



Pedagogická
fakulta
Faculty
of Education

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Pedagogická fakulta

Katedra aplikované chemie

Diplomová práce

Stanovení vybraných kovů v půdách
a v houbách v oblasti NPP Hadce u Želivky

Vypracovala: Bc. Tereza Horáková

Vedoucí práce: Mgr. Martin Šeda, Ph.D.

České Budějovice 2024

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci na téma Stanovení vybraných kovů v půdách a v houbách v oblasti NPP Hadce u Želivky jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě, elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 10.4. 2024

.....

Bc. Tereza Horáková

Poděkování

Mé poděkování patří zejména panu Mgr. Martinovi Šedovi, Ph.D., který mi po celou dobu práce trpělivě pomáhal, dával mi užitečné rady, vše se mnou diskutoval a vždy mi věnoval svůj čas. Dále pak panu Mgr. Jiřímu Krejsovi za jeho asistenci a praktickou pomoc v laboratoři. V neposlední řadě bych pak chtěla poděkovat své rodině, která mě podporuje po celou dobu mých studií i při psaní této práce.

Abstrakt

Cílem diplomové práce bylo navázat na práci bakalářskou a stanovit koncentrace sedmi vybraných těžkých kovů ve vzorcích jedlých hub a pod nimi odebranými vzorky půd. Měď, železo, mangan a zinek byli měřeny metodou FAAS, nikl, kobalt a olovo pak metodou ETAAS. Všechny analyzované prvky jsou do životního prostředí kromě jiného uvolňovány vlivem automobilové dopravy a v určitých koncentracích představují zdravotní riziko.

Vzorky pro praktickou část práce byly sbírány v roce 2022 v těsné blízkosti frekventované dálnice D1 a zároveň na území NPP Hadce u Želivky. Celkově bylo nalezeno 13 vzorků 8 druhů jedlých hub. Půda pod nimi byla odebírána zhruba do hloubky 10–15 cm. Následně byly vzorky dokonale vysušeny, zpracovány mikrovlnným rozkladem a následně analyzovány metodami AAS. Veškeré práce probíhaly v laboratořích Katedry aplikované chemie Zemědělské a technologické fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Po dokončení analýzy byly výsledky zpracovány jednoduchou statistikou a zaneseny do grafů. V poslední části práce byly výsledky porovnány a diskutovány s odbornou literaturou.

Druhy hub se ve své schopnosti akumulovat těžké kovy lišily, ale obecně prokazovala dobrou akumulární schopnost muchomůrka růžovka a pečárka císařská. Nejnižší hodnoty obsahovaly plodnice kotrče kadeřavého. Nejvíce zastoupeným kovem v houbách z námi analyzovaných kovů bylo železo a nejméně olovo. Hodnoty naměřené v plodnicích jedlých hub byly následující: 3,13–122 mg·kg⁻¹ Cu; 364–4 026 mg·kg⁻¹ Fe; 11,2–128 mg·kg⁻¹ Mn; 40,2–161 mg·kg⁻¹ Zn; 3,17–74,4 mg·kg⁻¹ Ni; 0,471–97,9 mg·kg⁻¹ Co; 0,15–8,88 mg·kg⁻¹ Pb.

V půdách byly naměřeny koncentrace: 4,88–45 mg·kg⁻¹ Cu; 16 779–59 130 mg·kg⁻¹ Fe; 205–1 762 mg·kg⁻¹ Mn; 73,7–441 mg·kg⁻¹ Zn; 110–1 155 mg·kg⁻¹ Ni; 20,4–335 mg·kg⁻¹ Co; 21,1–112 mg·kg⁻¹ Pb.

Klíčová slova: AAS, jedlé houby, půda, těžké kovy, měď, železo, mangan, zinek, nikl, kobalt, olovo

Abstract

The aim of the thesis was to follow up on the bachelor's thesis and to determine the concentrations of seven selected heavy metals in samples of edible mushroom samples and underlying soil samples. Copper, iron, manganese and zinc were analysed by FAAS method, nickel, cobalt and lead were analysed by ETAAS method. All of the elements analysed are released into the environment, e.g. by car traffic, and pose a health risk at certain concentrations.

Samples for the practical part of the work were collected in 2022 in the vicinity of the D1 motorway and also in the area of NPP Hadce u Želivky. A total of 13 samples of 8 species of edible mushrooms were found. The underlying soil was sampled to a depth of approximately 10–15 cm. Subsequently, the samples were perfectly dried, processed by microwave digestion and then analysed by AAS methods. All work was carried out in the laboratories of the Department of Applied Chemistry, Faculty of Agriculture and Technology, University of South Bohemia in České Budějovice. After the analysis was completed, the results were processed using simple statistics and graphs. In the last part of the work, the results were compared and discussed with the literature.

Mushroom species varied in their ability to accumulate heavy metals, but in general the blushing amanita and the prince showed good accumulation capacity. The lowest values were found in the fruits of the cauliflower fungus. Of the metals analysed, iron was the most abundant metal and lead the least abundant in the mushrooms. The values measured in the fruiting bodies of edible mushrooms were as follows: 3,13–122 mg·kg⁻¹ Cu; 364–4 026 mg·kg⁻¹ Fe; 11,2–128 mg·kg⁻¹ Mn; 40,2–161 mg·kg⁻¹ Zn; 3,17–74,4 mg·kg⁻¹ Ni; 0,471–97,9 mg·kg⁻¹ Co; 0,15–8,88 mg·kg⁻¹ Pb.

Concentrations measured in soils were: 4,88–45 mg·kg⁻¹ Cu; 16 779–59 130 mg·kg⁻¹ Fe; 205–1 762 mg·kg⁻¹ Mn; 73,7–441 mg·kg⁻¹ Zn; 110–1 155 mg·kg⁻¹ Ni; 20,4–335 mg·kg⁻¹ Co; 21,1–112 mg·kg⁻¹ Pb.

Key words: AAS, edible mushrooms, soil, heavy metals, copper, iron, manganese, zinc, nickel, cobalt, lead

Obsah

Úvod	8
1 Půda	9
1.1 Půda a těžké kovy.....	9
1.2 Hadce.....	9
2 Houby	11
2.1 Význam hub.....	11
2.2 Akumulace prvků houbami	12
3 Kovy	14
3.1 Těžké kovy	14
3.2 Měď (Cu).....	15
3.3 Železo (Fe)	16
3.4 Zinek (Zn).....	17
3.5 Mangan (Mn).....	19
3.6 Nikl (Ni).....	20
3.7 Kobalt (Co).....	21
3.8 Olovo (Pb).....	22
4 Vliv automobilové dopravy na obsah kovů v houbách a půdách	25
5 NPP Hadce u Želivky	27
6 Atomová absorpční spektrometrie (AAS)	29
6.1 Plamenová absorpční spektrometrie	29
6.2 Atomová absorpční spektrometrie s elektrotermickou atomizací	30

7 Metodika práce	31
7.1 Sběr a příprava vzorků	31
7.2 Rozklad vzorků	33
7.3 Analýza vzorků.....	33
8 Výsledky a diskuze	36
8.1 Měď	37
8.2 Železo	40
8.3 Zinek.....	43
8.4 Mangan	46
8.5 Nikl.....	49
8.6 Kobalt	52
8.7 Olovo	55
9 Závěr.....	58
Seznam použité literatury	59
Seznam příloh	67
Seznam použitých obrázků	69
Seznam použitých zkratk	70

Úvod

Pro Českou republiku je typická hojnost přirozeně rostoucích jedlých hub a obliba lidí je sbírat a následně konzumovat. Je však známo, že některé druhy těchto hub dokáží kumulovat toxické kovy, z nichž většina je do životního prostředí uvolňována antropogenní činností. Obsah kovů v houbách i v podloží, zejména v půdách, se dá spolehlivě stanovit široce rozšířenou metodou atomové absorpční spektrometrie.

Tato diplomová práce navazuje na předchozí úspěšně obhájenou práci bakalářskou, rozšiřuje ji o další prvky a vzorky hub. Odběr vzorků probíhal ve velmi zajímavé lokalitě, kde národní přírodní památkou Hadce u Želivky prochází nejfrekventovanější česká dálnice D1. V blízkosti se také nachází významná vodní nádrž Švihov se zásobárnou surové vody pro úpravnu vody Želivka zásobující především hlavní město Prahu.

