

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Hodnocení znečištění životního prostředí automobilovou
dopravou v Praze-Stodůlkách**

Diplomová práce

**Bc. Michaela Karásková
Ochrana a využívání přírodních zdrojů**

prof. Ing. Daniela Pavlíková, CSc.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Hodnocení znečištění životního prostředí automobilovou dopravou v Praze-Stodůlkách" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucí 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 autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 19. 4. 2024

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala paní prof. Ing. Daniele Pavlíkové, CSc. za cenné rady, připomínky a čas věnovaný konzultacím při zpracování této diplomové práce. Také bych chtěla poděkovat paní Ing. Veronice Zemanové, Ph.D. za přínosné konzultace a za pomoc při práci v laboratoři. Dále děkuji své rodině za veškerou podporu po celou dobu mého studia.

Hodnocení znečištění životního prostředí automobilovou dopravou v Praze-Stodůlkách

Souhrn

Diplomová práce je zaměřena na zhodnocení kontaminace zeleně rizikovými prvky v různé vzdálenosti od silně frekventované silnice. Byla formulována hypotéza, že s rostoucí vzdáleností od silnice bude klesat obsah vybraných rizikových prvků v rostlinách. Pro experiment byla vybrána lokalita Ovčí hájek v Praze-Stodůlkách v blízkosti silně frekventované silnice. V různé vzdálenosti od silnice bylo vybráno 5 keřů růže šípkové, ze kterých byly odebrány listy, větve a šípky. Ve vzorcích byly měřeny koncentrace rizikových kovů (Al, Cd, Cu, Cr, Fe, Ni, Zn).

Výzkum ukázal, že koncentrace zkoumaných rizikových kovů v nejbližším keři byly výrazně vyšší než koncentrace detekované v ostatních keřích. S výjimkou chromu byly koncentrace ostatních měřených kovů v neomytých šípcích nejbližšího keře statisticky vyšší než v omytých šípcích. Obsahy rizikových kovů s rostoucí vzdáleností od silnice klesaly. V případě niklu se vliv vzdálenosti nepotvrdil. Ve zkoumaných vzorcích se kadmium, měď a zinek hromadily nejvíce ve větvích, hliník, chrom a železo se naopak nejvíce koncentrovaly v listech, nikl se hromadil výrazně více v listech a ve větvích. Korelační analýza odhalila silné vztahy mezi Al, Cr a Fe a mezi Cu a Zn, což odráží jejich pravděpodobný společný zdroj kontaminace, jako jsou produkty opotřebení brzd, pneumatik nebo ocelových slitin.

Srovnání s komerčními vzorky ukázalo, že detekované koncentrace rizikových kovů v šípcích z blízkosti frekventované silnice byly nižší příp. srovnatelné jako komerčně dostupné produkty. Prokázalo se, že při extrakci horkou vodou se z šípků uvolnilo velmi malé množství rizikových kovů. Zatímco obsah Al, Cd, Cr a Ni nebyl detekován, obsah Cu, Fe a Zn v 1 porci čaje by nevyčerpal ani 1 % expozičního limitu.

Klíčová slova: doprava, kontaminace ovzduší, rizikové prvky, rostlina

Evaluation of environmental pollution caused by car traffic in Prague-Stodůlky

Summary

This diploma thesis focuses on evaluating the contamination of vegetation by hazardous elements at various distances from a heavily trafficked road. A hypothesis was postulated that the content of selected hazardous elements in plants would decrease with increasing distance from the road. The research site selected for the experiment was Ovčí hájek in Prague-Stodůlky, near a busy road. At varying distances from the road, five rosehip bushes were chosen, from which leaves, branches, and hips were collected. Concentrations of hazardous metals (Al, Cd, Cu, Cr, Fe, Ni, Zn) were measured in the samples.

The research revealed that the concentrations of the studied hazardous metals in the nearest bush were significantly higher than those detected in the other bushes. Except for chromium, concentrations of the other measured metals in the unwashed hips of the nearest bush were statistically higher than in the washed hips. The contents of hazardous metals decreased with increasing distance from the road. The influence of distance was not confirmed for nickel. In the studied samples, cadmium, copper, and zinc accumulated most in the branches, while aluminium, chromium, and iron were mainly concentrated in the leaves, and nickel was significantly more accumulated in both leaves and branches. Correlation analysis revealed strong relationships between Al, Cr, and Fe and between Cu and Zn, reflecting their probable common source of contamination, such as products of brake, tyre, or steel alloy wear.

Compared to commercial samples, detected concentrations of hazardous metals in hips near the busy road were lower or comparable to commercially available products. It was demonstrated that extraction with hot water released very small amounts of hazardous metals from the hips. While the content of Al, Cd, Cr, and Ni was not detected, the content of Cu, Fe, and Zn in one portion of tea would not even exhaust 1% of the exposure limit.

Keywords: traffic, air contamination, hazardous elements, plant

Obsah

1 Úvod	1
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	2
3 Literární rešerše	3
3.1 Růže šípková	3
3.1.1 Charakteristika	3
3.1.2 Chemické složení	4
3.1.3 Účinky a využití šípku	6
3.2 Znečištění životního prostředí automobilovou dopravou	7
3.2.1 Formy znečištění a jejich zdroje.....	7
3.2.1.1 Výfukové emise.....	7
3.2.1.2 Nevýfukové emise.....	7
3.2.2 Koncentrace rizikových kovů v blízkosti komunikací.....	8
3.3 Vybrané rizikové kovy	10
3.3.1 Hliník	11
3.3.1.1 Charakteristika, využití	11
3.3.1.2 Zdroje	12
3.3.1.3 Mobilita.....	12
3.3.1.4 Příjem, distribuce, akumulace v rostlinách a vliv na rostliny.....	13
3.3.1.5 Vliv na člověka	13
3.3.1.6 Situace v ČR.....	14
3.3.2 Chrom	14
3.3.2.1 Charakteristika, využití	14
3.3.2.2 Zdroje.....	15
3.3.2.3 Mobilita.....	15
3.3.2.4 Příjem, distribuce, akumulace v rostlinách a vliv na rostliny.....	15
3.3.2.5 Vliv na člověka	16
3.3.2.6 Situace v ČR.....	17
3.3.3 Kadmium.....	17
3.3.3.1 Charakteristika, využití	17
3.3.3.2 Zdroje.....	18
3.3.3.3 Mobilita.....	19
3.3.3.4 Příjem, distribuce, akumulace v rostlinách a vliv na rostliny.....	19
3.3.3.5 Vliv na člověka	20

3.3.3.6	Situace v ČR	21
3.3.4	Měď.....	22
3.3.4.1	Charakteristika, využití	22
3.3.4.2	Zdroje	22
3.3.4.3	Mobilita	23
3.3.4.4	Příjem, distribuce, akumulace v rostlinách a vliv na rostliny	23
3.3.4.5	Vliv na člověka.....	24
3.3.4.6	Situace v ČR	24
3.3.5	Nikl	25
3.3.5.1	Charakteristika, využití	25
3.3.5.2	Zdroje	26
3.3.5.3	Mobilita	26
3.3.5.4	Příjem, distribuce, akumulace v rostlinách a vliv na rostliny	26
3.3.5.5	Vliv na člověka.....	27
3.3.5.6	Situace v ČR	28
3.3.6	Zinek.....	29
3.3.6.1	Charakteristika, využití.....	29
3.3.6.2	Zdroje	29
3.3.6.3	Mobilita	30
3.3.6.4	Příjem, distribuce, akumulace v rostlinách a vliv na rostliny	30
3.3.6.5	Vliv na člověka.....	31
3.3.6.6	Situace v ČR	31
3.3.7	Železo.....	32
3.3.7.1	Charakteristika, využití.....	32
3.3.7.2	Zdroje	32
3.3.7.3	Mobilita	33
3.3.7.4	Příjem, distribuce, akumulace v rostlinách a vliv na rostliny	33
3.3.7.5	Vliv na člověka.....	34
3.3.7.6	Situace v ČR	34
4	Metodika	36
4.1	Charakteristika Ovčího hájku a blízkého okolí	36
4.2	Charakteristika stanoviště	37
4.3	Popis sběru vzorků a analýza rostlinné biomasy	38
4.4	Statistická analýza a vizualizace dat	40
5	Výsledky	41

5.1	Obsah rizikových kovů v sušině	41
5.1.1	Vliv vzdálenosti od komunikace na obsah rizikových kovů	41
5.1.2	Korelace obsahů jednotlivých kovů	47
5.2	Obsah rizikových kovů v oplachové vodě a ve výluhu ze šípků	47
6	Diskuze.....	50
6.1	Obsah rizikových kovů v sušině	50
6.1.1	Srovnání výsledků se vzorky ze znečištěného a neznečištěného prostředí	51
6.1.2	Srovnání výsledků s komerčními vzorky	52
6.2	Obsah rizikových kovů ve výluhu.....	53
7	Závěr	55
8	Literatura.....	56
9	Seznam tabulek	66
10	Seznam obrázků.....	67
11	Seznam grafů	68
12	Seznam použitých zkratk a symbolů.....	69
13	Příloha – ostatní tabulky, obrázky a grafy	I

1 Úvod

V dnešní době, kdy se prohlubuje povědomí o závažnosti environmentálních problémů a o nutnosti ochrany životního prostředí, je otázka dopadů lidské činnosti na přírodu stále aktuální. Zvýšená pozornost je věnována dopadům antropogenních aktivit na přírodní ekosystémy a kvalitu životního prostředí.

Přestože např. koncentrace pevných částic v ovzduší dlouhodobě klesá, zejména díky opatřením jako je např. výměna zastaralých kotlů, modernizace průmyslových zdrojů nebo obnova vozového parku, v některých oblastech – především v průmyslových oblastech a ve velkých městech – mohou být hodnoty imisních limitů stále překračovány. (ČHMÚ 2023f).

Významný podíl na znečištění životního prostředí má vedle průmyslu, energetiky a vytápění domácností bezesporu silniční doprava. Formou výfukových emisí nebo opotřebením brzd a otěry pneumatik se do životního prostředí dostávají škodlivé látky, mimo jiné i rizikové kovy, které znečišťují ovzduší, půdu a vodní zdroje. Tyto kovy jsou potenciálně toxické pro rostliny, živočichy a člověka – jak přímo, tak prostřednictvím potravinového řetězce. Rizikové kovy mohou mít dále karcinogenní, teratogenní, nebo mutagenní vlastnosti.

Počet vozidel dlouhodobě roste – během posledních dvou desetiletí (mezi roky 2003 a 2022) počet registrovaných osobních automobilů v ČR vzrostl o 70 % na 6,3 milionů, zatímco počet nákladních vozidel se zvýšil více než dvojnásobně na 750 tisíc vozidel (ČSÚ 2023). Přestože dochází k obnově vozů, jejich průměrné stáří neustále roste. Za posledních 10 let (mezi roky 2014 a 2023) se zvýšil průměr stáří osobních automobilů v ČR o 2 roky na 16,2 roků, přičemž tempo stárnutí se zrychlilo především od roku 2020 – každoročně průměrný osobní vůz v ČR zestárne o téměř 4 měsíce (SDA 2024).

Tato diplomová práce se soustředí na znečištění životního prostředí v okrajové části Prahy v blízkosti silně frekventované silnice. Motivací je zjistit, zda má silniční doprava vliv na koncentraci rizikových kovů v růži šípkové, zda se z šípků odebraných z blízkosti silnice extrahuje do výluhu větší množství kovů než v případě sušeného šípku zakoupeného v obchodě a zda je toto množství rizikové. Většina prací s podobnou tématikou se zabývá měřením obsahu kovů buď v šípcích z rostlin rostoucích ve znečištěném prostředí, nebo v komerčně pořízených šípcích. Pouze několik prací zároveň měří obsah kovů i ve výluhu.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce je vyhodnocení kontaminace zeleně rizikovými prvky v různé vzdálenosti od silně frekventované silnice.

Hypotéza:

- 1) S rostoucí vzdáleností od silnice bude klesat obsah vybraných rizikových prvků v rostlinách.

3 Literární rešerše

3.1 Růže šípková

3.1.1 Charakteristika

Růže šípková (*Rosa canina* L.) je součástí rozsáhlé čeledi růžovitých (*Rosaceae* Juss.) patřící mezi dvouděložné krytosemenné rostliny. Čeleď zahrnuje byliny, polokeře, keře a stromy. Rostliny mají střídavé listy, obvykle složené. Plody jsou různé formy – malvice, peckovice, souplodí peckoviček, nažek nebo měchýřků. Charakteristickým rysem růže (*Rosa* L.) je češule kulovitého až lahvicovitého tvaru, která vzniká srůstem květních orgánů, ze které po odkvětu vzniká dužnatý šípek zbarvený červeně, oranžově nebo až černavě, který je zároveň obalem plodů – drobných nažek. Zbarvení je způsobené obsahem chromoplastů (Slavík et al. 1995; Votrubová 2011; Kaplan et al. 2019; Jahodář 2022).

Růže šípková je dřevina, může růst jako až 3 m vysoký statný keř s obloukovitě sehnutými krátkovými větvemi nebo jako až 10 m dlouhé opíravé liány s dlouholetými kmínky. Větve jsou nepravidelně porostlé velkými ostny. Žlutozelené nebo tmavozelené listy jsou lichozpeřené s 2–3 páry lístků nejčastěji eliptického tvaru s jednoduše nebo dvakrát zubatými okraji. Růže šípková kvete od června do července. Květy jsou jednoduché, pětičetné, velikostně jsou drobnější do 5 cm v průměru. Široké okvětní lístky jsou uspořádány radiálně, mají většinou růžovou příp. bílou barvu. Vnější kališní lístky jsou zpeřené, po odkvětu přitiskle sehnuté dolů k šípku, před dozráním šípku opadávají. Šípky jsou lysé s oranžově červenou až hnědočervenou barvou, úzkým ústím (do 1 mm) a velkým množstvím čnělek, které nejsou srostlé do sloupku. V šípku je mnoho bělavých nažek (Slavík et al. 1995; Khan & Abourashed 2009; Kaplan et al. 2019; Bartusik-Aebisher 2020; Jahodář 2022).



Obrázek 1: Plodná větvička růže šípkové. Zdroj: Slavík et al. 1995

V ČR jde o hojný až obecný druh, rozšířený především v celém termofytiku a mezofytiku. Typicky rostou na výslunných stráních, při okraji lesa, na náspech komunikací a na mezích. Je rozšířená téměř po celé Evropě (mimo většinu Skandinávie a velmi zřídka ve východní Evropě), v severozápadní Africe a dále v Asii od Turecka a Kavkazu až po Střední Asii (Slavík et al. 1995; Kaplan et al. 2019).

3.1.2 Chemické složení

Šípek je bohatým zdrojem vitaminů C a A, v nažkách je dále obsažen olej a vitamin E. Obsah vitaminu C se pohybuje od 0,21 do 1,25 % (čerstvé hmotnosti) v závislosti zdroji, klimatu, stupni zralosti a dalších faktorech. Šípek dále obsahuje karotenoidy (0,01–0,05 %) – 100 g čerstvé hmotnosti šípku obsahuje 1150 μm REA (retinol activity equivalent) provitaminu A (především β -karoten), což pokryje doporučenou denní dávku ze stravy. V šípku jsou dále přítomné flavonoidy (0,01–0,35 %), pektiny (3,4–4,6 %), polyfenoly (2,02–2,64 %), cukry (glukóza a fruktóza – zhruba 30 %), a ovocné kyseliny (např. citronová a jablečná). Kromě toho je šípek bohatý na prvky jako selen, železo, vápník nebo fosfor a dále obsahuje vitaminy B₁, B₂, P a K (Slavík et al. 1995; Khan & Abourashed 2009; Ferreira et al. 2016; Bartusik-Aebisher 2020; Jahodář 2022).

Podle autorů Barros et al. (2011) je podíl vitaminu C vyšší v nezralých šípčích, naopak zralé šípky obsahují více β -karotenu. Nezralé šípky mají dále vyšší obsah nenasycených mastných kyselin a vhodnější poměr omega-6/omega-3 mastných kyselin. Vyšší koncentrace fenolů, flavonoidů a cukrů oproti šípku je v okvětních lístcích. Podobně i obsah minerálních látek je závislý na zralosti, jak vyplývá ze studie od Medveckiené et al. (2022). V první fázi zrání šípku (tj. barva se mírně změnila ze zelené na žlutou nebo červenou na nejméně 10 % povrchu) byl zjištěn nejvyšší obsah draslíku, vápníku, hořčíku, manganu, hliníku a chromu, zatímco ve čtvrté fázi zrání (tj. šípek nabyl oranžovou barvu) byl zjištěn nejvyšší obsah fosforu, železa, mědi, zinku a boru.

V tabulce 1 jsou rozříděny studie zaměřené na měření obsahu chemických prvků v šípčích, příp. i v jiných částech růže šípkové. Studie jsou seřazeny podle kategorie lokality sběru (neznečištěné prostředí, znečištěné prostředí, nespecifikováno, zakoupeno v obchodu) a podle roku. Koncentrace prvků z jednotlivých studií včetně způsobu sušení jsou uvedeny v tabulkách 9 až 11 v příloze.

Autoři Kalinovic et al. (2018) měřili obsah toxických prvků (As, Cd, Cu, Fe, Pb a Zn) v různých částech růže šípkové (kořen, větev, list, šípek) v extrémně znečištěném prostředí po těžbě mědi. Největší koncentrace měřených kovů byla nalezena v listech, přičemž obsah arsenu se po omytí listů zredukoval zhruba o 1/5, u ostatních kovů na polovinu (a příp. i více). Koncentrace kovů v šípku byla přibližně desetinná oproti neumytým listům, resp. třetinová v případě zinku. Při porovnání se vzorky z neznečištěných prostředích od jiných autorů je patrná vyšší koncentrace železa, zinku a mědi v šípku. Ercisli (2007) zkoumal vzorky z městského prostředí, podobně autoři Hamurcu et al. (2010) se zabývali vzorky z blízkosti silnice – v těchto případech byla detekována vyšší koncentrace zinku a mědi (Ercisli 2007), resp. olova a kadmia (Hamurcu et al. 2010) oproti vzorkům z neznečištěných prostředích od jiných autorů. Naopak např. Zeiner & Juranović Cindrić (2018) zkoumali šípek pocházející z neznečištěné plochy na venkově, přesto detekovali vysoké koncentrace niklu a hliníku (nejvyšší při porovnání se všemi studiemi uvedenými v tabulce 1).

Kazaz et al. (2009) zkoumali obsah minerálních látek a jejich distribuci uvnitř šípku. Zatímco např. draslík, vápník, hořčík a bór jsou obsaženy ve větší koncentraci především v dužině, naopak fosfor, měď a zinek se koncentrují spíše v nažkách. Nejvyšší obsah sodíku a železa potom naměřili v šípku jako celku (tj. včetně slupky).

Tabulka 1: Přehled dříve publikovaných studií zaměřených na obsah prvků v růži šípkové

Autor, rok	Stát	Původ vzorků	Analytická metoda
Gunaydin & Alibas 2023	Turecko	zahrada na venkově	ICP-OES
Medveckienė et al. 2022	Litva	ekologická farma	ICP-MS
Singh et al. 2021	Indie	himalájské údolí	ICP-MS
Smanalieva et al. 2020	Kyrgyzstán	les	ICP-OES
Zeiner & Juranović Cindrić 2018	Chorvatsko	neznečištěná půda na venkově	ICP-AES
Damascos et al. 2008	Argentina	les/step	INAA
Reglero et al. 2008	Španělsko	honitba	GFAAS
Kalinovic et al. 2018	Srbsko	znečištěná půda (těžba mědi)	ICP-AES
Vural 2015	Turecko	znečištěná půda těžkými kovy	ICP-OES, ICP-MS
Figurska-Ciura et al. 2010	Polsko	znečištěná půda (těžba mědi)	AAS
Hamurcu et al. 2010	Turecko	v blízkosti silnice	ICP-AES
Reglero et al. 2008	Španělsko	znečištěná půda (těžba olova)	GFAAS
Ercisli 2007	Turecko	městské prostředí	AAS
Al-Juhaimi et al. 2023	Turecko	nespecifikováno	ICP-OES
Kazaz et al. 2009	Turecko	nespecifikováno	ICP-OES
Živkov-Baloš et al. 2014	Srbsko	sušený šípek z obchodu	AAS
Malik et al. 2013	ČR	sušený šípek z obchodu	ICP-OES, FAAS
Tokaloğlu 2012	Turecko	sušený šípek z obchodu	ICP-MS
Desideri et al. 2010	Chile	sušený šípek z obchodu	EDPXRF
Kara 2009	Turecko	sušený šípek z obchodu	ICP-MS, ICP-OES
Duran et al. 2008	Turecko	sušený šípek z obchodu	AAS
Özcan et al. 2008	Turecko	sušený šípek z obchodu	ICP-OES
Sekeroglu et al. 2008	Turecko	sušený šípek z obchodu	ICP-AES
Başgel & Erdemoğlu 2006	Turecko	sušený šípek z obchodu	ICP-OES

Zdroj: autorka

Autoři Gunaydin & Alibas (2023) porovnávali různé způsoby sušení šípku – přirozeného, konvekčního při 50 °C a mikrovlnného při 100 / 300 / 500 / 700 a 1000 W – a jejich vliv na změnu obsahu vybraných látek. Nejnižší ztráty fosforu, vápníku, mědi, manganu a zinku byly zjištěny při 700 W, zatímco pro draslík, hořčík, sodík a železo při 500 W. Podobně vitamin C dosáhl nejvyšší koncentrace při 500 W a β-karoten při 700 W. Naproti tomu dlouhodobé metody – přirozené, konvekční a mikrovlnné sušení při 100 W – způsobily významné ztráty kvality kvůli oxidaci. Vyšších koncentrací látek bylo dosaženo i po nejkratším sušení při 1000 W, které způsobilo částečné spálení šípku. Dle Slavíka et al. (1995) při sušení dochází k poklesu obsahu vitamínu C až od 80 %.

Studie od autorů Malik et al. (2013), Özcan et al. (2008) a Başgel & Erdemoğlu (2006) se zabývaly výluhovými testy z šípku. V porovnání s obsahem látek v sušině nejvýrazněji do výluhu přešel zinek a nikl v případě 15minutového výluhování s vroucí deionizovanou vodou

(Malik et al. 2013), resp. hořčík, nikl a měď v případě 30minutové infúzi s deionizovanou vodou o teplotě 95 °C (Başgel & Erdemoğlu 2006), resp. železo a bór v případě 5/10/15minutové dekokci s vroucí vodou (Özcan et al. 2008).

3.1.3 Účinky a využití šípku

V minulosti šípek sloužil jako potrava a užíval se v lidovém léčitelství a humánní medicíně jako osvědčená droga. Tradiční použití šípku je postaveno na jeho probiotických, antioxidačních, protizánětlivých, protiobeztních, protivředových, projímavých, relaxačních účincích. Dále se užívá pro posílení imunitního systému, k léčbě chřipky, revmatických zánětů, chronických bolestí, v léčbě hypertenze a srdečních onemocnění, při redukci bolestivých symptomů osteoartritidy kožních onemocnění nebo ke zlepšení stavu kůže (Khan & Abourashed 2009; Patel 2013; Roman et al. 2013; Bartusik-Aebisher 2020; Medveckienė et al. 2022; Sapkota et al. 2022; Zhou et al. 2023). Dále se využívá v potravinářství – např. k výrobě džusů, marmelád, sirupů, šípkového vína, doplňků stravy a k přípravě čaje – nebo v kosmetickém průmyslu (Ercisli 2007; Kazaz et al. 2009; Czyzowska et al. 2015; Al-Yafeai et al. 2018). Šípky se zpracovávají sušením (čaje) nebo konzervací (dřeň). Chloupky z vnitřku šípků mohou u citlivých osob vyvolat alergickou reakci (Slavík et al. 1995).

V lékopisech je šípek označen jako *Cynosbati fructus* (Jahodář 2022). Uvádění bylinných léčiv na EU trh je podle EMA (2024) v kompetenci národních regulátorů. V ČR je podle databáze SÚKL (2024) registrovaný pouze 1 léčivý přípravek s obsahem šípku – průdušková čajová směs. Vzhledem k tomu, že důkazy o zdravotních tvrzeních připisovaných šípku nebyly dostatečně zdokumentovány, není zatím žádné schválené zdravotní tvrzení, které by se mohlo v souvislosti s šípkem používat (EC 2024). Mezi dosud neposouzená zdravotní tvrzení patří jeho potenciální antioxidační účinky, příznivý dopad na celkový stav organismu a mentální zdraví. Dále je to potenciální vliv na normální činnost močového měchýře a ledvin, normální funkci dýchacího systému, udržování normálního stavu kloubů, trávení, zdraví pokožky a hojení ran (SZPI 2024). Naopak s ohledem na obsah vitaminů A, C a E, je možné tvrdit, že vitamin A podporuje normální metabolismus železa, udržuje zdravý stav sliznic a pokožky, podporuje normální zrak, fungování imunitního systému a je důležitý pro specializaci buněk. Vitamin C přispívá k udržení normální funkce imunitního systému, podporuje tvorbu kolagenu pro normální funkci krevních cév, kostí, chrupavek, dásní, kůže a zubů, přispívá k normálnímu energetickému metabolismu, fungování nervového systému, psychické aktivitě a ochraně buněk před oxidativním stresem, pomáhá snižovat únavu a vyčerpání, podporuje regeneraci vitaminu E a zvyšuje vstřebávání železa. Vitamin E přispívá k ochraně buněk před oxidativním stresem (EC 2024).

Studie od autorů Chrubasik et al. (2008) se zabývá účinky růže šípkové a agreguje výsledky starších studií. Šípek podle nich díky vysoké koncentraci polyfenolů a jiných bioaktivních sloučenin prokázal schopnost zachycovat volné radikály a poskytovat celkovou antioxidační ochranu. Na základě výsledků dalších studií autoři konstatují, že extrakt šípku má mj. protizánětlivé účinky, přispívá k přírůstku tělesné hmotnosti a viscerálního tuku.

3.2 Znečištění životního prostředí automobilovou dopravou

3.2.1 Formy znečištění a jejich zdroje

3.2.1.1 Výfukové emise

Automobilová doprava představuje významný zdroj znečištění životního prostředí. Spalovací motory vozidel produkují především oxidy dusíku (NO_x – zejména NO_2 a NO) a suspendované částice PM_{10} a $\text{PM}_{2.5}$. Výfukové plyny dále obsahují O_3 , CO , SO_x , těkavé organické látky (VOC), polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH) a další látky. Katalyzátory výfukových plynů jsou dále zdrojem kovů Pt, Pd a Rh, které mohou být součástí PM_{10} a $\text{PM}_{2.5}$. Mezi další emitované kovy patří např. Ni, V, Cu, Br, Ba, Sb, Cd, Mn, Sr, Co. Jejich zdrojem může být jak samotné spalování paliva, tak přítomnost mazacích olejů nebo koroze motoru a dalších kovových částí vozidla. Dříve se používalo olovo jako přísada do benzínu – od roku 2005 už se v celé EU prodávají pouze bezolovnatá paliva. Podobně je omezeno používání např. kadmia a niklu (EP & CEU 1998; Divrikli et al. 2003; EP & CEU 2006; Sysalová et al. 2012; Ferreira et al. 2016; Markiewicz et al. 2017; Khan et al. 2018; Zgłobicki et al. 2019; Aarzo et al. 2022; Müller 2022).

Podle ČHMÚ (2023b) za období 2012–2022 poklesla v ČR koncentrace PM_{10} a $\text{PM}_{2.5}$ a NO_2 . Koncentrace PM_{10} a NO_2 je významně ovlivněna plynulostí dopravy (křižovatky, kolony), a proto v městském prostředí je vyšší než např. na dálnicích. Naopak koncentrace $\text{PM}_{2.5}$ je dopravou ovlivněna méně (ČHMÚ 2017a). K redukci emisí SO_x , NO_x , CO a $\text{PM}_{2.5}$ v dopravě v EU přispěla především regulace – např. limity, kontroly, standardy kvality paliva apod. (Oreggioni et al. 2022).

3.2.1.2 Nevýfukové emise

Nevýfukové znečišťující látky jsou produkovány především při opotřebením vozidel – především opotřebením brzd a otěry pneumatik. Brzdové destičky jsou vyrobeny z různých materiálů, včetně kovových, nekovových a organických složek. Mezi běžně používané materiály brzdových destiček patří kovová vlákna, jako jsou měď, železo a ocel, dále mohou být součástí prvky Al, Si, S, Mg, K, Ti, Ca, Pb, Sn a další. Ve starších automobilech byl součástí azbest – jeho použití ve výrobě je již zakázáno (CEC 1983), současným trendem je snižování podílu mědi a antimonu. Významnými složkami destiček s nižším podílem kovů jsou např. keramika, grafit, fenolová pryskyřice, guma. Jako abrazivo se používá např. zirkon (ZrSiO_4), oxid zirkoničitý nebo oxid hlinitý. Brzdové kotouče jsou vyráběny nejčastěji z šedé litiny. Opotřebením brzd je zodpovědné až za 55 % nevýfukového znečištění způsobeného automobily, přičemž až 98 % částic je velikosti PM_{10} a zhruba 2/3 částic spadá do frakce $\text{PM}_{2.5}$. Opotřebením brzd uvolňuje především prvky jako Fe, Cu, Si, Ca, Ti a Al. Dále jsou to Sn, Mg, Si, Cr, Ti, K, W a Zn, méně často potom např. Ni, Pb, Zr, Ba nebo Sb (Piscitello et al. 2021; Mulani et al. 2022; Lopez et al. 2023).

Hlavní složkou při výrobě pneumatik je guma (přírodní a syntetická; dohromady tvoří zhruba 40–60 %), obohacená o plniva (např. saze), minerální oleje, ocelové a textilní výztuže a další přísady. Důležitou součástí jsou vulkanizační činidla, aktivátory a akcelerátory (např. S, Se, Te, ZnO, MgO, oxidy olova). Titan (spolu s kobaltem, niklem a chromem) se používá jako

katalyzátor při výrobě gumy. Hliník se přidává pro zvýšení přilnavosti za mokra nebo v zimních podmínkách. Dříve byly používány vysoce aromatické oleje, které jsou bohaté na polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH – z pneumatik se uvolňovaly především chrysen a pyren) – jejich použití je od roku 2010 zakázáno. Otěrem pneumatik se generují především hrubé gumové částice (PM₁₀), zatímco vysoká teplota dosažená na povrchu pneumatiky způsobuje vypařování jemných částic (PM₁) – přičemž nejvyšší koncentrace je ultra jemných částic s velikostí okolo 50 nm. Pneumatiky se považují za dominantní zdroj mikroplastů v životním prostředí a za hlavní zdroj zinku v silničním prachu – koncentrace Zn je v pneumatikách 15x vyšší než v brzdách (Markiewicz et al. 2017; Piscitello et al. 2021; Müller 2022; Lopez et al. 2023; O’Loughlin et al. 2023; Yang et al. 2023).

Provoz vozidel dále způsobuje abrazi silnic. Vozovky jsou typicky vyrobeny především z kameniva (příp. i písku) a pojiva, což je v případě betonu cement, resp. asfalt v případě asfaltobetonu. Směs může být obohacena o další aditiva k modifikaci vlastností vozovky. Otěrem pneumatik dochází k minerálnímu opotřebení vozovky, které je tvořeno hlavně Si, Ca, K, Fe a Al. Dále se do vzduchu uvolňují organické asfaltové materiály. Kovy, mikroplasty a další látky se uvolňují ze silničních značkovacích barev – např. jako bílý pigment se používá titanová běloba (TiO₂), jako žlutý pigment se dříve používal chroman olovnatý (PbCrO₄), jehož použití je od roku 2010 zakázáno, a místo něj se používají neškodné organické pigmenty. Částice uvolněné z opotřebení mají převážně velikost okolo 7 µm (PM₁₀), částic o velikosti PM₁ je velmi malé množství (Piscitello et al. 2021; Müller 2022; Burghardt et al. 2023; Lopez et al. 2023).

Úniky kovů mohou dále souviset s korozí různých částí vozidel – např. Co, Ni, Cr, Cu. Mimo to dochází k dalším únikům – např. provozních a brzdových kapalin (např. oleje a paliva, směsi do ostříkovačů) nebo přípravky pro péči o vozidlo, které jsou dalším významným zdrojem PAH a VOC v rámci automobilové dopravy (Divrikli et al. 2003; Zgłobicki et al. 2019; Harrison et al. 2021; Müller 2022).

Částice uložené na povrchu vozovky jsou následně vířeny a unášeny do okolí samotnými vozidly příp. větrem. Další možností je splach deštěm nebo v rámci čištění komunikací a odtok látek do kanalizace (Piscitello et al. 2021).

3.2.2 Koncentrace rizikových kovů v blízkosti komunikací

Studie od autorů Jeong et al. (2023) zkoumala zatížení těžkými kovy různých míst v Jižní Koreji. Složení pobřežních sedimentů bylo podobné skladbě silničního prachu v městských a průmyslových oblastech. Dopravní aktivita v okolních městech byla identifikována jako hlavní zdroj kontaminace kovy v pobřežních oblastech, kam se dostávala prostřednictvím odtoku dešťové vody.

Autoři Stojić et al. (2023) porovnávali zatížení půd (v blízkosti dálnic, železnic a zemědělských cest s nízkým provozem) těžkými kovy v Srbsku. Výsledky ukázaly, že nejvyšší koncentrace As, Co, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn byly naměřeny v okolí dálnic. Výjimkou byl větší obsah Hg v okolí železnic v důsledku použití protiplísňových Hg sloučenin při údržbě dřevěných železničních pražců. V případě mědi byla koncentrace u dálnic průměrně 1,8x vyšší než v případě zemědělských cest, u ostatních kovů byl obsah 1,1–1,3x vyšší.

