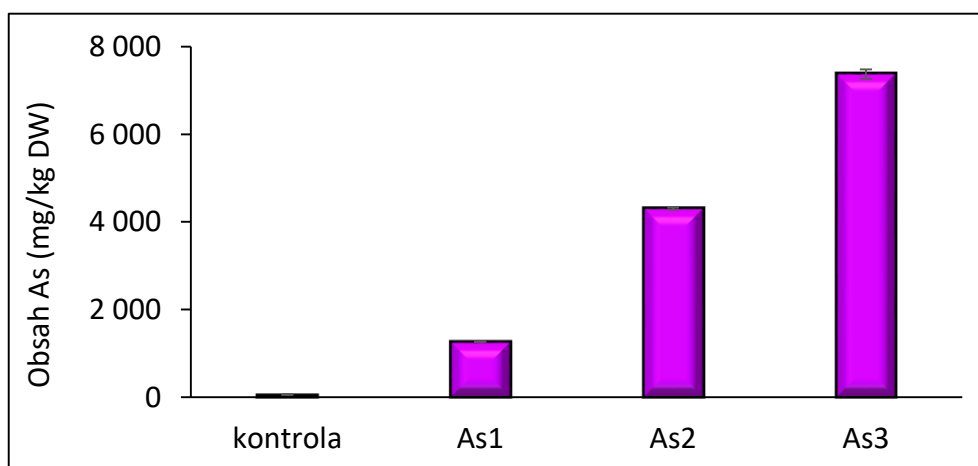


Zdroj: Zemanová

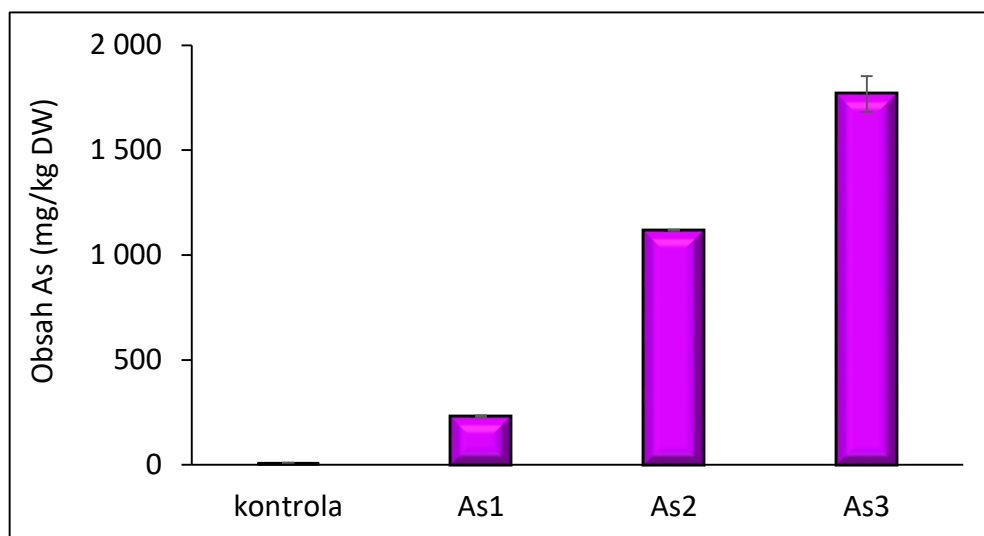
5.2 Obsah arsenu v biomase křídelnice krétské a špenátu setého

V grafech 3 až 5 je vyjádřen obsah As v křídelnici krétské a jeho akumulace v listech, stoncích a kořenech. Obsah As v listech se zvyšuje se stupňovanou dávkou As v půdě (graf 3). Porovnání variant As2 a As3 s kontrolou ukazuje více než 70 a 120násobný nárůst As. Podobně významný nárůst obsahu As byl zjištěn i ve stoncích a v kořenech (graf 4 a 5), i když obsah As v těchto částech rostliny je několika násobně nižší v porovnání s obsahem As v listech. Ve stoncích akumulovala křídelnice krétská rostoucí na variantě As3 168krát více As než kontrola (graf 4). Také v kořenech varianty As3 byl stanoven 36krát vyšší obsah As než v kontrole (graf 5). Porovnání obsahu As v listech a v kořenech ukazuje pro variantu As3 4krát vyšší obsah As v listech. Tyto výsledky akumulace a distribuce As potvrzují, že je křídelnice krétská schopná hyperakumulovat As.

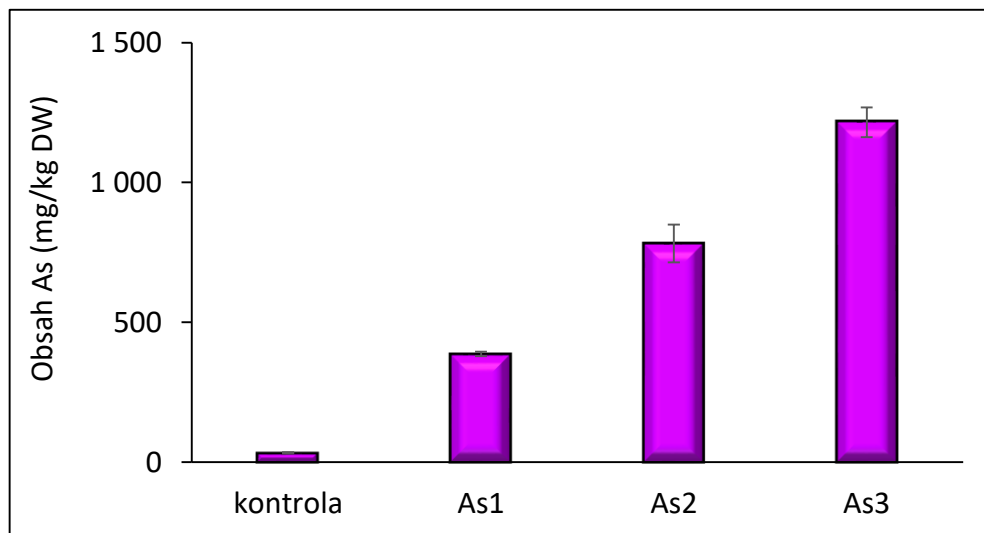
Graf 3: Obsah As v listech křídelnice krétské



Graf 4: Obsah As ve stoncích křídelnice krétské

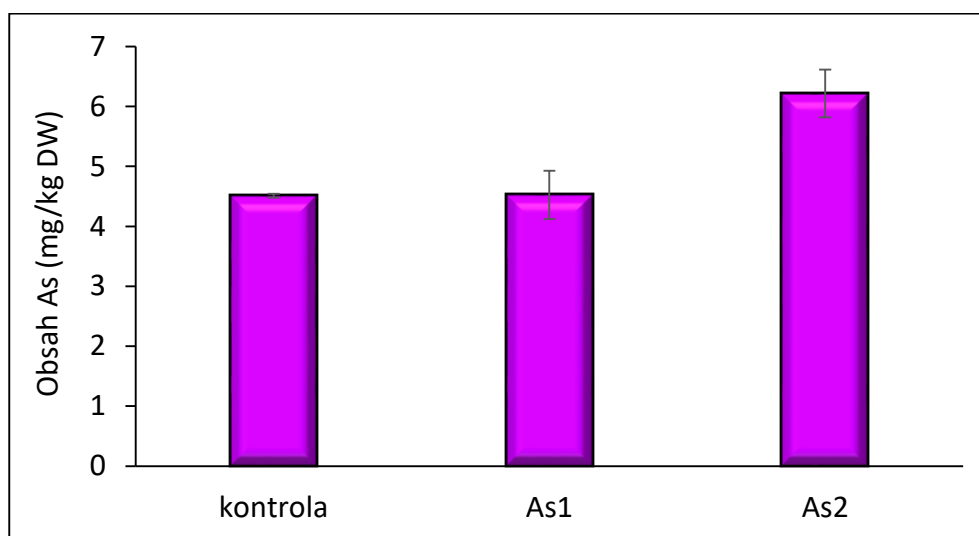


Graf 5: Obsah As v kořenech křídelnice krétské

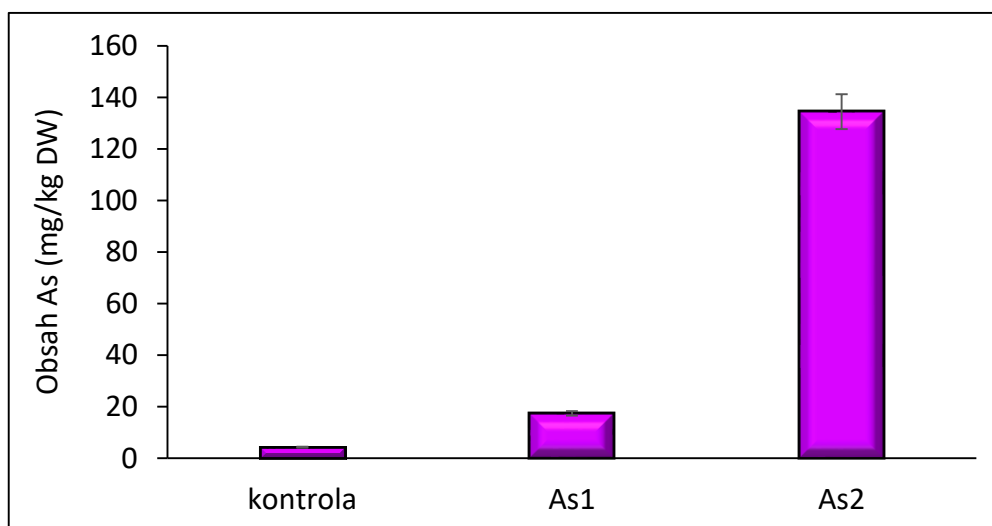


Výsledky obsahu As v biomase špenátu setého (graf 6 a 7) potvrzují, že není schopen hyperakumulovat As. Jednoznačně je však vidět, že se As u tohoto druhu hromadil v kořenech na rozdíl od křídelnice krétské, kde byly nejvyšší obsahy As stanoveny v listech. Z grafu 6 je patrné, že po kontaminaci dávkou As2 se obsahy As v listech špenátu setého zvýšily od kontroly o 38 %. Naopak dávka As1 (20 mg/kg) obsah As významně neměnila. Významné rozdíly mezi variantami byly však stanoveny v kořenech, kde v porovnání s kontrolou byl pro varianty As1 a As2 zjištěn 4 a 31násobný nárůst obsahu As (graf 7).