Práce obsahuje literární rešerši, která se věnuje půdám, jednotlivým těžkým kovům, rizikům spojených s jejich nadbytkem i jakou roli při tom hraje automobilová doprava. Dále je prostor věnován lokalitě a použité metodě AAS. Následuje praktická část práce, kde je rozebrán postup odběru, rozkladu a analýzy vzorků. Celá práce je zakončena prezentací výsledků, jejich zpracováním a porovnáním s odbornými zdroji.

1 Půda

Půda je jedinečným přírodním útvarům, na jehož vzniku se podílí fyzikální, biologické i chemické síly. Je složena ze zvětralé zemské kůry, vody, vzduchu a organického materiálu. Zároveň poskytuje prostředí k životu mnoha půdním organismům (edafonu), které půdu zároveň spoluvytváří, houbám a rostlinám, pro které je i zdrojem vody a živin (Šantrůčková et al., 2018).

Rozvoj průmyslu, intenzivní zástavba i zemědělství, těžba nerostných surovin, změna druhového složení lesů a jejich kácení vede od poloviny 19. století k negativním změnám krajiny i půdy (Šimek, 2019).

1.1 Půda a těžké kovy

Kvalita většiny půd je ohrožována různými druhy eroze a polutantů (Šeda et al., 2017). Polutanty půd lze dělit například na organické a anorganické. Právě mezi anorganické polutanty patří těžké kovy (někdy též rizikové nebo škodlivé) a to i přes to, že jsou přirozenou součástí hornin a minerálů, tedy i půdy. Avšak lidskou činností se mění, často se zvyšuje jejich obsah, a tak dochází ke znečištění půd těžkými kovy. Jejich obsah a mobilita je závislá na vlastnostech půd i těžkých kovů. Oproti lehkým písčitém půdám se mnohem více těžkých kovů hromadí v těžších půdách, které mají vyšší obsah jílových částic nebo v půdách s vyšším obsahem organické hmoty. To je způsobeno vyšší kationtovou výměnou takových půd a faktem, že těžké kovy mají tendenci vstupovat do reakcí ve formě kationtů (Šimek, 2019).

1.2 Hadce

Hadce neboli serpentinity či ofiolity. Jedná se o metamorfované horniny, které vznikly působením extrémně vysokých teplot a tlaků při horotvorných pochodech. Nejčastěji vznikaly při vrásnění, při kterém dochází ke kolizi dvou zemských desek. Doba jejich vzniku se různí, střeoevropské vznikaly v období prvohor, balkánské hadce při alpském vrásnění (Grulich, 2016). Hadcové horniny se vyskytují téměř po celém světě

a pokrývají zhruba 1 % zemského povrchu. Zvláštností ovšem je, že téměř netvoří rozsáhlejší geologická tělesa a vyskytují se v podobě drobných ostrůvků (Kolář a Vít, 2008).

Z chemického hlediska se jedná o ultrabazické horniny tvořené především vodnatým křemičitanem hořečnato-železnatým. Hadcové půdy jsou chudé na vápník, dusík, fosfor a draslík. Na druhou stranu jsou ale bohaté na těžké kovy, jako například nikl, chrom či kobalt (Kolář a Vít, 2008). Hadcové lokality mají ovšem různé složení, které souvisí s rozdílnými podmínkami při jejich vzniku. Hadce se liší mírou tzv. ofiolizace čili prohadcování (Grulich, 2016).

Matečná hornina hadců je tmavá a má špatnou tepelnou vodivost, což vede k výraznému nahřívání. Teplota skal může dosahovat za slunečního počasí až 50 °C. Serpentinít je dále charakteristický obtížným zvětráváním, čímž vzniká typický reliéf hadcové krajiny – vystupující hřbety, rozeklaná skaliska či prudké kamenité svahy. V takovém terénu pak dochází ke snadnější erozi půdy. To má za následek odnos živin, silnější projev chemismu matečné horniny a snadné propustnosti pro vodu, což vede k suchu na hadcových lokalitách (Kolář a Vít, 2008).

Vše výše zmíněné způsobuje toxicitu, nedostatek živin a suchost hadcových území a tím celkovou nehostinnost pro život rostlin (Kolář a Vít, 2008). Na druhou stranu nahřívání půdy na jaře usnadňuje studenokrevným živočichům probírání se ze zimní strnulosti, a proto zde dochází k soustředování ještěrek a hadů (Grulich, 2016). Podmínky v těchto lokalitách způsobují tzv. serpentinomorfózu rostlin, která se vyznačuje menším vzrůstem, vyvinutějším kořenovým systémem a suchomilným typem listů. Mnoho rostlin vyskytujících se na hadcích jsou tzv. obligátní serpentinyfyty, vyskytují se tedy pouze v hadcových lokalitách (Kolář a Vít, 2008). To spolu se slabšími konkurenčními tlaky, než které se vyskytují na nehadcových horninách, přispělo ke snadnějšímu uchování reliktních a endemických (Grulich, 2016).

2 Houby

Houby jsou osmoheterotrofní (živí se organickými látkami rozpuštěnými v půdním roztoku (Schlaghamerský et al., 2020) eukaryotické organismy. Mezi houby jsou řazeny zástupci z říše *Mycetae* a *Straminipila*. Jedná se tedy o polyfyletický taxon (Raghukumar, 2017). Většina hub tráví většinu svého životního cyklu ve formě vláken, tzv. hyf (Carlile, 1995). Hyfy se náhodně větví a často vytvářejí obrovskou síť, proto je houbové mycelium jedním z největších organismů na Zemi (Islam et al., 2017). Mycelium neboli podhoubí slouží houbám k výměně látek a energie s prostředím (Klán, 1989). Mycelium je u většiny hub převážně ve svrchní organické vrstvě substrátu, do minerální půdy proniká jen omezeně (Kalač, 2009).

Z mycelia vzniká u vyšších hub procesem tzv. fruktifikace plodnice. Nejběžnějším typem plodnice je houba deštníkovitého tvaru s kloboukem a třením. Některé druhy mají navíc pochvu, prstenec nebo obojí (Chang & Wasser, 2017). Životnost plodnic se většinou pohybuje v rozmezí pouze 10–14 dní (Kalač, 2009). Plodnice jsou reprodukčním orgánem sloužícím k šíření výtrusů (spor) do okolí houby (Borovička, 2008). Dle velikosti se běžně houby dělí na 2 skupiny. Makromycety, které tvoří plodnice větší než 1 mm a většinou se rozmnožují pohlavními výtrusy. Druhou skupinou jsou mikromycety, které tvoří plodnice menší než 1 mm a k rozmnožování dochází nejčastěji nepohlavními sporami (konidii) (Keizer, 1998).

2.1 Význam hub

Houby, makro- i mikroskopické, mají v přírodě výsadní postavení. Podílejí se na rozkladných procesech, kdy převádí organické sloučeniny na anorganické (Svrček a Vančura, 1987). Nezastupitelná je také role symbiotických hub, které žijí ve vztahu s cévnatými rostlinami (=mykorrhiza), nebo s řasami či sinicemi (=lichenismus) (Klán, 1989).

Složení hub z hlediska výživy detailně popisuje a shrnuje ve své práci Kalač (2009), který uvádí, že houby mají nízkou energetickou hodnotu. To může být zapříčiněno vysokým obsahem nestravitelného polysacharidu chitinu. Ten spolu s dalšími sacharidy (hlavně

glukózou, mannitolem a α -trehalózou) tvoří převážnou složku plodnic hub. Glykogen, zásobní polysacharid hub, je v sušině obsažen obvykle 5–10 %. Volné aminokyseliny jsou v houbách velmi málo obsaženy (asi 1 % sušiny), jsou však zdrojem chuti hub. Nízké je také množství lipidů obsažených v houbách – 2–6 % v sušině. Množství bílkovin se liší v rámci plodnice.

Patří sem pro člověka prospěšné i jemu škodlivé organismy. Neopomenutelný význam mají například kvasinky, které jsou nepostradatelné pro výrobu pečiva, alkoholických či mléčných výrobků.

Houby jsou intenzivně zkoumány i pro své využití v medicíně pro jejich bioaktivní molekuly. Patří sem například látky s protinádorovými a imunomodulačními vlastnostmi. Nejznámější skupinou se zmiňovanými kvalitami jsou polysacharidy (Wasser, 2002). Houby jsou též zdrojem polyfenolů, což jsou látky, které jsou schopné tvořit komplexy s kovovými ionty (tzv. chelatace). Polyfenoly mají také schopnost zachycovat volné radikály. Bylo prokázáno, že s obsahem polyfenolů souvisí antioxidační účinky potravin (Witkovska et al., 2011).