Autoři Budai & Clement (2018) měřili koncentraci kovů Zn (emitovaný převážně otěrem pneumatik) a dále Cu, Pb a Sb (emitované převážně opotřebením brzd) v prachu na silnici v centru Budapešti. Nejvyšší zátěž našli u zinku (průměrně 45 mg/m²), následně u mědi (průměrně 4,4 mg/m²), nejméně u olova (průměrně 1,4 mg/m²) a antimonu (průměrně 0,3 mg/m²). Zatímco koncentrace zinku se výrazně neměnily v různých částech vozovky (větší velikost částic, větší přilnavost povrchu silnice), u ostatních kovů byla koncentrace nejvyšší u kraje vozovky a směrem do středu vozovky se obsah snižoval. Autoři tvrdí, že téměř 1/3 částic emitovaných opotřebením brzd zůstává dlouhodobě v silničním prachu.

Studie od autorů Werkenthin et al. (2016) se zabývá akumulací těžkých kovů v půdě různých typů náspu podél německé dálnice A115 u Berlína. V případě konvenčního materiálu náspu (okolní ornice) byla detekována nejvyšší koncentrace pro měď, olovo a zinek. Při použití materiálu se 75% podílem štěrku, 24% podílem písku a téměř jílu a hlíny byly koncentrace těchto kovů naopak nejnižší. Největší obsah niklu byl detekován v případě kombinace obou přístupů. Kadmium a chrom byly pod hranicí analytického stanovení.

Sysalová et al. (2012) měřili mj. koncentrace těžkých kovů v městském prachu v blízkosti frekventované severojižní magistrály v Praze v letech 2009 a 2010. Průměrná koncentrace arsenu byla 24,9 mg/kg a niklu 55,8 mg/kg – oba prvky byly rovnoměrně zastoupeny ve všech zkoumaných frakcích a v průběhu měření byla jejich koncentrace stabilní. Výraznější rozdíl v koncentracích jednotlivých frakcí byl zaznamenán u zinku, olova a chromu, u kterých byly výrazně vyšší obsahy nalezeny ve frakci s největšími částicemi (0,119–0,507 nm). Nejvyšší koncentrace byla naměřena pro zinek (průměrně 1643 mg/kg v roce 2010; oproti roku 2009 se průměr výrazně nezměnil, ale došlo k nárůstu koncentrace v jemnějších frakcích a k poklesu obsahu v největší frakci). Meziročně nejvíce poklesl obsah olova (zhruba o 1/3 na 146 mg/kg v roce 2010). Nárůst koncentrace byl zaznamenán u kadmia (2,7 mg/kg v roce 2010) a chromu (164,5 mg/kg v roce 2010). Podle autorů je největším potenciálním zdrojem doprava.

Studie od autorů Johansson et al. (2009) zkoumá koncentraci těžkých kovů na frekventované silnici a současně na střeše v centrálním Stockholmu. Koncentrace naměřené na ulici byly 2x až 4x vyšší než na městském pozadí (Co, Cr, Mn, Pb, V, Zn, Mo, W, Sn, Hg). Výraznější rozdíl byl u mědi a antimonu, pro které byly koncentrace 7x vyšší. Výjimkou byl nikl (koncentrace vyšší o 26 %) a dále arzen a nikl (vyšší o 18 %, resp. 9 %) – u nich ale většina měření byla pod detekčním limitem. Podle autorů bylo více než 90 % silničních emisí Cu způsobeno opotřebením brzd. Emisemi z výfuku bylo produkováno více než 80 % emisí Ni, 90 % emisí Pb a 40 % emisí Zn. Mezi koncentracemi Cr, Ni, Mo, Co, V a Mn byla nalezena silná korelace, což odpovídá, že jsou součástí různých ocelových slitin.

3.3 Vybrané rizikové kovy

Adriano (2001) mezi potenciálně toxické kovy pro rostliny, resp. živočichy nebo člověka řadí: Ag, Al, Be, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn, Tl, V, Zn. Esenciální a potenciálně esenciální podle (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007) jsou zvláště tučně. V podkapitolách je představeno 7 vybraných kovů: Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Zn. Ke každému prvku jsou uvedeny jeho přirozené a antropogenní zdroje a průmyslové využití, popsána mobilita v životním prostředí včetně vlivu na rostliny i na člověka a charakterizována situace v ČR (koncentrace v ovzduší, ve vodě, v zemědělské půdě, v potravinách a v pitné vodě).

V tabulce 2 jsou uvedeny limitní expoziční hodnoty pro vybrané rizikové kovy vydané organizacemi Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), European Food Safety Authority (EFSA), resp. United States Environmental Protection Agency (US EPA). Pokud je maximální limit stanoven, je daná hodnota doplněna druhem expozičního limitu a rokem vydání stanoviska. Uvedené limitní hodnoty stanovené komisemi JECFA mají podobu provizorního tolerovatelného příjmu za týden (PTWI) nebo za měsíc (PTMI), příp. provizorního maximálního tolerovatelného příjmu za den (PMTDI). Expoziční limity definované úřadem EFSA mají podobu přípustného příjmu za den (ADI) nebo tolerovatelného příjmu za den (TDI), resp. týden (TWI). Limitní expoziční hodnoty stanovené organizací US EPA mají podobu referenční denní dávky (RfD). Pro ovoce je v rámci Evropského hospodářského prostoru stanoven maximální limit na obsah kadmia v ovoci v rozsahu 0,02 až 0,05 mg/kg čerstvé hmotnosti po omytí a oddělení jedlé části (EC 2023).

Tabulka 2: Limitní expoziční hodnoty pro vybrané rizikové kovy

Kov	JECFA (FAO/WHO)	EFSA	US EPA
Al	PTWI (2011): 2 mg/kg t. hm./týden	TWI (2008): 1 mg/kg t. hm./týden	nestanoveno
Cr	nestanoveno	TDI (2014): 0,3 mg/kg t. hm./den (Cr ³⁺)	RfD (1998): 0,003 mg/kg t. hm./den (Cr ⁶⁺); 1,5 mg/kg t. hm./den (Cr ³⁺)
Cd	PTMI (2013): 0,025 mg/kg t. hm./ měsíc	TWI (2011): 0,0025 mg/kg t. hm./týden	RfD (1989): 0,001 mg/kg t. hm./den; 0,0005 mg/kg t. hm./den (nápoje)
Cu	PMTDI (1982): 0,5 mg/kg t. hm./den	ADI (2023): 0,07 mg/kg t. hm./den	nestanoveno
Ni	nestanoveno	TDI (2020): 0,013 mg/kg t. hm./den	RfD (1991): 0,02 mg/kg t. hm./den
Zn	PMTDI (1982): 0,3–1 mg/kg t. hm./den	nestanoveno	RfD (2005): 0,3 mg/kg t. hm./den
Fe	PMTDI (1983): 0,8 mg/kg t. hm./den	nestanoveno	nestanoveno

Zdroj: WHO 1982; WHO 1983; US EPA 1998a; US EPA 1998b; US EPA 2005; EFSA 2008; EFSA 2011; WHO 2011; WHO 2013; EFSA 2014b; US EPA 2015a; US EPA 2015b; EFSA 2020; EFSA 2023; vlastní zpracování

Tabulka 3 obsahuje nutriční doporučení pro vybrané rizikové kovy stanovené organizací EFSA. Pokud je doporučení stanoveno, je uveden druh nutričního standardu a rok vydání

stanoviska. Uvedeny jsou hodnoty pro dospělé muže, dospělé ženy a dále celkové rozpětí přes všechny věkové skupiny a obě pohlaví.

Tabulka 3: Nutriční doporučení pro vybrané rizikové kovy stanovené EFSA

Kov	Rozpětí pro všechny skupiny	Dospělí muži	Dospělé ženy
Al	nestanoveno		
Cr	nestanoveno		
Cd	nestanoveno		
Cu	AI (2015):		
	0,4–1,6 mg/den	1,6 mg/den	1,3 mg/den
Ni	nestanoveno		
Zn	AR (2014):		
	2,4–12,7 mg/den	7,5–12,7 mg/den	6,2–10,2 mg/den
Fe	AR (2015):		
	5–8 mg/den	6 mg/den	6–7 mg/den

Zdroj: EFSA 2014a; EFSA 2015a; EFSA 2015b; vlastní zpracování

V tabulce 4 jsou uvedeny přibližné koncentrace vybraných rizikových kovů ve zralých listech podle (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007). V případě hliníku autoři uvádějí obecné rozpětí obsahu v potravinářských rostlinách od 7 do 104 mg/kg, v případě železa potom 1 až 218 mg/kg.

Tabulka 4: Přibližné koncentrace vybraných rizikových kovů ve zralých listech (mg/kg)

Kov	Dostatek / normální stav	Nadbytek / toxický stav
Al		
Cr	0,1–0,5	5–30
Cd	0,01–0,2	5–30
Cu	5–30	20–100
Ni	0,1–5	10–100
Zn	25–150	100–400
Fe		

Zdroj: Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; vlastní zpracování

3.3.1 Hliník

3.3.1.1 Charakteristika, využití

Hliník je bělavě šedý lesklý kov, který je lehký, dobře tažný a velmi dobře elektricky vodivý. Jedná se o třetí nejrozšířenější prvek a nejrozšířenější kov v zemské kůře, v níž je zastoupen v koncentraci 8 % – v mnohých minerálech tvoří hlavní složku příp. druhou v pořadí. (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

Hliník se vyskytuje v oxidačních stavech od +I do +III, nejstabilnější a nejběžnější je trojmocný hliník. Mezi typické sloučeniny hliníku patří oxid hlinitý, který se používá v průmyslové výrobě kovového hliníku, dále síran, hydroxid, fluorid a chlorid hlinitý (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

Hliník nachází široké uplatnění v elektrotechnice, dopravě, stavebnictví a potravinářství (konzervace potravin, obaly). Síran hlinitý se využívá v úpravách pitné vody. V medicíně se hliník používá při selhávání ledvin, při zažívacích potížích k neutralizaci žaludeční kyseliny, jako adjuvans ve vakcínách a v antiperspirantech. Sloučeniny hliníku se dále využívají při výrobě papíru, rafinaci cukru, konzervaci dřeva, zpracování kůže nebo zpevňování textilu. Hliník je možné opakovaně recyklovat s využitím pouze 5 % energie ve srovnání s primární výrobou (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

3.3.1.2 Zdroje

Hliník se přirozeně hojně vyskytuje v půdě – jeho obsah se pohybuje mezi 1 a 4 %. Koncentrace hliníku v půdě závisí na matečné hornině, přičemž vyšší zastoupení je v bauxitu a kryolitu. Množství organického hliníku v roztoku půdy lineárně koreluje s koncentrací uhlíku a zvyšuje se s hloubkou. Hliník se přirozeně vyskytuje v nerozpuštěných formách. Průměrný obsah hliníku v řekách je zhruba 30 $\mu\text{g/l}$ v závislosti na okolních horninách a půdách, což je mnohonásobně více než v mořích a oceánech, kde je koncentrace nižší než 1 $\mu\text{g/l}$ a je ovlivněna především slaností vody. V ovzduší znečištěných oblastí dosahuje koncentrace hliníku až 1 300 ng/m^3 , v odlehlých oblastech je to výrazně méně – zhruba 60 ng/m^3 . Do ovzduší se hliník dostává především formou půdního prachu. Většina hliníkového prachu z přirozených zdrojů se do atmosféry emituje z vulkanické činnosti, příp. pomocí větru z půdního prachu a písku ze Sahary (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

Mezi antropogenní zdroje hliníku patří těžba a zpracování hliníkových rud nebo výroba a zpracování hliníku. Dalším zdrojem úniku mohou být havárie odkalovacích nádrží hliníkáren a následné zamoření okolí nebezpečným kalem. Významnou roli dále hrají kyselá deště, které mohou být zapříčiněny lidskou činností – např. energetikou (emise síry), dopravou (emise NO_x) a zemědělstvím (emise NH_3). Kyselá deště mají vliv na uvolnění půdního hliníku a zvýšení obsahu hliníku v povrchových vodách. Koncentraci hliníku v potravinách může zvýšit obalový materiál příp. i způsob zpracování a skladování potravin (Hůnová & Janoušková 2004; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

3.3.1.3 Mobilita

V půdě je hliník obvykle nepohyblivý a vyskytuje se v nerozpuštěných formách. Mobilitu hliníku v půdě ovlivňuje především hodnota pH. Kyselá prostředí zvyšuje mobilitu hliníku a jeho uvolňování z minerálů. Při pH nižší než 5 převažuje hliník ve formě Al^{3+} . Vylouhované soli Al^{3+} v mobilní formě se mohou následně dostat až do povrchových vod. Rozpustnost a mobilitu hliníku v půdě dále zvyšuje tvorba organominerálních komplexů (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

Mobilita a rozpustnost kadmia ve vodě také závisí na pH, v kyselém prostředí může koncentrace hliníku vzrůst na 500 až 1000 $\mu\text{g/l}$. Nejnižší rozpustnost vodního Al je při pH 6,2. Formy hliníku ve vodním prostředí jsou velmi proměnlivé, kromě pH na to má vliv přítomnost

rozpuštěného organického uhlíku a dalších látek např. fluoridu, fosfátu apod. (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Částice hliníku ve vzduchu jsou většinou větší než 2 mikrometry v průměru, což znamená, že nemohou létat příliš daleko a obvykle se nacházejí v blízkosti zdroje (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.1.4 Příjem, distribuce, akumulace v rostlinách a vliv na rostliny

Hliník se v nekyselých půdách vyskytuje v nerozpustné formě a rostliny ho nedokáží přijmout. Mobilní hliník z kyselých půd je rostlinami přijímán kořeny a způsobuje v nich chemický stres. Některé rostliny jsou více odolné a mají vyvinuté mechanismy proti toxicitě hliníku – např. dokáží zvýšit pH rhizosféry kořenů nebo vyloučit organické látky, které toxický hliník přemění na neškodnou formu. Většina hliníku se v rostlině váže na buněčnou stěnu v kořenech. Velmi malá část hliníku je transportována nebo adsorbována do nadzemních částí rostlin. Vysoký obsah hliníku se může kumulovat v krmných luskovinách a trávách – až nad 3 000 mg/kg. V zelenině se ve vyšších koncentracích vyskytuje např. ve špenátu (106 mg/kg) nebo v bramborách (76 mg/kg). Naopak nízký obsah hliníku je v jablkách – 7 mg/kg (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Fyziologické funkce hliníku v rostlinách nejsou plně známé, ale existují důkazy, že nízké koncentrace hliníku mohou mít pozitivní vliv na růst. Toxicita hliníku se projevuje především na růstu kořenů – vede k mělkému kořenění a kořeny jsou křehké. Mezi další projevy patří zvýšení citlivosti na sucho a snížení využívání živin a vody z půdy, což má za následek oslabení rostliny. Hliník může dále způsobit omezení růstu a snížit výnos plodin. Nejtoxičtější formou hliníku pro rostliny je hliník ve formě Al^{3+} , která je dobře dostupná v kyselém pH půdy (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.1.5 Vliv na člověka

Dýchací a trávicí soustava jsou hlavními cestami, kterými hliník vstupuje do těla, a to především prostřednictvím pitné vody a potravin. Kyselé látky, které přicházejí do kontaktu s hliníkovým nádobím při přípravě pokrmů, mohou zvyšovat množství přijímaného hliníku. Je však málo pravděpodobné, že by taková kontaminace vedla toxickým projevům. Hliník je z těla poměrně snadno vyloučen, pouze při onemocnění ledvin se Al může hromadit v mozkových buňkách a kostech. Průměrný obsah hliníku v těle člověka je 2,6 mg/kg (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

Pracovníci výroby čistého jemného práškového hliníku mohou trpět horečkou z kovů a chronickou aluminiózou, plicní fibrózou a vážným až smrtelným poškozením plic při expozici prachu z kovového hliníku a při výrobě výbušnin a ohňostrojů. Podle některých studií není práškový hliník fibrogenní. Nejvíce profesionálně exponovaní jsou svářeči hliníku. Dlouhodobou expozicí hliníku se u nich zvýšila koncentrace Al – v moči byla až 100x a v krvi až 20x vyšší než u neexponovaných osob. U dlouhodobě exponovaných pracovníků koncentrace hliníku v moči přes víkend neklesá, u krátkodobě exponovaných přes víkend klesá. U osob se sníženou schopností eliminovat hliník byly zjištěny vyšší koncentrace Al ve specifických tkáních a zvýšený výskyt encefalopatie a osteomalacie. Toxicita hliníku byla prokázána u osob se sníženou funkcí ledvin. Vliv hliníku na onemocnění Alzheimerovou nebyla

zatím jednoznačně prokázána – hromadění hliníku v mozku nemusí být příčinou nemoci (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

3.3.1.6 Situace v ČR

Podle ČHMÚ (2023a; 2023b) byla v roce 2022 řeka Odra označena jako mírně znečištěná hliníkem – tj. II. třída s koncentrací 600 až 1200 µg/l podle ČSN 75 7221 (2017), všechny ostatní toky v ČR jsou hliníkem neznečištěné (I. třída). Hliník byl dále nadlimitně detekován ve 2 % procentech vzorků podzemní vody.

Expozice české populace hliníku z potravin byla za rok 2021 odhadována ve výši 21 % TWI (tolerable weekly intake: 1 mg/kg t. hm./týden) a nepředstavuje pravděpodobně riziko poškození zdraví. Mezi významné zdroje expozice hliníku (podle spotřebního koše) patří čaj, pečivo, kakao a koření. Nejvyšší koncentrace hliníku byly zjištěny v koření, kakau, čokoládě a luštěninách (SZÚ 2022). Podle SZÚ (2023a; 2023b) byla v roce 2022 expozice hliníku v pitné vodě z veřejné vodovodní sítě v ČR velmi malá – při předpokladu vypití 1,5 l denně bylo průměrně vyčerpáno méně než 1 % expozičního limitu (TWI). Méně než 0,5 % obyvatelstva mohla z pitné vody dosáhnout expozice mezi 1 % až 10 % expozičního limitu. Obsah hliníku byl v polovině odebraných vzorků pod mezí stanovitelnosti, 0,3 % vzorků překročilo limitní hodnotu (MH – 0,2 mg/l), průměrný obsah byl 0,032 mg/l.

3.3.2 Chrom

3.3.2.1 Charakteristika, využití

Chrom je kovově šedý a lesklý kov. Z elementárních kovů je chrom považován za nejtvrďší, ale současně je křehký. Pro svou odolnost proti korozi je často používán ve slitinách (Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001; Eisler 2007).

Chrom se vyskytuje v oxidačních stavech od -II do +VI, ale zřídka nabývá jiných stavů než 0, +III a +VI. Nejstabilnější je trojmocný chrom, který je biogenní a podílí se na metabolismu cukrů. Naopak šestimocný chrom je známý svými karcinogenními a alergenními vlastnostmi. Chrom se vyskytuje ve sloučeninách, přičemž volný chrom byl nalezen pouze v meteoritech. Nejvýznamnější minerál chromu je chromit, dále jsou známy minerály jako krokoit, phoenikochroit, aquelinit a pyrop. Smaragdy a rubíny obsahují stopové množství chromu, což jim dodává jejich charakteristickou barvu. Sloučeniny chromu jsou výrazně barevné, přičemž roztoky chromnatých solí jsou světle modré a chromité sloučeniny nabývají výrazných barev od zelené přes černou až po fialovou (Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001; Bencko et al. 2011; MŽP 2021a).

Kovový chrom je produkován elektrolyticky nebo redukcí chromitých solí. Přibližně dvě třetiny průmyslové spotřeby chromu připadá na výrobu nerezové oceli v metalurgickém průmyslu, dále se chrom využívá na výrobu zrcadel, v chemickém průmyslu a koželužnictví. Chromové pigmenty jsou používány v tiskařství a barvířství a chrom se také využívá pro galvanickou povrchovou úpravu kovů (Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

3.3.2.2 Zdroje

Chrom se přirozeně hojně vyskytuje v zemské kůře a ve světovém měřítku je průměrný obsah chromu v půdě okolo 50 mg/kg. Koncentrace chromu v půdě závisí na matečné hornině, přičemž vyšší koncentrace jsou v magmatických horninách (nejvíce v ultramafických horninách) a jílových horizontech. Koncentrace chromu v jezerech a řekách se pohybuje mezi 1–10 µg/l, v mořské vodě mezi 0,1–5 µg/l, v ovzduší měst mezi 10–50 ng/m³ (Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

Nejvýznamnějším zdrojem emisí chromu jsou prach a strusky z hutnění rud a zpracování kovů v rámci metalurgického průmyslu. Významným způsobem se chrom dostává do životního prostředí také při spalování fosilních paliv, při kterém se produkuje velké množství chromu v prachových částicích. Zmíněné zdroje jsou zodpovědné za až 70 % celkových emisí chromu. Mezi další antropogenní zdroje patří výroba papíru, pigmentů, anorganických hnojiv, petrochemický průmysl, textilní průmysl, koželužství a elektrárny. Dále jsou to cementárny (cement obsahuje chrom), spalovny komunálních odpadů, výfukové plyny z automobilů s katalyzátorem a poléťavý azbest z brzdového obložení automobilů, který také obsahuje chrom. Zhruba 50 % chromu se do půd dostává z odpadů komerčních výrobků obsahujících chrom a 30 % z poléťavého popílku. Obsah chromu v půdě dále zvyšuje používání fosforečných hnojiv, aplikace čistírenských kalů, hnoje a průmyslových odpadních vod. (Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011; MŽP 2021a).

3.3.2.3 Mobilita

Mobilitu chromu ovlivňuje pH půdy, redoxní potenciál, obsah půdních minerálů, organických sloučenin a oxidačních a redukčních činidel. Za normálních podmínek dochází k redukci šestimocného chromu na trojmocný díky většímu množství redukčních činidel v půdě. Šestimocný chrom je mobilnější než v trojmocné formě, zvláště v kyselém nebo naopak v zásaditém prostředí. Chrom je nejvíce akumulován v horní vrstvě půdy (Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

Toxicita chromu ve vodním prostředí je ovlivněna tvrdostí vody, teplotou, pH a množstvím soli ve vodě. Šestimocné sloučeniny chromu jsou ve vodě dobře rozpustné, a jsou proto v tomto prostředí velmi mobilní. Šestimocný chrom se ve vodě rychle redukuje na trojmocný díky přítomnosti organických látek. Trojmocný chrom se vyskytuje v sedimentech, neboť se váže na suspendované částice. (Eisler 2007; Bencko et al. 2011).

3.3.2.4 Příjem, distribuce, akumulace v rostlinách a vliv na rostliny

Chrom se v půdě nejčastěji vyskytuje v trojmocné formě, kterou rostliny vstřebávají jen v omezeném množství. Zatímco šestimocný chrom proniká do buněk snadno, chrom v trojmocné formě není schopen překonat buněčnou membránu. Absorpce probíhá především kořeny rostlin, které jsou schopny přeměnit Cr³⁺ na CrO₄²⁻. Při pokusech na hydroponicky pěstovaných rostlinách bylo zjištěno, že šestimocný i trojmocný chrom jsou pro rostliny dostupné zhruba stejně. Rostliny hromadící železo obvykle přijímají větší množství chromu. (Adriano 2001; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

Chrom je v rostlinách málo pohyblivý, největší množství tak zůstává akumulováno v kořenech. Nejvyšší koncentrace chromu jsou obvykle na nejnižších trofických úrovních, není důkaz o narůstání chromu v potravním řetězci. Až na výjimky koncentrace chromu v rostlinách zřídka překračuje 1 mg/kg. (Adriano 2001; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Fytotoxicita chromu závisí na jeho oxidačním stavu. Při pokusech na cukrové řepě pěstované na písčitém substrátu byl pozorován škodlivý účinek šestimocného chromu, který se projevoval zpomaleným růstem, málo vyvinutým kořenovým systémem a málo barevnými a vlnitými listy. Toxické účinky šestimocného chromu závisí na vlastnostech půdy, zejména na pH a textuře. V půdách se zvýšenou koncentrací chromu klesá aktivita enzymů půdních mikroorganismů. Nejvíce chromu se nachází v cibuli a ořeších (0,16 mg/kg), následují mrkev a zelí (0,13 mg/kg). Naopak v listové zelenině a ovoci se obsah pohybuje v rozmezí 0,04 až 0,08 mg/kg (Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.2.5 Vliv na člověka

Trojmocný chrom je biogenní prvek, který se podílí na metabolismu cukrů a tuků. Symptomy deficitu chromu zahrnují narušenou glukózovou toleranci, glykosurii, zvýšení hladiny inzulínu v krevním séru a zvýšení hladiny cholesterolu a triglyceridů. U zvířat bylo pozorováno snížení dožití, narušený růst, snížený imunitní systém a snížení reprodukce. Kyselina askorbová (vitamín C) a glutathion redukuje šestimocný chrom na trojmocný, čímž mohou omezit toxické účinky Cr^{6+} (Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Trávicím ústrojím se vstřebává zhruba 2 % chromu. Denní příjem chromu je odhadován na 30–100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ s předpokladem, že se vstřebá 10 % a vyloučí se 2–20 $\mu\text{g}/\text{l}$ močí. Chrom je rychle vstřebáván inhalací – u svářečů pracujících s nerezovou ocelí byly zaznamenány vysoké koncentrace chromu v moči. U svářečů-kuřáků byla přítom detekována koncentrace dvojnásobná oproti jejich nekouřícím kolegům. Chrom se nachází v pletivech plodů i tkáních novorozenců, přičemž od narození obsah klesá ve všech orgánech kromě plic, kde se naopak v důsledku kumulace inhalovaného chromu mírně zvyšuje. Nejvyšší obsah chromu byl nalezen ve vlasech – 0,2–2 mg/kg (Bencko et al. 2011).

Akutní expozice inhalací trojmocnému a šestimocnému chromu způsobuje podráždění dýchacího traktu, přičemž Cr^{3+} je méně toxický. Šestimocný chrom může způsobit průduškové astma, jehož příznakem je dušnost a dráždivý kašel, a dále jeho soli mohou vyvolat perforaci nosní přepážky, která se projevuje do několika měsíců od expozice. Orální příjem vysokých dávek chromu může vést k žaludečním potížím, vředům, poškození ledvin a jater, anémii, abnormalitám srážecích faktorů v krvi a svalové slabosti. Expozice Cr^{6+} dermální cestou má leptavé účinky (Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; MŽP 2021a).

Chronická expozice chromu může způsobit rakovinu nosní sliznice, plic a žaludku. V laboratorních podmínkách je Cr^{6+} mutagenní, karcinogenní a teratogenní. Dermální expozice Cr^{6+} může způsobovat špatně léčitelné chromové vředy v místech drobných kožních poranění, které se projeví hlubokými defekty a mohou zasahovat až do kloubů. Chrom je po niklu druhým nejčastějším alergenem působícím na kůži (Adriano 2001; Eisler 2007; Bencko et al. 2011).

3.3.2.6 Situace v ČR

Podle dat ČHMÚ (2023c) má pouze 26 stanic vyhodnotitelná data pro chrom za rok 2022. Nejvyšší průměrné roční hodnoty byly zaznamenány v Ostravě a v Klatovech ($6,3 \text{ ng/m}^3$ v roce 2022), podobně jako v roce 2021. Zatímco na Ostravsku jsou podobně vysoké hodnoty měřeny dlouhodobě, v Klatovech došlo za posledních 10 let ke zhoršení ($1,5 \text{ ng/m}^3$ v roce 2012). V Jihlavě (typ stanice dopravní u rušné křižovatky) se za posledních 10 let koncentrace chromu výrazně snížila – z $25,8 \text{ ng/m}^3$ v roce 2012 (v roce 2013 dokonce $74,5 \text{ ng/m}^3$) na $2,0 \text{ ng/m}^3$ v roce 2022. Obecně je celorepublikový trend koncentrace chromu kolísavý – za období posledních 10 let se hodnoty průměrně zvýšily. Během první poloviny minulého desetiletí hodnoty spíše rostly, v druhém pololetí naopak klesaly a od té doby opět rostou (ČHMÚ 2012; ČHMÚ 2013; ČHMÚ 2015; ČHMÚ 2017b; ČHMÚ 2019; ČHMÚ 2021; ČHMÚ 2022a; ČHMÚ 2023c).

Podle ČHMÚ (2023a; 2023b) byly v roce 2022 všechny toky v ČR označeny jako neznečištěné chromem, tj. I. třída s koncentrací nižší než $5 \text{ } \mu\text{g/l}$ podle ČSN 75 7221 (2017). Dále nebyl chrom nadlimitně detekován v žádném vzorku podzemní vody.

Za rok 2022 uniklo podle MŽP (2023) celkem v ČR $7\,400 \text{ kg}$ chromu do ovzduší a téměř $1\,000 \text{ kg}$ do vody. V obou případech došlo ke zvýšení oproti roku 2021. Největší podíl na únikách měly elektrárny, resp. ČOV. Zdrojem největších úniků byly elektrárny Počerady, Chvaletice a Teplárna Kladno, ze kterých dohromady uniklo do ovzduší $4\,200 \text{ kg}$ chromu.

Podle Registru kontaminovaných ploch je celorepublikový průměr koncentrace chromu jako 40 mg/kg sušiny ve vzorcích zemědělské půdy za období 1998–2018. Preventivní hodnotu (stanovenou ve vyhlášce č. 153/2016 Sb. jako $90 \text{ mg chromu/kg sušiny}$) překročily 4 % vzorků. Nejvyšší poměr překročení preventivní hodnoty byl zaznamenán v kraji Vysočina (13 % vzorků), kde byla současně stanovena nejvyšší průměrná koncentrace – $61 \text{ mg chromu/kg sušiny}$ (MŽP 2016; ÚKZÚZ 2020).

Expozice české populace chromu z potravin byla za rok 2021 odhadována ve výši 21,4 % RfD – tj. referenční dávky podle US EPA (i pokud by se všechny chrom uvažoval jako šestimocný): $0,003 \text{ mg/kg t. hm./den}$. Mezi významné zdroje expozice chromu (podle spotřebního koše) patří kakao (a výrobky obsahující kakao), pečivo, pivo, čaj a koření. Nejvyšší koncentrace chromu byly zjištěny v kakau, čokoládě a koření (SZÚ 2022). Podle SZÚ (2023a; 2023b) je denní přívod chromu z nutričního hlediska adekvátní. Více než 50 % přívodu ve stravě tvoří cukrovinky (s kakaem) a pečivo. Expozice chromu v pitné vodě z veřejné vodovodní sítě v ČR byla v roce 2022 malá – obsah chromu byl ve většině odebraných vzorků pod mezí stanovitelnosti, žádný vzorek nepřekročil limitní hodnotu (NMH – $50 \text{ } \mu\text{g/l}$), průměrný obsah byl $2,5 \text{ } \mu\text{g/l}$.

3.3.3 Kadmium

3.3.3.1 Charakteristika, využití

Kadmium je stříbrobílý, lesklý, měkký a velmi tažný kov, má malou pevnost a snadno se svařuje (nízký bod tání). Je odolné vůči korozi, dobře vede elektrický proud a teplo. Geochemicky je kadmium podobné zinku, na rozdíl od něj se ale kadmium v přírodě vyskytuje vzácně (Trebichavský et al. 1998; D'Mello 2019). Kadmium je neesenčním prvkem

a v určitých koncentracích prokazuje toxicitu pro všechny formy života – od mikroorganismů přes rostliny až po člověka (Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Kadmium se nejčastěji vyskytuje v oxidačním stavu +II, zřídka i ve stavu +I. (MŽP 2021b). Na vzduchu rychle reaguje a pokrývá se tenkou vrstvou oxidu kademnatého (Trebichavský et al. 1998). Ačkoliv čisté kadmium není rozpustné ve vodě (podobně jako oxidy a sulfidy kadmia), chloridové a síranové soli se rozpouští dobře (Eisler 2007).

Kadmium nachází široké uplatnění v různých průmyslových oblastech. Jedním z hlavních využití kadmia je ochrana železa před korozi, což je běžné v automobilovém a leteckém průmyslu, při výrobě plechů, a také je přidáváno do slitin na bázi mědi. Kadmium se také nachází jako součást barevných pigmentů a je využíváno jako stabilizátor plastů (Bencko et al. 2011). Dále se kadmium používá v elektrodách alkalických akumulátorů a je klíčovou složkou Ni-Cd baterií a solárních bateriích (Eisler 2007; MŽP 2021b). Kadmium je přítomné ve fungicidech na golfových hřištích (Adriano 2001). Od roku 2006 je v Evropské unii zakázán obsah kadmia v elektronických zařízeních s výjimkou těch průmyslových, telekomunikačních, zdravotnických (EP & CEU 2006).

3.3.3.2 Zdroje

Kadmium je poměrně vzácný těžký kov. V zemské kůře se nejčastěji vyskytuje v sulfidické vazbě – typicky jako příměs zinkové rudy sulfidu zinečnatého. Podle Trebichavský et al. (1998) se odhaduje výskyt zhruba 0,15 g v 1 t zemské kůry. Adriano (2001) uvádí, že obecně se v půdách vyskytuje kadmium v množství nižším než 1 g na 1 t půdy a místa s větší koncentrací jsou spojena s výskytem zmíněných Cd-Zn rud. V půdách je tedy koncentrace Cd významně ovlivněna množstvím Cd v matečné hornině. Kabata-Pendias & Mukherjee (2007) uvádějí, že celosvětově je průměrná koncentrace kadmia v půdě 0,5 mg/kg půdy, v řekách 0,08 µg/l a v ovzduší měst a průmyslových oblastí 2–150 ng/m³.