Graf 6: Obsah As v listech špenátu setého



Graf 7: Obsah As v kořenech špenátu setého



Na rozdíly v akumulaci, transportu a distribuci As u křídelnice krétské a špenátu setého poukazují i hodnoty translokačního faktoru v tabulce 3. Translokační faktor je vyjádřením podílu koncentrace As v nadzemní části a koncentrace As v kořenech. Rozdíl mezi rostlinami je patrný již u kontroly, kdy translokační faktor As špenátu setého je o 37 % menší, než u křídelnice krétské (tabulka 3). Vlivem dávky As dochází u křídelnice krétské a špenátu setého k opačnému trendu změn translokačního faktoru. Hodnoty translokačního faktoru špenátu setého klesají se stupňovanou dávkou As v půdě, a naopak translokační faktor křídelnice krétské se zvyšuje se stupňovanou dávkou As v půdě.

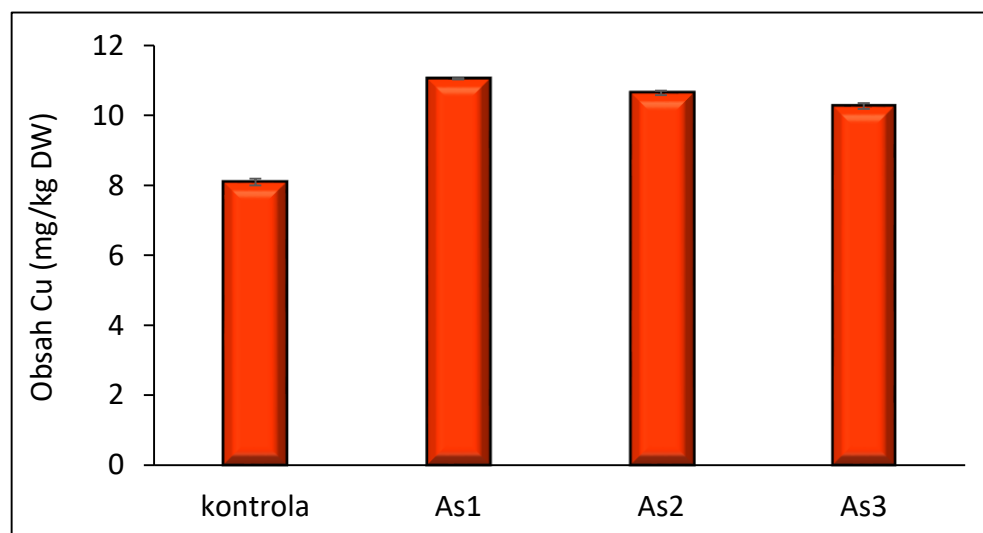
Tabulka 3: Translokační faktor As u křídelnice krétské a špenátu setého

Rostlina	Varianta			
	Kontrola	As1	As2	As3
Křídelnice krétská	1,79	3,27	5,51	6,01
Špenát setý	1,13	0,26	0,04	-

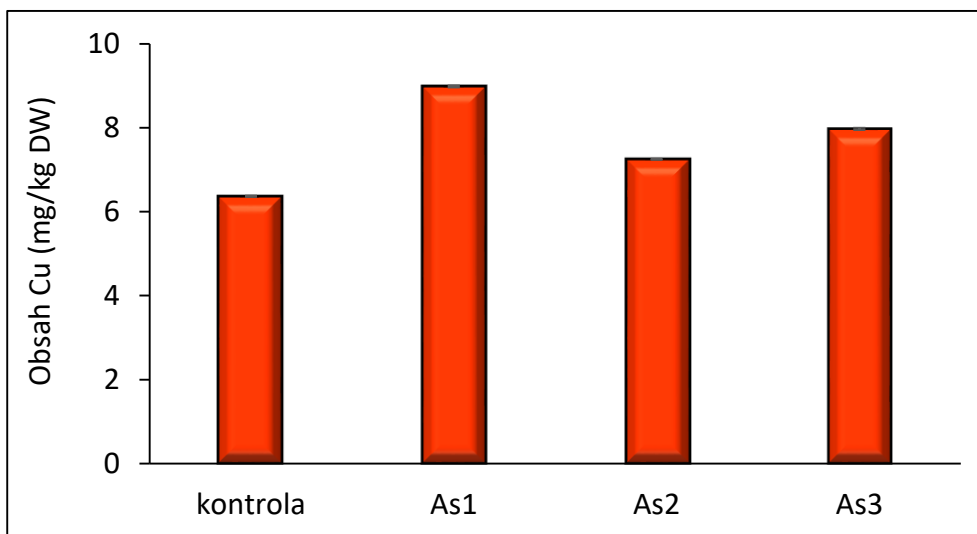
5.3 Obsah mědi v biomase křídelnice krétské a špenátu setého

Při kontaminaci jednotlivých variant As dochází k ovlivňování obsahu Cu v listech, stoncích a kořenech křídelnice krétské (graf 8-10). Nejvyšší obsahy Cu byly stanoveny v kořenech (graf 10) a nejnižší ve stoncích (graf 9), kde byl v průměru 2krát nižší obsah Cu než v kořenech.

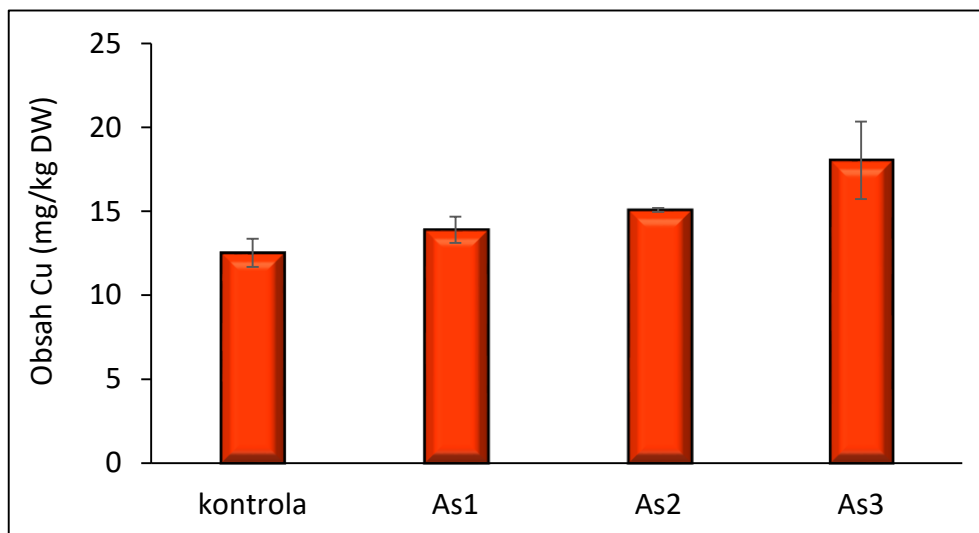
Z grafu 8 lze vyčíst, že v listech křídelnice krétské byl obsah Cu v porovnání s kontrolou zvýšen vlivem stupňované dávky As, a to o 36, 31 a 27 %. Z grafu 9 je patrný vliv As variant na obsah Cu ve stoncích křídelnice krétské. V porovnání s kontrolou byl ve stoncích obsah Cu zvýšen u varianty As1 o 41 %, varianty As2 o 14 % a varianty As3 o 25 %. Z grafu 10 vyplývá, že se stupňovanou dávkou As v půdě dochází také ke zvyšování obsahu Cu v kořenech. V porovnání s kontrolou byl obsah Cu variantou As1 zvýšen o 11 %, variantou As2 o 20 % a variantou As3 o 44 %. Výsledky ukazují na rozdílný vliv As v nadzemní biomase a kořenech křídelnice krétské, zejména varianty As1 (20 mg/kg) a As3 (200 mg/kg). Obě tyto varianty zvyšují obsah Cu v jednotlivých částech rostliny, avšak v nadzemní biomase má nejvýraznější vliv varianta As1, a naopak v kořenech je nejvyšší obsah Cu u varianty As3.