Kromě užitečných a prospěšných látek mohou však houby také obsahovat látky zdraví škodlivé.

2.2 Akumulace prvků houbami

Houby jsou schopny akumulovat do svých plodnic kovy a polokovy. Tento fenomén je intenzivně zkoumán od 70. let 20. století (Borovička, 2017). Bylo zjištěno, že mnoho druhů volně rostoucích hub ve velké míře akumuluje zejména kadmium, rtuť, olovo a měď (Kalač & Svoboda, 2000). Prvky se do těla hub dostávají převážně přes mycelium. U hub tvořících trvalejší plodnice, jako jsou například chorošovité, může docházet k příjmu i z atmosféry (Borovička, 2007). Výsledný obsah prvků v houbách je ovlivněn především druhem houby, dále pak stářím mycelia a intervaly mezi fruktifikacemi (Kalač & Svoboda, 2000). Do jisté míry je příjem ovlivněn i rodem houby (Kalač, 2008). Kromě toho ale hrají roli i faktory prostředí jako je množství organické hmoty, vody a koncentrace prvku v substrátu a jeho pH (Ivanić et al., 2021). Obsah prvků se liší

v různých částech těla hub – nejvyšší koncentrace se nachází ve sporoforech, méně pak ve zbytku klobouku a nejnižší ve třeni (Kalač & Svoboda, 2000).

Mnohé kovy, jako například zinek a měď, jsou nezbytné pro buňky v různých metaloproteinech, avšak v nadbytku mohou být toxické. Naopak kovy bez fyziologické funkce pro organismus (např. stříbro, kadmium a olovo), mohou působit toxicky již při velmi nízkých koncentracích. U vyšších hub zahrnují intracelulární mechanismy detoxikace kovů obvykle vyplavování přebytečného kovu z buněk nebo jeho kompartmentalizaci, to platí zejména u kadmia a zinku. Tyto kovy se u hub ukládají převážně v intracelulárních kompartmentech. Pro nakládání s intracelulárními kovy, zejména mědí a stříbrem, mohou houby využívat cytosolové metalothioneiny nebo jiné organické látky (Sácký et al., 2021).

Některé druhy jsou označovány jako tzv. hyperakumulátory. Tento pojem byl poprvé použit v roce 1977 pro rostliny, které obsahovaly více než 1 000 mg·kg⁻¹ niklu v sušině. Dnes jsou však jako hyperakumulátory označovány druhy organismů, ve kterých je obsaženo alespoň 100× více daného prvku než v druzích rostoucích ve stejných podmínkách. Schopnost akumulace je někdy také vyjadřována tzv. bioakumulačním faktorem. Jedná se o poměr koncentrace prvku v organismu a půdě (Braeuer & Goessler, 2019). V případě, že je koncentrace vyšší v organismu než v substrátu, má schopnost prvek akumulovat, pokud je však nižší, jedná se o diskriminaci prvku (Borovička, 2007).

Díky schopnosti akumulace prvků jsou plodnice hub užitečné k rozlišení znečištěných a neznečištěných oblastí (Kalač & Svoboda, 2000). I přes to, že plodnice vypovídají o obsahu zdravotně rizikových kovů v substrátu, není tento vztah dostatečně průkazný k tomu, aby byly plodnice hub využívány jako bioindikátory kontaminace prostředí. K tomuto účelu je lepší využití některých druhů mechů (Kalač, 2008).

Bylo prokázáno, že mykorrhizní houby často zvyšují schopnost rostlin tolerovat toxické koncentrace těžkých kovů v půdách, a to právě jejich schopností tyto kovy akumulovat. Díky tomu a dalším ekosystémovým službám, jež jsou poskytovány mykorrhizními houbami, mají houby značný potenciál v ekologizaci zemědělské výroby (Šimek, 2019).

3 Kovy

3.1 Těžké kovy

Kovy jsou kujné, lesklé látky s vysokou elektrickou vodivostí, které se přirozeně vyskytují v zemské kůře. Jejich rozložení se mezi různými lokalitami liší (Jaishankar et al., 2014). Těžké kovy jsou následně definovány jako kovové prvky, jež mají relativně vysokou hustotu oproti vodě (alespoň pětikrát vyšší, tj. $5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) (Tchounwou et al., 2012) a nepříznivě ovlivňují životní prostředí a živé organismy. Jedná se o významné kontaminanty životního prostředí a jejich toxicita je stále významnějším problémem (Jaishankar et al., 2014). I přes to, že jsou přirozenou součástí zemské kůry, většina kontaminace životního prostředí je způsobena antropogenní činností. Zdrojem těžkých kovů do okolí může být těžba, rafinace, průmyslová výroba, zpracovávání kovů, spalování uhlí, koroze atd. K depozici může docházet prostřednictvím přírodních jevů jako je zvětrávání nebo sopečné erupce (Tchounwou et al., 2012).

Přestože mohou mít tyto kovy v živých organismech zásadní biologické funkce, někdy mohou uniknout kontrolním mechanismům, vytěšňovat původní kovy z jejich vazebných míst a vázat se na místa v bílkovinách, jež pro ně nejsou vytvořena. To následně způsobuje poruchy funkce buněk a v konečném důsledku i toxicitu. V minulosti bylo zjištěno, že poškození biologických makromolekul je způsobeno především vazbou těžkých kovů na DNA a jaderné proteiny (Jaishankar et al., 2014). Jejich toxicita je závislá na několika faktorech jako je dávka, způsob expozice, věk, pohlaví, či zdravotní stav osob vystavených kontaminaci těžkými kovy (Tchounwou et al., 2012).

Mezi těžké kovy, které řadíme mezi tzv. esenciální živiny, patří například kobalt, měď, železo, hořčík, zinek, mangan a další. Ty jsou potřebné pro různé biochemické a fyziologické funkce. Jejich nedostatečný přísun vede k řadě onemocnění či syndromů. Avšak k onemocněním, poškození buněk a tkání vede i jejich nadměrné množství. Například u mědi je velmi úzké rozmezí mezi její prospěšnou a škodlivou koncentrací.

Některé těžké kovy však žádnou biologickou funkci nemají a škodí již v malých koncentracích. Do této skupiny patří například olovo, hliník, kadmium, lithium a další (Tchounwou et al., 2012).

3.2 Měď (Cu)

Měď patří společně se stříbrem a zlatem mezi tzv. mincovní kovy, které se v přírodě vyskytují ryzí, a proto pravděpodobně sloužily jako primitivní platidla ještě před zavedením zlatých mincí v Egyptě (cca 3 400 př.n.l.). Díky schopnosti mědi tvořit bronzy se stala pro lidstvo jedním z nejdůležitějších kovů. V přírodě se vyskytuje měď nejčastěji v podobě chalkopyritu CuFeS_2 , dále pak jako chalkozin Cu_2S , kuprit Cu_2O nebo malachit $\text{Cu}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$ (Greenwood & Earnshaw, 1993).

Měď se používá buď jako čistý kov nebo jako slitina ve strojírenství, stavebnictví, dopravě a při výrobě vojenských zbraních a další. Do životního prostředí může být měď uvolňována přírodními procesy (výbuchy sopek, lesní požáry) nebo vlivem lidské činnosti. Antropogenními zdroji mohou být hutě, výroba železa a oceli, spalovny komunálního odpadu, vodovodní potrubí, ale i antikoncepční pilulky, nitroděložní tělíška, doplňky stravy či přípravky do bazénů (Gaetke et al., 2014).

Měď je součástí různých buněk a tkání, nejvyšší koncentrace se nachází v játrech a mozku. Měď se v živých organismech nejčastěji vyskytuje ve formě měďnatých kationtů. Měď je nezbytná například pro tvorbu a udržování myelinu, ochranné vrstvy neuronů, podílí se na tvorbě melaninu, je součástí cytochrom c reductázy a mnoho dalšího (Gaetke et al., 2014). Její dostatek je nezbytný pro správnou funkci mnoha fyziologických procesů, mezi které patří vývoj a růst plodu, vývoj a funkce mozku, metabolismus železa, glukózy, cholesterolu atd. (Taylor et al., 2020). Kovová měď má antibakteriální účinky (Greenwood & Earnshaw, 1993).