Do ovzduší se kadmium přirozeně dostává především při sopečných výbuších. Prach z kadmia zahrnuje různé kadmiové sloučeniny, jako je například chlorid kademnatý. Kadmiové dýmy se skládají z drobných částic kadmia nebo oxidu kademnatého. Mezi další přirozené zdroje kadmia patří lesní požáry, mořské aerosoly, zvětrávání hornin nebo podzemní vody. Atmosférickou depozicí přechází do půdy, kde se váže na jílové a půdní částice. Přirozenou cestou je koncentrace Cd v půdě výrazně ovlivněna množstvím Cd v matečné hornině. Do vody může Cd kromě přímé atmosférické depozice také pronikat pomocí splachů z půdy. Koncentrace kadmia v povrchové vodě v oblastech mimo zdroje kontaminace je minimální, pohybuje se pod 1 µg/l (Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011; D'Mello 2019; MŽP 2021b).

Největším zdrojem expozice kadmiumu je potrava, přičemž pro evropskou populaci je to především pečivo, rýže a zelenina. Potraviny mohou být kontaminovány zemědělskou technologií (aplikace pesticidů, fosfátových hnojiv a čistírenských kalů), znečištěním z průmyslu, geologickým podložím a zpracováním potravin. Vedle potravin je významným zdrojem kadmia kouření; inhalací 0,1–0,2 µg kadmia při vykouření jedné cigarety představuje podstatný přínos do expozice člověka. Mezi další antropogenní zdroje kadmia patří např. slévárny kovů, průmysl barviv, výroba plastů a akumulátorů. Dále je to spalování pohonných hmot a olejů nebo používání fosfátů přirozeného původu a pesticidů v zemědělství. Kadmium

je také produkováno jako vedlejší produkt získávání zinku (na 1 tunu zinku odpovídá zhruba 3 tuny kadmia). Kontaminaci vody kadmium mohou způsobit např. pozinkované nebo pokadmiované vodovodní trubky a kohoutky. Významným způsobem se kadmium dostává do životního prostředí také prostřednictvím odpadních vod a čistírenských kalů, přičemž aplikace čistírenských kalů na půdu zvyšuje riziko kontaminace Cd. V roce 1988 bylo do prostředí vypuštěno přibližně 306 000 kg Cd kvůli antropogenní činnosti (Adriano 2001; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011; D'Mello 2019).

3.3.3.3 Mobilita

Kadmium emitované do atmosféry se váže na prachové částice (převážně na částice s aerodynamickým průměrem do 2,5 μm) a tyto spojené částice mohou zůstat ve vzduchu více než týden a distribuovat se na velké vzdálenosti (MŽP 2021b; ČHMÚ 2023f). Částice nad 10 μm mohou padat na půdu a rostliny nedaleko zdroje znečištění. Cd uvolňované do ovzduší má tendenci akumulovat se v půdě a vodě a následně vstupovat do potravního řetězce (Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

V půdě je kadmium relativně nepohyblivé. Sorpce kadmia je výrazně ovlivněna pH prostředím, přičemž optimální rozmezí pH je podle Eisler (2007) mezi 5 až 9. Kabata-Pendias & Mukherjee (2007) uvádějí, že dobře mobilní je kadmium při pH nižším než 3, nebo při pH vyšším než 5 při současně nízkém obsahu částic železa. Desorpce probíhá se vzrůstajícím zasolením. Alkalický poléťavý popílek může zvýšit dostupnost kadmia pro rostliny. Mobilitu kadmia v půdě ovlivňuje více faktorů – kromě pH půdy je to textura, obsah organické hmoty, koncentrace Cd, zasolení a dostupnost zinku. Kyselý dešť přispívají k uvolňování kadmia ze sedimentů. V kontaminovaném prostředí je proto doporučeno udržovat pH půdy 6.5 a vyšší, protože s rostoucím pH klesá mobilita Cd. Dále jsou prospěšné humusové látky, které v půdě adsorbují ionty kadmia a ovlivňují tak jejich dostupnost (Adriano 2001; MŽP 2021b).

Mobilita kadmia ve vodě závisí na jeho chemické formě – oxidy a sulfidy Cd jsou relativně nerozpustné, zatímco chloridy a sírany se rozpouštějí ochotně (MŽP 2021b). V mořské vodě je kadmium dobře mobilní, v ostatních vodách je málo rozpustné (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.3.4 Příjem, distribuce, akumulace v rostlinách a vliv na rostliny

Rostliny přijímají kadmium kořeny, přičemž množství přijatého kadmia závisí na půdních faktorech, jako je pH, kationtová výměnná kapacita, redoxní potenciál, organická hmota a obsah jiných kovů. V normálních podmínkách jsou rostliny schopny přijmout omezené množství Cd, a toto množství je ovlivněno druhem a genotypem rostliny (Adriano 2001).

Distribuce Cd mezi kořeny a výhonky se liší v závislosti na druhu rostliny a je ovlivněna koncentrací Cd v půdě, teplotou a intenzitou světla. Koncentrace kadmia výrazně klesá s výškou listů, což naznačuje, že Cd je málo mobilní a koncentrace v listech závisí na jejich stáří (Adriano 2001).

Rostliny mají tendenci kadmium akumulovat, přičemž obecně obsah Cd v kořenech je více než dvojnásobný ve srovnání s výhonky. Podobně např. v plodech ovocných stromů je obsah kadmia také nižší než v kořenech. V lesních ekosystémech se množství kadmia projevuje nerovnoměrně – v kořenech je koncentrace nejvyšší, následují listy, větve a nejnižší

koncentrace je obvykle v kmenu. V kontaminovaném prostředí může být koncentrace kadmia ve větvích značně vyšší. Kadmium je nejčastěji detekováno v bramborách, listové zelenině a obilovinách tvořících významnou složku rostlinné stravy (Adriano 2001).

Rostliny, jako špenát, sója, římský salát a fazole, vykazují vyšší senzitivitu i při poměrně nízkých koncentracích Cd 5–15 mg/kg tím, že sníží výnos až o 25 %. K odolnějším druhům rostlin patří např. rajče, cuketa a zelí. Ačkoliv se Cd vyskytuje spolu se zinkem, oba kovy soupeří o vytváření proteinových komplexů (Adriano 2001). Mezi další příznaky toxicity patří malý vzrůst a chloróza (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.3.5 Vliv na člověka

Brána vstupu kadmia do těla člověka má vliv na poškození různých orgánů. Vdechování par a prachů způsobuje poškození dýchacího ústrojí, zatímco požití kontaminované potravy nebo nápojů poškozuje trávicí ústrojí. Kadmium prokazatelně vykazuje karcinogenní vlastnosti, což se projevuje v nádorech prostaty, trávicí soustavy, ledvin, jater a plic. První záznamy o karcinogenních účincích se datují do roku 1965 (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011). Dále bylo prokázáno, že kadmium má teratogenní účinky. Experimenty s žabími vajíčky, umístěnými na kontaminované médium, ukázaly na sníženou schopnost vylíhnutí a zvýšený výskyt deformací. U potkanů vystavených koncentracím nad 6 mg Cd/kg během březosti byly zaznamenány defekty čelistí, rozštěpy patra a pulmonální hyperplázie. U křečků byly pozorovány defekty ocasů (Eisler 2007).

Denní příjem kadmia lidským organismem se pohybuje v rozmezí 25–60 µg za den, přičemž tolerovaný denní příjem podle WHO činí 57–72 µg (Adriano 2001). Kadmium vykazuje schopnost vytěšňovat z těla železo, zinek a měď tím, že se váže na SH-skupiny a způsobuje kompetici. Navíc zesiluje toxické účinky jiných kovů, jako jsou zinek a měď (MŽP 2021b).

Hlavní symptomy akutní toxicity kadmia zahrnují nauzeu, zvracení, průjem, křeče trávicího ústrojí, bolesti hlavy, intenzivní salivaci a podráždění dýchacího ústrojí vedoucí až k edému plic. Při vysoké expozici jsou tyto příznaky následovány šokem ze ztráty tekutin, akutním selháním ledvin, srdce, plic a smrtí, která může nastat v rozmezí 24 hodin až 14 dnů. Letální dávka kadmia při perorálním příjmu pro člověka je 350–800 mg, zatímco smrtelná koncentrace dýmů je přibližně 5 mg/m³ při 8hodinové expozici (Bencko et al. 2011).

Chronická expozice kadmiu, ať už inhalační nebo perorální cestou, se nejdříve projevuje poškozením ledvin. Vizuálním projevem může být zlatožlutý lem na dásních a žlutá kůže. Chronická expozice parám a prachům kadmia má za následek poškození plicních funkcí a může vyvolat horečku slévačů. Kadmium také mění metabolismus vápníku, což vede k osteomalacii kombinované s osteoporózou – což se masivně projevilo v Japonsku v první polovině 20. století jako následek dlouholetého vypouštění kontaminované odpadní vody a jejího použití k zavlažování a rybolovu (choroba itai-itai). Kadmium dále ovlivňuje metabolismus sacharidů a inhibuje sekreci inzulínu (Bencko et al. 2011; MŽP 2021b).

Kadmium má tendenci akumulovat se v játrech, ledvinách, mozku, kostech a svalech. Bylo zjištěno, že koncentrace kadmia v orgánech savců stoupá s přibývajícím věkem (Eisler 2007). Kabata-Pendias & Mukherjee (2007) uvádějí, že v lidském těle je průměrně 0,17 mg kadmia/kg.

3.3.3.6 Situace v ČR

Roční imisní limit kadmia je stanoven na 5 ng/m³ ve frakci PM₁₀, s dolní mezí pro posuzování úrovně znečištění 2 ng/m³ a horním limitem 3 ng/m³ (ČR 2012; MŽP 2012). Doporučený limit WHO není stanoven, ale hodnota jednotkového karcinogenního rizika (UCR) byla stanovena na $4,9 \times 10^{-4}$. K tomu doporučená hodnota kadmia v ovzduší k zabránění dalšího nárůstu v zemědělských půdách činí 0,005 µg/m³ (ČHMÚ 2023f).

Podle ČHMÚ (2023f) byly v roce 2022 roční průměrné koncentrace kadmia v ČR nízké a pohybovaly se pod dolní mezí pro posuzování (2 ng/m³). Dlouhodobě jsou koncentrace kadmia na území ČR podlimitní a celorepublikový trend koncentrace za období 2012–2022 je klesající. Jedinou výjimkou je oblast Ostrava/Karviná/Frydek-Místek, kde je trend kolísající okolo hodnoty 0,9 ng/m³ za roky 2012 až 2022 (zdrojem je průmysl – výroba železa a oceli). Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány v oblasti Tanvaldsko v okrese Jablonec nad Nisou (1,3 ng/m³ v roce 2022). Tato oblast byla dlouhodobě nejzatíženější, s koncentracemi kadmia v období 2012–2015 nadlimitními (až 7,4 ng/m³ v roce 2012). Důvodem byla vysoká koncentrace sklářského průmyslu, významného zdroje emisí kadmia z používaných barev a tavidel. Po ekologizaci provozu v roce 2016 došlo ke snížení koncentrace pod hranici imisního limitu.

Za rok 2012 dosáhly celkové emise kadmia v ČR téměř 1,4 t, 10letý trend (2010–2020) ukazuje klesající hodnoty, přičemž v roce 2010 se celkově emitovalo 1,5 t kadmia. Největší podíl na znečištění ČR kadmiiem má sektor domácnosti (vytápění, ohřev vody, vaření) představující 52 %. Dalšími hlavními zdroji v ČR jsou veřejná energetika a výroba tepla, výroba železa a oceli, výroba skla, a tabákový kouř. Ačkoliv celkově emise dlouhodobě kadmia klesají, podíl domácností na emisi kadmia naopak roste – vyprodukuje o 0,2 t kadmia ročně více než před 10 lety (ČHMÚ 2022b; ČHMÚ 2023f).

Podle ČHMÚ (2023a; 2023b) byl v roce 2022 vyšší výskyt kadmia detekován na tocích v severních a severozápadních Čechách. Znečištěnými toky kadmiiem – tj. III. třída s koncentrací 0,5 až 1 µg/l podle ČSN 75 7221 (2017) – jsou Litavka (přítok Berounky) a Lučina (přítok Ostravice). Kadmium bylo dále nadlimitně detekováno ve 3 procentech vzorků podzemní vody.

Za rok 2022 uniklo podle MŽP (2023) celkem v ČR 322 kg kadmia do ovzduší a téměř 35 kg do vody. V obou případech došlo ke snížení oproti roku 2021. Největší podíl na unících měly železárny a elektrárny. Zdrojem největších úniků kadmia byla železárna Liberty Ostrava, ze které uniklo do ovzduší 78 kg kadmia, následovaná elektrárnou Počerady s únikem do ovzduší téměř 50 kg kadmia.

Podle Registru kontaminovaných ploch je celorepublikový průměr koncentrace kadmia jako 0,26 mg/kg sušiny ve vzorcích zemědělské půdy za období 1998–2018. Preventivní hodnotu (stanovenou ve vyhlášce č. 153/2016 Sb. jako 0,5 mg kadmia/kg sušiny) překročilo 8 % vzorků. Nejvyšší poměr překročení preventivní hodnoty byl zaznamenán v Praze (29 % vzorků), kde byl současně stanovena nejvyšší průměrná koncentrace – 0,43 mg kadmia/kg sušiny. Koncentrace vyšší než 1,5 mg kadmia/kg sušiny může podle vyhlášky č. 153/2016 Sb. ohrozit zdravotní nezávadnost potravin (MŽP 2016; ÚKZÚZ 2020).

Expozice české populace kadmiiu z potravin byla za rok 2021 odhadována ve výši 42,1 % limitní hodnoty TWI EFSA a je srovnatelná s expozicí v jiných evropských státech (SZÚ 2022).

Mezi významné zdroje expozice kadmia (podle spotřebního koše) patří brambory (a výrobky z nich), pečivo, mouka, těstoviny a rýže. Nejvyšší koncentrace kadmia byly zjištěny v kakau, bramborových lupínkách, arašidech a sóje. Potraviny živočišného původu mají nízký podíl na expozici kadmiu. Podle SZÚ (2023a; 2023b) byla v roce 2022 expozice kadmiu v pitné vodě z veřejné vodovodní sítě v ČR velmi malá – při předpokladu vypití 1,5 l denně bylo průměrně vyčerpáno méně než 1 % expozičního limitu (TDI). Zhruba třetina obyvatelstva mohla z pitné vody dosáhnout expozice mezi 1 % až 10 % expozičního limitu. Obsah kadmia byl ve většině odebraných vzorků pod mezí stanovitelnosti, žádný vzorek nepřekročil limitní hodnotu (NMH – 5 µg/l), průměrný obsah byl 0,35 µg/l.

Výsledky národního lidského monitoringu (SZÚ 2016) za rok 2015 ukazují, že koncentrace kadmia v krvi je u kuřáků významně vyšší (1,26 µg/l) než u nekuřáků (0,51 µg/l). Oproti předešlému monitoringu z roku 2009 došlo k mírnému nárůstu koncentrací. Významně nižší koncentrace byly zjištěny v Praze oproti jiným lokalitám.

3.3.4 Měď

3.3.4.1 Charakteristika, využití

Měď je načervenalý lesklý, měkký a tažný kov. Velmi dobře vede elektrický proud a teplo a je znám svými antibakteriálními účinky. Jedná se o snadno svařitelný a pájitelný materiál a předpokládá se, že byl prvním kovem, s nímž lidé začali pracovat a využívat ho (Trebichavský et al. 1998; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Měď může nabývat oxidačních stavů +I a +II, přičemž dvojmocná forma je snadno redukována na jednomocnou, která je nestabilní. Ve sloučeninách se vyskytuje častěji ve formě Cu^{2+} , protože je stálejší. Na povrchu mědi se vytváří vrstva oxidů, která ji chrání před korozí. Hlavními průmyslovými zdroji mědi jsou minerály chalkopyrit (CuFeS_2), chalkocit (Cu_2S) a malachit ($\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu(OH)}_2$). Mezi důležité slitiny mědi patří mosaz (se zinkem) a bronz (s cínem) a Monelův kov – speciální slitina s niklem (Marschner 1995; Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001; Eisler 2007; MŽP 2021c).

Měď se v průmyslu využívá v elektrotechnice, stavebnictví (např. pokrývání střech, jako materiál pro kotle a vodovodních potrubí) a automobilovém průmyslu. V zemědělství se uplatňuje jako součást hnojiv a pesticidů nebo jako přísada krmiva hospodářských zvířat. Dále se používá jako aditivum v léčivech – např. pro antibiotika nebo léky pro vyvolání zvracení. Slitiny mědi se používají např. pro výrobu mincí, uměleckých předmětů, hudebních nástrojů nebo munice. Měď je možné opakovaně recyklovat (Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; MŽP 2021c).

3.3.4.2 Zdroje

Do životního prostředí se měď přirozeně dostává při zvětvávání hornin a vulkanickou činností. Mezi další přírodní zdroje mědi patří větrná eroze, termální prameny, lesní požáry, mořské aerosoly, rozkládající se vegetace a roznášení prachu větrem. Celosvětově se množství mědi uvolněné přírodními procesy odhaduje až na 450 tisíc tun ročně (zhruba 1/4 z celkového množství). Atmosférickou depozicí přechází měď především do půdy. V zemské kůře se měď průměrně vyskytuje v koncentraci mezi 25 a 75 mg/kg, v půdě potom mezi 20 a 30 mg/kg.

Průměrný obsah mědi v řekách je zhruba 1,5 µg/l, v mořích a oceánech 0,3 µg/l, v ovzduší dosahuje koncentrace 0,03–0,06 ng/m³ (Trebichavský et al. 1998; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Nejvýznamnějším antropogenním zdrojem je těžba a úprava měďných rud a spalování fosilních paliv. K dalším zdrojům patří zpracování železných i neželezných rud, výroba slitin, výroba tepla a elektřiny, výroba cementu nebo aplikace hnojiv, pesticidů a čistírenských kalů na půdu. Dále jsou to katalyzátory, pigmenty, metalurgické odpady, brusné prachy a popílky. Měď se dostává do životního prostředí také prostřednictvím odpadních vod z povrchové úpravy kovů (Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.4.3 Mobilita

Měď je jedním z nejméně mobilních kovů, velké koncentrace mědi tak v půdě přetrvávají dlouhodobě. Mobilita je nejméně ovlivněna pH půdy – měď je dostupná při pH pod 6, naopak při pH nad 7 je dostupnost výrazně omezená. Mobilitu mědi v půdě dále snižuje přítomnost velkých minerálních koloidů a organické hmoty. Rozpuštěná organická hmota měď v půdě fixuje, podobně se měď váže na oxidy železa a manganu a jílové minerály. Takto vázaná měď proniká do hlubších vrstev, jinak se kumuluje především v horních několika cm půdy. Rozpustnost a dostupnost mědi pro rostliny je dále ovlivněna oxidačně-redukčním potenciálem, texturou půdy, teplotou a vodním režimem (Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Ve vodním prostředí je měď esenciálním prvkem pro mnohé vodní druhy. Dvojmocná měď je však považována za nejtoxičtější formu mědi pro vodní organismy. Rozpustnost mědi závisí na její chemické formě; zatímco oxidy mědi jsou nerozpustné, hydroxidy mědi jsou dobře rozpustné, a tím pro vodní organismy lépe dostupné. Dostupnost mědi je dále ovlivněna přítomností železa a manganu v prostředí a tvrdostí vody. V tvrdých a středně znečištěných vodách může být 43–88 % mědi vázáno na suspendované částice a tím nedostupné pro vodní organismy (Adriano 2001; Eisler 2007).

V atmosféře se oxidy mědi snadno vážou na prachové částice a jsou dobře rozpustné v dešťových kapkách. Tyto spojené částice mohou zůstat ve vzduchu až 2 týdny a distribuovat se na velké vzdálenosti (Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.4.4 Příjem, distribuce, akumulace v rostlinách a vliv na rostliny

Absorpce mědi probíhá hlavně kořeny rostlin, její příjem je ovlivněn především pH půdy. Měď je v rostlinách mírně mobilní, je silně vázána na dusík a bílkoviny. V rostlinách se měď kumuluje převážně v kořenech a více než polovina mědi nacházející se v chloroplastech je vázaná na protein plastocyanin, který je nezbytný pro proces fotosyntézy. Průměrný obsah mědi v živé hmotě rostlin se pohybuje kolem 4 mg/kg. Koncentrace pod 4 mg/kg značí nedostatek mědi, zatímco množství mědi nad 20 mg/kg může mít toxické účinky. Vyšší obsah mědi se může kumulovat v trávách a jetelovinách – až 15 mg/kg. Naopak nízký obsah mědi je v bulvě celeru – 0,1 mg/kg (Marschner 1995; Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Měď je klíčovou složkou několika enzymů a hraje zásadní roli ve fotosyntéze, transpiraci, reprodukci a odolnosti rostlin proti chorobám a škůdcům. Nedostatek mědi se projevuje chlorózou a nekrózou špiček nových listů. Naopak zvýšené množství mědi může působit

toxicky, což vede ke snížení fotosyntézy a výnosu, malformacím kořenů a poškození buněčných membrán až po poškození DNA. Deficit mědi má dále negativní dopad respiraci, dusíkový metabolismus a zvyšuje náchylnost k chorobám. Nedostatek mědi nejvíce ovlivňuje tvorbu zrna, semen a plodů ovoce a může vést k zakrnělému růstu, zkroucení mladých listů, jejich blednutí až nekróze, či k vadnutí mladých listů. Rostliny jsou rovněž citlivé na zvýšené množství mědi v kořenech (Marschner 1995; Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.4.5 Vliv na člověka

Měď je zásadní pro řadu fyziologických procesů v lidském těle. Jako součást proteinů a metaloenzymů hraje měď klíčovou roli v krvetvorbě a je nezbytná pro růst a vývoj kostí, pojivových tkání, mozku, srdce a dalších orgánů. Dále se podílí na vstřebávání a metabolismu železa a vitamínu C. Nedostatek mědi může způsobit ztrátu vlasů, úbytek na váze nebo poruchu centrálního nervového systému. Průměrný obsah mědi v lidském těle se pohybuje mezi 1,4 až 2,1 mg/kg, což celkově představuje asi 100–150 mg (Trebichavský et al. 1998; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; MŽP 2021c).

Měď se do těla dostává především trávicí soustavou (prostřednictvím vody a potravin), kde se absorpce pohybuje mezi 30 a 50 % a závisí na celé řadě fyziologických faktorů – např. na přítomnosti zinku, vápníku, železa, vitamínu C, vlákniny a aminokyselin. Měď se primárně ukládá v játrech a vylučuje se stolicí, v menší míře močí a potem (Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001).

Akutní toxicitu mědi mohou způsobit rozpustné soli dvoumocné mědi. Organické sloučeniny jsou lehce toxičtější než anorganické sloučeniny. Kovová měď vykazuje nejmenší toxické účinky. Otrava mědí se projevuje zvracením, bolestmi břicha, krvavým průjmem, hemolýzou až k poškozením jater a ledvin, někdy jsou zmíněné příznaky doprovázené kašlem a zvýšeným sliněním (Trebichavský et al. 1998).

Chronická expozice mědi v prostředí hutním průmyslu může vést k žaludeční nevolnosti, bolesti břicha a průjmu. V případě dlouhodobé expozice práškové mědi se mohou objevit vředy na nosní sliznici, krvácení z nosu, perforace nosní přepážky a podráždění očí a kůže. Inhalace mědi může způsobit podráždění očí a sliznic dýchacích cest nebo pálení žáhy. Dalšími možnými projevy jsou výskyt červeného lemu kolem zubních krčků a zeleného zbarvení vlasů. Při dlouhodobé expozici se v játrech mohou objevit vysoké koncentrace mědi, což může vést k různým zdravotním komplikacím, včetně encefalopatií a osteomalacie. Nadbytek mědi může také vést k poškození membrán a funkce DNA a enzymů. Karcinogenita a teratogenita mědi zatím nebyla jednoznačně prokázána (Trebichavský et al. 1998; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.4.6 Situace v ČR

Podle dat ČHMÚ (2023c) nemá žádná stanice vyhodnotitelná data pro měď za rok 2022 (36 stanic má data pouze za první dva kvartály roku 2022). V roce 2021 byly nejvyšší průměrné roční hodnoty zaznamenány v Ostravě a v Plzni (10,2 ng/m³, resp. 7,6 ng/m³). Na obou stanicích se koncentrace mědi za posledních 10 let snížila (z hodnot 17,4 ng/m³, resp. 11,4 ng/m³ v roce

2011). Podobný trend je možné spatřit i celorepublikově (ČHMÚ 2012; ČHMÚ 2013; ČHMÚ 2015; ČHMÚ 2017b; ČHMÚ 2019; ČHMÚ 2021; ČHMÚ 2022a; ČHMÚ 2023c).

Podle ČHMÚ (2023a; 2023b) byly v roce 2022 všechny toky v ČR označeny jako neznečištěné příp. mírně znečištěné mědi – tj. I. a II. třída s koncentrací nižší než 5 resp. 15 µg/l podle ČSN 75 7221 (2017). Dále nebyla měď nadlimitně detekována v žádném vzorku podzemní vody.

Za rok 2022 uniklo podle MŽP (2023) celkem v ČR 7 700 kg mědi do ovzduší a 3 000 kg do vody. V případě úniku do ovzduší došlo k nárůstu oproti roku 2021, naopak objem úniků do vody meziročně poklesl. Největší podíl na unících měly teplárny, resp. ČOV. Zdrojem největších úniků byly 2 teplárny ve Zlínském kraji – Otrokovice a Zlín, ze kterých dohromady uniklo do ovzduší 5 000 kg mědi.

Podle Registru kontaminovaných ploch je celorepublikový průměr koncentrace mědi jako 21 mg/kg sušiny ve vzorcích zemědělské půdy za období 1998–2018. Preventivní hodnotu (stanovenou ve vyhlášce č. 153/2016 Sb. jako 60 mg mědi/kg sušiny) překročila 3 % vzorků. Nejvyšší poměr překročení preventivní hodnoty byl zaznamenán v Ústeckém kraji (17 % vzorků), kde byla současně stanovena nejvyšší průměrná koncentrace – 38 mg mědi/kg sušiny. Koncentrace vyšší než 150 mg mědi/kg sušiny může podle vyhlášky č. 153/2016 Sb. ohrozit růst rostlin a produkční funkci půdy (MŽP 2016; ÚKZÚZ 2020).

Expozice české populace mědi z potravin byla za rok 2021 odhadována ve výši 3 % PMTDI (limitní expoziční hodnota 0,5 mg/kg t. hm./den). Mezi významné zdroje expozice mědi (podle spotřebního koše) patří pečivo, brambory, mouka, kakao a těstoviny. Nejvyšší koncentrace mědi byly zjištěny v kakau, sóje a vlašských ořechích (SZÚ 2022). Podle SZÚ (2023a; 2023b) je denní přívod mědi z nutričního hlediska dostatečný u dětí a dospělých mužů, naopak dospělé ženy v průměru přijímají nedostatečné množství mědi. Více než 50 % přívodu ve stravě tvoří pečivo, zelenina a cukrovinky (s kakaem). Expozice mědi v pitné vodě z veřejné vodovodní sítě v ČR byla v roce 2022 velmi malá – při předpokladu vypití 1,5 l denně bylo průměrně vyčerpáno méně než 1 % expozičního limitu (TDI). Méně než 0,5 % obyvatelstva mohla z pitné vody dosáhnout expozice mezi 1 % až 10 % expozičního limitu. Obsah mědi byl ve zhruba třetině odebraných vzorků pod mezí stanovitelnosti, 0,04 % vzorků překročilo limitní hodnotu (NMH – 1000 µg/l), průměrný obsah byl 12,4 µg/l.

3.3.5 Nikl

3.3.5.1 Charakteristika, využití

Nikl je stříbrno-bílý, velmi lesklý kov, který je dobře zpracovatelný (tažný, kovatelý, válcovatelný, snadno se svařuje). Za normálních teplot je nikl velmi odolný vůči vodě a vzduchu, což umožňuje jeho široké využití v průmyslu (Trebichavský et al. 1998).

Nikl se za normálních podmínek vyskytuje v oxidačních stavech 0 a +II, avšak za specifických podmínek mohou existovat i stavy +I a +III. V horninách se nikl převážně nachází ve formě sulfidů (NiS), arsenidů (NiAs) a v kombinaci s antimonem (Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

V průmyslovém sektoru nachází nikl uplatnění při výrobě nerezové oceli, v akumulátorech Ni-Cd, pigmentech a petrochemii. Dále je nikl důležitý pro výrobu různých slitin pro široké využití např. v automobilovém průmyslu, výrobě baterií, mincí, šperků (pro

výrobu bílého zlata), chirurgických implantátů a kuchyňského náčiní. Nikl se také využívá ve stavitelství lodí, turbín letadel a v potravinářství pro výrobu ztužených tuků z rostlinných olejů. Největší spotřeba niklu je v oblasti výroby nikl-hydridových baterií, které jsou využívány v mobilních telefonech, svítlkách a dalších zařízeních (Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001; Eisler 2007; MŽP 2021d).

3.3.5.2 Zdroje

Přirozené zdroje niklu jsou ve srovnání s antropogenními zdroji považovány za zanedbatelné. V zemské kůře se nikl průměrně vyskytuje v koncentraci 20 mg/kg. Koncentrace niklu klesá se snižujícím se pH hornin. Velké koncentrace niklu jsou v uhlí a olejích, a proto je spalování uhlí významným zdrojem emisí niklu, odhadovaných na 20 kt/rok. Přítomnost niklu v půdách je často spojena s přítomností oxidů železa a manganu. Obsah niklu v rudách je obecně malý – získává se ze sulfidových a oxidových rud, přičemž většina je získávána z pentlanditu a nikelinu. Obsah niklu v půdách se pohybuje v rozmezí 0,2 až 450 mg/kg půdy, v řekách je koncentrace 0,15 až 10,39 µg/l, ve vzduchu může být nikl obsažen v koncentracích od 0,9 do 120 ng/m³ (Trebichavský et al. 1998; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011; MŽP 2021d).

Do ovzduší se nikl přirozeně dostává především formou půdního prachu. Mezi další přirozené zdroje niklu patří sopečný popel, mořské aerosoly, lesní požáry, meteoritický prach nebo podzemní vody (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; MŽP 2021d).

Nejvýznamnějším antropogenním zdrojem je spalování fosilních paliv, následované rafinací kovového niklu. K dalším zdrojům patří recyklace odpadů, aplikace čistírenských kalů na půdu, využití NiCd akumulátorů, smaltování a znečištění z frekventovaných silnic. Významným zdrojem expozice niklu je kouření – vykouřením 1 cigarety se inhaluje až 0,6 µg Ni (10–20 % celkového niklu v cigaretě je vdechováno v plynné fázi). Potraviny a voda mohou být kontaminovány niklem, který se uvolňuje z oceli – například při mletí nebo z vodovodních trubek. Člověk přijímá denně potravou více než 170 µg niklu. Odhad emisí z antropogenních zdrojů je 55,6 kt/rok (Trebichavský et al. 1998; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

3.3.5.3 Mobilita

Nikl v půdě podle (Adriano 2001) vykazuje stabilitu při různém pH a snadno tvoří komplexní sloučeniny. Kabata-Pendias & Mukherjee (2007) uvádějí, že mobilita niklu je na pH závislá – s rostoucím pH mobilita klesá, přičemž nad pH 6,5 extrakce niklu rapidně klesá. Mimo pH je mobilita niklu závislá na formě, v níž se v půdě vyskytuje – některé jsou velmi mobilní, jiné naopak nereaktivní.

3.3.5.4 Příjem, distribuce, akumulace v rostlinách a vliv na rostliny

Nikl je rostlinami přijímán převážně ve formě iontu Ni²⁺ z půdy. Absorpce probíhá hlavně kořeny rostlin. Dostupnost niklu pro rostliny závisí na množství niklu v půdě, pH půdy, obsahu organické hmoty, textuře a minerálním složení půdy. Distribuce niklu rostlinami je realizována

xylémem ve formě organických sloučenin a jeho distribuce je vysoce mobilní. Nikl je akumulován v různých částech rostlin – především v listech a semenech. Obsah niklu je nejvyšší v mladých listech (Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Nikl je ve stopovém množství nezbytný pro některé biologické procesy rostlin, slouží například jako stavební prvek enzymů a je nezbytný pro dokončení životního cyklu rostlin. Jeho nedostatek může narušit metabolismus dusíku a aminokyselin v rostlinách. Koncentrace niklu nad 50 mg/kg v sušině je považována za toxickou pro rostliny, podle (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007) je toxická již koncentrace 40 mg/kg. Většina rostlin je na nikl citlivá, některé méně citlivé druhy jsou schopny akumulace niklu za cenu omezení svého metabolismu. Vysoká koncentrace niklu se typicky projevují chlorózou nebo žloutnutím listů vedoucím až k nekróze, zastavení růstu, deformaci částí rostliny, vznik skvrn a v extrémních případech dochází k odumření celé rostliny. Kořeny rostlin s vysokou koncentrací niklu jsou krátké, tlusté, tmavě zbarvené a snadno se lámou. (Marschner 1995; Adriano 2001; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.5.5 Vliv na člověka

Nikl je alergen a karcinogen. Ačkoliv je esenciálním prvkem pro řadu rostlin, bezobratlých, ptáků a savců, jeho esenciální význam pro člověka zatím nebyl prokázán. Soli niklu se do druhé světové války využívaly v léčbě epilepsie, migrén a neuralgie. (Adriano 2001; Eisler 2007; Bencko et al. 2011).