Graf 8: Obsah Cu v listech křídelnice krétské

Graf 9: Obsah Cu ve stoncích křídelnice krétské

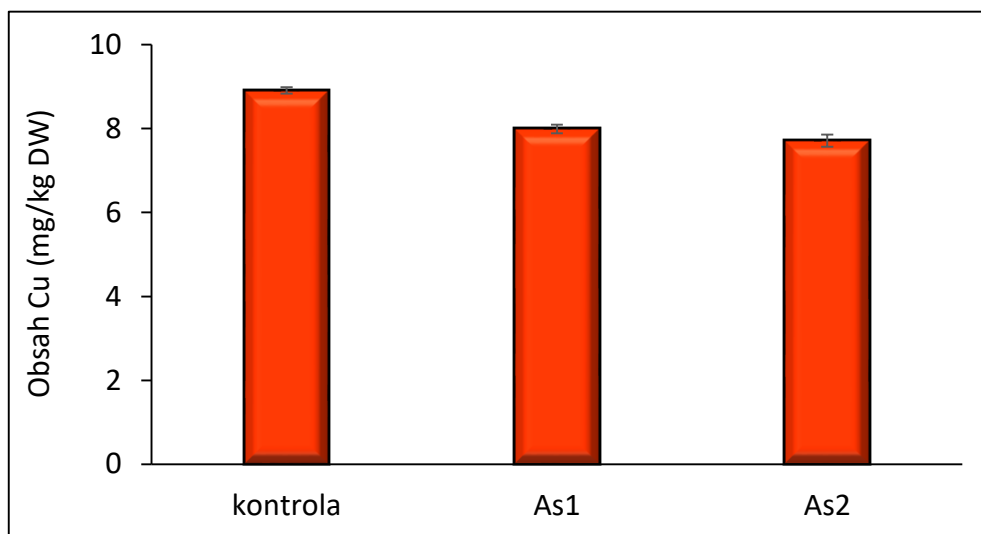


Graf 10: Obsah Cu v kořenech křídelnice krétské

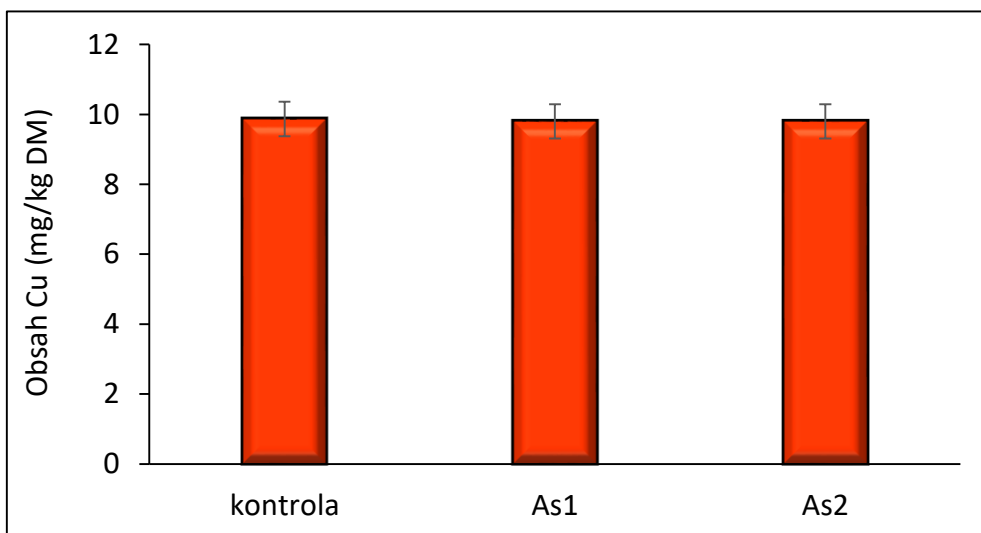


Ve špenátu setém dosahoval obsah Cu podobných hodnot v listech i kořenech (graf 11 a 12). Na grafu 11 jsou vidět klesající obsahy Cu vlivem As dávek v porovnání s kontrolou. Při kontaminaci variantou As1 je hodnota snížena o 10 % a variantou As2 o 13 %. Obsah Cu se v kořenech v závislosti na dávce As v půdě měnil minimálně. Na grafu 12 lze pozorovat tento mírný pokles (o 1 %) vlivem obou As dávek.

Graf 11: Obsah Cu v listech špenátu setého



Graf 12: Obsah Cu v kořenech špenátu setého



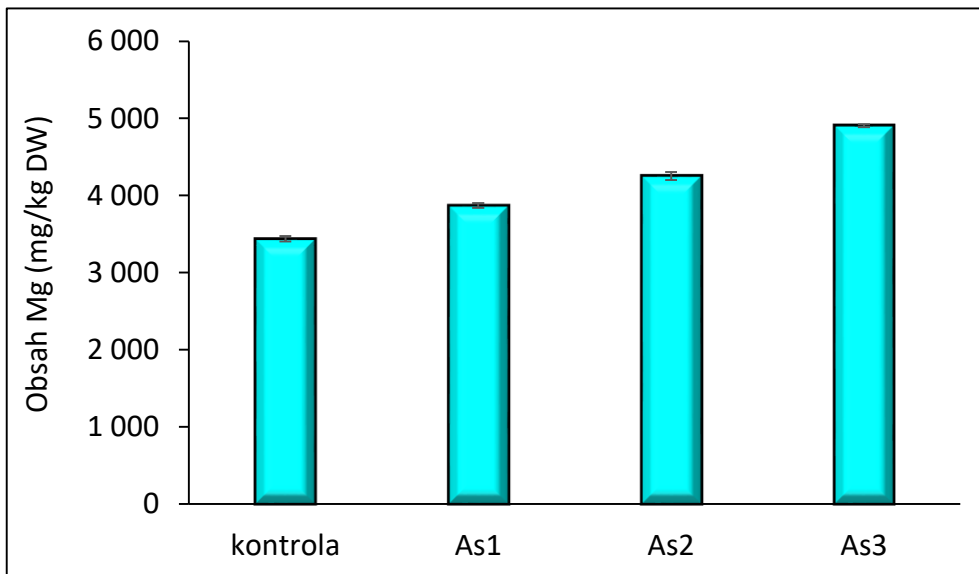
5.4 Obsah hořčíku v biomase křídelnice krétské a špenátu setého

Pozorované obsahy Mg u jednotlivých variant biomasy nadzemních částí křídelnice krétské úměrně stoupají s kontaminací As v půdě (graf 13 a 14). Podobný trend vlivu As dávek je možné pozorovat u kořenů s výjimkou varianty As1, která snížila obsah Mg o 2,5 % v porovnání s kontrolou (graf 15). V listech a kořenech této rostliny dosahuje obsah Mg podobných hodnot. Naopak stonky mají obsah v průměru 2,5krát nižší než kořeny a 3krát nižší než listy.

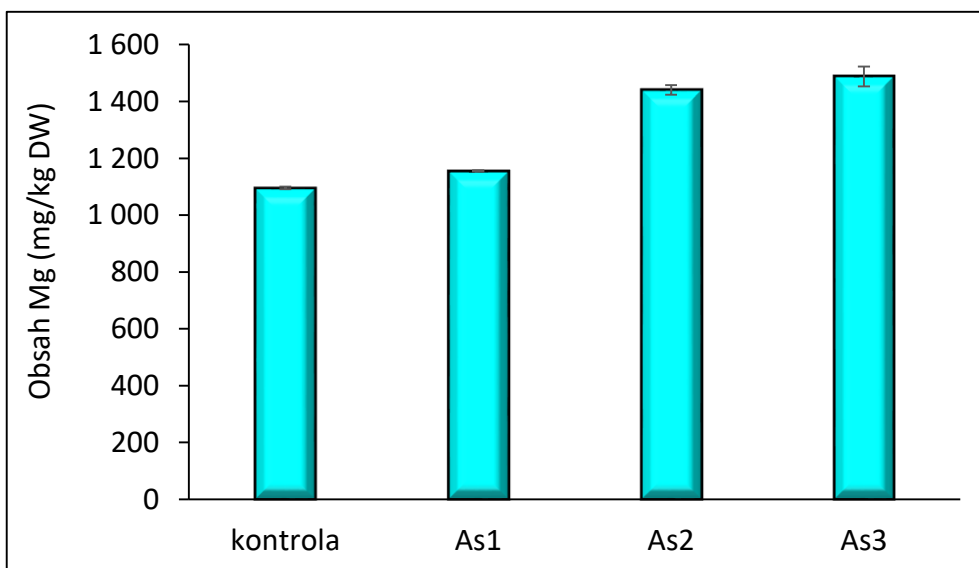
Obsah Mg u listů křídelnice krétské se zvyšuje se stupňovanou dávkou As v půdě o 13, 24 a 43 % v porovnání s kontrolou (graf 13). Z grafu 14 vyplývá, že stejný vliv stupňované dávky As v půdě lze pozorovat i ve stoncích, kdy vlivem varianty As1 došlo ke zvýšení obsahu

Mg o 5 %, varianty As2 o 31,5 % a varianty As3 o 36 %. Na grafu 15 je viditelné výrazné zvýšení obsahu Mg v kořenech křídelnice krétské vlivem As3 varianty a to o 116 %.

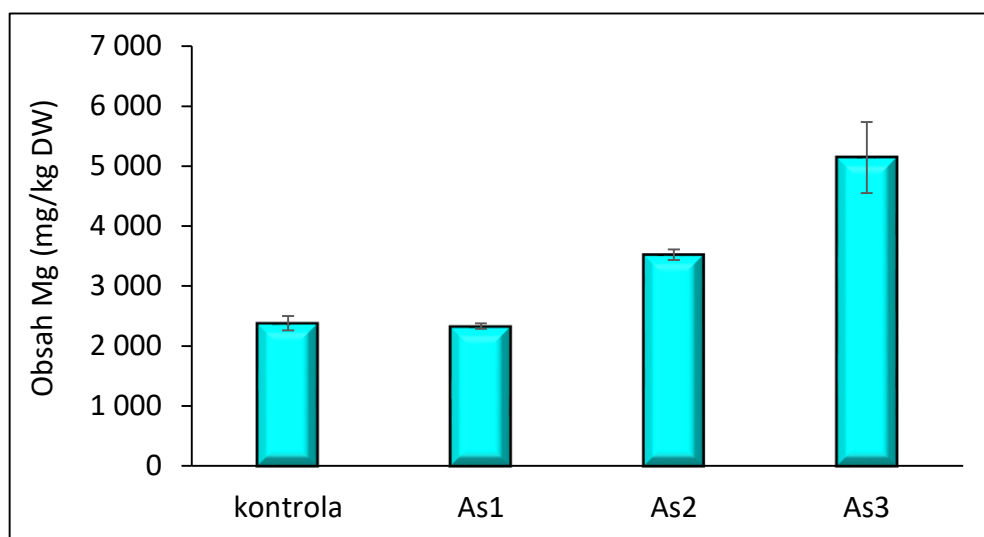
Graf 13: Obsah Mg v listech křídelnice krétské