V těle dospělého člověka je obsaženo zhruba 10 mg mědi, která je vázána převážně na bílkoviny. Nutný denní příjem činí 3–5 mg Cu (Greenwood & Earnshaw, 1993). Ten je zajištěn z potravy a vody (Taylor et al., 2020).

Nedostatečný příjem vyvolává závažné poruchy, mezi nimi například anémii. Zároveň však škodí i nadměrná koncentrace mědi v organismu. Ta může být způsobena vrozenou neschopností tento kov vylučovat z těla, v takovém případě hovoříme o tzv. Wilsonově chorobě (Greenwood & Earnshaw, 1993). Wilsonova choroba má mnoho společných příznaků s dalšími neurologickými onemocněními, jako je Alzheimerova a Parkinsonova

choroba, které jsou rovněž charakterizovány hromaděním Cu v mozku (Barber et al., 2021).

Přirozené koncentrace mědi v půdě se pohybují okolo $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Gaetke et al., 2014). Greenwood & Earnshaw (1993) ve své knize uvádějí $68 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ mědi v zemské kůře. V půdách odebraných v blízkosti silnice v České republice uvádí Šeda et al. (2017) hodnoty $15\text{--}32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Při svém předchozím měření jsem detekovala hodnoty v půdách z těsné blízkosti dálnice v rozmezí $5,2$ až $78,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Horáková, 2022). Podobné hodnoty byly naměřeny i v blízkosti polské rychlostní silnice, která vede Národním parkem. Jejich průměrná naměřená koncentrace byla $47,79 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Radziemska & Fronczyk, 2015).

Kalač (2010) uvádí ve svém přehledu jako průměrné hodnoty v jedlých houbách nasbíraných na neznečištěných lokalitách přibližně 20 až $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v sušině. Jako druh velmi dobře akumulující měď uvádí mimo jiné bedlu vysokou. V jejích plodnicích naměřil hodnoty vyšší než $150 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nižší koncentrace ($25\text{--}75 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) byly obsaženy v muchomůrce růžovce. Hodnoty naakumulované mědi se hodně lišily v různých druzích pečárek, množství se pohybovalo od 25 až do více než $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V holubince namodralé dosahovala měď nejvýše hodnoty $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

V kotrči kadeřavém změřili vědci z Turecka $1,86\pm 0,08 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v odpovídající půdě bylo obsaženo $9,36\pm 0,13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Severoglu et al., 2013).

Hodnoty mědi v jedlých houbách od dálnice D1 se pohybovaly v rozmezí od $4,2$ do $45 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, přičemž nejvyšší koncentrace byla obsažena v muchomůrce růžovce (Horáková, 2022).

3.3 Železo (Fe)

Železo je stříbrolesklý kov, čistý není příliš tvrdý, dá se dobře opracovávat a vykazuje feromagnetické vlastnosti (do teploty $768 \text{ }^\circ\text{C}$). V zemské kůře je čtvrtým nejrozšířenějším prvkem (po kyslíku, křemíku a hliníku) a tedy druhým nejrozšířenějším kovem. Je součástí mnoha sloučenin. Mezi nejvýznamnější patří hematit Fe_2O_3 , magnetit Fe_3O_4 , limonit $2\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, siderit FeCO_3 a pyrit FeS_2 (Greenwood & Earnshaw, 1993).

Průměrné tělo dospělého muže obsahuje přibližně 4,5 g železa. Z toho 65 % je vázaných na hemoglobin, zbytek je vázán na myoglobin, cytochromy, enzymy obsahující železo, ferritin a hemosiderin (Fraga & Oteiza, 2002). Naopak požití 20–60 mg·kg⁻¹ železa způsobuje mírné příznaky, přesažení 60 mg·kg⁻¹ již vede k vážné intoxikaci, která může způsobit až smrt. K otravám dochází většinou předávkováním různými volně prodejnými doplňky stravy. Život ohrožující jsou otravy železem zejména u dětí (Baranwal & Singhi, 2003). Antropogenním zdrojem Fe do životního prostředí je zejména těžba a spalování uhlí (Jaishankar et al., 2014).

Pokud se přijaté železo v těle neváže na bílkoviny, vznikají volné radikály, které způsobují poškození organel (např. mitochondrií) a buněk, mutace či maligní transformace v organismu (Jaishankar et al., 2014).

Kultivované půdy běžně obsahují 20 000 až 40 000 mg·kg⁻¹ (Colombo et al., 2014). Greenwood & Earnshaw (1993) uvádí 62 000 mg·kg⁻¹ železa v zemské kůře. V půdách od dálnice D1 byla v půdách naměřená průměrná hodnota 20 146 mg·kg⁻¹ (Horáková, 2022).

Druhy jedlých hub běžně obsahují 30 až 150 mg·kg⁻¹ železa (Kalač & Svoboda, 2000). Borovička & Řanda (2007) uvádí hodnoty od 50 do 150 mg·kg⁻¹ a zároveň dodávají, že koncentrace železa v houbách bývají nižší než v příslušných půdách. Hodnoty obsaženého železa se však velmi liší, a to nejen mezi jednotlivými druhy, ale i mezi jednotlivými studii (Kalač, 2010). Vzorke hub nasbírané v okolí dálnice obsahovaly ve svých plodnicích od 97,4 mg·kg⁻¹ a 4 166 mg·kg⁻¹ železa. Velmi dobrou akumulaci schopnost vykazovala muchomůrka růžovka, ve které bylo obsaženo 3 518 mg·kg⁻¹ (Horáková, 2022). U dálnice v Portugalsku bylo v muchomůrce růžovce naměřeno méně, konkrétně 200±46 mg·kg⁻¹ (Carvalho et al., 2005).

3.4 Zinek (Zn)

Zinek je v zemské kůře zastoupen o něco více než měď, vyskytuje se ho v ní přibližně 76 mg·kg⁻¹. Jeho hlavními rudami jsou sfalerit ZnS a smithsonit ZnCO₃, 90 % vyrobeného zinku pochází právě ze sfaleritu. Vlhkem ztrácí svůj lesk, slučuje se s kyslíkem, sírou,

fosforem a při zahřívání s halogeny. Tento kov je hojně průmyslově využíván, především je používán jako antikorozní povlak, součást galvanických článků nebo speciálních slitin. Využití nalézá i ZnS a to jako pigment díky své neškodlivosti po vypálení (Greenwood & Earnshaw, 1993).

Na rozdíl od kadmia a rtuti, které sdílí se zinkem stejnou skupinu v periodické tabulce prvků a patří mezi nejtoxičtější kovy bez biologické funkce v živých organismech, je zinek kovem esenciálním a nepostradatelným pro všechny živé organismy. V lidském těle je obsaženo zhruba 2–3 g zinku, který je součástí více než 300 enzymů, a ještě většího počtu bílkovin. Je nutný pro optimální metabolismus nukleových kyselin, bílkovin, pro růst dělení a správnou funkci buněk (Plum et al., 2010).

Zinek se do lidského těla dostává třemi hlavními cestami, a to vdechováním, požitím nebo přes kůži. Každý typ expozice ovlivňuje specifické části těla a umožňuje příjem různého množství zinku. Mezi příznaky nadbytku patří letargie, nevolnost, průjem, bolesti břicha a další. Zajímavé je, že kromě již zmíněných problémů způsobených přebytkem zinku v organismu jeho nadbytečný příjem způsobuje deficit mědi (Plum et al., 2010).

Koncentrace zinku v půdách se běžně pohybuje mezi 10 a 100 mg·kg⁻¹ (někdy je uváděno až 300 mg·kg⁻¹), s průměrem mezi 50 až 55 mg·kg⁻¹ (Noulas et al., 2018). Pneumatiky automobilů obsahují zhruba 1 % zinku, který je při jejich opotřebovávání uvolňován do prostředí. Councell et al. (2004) proto odhadují, že se takto dostalo v roce 1999 do životního prostředí v USA asi 10 000 tun zinku. V těsné blízkosti frekventované silnice v Polsku, která prochází ekologicky významným Národním parkem, výzkumníci naměřili 178,25 až 266,41 mg·kg⁻¹ (Radziemska & Fronczyk, 2015). V okolí české dálnice se hodnoty zinku v půdách pohybovaly mezi 25,8–174,2 mg·kg⁻¹ (Horáková, 2022).