Cesty vstupu niklu do lidského těla zahrnují inhalaci, orální příjem a dermální expozici. Požití kontaminovaných potravin je pro tělo málo rizikové – z trávicí soustavy se nikl vstřebává v malé míře (a navíc vysoké koncentrace jsou toxické už pro rostliny). Transportním proteinem niklu v lidském a zvířecím těle je albumin. Nikl se nejvíce kumuluje v ledvinách, játrech, srdci, plicích a tucích a byl zjištěn i v placentě. Průměrná koncentrace niklu v měkkých tkáních je 88 µg/kg. Doporučený denní příjem pro dospělé je 25–35 µg niklu. Nízké příjmy niklu mohou způsobit poruchy v metabolismu tuků. Deficit niklu, který je málo pravděpodobný, se projevuje menším vzrůstem až dwarfismem, snížením množství sérových proteinů a anémiemi. (Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Akutní toxicita niklu se po požití projevuje podrážděním zažívacího traktu, poškozením cév, ledvin, srdečního svalu a tlumením centrálního nervového systému. Inhalací par niklu může dojít k nevolnosti, závratím, bolestem hlavy, zvracení, horečce, cyanóze, vykašlávání krve, edému plic a mozku, což může vést až ke smrti. Většina niklových sloučenin má nízkou akutní a střední chronickou toxicitu. Velmi toxický a karcinogenní je tetrakarbonylnikl ($\text{Ni}(\text{CO})_4$), který může omezit příp. až zastavit dýchání kvůli poškození plicních kapilár a arteriol (Trebichavský et al. 1998).

Chronická expozice niklu způsobuje bolesti hlavy, závratě, dýchací problémy, nevolnost a horečku. Dalším projevem toxicity je niklový svrab (forma dermatitidy), může být způsobený jak v průmyslu (v důsledku kontaktu s pokovovacími lázněmi nebo inhalací prachu), tak i po kontaktu se šperky nebo poniklovanými předměty (např. kuchyňské nádobí a mince). Kovový nikl a další sloučeniny niklu (NiO , Ni_3S_2 , $\text{Ni}(\text{CO})_4$) mají karcinogenní účinky. Byly zaznamenány karcinomy plic, nosních dutin a vzácně karcinom hrtanu u osob s profesionální expozicí niklu. Kouření a expozice niklu zvyšují pravděpodobnost vzniku karcinomu plic.

U těhotných dělnic vystavených niklu byl zaznamenán zvýšený počet spontánních potratů a deformací srdce a muskuloskeletálního systému u novorozeňat (Trebichavský et al. 1998; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

3.3.5.6 Situace v ČR

Roční imisní limit niklu je stanoven na 20 ng/m³ ve frakci PM₁₀, s dolní mezí pro posuzování úrovně znečištění 10 ng/m³ a horním limitem 14 ng/m³ (ČR 2012; MŽP 2012). Doporučený limit WHO není stanoven, ale hodnota jednotkového karcinogenního rizika (UCR) byla stanovena na $3,8 \times 10^{-4}$ (ČHMÚ 2023f).

Podle ČHMÚ (2023f) byly v roce 2022 roční průměrné koncentrace niklu v ČR nízké a pohybovaly se výrazně pod dolním limitem pro posuzování (10 ng/m³). Dlouhodobě jsou koncentrace kadmia na území ČR velmi nízké a celorepublikový trend koncentrace za období 2012–2022 je mírně klesající. Jedinou výjimkou je oblast Ostrava/Karviná/Frýdek-Místek, kde je trend rostoucí a nejvyšší za posledních 10 let (téměř 4 ng/m³ v roce 2022).

Za rok 2021 dosáhly celkové emise niklu v ČR 4,5 t, 10letý trend (2010–2020) ukazuje klesající hodnoty, přičemž v roce 2010 se celkově emitovalo 8 t niklu. Největší podíl na znečištění ČR kadmiiem má veřejná energetika a výroba tepla představující 39 %. Dalším významným zdrojem v ČR je sektor spalovacích procesů v průmyslu a stavebnictví (chemický průmysl). Emise jsou soustředěny především v oblastech kolem tepelných elektráren a tepláren spalujících uhlí (ČHMÚ 2022b; ČHMÚ 2023f).

Podle ČHMÚ (2023a; 2023b) byl v roce 2022 vyšší výskyt niklu detekován na tocích v povodí Ohře a Dyje. Znečištěnými toky niklem – tj. III. třída s koncentrací 6 až 12 µg/l podle ČSN 75 7221 (2017) – jsou např. Bílina (přítok Ohře), Morava nebo některé úseky Labe. Nikl byl dále nadlimitně detekován ve 2 % vzorků podzemní vody.

Za rok 2022 uniklo podle MŽP (2023) celkem v ČR 4 200 kg niklu do vody a téměř 3 000 kg do ovzduší. V obou případech došlo ke snížení oproti roku 2021. Největší podíl na únicích měly ČOV, resp. elektrárny. Zdrojem největších úniků niklu byla ČOV Otrokovice (Zlínský kraj), z níž uniklo do vody 1 300 kg niklu – dvakrát víc než z ústřední ČOV Praha.

Podle Registru kontaminovaných ploch je celorepublikový průměr koncentrace niklu jako 23 mg/kg sušiny ve vzorcích zemědělské půdy za období 1998–2018. Preventivní hodnotu (stanovenou ve vyhlášce č. 153/2016 Sb. jako 50 mg niklu/kg sušiny) překročilo 4 % vzorků. Nejvyšší poměr překročení preventivní hodnoty byl zaznamenán ve Zlínském kraji (18 % vzorků), kde byla současně stanovena nejvyšší průměrná koncentrace – 35 mg niklu/kg sušiny. Koncentrace vyšší než 150 mg niklu/kg sušiny může podle vyhlášky č. 153/2016 Sb. ohrozit zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv a dále růst rostlin a produkční funkci půdy (MŽP 2016; ÚKZÚZ 2020).

Expozice české populace niklu z potravin byla za rok 2021 odhadována ve výši 14,2 % limitní hodnoty TDI a pro dospělé osoby nepředstavuje závažné zdravotní riziko (SZÚ 2022). Mezi významné zdroje expozice niklem (podle spotřebního koše) patří kakao (a výrobky obsahující kakao), brambory, pečivo, čaj a káva. Nejvyšší koncentrace niklu byly zjištěny v kakau, sóje a dalších luštěninách, ořeších a koření. Podle SZÚ (2023a; 2023b) byla v roce 2022 expozice niklem v pitné vodě z veřejné vodovodní sítě v ČR malá – při předpokladu vypití 1,5 l denně bylo průměrně vyčerpáno zhruba 1 % expozičního limitu (TDI). Zhruba třetina

obyvatelstva mohla z pitné vody dosáhnout expozice mezi 1 % až 10 % expozičního limitu. Obsah niklu byl ve zhruba 2/3 odebraných vzorků pod mezí stanovitelnosti, 0,2 % vzorků překročilo limitní hodnotu (NMH – 20 µg/l), průměrný obsah byl 3,3 µg/l.

3.3.6 Zinek

3.3.6.1 Charakteristika, využití

Zinek je šedobílý lesklý těkavý, relativně měkký kov, snadno se taví a slévá, vede elektrický proud. Výrazný lesk ztrácí na vlhkém vzduchu kvůli povrchové oxidaci, která ho chrání před korozi. Vlastnosti zinku se výrazně mění v závislosti na teplotě – při běžné teplotě a nad 200 °C je křehký, v rozmezí teplot 100–150 °C se stává tažným a dobře válcovatelným (Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001; MŽP 2021e).

Zinek se v přírodě nachází v oxidačním stavu +II. Má potenciál tvořit sloučeniny s organickými i anorganickými skupinami. Hlavními průmyslovými zdroji zinku jsou minerály sfalerit (ZnS), smithsonit (ZnCO₃) a zinkit (ZnO), ve kterých je zinek zastoupen více než z 50 %. Mezi další časté sloučeniny patří chlorid zinečnatý (ZnCl₂) a síran zinečnatý (ZnSO₄). Důležitou slitinou zinku je mosaz (s mědí), v menší míře je používán do slitin se zlatem, stříbrem, mědí a niklem (Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011; MŽP 2021e).

Zinek nachází široké využití v průmyslu – v největší míře jako ochrana proti korozi na železo a jeho slitiny (pozinkování) a dále při výrobě mosazi. Zinek se dále používá v bateriích, automobilových součástkách, stavebnictví a vybavení do domácností. V chemickém průmyslu slouží jako katalyzátor při výrobě např. gumy, plastů nebo maziva a dále při výrobě barev jako zinková běloba. Zinek je dále přítomný ve fungicidech na ochranu dřeva nebo může být součástí hnojiv. Sulfid zinečnatý se využívá ve světélkujících nátěrech, obrazovkách a jako pigment do dětských hraček. Zinek má také uplatnění v léčivech pro své antiseptické vlastnosti a při výrobě deodorantů nebo zubních výplní (Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011; MŽP 2021e).

3.3.6.2 Zdroje

Do životního prostředí se zinek přirozeně dostává při zvětrávání hornin a vulkanickou činností prostřednictvím sopečného prachu a plynu. Dalším přírodním zdrojem zinku je mineralizovaná voda. Atmosférickou depozicí přechází zinek především do půdy. V zemské kůře se měď průměrně vyskytuje v koncentraci mezi 50 a 80 mg/kg, v půdě potom průměrně 50 mg/kg. Průměrný obsah zinku v řekách je zhruba 0,6 µg/l, v ovzduší průmyslových oblastí dosahuje koncentrace až 16 000 ng/m³, ve venkovských oblastech zhruba až 200 ng/m³ (Trebichavský et al. 1998; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Nejvýznamnějšími antropogenními zdroji zinku jsou těžba a úprava rud, produkce zinku, železa a slitin nebo spalování fosilních paliv a odpadů. Zinek se dále uvolňuje do ovzduší a vody při zpracování pozinkovaných ocelových plechů, v metalurgických odpadech, autovracích a starých galvanických článcích. Zinek je také součástí elektronického šrotu, pigmentů, odpadů z výroby pneumatik, léčiv a kovových špon po broušení kovů. Splachy ze silnic a eroze zemědělských půd jsou dalšími významnými zdroji zinku, stejně jako aplikace

hnojiv a čistírenských kalů a průmyslové odpadní vody. Neprůmyslovým zdrojem zinku je např. kouření (Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

3.3.6.3 Mobilita

Zinek v půdě je obvykle dobře mobilní s výjimkou jílovitých půd, které Zn dobře vážou – především při neutrálním a alkalickém pH. Rozpustnost zinku ovlivňuje hlavně pH – s rostoucí kyselostí půdy roste jeho rozpustnost, nad pH 7 je dostupnost zinku omezená. Ve vápenitých půdách je typicky nedostatek zinku a je obtížné jeho koncentraci uměle zvýšit. Ačkoliv je zinek rovnoměrně distribuován v celém profilu, nejvíce dostupný zinek je v nejvyšších vrstvách. Jedná se především o vodorozpustnou a výměnnou (v koloidech a v půdním roztoku) formu zinku. V organických půdách je zinek vázaný – zinek tvoří nerozpustné organické komplexy, které jsou pro rostliny nedostupné (Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Ve vodním prostředí je zinek snadno kumulován v sedimentech – je vázán hydroxidy, jílovými minerály a organickými materiály. Uvolňování ze sedimentů je zvyšováno nízkým zasolením, nízkým pH a při přítomnosti rozpuštěného kyslíku. Výskyt zinku v různých formách závisí na pH. Předpokládá se, že nejtoxičtější je kationt $[Zn(H_2O)_6]^{2+}$, který převládá ve vodách s pH mezi 4 a 7. S klesající kyselostí jeho koncentrace klesá, do pH 9 potom dominuje forma volného iontu Zn^{2+} . Tvrdost vody výrazně ovlivňuje akutní toxicitu zinku – při $pH < 8,5$ vyšší tvrdost zvyšuje toxicitu, při $pH > 8,5$ ji naopak snižuje (Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.6.4 Příjem, distribuce, akumulace v rostlinách a vliv na rostliny

Absorpce zinku probíhá hlavně kořeny rostlin pomocí difuze především ve formě Zn^{2+} . Příjem zinku je ovlivněn půdním typem, pH půdy a organickou hmotou v půdě. Zinek je transportován xylémem ve formě Zn^{2+} nebo jako vázaný zinek na organické kyseliny. Distribuce zinku v rostlinách není rovnoměrná, deficit se nejdříve vyskytuje u mladších listů. Koncentrace zinku je nejvyšší v kořenech, následují listy, větve a nejnižší koncentrace je ve stonku (Marschner 1995; Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Zinek je esenciální pro výživu rostlin, protože je součástí enzymů, které mimo jiné zajišťují stabilitu ribozomů v cytoplasmě a buněčných membrán v kořenech, katalyzují oxidaci a syntézu bílkovin. Zinek posiluje odolnost rostlin vůči suchu, teple, bakteriím a plísním. Deficit zinku v půdě nebo jeho přítomnost ve formách rostlinám nedostupných se projevuje zakrnělým růstem rostlin a malými listy, případně odumíráním špiček listů. Příznaky jsou podobné virovým infekcím. Toxicita zinku může způsobovat chlorózu mladých listů, u fazolí se toxicita projevuje inhibicí fotosyntézy. S koncentrací v listech nad 100 mg/kg dochází ke snížení výnosů. Citlivé suchozemské rostliny hynou při koncentraci zinku v půdě vyšší než 100 mg/kg. V suchozemských rostlinách je průměrná koncentrace zinku 18 mg/kg. Z potravin mohou být vyšší koncentrace být např. v listech salátu – až 70 mg/kg, naopak nízký obsah zinku je v jablku – 1,2 mg/kg (Marschner 1995; Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.6.5 Vliv na člověka

Zinek je nezbytný pro správnou funkci enzymů, je důležitý pro syntézu bílkovin a pro transport a využití glukózy v těle člověka. Zinek má významnou roli v metabolismu nukleových kyselin a je nezbytný pro syntézu DNA a RNA. Nedostatek zinku se u člověka může projevit malým vzrůstem, opožděným pohlavním vývojem, špatným hojením ran, anémií, zvětšením jater a sleziny a hyperpigmentací pokožky. Suplementací zinku je možné příznaky rychle redukovat. Další známky deficitu zinku jsou časté infekce, průjemy, padání vlasů nebo ztráta chuti a čichu (Trebichavský et al. 1998; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bencko et al. 2011).

Hlavní cestou vstupu do těla je trávicí trakt, kde je zinek vstřebáván a v krvi se váže především na bílkoviny plazmy (75 %) a červené krvinky (25 %). Z krve se zinek dostává do slinivky, sleziny, jater a ledvin a vylučuje se zejména stolicí. Zinek se kumuluje především ve slinivce a kostech. Průměrná koncentrace zinku ve tkáních je 33 mg/kg (Trebichavský et al. 1998; Eisler 2007; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Akutní toxicita po inhalaci par nebo dýmů s obsahem oxidu zinečnatého a kovového zinku (při koncentraci vyšší než 15mg/m³) se projevuje tzv. horečkou slévačů, která je spojena s horečkami, bolestí v krku, malátností, bolestí hlavy, suchem v ústech nebo dráždivým kašlem. Expozice chloridu zinečnatému má leptavé účinky na kůži a dráždí oči, inhalace může vést k zánětu plic a k těžkému poškození dýchacích cest. Injekční aplikace Zn²⁺ tlumí centrální nervový systém a může vést k obrně. Vysoké dávky zinku spolu s mědí mohou negativně ovlivňovat metabolismus cholesterolu (Trebichavský et al. 1998; Adriano 2001; Bencko et al. 2011).

Dlouhodobá perorální expozice zinku může vést ke glykosurii, degenerativním změnám slinivky, chudokrevnosti, osteoporóze, neplodnosti a zástavě růstu. Dlouhodobá konzumace vysokých dávek zinku může ovlivnit imunitní systém a zvýšit riziko srdečních chorob. Během půlročního podávání 135 mg zinku denně pacientům s bércovými vředy nebyl pozorován toxický účinek. Chlorid a chroman zinečnatý jsou potenciální karcinogeny (Trebichavský et al. 1998; Bencko et al. 2011; MŽP 2021e).

3.3.6.6 Situace v ČR

Podle dat ČHMÚ (2023c) nemá žádná stanice vyhodnotitelná data pro zinek za rok 2022 (36 stanic má data pouze za první dva kvartály roku 2022). V roce 2021 byly nejvyšší průměrné roční hodnoty zaznamenány v Ostravě a v Českém Těšíně (47,9 ng/m³ resp. 47,4 ng/m³). Moravskoslezský kraj zaznamenává nejvyšší průměrné koncentrace zinku v ČR dlouhodobě, za posledních 10 let došlo k výraznému snížení hodnot (průměrná roční koncentrace zinku dosahovala v Ostravě v roce 2011 hodnoty 109,6 ng/m³ a např. v Karviné dokonce 171,9 ng/m³). Podobný trend je možné spatřit i celorepublikově – roční koncentrace poklesly zhruba na poloviční úroveň roku 2011 (ČHMÚ 2012; ČHMÚ 2013; ČHMÚ 2015; ČHMÚ 2017b; ČHMÚ 2019; ČHMÚ 2021; ČHMÚ 2022a; ČHMÚ 2023c).

Podle ČHMÚ (2023a; 2023b) byla v roce 2022 řeka Lučina (přítok Ostravice) označena jako silně znečištěná zinkem, tj. IV. třída s koncentrací 100 až 200 µg/l podle ČSN 75 7221 (2017). Znečištěnými toky (III. třída) zinkem byly např. Litavka (přítok Berounky), Mže, Olše

nebo některé úseky Labe. Zinek byl dále nadlimitně detekován v 1 % procentech vzorků podzemní vody.

Za rok 2022 uniklo podle MŽP (2023) celkem v ČR 34 tun zinku do vody a 18 tun do ovzduší. V případě úniku do ovzduší došlo k nárůstu oproti roku 2021, naopak objem úniků do vody meziročně poklesl. Největší podíl na únicích měly ČOV a chemický průmysl, resp. teplárny. Zdrojem největších úniků byla ústřední ČOV Praha, ze které uniklo 5 tun zinku do vody, následovaná lovosickou Lovochemií s únikem 4,6 tun do vody.

Podle Registru kontaminovaných ploch je celorepublikový průměr koncentrace zinku 73 mg/kg sušiny ve vzorcích zemědělské půdy za období 1998–2018. Preventivní hodnotu (stanovenou ve vyhlášce č. 153/2016 Sb. jako 120 mg zinku/kg sušiny) překročilo 5 % vzorků. Nejvyšší poměr překročení preventivní hodnoty byl zaznamenán v Praze (34 % vzorků), kde byl současně stanovena nejvyšší průměrná koncentrace – 114 mg zinku/kg sušiny. Koncentrace vyšší než 400 mg zinku/kg sušiny může podle vyhlášky č. 153/2016 Sb. ohrozit růst rostlin a produkční funkci půdy (MŽP 2016; ÚKZÚZ 2020).

Expozice české populace zinku z potravin byla za rok 2021 odhadována ve výši 13 % PMTDI (limitní expoziční hodnota 1 mg/kg t. hm./den). Mezi významné zdroje expozice zinku (podle spotřebního koše) patří hovězí a vepřové maso, pečivo a mléčné výrobky. Nejvyšší koncentrace mědi byly zjištěny ve vepřových játrech, sóje a hovězím masu (SZÚ 2022). Podle SZÚ (2023b) je denní přívod zinku z nutričního hlediska nedostatečný napříč celou populací (s výjimkou dětí ve věku 4–6 let). U mužů je přívod zinku vyšší než u žen. Zhruba 50 % přívodu ve stravě tvoří maso a masné výrobky a pečivo.

3.3.7 Železo

3.3.7.1 Charakteristika, využití

Železo je šedý kov. Jedná se o druhý nejrozšířenější kov v zemské kůře (po hliníku), v níž je zastoupen v koncentraci 5 %. Jedná se o důležitý kov, člověkem je používán už zhruba 5 000 let (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Železo se v přírodě nachází v oxidačním stavech +II a +III. V mnohých minerálech blíže k zemskému povrchu se vyskytuje především jako Fe^{3+} , v hlubších vrstvách převažuje Fe^{2+} . Železo je velmi chemicky reaktivní – na vzduchu a ve vodě bledne a koroduje. V kombinaci s dalšími prvky ve slitinách je možné odolnost vůči korozi zvýšit. Ve svých sloučeninách se v půdě vyskytuje především ve formě oxidů a hydroxidů. Nejběžnějším minerálem v půdách je goethit, mezi další patří hematit nebo magnetit (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Železo je nejčastěji používaný kov ve všech civilizacích. Téměř všechno surové železo se zpracovává na ocel a další slitiny. Železo má široké uplatnění – využívá se např. ve stavebnictví, v dopravě a pro výrobu různých nástrojů. Železo je dále vhodný materiál pro sanaci životního prostředí od toxických kovů (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.7.2 Zdroje

Do životního prostředí se železo přirozeně dostává při zvětrávání hornin. Dalším přírodním zdrojem železa je mineralizovaná voda. Koncentrace železa v půdách je významně ovlivněna jeho množstvím v matečné hornině. Průměrná koncentrace železa v půdě 3,5 mg/kg,

v řekách 66 µg/l, v ovzduší odlehlých oblastí 65 ng/m³ a v ovzduší měst a průmyslových oblastí 130 až 14 000 ng/m³ (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Nejvýznamnějším antropogenním zdrojem železa je těžba a zpracování rud – především formou prachu a průmyslových odpadních vod. Železo je také součástí odpadu na skládkách a starých staveb, které postihuje koroze – následnými splachy se tak zvyšuje koncentrace železa v životním prostředí. Dalším zdrojem je polévatý prach v městských oblastech, který je tvořen z 1/3 železem. Atmosférickou depozicí pak přechází jak do půdy, tak do vody. Obsah železa v půdě dále zvyšuje používání komunálních odpadních vod k zavlažování (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.7.3 Mobilita

Minerální a organické sloučeniny železa jsou v půdě díky organické hmotě a půdním mikroorganismům snadno transformovány na oxidy železa. Transportu a kumulaci železa v půdě napomáhají půdní bakterie, jako např. *Triobacillus* nebo *Metallogenium* sps. Distribuce železa je v půdním profilu rozmanitá, barva půdy je úzce spojena s množstvím železa a používá se k půdní klasifikaci. Ve srovnání s obsahem celkového železa v půdě tvoří snadno rozpustné formy železa méně než 0,1 % a výměnné formy méně než 0,2 % celku. Železo je obecně mírně pohyblivé. Mobilitu železa zvyšuje např. redukce Fe³⁺ na Fe²⁺ v podmáčených půdách. Mezi další faktory zvyšující mobilitu patří kyselá dešť, kyselá hnojiva a vysoký příjem organické hmoty. Zároveň železo tvoří organické komplexy, které jsou pohyblivé – pomocí těchto forem se železo jednak dostává ke kořenům, zároveň se může vyplavovat z půdy (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Většina železa obsaženého v řekách se transportuje až do oceánu, menší část se kumuluje v říčních sedimentech. Sloučeniny železa jsou obecně snadno rozpustné při pH < 7, za vhodných oxidačních podmínek vznikají oxidy železa. Rozpuštěné sloučeniny železa se snadno srážejí a s jinými kovy tvoří minerální agregáty ve spodních sedimentech (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.7.4 Příjem, distribuce, akumulace v rostlinách a vliv na rostliny

Rostliny přijímají železo především ve formě Fe²⁺, méně pak formou Fe³⁺ a chelátů železa. Pro zlepšení příjmu jsou kořeny rostlin schopny redukovat Fe³⁺ na přístupnější Fe²⁺. V případě nedostatku železa v půdě mohou kořeny některých rostlin uvolňovat látky pro zvýšení mobility železa. Distribuce železa v rostlinách probíhá pomocí chelátů nebo transferinů. V rostlinách se železo akumuluje zejména v chloroplastech a jeho největší obsah je zpravidla v zelených nadzemních částech rostlin. Železo je ukládáno v plastidech jako fytoferitin. Většina železa v rostlině se nachází v trojmocném stavu (Marschner 1995; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Železo je zásadním prvkem při transformaci energie, která je nezbytná pro syntézu v buňkách rostlin. Dále se podílí se na procesu fotosyntézy a metabolismu nukleových kyselin. Nedostatek železa se v rostlinách projevuje potlačením vývoje chloroplastů v listech a utlumeným růstem kořenů. Vysoké koncentrace železa pak vedou k nedostatečnému příjmu jiných prvků – např. manganu, niklu a kobaltu. Toxicita železa se může projevit snížením výnosu a dále může dojít k poškození fotosyntetických pletiv. Při nadbytku železa váže

mykorhiza Fe na povrchu kořenů nebo uvnitř buněk kořenů. Další způsoby reakce na přebytek jsou oxidace nebo imobilizace železa, příp. vyloučení mobilních forem kořeny. Rostliny s vysokým obsahem živin snesou zvýšenou hladinu železa. Podobně rostliny v podmačených půdách jsou méně citlivé na vysoké hladiny železa (Marschner 1995; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.7.5 Vliv na člověka

Železo je esenciální prvek pro lidský organizmus. Jeho nedostatek může způsobit anémii, která se projevuje únavou, bledostí a zvýšenou náchylností k infekcím, a dále může snižovat dostupnost ostatních důležitých nutričních prvků. Často tyto projevy souvisí s narušenou absorpcí železa a ne s nízkým příjmem. V potravinách je obecně pouze 5–20 % železa dostupným – nejvíce v živočišných bílkovinách (maso, játra), nejméně v rostlinné stravě bohaté na celulózu (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Železo se do těla vstřebává především trávicí soustavou. Další cesty vstupu jsou relevantní pouze pro pacienty s klinicky potvrzeným nedostatkem železa (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

Zvýšený příjem železa není běžný, ale v případě jeho výskytu může způsobit hemochromatózu (tj. zvýšenému vstřebávání železa trávicím traktem), což může vést k poškození srdce a jater. Vysoké hladiny železa zvyšují riziko infarktu myokardu, poleptání sliznic žaludku a střev, jaterní cirhózy nebo rakoviny jater a jiných orgánů. Orální dávky 60 až 100 mg/denně mohou způsobit nevolnost, zvracení, bolesti na hrudi a zažívací potíže. Vyšší orální dávky v rozmezí 180–300 mg/kg mohou být smrtelné (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007).

3.3.7.6 Situace v ČR

Podle dat ČHMÚ (2023c) nemá žádná stanice vyhodnotitelná data pro železo za rok 2022 (36 stanic má data pouze za první dva kvartály roku 2022). V roce 2021 byly nejvyšší průměrné roční hodnoty zaznamenány v Českém Těšíně a v Ostravě (946,6 ng/m³, resp. 921,8 ng/m³). Moravskoslezský kraj zaznamenává nejvyšší průměrné koncentrace železa v ČR dlouhodobě, za posledních 10 let došlo k mírnému snížení hodnot (průměrná roční koncentrace železa dosahovala v Ostravě v roce 2011 hodnoty 1150,5 ng/m³). Z celorepublikového pohledu je desetiletý trend spíše kolísavý – zatímco v minulém desetiletí průměrné koncentrace spíše rostly, od roku 2020 je patrný výraznější pokles na hodnoty před 10 lety (ČHMÚ 2012; ČHMÚ 2013; ČHMÚ 2015; ČHMÚ 2017b; ČHMÚ 2019; ČHMÚ 2021; ČHMÚ 2022a; ČHMÚ 2023c).

Podle ČHMÚ (2023a; 2023b) jsou znečištěnými toky železem – tj. třída III. s koncentrací 1000 až 2000 µg/l podle ČSN 75 7221 (2017) např. Vltava a některé její přítoky (např. Malše, Lužnice) a dále např. Lučina (přítok Ostravice). Železo nebylo nadlimitně detekováno v žádném vzorku podzemní vody.

Expozice české populace železu z potravin byla za rok 2021 odhadována ve výši 16 % PMTDI (limitní expoziční hodnota 0,8 mg/kg t. hm./den). Mezi významné zdroje expozice železu (podle spotřebního koše) patří pečivo, hovězí maso, kakao a vejce. Nejvyšší koncentrace železa byly zjištěny v kakau, vepřových játrech a kořeni (SZÚ 2022). Podle SZÚ (2023b) je

denní příjem železa z nutričního hlediska nedostatečný především u žen ve věku 15–59 let. Více než 50 % příjmu ve stravě tvoří pečivo a maso (včetně masných výrobků). Expozice železu v pitné vodě z veřejné vodovodní sítě v ČR byla v roce 2022 malá – obsah železa byl v polovině odebraných vzorků pod mezí stanovitelnosti, 2 % vzorků překročilo limitní hodnotu (MH – 0,20 mg/l), průměrný obsah byl 0,062 mg/l. V roce 2022 platila výjimka pro 6 zásobovacích oblastí (zásobujících 90 tisíc obyvatel ČR), které nesplňovaly limitní hodnotu (MH) – mírnější hygienický limit pro byl v rozmezí 0,3–1,0 mg/l.

4 Metodika

4.1 Charakteristika Ovčího hájku a blízkého okolí

Ovčí hájek (50°2'46,6" N, 14°20'31,7" E) se nachází v městské části Praha 13 na jihozápadě Prahy v městském obvodu Praha 5. Západní hranicí městské části prochází vnější Pražský okruh a začíná dálnice D5. Ve vzdálenosti 10 km od Ovčího hájku se nachází Letiště Václava Havla Praha.

Na území Prahy 13 se mimo část Pražského okruhu nacházejí 3 frekventované komunikace, které produkují nejvíce PM₁₀ – Rozvadovská spojka (úsek od hranic městské části až po ulici Bucharova), ulice Bucharova (od Rozvadovské spojky na sever) a ulice Jeremiášova (od křižovatky s ulicí Bucharova ke křižovatce s ulicí Pod Hranicí). Podle IPR jsou všechny tři zdrojem PM₁₀ na úrovni 3–10 t/rok/km (na obrázku 2 v příloze jsou znázorněny oranžovou linkou). Průměrná intenzita individuální automobilové dopravy je na západní části Rozvadovské spojky a zmíněné části ulice Bucharova 33 001–59 000 vozů za 24 hod, pro východní část Rozvadovské spojky a pro zmíněnou část ulice Jeremiášova 17 501–33 000 vozů za 24 hod (IPR 2021; IPR 2024).

V okruhu do 20 km se nacházejí 3 zařízení, u kterých jsou evidovány ohlášené úniky rizikových kovů do ovzduší: Fakultní nemocnice v Motole, cementárna Českomoravský cement – Závod Radotín a Teplárna Kladno – Elektrárna Kladno. Úniky za rok 2022 jsou uvedeny v tabulce 5 (ČHMÚ 2023e; MŽP 2023).

Tabulka 5: Ohlášené úniky kovů (v kg/rok) do ovzduší v roce 2022 v okolí Ovčího hájku

Kov	Fakultní nemocnice v Motole	Českomoravský cement – Závod Radotín	Teplárna Kladno – Elektrárna Kladno
cín			2,14
beryllium			91,50
chrom (bez Cr ⁶⁺)	0,10	8,25	1 461,73
chrom Cr ⁶⁺			12,02
kadmium	0,01	10,45	14,12
kobalt	0,01	1,32	181,57
mangan	0,02	66,60	58,18
měď	0,05	14,06	63,44
nikl	0,08	6,02	151,35
olovo	0,06	5,26	183,39
rtuť	0,01	7,75	12,30
zinek			438,14

Zdroj: ČHMÚ 2023e; MŽP 2023; vlastní zpracování

V okruhu do 1 km se nachází 4 velké stacionární zdroje znečišťování (REZZO 1) – výtopy spalující zemní plyn o celkovém výkonu 52 W a s celkovými emisemi 144 g PM₁₀ za rok, resp. 144 g PM_{2,5} za rok – a dále 15 středních stacionárních zdrojů znečišťování (REZZO 2) se spalováním zemního plynu, příp. nafty o celkovém výkonu 6 MW a s celkovými emisemi 31 g PM₁₀ za rok, resp. 26 g PM_{2,5} za rok. (IPR 2024).

Podle ČHMÚ (2023d) je v místě odběru vzorků pětiletá průměrná koncentrace 0,2 ng kadmia/m³, 0,6 ng niklu/m³ a 4,4 ng olova/m³. Průměrná roční koncentrace PM₁₀ je 20,3 µg/m³ a v případě PM_{2,5} je to 1,3 µg/m³. Průměrná roční koncentrace NO₂ je 18,4 µg/m³, přičemž liniové zdroje na tom mají podíl 70 %, plošné zdroje necelých 20 % a bodové zdroje zhruba 10 % (IPR 2024).

V okruhu do 3 km se nachází 2 stanice, které měří znečištění ovzduší:

- Praha 5 – Stodůlky (požadovaná městská stanice; zhruba 0,8 km od místa sběru): měří mj. koncentraci PM₁₀ a PM_{2,5}.
- Praha 5 – Řeporyje (požadovaná předměstská stanice; zhruba 2,9 km od místa sběru): měří mj. koncentraci PM₁₀, PM_{2,5} a koncentraci As, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb v PM₁₀.