Graf 14: Obsah Mg ve stoncích křídelnice krétské

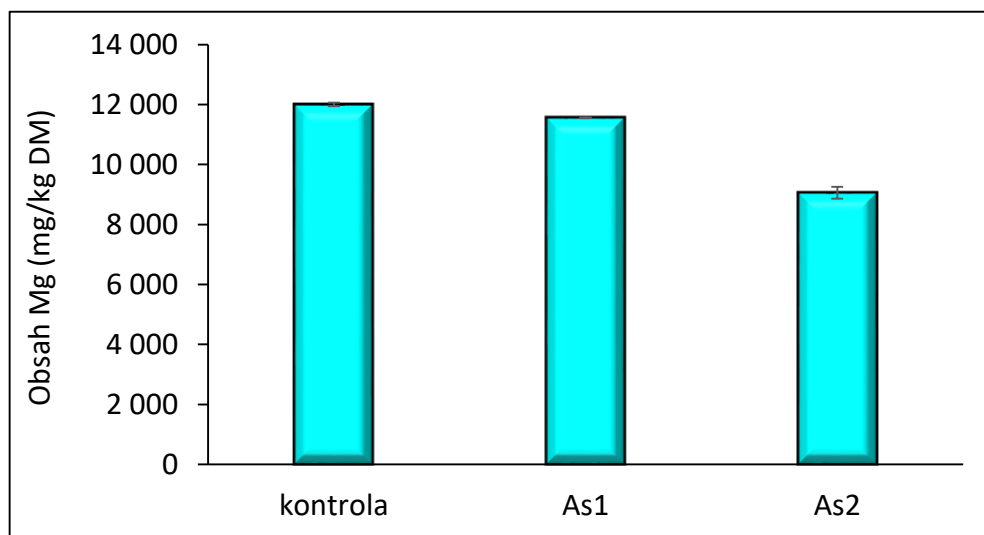


Graf 15: Obsah Mg v kořenech křídelnice krétské

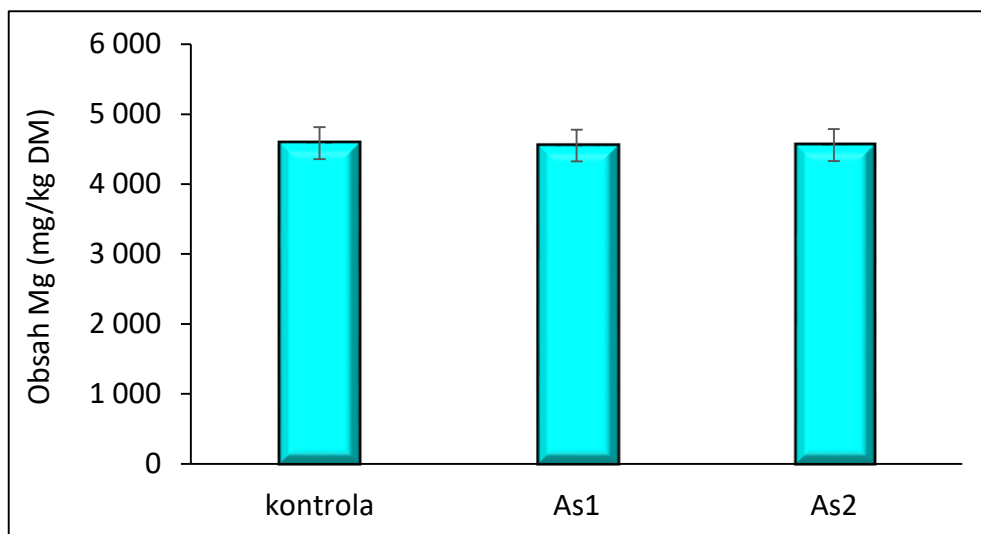


V porovnání s křídelnicí krétskou byl u špenátu setého v listech zjištěn v průměru 3násobně vyšší obsah Mg (graf 16). Také vliv kontaminace As variant na obsah Mg byl rozdílný u špenátu setého v porovnání s křídelnicí krétskou. Z grafu 16 je patrné, že v listech špenátu setého stupňovaná dávka As snížila obsah Mg v porovnání s kontrolou, a to o 4 % u varianty As1 a 25 % u varianty As2. Na grafu 17 můžeme sledovat minimální rozdíl mezi jednotlivými obsahy Mg v kořenech. Rozdíl mezi hodnotami kontroly a As1 varianty byl 0,7 % a 0,6 % u varianty As2. Obsah Mg v kořenech špenátu setého byl v průměru 2,5krát nižší než v listech.

Graf 16: Obsah Mg v listech špenátu setého



Graf 17: Obsah Mg v kořenech špenátu setého

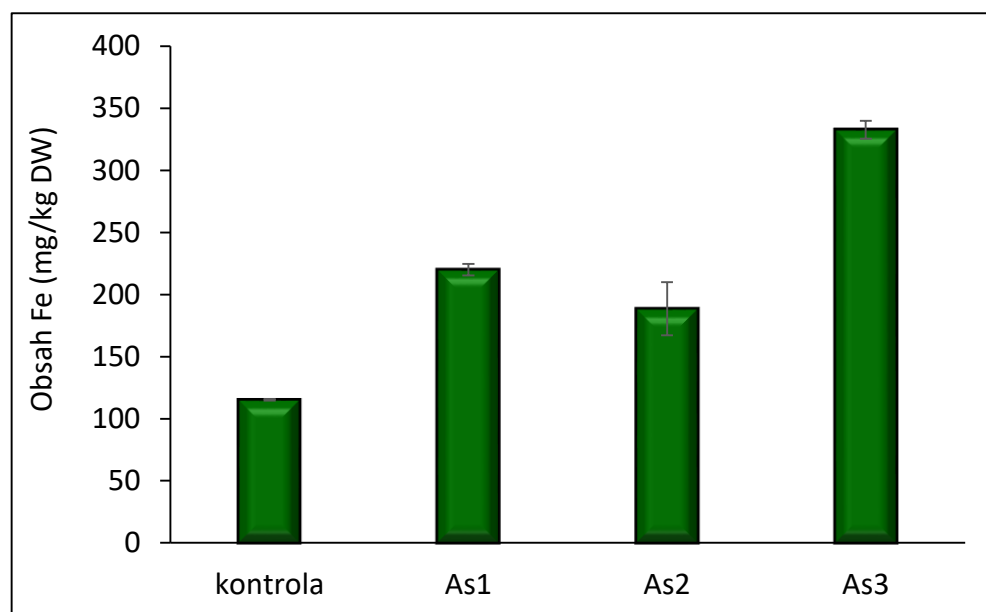


5.5 Obsah železa v biomase křídelnice krétské a špenátu setého

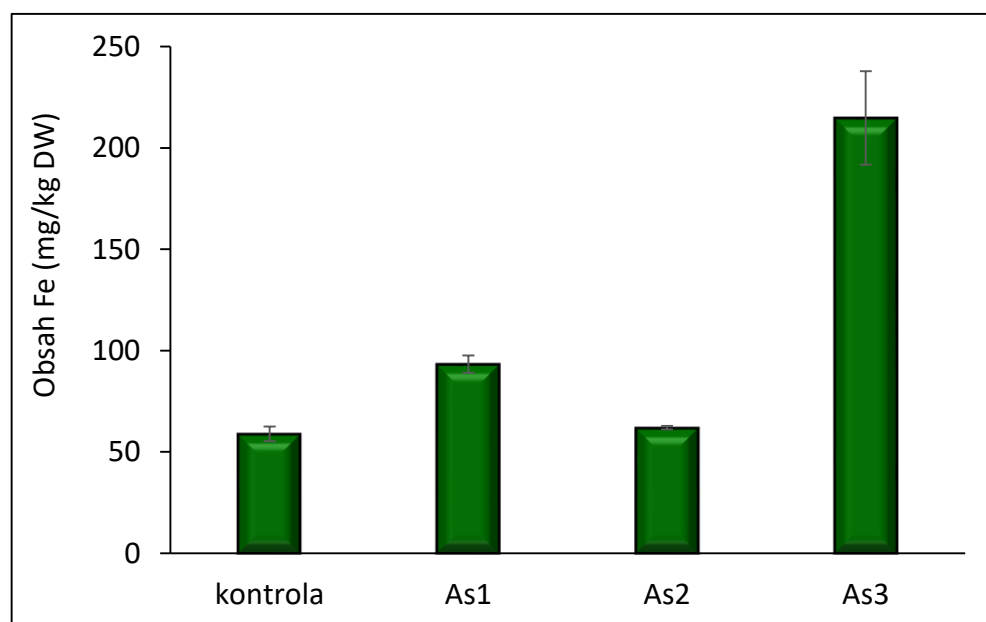
Při kontaminaci jednotlivých variant As dochází k ovlivňování obsahu Fe v listech, stoncích a kořenech křídelnice krétské (graf 18-20). Podobně jako u obsahu Cu i u obsahu Fe byly nejvyšší obsahy stanoveny v kořenech této rostliny (graf 20) a nejnižší ve stoncích (graf 19), kde byl v průměru 28krát nižší obsah Fe než v kořenech.