V jedlých houbách se běžně nalézají koncentrace od 30 do 150 mg·kg⁻¹, zároveň jsou srovnatelné s obsahem zinku v příslušném substrátu (Kalač & Svoboda, 2000). Borovička & Řanda (2007) uvádí 50–150 mg·kg⁻¹. Jako druh, který dobře akumuluje zinek zmiňují holubinku černonachovou (*Russula atropurpurea*) a další dva druhy holubinek (*R. claroflava* a *R. ochroleuca*). Kalač (2010) ve své souhrnné studii uvádí 100–200 mg·kg⁻¹ v muchomůrce růžovce, 50–100 mg·kg⁻¹ v bedle vysoké, 25–100 mg·kg⁻¹ v holubince

namodralé, a velké rozpětí 25–200 mg·kg⁻¹ v pěti druzích pečárek. V kotrči kadeřavém uvádí Severoglu et al. (2013) 2,34±0,02 mg·kg⁻¹. V plodnicích, které byly odebírány v blízkosti dálnice bylo naměřeno 52,1 až 338,7 mg·kg⁻¹ (Horáková, 2022).

3.5 Mangan (Mn)

Mangan je tvrdý křehký prvek s typickou kovovou strukturou. Existují čtyři alotropické modifikace manganu, z nichž je za normální teploty stálá pouze modifikace α . Jedná se o reaktivní kov, zvláště není-li čistý. V zemské kůře je 12. nejhojnějším prvkem. V přírodě se vyskytuje v mnoha minerálech, z nichž nejvýznamnější a nejrozšířenější je pyroluzit MnO₂ a rhodochrozit MnCO₃. Další přirozeně vyskytující formou jsou tzv. manganové kuličky, což jsou útvary vzniklé shlukováním vyplavených koloidních částic oxidů manganu, železa a dalších kovů ze zvětralých hornin. Manganové kuličky se nalézají na oceánském dně. Největší využití nachází mangan jako součást oceli (Greenwood & Earnshaw, 1993). Dále je součástí hliníkových plechovek, fungicidů, hnojiv, elektroniky nebo paliv ve formě sloučeniny methylcyklopentadienyl-mangan-trikarbonyl (MMT) (Crossgrove & Zheng, 2004).

Mangan je pro lidi nezbytným esenciálním prvkem, slouží jako kofaktor v aktivních centrech různých enzymů, je potřebný pro normální vývoj i funkci buněk nervového a imunitního systému, účastní se regulace cukru a vitamínů v krvi atd. (O'Neal & Zheng, 2015). Nadbytek manganu však působí neurotoxicky, může způsobovat chorobu podobnou Parkinsonově chorobě, kognitivní dysfunkce a další (Andruska & Racette, 2015).

V čisté oblasti národní přírodní rezervace Voděradské bučiny bylo naměřeno v půdách 26 až 818 mg·kg⁻¹ manganu (Navrátil et al., 2007). V blízkosti frekventované polské silnice výzkumníci naměřili 112±34 mg·kg⁻¹ (Mleczek et al., 2016). V půdách odebraných z blízkosti české dálnice byly změřeny hodnoty v rozpětí od 49,7 do 1 869 mg·kg⁻¹ (Horáková, 2022). Ozkan et al., (2005) ve své práci uvádí, že se hodnoty manganu v půdách zvyšovaly zároveň s intenzitou dopravy.

V jedlých houbách jsou normální koncentrace 10 až 60 mg·kg⁻¹. V druzích, které dobře kumulují mangan, jako je například bedla vysoká, se může nacházet více než 100 mg·kg⁻¹. Na rozdíl od některých kovů je mangan rovnoměrně rozložen v celé plodnici (Kalač, 2010). Stejně jako u zinku jsou hodnoty v plodnicích srovnatelné s koncentracemi v příslušném vzorku půdy (Kalač & Svoboda, 2000). Průměrné množství manganu naměřené v houbách z Chorvatska bylo 19,5 mg·kg⁻¹ (Ivanić et al., 2021). Ve vzorcích hub od dálnice byly naměřeny hodnoty od 3 do 61,4 mg·kg⁻¹ (Horáková, 2022).

3.6 Nikl (Ni)

Nikl je stříbřitě lesklý, kujný, tažný kov. Je feromagnetický, avšak méně než železo nebo kobalt. V přírodě se vyskytuje ryzí i v rudách. Mezi nejvýznamnější patří tzv. laterity, tedy oxidické a silikátové rudy. Do této kategorie se řadí garnierit a limonit. Další významnou skupinou jsou sulfidické rudy, které běžně obsahují 1,5 % niklu. Do této kategorie se řadí například pentlandit (Greenwood & Earnshaw, 1993).

Díky svým vlastnostem je nikl hojně využívaným kovem v metalurgii při výrobě slitin, galvanickém pokovování, dříve také při výrobě nikl-kadmiových baterií. Velké rozšíření výrobků obsahujících nikl však vede k jeho uvolňování do životního prostředí. Nejvýznamnějšími antropogenními zdroji je spalování fosilních paliv, odpadu či kouření cigaret (Genchi et al., 2020). K expozici u člověka dochází především vdechováním nebo požitím stravy s jeho obsahem. Vzhledem k tomu, že nikl nebyl uznán za esenciální prvek, a tedy nemá v našem těle žádnou biologickou funkci, může způsobovat celou řadu obtíží. Nejčastější je alergie na nikl v podobě kontaktní dermatitidy, avšak hromadění niklu v těle v důsledku chronické expozice může způsobovat mnohem závažnější potíže. Mezi ně patří například plicní fibróza, kardiovaskulární nebo ledvinová onemocnění. Velkou hrozbou je také potenciální karcinogenita niklu (Denkhaus & Salnikow, 2002).

Koncentrace niklu v zemské kůře je dle knihy Greenwood & Earnshaw (1993) 99 mg·kg⁻¹. Echevarria et al. (2006) uvádí průměrné hodnoty v půdách mezi 20 a 60 mg·kg⁻¹, v určitých typech půd může však přesahovat i 10 000 mg·kg⁻¹. Evropské

půdy standardně obsahují 3 až 48 mg·kg⁻¹ (Alloway, 2013). Ve vzdálenosti 10 m od silnice bylo naměřeno 17,02 mg·kg⁻¹ niklu v jednom směru a 69,24 mg·kg⁻¹ v opačném směru (Abderrahmane et al., 2021). Průměrná koncentrace niklu v polských půdách byla stanovena na 7,4 mg·kg⁻¹, v blízkosti rychlostní silnice naměřili výzkumníci 17,46 až 124,17 mg·kg⁻¹, přičemž vzorek odebraný nejbližší silnic obsahoval 153,3 mg·kg⁻¹ (Radziemska & Fronczyk, 2015).

Běžné hodnoty niklu v plodnicích jedlých hub dosahují 15 mg·kg⁻¹ (Kalač, 2010). Kalač & Svoboda (2000) uvádí běžné hodnoty v plodnicích z lokalit nezatížených znečištěním od 0,4 do 2 mg·kg⁻¹. Průměrná hodnota ve vzorcích hub, kterou ve své studii uvádí Ivanič et al. (2021) je 0,476 mg·kg⁻¹. Ve vzorcích od dálnice v Turecku bylo obsaženo mezi 1,35 a 15,5 mg·kg⁻¹ (Işiloğlu et al., 2001).

3.7 Kobalt (Co)

Kobalt je lesklý, stříbřitý kov s modrým nádechem. Je feromagnetický a tvrdý. Jeho nejvýznamnějšími přírodními nerosty je smaltin CoAs₂, kobaltin CoAsS a linnéit Co₃S₄. Kromě stabilního izotopu ⁵⁹Co je v přírodě zastoupen ještě radioizotopem (⁶⁰Co), který je zářičem β⁻ a γ. Jako γ zářič je využíván v různých výzkumech a ve zdravotnictví při léčbě nádorových onemocnění. V zemské kůře je 29 mg·kg⁻¹ kobaltu (Greenwood & Earnshaw, 1993).

Pro charakteristickou modrou barvu sloučenin byl kobalt po tisíce let používán jako pigment při výrobě skla, keramiky a šperků (Leyssens et al., 2017). Dnes je nejvíce používán v metalurgii, k výrobě slitin a permanentních magnetů (Greenwood & Earnshaw, 1993).

Kobalt patří mezi biogenní těžké kovy. Je součástí vitamínu B12, který je nezbytný při tvorbě erytrocytů (červených krvinek). V lidském těle je obsaženo přibližně 2 až 5 mg kobaltu (Greenwood & Earnshaw, 1993). Ve větších dávkách je však toxický. Působí cytotoxicky a genotoxicky, jelikož způsobuje oxidační poškození DNA a inhibuje její reparaci. Jeho toxické účinky se týkají také štítné žlázy, imunitního systému, plic a kůže (Simonsen et al., 2012).