Průměrné měsíční koncentrace PM₁₀, PM_{2,5} a koncentrace chromu, niklu a kadmia v PM₁₀ za rok 2022 na těchto stanicích jsou uvedeny v tabulce 6. Průměrné měsíční koncentrace PM₁₀ za rok 2023 a dále průměrné hodinové koncentrace PM₁₀ pro den sběru a den předcházející sběru, jsou uvedeny v tabulkách 12 a 13 v příloze.

Tabulka 6: Průměrné měsíční koncentrace PM₁₀, PM_{2,5} a vybraných kovů v PM₁₀ za rok 2022 na stanicích Praha 5 – Stodůlky a Praha 5 – Řeporyje

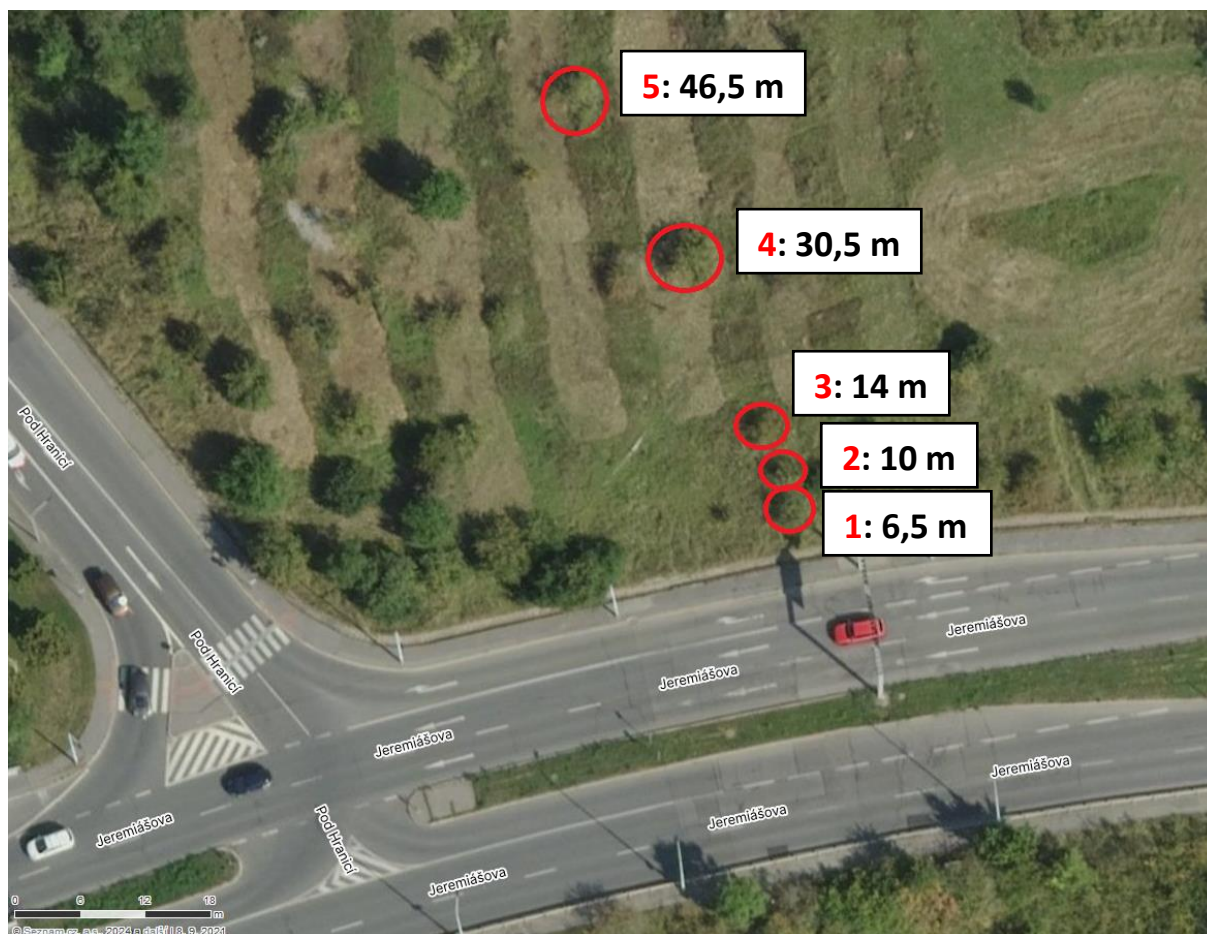
Stanice	Praha 5 – Stodůlky		Praha 5 – Řeporyje				
	PM ₁₀ (µg/m ³)	PM _{2,5} (µg/m ³)	PM ₁₀ (µg/m ³)	PM _{2,5} (µg/m ³)	Cr (ng/m ³)	Ni (ng/m ³)	Cd (ng/m ³)
1	11,6	8,4	13,6	11,5	1,68	0,5	0,10
2	10,4	6,7	10,7	8,4	2,28	0,5	0,08
3	27,9	21,6	32,9	24,6	4,69	0,5	0,28
4	15,4	10,7	15,8	11,5	3,71	0,5	0,11
5	16,0	10,7	15,0	8,8	3,65	0,5	0,09
6	15,7	10,5	13,5	7,9	3,28	0,5	0,06
7	15,5	10,5	15,0	7,9	2,59	0,5	0,04
8	16,4	10,2	15,4	8,7	5,16	0,5	0,04
9	11,6	7,5	13,2	8,8	3,76	0,5	0,06
10	19,4	11,9	23,9	17,0	4,68	-	0,19
11	18,9	12,8	25,9	22,1	4,07	0,5	0,32
12	22,4	18,5	24,3	21,6	2,26	0,5	0,23

Zdroj: ČHMÚ 2023d; vlastní zpracování

4.2 Charakteristika stanoviště

Stanoviště se nachází v těsné blízkosti frekventované ulice Jeremiášova poblíž křižovatky s ulicí Pod Hranicí. Travnatý terén je svažité směrem ke komunikaci. Půdní typ v místě sběru je kambizem s 35-44% obsahem prachu, 25–34% obsahem písku, 25–34% obsahem jílu. Půdotvorný substrát je břidlice (VÚMOP 2024). K analýze bylo vybráno 5 keřů růže šípkové, jejichž lokalita je zobrazena na obrázku 2, na kterém jsou zároveň uvedeny vzdálenosti středů jednotlivých keřů od ulice Jeremiášova. Mezi silnicí a travnatou plochou je chodník

a odvodňovací žlab o celkové šířce 3 m. Fotografie jednotlivých keřů jsou součástí přílohy (obrázky 5 až 9).

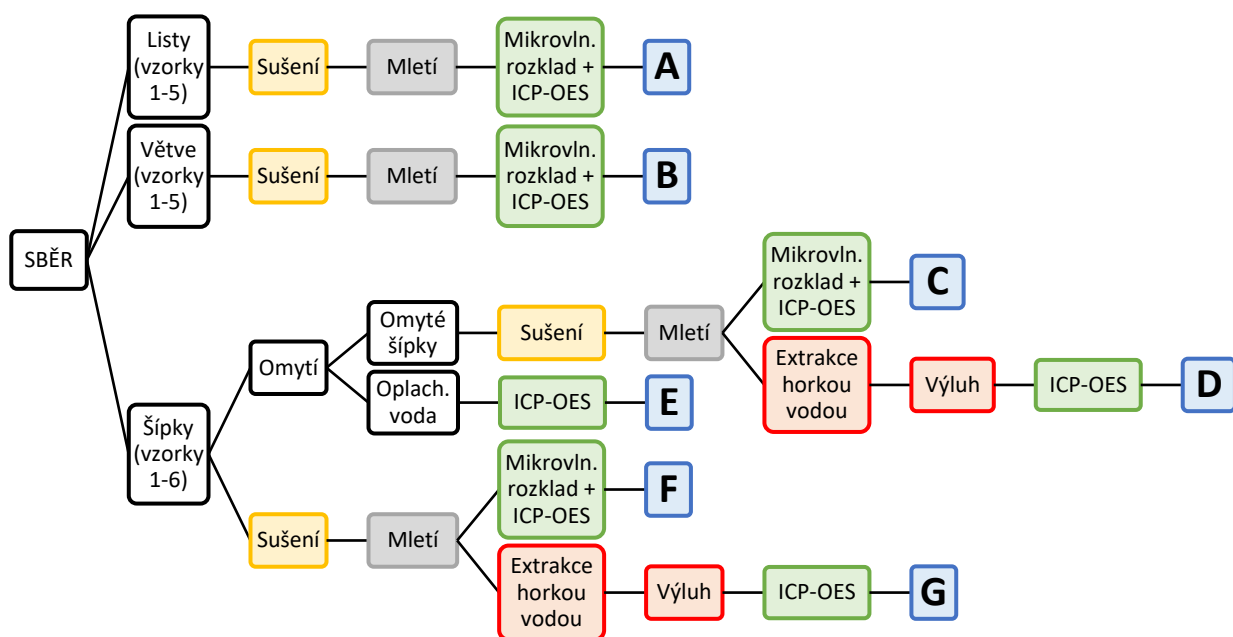


Obrázek 2: Letecký snímek stanoviště. Zdroj: Seznam.cz 2024

4.3 Popis sběru vzorků a analýza rostlinné biomasy

Celý postup zpracování vzorků je schematicky znázorněn na obrázku 3. Sběr probíhal v úterý 3. 10. 2023 v podvečerních hodinách, zhruba 2 dny po posledním dešti. Z každého keře 1–5 bylo náhodně odebráno 12 větví s listy a šípky z různých míst keře. Větve z jednotlivých keřů byly sbírány do mikrotenových sáčků, které nebyly pevně uzavřeny.

Druhý den ráno po sběru byly vzorky dopraveny na univerzitu, kde byly roztrženy na části – listy, větve, šípky. Jednotlivé části vzorků byly přemístěny do hliníkových misek a zváženy (čerstvá hmotnost). Fotografie všech roztržných vzorků jsou součástí přílohy (obrázky 10 až 14). K 5 skupinám vzorků byl přidán referenční vzorek (č. 6) sušených celých šípků (Statek Svojetice) pořízený v obchodě.



Obrázek 3: Schéma zpracování vzorků. Zdroj: autorka

Část šípků byla omyta. Navážených $50 \pm 0,5$ g šípků z každého vzorku bylo vloženo do 120 ml plastových odměrných nádobek a zalito 50 ml demineralizované vody. Takto připravené vzorky byly třepány 15 minut při 150 rpm. Následně byly šípky vyjmuty a oplachová voda přelita do 50 ml zkumavek a skladována před analýzou obsahu rizikových prvků při teplotě 20 °C.

Zvážený materiál rostlinné biomasy (listy, větve, omyté i neomyté šípky) byl v hliníkových miskách vložen do sušárny (Venticell, BMT Medical Technology), kde byl při teplotě 40 °C usušen do konstantní hmotnosti. Po usušení byly vzorky zváženy a po stanovení sušiny dále zpracovány. Sušina nevykazovala významné výkyvy – pro listy byl průměrný obsah sušiny 60,4 %, pro větve 60 %, pro neomyté šípky 33 % a pro omyté šípky 61,9 % z čerstvé biomasy.

Vzorky po usušení byly následně rozemlety na analytickém mlýnku IKA A11 basic (Werke). Rozemletý materiál byl homogenizován a z každého vzorku byly naváženy 3 navážky o hmotnosti $1 \pm 0,05$ g, které byly rozloženy pomocí nízkotlakého mikrovlnného rozkladu v přístroji Ethos 1 (MLS GmbH, Německo). Mikrovlnný rozklad probíhal po dobu 60 min při výkonu 1000–1200 W a teplotě 120–180°C za použití 10 ml směsi HNO_3 a H_2O_2 v poměru 4:1 (v/v). Po rozkladu byl roztok kvantitativně převeden do 50 ml plastových zkumavek a doplněn po rysku demineralizovanou vodou. Podle schématu na obrázku 3 to odpovídá případům A, B, C, F. Pro kontrolu kvality měření byl použit certifikovaný referenční materiál (SRM 1570a, listy špenátu, Analytika) a slepé vzorky.

Obsahy rizikových prvků v rozložené biomase i vodě po opláchnutí biomasy byly stanoveny metodou optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES, Varian VistaPro, Austrálie). Změřený obsah prvků (mg/l) byl přepočítán na mg/kg pomocí vzorce:

$$\text{obsah prvku (mg/kg)} = \frac{[\text{obsah prvku (mg/l)} - \text{slepý vzorek (mg/l)}] \times \text{objem (ml)}}{\text{navážka (g)}}$$

Část vysušených šípků (omytých i neomytých) byla použita pro výluhový test pomocí horké demineralizované vody. Z každého vzorku bylo naváženo $1 \pm 0,1$ g vysušených šípků, vloženo do 120 ml plastových odměrných nádobek a doplněno 100 ml vroucí demineralizované vody. Vzorky byly třepány 15 minut při 150 rpm na stolní laboratorní třepače. Následně byl výluh slit do 50 ml zkumavek a po zchladnutí byl obsah rizikových prvků stanoven metodou ICP-OES (případy D a G podle schématu na obrázku 3).

4.4 Statistická analýza a vizualizace dat

Statistické vyhodnocení naměřených dat bylo provedeno s využitím programu Statistica 12.0 od společnosti StatSoft. Homogenita rozptylu a normalita byla testována pomocí Levenova, resp. Shapiro-Wilkova testu. Hodnoty nižší než mez detekce byly pro porovnání nahrazeny hodnotou podle vzorce:

$$\frac{\text{mez detekce}}{\sqrt{2}}$$

Pro porovnání středních hodnot sledovaných vzorků byla aplikovaná analýza rozptylu ANOVA jednoduchého a dvojného třídění (s faktory vzdálenost od komunikace vs. část rostliny, resp. s faktory vzdálenost od komunikace vs. omytí). Pro podrobnější vyhodnocení a vytvoření homogenních skupin byl použit Fisherův LSD test. Dále byla pro hodnocení síly vztahu (lineární závislost) mezi hodnotami dvojic sledovaných rizikových kovů aplikována korelační analýza. Síla závislosti byla vyjádřena pomocí Pearsonova korelačního koeficientu. Pro všechny testy byla zvolena hladina významnosti $\alpha = 0,05$. Pro nalezení podobností mezi vzorky byla použita hierarchická shluková analýza. Hodnoty koncentrací jednotlivých kovů v různých částech rostliny byly standardizovány rozpětím (min–max), aby byly převedeny na stejné měřítko. Podobnost mezi shluky vzorků byla vypočtena pomocí 3 metod (metodou nejbližšího souseda, nejvzdálenějšího souseda a průměrné vazby), přičemž vzdálenost byla měřena Euklidovskou vzdáleností. K vizualizaci zjištěných údajů byly využity programy MS Excel a Statistica 12.0.

5 Výsledky

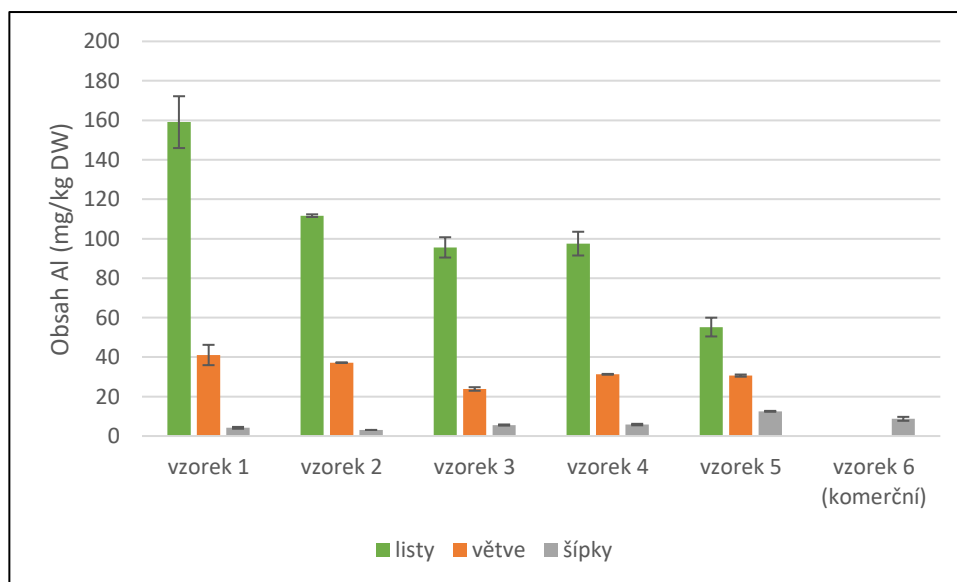
5.1 Obsah rizikových kovů v sušině

5.1.1 Vliv vzdálenosti od komunikace na obsah rizikových kovů

V podkapitole jsou popsány výsledky v rámci porovnání neomytých částí jednotlivých vzorků. Šípky byly porovnány s komerčním vzorkem 6.

Statisticky významný rozdíl v obsahu hliníku byl zjištěn v jednotlivých částech rostliny (tabulka 14) – nejvyšší byl v listech a nejnižší v šípcích (bez ohledu na faktor vzdálenosti od komunikace). Naopak při analýze faktoru vzdálenosti od komunikace (bez ohledu na část rostliny) byl nejvyšší obsah hliníku v 1. vzorku (nejblíže ke komunikaci) a s rostoucí vzdáleností obsah klesal. Mezi obsahy v 3. a 4. vzorku nebyl prokázán statistický rozdíl.

Obsah hliníku (průměr a směrodatná odchylka) v jednotlivých částech růže šípkové z různých vzorků je uveden v tabulce 14 v příloze (včetně obsahu v omytých šípcích) a znázorněn v grafu 1. Statisticky významné rozdíly jsou vyznačeny různou hodnotou indexu (hodnoty se stejným indexem v rámci sloupce patří do stejné homogenní skupiny). Zatímco pro listy a větve platilo, že nejvyšší koncentrace hliníku byla ve vzorku 1, naopak koncentrace hliníku v šípcích byla nejvyšší ve vzorku 5 – statisticky vyšší než v referenčním vzorku 6. Nejnižší obsah hliníku v listech byl naměřen v 5. vzorku (s rostoucí vzdáleností od silnice koncentrace klesala), v šípcích potom ve vzorcích 1 a 2 (bez statisticky významného rozdílu), kde se naopak s rostoucí vzdáleností od komunikace koncentrace zvyšovala. Nejnižší obsah hliníku ve větvích byl detekován ve 3. vzorku (mimo tuto výjimku koncentrace ve větvích se zvyšující se vzdáleností od silnice klesala).

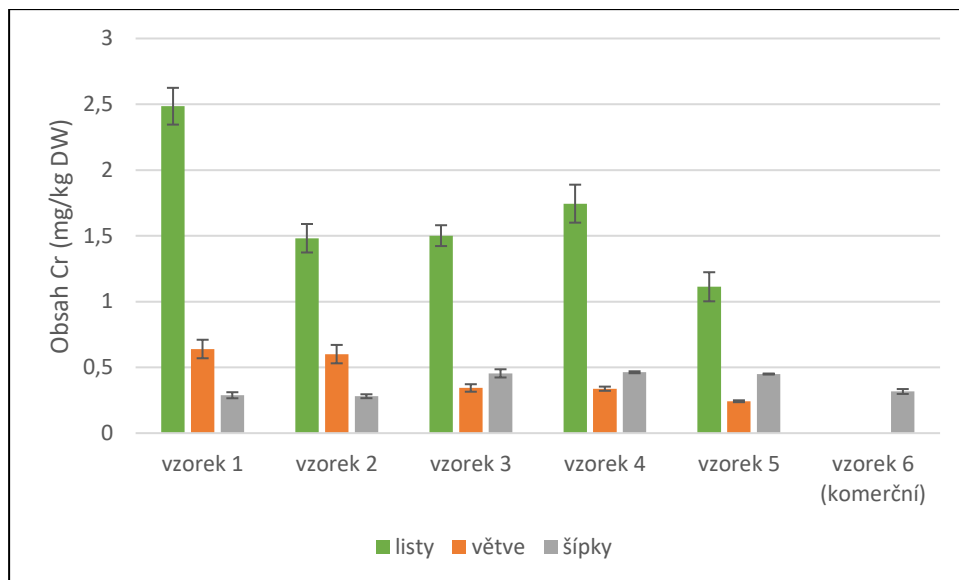


Graf 1: Obsah hliníku v částech růže šípkové (mg/kg DW). Zdroj: autorka

V případě analýzy obsahu chromu v jednotlivých částech rostliny byl zjištěn statisticky významný rozdíl – nejvyšší koncentrace byla v listech a nejnižší v šípcích (bez ohledu na faktor vzdálenosti od komunikace). Při porovnání vzorků podle vzdálenosti od komunikace (bez ohledu na část rostliny) byl nejvyšší obsah chromu v 1. vzorku (nejblíže ke komunikaci)

a s rostoucí vzdáleností obsah klesal (výjimkou byl 4. vzorek s druhou nejvyšší koncentrací chromu). Mezi obsahem v 2. a 3. vzorku nebyl prokázán statistický rozdíl.

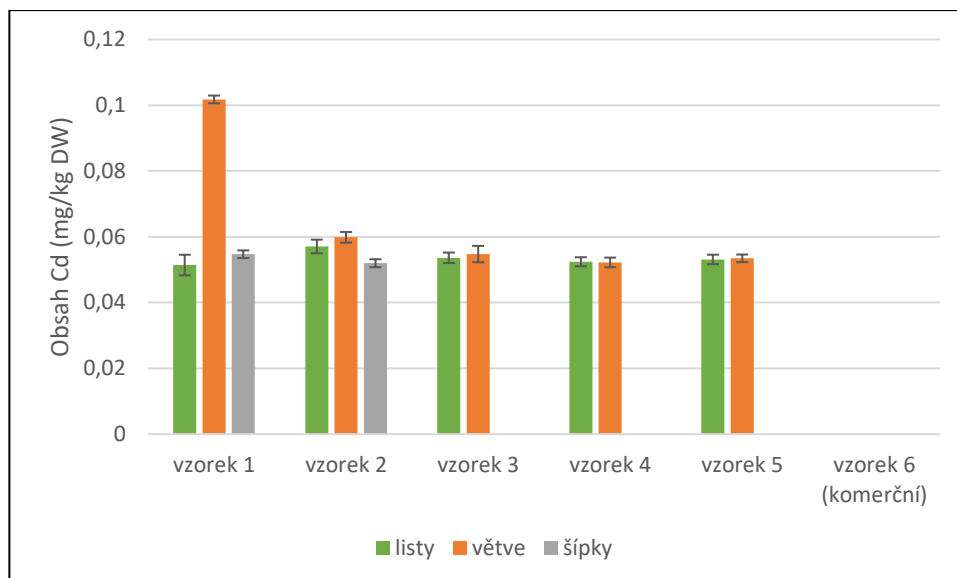
Obsah chromu (průměr a směrodatná odchylka) v jednotlivých částech růže šípkové z různých vzorků je uveden v tabulce 15 v příloze (včetně obsahu v omytých šípcích) a znázorněn v grafu 2. U listů a větví platilo, že nejvyšší koncentrace chromu byla ve vzorku 1 a s rostoucí vzdáleností klesala, naopak koncentrace chromu v šípcích byla nejvyšší ve vzorcích 3 až 5 a nejnižší ve vzorcích 1 a 2 – tyto vzorky dosahovaly stejné úrovně chromu jako referenční vzorek 6.



Graf 2: Obsah chromu v částech růže šípkové (mg/kg DW). Zdroj: autorka

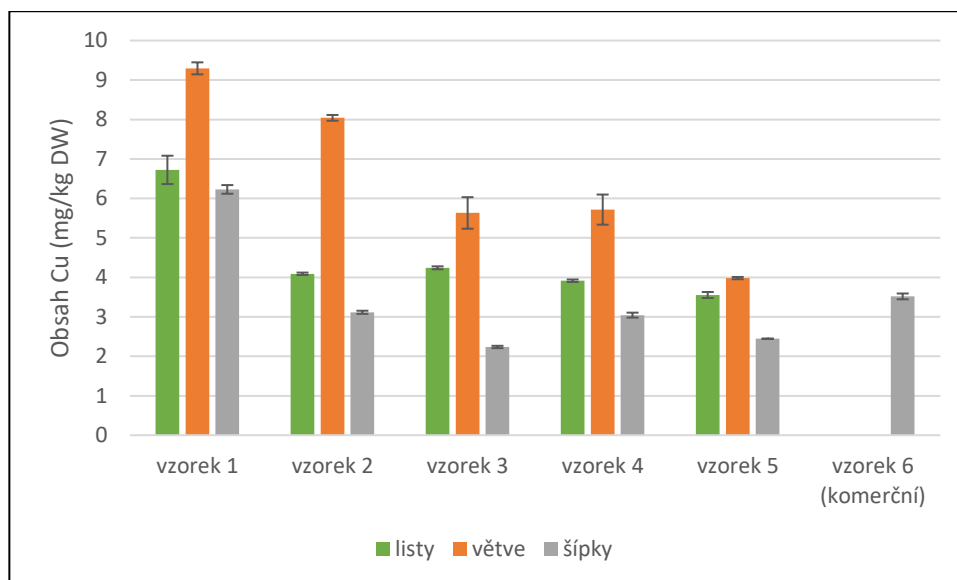
Statisticky signifikantní rozdíl v koncentracích kadmia byl zjištěn mezi různými částmi rostliny, přičemž největší množství bylo detekováno ve větvích a nejmenší v šípcích (bez ohledu na faktor vzdálenosti od komunikace). Naopak bez ohledu na část rostliny obsahoval 1. vzorek nejvíce kadmia, a s větší vzdáleností od silnice koncentrace kadmia klesala. Mezi obsahy v 3. až 5. vzorku nebyl prokázán statistický rozdíl.

Obsah kadmia (průměr a směrodatná odchylka) v jednotlivých částech růže šípkové z různých vzorků je zachycen v tabulce 16 v příloze (včetně obsahu v omytých šípcích) a ilustrován na grafu 3. Pro větve a šípky platilo, že nejvyšší koncentraci kadmia měl vzorek 1, přičemž s rostoucí vzdáleností od komunikace koncentrace kadmia klesala. Obsah kadmia v šípcích ze vzorků 3 až 5 byl pod mezí detekce – stejně jako u referenčního vzorku 6. V případě listů se vliv vzdálenosti od silnice neprojevil (nejnižší ve vzorcích 1 a 4, nejvyšší ve 2. vzorku). V šípcích byla nejvyšší koncentrace kadmia ve vzorcích 3 až 5, zatímco nejnižší byla ve vzorcích 1 a 2, kde dosahovala podobné úrovně kadmia jako u referenčního vzorku 6.



Graf 3: Obsah kadmia v částech růže šípkové (mg/kg DW). Zdroj: autorka

Statisticky významný rozdíl v obsahu mědi byl zjištěn v jednotlivých částech rostliny – nejvyšší byl ve větvích a nejnižší v šípcích (bez ohledu na faktor vzdálenosti od komunikace). Naopak při analýze faktoru vzdálenosti od komunikace (bez ohledu na část rostliny) byl nejvyšší obsah mědi v 1. vzorku (nejblíže ke komunikaci) a s rostoucí vzdáleností obsah klesal (s výjimkou 4. vzorku, ve kterém byla koncentrace vyšší než ve 3. vzorku). Obsahy všech 5 vzorků byly vzájemně statisticky rozdílné.

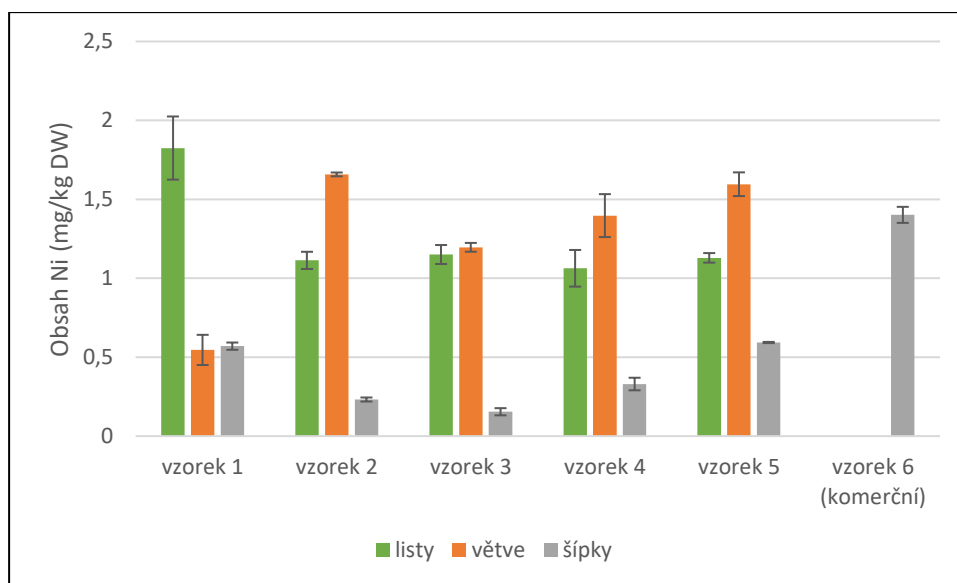


Graf 4: Obsah mědi v částech růže šípkové (mg/kg DW). Zdroj: autorka

Obsah mědi (průměr a směrodatná odchylka) v jednotlivých částí růže šípkové z různých vzorků je uveden v tabulce 17 v příloze (včetně obsahu v omytých šípcích) a znázorněn v grafu 4. Pro listy a větve platilo, že nejvyšší koncentrace mědi byla ve vzorku 1 a ve vzdálenějších vzorcích klesala. V případě šípků byl obsah mědi v 1. vzorku výrazně vyšší než v ostatních a s rostoucí vzdáleností od silnice obsah klesal (výjimkou byl 3. vzorek s nejnižší

koncentrací). Koncentrace mědi v referenčním vzorku 6 byla statisticky vyšší než ve vzorcích 2 až 5.

V případě analýzy obsahu niklu v jednotlivých částech rostliny (bez ohledu na faktor vzdálenosti od komunikace) byl zjištěn statisticky významný rozdíl – koncentrace v šípcích byla nižší než v listech a ve větvích. Mezi obsahem v listech a ve větvích nebyl potvrzen statisticky významný rozdíl. Při zohlednění pouze faktoru vzdálenosti od komunikace (bez ohledu na část rostliny) byl obsah niklu nejvyšší v 5. vzorku, nejnižší potom ve 3. vzorku. Mezi vzorky 1, 2 a 4 nebyl potvrzen statisticky významný rozdíl.



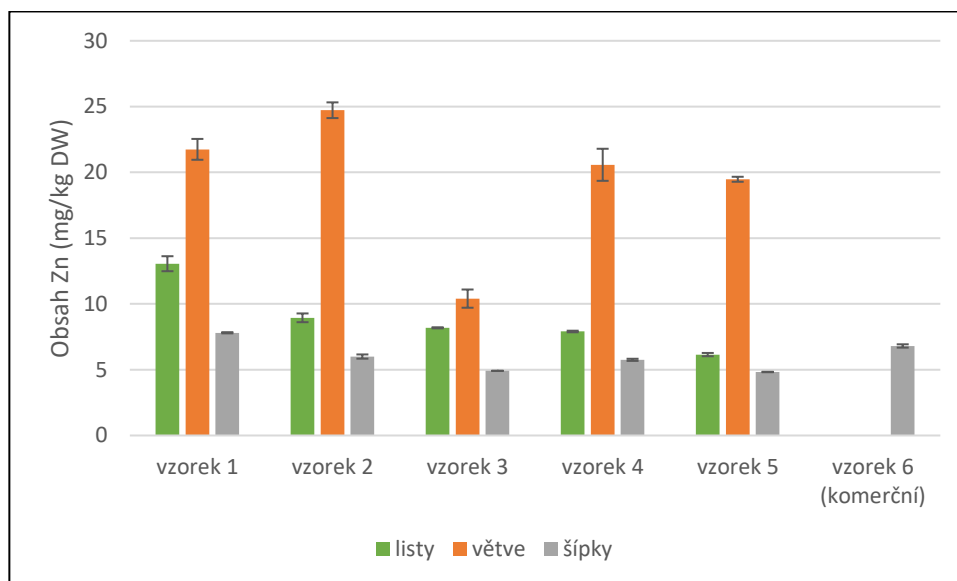
Graf 5: Obsah niklu v částech růže šípkové (mg/kg DW). Zdroj: autorka

Obsah niklu (průměr a směrodatná odchylka) v jednotlivých částech růže šípkové z různých vzorků je zachycen v tabulce 18 v příloze (včetně obsahu v omytých šípcích) a ilustrován na grafu 5. Nejvyšší koncentrace niklu v listech byla v 1. vzorku a ve vzorcích 2 až 5 byl obsah nižší (mezi obsahy vzorků 2 až 5 nebyl potvrzen statisticky významný rozdíl). Ve větvích byl obsah niklu nejvyšší ve vzorcích 2 a 5, nejvyšší potom v 1. vzorku – s rostoucí vzdáleností od komunikace se obsah zvyšoval (s výjimkou 2. vzorku). V případě šípků se vliv vzdálenosti od silnice neprojevil – nejvyšší obsah byl v 1. a 5. vzorku, nejnižší ve vzorku 3. Koncentrace niklu v referenčním vzorku 6 byla výrazně vyšší než v ostatních vzorcích (zhruba 2,5 vyšší než v blízkosti silnice).

V případě analýzy obsahu zinku v jednotlivých částech rostliny byl zjištěn statisticky významný rozdíl – nejvyšší koncentrace byla ve větvích a nejnižší v šípcích (bez ohledu na faktor vzdálenosti od komunikace). Při porovnání vzorků podle vzdálenosti od komunikace (bez ohledu na část rostliny) byl nejvyšší obsah zinku v 1. vzorku (nejblíže ke komunikaci) a s rostoucí vzdáleností obsah klesal (výjimkou byl 3. vzorek s nejnižší koncentrací zinku). Obsahy všech 5 vzorků byly vzájemně statisticky rozdílné.