Pozorované obsahy Fe u jednotlivých variant biomasy nadzemních částí křídelnice krétské stoupají s kontaminací As v půdě (graf 18 a 19). Podobný trend vlivu As dávek je možné pozorovat u kořenů s výjimkou varianty As1, která snížila obsah Fe o 21 % v porovnání s kontrolou (graf 20). V grafu 18 je viditelné zvýšení obsahu Fe v listech křídelnice krétské v porovnání s kontrolou o 91 % u varianty As1, o 64 % u varianty As2 a o 189 % u varianty As3. Podobný trend vlivu As dávek, zejména výrazné zvýšení obsahu Fe vlivem nejvyšší kontaminace (200 mg As/kg) byl zjištěn u stonků křídelnice krétské (graf 19). U varianty As3 byl obsah Fe zvýšen o 264 % v porovnání s kontrolou, zatímco varianty As1 a As2 zvyšovaly obsah Fe o 58 a 5 %. V kořenech křídelnice krétské byl stanoven v průměru 12krát vyšší obsah Fe než v listech této rostliny. Z grafu 20 je patrné v kořenech zvýšení obsahu Fe variantou As2 o 65 % a variantou As3 o 165 %, zatímco varianta As1 obsah Fe v kořenech snížila o 21 %.

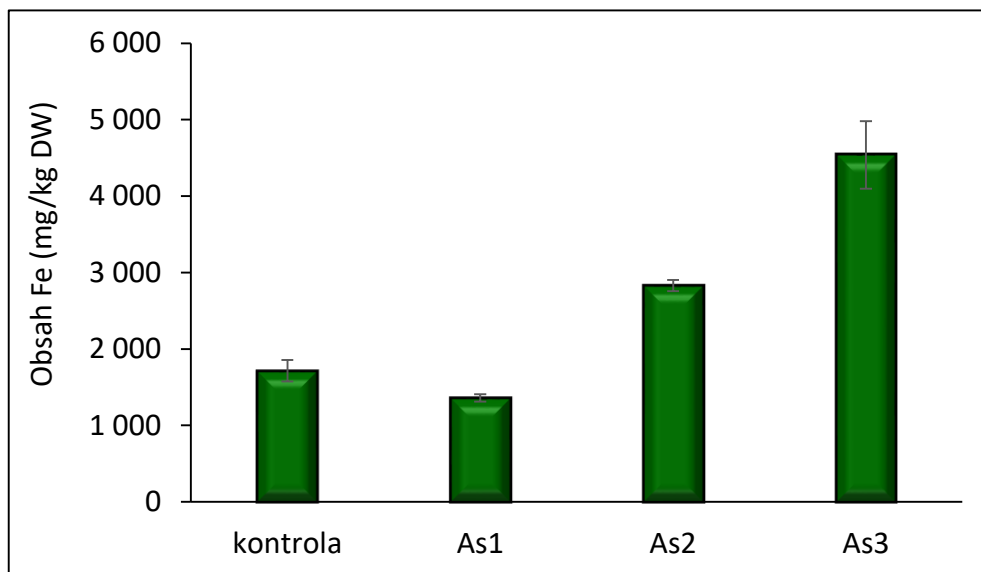
Graf 18: Obsah Fe v listech křídelnice krétské



Graf 19: Obsah Fe ve stoncích křídelnice krétské

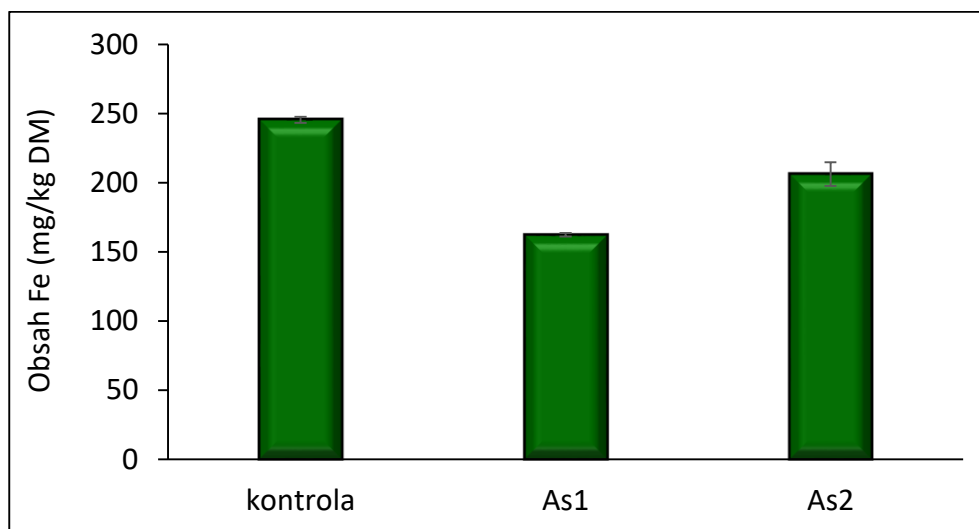


Graf 20: Obsah Fe v kořenech křídelnice krétské

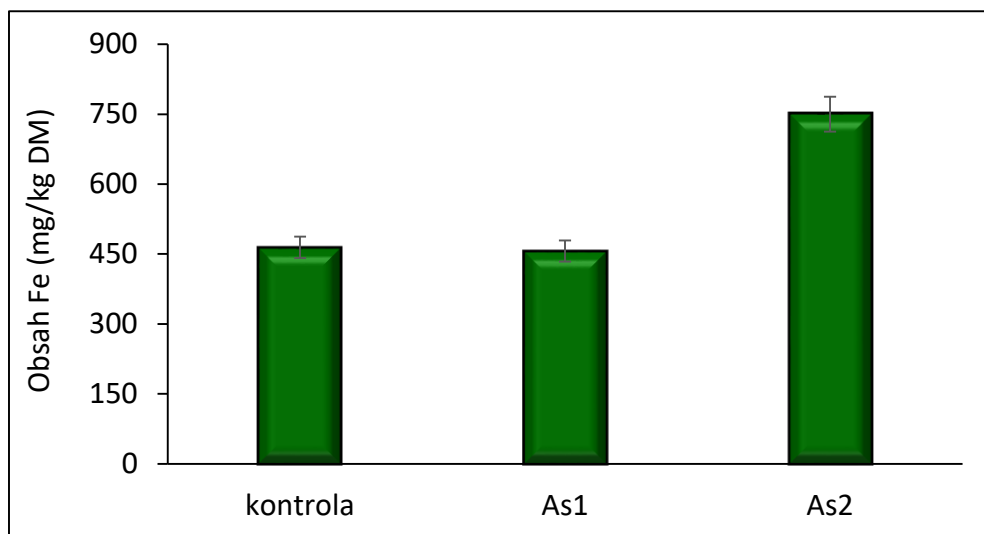


V porovnání s křídelnicí krétskou dosahoval obsah Fe u špenátu setého v listech podobných hodnot (graf 21), avšak v kořenech špenátu setého byl zjištěn v průměru 3,5násobně nižší obsah Fe (graf 22). Také vliv kontaminace As variant na obsah Fe v listech byl rozdílný u špenátu setého v porovnání s křídelnicí krétskou. Z grafu 21 je patrné, že v listech špenátu setého stupňovaná dávka As snížila obsah Fe v porovnání s kontrolou, a to o 34 % u varianty As1 a 16 % u varianty As2. V porovnání s listy špenátu setého byl v kořenech stanoven v průměru 2,8krát vyšší obsah Fe. Na grafu 22 můžeme sledovat mírné snížení obsahu Fe vlivem varianty As1 o 2 % v porovnání s kontrolou. Naopak vyšší dávka As u varianty As2 zvýšila obsah Fe o 61,5 % v porovnání s kontrolou.

Graf 21: Obsah Fe v listech špenátu setého



Graf 22: Obsah Fe v kořenech špenátu setého



6 Diskuze

Při hodnocení vlivu stupňované dávky As v půdě na metabolismus křidelnice krétské a špenátu setého výsledky potvrdily rozdílnou schopnost akumulace As a tolerance těchto rostlin. Rozdíly se projeví nejen v obsahu As v jednotlivých částech rostlin a translokačním faktorem, ale také výnosem biomasy.

V nádobovém pokusu s křidelnicí krétskou měla stupňovaná dávka As v půdě negativní vliv na výnos nadzemní biomasy i kořenů. Tyto výsledky potvrzují, že růst a vývoj rostliny je ovlivněn As (Kofroňová et al. 2018), avšak v porovnání s křidelnicí krétskou byl vliv toxicity As výraznější u biomasy špenátu setého. Výsledky nádobového pokusu také potvrdily, že vliv As a úroveň jeho toxicity závisí na koncentraci As v půdě (Kofroňová et al. 2018). Ovlivnění růstu a nekrózy na okrajích listů pozorovali u křidelnice krétské také Zhao et al. (2002), avšak pouze u rostlin rostoucích na půdě s obsahem As 500 mg/kg. Negativní vliv na výnos biomasy mladých i starých listů křidelnice krétské pozorovali Zemanová et al. (2020). Také výsledky Pavlíkové et al. (2020) ukazují snížení výnosu nadzemní biomasy křidelnice krétské vlivem stupňované dávky As.

Hyperakumulátorem As může být označena rostlina, jejíž bioakumulační a translokační faktor je vyšší než 1 a zároveň akumuluje As v biomase v množství větším než 1000 mg/kg (Garg & Singla 2011). Jak ukazují výsledky pokusu, křidelnice krétská akumulovala více jak 1000 mg As/kg suché biomasy v nadzemní biomase všech kontaminovaných As variant. V kořenech byl obsah As nižší, avšak výše zmíněná hranice byla překonána u varianty s nejvyšší dávkou As v půdě (200 mg As/kg). U obou částí rostliny se obsah As zvyšoval se stupňovanou dávkou As v půdě. Vysoká akumulace As a hodnoty translokačního faktoru, který odráží transport a distribuci As v rostlině (Hammami et al. 2016), potvrzují křidelnici krétskou jako rostlinu schopnou hyperakumulovat As. Dle těchto autorů jsou obecně rostliny hyperakumulující As schopné růst dobře v prostředí kontaminovaném As díky jejich propracovanému systému příjmu, přeměny a odstranění As, který umožňuje cyklus As s dostatečnou akumulací. Tato akumulace nemá negativní vliv na rostlinu. Schopnost křidelnice krétské var. *Albo-lineata* hyperakumulovat As byla potvrzena řadou autorů, např. Zhao et al. (2002), Luongo & Ma (2005), Wang et al. (2007) a Zemanová et al. (2020).