V povrchových půdách po celém světě se množství kobaltu pohybuje mezi 4,5 a 12 mg·kg⁻¹, přičemž nejvyšší obsah se vyskytuje v těžkých hlinitých půdách a nejnižší v organických a lehkých písčitých půdách (Hu et al., 2021).

Množství kobaltu obsažené v plodnicích bývá nižší než množství v půdě. Většinou se koncentrace v houbách pohybují pod 0,6 mg·kg⁻¹ zřídka v jednotkách mg·kg⁻¹. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny v pečárce ovčí (*Agaricus arvensis*), konkrétně 5,83 mg·kg⁻¹ a pečárce velkovýtrusé (*A. urinascens*), kde bylo naměřeno 5,85 mg·kg⁻¹ (Borovička & Řanda, 2007). S tím je ve shodě Kalač & Svoboda (2000), kteří v houbách uvádí 0,1 až 3 mg·kg⁻¹. Taktéž Svoboda & Chrastný (2007) uvádí podobné koncentrace od 0,28 do 3,25 mg·kg⁻¹ v sušině.

3.8 Olovo (Pb)

Olovo je modrošedý kov ((Tchounwou et al., 2012), který je lidstvu jedním z nejdéle známým (Greenwood & Earnshaw, 1993). Patří k nejrozšířenějším těžkým prvkům, což souvisí s tím, že tři ze čtyř izotopů olova vznikají jako stabilní produkty přirozených rozpadových řad (konkrétně ²⁰⁶Pb, ²⁰⁷Pb a ²⁰⁸Pb). Olovnaté rudy jsou velmi rozšířené, nejdůležitější z nich je galenit PbS, těžký černý minerál. Dalšími minerály jsou anglesit PbSO₄, cerusit PbCO₃ a další. Nejvyužívanější anorganickou sloučeninou olova je tzv. klejt, červená tetragonální forma PbO, který je za normální teploty stabilní. Klejt se využívá například k výrobě elektrických akumulátorů nebo pigmentů (Greenwood & Earnshaw, 1993).

I přes to, že bylo používání olova výrazně omezeno, tak stále nachází využití v mnoha odvětvích. Je využíváno například při výrobě olověných baterií, munice, kovových výrobků a zařízení pro odstínění záření (Tchounwou et al., 2012).

Uvolněné olovo je fixováno v půdě, přijímáno rostlinami a dostává se i do vodních toků. Z toho vyplývá, že člověk je vystaven olovu zejména z potravin nebo vody (Jaishankar et al., 2014). K expozici může docházet také vdechováním prachových částic nebo aerosolů kontaminovaných tímto kovem (Tchounwou et al., 2012).

Olovo je velmi toxický těžký kov, který nemá žádnou biologickou funkci. V rostlinách způsobuje rychlejší produkci reaktivních kyslíkových radikálů, což vede k poškození lipidových membrán, chlorofylu, čímž následně negativně ovlivňuje fotosyntetické procesy a v konečném důsledku inhibuje celkový růst rostlin (Jaishankar et al., 2014). Bylo prokázáno, že u dětí olovo způsobuje sníženou inteligenci, opožděný nebo narušený vývoj, zhoršený sluch, poruchy řeči, zpomalení růstu a další. U dospělých osob je expozice olova spojována s reprodukčními problémy (snížený počet spermií u mužů a spontánní potraty u žen). Akutní otrava olovem vyvolává poškození mozku, ledvin a gastrointestinální onemocnění. Dlouhodobé vystavení působí nepříznivě na centrální nervový systém, ledviny, metabolismus vitamínu D atd. (Tchounwou et al., 2012). Mezi typické příznaky otravy olovem patří kolika, anémie, bolesti hlavy, křeče a další (Greenwood & Earnshaw, 1993).

Dle Světové zdravotnické organizace (WHO) není známa žádná bezpečná koncentrace olova v krvi. Již pouhých $35 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ olova v krvi jsou spojovány se sníženou inteligencí dětí, poruchami chování a problémy s učením ("Lead poisoning", 2023).

Průměrné hodnoty olova v čistých půdách mimo město průměrně obsahovaly $9,62 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což je výrazně méně než v půdách odebraných ve městě, které průměrně obsahovaly $43,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Mleczek et al., 2022a). Radziemska & Fronczyk (2015) ve své studii z Polska uvádí koncentrace z blízkosti dálnice od $22,81$ do $55,92 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Přičemž nejvyšší hodnota byla naměřena ve vzdálenosti $0,5 \text{ m}$ od dálnice a nejnižší ve vzdálenosti 25 m .

Průměrné hodnoty olova v jedlých houbách z neznečištěných lokalit se pohybují mezi $1,0$ a $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V různých druzích pečárek (*Agaricus campestris*, *A. arvensis*, *A. silvaticus*, *A. silvicola*) se hodnoty pohybovaly mezi 2 a $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Stejných hodnot dosahovala holubinka trávovzená (*Russula aeruginea*), průměrné hodnoty v holubince namodralé (*R. cyanoxantha*) byly nižší – 1 až $2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Muchomůrka růžovka obsahovala průměrně menší koncentrace olova, konkrétně 1 až $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Kalač & Svoboda, 2000). Svoboda et al. (2000) uvádí mezi dobrými akumulátory olova bedlu vysokou (*Macrolepiota procera*) a špičku obecnou (*Marasmius oreades*).

Obsah olova v kotrči kadeřavém ve své práci uvádí Severoglu et al. (2013), jimi naměřené hodnoty ve vzorcích z Turecka jsou $3,64 \pm 0,13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ v sušině, což je více, než bylo naměřeno ve vzorcích půd. V nich byla koncentrace Pb $1,5 \pm 0,13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Bedla vysoká (*Macrolepiota procera*) byla také předmětem studie z Polska (Mleczek et al., 2022b), která zkoumala hodnoty různých kovů ve vzorcích půd a hub z okolí silnice (ve vzdálenosti do 15 m), ty byly porovnávány se vzorky z větší vzdálenosti od komunikace (35–280 m od silnice). Hodnoty Pb v půdách z blízkosti silnice byly znatelně vyšší (medián $18,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), než v půdách vzdálenějších (medián $11,8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Hodnoty v bedlách se naopak tolik nelišily. Medián hodnot vzorků z blízkosti silnice byl $2,06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, u vzdálenějších vzorků $1,71 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

4 Vliv automobilové dopravy na obsah kovů v houbách a půdách

Automobilová doprava je prokázána jako znečišťovatel životního prostředí. Je známo, že vlivem spalování pohonných hmot, opotřebáváním vozidel, povrchu vozovek, ale také dopravních značek či svodidel a aplikací různých chemikálií využívaných k údržbě silnic (např. rozmrazovací směsi) je do životního prostředí uvolňováno velké množství chemikálií. Ty jsou následně rozptýleny do okolí, nebo se usazují v bezprostřední blízkosti silnic. Mezi polutanty znečišťující půdy a vody v okolí silnic patří také těžké kovy (Van Bohemen & Janseen Van De Laak, 2003).

Jednotlivé těžké kovy mají různý původ. Kobalt je součástí oceli, barev a diesellových aditiv. Mangan je obsažen v pohyblivých součástkách motorů, je používán jako aditivum do benzínu (MMT), do prostředí je uvolňován také opotřebáváním brzd a pneumatik. Zinek se nachází v pozinkovaných součástkách a je rovněž součástí pneumatik (Huber et al., 2016). Nikl je obsažen v brzdovém obložení (Van Bohemen & Janseen Van De Laak, 2003). Měď je také součástí brzd, pohyblivých součástí motoru a dalších součástek automobilů (Šeda et al., 2017). Železo je podobně jako většina již zmíněných kovů součástí emitovaného brzdového prachu (Thorpe & Harrison, 2008). Olovo bylo součástí olovnatého benzínu, díky zákazu jeho používání v EU v roce 2000 došlo k rapidnímu úbytku emisí olova z dopravy (Hjortenkrans et al., 2006). Dnes používaný bezolovnatý benzín stále olovo obsahuje (až $0,005 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ Pb), dále je tento kov obsažen v závaží kol, odkud je taky při jejich korozi uvolňován (Kuklová et al., 2022). Olovo není dobře biologicky odbouratelné, což vede k jeho dlouhodobému přetrvávání v životním prostředí (Flora et al., 2012).