Obsah zinku (průměr a směrodatná odchylka) v jednotlivých částech růže šípkové z různých vzorků je obsažen v tabulce 19 v příloze (včetně obsahu v omytých šípcích) a zobrazen v grafu 6. Nejvyšší koncentrace zinku byla změřena v 1. vzorku a s rostoucí vzdáleností od komunikace klesala. V případě větví a šípků se vliv vzdálenosti od silnice

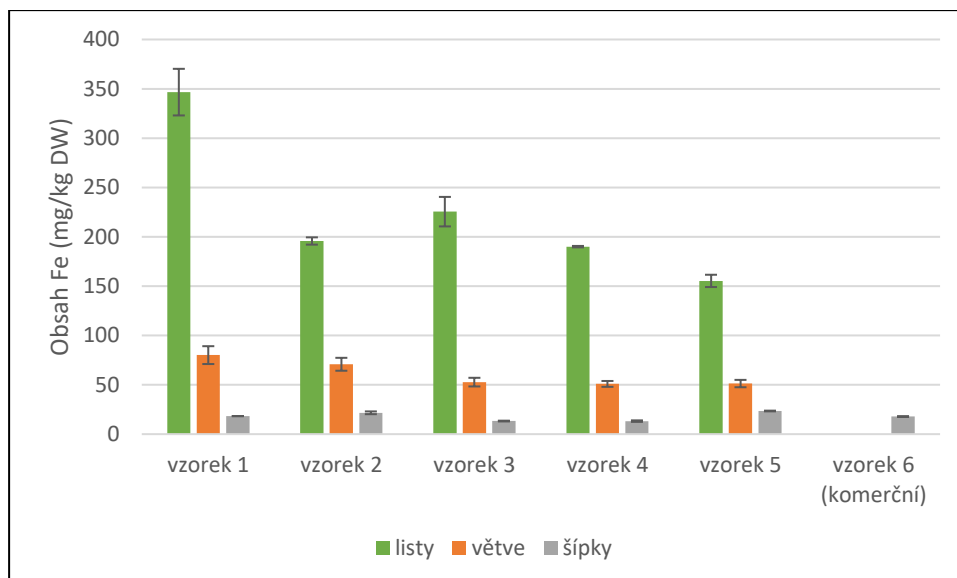
neprojevil. Ve větvích byl nevyšší obsah zinku v 2. vzorku a nejnižší ve 3. vzorku. Nejvyšší koncentrace zinku v šípcích byla v 1. vzorku a nejnižší ve vzorcích 3 a 5 (bez statistického rozdílu). V referenčním vzorku 6 byla změřena 2. nejvyšší koncentrace zinku.



Graf 6: Obsah zinku v částech růže šípkové (mg/kg DW). Zdroj: autorka

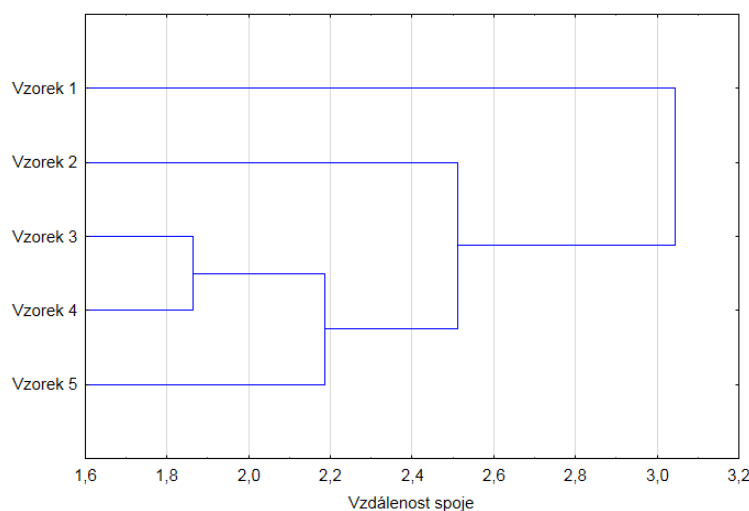
Statisticky významný rozdíl v obsahu železa byl zjištěn v jednotlivých částech rostliny – nejvyšší byl v listech a nejnižší v šípcích (bez ohledu na faktor vzdálenosti od komunikace). Naopak při analýze faktoru vzdálenosti od komunikace (bez ohledu na část rostliny) byl nejvyšší obsah železa v 1. vzorku (nejblíže ke komunikaci) a s rostoucí vzdáleností obsah klesal. Mezi obsahy v 2. a 3. vzorku a mezi obsahy ve 4. a 5. vzorku nebyl prokázán statistický rozdíl.

Obsah železa (průměr a směrodatná odchylka) v jednotlivých částech růže šípkové z různých vzorků je uveden v tabulce 20 v příloze (včetně obsahu v omytých šípcích) a znázorněn v grafu 7. Nejvyšší koncentrace železa v listech byla v 1. vzorku a s rostoucí vzdáleností od silnice koncentrace klesala (výjimkou byl vzorek 2 s druhou nejnižší koncentrací). Ve větvích byl nejvyšší obsah železa v 1. a 2. vzorku (bez statisticky významného rozdílu), nižší koncentrace potom byla ve zbylých vzorcích vzdálenějších od komunikace (mezi vzorky 3–5 se neprokázal statisticky významný rozdíl). Naopak koncentrace železa v šípcích byla nejvyšší ve vzorku 5, nejnižší potom ve 3. a 4. vzorku (bez statisticky významného rozdílu). Obsah železa v referenčním vzorku 6 a obsah v 1. vzorku se statisticky nelišily.



Graf 7: Obsah železa v částech růže šípkové (mg/kg DW). Zdroj: autorka

Hierarchickou shlukovou analýzou byly vzorky od silnice rozděleny do 2 shluků (stejný výsledek byl zjištěn aplikací různých metod výpočtu vzdálenosti mezi vzorky). Mezi vzorky obsahem měřených kovů v různých částech se nejvýrazněji od ostatních keřů (vzorky 2–5, tj. shluk 1) odlišoval nejbližší keř k silnici (vzorek č. 1, tj. shluk č. 2). Mírně podobnější ke shluku vzorků 3–5 byl druhý keř. Sobě nejpodobnější na základě obsahu kovů byly vzorky 3 a 4. Výstup z analýzy je zobrazen v grafu 8.



Graf 8: Podobnost mezi vzorky. Zdroj: autorka

Průměrná koncentrace v nejbližším keři k silnici se oproti ostatním vzorkům nejvíce lišila u mědi v šípcích (v 1. vzorku bylo téměř 2,3x více mědi než průměrně v ostatních vzorcích). O více než 67 % byly koncentrace v 1. vzorku dále vyšší i pro kadmium a chrom ve větvích, pro hliník, chrom, měď, nikl, zinek a železo v listech a pro nikl v šípcích. Mírně vyšší koncentrace (mezi 33 % a 66 %) oproti vzdálenějším keřům byly v prvním vzorku změřeny pro kadmium a zinek v šípcích, pro hliník, měď a železo pro větve. Pro ostatní kombinace kovů a částí rostliny byla koncentrace ve vzorku 1 oproti ostatním vyšší o méně než 33 %, resp. byla dokonce nižší (hliník a chrom v šípcích a nikl ve větvích).

V případě kadmia, hliníku, mědi a niklu byla koncentrace v neomytých šípcích prvního vzorku o 50 % vyšší než v omytých šípcích. Pro zinek a železo byl obsah v neomytých šípcích v prvním vzorku vyšší zhruba o 15 %. Koncentrace chromu v neomytých šípcích byla naopak mírně nižší než v omytých šípcích vzorku 1.

5.1.2 Korelace obsahů jednotlivých kovů

Síla lineárního vztahu je pro všechny páry kovů spočítána v tabulce 7. Velmi silné závislosti ($R \geq 0,8$) jsou zvýrazněny tučně. Mezi měřenými kovy existují 2 skupiny s velmi silnou přímou závislostí. První skupina zahrnuje hliník, chrom a železo. Druhou skupinu tvoří zinek a měď. Mezi dvojicemi kovů z opačných skupin neexistuje lineární závislost (resp. je velmi slabá). Střední kladná korelace ($0,4 > R \geq 0,6$) existuje mezi kadmíem a mědí, mezi kadmíem a zinkem a mezi niklem a zinkem.

Tabulka 7: Korelace (lineární závislost) mezi obsahy kovy v růži šípkové

	Al	Cr	Cd	Cu	Ni	Zn	Fe
Al	1,00						
Cr	0,94	1,00					
Cd	0,24	0,09	1,00				
Cu	0,03	-0,09	0,54	1,00			
Ni	0,38	0,27	0,18	0,29	1,00		
Zn	-0,01	-0,18	0,47	0,86	0,47	1,00	
Fe	0,98	0,95	0,23	-0,01	0,33	-0,08	1,00

Zdroj: autorka

5.2 Obsah rizikových kovů v oplachové vodě a ve výluhu ze šípků

V podkapitole jsou popsány výsledky v rámci porovnání obsahů rizikových kovů v použité vodě po oplachu šípků a ve výluhu z omytých / neomytých šípků jednotlivých vzorků. Do porovnání byly zahrnuty i šípky komerčního vzorku.

V tabulce 8 jsou uvedeny koncentrace (průměr a směrodatná odchylka) rizikových kovů změřené v oplachové vodě po omytí šípků. V případě chromu, kadmia a niklu byly všechny naměřené koncentrace pod mezí detekce – stejně jako referenční vzorek 6 ($< 0,005$ mg/kg DW v případě chromu; $< 0,001$ mg/kg DW v případě kadmia; $< 0,005$ mg/kg DW v případě niklu).

Tabulka 8: Obsah hliníku, mědi, zinku a železa v oplachové vodě ze šípků (mg/kg DW)

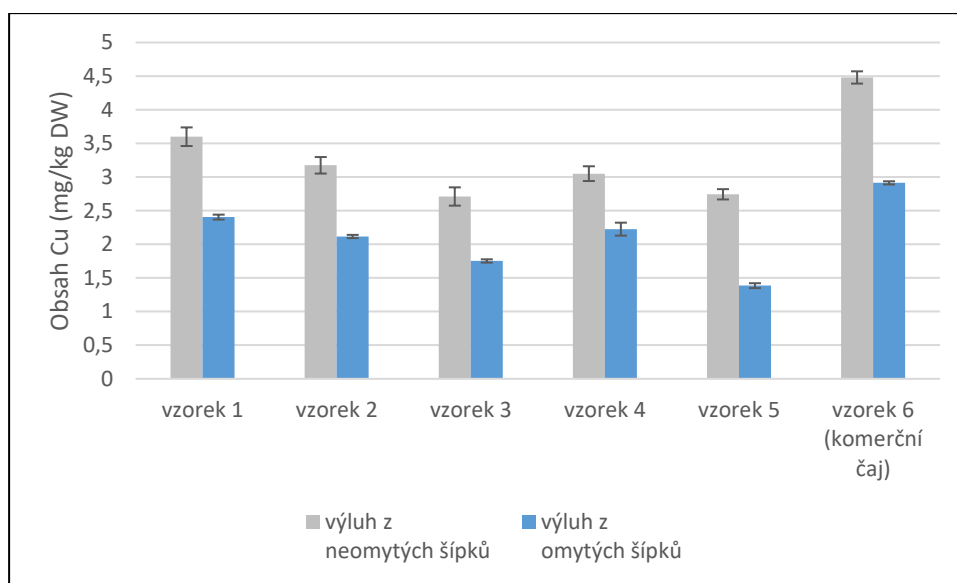
Vzorek	Hliník	Měď	Zinek	Železo
1	$< 0,05$	$0,061 \pm 0,002$	$0,026 \pm 0,007$	$0,069 \pm 0,003$
2	$< 0,05$	$0,057 \pm 0,001$	$0,044 \pm 0,000$	$0,046 \pm 0,008$
3	$0,098 \pm 0,008$	$0,052 \pm 0,001$	$0,051 \pm 0,000$	$0,193 \pm 0,011$
4	$0,063 \pm 0,004$	$0,055 \pm 0,000$	$0,037 \pm 0,000$	$0,105 \pm 0,007$
5	$< 0,05$	$0,025 \pm 0,000$	$0,003 \pm 0,000$	$0,010 \pm 0,000$
6 (komerční)	$0,170 \pm 0,041$	$0,015 \pm 0,008$	$0,285 \pm 0,052$	$0,231 \pm 0,048$

Zdroj: autorka

Ve výluhu z šípků byly v případě hliníku, chromu a kadmia všechny naměřené koncentrace pod mezí detekce – stejně jako referenční vzorek 6 (< 5 mg/kg DW v případě hliníku; < 0,5 mg/kg DW v případě chromu; < 0,1 mg/kg DW v případě kadmia). Obsah niklu byl pro výluhy ze vzorků 1 až 5 pod mezí limitu (< 0,5 mg/kg DW), stejně tak v případě výluhu z omytých šípků komerčního vzorku. Ve výluhu z neomytých šípků vzorku 6 byl obsah niklu průměrně 0,59 mg/kg DW. Koncentrace (průměr a směrodatná odchylka) mědi, zinku a železa ve výluhu ze šípků jsou uvedeny v tabulce 21 v příloze. Statisticky významné rozdíly jsou vyznačeny různou hodnotou indexu (hodnoty se stejným indexem v rámci sloupce patří do stejné homogenní skupiny).

Obsah mědi ve výluzích z neomytých šípků byl statisticky vyšší než ve výluzích z omytých šípků. Bez ohledu na faktor omytí byl nejvyšší obsah mědi ve výluhu z komerčního vzorku 6, nejnižší pak ve výluzích ze vzorků 3 a 5 (bez statisticky významného rozdílu).

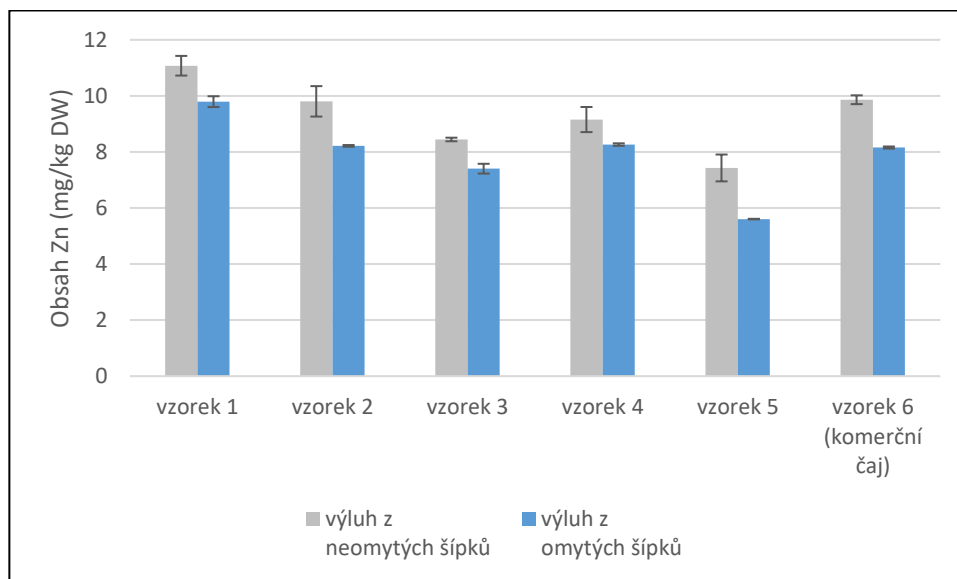
Obsah mědi ve výluzích z různých vzorků je znázorněn v grafu 9. Nejvyšší koncentrace mědi byla změřena ve výluhu z neomytých komerčních šípků. Obsah mědi ve výluhu z omytých komerčních šípků byl statisticky nižší než ve výluhu z neomytých šípků vzorku 1 (od obsahů mědi ve výluzích z neomytých šípků ze vzorků 2–5 se statisticky významně neodlišoval).



Graf 9: Obsah mědi ve výluhu ze šípků (mg/kg DW). Zdroj: autorka

Obsah zinku ve výluzích z neomytých šípků byl statisticky vyšší než ve výluzích z omytých šípků. Bez ohledu na faktor omytí byl nejvyšší obsah zinku ve výluhu ze vzorku 1 (nejbližší ke komunikaci) a nejnižší ze vzorku 5. Mezi obsahy zinku ve výluzích ze vzorků 2, 4 a komerčního vzorku 6 nebyl prokázán statisticky významný rozdíl.

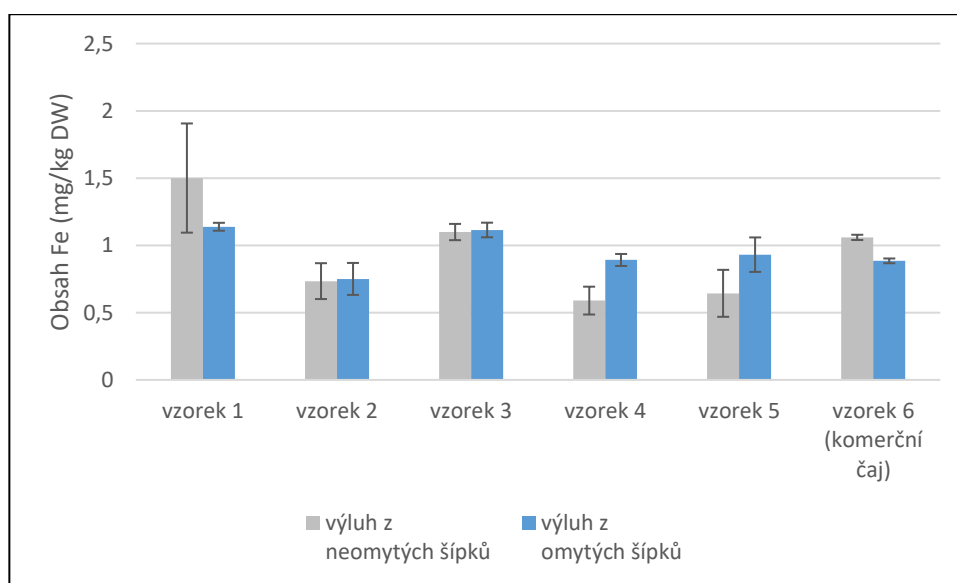
Koncentrace zinku ve výluzích z různých vzorků je zachycena v grafu 10. Nejvyšší obsah zinku byl detekován ve výluhu z neomytých šípků vzorku 1 – zhruba 2x vyšší než v případě omytých šípků ze vzorku 5. Koncentrace zinku ve výluhu z omytých komerčních šípků byla statisticky nižší než ve výluhu z omytých šípků vzorku 1 a statisticky vyšší než ve výluhu z omytých šípků vzorku 5 (od koncentrací zinku ve výluzích z omytých šípků ze vzorků 1–4 nebyla statisticky odlišná).



Graf 10: Obsah zinku ve výluhu ze šípků (mg/kg DW). Zdroj: autorka

Mezi obsahem železa ve výluzích z neomytých šípků a obsahem železa ve výluzích z omytých šípků nebyl prokázán statisticky významný rozdíl. Bez ohledu na faktor omytí byl nejvyšší obsah železa ve výluhu ze vzorku 1, nejnižší pak ve výluzích ze vzorků 2 a 4 (bez statisticky významného rozdílu). Mezi koncentracemi železa ve výluhu ze vzorku 5 a ve výluhu ze vzorku 6 nebyl prokázán statisticky významný rozdíl.

Obsah železa ve výluzích z různých vzorků zobrazuje graf 11. Nejvyšší koncentrace železa byla změřena ve výluhu z neomytých šípků vzorku 1 – zhruba 2,5x vyšší než ve výluhu z neomytých šípků 4. vzorku. Obsah železa ve výluhu z omytých komerčních šípků byl statisticky nižší než ve výluhu z omytých šípků vzorku 1 a statisticky vyšší než ve výluhu z omytých šípků vzorku 5 (od obsahů železa ve výluzích z omytých šípků ze vzorků 2–4 nebyl statisticky odlišný).



Graf 11: Obsah železa ve výluhu ze šípků (mg/kg DW). Zdroj: autorka

6 Diskuze

6.1 Obsah rizikových kovů v sušině

Hlavní formou znečištění z automobilové dopravy jsou výfukové emise, které obsahují kromě různých plynů také částice PM_{10} a $PM_{2,5}$, jež mohou obsahovat kovy jako např. Cd, Cu, Ni. Do emisí se dostávají jak samotným spalováním paliva, tak z mazacích olejů nebo kvůli korozi motoru a dalších kovových částí vozidla (Divrikli et al. 2003; Ferreira et al. 2016; Zgłobicki et al. 2019; Müller 2022). Většina nevýfukových emisí pochází z opotřebení brzd, v rámci kterého se uvolňují kovy jako Cu, Fe, Al, Cr, Zn a Ni především ve velikosti PM_{10} . Dále se při oteru pneumatik uvolňují hrubé gumové částice o velikosti PM_{10} s obsahem především Zn, ale mohou obsahovat i např. Al, Cr, Ni. Oter pneumatik způsobuje minerální opotřebení vozovky, kvůli čemuž se uvolňují částice o velikosti PM_{10} s obsahem mj. Al a Fe (Piscitello et al. 2021; Lopez et al. 2023). Koroze různých částic vozidel může být zodpovědná za úniky kovů např. Cr, Cu, Ni (Divrikli et al. 2003; Zgłobicki et al. 2019). Tato tvrzení podporují zjištění v této práci – v nejbližším keři růže šípkové byly detekovány výrazně vyšší koncentrace mědi v listech, větvích i šípcích a dále vyšší obsah kadmia, chromu, hliníku, niklu, zinku a železa ve 2 z 3 částí rostliny oproti ostatním keřům. S výjimkou chromu byly koncentrace ostatních měřených kovů v neomytých šípcích nejbližšího keře statisticky vyšší než v omytých šípcích. Korelační analýza detekovala 2 skupiny kovů s velmi silnou přímou závislostí. První skupina zahrnuje hliník, chrom a železo. Druhou skupinu tvoří zinek a měď. První skupina kovů by podobně jako podle závěrů (Johansson et al. 2009) mohla souviset s tím, že mohou být součástí různých ocelových slitin. Původem mědi by mohlo být opotřebení brzd (v blízkosti stanoviště se nachází křižovatka). Zinek by mohl naopak pocházet z opotřebení pneumatik (Johansson et al. 2009; Budai & Clement 2018).

S ohledem na rostoucí vzdálenost od silnice se koncentrace snižovala (bez ohledu na část rostliny) v případě kadmia, hliníku a železa. S drobným výkyvem (1 keř) se obsah snižoval i pro chrom, měď a zinek. V případě niklu se vliv vzdálenosti nepotvrdil. Při podrobnějším zkoumání částí rostlin se vliv vzdálenosti projevil poklesem obsahu kadmia ve větvích a šípcích, poklesem obsahu hliníku, niklu a zinku v listech, poklesem obsahu chromu a mědi v listech a ve větvích a poklesem obsahu železa ve větvích. S drobným výkyvem (1 keř) se obsah snižoval i pro hliník větvích, pro měď a zinek v šípcích a pro železo v listech. Snižující vzdálenost naopak neměla vliv na pokles kadmia v listech, na pokles hliníku, chromu a železa v šípcích, na pokles zinku ve větvích a na pokles niklu ve větvích a v šípcích. Výkyvy mohly být způsobené např. lokálními odchylkami v koncentraci v půdě, příp. heterogenitou vzorku nebo rozdílným efektem deště před sběrem vzorků. Toto zjištění nikdo nepotvrdil.

Ve zkoumaných vzorcích růže šípkové bylo zjištěno, že se kadmium, měď a zinek hromadily nejvíce ve větvích, méně v listech a nejméně v šípcích. Hliník a železo se naopak nejvíce koncentrovaly v listech, méně ve větvích a nejméně v šípcích. Chrom se nejvíce koncentroval v listech, ale mezi obsahy ve větvích a šípcích nebyl statisticky významný rozdíl. Nikl se hromadil výrazně více v listech a ve větvích než v šípcích. V případě niklu a železa zjištěné rozdíly v koncentracích odpovídají obecným závěrům podle Kabata-Pendias & Mukherjee (2007).

Koncentrace jednotlivých kovů v listech je možné srovnat s referenčními hodnotami obecně charakteristickými pro rostliny podle Kabata-Pendias & Mukherjee (2007) uvedenými v tabulce 4. Pro všechny zkoumané vzorky v této práci platí, že obsahy hliníku, kadmia, niklu a železa v listech se nacházely v intervalech definovaných pro normální stav. Koncentrace mědi a zinku byly pod referenčním intervalem (u mědi zhruba na úrovni poloviny nižší meze, u zinku na méně než čtvrtinové hodnotě nižší meze). Naopak obsah chromu v listech všech keřů byl vyšší než rozmezí pro normální stav (až 3x vyšší než horní limit). Úroveň však byla stále více než 3x nižší než dolní hranice pro toxický stav.

6.1.1 Srovnání výsledků se vzorky ze znečištěného a neznečištěného prostředí

Při porovnání s jinými studiemi byl obsah hliníku v listech nižší než v případě listů růže šípkové rostoucí na znečištěné půdě těžkými kovy, kde se změřila koncentrace 220 mg/kg (Vural 2015). V případě šípků byly koncentrace hliníku podobné jako od vzorků z ekologického zemědělství (Medveckienė et al. 2022) nebo z himalájského údolí (Singh et al. 2021), kde byly změřeny koncentrace 5,9 mg/kg, resp. 18,6 mg/kg. Extrémní hodnota obsahu hliníku potom byla změřena v případě neznečištěné plocha na chorvatském venkově (Zeiner & Juranović Cindrić 2018) – 8242 mg/kg.

V případě kadmia byly změřené koncentrace nižší než v případě růže šípkové rostoucí na znečištěné půdě po těžbě mědi (Kalinovic et al. 2018) – u větví byly u nejbližšího keře u silnice změřeny 2x nižší koncentrace (oproti 0,21 mg/kg), u listů potom více než 8x nižší koncentrace (oproti 0,43 mg/kg), u šípků naopak nebylo kadmium detekováno. Podobně při srovnání s výsledky na vzorcích v blízkosti silnice od (Hamurcu et al. 2010) byla změřena 2x nižší koncentrace kadmia v šípcích u 2 nejbližších keřů (oproti 0,11 mg/kg). Studie zaměřené na rostliny rostoucí v neznečištěném prostředí kadmium nedetekovaly.

Detekovaný obsah chromu v listech nejbližšího keře u silnice byl srovnatelný jako v případě růže šípkové rostoucí na znečištěné půdě těžkými kovy (Vural 2015) – 2,44 mg/kg. Nejvyšší koncentrace chromu v šípcích (vzorky 3–5) byly na podobné úrovni jako od vzorků z ekologického zemědělství (Medveckienė et al. 2022) – 0,38 mg/kg. Nižší obsah chromu v šípcích byl detekován jak v himalájském údolí (Singh et al. 2021), tak v lesu/stepi (Damascos et al. 2008).

Změřený obsah mědi v listech byl výrazně nižší (zhruba 36x) než v případě růže šípkové rostoucí na znečištěné půdě po těžbě mědi (Kalinovic et al. 2018), podobně byl změřen zhruba 3x nižší obsah mědi ve větvích. Zhruba 6x nižší byly změřené koncentrace mědi v listech než ve vzorcích z rostlin rostoucích na znečištěné půdě po těžbě olova (Reglero et al. 2008). Koncentrace v listech byly srovnatelné se vzorky z honitby (Reglero et al. 2008), resp. znečištěné půdy těžkými kovy (Vural 2015). Obsah mědi v šípcích z nejbližších keřů u silnice byl 3x nižší než u vzorků rostoucích na znečištěné půdě po těžbě mědi (Kalinovic et al. 2018) nebo u vzorků z městského prostředí v Turecku (Ercisli 2007). Obsah v šípcích z blízkosti silnice byl dokonce nižší než ve vzorcích ze zahrady na venkově v Turecku (Gunaydin & Alibas 2023), z ekologické farmy (Medveckienė et al. 2022) nebo z lesa (Smanalieva et al. 2020).

V případě niklu byla koncentrace v listech (s výjimkou nejbližšího keře u silnice, kde byl obsah vyšší) srovnatelná jako u vzorků ze znečištěné půdy těžkými kovy (Vural 2015) – 1,3 mg/kg. Koncentrace niklu v šípcích byly na podobné úrovni jako ve vzorcích z blízkosti

silnice od (Hamurcu et al. 2010) nebo z himalájského údolí (Singh et al. 2021) – 0,46 mg/kg, resp. 0,30 mg/kg.

Zinek byl v listech nejbližšího keře u silnice změřen v koncentraci téměř 4x nižší než v případě růže šípkové rostoucí na znečištěné půdě po těžbě mědi (Kalinovic et al. 2018), naopak koncentrace ve větvích byla zhruba 3x vyšší než ve zmíněné studii. V listech nejbližšího keře bylo zinku obsaženo srovnatelně se vzorky rostlin rostoucích na znečištěné půdě těžkými kovy (Vural 2015), u ostatních keřů byla koncentrace nižší. Obsah železa v šípcích všech zkoumaných vzorků byl zhruba 5x nižší než u vzorků z městského prostředí v Turecku (Ercisli 2007) a přibližně 3x nižší než u vzorků rostoucích na znečištěné půdě po těžbě mědi (Kalinovic et al. 2018). Naopak při srovnání s výsledky na vzorcích z blízkosti silnice od (Hamurcu et al. 2010) byla v této práci změřena v šípcích 5x vyšší koncentrace. Koncentrace zinku v šípcích byla na podobné úrovni jako ve vzorcích z lesa/stepi (Damascos et al. 2008; Smanalieva et al. 2020) nebo z himalájského údolí (Singh et al. 2021). Zhruba 2x vyšší koncentrace byly zaznamenány ve vzorcích ze zahrady na venkově v Turecku (Gunaydin & Alibas 2023), 4x vyšší potom ve vzorcích z honitby (Reglero et al. 2008).

Při porovnání s jinými studiemi byl obsah železa v listech nejbližšího keře u silnice zhruba 3x nižší (6x nižší u nejvzdálenějšího keře) než v případě růže šípkové rostoucí na znečištěné půdě po těžbě mědi (Kalinovic et al. 2018). Koncentrace železa ve větvích byla ve zmíněné studii srovnatelná jako ve zkoumaných vzorcích v této práci. V listech byl obsah železa srovnatelný se vzorky rostlin rostoucích na znečištěné půdě těžkými kovy (Vural 2015) s výjimkou nejbližšího keře u silnice, jehož listy obsahovaly železa více. Obsah železa v šípcích všech zkoumaných vzorků byl zhruba 5x nižší než u vzorků rostoucích na znečištěné půdě po těžbě mědi (Kalinovic et al. 2018) a mírně nižší než u vzorků z městského prostředí v Turecku (Ercisli 2007). Obsah v šípcích z blízkosti silnice byl dále nižší než ve vzorcích ze zahrady na venkově v Turecku (Gunaydin & Alibas 2023, z ekologické farmy (Medveckienė et al. 2022), z himalájského údolí (Singh et al. 2021) nebo z lesa/stepi (Damascos et al. 2008).

6.1.2 Srovnání výsledků s komerčními vzorky

Referenční vzorek komerčního sušeného šípku ve srovnání s jinými studiemi, ve kterých se měřil obsah kovů v šípcích z obchodu, obsahoval málo chromu, mědi, železa a kadmia a průměrné množství hliníku, niklu a zinku. Například vzorek zkoumaný ve studii od (Başgel & Erdemoğlu 2006) obsahoval zhruba 18x více hliníku a železa nebo 3x více chromu a zinku. Vzorek ze studie od Sekeroglu et al. (2008) obsahoval téměř 7x více mědi. Nejvyšší obsah kadmia byl detekován ve vzorku od Duran et al. (2008), který zároveň obsahoval zhruba 4,5x více niklu než referenční vzorek z této práce. V ČR komerčně pořízený vzorek sušeného šípku (Malik et al. 2013) obsahoval srovnatelné množství železa a niklu, zhruba poloviční koncentraci zinku a měl 2,5x vyšší obsah mědi a téměř 4x vyšší obsah hliníku. Z tohoto pohledu jsou nízké i nejvyšší koncentrace kovů detekované v růži šípkové v blízkosti silnice v této práci. V případě nejvyšších obsahů chromu a niklu jde v porovnání s komerčními šípkami o nízké koncentrace. Obsah niklu v šípcích byl pro všechny keře nižší než u všech srovnávaných komerčních šípků. Koncentrace chromu ve vzorcích od silnice byla nižší než u většiny komerčních šípků – s výjimkou komerčního vzorku 6 a vzorku od Kara (2009). Nejvyšší detekované koncentrace zinku a mědi v této práci odpovídaly přibližně průměrné koncentraci srovnávaných komerčních

šípků. Obsahy zinku a mědi v komerčním vzorku 6 byly nižší než obsahy kovů v nejbližších keřích, ale vyšší než v případě všech ostatních keřů. Podobně je možné popsat hliník a železo – nejvyšší změřené koncentrace v šípčích v této práci jsou výrazně nižší než průměrné koncentrace srovnávaných komerčních šípků. Obsahy hliníku a železa v komerčním vzorku 6 se nacházely v intervalu mezi nejnižšími a nejvyššími obsahy těchto kovů v této práci. Kadmium nebylo detekováno jak ve 3 vzdálenějších keřích od silnice, tak i v komerčním vzorku 6. Obsah kadmia ve 2 nejbližších keřích byl nadprůměrný oproti dalším srovnávaným komerčním vzorkům. Přesto ve 2 studiích bylo změřeno vyšší množství kadmia (Başgel & Erdemoğlu 2006; Duran et al. 2008).