Jak uvádějí Rascio & Navari-Izzo (2001) hlavní rozdíl u rostlin – hyperakumulátoru a běžných rostlin, je ve vyšší akumulaci As v kořenech a nadzemní části biomasy. Běžné rostliny akumulují rizikové prvky především v kořenech. Rostlina, pokud je nehyperakumulátor, používá obranu, která znemožní transport kontaminantu od kořenů ke stonku a listům. Hyperakumulátory jsou výjimečné ve způsobu transportu As do listů, především do vakuol listů. Tento biochemický proces je ovlivněn počtem proteinů a peptidů v rostlině. Ty pomáhají při absorpci, transportu a skladování As hyperakumulátory (Nussaume et al. 2011).

V porovnání s křidelnicí krétskou byla akumulace As v nadzemní biomase a kořenech špenátu setého velmi nízká. Přesto dle Aguilar et al. (2018) patří špenát setý mezi zeleninu, která má vysokou specifickou kapacitu absorbovat As. Dle McBride (2013) obsah As v pletivech zelenin koresponduje s obsahem As v půdě, a tedy při vysokém obsahu může být akumulace několikanásobně vyšší než při nízkém obsahu. Jak však dokazuje nízký translokační faktor, špenát setý v našem pokusu transportuje omezeně As do nadzemní biomasy a ukládá ho především v kořenech. Tyto výsledky jsou v souladu s tvrzením Shi et al. (2008) a Smith et al.

(2009) o nízké mobilitě As v rostlinách a trendu jeho akumulace v kořenech nebo starých listech zelenin. Také dle Zhao et al. (2009) většina rostlinných druhů má limitovanou translokaci As v systému kořeny-nadzemní biomasa. V porovnání s našimi výsledky zjistili Chaturvedi et al. (2019) přibližně 10krát nižší akumulaci As v jednotlivých částech špenátu setého rostoucího na půdě kontaminované As (50 a 100 mg/kg). Naopak Pavlík et al. (2012) zjistili podobnou akumulaci As v nadzemní biomase špenátu setého po 50 dnech růstu v půdě kontaminované As v dávkách 25, 50 a 75 mg/kg. Tito autoři také pozorovali snížení výnosu biomasy špenátu vlivem stupňované dávky As.

Arsen může ovlivnit v rostlinách složení a obsah živin (Khan et al. 2019), a to makroprvků i mikroprvků (Garg & Singla 2011). Výsledky pokusu potvrdily vliv stupňované dávky na obsah vybraných prvků (Cu, Mg a Fe). Obsah Cu dosahoval u obou rostlin podobných hodnot, avšak trend vlivu stupňované dávky As byl opačný. V rostlinách hraje Cu roli při fotosyntetickém transportu elektronů, mitochondriálním dýchání, odpovědi na oxidační stres, metabolismu buněčných stěn a hormonálních signálech, a je důležitým kofaktorem mnoha enzymů (Raven et al. 1999, Yruela 2005). Dle Gusman et al. (2013) pokud rostlina neprojeví výrazné změny v obsahu Cu vlivem As, je to ukazatel, že rostlina je schopná udržet svůj metabolismus i při stresu. Tito autoři pak uvádějí, že jednou z charakteristik tolerantních rostlin vůči rizikovým prvkům je udržení příjmu a využití živin, kdy může docházet k zvýšenému obsahu prvků v porovnání s kontrolní variantou. Tento jev se potvrdil u křídelnice krétské, kdy došlo vlivem stupňované dávky As k zvýšení obsahu Cu v nadzemní biomase i kořenech. Také Zemanová et al. (2020) zjistili zvyšující se obsah Cu v mladých i starých listech křídelnice krétské vlivem stupňované dávky As v půdě. Naopak v porovnání s křídelnicí krétskou v nadzemní biomase i kořenech špenátu setého byl obsah Cu snižován vlivem stupňované dávky As. Podobné výsledky pozorovali Gunes et al. (2010) v nadzemní biomase kukuřice, kdy došlo ke snížení obsahu Cu vlivem stupňované dávky As.

Dalším prvkem, který byl vlivem stupňované dávky As v půdě ovlivněn, byl Mg. V rostlinách je Mg velmi důležitý pro řadu fyziologických a biochemických procesů, zejména fotosyntézu (Chen et al. 2018). Obsah Mg dosahoval vyšších hodnot u nadzemní biomasy a kořenů špenátu setého než u křídelnice krétské. Podobně jako u obsahu Cu i u obsahu Mg měl vliv stupňované dávky As opačný trend v obou rostlinách. V nadzemní biomase i kořenech špenátu setého byl obsah Mg snižován vlivem stupňované dávky As. Gunes et al. (2010) také zjistili snížený obsah Mg v nadzemní biomase kukuřice vlivem As. Snížení obsahu Mg vlivem As bylo dále pozorováno u babelky řezanovité (Farnese et al. 2014). Dle Farnese et al. (2014) je u rostlin stresovaných As nižší obsah Mg pravděpodobně způsoben sníženou potřebou Mg z důvodu snížené tvorby fotosyntetických barviv nebo narušením struktury kořenů. Jak uvádějí Cakmak et al. (2008) a Chen et al. (2018) deficit Mg ovlivňuje syntézu chlorofylu v rostlinách, což vede k poklesu koncentrace chlorofylu a následně poměru fotosyntetického transportu elektronů. Výsledky křídelnice krétské ukazují, že došlo vlivem stupňované dávky As k zvýšení obsahu Mg v nadzemní biomase, avšak v kořenech bylo nejdříve pozorováno snížení obsahu Mg vlivem nízké dávky As následované jeho zvýšením vlivem vyšší dávek As v půdě. Výsledky autorů Zemanová et al. (2020) ukázaly zvýšený obsah Mg u starých listů křídelnice krétské, a naopak u mladých listů výsledky ukázaly snížení obsahu Mg vlivem As. Khan et al. (2019) pozorovali zvýšení obsahu Mg vlivem stupňované dávky As v salátu a rajčatech. Vlivem stupňované dávky As v hydroponickém prostředí byl zvýšen obsah Mg v kořenech rostlin

naditce (Mokgala-Matlala et al. 2008). Také výsledky Najmowicz et al. (2010) prokázaly zvyšující se obsah Mg v litech a kořenech kukuřice se zvyšující se dávkou As v půdě.

Obdobně jako Mg je i Fe důležitým prvkem v procesu fotosyntézy-především jako esenciální prvek pro prekurzory chlorofylu (Lešková et al. 2012) a také jako součást transportního řetězce elektronů v chloroplastech a mitochondriích (Andresen et al. 2018). Při elektronovém transportu v mitochondriích je vyžadováno vysoké množství Fe (Andresen et al. 2018). Dle Lešková et al. (2012) je v rostlinách jednou z biochemických podstat snížení hladiny fotosyntetických pigmentů při stresu As právě jeho účinek na obsah Fe. U křídelnice krétské a špenátu setého dosahoval obsah Fe podobných hodnot v nadzemní biomase, avšak v případě kořenů byly vyšší obsahy Fe stanoveny u křídelnice krétské. V nadzemní biomase obou rostlin měl vliv stupňované dávky As v půdě na obsah Fe opačný trend. Stejně jako obsah Mg i obsah Fe u křídelnice krétské byl zvyšován vlivem stupňované dávky As. Zvýšení Fe vlivem stupňované dávky As v půdě bylo zjištěno také v listech salátu (Khan et al. 2019). Výsledky špenátu setého ukázaly, že vlivem stupňované dávky As došlo ke snížení obsahu Fe v nadzemní biomase. Také Gunes et al. (2010) pozorovali snížení Fe v nadzemní biomase kukuřice vlivem As. Shaibur et al. (2008) vysvětlují Fe deficit a výskyt chloróz u čiroku pěstovaného v hydroponických podmínkách jako důsledek vlivu As. Tito autoři pozorovali snížení obsahu Fe v nadzemní biomase čiroku se stupňovanou dávkou As v médiu. V kořenech křídelnice krétské a špenátu setého bylo nejdříve pozorováno snížení obsahu Fe vlivem nízké dávky As následované jeho zvýšením vlivem vyšší dávek As v půdě. Gusman et al. (2013) stanovili v kořenech salátu rostoucího v hydroponických podmínkách zvýšení obsahu Fe vlivem stupňované dávky As. Snížení Fe v kořenech rostlin nadice pěstovaných v hydroponii, vlivem stupňované dávky As, pozorovali i Mokgala-Matlala et al. (2008).

7 Závěr

- Cílem této práce bylo zhodnotit vliv rostoucího obsahu As v půdě na jeho obsah a obsah Cu, Mg a Fe ve vybraných rostlinách.
- Stupňovaná dávka As v půdě ovlivnila jeho akumulaci v křídelnici krétské a špenátu setém. Křídelnice krétská zvyšovala obsah As v listech, stoncích a kořenech se zvyšující se dávkou As v půdě. Vysoké hodnoty obsahu As a translokačního faktoru potvrdily tuto rostlinu jako hyperakumulátor As. Její schopnost hyperakumulace se projevila ve větší toleranci vůči As v porovnání se špenátem setým, který nebyl na variantě s nejvyšší dávkou As (200 mg As/kg půdy) schopen přežít. Na rozdíl od křídelnice krétské se u špenátu setého akumulace As se stupňovanou dávkou As v půdě projevila pouze v kořenech. Nízké hodnoty obsahu As a translokačního faktoru potvrdily špenát setý jako excludor As.
- Výsledky práce potvrdily hypotézu, která předpokládala, že stupňovaná dávka As v půdě ovlivní obsah vybraných prvků v rostlině. V nadzemní biomase a kořenech křídelnice krétské i špenátu setého byl obsah Cu, Mg a Fe ovlivněn stupňovanou dávkou As v půdě. Trend tohoto vlivu byl odlišný pro obě rostliny a potvrdil hypotézu, která právě tento odlišný vliv stupňované dávky As na metabolismus křídelnice krétské a špenátu setého předpokládala.