Nejvyšší koncentrace těžkých kovů jsou obsaženy ve svrchní vrstvě půdy (Kuklová et al., 2022). Jejich množství je však také závislé na intenzitě dopravy, povrchu vozovky či dešťové vodě, která ovlivňuje splachování kontaminantů ze silnic do životního prostředí (Van Bohemen & Janseen Van De Laak, 2003).

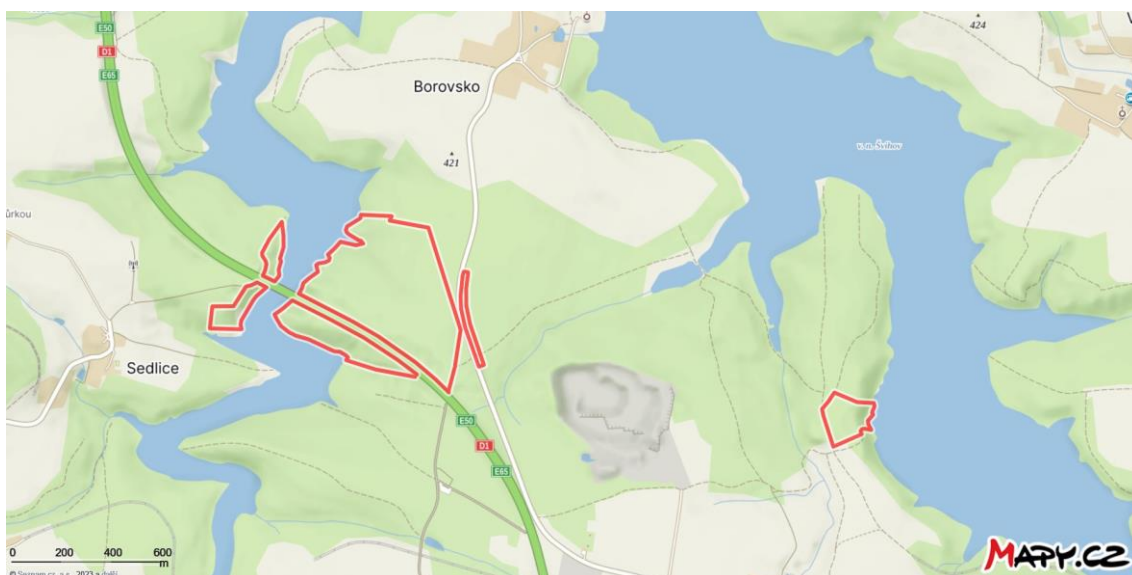
Ukázalo se, že na množství těžkých kovů v půdách má vliv i roční období. Bäckström et al. (2004) ve své studii uvádí, že množství těžkých kovů se zvýšilo v zimním období. V zimě se zvýšila vodivost, množství rozpuštěného sodíku v důsledku užívání rozmrazovacích prostředků (NaCl). Následkem iontové výměny se v půdních roztocích

snížilo pH. Reakcí na iontovou výměnu, možná posílenou tvorbou chloridových komplexů, se zvýšila koncentrace kadmia. Podobným mechanismem se zvýšilo i množství zinku. Zvýšila se také koncentrace mědi a olova, avšak princip jejich mobilizace nebyl tak jednoznačný.

Z kontaminovaných půd se následně těžké kovy dostávají přes mycelium do houbových plodnic. Jejich celkové množství je ovlivněno množstvím faktorů (viz kapitola 2.2).

5 NPP Hadce u Želivky

Oblast našeho výzkumu, národní přírodní památka (NPP) Hadce u Želivky, se nachází ve Středočeském kraji v okrese Benešov. Jedná se o lesní porosty polesí Dolních Kralovic s rozlohou cca 25 ha po obou stranách zátoky vodárenské nádrže Želivka (bývalého Sedlického potoka). Ve středu území prochází dálniční most. Hadeč této národní přírodní památky je zajímavý zejména výskytem magnezitových žilek a společným výskytem poměrně vzácného eklogitu zároveň s amfibolitem. Dále je zde hojně obsažen olivín a tremolit. Nalezeny byly i úlomky šedohnědého opálového rohovce. Většina území je pokryta řídkým borem (Databáze významných geologických lokalit: 2496, 1998).



Obrázek 1 - NPP Hadce u Želivky (Zdroj: www.mapy.cz)

Důvodem, proč je oblast národní přírodní památkou, jsou vyskytující se společenstva hadcových borů a štěrbinová vegetace skal a drolin na hadcích. Cílem je především chránit vzácné a ohrožené druhy rostlin a živočichů, včetně jejich biotopů. Mezi ně patří například kriticky ohrožená kuřička Smejkalova (*Minuartia smejkalii*), která se kromě osluněných skalek NPP Hadce u Želivky vyskytuje už jen v jedné světové lokalitě – Hadce u Hrnčív. Dále se zde nachází kriticky ohrožená mochna Crantzova hadcová (*Potentilla crantzii ssp. serpentini*), hvozdík kartouzek hadcový (*Dianthus carthusianorum ssp. capillifrons*) a trávnička obecná hadcová (*Armeria vulgaris ssp. serpentini*). Dalšími vzácnými druhy vyskytujícími se na tomto stanovišti je pomněnka úzkolistá (*Myosotis*

stenophylla) a sleziník hadcový (*Asplenium cuneifolium*) (Národní přírodní památka Hadce u Želivky).

Na území NPP Hadce u Želivky bylo zjištěno také poměrně velké množství druhů lišejníků a lichenikolních hub. Mezi nejzajímavější patří kriticky ohrožená dutohlávka horská (*Cladonia stellaris*) a unikátní druhy rodu pavučinec (*Cortinarius*). Z oblasti fauny patří k nejzajímavějším nálezům bělásek hrachorový (*Leptidea sinapis*), jež je vázán na světliny v rozvolněných hadcových borech (Národní přírodní památka Hadce u Želivky).

6 Atomová absorpční spektrometrie (AAS)

Atomová absorpční spektrometrie je spektroskopická optická metoda, která je založena na měření množství absorbovaného záření analytem (Křížek & Šíma, 2015).

Jedná se o často využívanou metodu, která nachází své uplatnění ve výzkumných laboratořích, v potravinářství, v analýze polutantů životního prostředí, ve farmacii, v ropném průmyslu a dalších odvětvích (Ferreira et al., 2018). Její výhodou je především vysoká specifičnost ke stanovení kovů a možnost stanovení prvků bez předchozí separace (Křížek & Šíma, 2015).

Přístroje pro tuto metodu jsou vybaveny zdrojem monochromatického záření, kterým jsou nejčastěji výbojky s dutou katodou, jež jsou vyrobeny z prvku, k jehož stanovení slouží. Dále přístroje obsahují atomizátor, který slouží k převedení absorpčního prostředí (vzorku) na volné atomy. Dalšími součástmi jsou monochromátor, detektor a indikační zařízení, jímž je nejčastěji počítač. Dále je součástí přístrojů korektor pozadí, jež slouží ke korekci nespecifické absorpce pozadí (Křížek & Šíma, 2015).

Dle způsobu atomizace dělíme AAS na tři metody – plamenovou atomovou absorpční spektrometrii (FAAS), atomovou absorpční spektrometrii s elektrotermickou atomizací (ETAAS) a atomovou absorpční spektrometrii s generováním těkavých sloučenin (CVG-AAS). Výběr konkrétní techniky je podřízen chemické povaze analytu a jeho obsahu ve vzorku, dále i chemickému složení vzorku a jeho fyzikálnímu stavu (Ferreira et al., 2018).

V následujících podkapitolách jsou podrobněji popsány techniky (FAAS a ETAAS) použité při našem výzkumu.

6.1 Plamenová absorpční spektrometrie

Plamenová absorpční spektrometrie je nejjednodušší a nejvíce používanou metodou AAS, a to i přes to, že je nejméně citlivá ze všech výše zmiňovaných (Ferreira et al., 2018).