6.2 Obsah rizikových kovů ve výluhu

Extrakcí horkou vodou se z biomasy vyluhovalo velmi malé množství rizikových kovů. V případě hliníku, byly všechny naměřené koncentrace (jak pro neomyté, tak pro omyté šípky ze všech 5 keřů) pod mezí detekce – stejně jako komerční vzorek 6. Limit detekce pro hliník byl na úrovni 5 mg/kg. Za předpokladu, že by obsah hliníku v šípčích byl na úrovni detekčního limitu, potom při extrakci 10 g sušených šípků na porci podle instrukcí na obale komerčního vzorku by se extrahovalo 0,05 mg hliníku. Při porovnání s týdenním limitem pro hliník (ESFA TWI) 1 mg Al/kg t. hm./týden, by se při referenční váze 60 kg jednou porcí z šípků od silnice vyčerpalo 0,08 % týdenního limitu.

Obsah kadmia ve všech vzorcích včetně komerčního byl pod mezí detekce. Detekční limit pro kadmium byl na úrovni 0,1 mg/kg. Pokud by byl obsah kadmia v šípčích na úrovni detekčního limitu, potom při extrakci 10 g sušených šípků na porci by se extrahovalo 0,001 mg kadmia. Při porovnání s týdenním limitem pro kadmium (ESFA TWI) 0,0025 mg Cd/kg t. hm./týden, je při referenční váze 60 kg 1 porcí z šípků od silnice vyčerpáno 0,7 % týdenního limitu.

Koncentrace chromu byla ve všech vzorcích včetně komerčního pod mezí detekce. Limit detekce pro chrom byl na úrovni 0,5 mg/kg. Za předpokladu, že by se obsah chromu v šípčích rovnal hodnotě detekčního limitu, potom při extrakci 10 g sušených šípků na porci by se extrahovalo 0,005 mg chromu. Při porovnání s denním limitem pro chrom (ESFA TDI) 0,3 mg Cr³⁺/kg t. hm./den, by se při referenční váze 60 kg jednou porcí z šípků od silnice vyčerpalo 0,03 % týdenního limitu. Přísnější denní limit pro šestimocný Cr (US EPA RfD: 0,003 mg/kg t. hm./den) by byl vyčerpán ze 3 %.

Obsah niklu byl pro výluhy z šípků z keřů 1 až 5 a z komerčních omytých šípků pod mezí limitu. Ve výluhu z komerčních omytých šípků byl obsah niklu průměrně 0,59 mg/kg DW. Detekční limit pro nikl byl na úrovni 0,5 mg/kg. Pokud by byl obsah niklu v šípčích na úrovni detekčního limitu, potom při extrakci 10 g sušených šípků na porci podle instrukcí na obale komerčního vzorku by se extrahovalo 0,005 mg niklu. Při porovnání s denním limitem pro nikl (ESFA TDI) 0,013 mg Ni/kg t. hm./den, je při referenční váze 60 kg 1 porcí z šípků od silnice vyčerpáno 0,6 % denního limitu.

Detekovaný obsah rizikových kovů bylo možné zkoumat pro měď, zinek a železo. V případě mědi a železa se projevil faktor omytí šípků – z omytých šípků se extrahovalo statisticky významně nižší množství kovů než z neomytých šípků. Extrahované množství železa se v případě omytých a neomytých šípků statisticky významně nelišilo. Bez ohledu na faktor

omytí se z komerčních šípků extrahovalo více mědi a méně železa a zinku než ze šípků nejbližšího keře k silnici.

Průměrná koncentrace extrahované mědi z neomytých šípků byla 3,1 mg/kg, z omytých šípků potom 2,0 mg/kg. Pro referenční komerční vzorek byl obsah vyluhované mědi 4,5 mg/kg z neomytých šípků (resp. 2,9 mg/kg z omytých šípků). V případě extrakce 10 g sušených šípků na porci podle instrukcí na obale komerčního vzorku by se extrahovalo 0,02–0,031 mg mědi ze vzorků od silnice, resp. 0,029–0,045 mg mědi z komerčního vzorku. Při porovnání s denním limitem pro měď (ESFA ADI) 0,07 mg Cu/kg t. hm./den je při referenční váze 60 kg 1 porcí z šípků od silnice vyčerpáno 0,5–0,7 % denního limitu, resp. 0,7–1,1 % denního limitu z komerčních šípků. Limit FAO/WHO (JEFCA PMTDI) je mírnější – 0,5 mg/kg t. hm./den, čerpání denního limitu mědi by bylo 7x nižší. Denní nutriční doporučení (ESFA AI) je pro dospělou ženu 1,3 mg Cu/den. V tomto případě by 1 porce tvořila 1,5–2,4 % denního doporučeného množství mědi v případě šípků od silnice (resp. 2,3–3,5 % pro komerční šípek).

Z šípků od silnice se průměrně extrahovalo 0,9 mg Fe/kg, z komerčních šípků potom 1 mg/kg. V případě extrakce 10 g sušených šípků na porci podle instrukcí na obale komerčního vzorku by se extrahovalo 0,009 mg železa ze vzorků od silnice, resp. 0,01 mg železa z komerčního vzorku. Expoziční limit FAO/WHO (JEFCA PMTDI) je pro železo 0,8 mg Fe/kg t. hm./den. Při referenční váze 60 kg by se 1 porcí z šípků od silnice i z komerčních šípků vyčerpalo 0,02 % denního limitu. Denní nutriční doporučení (ESFA AR) je pro dospělou ženu 6 mg Fe/den. Jedna porce z šípků od silnice potom tvoří 0,15 % denního doporučení pro železo, v případě komerčního šípku by 1 porce tvořila 0,17 % denního doporučení.

Průměrná koncentrace extrahovaného zinku z neomytých šípků byla 9,2 mg/kg, z omytých šípků potom 7,9 mg/kg. Pro komerční vzorek byl obsah vyluhovaného zinku 9,9 mg/kg z neomytých šípků (resp. 8,2 mg/kg z omytých šípků). V případě extrakce 10 g sušených šípků na porci podle instrukcí na obale komerčního vzorku by se extrahovalo 0,079 až 0,092 mg zinku ze vzorků od silnice, resp. 0,082–0,099 mg zinku z komerčního vzorku. Při porovnání s denním limitem pro zinek (JEFCA PMTDI) 0,3–1 mg Zn/kg t. hm./den je při referenční váze 60 kg 1 porcí z šípků od silnice vyčerpáno 0,4–0,5 % denního limitu, resp. 0,5 až 0,6 % denního limitu z komerčních šípků. Denní nutriční doporučení (ESFA AR) je pro dospělou ženu 6,2–10,2 mg Zn/den. V případě spodní meze 6,2 mg/den by 1 porce tvořila 1,3 až 1,5 % denního doporučeného množství zinku v případě šípků od silnice (resp. 1,3–1,6 % pro komerční šípek).

7 Závěr

- Cíl práce byl splněn, byla vyhodnocena kontaminace částí růže šípkové rizikovými kovy (Al, Cd, Cu, Cr, Fe, Ni, Zn) v různé vzdálenosti od silně frekventované silnice v Praze Stodůlkách.
- S rostoucí vzdáleností od silnice došlo k poklesu koncentrací Al, Cd a Fe v růži šípkové. S drobným výkyvem (1 keř) se obsah snižoval i pro Cu, Cr a Zn. V případě Ni se vliv vzdálenosti nepotvrdil.
- Shluková analýza odhalila, že nejbližší keř k silnici byl nejvíce odlišný v obsahu měřených kovů od ostatních keřů.
- V nejbližším keři k silnici bylo oproti ostatním vzorkům detekováno významně vyšší koncentrace pro Al, Cd, Cu, Cr a Fe ve větvích, pro Al, Cu, Cr, Fe, Ni a Zn v listech, pro Cd, Cu, Ni a Zn v šípcích.
- V případě Al, Cd, Cu a Ni byla koncentrace v neomytých šípcích v nejbližším keři k silnici o 50 % vyšší než v omytých šípcích. Pro Fe a Zn byl obsah v neomytých šípcích v prvním vzorku vyšší zhruba o 15 %.
- Prokázalo se, že obsah Cd, Al, Cu, Fe, Zn byl v omytých šípcích nižší než v neomytých. V případě Cr a Ni se koncentrace v neomytých a omytých šípcích statisticky významně nelišila.
- Korelační analýza identifikovala velmi silné vztahy mezi Al, Cr a Fe a dále mezi Cu a Zn, což odráží jejich pravděpodobný společný zdroj, například součást ocelových slitin (Al, Cr a Fe), resp. produkty opotřebení brzd (Cu) a pneumatik (Zn).
- Zjistilo se, že kadmium, měď a zinek se hromadily nejvíce ve větvích, méně v listech a nejméně v šípcích. Hliník a železo se naopak nejvíce koncentrovaly v listech, méně ve větvích a nejméně v šípcích. Chrom se nejvíce koncentroval v listech, ale mezi obsahy ve větvích a šípcích nebyl statisticky významný rozdíl. Nikl se hromadil výrazně více v listech a ve větvích než v šípcích.
- Koncentrace Cu a Zn v listech byly pod dolní hranicí pro normální stav. Obsah Cr byl vyšší než rozmezí pro normální stav, ale stále pod dolní hranicí pro toxický stav. Ostatní kovy (Al, Cd, Ni a Fe) se nacházely v rozpětí normálního stavu.
- Srovnání s komerčními vzorky šípků ukázalo, že i přes určitou kontaminaci šípků od silnice byly obsahy kovů v těchto vzorcích obecně nižší nebo srovnatelné s komerčně dostupnými produkty.
- Bylo potvrzeno, že extrakcí horkou vodou se z šípků do výluhu uvolnilo jen velmi malé množství rizikových kovů. Obsah Al, Cd, Cr a Ni byl pod detekčním limitem, v případě Cu, Fe a Zn by se 1 porcí čaje vyčerpalo méně než 1 % expozičního limitu.

8 Literatura

- Aarzoo, Nidhi, Samim M. 2022. Palladium nanoparticles as emerging pollutants from motor vehicles: An in-depth review on distribution, uptake and toxicological effects in occupational and living environment. *Science of The Total Environment* **823**:153787.
- Adriano DC. 2001. Trace elements in terrestrial environments. Springer-Verlag, New York.
- Al-Juhaimi F, Kulluk DA, Mohamed Ahmed IA, Özcan MM, Adiamo O. 2023. Quantitative determination of macro and micro elements and heavy metals accumulated in wild fruits analyzed by ICP-OES method. *Environmental Monitoring and Assessment* **195**:1370.
- Al-Yafeai A, Malarski A, Böhm V. 2018. Characterization of carotenoids and vitamin E in *R. rugosa* and *R. canina*: Comparative analysis. *Food Chemistry* **242**:435–442.
- Barros L, Carvalho AM, Ferreira ICFR. 2011. Exotic fruits as a source of important phytochemicals: Improving the traditional use of *Rosa canina* fruits in Portugal. *Food Research International* **44**:2233–2236.
- Bartusik-Aebisher D. 2020. *The Biochemical Guide to Medicinal Plants*. Nova Science Publishers, New York.
- Başgel S, Erdemoğlu SB. 2006. Determination of mineral and trace elements in some medicinal herbs and their infusions consumed in Turkey. *Science of The Total Environment* **359**:82–89.
- Bencko V, Novák J, Suk M. 2011. *Zdraví a přírodní podmínky (medicína a geologie)*. Dolin, Praha.
- Budai P, Clement A. 2018. Spatial distribution patterns of four traffic-emitted heavy metals in urban road dust and the resuspension of brake-emitted particles: Findings of a field study. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* **62**:179–185.
- Burghardt TE, Pashkevich A, Piegza A, Antoni Krawiec. 2023. Thermoplastic road markings – Description and microplastic pollution estimate in Sweden. *Journal of Environmental Management* **348**:119183.
- Council of the European Communities. 1983. Council Directive 83/478/EEC of 19 September 1983 amending for the fifth time (asbestos) Directive 76/769/EEC on the approximation of the laws, regulations and administrative provisions of the Member States relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations. Pages 33-36 in *Official Journal of the European Communities*, 1983, L 263. European Communities.
- Czyzowska A, Klewicka E, Pogorzelski E, Nowak A. 2015. Polyphenols, vitamin C and antioxidant activity in wines from *Rosa canina* L. and *Rosa rugosa* Thunb. *Journal of Food Composition and Analysis* **39**:62–68.
- Česká republika. 2012. Zákon č. 201/2012 Sb. o ochraně ovzduší, ve znění pozdějších předpisů. Pages 2786-2841 in *Sbírka zákonů České republiky*, 2012, částka 69. Česká republika.

- Český hydrometeorologický ústav. 2012. Tabelární přehled 2011: Průměrné měsíční koncentrace těžkých kovů v suspendovaných částicích. Available from https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2011_enh/pollution_month/month_TK_CZ.html (accessed December 2023).
- Český hydrometeorologický ústav. 2013. Tabelární přehled 2012: Průměrné měsíční koncentrace těžkých kovů v suspendovaných částicích. Available from https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2012_enh/pollution_month/month_TK_CZ.html (accessed December 2023).
- Český hydrometeorologický ústav. 2015. Tabelární přehled 2014: Průměrné měsíční koncentrace těžkých kovů v suspendovaných částicích. Available from https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2014_enh/pollution_month/month_TK_CZ.html (accessed December 2023).
- Český hydrometeorologický ústav. 2017a. Šíření látek znečišťujících ovzduší v okolí dopravních komunikací. Available from <https://www.chmi.cz/files/portal/docs/reditel/SIS/nakladatelstvi/assets/119.pdf> (accessed January 2024).
- Český hydrometeorologický ústav. 2017b. Tabelární přehled 2016: Průměrné měsíční koncentrace těžkých kovů v suspendovaných částicích. Available from https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2016_enh/pollution_month/month_TK_CZ.html (accessed December 2023).
- Český hydrometeorologický ústav. 2019. Tabelární přehled 2018: Průměrné měsíční koncentrace těžkých kovů v suspendovaných částicích. Available from https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2018_enh/pollution_month/month_TK_CZ.html (accessed December 2023).
- Český hydrometeorologický ústav. 2021. Tabelární přehled 2020: Průměrné měsíční koncentrace těžkých kovů v suspendovaných částicích. Available from https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2020_enh/pollution_month/month_TK_CZ.html (accessed December 2023).
- Český hydrometeorologický ústav. 2022a. Tabelární přehled 2021: Průměrné měsíční koncentrace těžkých kovů v suspendovaných částicích. Available from https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2021_enh/pollution_month/month_TK_CZ.html (accessed December 2023).
- Český hydrometeorologický ústav. 2022b. Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2021. Available from <https://info.chmi.cz/rocenka/ko2021/ko2021.pdf> (accessed December 2023).
- Český hydrometeorologický ústav. 2023a. Hydrologická ročenka České republiky 2022. Available from <https://info.chmi.cz/rocenka/hydro2022/hydro2022.pdf> (accessed December 2023).
- Český hydrometeorologický ústav. 2023b. Hydrologická ročenka České republiky 2022 - přílohy. Available from

https://www.chmi.cz/files/portal/docs/hydro/hydrologicke_rocenky/HR_2022_eprilohy.pdf (accessed December 2023).

- Český hydrometeorologický ústav. 2023c. Tabelární přehled 2022: Průměrné měsíční koncentrace těžkých kovů v suspendovaných částicích. Available from https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2022_enh/pollution_month/month_TK_CZ.html (accessed December 2023).
- Český hydrometeorologický ústav. 2023d. Tabelární přehled, znečištění ovzduší a chemické složení srážek v ČR – 2022. Available from https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2022_enh/index_CZ.html (accessed February 2024).
- Český hydrometeorologický ústav. 2023e. Zdroje znečišťování za roky 2021 a 2022. Available from https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/web_generator/plants/index_CZ.html (accessed February 2024).
- Český hydrometeorologický ústav. 2023f. Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2022. Available from <https://info.chmi.cz/rocenka/ko2022/ko2022.pdf> (accessed December 2023).
- Český hydrometeorologický ústav. 2024a. Data AIM v grafech. Available from <http://prasu.chmi.cz:8080/IskoAimDataView/faces/viewChart.xhtml> (accessed February 2024).
- Český hydrometeorologický ústav. 2024b. Informace o kvalitě ovzduší v ČR: Tabelární přehledy dat z automatizovaných stanic. Available from https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/web_generator/tab_reports/automated/index_CZ.html (accessed February 2024).
- Český statistický úřad. 2023. Dopravní park - časové řady. Available from https://www.czso.cz/csu/czso/dopravni_park_casove_rady (accessed March 2024).
- ČSN 75 7221. 2017. Kvalita vod - Klasifikace kvality povrchových vod. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha.
- Damascos MA, Arribere M, Svriz M, Bran D. 2008. Fruit Mineral Contents of Six Wild Species of the North Andean Patagonia, Argentina. *Biological Trace Element Research* **125**:72–80.
- Desideri D, Meli MA, Roselli C. 2010. Determination of essential and non-essential elements in some medicinal plants by polarised X ray fluorescence spectrometer (EDPXRF). *Microchemical Journal* **95**:174–180.
- Divrikli U, Soylak M, Elci L, Dogan M. 2003. Trace Heavy Metal Levels in Street Dust Samples from Yozgat City Center, Turkey. *Journal of Trace and Microprobe Techniques* **21**:351–361.
- D'Mello JPF. 2019. *A Handbook of Environmental Toxicology: Human Disorders and Ecotoxicology*. CABI Publishing, Wallingford.
- Duran A, Tuzen M, Soylak M. 2008. Trace element levels in some dried fruit samples from Turkey. *International Journal of Food Sciences and Nutrition* **59**:581–589.

- Eisler R. 2007. *Eisler's encyclopedia of environmentally hazardous priority chemicals*. Elsevier, Amsterdam.
- Ercisli S. 2007. Chemical composition of fruits in some rose (*Rosa* spp.) species. *Food Chemistry* **104**:1379–1384.
- European Commission. 2023. Commission Regulation (EU) 2023/915 of 25 April 2023 on maximum levels for certain contaminants in food and repealing Regulation (EC) No 1881/2006. Pages 103-157 in *Official Journal of the European Union*, 2023, L 119. European Union.
- European Commission. 2024. Food and Feed Information Portal Database | FIP. Available from <https://ec.europa.eu/food/food-feed-portal/screen/health-claims/eu-register> (accessed January 2024).
- European Food Safety Authority. 2008. Safety of aluminium from dietary intake - Scientific Opinion of the Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids and Food Contact Materials (AFC). *EFSA Journal* **6**:754.
- European Food Safety Authority. 2011. Statement on tolerable weekly intake for cadmium. *EFSA Journal* **9**:1975.
- European Food Safety Authority. 2014a. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for zinc. *EFSA Journal* **12**:3844.
- European Food Safety Authority. 2014b. Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of chromium in food and drinking water. *EFSA Journal* **12**:3595.
- European Food Safety Authority. 2015a. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for iron. *EFSA Journal* **13**:4254.
- European Food Safety Authority. 2015b. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for copper. *EFSA Journal* **13**:4253.
- European Food Safety Authority. 2020. Update of the risk assessment of nickel in food and drinking water. *EFSA Journal* **18**:e06268.
- European Food Safety Authority. 2023. Re-evaluation of the existing health-based guidance values for copper and exposure assessment from all sources. *EFSA Journal* **21**:e07728.
- European Medicines Agency. 2024. Herbal medicinal products. Available from <https://www.ema.europa.eu/en/human-regulatory-overview/herbal-medicinal-products> (accessed January 2024).
- European Parliament, Council of the European Union. 1998. Directive 98/70/EC of the European Parliament and of the Council of 13 October 1998 relating to the quality of petrol and diesel fuels and amending Council Directive 93/12/EEC. Pages 58—68 in *Official Journal of the European Communities*, 1983, L 350. European Community.
- European Parliament, Council of the European Union. 2006. Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH),

establishing a European Chemicals Agency, amending Directive 1999/45/EC and repealing Council Regulation (EEC) No 793/93 and Commission Regulation (EC) No 1488/94 as well as Council Directive 76/769/EEC and Commission Directives 91/155/EEC, 93/67/EEC, 93/105/EC and 2000/21/EC. Pages 1—849 in Official Journal of the European Union, 2006, L 396. European Community.

- Ferreira AJD, Soares D, Serrano LMV, Walsh RPD, Dias-Ferreira C, Ferreira CSS. 2016. Roads as sources of heavy metals in urban areas. The Covões catchment experiment, Coimbra, Portugal. *Journal of Soils and Sediments* **16**:2622–2639.
- Figurska-Ciura D, Bronkowska M, Orzeł D, Styczyńska M, Wyka J, Łoźna K, Biernat J, Żechałko-Czajkowska A. 2010. Cadmium Content in Plant Products Cultivated Near a Copperworks. *Polish Journal of Environmental Studies* **19**:1383–1390.
- Gunaydın S, Alibas I. 2023. The influence of short, medium, and long duration common dehydration methods on total protein, nutrients, vitamins, and carotenoids of rosehip fruit (*Rosa canina* L.). *Journal of Food Composition and Analysis* **124**:105631.
- Hamurcu M, Özcan MM, Dursun N, Gezgin S. 2010. Mineral and heavy metal levels of some fruits grown at the roadsides. *Food and Chemical Toxicology* **48**:1767–1770.
- Harrison RM, Allan J, Carruthers D, Heal MR, Lewis AC, Marnier B, Murrells T, Williams A. 2021. Non-exhaust vehicle emissions of particulate matter and VOC from road traffic: A review. *Atmospheric Environment* **262**:118592.
- Hůnová I, Janoušková S. 2004. *Znečištění venkovního prostředí*. Univerzita Karlova v Praze - Nakladatelství Karolinum, Praha.
- Chrubasik C, Roufogalis BD, Müller-Ladner U, Chrubasik S. 2008. A systematic review on the *Rosa canina* effect and efficacy profiles. *Phytotherapy Research* **22**:725–733.
- Institut plánování a rozvoje hl. m. Prahy. 2021. Územně analytické podklady hl. m. Prahy pro obec 2020: Dopravní infrastruktura. Available from https://app.iprpraha.cz/apl/mnt/App_UAP/portal/docs/UAPo2020_0600_Dopravni_infrastruktura.pdf (accessed February 2024).
- Institut plánování a rozvoje hl. m. Prahy. 2024. Atlas životního prostředí. Available from <https://app.iprpraha.cz/apl/app/atlas-zp/> (accessed February 2024).
- Jahodář L. 2022. *Farmaceuticky významné semenné rostliny*. Univerzita Karlova, Nakladatelství Karolinum, Praha.
- Jeong H, Lee Y, Moon H-B, Ra K. 2023. Characteristics of metal pollution and multi-isotopic signatures for C, Cu, Zn, and Pb in coastal sediments from special management areas in Korea. *Marine Pollution Bulletin* **188**:114642.
- Johansson C, Norman M, Burman L. 2009. Road traffic emission factors for heavy metals. *Atmospheric Environment* **43**:4681–4688.
- Kabata-Pendias A, Mukherjee AB. 2007. *Trace elements from soil to human*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.

- Kalinovic JV, Serbula SM, Radojevic AA, Milosavljevic JS, Kalinovic TS, Steharnik MM. 2018. Assessment of As, Cd, Cu, Fe, Pb, and Zn concentrations in soil and parts of *Rosa* spp. sampled in extremely polluted environment. *Environmental Monitoring and Assessment* **191**:15.
- Kaplan Z, et al. 2019. Klíč ke květeně České republiky. Druhé, rozšířené vydání. Academia, Praha.
- Kara D. 2009. Evaluation of trace metal concentrations in some herbs and herbal teas by principal component analysis. *Food Chemistry* **114**:347–354.
- Kazaz S, Baydar H, Erbas S. 2009. Variations in chemical compositions of *Rosa damascena* Mill. and *Rosa canina* L. fruits. *Czech Journal of Food Sciences* **27**:178–184.
- Khan IA, Abourashed EA. 2009. *Leung's Encyclopedia of Common Natural Ingredients: Used in Food, Drugs and Cosmetics*. Third Edition. John Wiley & Sons, Hoboken.
- Khan J, Ketzl M, Kakosimos K, Sørensen M, Jensen SS. 2018. Road traffic air and noise pollution exposure assessment – A review of tools and techniques. *Science of The Total Environment* **634**:661–676.
- Lopez B et al. 2023. Metal contents and size distributions of brake and tire wear particles dispersed in the near-road environment. *Science of The Total Environment* **883**:163561.
- Malik J, Frankova A, Drabek O, Szakova J, Ash C, Kokoska L. 2013. Aluminium and other elements in selected herbal tea plant species and their infusions. *Food Chemistry* **139**:728–734.
- Markiewicz A, Björklund K, Eriksson E, Kalmykova Y, Strömvall A-M, Siopi A. 2017. Emissions of organic pollutants from traffic and roads: Priority pollutants selection and substance flow analysis. *Science of The Total Environment* **580**:1162–1174.
- Marschner H. 1995. *Mineral Nutrition of Higher Plants*. 2nd Edition. Academic Press, London.
- Medveckienė B, Kulaitienė J, Vaitkevičienė N, Levickienė D, Bunevičienė K. 2022. Effect of Harvesting in Different Ripening Stages on the Content of the Mineral Elements of Rosehip (*Rosa* spp.) Fruit Flesh. *Horticulturae* **8**:467.
- Ministerstvo životního prostředí. 2012. Vyhláška č. 330/2012 Sb. o způsobu posuzování a vyhodnocení úrovně znečištění, rozsahu informování veřejnosti o úrovni znečištění a při smogových situacích, ve znění pozdějších předpisů. Pages 4178-4191 in *Sbírka zákonů České republiky, 2012, částka 121*. Česká republika.
- Ministerstvo životního prostředí. 2016. Vyhláška č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy, ve znění pozdějších předpisů. Pages 2692-2699 in *Sbírka zákonů České republiky, 2016, částka 59*. Česká republika.
- Ministerstvo životního prostředí. 2021a. Chrom a sloučeniny (jako Cr) | Integrovaný registr znečišťování. Available from <https://www.irz.cz/latky-v-irz/chrom-a-slouceniny-jako-cr> (accessed October 2023).

- Ministerstvo životního prostředí. 2021b. Kadmium a sloučeniny (jako Cd) | Integrovaný registr znečišťování. Available from <https://www.irz.cz/latky-v-irz/kadmium-a-slouceniny-jako-cd> (accessed October 2023).
- Ministerstvo životního prostředí. 2021c. Měď a sloučeniny (jako Cu) | Integrovaný registr znečišťování. Available from <https://www.irz.cz/latky-v-irz/med-a-slouceniny-jako-cu> (accessed October 2023).
- Ministerstvo životního prostředí. 2021d. Nikl a sloučeniny (jako Ni) | Integrovaný registr znečišťování. Available from <https://www.irz.cz/latky-v-irz/nikl-a-slouceniny-jako-ni> (accessed October 2023).
- Ministerstvo životního prostředí. 2021e. Zinek a sloučeniny (jako Zn) | Integrovaný registr znečišťování. Available from <https://www.irz.cz/latky-v-irz/zinek-a-slouceniny-jako-zn> (accessed October 2023).
- Ministerstvo životního prostředí. 2023. Vyhledávání v IRZ | Integrovaný registr znečišťování. Available from <https://www.irz.cz/vyhledavani-v-irz> (accessed October 2023).
- Mulani SM, Kumar A, Shaikh HNEA, Saurabh A, Singh PK, Verma PC. 2022. A review on recent development and challenges in automotive brake pad-disc system. *Materials Today: Proceedings* **56**:447–454.
- Müller A. 2022. An evaluation of sources contributing to urban runoff pollution [PhD. Thesis]. Luleå University of Technology, Luleå.
- O’Loughlin DP, Haugen MJ, Day J, Brown AS, Braysheer EC, Molden N, Willis AE, MacFarlane M, Boies AM. 2023. Multi-element analysis of tyre rubber for metal tracers. *Environment International* **178**:108047.
- Oreggioni GD, Mahiques O, Monforti-Ferrario F, Schaaf E, Muntean M, Guizzardi D, Vignati E, Crippa M. 2022. The impacts of technological changes and regulatory frameworks on global air pollutant emissions from the energy industry and road transport. *Energy Policy* **168**:113021.
- Özcan MM, Ünver A, Uçar T, Arslan D. 2008. Mineral content of some herbs and herbal teas by infusion and decoction. *Food Chemistry* **106**:1120–1127.
- Patel S. 2013. Rose hips as complementary and alternative medicine: overview of the present status and prospects. *Mediterranean Journal of Nutrition and Metabolism* **6**:89–97.
- Piscitello A, Bianco C, Casasso A, Sethi R. 2021. Non-exhaust traffic emissions: Sources, characterization, and mitigation measures. *Science of The Total Environment* **766**:144440.
- Reglero MM, Monsalve-González L, Taggart MA, Mateo R. 2008. Transfer of metals to plants and red deer in an old lead mining area in Spain. *Science of The Total Environment* **406**:287–297.
- Roman I, Stănilă A, Stănilă S. 2013. Bioactive compounds and antioxidant activity of *Rosa canina* L. biotypes from spontaneous flora of Transylvania. *Chemistry Central Journal* **7**:73.

- Sapkota B, Devkota HP, Poudel A, Poudel P, Thapa R. 2022. Chapter 35 - Rosa spp. (Rosa canina L., R. macrophylla Lindl., R. moschata Herrm., R. multiflora Thunb.). Pages 371–381 in Belwal T, Bhatt I, Devkota H, editors. Himalayan Fruits and Berries: Bioactive Compounds, Uses and Nutraceutical Potential. Academic Press, London.
- Sekeroglu N, Ozkutlu F, Kara SM, Ozguven M. 2008. Determination of cadmium and selected micronutrients in commonly used and traded medicinal plants in Turkey. *Journal of the Science of Food and Agriculture* **88**:86–90.
- Seznam.cz. 2024. Mapy.cz. Available from <https://mapy.cz> (accessed March 2024).
- Singh K, Singh D, Lone JF, Bhat S, Sharma YP, Gairola S. 2021. Nutraceutical potential of rose hips of three wild Rosa species from Western Himalaya, India. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca* **49**:12471–12471.
- Slavík B, et al. 1995. Květena České republiky. Academia, Praha.
- Smanalieva J, Iskakova J, Oskonbaeva Z, Wichern F, Darr D. 2020. Investigation of nutritional characteristics and free radical scavenging activity of wild apple, pear, rosehip, and barberry from the walnut-fruit forests of Kyrgyzstan. *European Food Research and Technology* **246**:1095–1104.
- Státní ústav pro kontrolu léčiv. 2024. Přehled léčiv. Available from https://prehledy.sukl.cz/prehled_leciv.html#/ (accessed January 2024).
- Státní zdravotní ústav. 2016. Zdravotní důsledky expozice lidského organismu toxickým látkám ze zevního prostředí (biologický monitoring): Odborná zpráva za rok 2015. Available from https://szu.cz/wp-content/uploads/2022/12/Odborna_biolmon_15.pdf (accessed November 2023).
- Státní zdravotní ústav. 2022. Zdravotní důsledky zátěže lidského organismu cizorodými látkami z potravinových řetězců, dietární expozice: Odborná zpráva za rok 2021. Available from https://szu.cz/wp-content/uploads/2023/09/Monitoring_TDS_2021.pdf (accessed November 2023).
- Státní zdravotní ústav. 2023a. Souhrnná zpráva za rok 2022. Available from https://szu.cz/wp-content/uploads/2023/11/Souhrnna_zprava_2022.pdf (accessed November 2023).
- Státní zdravotní ústav. 2023b. Výsledky systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ČR ve vztahu k životnímu prostředí: 2022. Available from https://szu.cz/wp-content/uploads/2023/11/Vysledky_Monitoringu_2022.pdf (accessed November 2023).
- Státní zemědělská a potravinářská inspekce. 2024. Vodítka k problematice zdravotních a výživových tvrzení. Available from <https://www.szpi.gov.cz/clanek/voditka-k-problematice-zdravotnich-a-vyzivovych-tvrzeni.aspx> (accessed January 2024).
- Stojić N, Štrbac S, Čurčić L, Pucarević M, Prokić D, Stepanov J, Stojić G. 2023. Exploring the impact of transportation on heavy metal pollution: A comparative study of trains and cars. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* **125**:103966.
- Svaz dovozců automobilů. 2024. Přehled stavu vozového parku. Available from <https://portal.sda-cia.cz/stat.php?v#str=vpp> (accessed March 2024).