8 Literatura

- Andresen E, Peiter E, Küpper H. 2018. Trace metal metabolism in plants. *Journal of Experimental Botany* **69**:909-954.
- Aguilar M, Mondaca P, Ginocchio R, Vidal K, Sauvé S, Neaman A. 2018. Comparison of exposure to trace elements through vegetable consumption between a mining area and an agricultural area in central Chile. *Environmental Science and Pollution Research* **25**:9114-19121.
- Angelova M, Asenova S, Nedkova V, Koleva-Kolarova R. 2011. Copper in the human organism. *Trakia Journal of Sciences* **9**(1):88-98.
- Baker AJ. 1981. Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition* **3**(1-4):643-654.
- Baroni F, Boscagli A, Di Lella LA, Protano G, Ricobono F. 2004. Arsenic in soil and vegetation of contaminated areas in southern Tuscany. *Journal of Geochemical Exploration* **81**(1-3):1-14.
- Brooks RR. 1998. Plants that hyper accumulate heavy metals, their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining. *Journal of Environmental Qualit* **28**(3):1045-1045.
- Brooks RR, Lee J, Reeves RD., Jaffré T. 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration* **7**:49-57.
- Cakmak I, Kirkby EA. 2008. Role of magnesium in carbon partitioning and alleviating photooxidative damage. *Physiologia Plantarum* **133**:692-704.
- Coad J, Pedley K. 2014. Iron deficiency and iron deficiency anemia in women. *Scandinavian Journal of Clinical and Laboratory Investigation* **74**:82-89.
- Concha G, Vogler G, Lezcano D, Nermell B, Vahter M. 1998. Exposure to inorganic arsenic metabolites during early human development. *Toxicological Sciences* **44**(2):185-190.
- Grandjean P, Weihe P, Needham LL, Burse VW, Patterson DG Jr, Sampson EJ, Jørgensen PJ, Vahter M. 1995. Relation of a seafood diet to mercury selenium, arsenic and polychlorinated biphenyl and other organochlorine concentrations in human milk. *Environmental Research* **71**(1):29-38.
- Eisler R. 2007. *Eisler's encyclopedia of environmentally hazardous priority chemicals*. Elsevier, Amsterdam, 950 p. ISBN 978-0-444-53105-6.
- Farnese FS, Oliveira JA, Farnese MS, Gusman GS, Silveira NM, Siman LI. 2014. Uptake arsenic by plants: Effects on mineral nutrition, growth and antioxidant capacity. *Idesia (Arica)* **32**:99-106.
- Fitz WJ, Wenzel WW. 2002. Arsenic transformations in the soil–rhizosphere–plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. *Journal of biotechnology* **99**(3):259-278.

- Fitzpatrick S, Ebdon L, Foulkes ME. 2002. Separation and detection of arsenic and selenium species in environmental samples by HPLC-ICP-MS. *International Journal of Environmental & Analytical Chemistry* **82**(11-12):835-841.
- Garg N, Singla P. 2011. Arsenic toxicity in crop plants: physiological effects and tolerance mechanisms. *Environmental Chemistry Letters* **9**:303-321.
- Gunes A, Inal A, Bagci EG, Kadioglu YK. 2010. Combined effect of arsenic and phosphorus on mineral element concentrations of sunflower. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **41**:361-372.
- Gusman GS, Oliveira JA, Farnese FS, Cambraia J. 2013. Mineral nutrition and enzymatic adaptation induced by arsenate and arsenite exposure in lettuce plants. *Plant Physiology & Biochemistry* **71**:307-314.
- Hammami H, Parsa M, Mohassel MHR, Rahim S, Mijani S. 2016. Weeds ability to phytoremediate cadmium-contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation* **18**(1):48-53.
- Horák J, Linhart I, Klusoň P. 2004. *Úvod do toxikologie a ekologie pro chemiky*. Praha: VŠCHT. 189 s. ISBN 80-7080-548-X.
- Hejný S, Slavík B. 2003. *Květena České republiky 2*. Praha: Academia. 540 s. ISBN 80-200-1089-0.
- Chen ZC, Peng WT, Li J, Liao H. 2018. Functional dissection and transport mechanism of magnesium in plants. *Seminars in Cell & Developmental Biology* **74**:142-152.
- Chaturvedi R, Favas PJC, Pratas J, Varun M, Paul MS. 2019. Metal (loid) induced toxicity and defense mechanisms in *Spinacia oleracea* L.: Ecological hazard and Prospects for phytoremediation. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **183**:109570.
- Kabata-Pendias A, Mukherjee AB. 2007. *Trace elements from soil to human*. Springer. Verlag Berlin, Heidelberg, 550 p. ISBN 978-3-540-37713-4.
- Kafka Z, Punčochářová J. 2002. Težké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy* **96**(7):611-617.
- Khan S, Khan A, Khan MA, Aamir M, Li G. 2019. Arsenic interaction and bioaccumulation in food crops grown on degraded soil: Effect on plant nutritional components and other dietary qualities. *Land Degradation & Development* **30**:1954-1967.
- Koch I, Feldmann J, Wang L, Andrewes P, Reimer K J, Cullen W R. 1999. Arsenic in the meager creek hot springs environment, British Columbia, Canada. *Science of the Total Environment* **236**(1-3):101-117.
- Kofroňová M, Mašková P, Lipavská H. 2018. Two facets of world arsenic problem solution: crop poisoning restriction and enforcement of phytoremediation. *Planta* **248**:19-35.
- Lešková A, Molnářová M, Fargašová, A. 2012. Biochemický pohľad na príjem, metabolizmus a toxické účinky zlúčenín arzénu na rastliny. *Chemické listy* **106**(12):1110-1115.

- Luongo T, Ma LQ. 2005. Characteristics of arsenic accumulation by *Pteris* and non-*Pteris* ferns. *Plant and Soil* **277**:117-126.
- Mandal BK, Suzuki KT. 2002. Arsenic round the world: a review. *Talanta* **58**(1):201-235.
- MacNai MR, Cumbes QJ, Meharg AA. 1992. The genetics of arsenate tolerance in Yorkshire fog, *Holcus lanatus* L. *Heredity* **69**(4):325-335.
- McSweeney NJ, Forbes L. 2014. Arsenic-interacting plant proteins as templates for arsenic specific flotation collectors? A review. *Minerals Engineering* **64**:67-77.
- Meharg AA, Cumbes QJ, Macnair MR. 1993. Pre-adaptation of Yorkshire fog, *Holcus lanatus* L. (Poaceae) to arsenate tolerance. *Evolution* **47**(1):313-316.
- Mokgalaka-Matlala NS, Flores-Tavizón E, Castillo-Michel H, Peralta-Videa JR, Gardea-Torresdey JL (2008) Toxicity of Arsenic (III) and (V) on plant growth, element uptake, and total amyolytic activity of mesquite (*Prosopis Juliflora* × *P. Velutina*). *International Journal of Phytoremediation* **10**:47-60.
- Moldan B. 2020. *Životní prostředí v globální perspektivě*. Praha: UK Nakladatelství Karolinum. 226 s. ISBN 978-80-246-4677-0.
- Naidu R, Smith E, Owens G, Bhattacharya P, Nadebaum P. 2006 *Managing Arsenic in the Environment*. CSIRO Publishing, Australia, 654 p. ISBN: 978-06-430-6868-1.
- Najmowicz T., Wyszowski M, Ciecko Z. 2010. Effect of soil contamination with arsenic and application of different substances on the manganese content in plants. *Journal of Elementology* **15**:549-558.
- Novák P. 2018. Křídelnice krétská (*Pteris cretica*) – nová nepůvodní kapradina v České republice. *Zprávy Vlastivědného muzea v Olomouci* **315**:42-47.
- Nussaume L, Kanno S, Javot H, Marin E, Nakanishi TM, Thibaud MC. 2011. Phosphate import in plants: focus on the PHT1 transporters. *Frontiers in Plant Science* **2**:83.
- Paliouris G, Hutchinson TC. 1991. Arsenic, cobalt and nickel tolerances in two populations of *Silene vulgaris* (Moench) Garcke from Ontario, Canada. *New Phytologist* **117**(3):449-459.
- Pavlík M, Pavlíková D, Stazsková L, Neuberg M, Kaliszová R, Stazsková J, Tlustoš P. 2010. The effect of arsenic contamination on amino acid metabolism in *Spinacia oleracea* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **73**(6):1309-1313.
- Pekárková E. 2002. *Pěstujeme salát, špenát a další listové zeleniny*. Praha: Grada. 90 s. ISBN 80-247-0283-5.
- Petříková K, Hlušek J. 2012. *Zelenina: pěstování, výživa, ochrana a ekonomika*. Praha: Profi Press. 191 s. ISBN 978-80-86726-50-2.
- Polizzotto ML, Lineberger EM, Matteson AR, Neumann RB, Badruzzaman AB, Ali MA. 2013. Arsenic transport in irrigation water across rice-field soils in Bangladesh. *Environmental Pollution* **179**:210-217.

- Porter EK, Peterson PJ. 1975. Arsenic accumulation by plants on mine waste (United Kingdom). *Science of the Total Environment* **4**(4):365-371.
- Rahman MA, Hasegawa H, Rahman MM, Islam MN, Miah MM, Tasmen A. 2007. Effect of arsenic on photosynthesis, growth and yield of five widely cultivated rice (*Oryza sativa* L.) varieties in Bangladesh. *Chemosphere* **67**(6):1072-1079.
- Rascio N, Navari-Izzo F. 2011. Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant science* **180**(2):169-181.
- Raven JA, Evans MC, Korb RE. 1999. The role of trace metals in photosynthetic electron transport in O₂-involving organisms. *Photosynthesis Research* **60**(2):111-150.
- Shaibur MR, Kitajima N, Sugawara R, Kondo T, Alam S, Imamul Huq SM, Kawai S. 2008. Critical toxicity level of arsenic and elemental composition of arsenic-induced chlorosis in hydroponic sorghum. *Water, Air and Soil Pollution* **191**:279–292.
- Shaibur MR, Kawai S. 2009. Effect of arsenic on visible symptom and arsenic concentration in hydroponic Japanese mustard spinach. *Environmental and Experimental Botany* **67**(1):65-70.
- Shi YZ, Ruan JY, Ma LF, Han WY, Wang F. 2008. Accumulation and distribution of arsenic and cadmium by tea plants. *Journal of Zhejiang University Science B* **9**(3):265-270.
- Smith E, Juhasz A, Weber J (2009) Arsenic uptake and speciation in vegetables grown under greenhouse conditions. *Environ Geochem Health* **31**:125-132.
- Soudek P, Petrová Š, Benešová D, Kotyza J, Vaněk T. (2008). Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. *Chemické listy* **102**:346-352.
- Soudek P, Vichova L, Valenová Š, Podlipná R, Vaněk T. (2006). Arsen a jeho příjem rostlinami. *Chemické listy* **102**:346-352.
- Šafářová M, Řehoř M. 2006. Stopové prvky v uhelných a neuhelných sedimentech severočeské pánve a zeminách rekultivovaných lokalit. *Chemické listy* **100**:462-466.
- Tlustoš P, Goessler W, Száková J, Balík J. 2002. Arsenic compounds in leaves and roots of radish grown in soil treated by arsenite, arsenate and dimethylarsinic acid. *The 5th International Conference on Environmental and Biological Aspects of Main-Group Organometals (ICEBAMO-5)* **16**(4):216-220.
- Tuháček M, Jelínková J a kol. 2015. *Právo životního prostředí*. Praha: Grada Publishing, a. s. 288 s. ISBN 9788-800-247-5464-2.
- Trebichavský J, Blohberger M, Havrdová D. 1997. *Toxické kovy*. NSO-F. Nekvasil. Praha: Repro Fetterle. 483 s.
- Vaněk V, Balík J, Pavlíková D, Tlustoš P. 2007. *Výživa polních a zahradních plodin*. Praha: Profi Press. 167 s. ISBN 978-80-86726-25-0.
- Vaněk V, Balík J, Černý J, Pavlík M, Pavlíková D, Tlustoš P, Valtera J. 2012. *Výživa zahradních rostlin*. Praha: Academia Praha. 568 s. ISBN 978-80-200-2147-2.

- Vega L, Styblo M, Patterson R, Cullen W, Wang C, Germolec D. 2001. Differential effects of trivalent and pentavalent arsenicals on cell proliferation and cytokine secretion in normal human epidermal keratinocytes. *Toxicol Appl Pharmacol* **172**(3):225-232.
- Vega L, Styblo M, Patterson R, Cullen W, Wang C, Germolec D. 2001. Differential effects of trivalent and pentavalent arsenicals on cell proliferation and cytokine secretion in normal human epidermal keratinocytes. *Toxicology and Applied Pharmacology* **172**(3): 225-232.
- Visoottiviseth P, Francesconi K, Sridokchan W. 2002. The potential of Thai indigenous plant species for the phytoremediation of arsenic contaminated land. *Environmental Pollution* **118**(3):453-461.
- Vojtěch D, Knotek V. 2011. Hořčík – kov pro medicínu i pro skladování vodíku. *Chemické listy* **105**:678-683.
- Verbruggen N, Hermans C, Schat H. 2009. Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants. *Current Opinion in Plant Biology* **12**(3):364-372.
- Waldmann A, Koschizke JW, Leitzmann C, Hahn A. 2004. Dietary iron intake and iron status of German female vegans: results of the German vegan study. *Annals of Nutrition and Metabolism* **48**:103-108.
- Wang HB, Wong MH, Lan CY, Baker AJM, Qin YR, Shu WS, Chen GZ, Ye ZH. 2007. Uptake and accumulation of arsenic by 11 *Pteris* taxa from southern China. *Environmental Pollution* **145**: 225-233.
- Yruela I. 2005. Copper in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology* **17**(1):145-156.
- Zemanová V, Popov M, Pavlíková D, Kotrba P, Hnilička F, Česká J, Pavlík M. 2020. Effect of arsenic stress on 5 - methylcytosine, photosynthetic parameters and nutrient content in arsenic hyperaccumulator *Pteris cretica* (L.) var. *Albo-lineata*. *BMC Plant Biology* **20**: 130.
- Zhang W, Cai Y, Tu C, Ma L Q. 2002. Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant. *Science of the Total Environment*, **300**(1-3), 167-177.
- Zhao FJ, Dunham SJ, McGrath SP (2002) Arsenic hyperaccumulation by different fern species. *New Phytologist* **156**:27-31.
- Zhao FJ, Ma JF, Meharg AA, McGrath SP. 2009. Arsenic uptake and metabolism in plants. *New Phytologist* **181**:777-794.

Webové zdroje

- Adriano DC. 2001. *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals*. 2nd Edition, Springer, New York, 867. <http://dx.doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5> Available from https://books.google.sm/books?id=J1FWBgAAQBAJ&pg=PT137&hl=cs&source=gbs_selected_pages&cad=2#v=onepage&q&f=false

- Bloodnick E. 2020. *Role of Copper in Plant Culture*. Available from <https://www.pthorticulture.com/en/training-center/role-of-copper-in-plant-culture/> (accessed January 2021)
- Grycová L. 2013. *Železo a živé organismy*. Gate2Biotech. Dostupné z <http://www.gate2biotech.cz/zelezo-a-zive-organismy/>
- McBride M. 2013. Arsenic and lead uptake by vegetable crops grown on historically contaminated orchard soils. *Applied and Environmental Soil Science*. Available from: <https://www.hindawi.com/journals/aess/2013/283472/>
- Pavlíková, D., Zemanová, V., Pavlík, M., Dobrev, P. I., Hnilička, F., & Motyka, V. 2020. Response of cytokinins and nitrogen metabolism in the fronds of *Pteris* sp. under arsenic stress. *Public Library of Science* **15**(5). Dostupné z <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0233055>
- Trčková M, Raimanová I. 2007. *Stopové prvky ve výživě rostlin*. Zemědělec.cz. Dostupné z <https://www.zemedelec.cz/stopove-prvky-ve-vyzive-rostlin/>
- ÚKZÚZ. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. *Rostlinolékařský portál*. 2021. Dostupné z: http://eagri.cz/public/app/srs_pub/fytoportal/public/?key=%22621d8c92f8eb4360523c02c8b85037ee%22#r|p|poruchy|detail:621d8c92f8eb4360523c02c8b85037ee|popis

9 Seznam grafů, tabulek a obrázků

Graf 1: Výnos biomasy listů, stonků a kořenů křídelnice krétské.....	27
Graf 2: Výnos biomasy listů a kořenů špenátu setého	28
Graf 3: Obsah As v listech křídelnice krétské	29
Graf 4: Obsah As ve stoncích křídelnice krétské	30
Graf 5: Obsah As v kořenech křídelnice krétské	30
Graf 6: Obsah As v listech špenátu setého	31
Graf 7: Obsah As v kořenech špenátu setého	31
Graf 8: Obsah Cu v listech křídelnice krétské.....	32
Graf 9: Obsah Cu ve stoncích křídelnice krétské.....	33
Graf 10: Obsah Cu v kořenech křídelnice krétské.....	33
Graf 11: Obsah Cu v listech špenátu setého	34
Graf 12: Obsah Cu v kořenech špenátu setého	34
Graf 13: Obsah Mg v listech křídelnice krétské.....	35
Graf 14: Obsah Mg ve stoncích křídelnice krétské	35
Graf 15: Obsah Mg v kořenech křídelnice krétské	36
Graf 16: Obsah Mg v listech špenátu setého.....	36
Graf 17: Obsah Mg v kořenech špenátu setého	37
Graf 18: Obsah Fe v listech křídelnice krétské	38
Graf 19: Obsah Fe ve stoncích křídelnice krétské.....	38
Graf 20: Obsah Fe v kořenech křídelnice krétské.....	39
Graf 21: Obsah Fe v listech špenátu setého	39
Graf 23: Obsah Fe v kořenech špenátu setého	40
Tabulka 1: Příjem As vybranými rostlinami.....	15
Tabulka 2: Základní vlastnosti pokusné zeminy	24
Tabulka 3: Translokační faktor As u křídelnice krétské a špenátu setého	32
Obrázek 1: Model chování As	16
Obrázek 2: Rostliny křídelnice krétská var. Albo-lineata při přesazení do pokusných nádob	25
Obrázek 3: Rostliny kontrolní varianty špenátu setého po 40 dnech vegetace	26
Obrázek 4: Rostliny křídelnice krétské var. Albo-lineata v 90 dnech vegetace	28
Obrázek 5: Rostliny špenátu setého po 40 dnech vegetace.....	29

10 Samostatné přílohy

Příloha 1: Křídelnice krétská po 90 dnech růstu v pokusných nádobách – kontaminace As





Příloha 2: Špenát setý – kontaminace As



Příloha 3: Špenát setý po 40 dnech růstu v pokusných nádobách – listy



Příloha 4: Ethos 1 (Advanced Microwave Digestion System)



Příloha 5: ICP-OES (Varian VistaPro, Australie)