- Sysalová J, Sýkorová I, Havelcová M, Száková J, Trejtnarová H, Kotlík B. 2012. Toxicologically important trace elements and organic compounds investigated in size-fractionated urban particulate matter collected near the Prague highway. *Science of The Total Environment* **437**:127–136.
- Tokaloğlu Ş. 2012. Determination of trace elements in commonly consumed medicinal herbs by ICP-MS and multivariate analysis. *Food Chemistry* **134**:2504–2508.
- Trebichavský J, Havrdová D, Blohberger M. 1998. *Toxické kovy. NSO - Ing. František Nekvasil, Kutná Hora.*
- U.S. Environmental Protection Agency. 1998a. Toxicological Review of Hexavalent Chromium. Available from <https://iris.epa.gov/static/pdfs/0144tr.pdf> (accessed February 2024).
- U.S. Environmental Protection Agency. 1998b. Toxicological Review of Trivalent Chromium. Available from <https://iris.epa.gov/static/pdfs/0028tr.pdf> (accessed February 2024).
- U.S. Environmental Protection Agency. 2005. Toxicological Review of Zinc and Compounds. Available from <https://iris.epa.gov/static/pdfs/0426tr.pdf> (accessed February 2024).
- U.S. Environmental Protection Agency. 2015a. Chemical Assessment Summary: Cadmium. Available from https://iris.epa.gov/static/pdfs/0141_summary.pdf (accessed February 2024).
- U.S. Environmental Protection Agency. 2015b. Chemical Assessment Summary: Nickel, soluble salts. Available from https://iris.epa.gov/static/pdfs/0271_summary.pdf (accessed February 2024).
- Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. 2020. Registr kontaminovaných ploch: celkové obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách - tabulkové přehledy a kartogramy (1998–2018). Available from <https://eagri.cz/public/portal/-a27806---bLA8QKMO/registr-kontaminovanych-ploch-1998-2018> (accessed November 2023).
- Votrubová O. 2010. *Anatomie rostlin. 3., přeprac. vyd. Karolinum, Praha.*
- Vural A. 2015. Biogeochemical characteristics of *Rosa canina* grown in hydrothermally contaminated soils of the Gümüşhane Province, Northeast Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* **187**:486.
- Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. 2024. Komplexní průzkum půd. Available from <https://kpp.vumop.cz/?core=app> (accessed February 2024).
- Werkenthin M, Kluge B, Wessolek G. 2016. Assessment of metal retention in newly constructed highway embankments. *Environmental Science and Pollution Research* **23**:23619–23629.
- World Health Organization. 1982. Evaluation of certain food additives and contaminants: Twenty-sixth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organization, Geneva.

- World Health Organization. 1983. Evaluation of certain food additives and contaminants: Twenty-seventh report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organization, Geneva.
- World Health Organization. 2011. Evaluation of certain food additives and contaminants: Seventy-fourth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organization, Malta.
- World Health Organization. 2013. Evaluation of certain food additives and contaminants: Seventy-seventh report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organization, Malta.
- Yang C, Niu S, Xia Y, Wu J. 2023. Microplastics in urban road dust: Sampling, analysis, characterization, pollution level, and influencing factors. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* **168**:117348.
- Zeiner M, Juranović Cindrić I. 2018. Harmful Elements (Al, Cd, Cr, Ni, and Pb) in Wild Berries and Fruits Collected in Croatia. *Toxics* **6**:31.
- Zglobicki W, Telecka M, Skupiński S. 2019. Assessment of short-term changes in street dust pollution with heavy metals in Lublin (E Poland)—levels, sources and risks. *Environmental Science and Pollution Research* **26**:35049–35060.
- Zhou M, Sun Y, Luo L, Pan H, Zhang Q, Yu C. 2023. Road to a bite of rosehip: A comprehensive review of bioactive compounds, biological activities, and industrial applications of fruits. *Trends in Food Science & Technology* **136**:76–91.
- Živkov-Baloš M, Mihaljev Ž, Čupić Ž, Jakšić S, Apić J, Ljubojević D, Prica N. 2014. Determination of some essential elements in herbal teas from Serbia using atomic spectrometry (AAS). *Contemporary Agriculture* **63**:394-402.

9 Seznam tabulek

Tabulka 1: Přehled dříve publikovaných studií zaměřených na obsah prvků v růži šípkové ...	5
Tabulka 2: Limitní expoziční hodnoty pro vybrané rizikové kovy.....	10
Tabulka 3: Nutriční doporučení pro vybrané rizikové kovy stanovené EFSA	11
Tabulka 4: Přibližné koncentrace vybraných rizikových kovů ve zralých listech (mg/kg)	11
Tabulka 5: Ohlášené úniky kovů (v kg/rok) do ovzduší v roce 2022 v okolí Ovčího hájku ..	36
Tabulka 6: Průměrné měsíční koncentrace PM ₁₀ , PM _{2,5} a vybraných kovů v PM ₁₀ za rok 2022 na stanicích Praha 5 – Stodůlky a Praha 5 – Řeporyje	37
Tabulka 7: Korelace (lineární závislost) mezi obsahy kovy v růži šípkové	47
Tabulka 8: Obsah hliníku, mědi, zinku a železa v oplachové vodě ze šípků (mg/kg DW)	47
Tabulka 9: Podrobné srovnání dříve publikovaných studií zaměřených na obsah prvků v růži šípkové – 1. část.....	I
Tabulka 10: Podrobné srovnání dříve publikovaných studií zaměřených na obsah prvků v růži šípkové – 2. část	II
Tabulka 11: Podrobné srovnání dříve publikovaných studií zaměřených na obsah prvků v růži šípkové – 3. část	III
Tabulka 12: Průměrné měsíční koncentrace PM ₁₀ (μg/m ³) za rok 2023 na stanicích Praha 5 – Stodůlky a Praha 5 – Řeporyje	IV
Tabulka 13: Průměrné hodinové koncentrace PM ₁₀ na stanici Praha 5 – Stodůlky.....	IV
Tabulka 14: Obsah hliníku v částech růže šípkové (mg/kg DW)	V
Tabulka 15: Obsah chromu v částech růže šípkové (mg/kg DW)	V
Tabulka 16: Obsah kadmia v částech růže šípkové (mg/kg DW).....	V
Tabulka 17: Obsah mědi v částech růže šípkové (mg/kg DW).....	V
Tabulka 18: Obsah niklu v částech růže šípkové (mg/kg DW)	VI
Tabulka 19: Obsah zinku v částech růže šípkové (mg/kg DW).....	VI
Tabulka 20: Obsah železa v částech růže šípkové (mg/kg DW).....	VI
Tabulka 21: Obsah mědi, zinku a železa ve výluhu ze šípků (mg/kg DW).....	VII

10 Seznam obrázků

Obrázek 1: Plodná větvíčka růže šípkové. Zdroj: Slavík et al. 1995	3
Obrázek 2: Letecký snímek stanoviště. Zdroj: Seznam.cz 2024.....	38
Obrázek 3: Schéma zpracování vzorků. Zdroj: autorka	39
Obrázek 4: Emise z dopravy (PM ₁₀) na území Prahy 13. Zdroj: IPR 2024	VII
Obrázek 5: Keř růže šípkové – vzorek č. 1. Zdroj: autorka	VIII
Obrázek 6: Keř růže šípkové – vzorek č. 2. Zdroj: autorka	VIII
Obrázek 7: Keř růže šípkové – vzorek č. 3. Zdroj: autorka	IX
Obrázek 8: Keř růže šípkové – vzorek č. 4. Zdroj: autorka	IX
Obrázek 9: Keř růže šípkové – vzorek č. 5. Zdroj: autorka	X
Obrázek 10: Větve, listy a šípky vzorku 1. Zdroj: autorka	X
Obrázek 11: Větve, listy a šípky vzorku 2. Zdroj: autorka	XI
Obrázek 12: Větve, listy a šípky vzorku 3. Zdroj: autorka	XI
Obrázek 13: Větve, listy a šípky vzorku 4. Zdroj: autorka	XII
Obrázek 14: Větve, listy a šípky vzorku 5. Zdroj: autorka	XII

11 Seznam grafů

Graf 1: Obsah hliníku v částech růže šípkové (mg/kg DW). Zdroj: autorka.....	41
Graf 2: Obsah chromu v částech růže šípkové (mg/kg DW). Zdroj: autorka.....	42
Graf 3: Obsah kadmia v částech růže šípkové (mg/kg DW). Zdroj: autorka	43
Graf 4: Obsah mědi v částech růže šípkové (mg/kg DW). Zdroj: autorka.....	43
Graf 5: Obsah niklu v částech růže šípkové (mg/kg DW). Zdroj: autorka.....	44
Graf 6: Obsah zinku v částech růže šípkové (mg/kg DW). Zdroj: autorka	45
Graf 7: Obsah železa v částech růže šípkové (mg/kg DW). Zdroj: autorka.....	46
Graf 8: Podobnost mezi vzorky. Zdroj: autorka	46
Graf 9: Obsah mědi ve výluhu ze šípků (mg/kg DW). Zdroj: autorka	48
Graf 10: Obsah zinku ve výluhu ze šípků (mg/kg DW). Zdroj: autorka	49
Graf 11: Obsah železa ve výluhu ze šípků (mg/kg DW). Zdroj: autorka.....	49

12 Seznam použitých zkratek a symbolů

AAS	atomic absorption spectrometry (atomová absorpční spektrometrie)
ADI	acceptable daily intake (přípustný denní příjem)
CEC	Council of the European Communities (Rada Evropských společenství)
CEU	Council of the European Union (Rada Evropské unie)
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČOV	čistírna odpadních vod
ČR	Česká republika
EC	European Commission (Evropská komise)
EDPXRf	energy dispersive polarised X-ray fluorescence spectrometry (energodisperzní polarizovaná rentgenová fluorescenční spektrometrie)
EFSA	European Food Safety Authority (Evropský úřad pro bezpečnost potravin)
EMA	European Medicines Agency (Evropská agentura pro léčivé přípravky)
EP	European Parliament (Evropský parlament)
EU	European Union (Evropská unie)
FAAS	flame atomic absorption spectrometry (plamenová atomová absorpční spektrometrie)
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations (Organizace pro výživu a zemědělství Spojených národů)
GFAAS	graphite furnace atomic absorption spectrometry (atomová absorpční spektrometrie s grafitovou pecí)
ICP-AES	inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem)
ICP-MS	inductively coupled plasma mass spectrometry (hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem)
ICP-OES	inductively coupled plasma optical emission spectrometry (optická emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem)
INAA	instrumental neutron activation analysis (instrumentální neutronová aktivační analýza)
IPR	Institut plánování a rozvoje hl. m. Prahy
IRZ	Integrovaný registr znečišťování
JECFA	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (Společný výbor expertů FAO/WHO pro potravinářská aditiva)
MH	mezní hodnota (limit value)
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
ND	not detected (nedetekováno)
NMH	nejvyšší mezní hodnota (maximal limit value)
PAH	polyaromatic hydrocarbon (polycyklický aromatický uhlovodík)
PM	particulate matter (suspendované částice)
PMTDI	provisional maximum tolerable daily intake (provizorní maximální tolerovatelný denní příjem)
PTMI	provisional tolerable monthly intake (provizorní tolerovatelný měsíční příjem)
PTWI	provisional tolerable weekly intake (provizorní tolerovatelný týdenní příjem)

REA	retinol activity equivalent (ekvivalent retinolové aktivity)
RfD	reference dose (referenční dávka)
SÚKL	Státní ústav pro kontrolu léčiv
SZPI	Státní zemědělská a potravinářská inspekce
SZÚ	Státní zdravotní ústav
TDI	tolerable daily intake (tolerovatelný denní příjem)
TWI	tolerable weekly intake (tolerovatelný týdenní příjem)
UCR	unit cancer risk (jednotkové karcinogenní riziko)
ÚKZÚZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
US EPA	United States Environmental Protection Agency (Agentura pro ochranu životního prostředí)
VOC	volatile organic compound (těkavá organická látka)
VÚMOP	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
WHO	Světová zdravotnická organizace (World Health Organization)

13 Příloha – ostatní tabulky, obrázky a grafy

Tabulka 9: Podrobné srovnání dříve publikovaných studií zaměřených na obsah prvků v růži šípkové – 1. část

Č.	Autor, rok	Sušení	Část rostliny	Výluh
1	Gunaydin & Alibas 2023	ne (čerstvý)	šípek	
2		příroz. sušení na vzduchu	šípek	
3		mikrovlnné: 700 W	šípek	
4	Medveckienė et al. 2022	mrazem (-35 °C po 48 h)	šípek	
5	Singh et al. 2021	příroz. sušení na vzduchu	šípek	
6	Smanalieva et al. 2020	ne (čerstvý)	šípek	
7	Zeiner & Juranović Cindrić 2018	105 °C po 24 h	šípek	
8	Damascos et al. 2008	60 °C	šípek	
9	Reglero et al. 2008: honitba	50 °C	list	
10	Kalinovic et al. 2018	příroz. sušení na vzduchu	kořen	
11			větev	
12			neomytý list	
13			omytý list	
14			šípek	
15	Vural 2015	60 °C po 24 h	list	
16	Figurska-Ciura et al. 2010	nespec.	šípek	
17	Hamurcu et al. 2010	příroz. sušení na vzduchu	šípek	
18	Reglero et al. 2008: znečištěná půda (těžba olova)	50 °C	list	
19	Ercisli 2007	nespec.	šípek	
20	Al-Juhaimi et al. 2023	70 °C	šípek	
21	Kazaz et al. 2009	nespec.	šípek	
22	Živkov-Baloš et al. 2014	nespec.	šípek	
23	Malik et al. 2013	nespec.	šípek	
24				infuze 15 min; 100 °C; 1 g/50 ml
25	Tokalioğlu 2012	nespec.	šípek	
26	Desideri et al. 2010	nespec.	šípek	
27	Kara 2009	nespec.	šípek	
28	Duran et al. 2008	nespec.	šípek	
29	Özcan et al. 2008	nespec.	šípek	
30				dekokce 5–15 min; 100 °C; 2 g/98 ml
31	Sekeroglu et al. 2008	nespec.	šípek	
32	Başgel & Erdemoğlu 2006	80 °C po 24 h	šípek	
33				infuze 30 min; 95 °C; 0,5 g/25 ml

Zdroj: autorka

Tabulka 10: Podrobné srovnání dříve publikovaných studií zaměřených na obsah prvků v růžičkové – 2. část

Č.	Jednotka	Al	As	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu
1	mg/kg DW				7200				7,51
2	mg/kg DW				4275				3,02
3	mg/kg DW				6480				4,87
4	mg/kg DW	5,89			4573			0,38	11,83
5	mg/kg DW	18,60	0,07	2,30	1114	0,00	0,01	0,04	1,80
6	mg/kg FW				2133				9,80
7	mg/kg DW	8242,00				< 0,03		< 0,02	
8	mg/kg DW			14,15	9843		0,06	0,12	
9	mg/kg DW					ND			7,81
10	mg/kg DW**		1,20			0,21			106,00
11	mg/kg DW*		1,60			0,21			22,00
12	mg/kg DW*		13,40			0,43			162,00
13	mg/kg DW*		10,40			ND			82,00
14	mg/kg DW*		ND			ND			18,00
15	mg/kg DW	220,00	0,21	14,37	17630	0,02	2,27	2,44	5,34
16	mg/kg DW					0,03			
17	mg/kg DW**					0,11		0,24	0,11
18	mg/kg DW					0,01			27,20
19	mg/kg DW				2867				27,00
20	mg/kg DW	0,03	4,21	3,57	6489	0,09	0,27	0,08	2,82
21	mg/kg DW				6301				4,00
22	mg/kg DW								6,68
23	mg/kg DW	33,60			10289				8,98
24	mg/l	0,18			13				0,04
25	mg/kg DW						0,05	0,79	4,86
26	mg/kg DW	< 100,00	< 1,00		5588	< 0,50	< 1,00	< 2,00	3,40
27	mg/kg DW			8,20	8020		0,10	0,23	3,00
28	mg/kg DW					0,81	1,47	0,80	3,81
29	mg/kg DW	13,70	0,20	0,34	3479	0,00	0,32	1,33	0,71
30	mg/l	0,15	0,10	0,04	79	0,00	0,02	0,47	0,05
31	mg/kg DW					0,03			24,00
32	mg/kg DW	157,00		46,80	17596	0,07	0,40	0,92	4,94
33	mg/l	5,60		11,70	965	ND	ND	0,25	2,95

Zdroj: autorka

* odhad podle grafu – zaokrouhleno na $1/_{10}$ velikosti mřížky

** průměr z 9 vzorků

Tabulka 11: Podrobné srovnání dříve publikovaných studií zaměřených na obsah prvků v růži šípkové – 3. část

Č.	Jednotka	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	P	Pb	Zn
1	mg/kg DW	35,40	16507	2114	139,73	582		1726		13,83
2	mg/kg DW	17,32	7947	1126	23,72	422		1094		9,13
3	mg/kg DW	23,99	9096	1622	122,91	406		1382		10,81
4	mg/kg DW	77,30	8293	1502	6,20	12		1015		2,75
5	mg/kg DW	56,99		1993	28,40		0,30		0,05	7,10
6	mg/kg FW	23,40	4036	554	62,40	262		217		8,40
7	mg/kg DW						11,30		3,34	
8	mg/kg DW	31,32	21080			29				5,59
9	mg/kg DW								0,11	23,90
10	mg/kg DW*	80,00							ND	18,00
11	mg/kg DW*	60,00							3,50	7,00
12	mg/kg DW*	1020,00							30,50	49,00
13	mg/kg DW*	540,00							15,00	27,00
14	mg/kg DW*	100,00							1,50	18,00
15	mg/kg DW	250,00	11550	4080	110,00	30	1,26	2110	0,59	12,72
16	mg/kg DW									
17	mg/kg DW**		915	16		34	0,46	2252	2,07	1,16
18	mg/kg DW	27,00							41,30	34,70
19	mg/kg DW		5467	1254	56,00			4860		30,00
20	mg/kg DW	0,77	10507	1225	19,40		0,42	1059	0,42	3,78
21	mg/kg DW	27,00	9140	1652	32,00	149		1010		10,00
22	mg/kg DW	61,87			70,99					16,11
23	mg/kg DW	14,80	22348	2872	65,00		1,26	1228		3,60
24	mg/l	0,09	166	11	0,26		0,05	9		0,28
25	mg/kg DW	106,00			35,80		0,94		ND	4,66
26	mg/kg DW	29,40	15310	561	32,80		0,60	432	0,40	5,40
27	mg/kg DW	27,50	13519	2931	47,50	44	1,60	939		3,20
28	mg/kg DW	6,76			25,50		6,51		10,10	
29	mg/kg DW	8,85	5317	1018	13,93	280	0,67	856	0,17	3,96
30	mg/l	10,76	998	83	1,17	5	0,02	15	0,02	0,23
31	mg/kg DW	84,00			10,00					15,00
32	mg/kg DW	267,20		1909	244,00		2,90		0,34	21,90
33	mg/l	38,50		1378	49,10		1,90		ND	6,10

Zdroj: autorka

* odhad podle grafu – zaokrouhleno na $1/10$ velikosti mřížky

** průměr z 9 vzorků

Tabulka 12: Průměrné měsíční koncentrace PM₁₀ (μg/m³) za rok 2023 na stanicích Praha 5 – Stodůlky a Praha 5 – Řeporyje

Měsíc (2023)	Praha 5 – Stodůlky	Praha 5 – Řeporyje
1	12,3	13,5
2	18,2	22,4
3	14,0	16,8
4	13,5	15,7
5	17,1	16,0
6	18,6	16,1
7	13,8	11,6
8	13,9	12,9
9	17,4	15,5
10	14,3	-
11	8,8	9,1
12	13,4	13,7

Zdroj: ČHMÚ 2024b; vlastní zpracování

Tabulka 13: Průměrné hodinové koncentrace PM₁₀ na stanici Praha 5 – Stodůlky

Hodina	4. 10. 2023	5. 10. 2023
1	15	5
2	9	10
3	5	12
4	5	8
5	5	15
6	5	14
7	3	10
8	14	7
9	10	4
10	7	3
11	7	21
12	4	20
13	3	11
14	4	7
15	10	11
16	8	16
17	5	8
18	4	16
19	8	11
20	5	6
21	7	6
22	12	5
23	7	6

Zdroj: ČHMÚ 2024a; vlastní zpracování

Tabulka 14: Obsah hliníku v částech růže šípkové (mg/kg DW)

Vzorek	Listy	Větve	Šípky	Šípky – omyté
1	159,07 ± 13,14 ^a	41,08 ± 5,15 ^a	4,17 ± 0,46 ^d	2,72 ± 0,16 ^e
2	111,68 ± 0,68 ^b	37,2 ± 0,16 ^a	3,09 ± 0,01 ^d	4,04 ± 0,03 ^{cd}
3	95,6 ± 5,15 ^c	23,86 ± 0,9 ^c	5,59 ± 0,28 ^c	3,69 ± 0,36 ^d
4	97,51 ± 6,02 ^{bc}	31,28 ± 0,2 ^b	5,81 ± 0,38 ^c	4,53 ± 0,64 ^c
5	55,23 ± 4,76 ^d	30,62 ± 0,55 ^b	12,52 ± 0,23 ^a	12,03 ± 0,57 ^a
6 (komerční)			8,72 ± 1,00 ^b	8,12 ± 0,11 ^b

Zdroj: autorka

Tabulka 15: Obsah chromu v částech růže šípkové (mg/kg DW)

Vzorek	Listy	Větve	Šípky	Šípky – omyté
1	2,49 ± 0,14 ^a	0,64 ± 0,07 ^a	0,29 ± 0,02 ^b	0,32 ± 0,03 ^c
2	1,48 ± 0,11 ^b	0,6 ± 0,07 ^a	0,28 ± 0,01 ^b	0,28 ± 0,02 ^c
3	1,5 ± 0,08 ^b	0,34 ± 0,03 ^b	0,45 ± 0,03 ^a	0,39 ± 0,01 ^b
4	1,74 ± 0,14 ^b	0,34 ± 0,02 ^b	0,46 ± 0,01 ^a	0,61 ± 0,05 ^a
5	1,11 ± 0,11 ^c	0,24 ± 0,01 ^b	0,45 ± 0,00 ^a	0,4 ± 0,02 ^b
6 (komerční)			0,32 ± 0,02 ^b	0,28 ± 0,01 ^c

Zdroj: autorka

Tabulka 16: Obsah kadmia v částech růže šípkové (mg/kg DW)

Vzorek	Listy	Větve	Šípky	Šípky – omyté
1	0,05 ± 0,00 ^b	0,10 ± 0,00 ^a	0,05 ± 0,00 ^a	<0,05
2	0,06 ± 0,00 ^a	0,06 ± 0,00 ^b	0,05 ± 0,00 ^b	<0,05
3	0,05 ± 0,00 ^{ab}	0,05 ± 0,00 ^c	<0,05 ^c	<0,05
4	0,05 ± 0,00 ^b	0,05 ± 0,00 ^c	<0,05 ^c	<0,05
5	0,05 ± 0,00 ^{ab}	0,05 ± 0,00 ^c	<0,05 ^c	<0,05
6 (komerční)			<0,05 ^c	<0,05

Zdroj: autorka

Tabulka 17: Obsah mědi v částech růže šípkové (mg/kg DW)

Vzorek	Listy	Větve	Šípky	Šípky – omyté
1	6,72 ± 0,36 ^a	9,30 ± 0,15 ^a	6,23 ± 0,11 ^a	3,51 ± 0,29 ^a
2	4,09 ± 0,03 ^b	8,04 ± 0,07 ^b	3,12 ± 0,04 ^c	2,86 ± 0,06 ^{cd}
3	4,24 ± 0,04 ^b	5,63 ± 0,40 ^c	2,24 ± 0,03 ^e	2,22 ± 0,01 ^e
4	3,91 ± 0,03 ^{bc}	5,72 ± 0,38 ^c	3,04 ± 0,06 ^c	3,12 ± 0,05 ^{bc}
5	3,55 ± 0,08 ^c	3,98 ± 0,03 ^d	2,44 ± 0,00 ^d	2,6 ± 0,03 ^d
6 (komerční)			3,52 ± 0,07 ^b	3,39 ± 0,1 ^{ab}

Zdroj: autorka

Tabulka 18: Obsah niklu v částech růže šípkové (mg/kg DW)

Vzorek	Listy	Větve	Šípky	Šípky – omyté
1	1,82 ± 0,20 ^a	0,55 ± 0,10 ^d	0,57 ± 0,02 ^b	0,28 ± 0,01 ^d
2	1,11 ± 0,05 ^b	1,66 ± 0,01 ^a	0,23 ± 0,01 ^d	0,21 ± 0,01 ^{de}
3	1,15 ± 0,06 ^b	1,20 ± 0,03 ^c	0,15 ± 0,02 ^e	0,13 ± 0,02 ^e
4	1,06 ± 0,12 ^b	1,40 ± 0,14 ^b	0,33 ± 0,04 ^c	0,7 ± 0,002 ^b
5	1,13 ± 0,03 ^b	1,60 ± 0,08 ^a	0,59 ± 0,004 ^b	0,58 ± 0,04 ^c
6 (komerční)			1,40 ± 0,05 ^a	1,23 ± 0,12 ^a

Zdroj: autorka

Tabulka 19: Obsah zinku v částech růže šípkové (mg/kg DW)

Vzorek	Listy	Větve	Šípky	Šípky – omyté
1	13,06 ± 0,57 ^a	21,75 ± 0,79 ^b	7,81 ± 0,04 ^a	6,88 ± 0,09 ^a
2	8,94 ± 0,33 ^b	24,72 ± 0,60 ^a	6,00 ± 0,16 ^c	5 ± 0,01 ^c
3	8,18 ± 0,04 ^c	10,40 ± 0,69 ^d	4,91 ± 0,01 ^e	4,75 ± 0,1 ^{cd}
4	7,90 ± 0,06 ^c	20,58 ± 1,22 ^{bc}	5,75 ± 0,08 ^d	6,17 ± 0,26 ^b
5	6,15 ± 0,12 ^d	19,48 ± 0,19 ^c	4,83 ± 0,02 ^e	4,47 ± 0,28 ^d
6 (komerční)			6,80 ± 0,13 ^b	6,56 ± 0,25 ^{ab}

Zdroj: autorka

Tabulka 20: Obsah železa v částech růže šípkové (mg/kg DW)

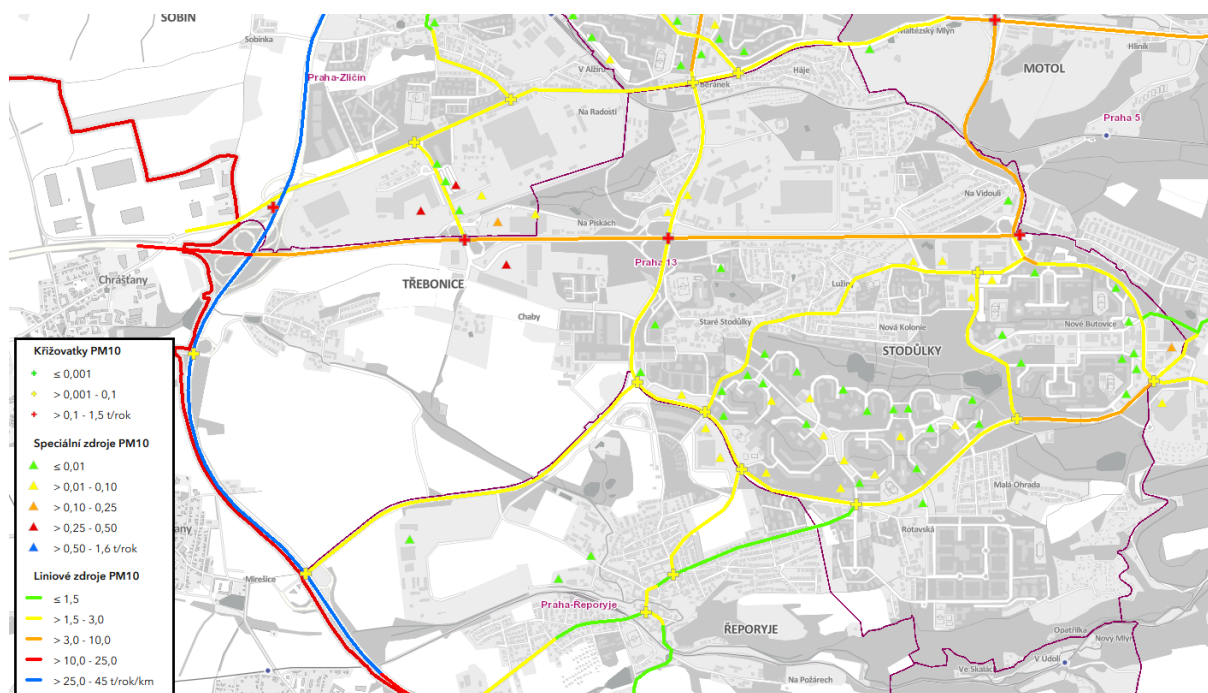
Vzorek	Listy	Větve	Šípky	Šípky – omyté
1	346,64 ± 23,62 ^a	80,10 ± 9,04 ^a	18,27 ± 0,07 ^c	15,78 ± 0,89 ^b
2	195,77 ± 3,70 ^c	70,81 ± 6,54 ^a	21,63 ± 1,40 ^b	8,1 ± 0,29 ^e
3	225,49 ± 14,95 ^b	52,73 ± 4,37 ^b	13,26 ± 0,40 ^d	11,84 ± 0,25 ^d
4	190,01 ± 0,73 ^b	50,92 ± 2,97 ^b	13,20 ± 0,75 ^d	13,55 ± 0,78 ^c
5	155,33 ± 6,24 ^d	51,27 ± 3,73 ^b	23,45 ± 0,37 ^a	20,48 ± 0,28 ^a
6 (komerční)			17,82 ± 0,23 ^c	14,72 ± 0,89 ^{bc}

Zdroj: autorka

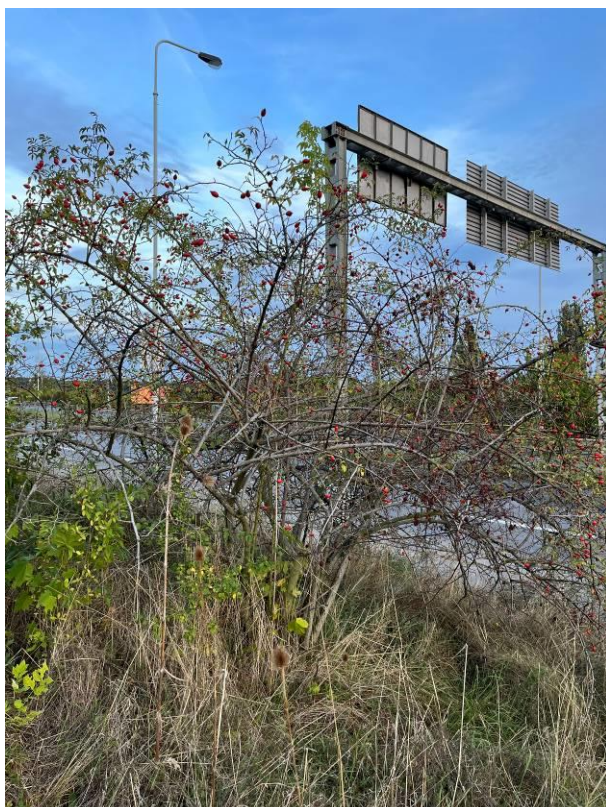
Tabulka 21: Obsah mědi, zinku a železa ve výluhu ze šípků (mg/kg DW)

Vzorek	Faktor omytí	Měď ^a	Zinek	Železo
1	neomyto	3,6 ± 0,14 ^b	1,5 ± 0,41 ^a	11,08 ± 0,35 ^a
2	neomyto	3,17 ± 0,12 ^c	0,73 ± 0,13 ^{bcd}	9,8 ± 0,54 ^b
3	neomyto	2,71 ± 0,14 ^d	1,1 ± 0,06 ^{abc}	8,44 ± 0,06 ^{cd}
4	neomyto	3,05 ± 0,11 ^c	0,59 ± 0,1 ^d	9,16 ± 0,45 ^{bc}
5	neomyto	2,74 ± 0,08 ^d	0,64 ± 0,17 ^{cd}	7,43 ± 0,48 ^e
6 (komerční)	neomyto	4,48 ± 0,09 ^a	1,06 ± 0,02 ^{abc}	9,86 ± 0,16 ^b
1	omyto	2,4 ± 0,04 ^e	1,14 ± 0,03 ^{ab}	9,79 ± 0,19 ^b
2	omyto	2,12 ± 0,02 ^f	0,75 ± 0,12 ^{bcd}	8,22 ± 0,03 ^{de}
3	omyto	1,75 ± 0,02 ^g	1,11 ± 0,05 ^{ab}	7,4 ± 0,17 ^e
4	omyto	2,22 ± 0,1e ^f	0,89 ± 0,04 ^{bcd}	8,26 ± 0,04 ^{de}
5	omyto	1,38 ± 0,04 ^h	0,93 ± 0,13 ^{bcd}	5,6 ± 0,01 ^f
6 (komerční)	omyto	2,91 ± 0,02 ^{cd}	0,88 ± 0,02 ^{bcd}	8,16 ± 0,04 ^{de}

Zdroj: autorka



Obrázek 4: Emise z dopravy (PM₁₀) na území Prahy 13. Zdroj: IPR 2024



Obrázek 5: Keř růže šípkové – vzorek č. 1. Zdroj: autorka



Obrázek 6: Keř růže šípkové – vzorek č. 2. Zdroj: autorka



Obrázek 7: Keř růže šípkové – vzorek č. 3. Zdroj: autorka



Obrázek 8: Keř růže šípkové – vzorek č. 4. Zdroj: autorka



Obrázek 9: Keř růže šípkové – vzorek č. 5. Zdroj: autorka



Obrázek 10: Větve, listy a šípky vzorku 1. Zdroj: autorka



Obrázek 11: Větve, listy a šípky vzorku 2. Zdroj: autorka



Obrázek 12: Větve, listy a šípky vzorku 3. Zdroj: autorka



Obrázek 13: Větve, listy a šípky vzorku 4. Zdroj: autorka



Obrázek 14: Větve, listy a šípky vzorku 5. Zdroj: autorka