Plameny jsou poháněny směsí paliva a oxidovadla, jako palivo je nejčastěji používán acetylen, oxidovadlem je pak vzduch, nebo oxid dusný. Plamen acetylen-vzduch

dosahuje nižších teplot – zhruba 2 500 K. I přes to může být taková energie pro některé prvky (alkalické kovy a kovy alkalických zemin) příliš vysoká a k jejich vzorkům je nutné přidat ionizační pufr (tj. sůl prvku s nižším ionizačním potenciálem, nejčastěji sloučeniny cesia), aby nedocházelo k jejich ionizaci. Naopak některé prvky mohou tvořit termostabilní sloučeniny a teplota plamene acetylen-vzduch pro ně není dostatečná. Z tohoto důvodu je pro jejich stanovení používána směs acetylen-oxid dusný. Plamen při použití této směsi dosahuje teplot až 2 900 K, která je dostatečná i k atomizaci prvků tvořících termostabilní sloučeniny, jako je například chrom, wolfram, titan, vanad a další (Křížek & Šíma, 2015).

Vzorek je do plamene zaváděn v plynném skupenství ze zmlžovače (Paul et al., 2014). Právě nízká účinnost zmlžovačů spolu s naředěním analytu spalnými plyny vede k nižší citlivosti plamenové absorpční spektrometrie (Křížek & Šíma, 2015).

6.2 Atomová absorpční spektrometrie s elektrotermickou atomizací

Oproti plamenové absorpční spektrometrii umožňuje technika s elektrotermickou atomizací citlivější stanovení (Ferreira et al., 2018). Vyšší citlivosti je docíleno díky skutečnosti, že se při použití této metody na absorpci záření podílí všechen dávkovaný analyt. Detekční limit bývá až o 3 řády nižší než u FAAS (Křížek & Šíma, 2015). Další její výhodou je možnost přímé analýzy pevných vzorků (Ferreira et al., 2018).

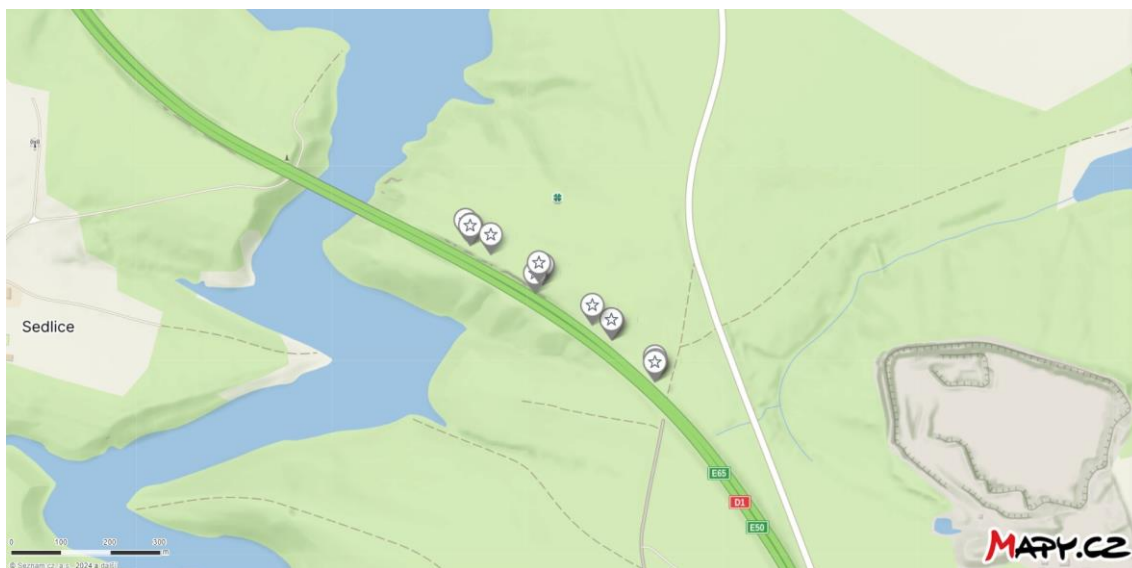
Elektrotermické atomizátory (ETA) jsou nejčastěji grafitové, odporově vyhřívané kyvety. Do nich je v průběhu analýzy dávkován vzorek (10–50 μ l). Může být dávkován buď na stěnu kyvety nebo na platformu (tj. grafitová destička uvnitř kyvety) (Křížek & Šíma, 2015). Oproti FAAS však vyžaduje účinnou optimalizaci teplotního programu (Ferreira et al., 2018). Jednotlivými kroky jsou sušení vzorku, pyrolýza a atomizace. Následně je atomizátor vypálen a ochlazen. Aby nedocházelo k vytěkání analytu ve fázi pyrolýzy, je často stabilizován tzv. modifikátorem (Křížek & Šíma, 2015). Celá analýza probíhá v ochranné atmosféře (Paul et al., 2014).

7 Metodika práce

Praktická část této diplomové práce byla vykonávána v laboratořích Katedry aplikované chemie na Fakultě zemědělské a technologické Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Práce byla prováděna pod vedením Mgr. Martina Šedy, Ph.D. Analýza vzorků se uskutečňovala s asistencí Mgr. Jiřího Krejsy.

7.1 Sběr a příprava vzorků

Vzorky hub a půd určené pro náš výzkum jsme sbírali v oblasti NPP Hadce u Želivky v těsné blízkosti (do 10 m) dálnice D1 (viz Obrázek 2). Sběry byly uskutečňovány v roce 2022. K detailnímu nahlédnutí jsou místa nálezů zobrazena v mapě na internetovém odkazu <https://mapy.cz/s/gufosojudo>.



Obrázek 2 - Mapa nálezů vzorků pro analýzu (Zdroj: www.mapy.cz)

Nalezené plodnice hub byly ihned na místě očištěny od půdy a největších nečistot a umístěny do papírových sáčků označených číslem vzorku. Následně byl odebrán vzorek půdy z místa nálezu plodnice do hloubky přibližně 10–15 cm. V případě hub rostoucích na kořenech stromů (kotrč kadeřavý) byla odebírána půda očištěná z kořene a jeho těsného okolí. Poté byl vzorek půdy vložen do uzavíratelného plastového sáčku, jež byl taktéž označen číslem vzorku, které odpovídalo příslušné houbě. Celkově bylo nashromážděno 13 vzorků 8 různých druhů hub (viz Tabulka 1).

Tabulka 1 – Označení vzorků, názvy hub a souřadnice nálezu

Označení vzorku houby	Označení příslušného vzorku půdy	Název vzorku česky	Název vzorku latinsky	Souřadnice místa nálezu
D22-H02	D22-P02	bedla zardělá	<i>Leucoagaricus leucothites</i>	49.6849838N, 15.1097814E
D22-H04	D22-P04	bedla zardělá	<i>Leucoagaricus leucothites</i>	49.6850065N, 15.1098167E
D22-H07	D22-P07	špička obecná	<i>Marasmius oreades</i>	49.6860256N, 15.1080306E
D22-H09	D22-P09	holubinka dřeňová	<i>Russula medullata</i>	49.6873184N, 15.1051776E
D22-H10	D22-P10	holubinka růžová	<i>Russula rosacea</i>	49.6857542N, 15.1085708E
D22-H11	D22-P11	holubinka růžová	<i>Russula rosacea</i>	49.6857445N, 15.1085766E
D22-H13	D22-P13	bedla vysoká	<i>Macrolepiota procera</i>	49.6868020N, 15.1065191E
D22-H14	D22-P14	pečárka císařská	<i>Agaricus augustus</i>	49.6866005N, 15.1064138E
D22-H15	D22-P15	pečárka císařská	<i>Agaricus augustus</i>	49.6867563N, 15.1066385E
D22-H16	D22-P16	muchomůrka růžovka	<i>Amanita rubescens</i>	49.6874810N, 15.1045987E
D22-H17	D22-P17	kotrč kadeřavý	<i>Sparassis crispa</i>	49.6874925N, 15.1046174E
D22-H18	D22-P18	kotrč kadeřavý	<i>Sparassis crispa</i>	49.6875783N, 15.1044674E
D22-H19	D22-P19	kotrč kadeřavý	<i>Sparassis crispa</i>	49.6850745N, 15.1097903E

Zdroj: Vlastní výzkum

Po návratu z terénu byly vzorky půd neprodleně uloženy do lednice, aby byly znemožněny různé hnilobné a rozkladné procesy. Vzorky hub byly nakrájeny na tenké plátky a sušeny na plastovém podkladu, jelikož z kovových by mohlo docházet ke kontaminaci vzorků kovy. Sušení vzorků probíhalo na vzduchu za pokojové teploty (20–30 °C) po dobu 1–2 dní. Následně byly vzorky hub v laboratoři rozemlety mlýnkem na jemný prášek a uloženy zpět do svých příslušných papírových sáčků.

Vzorky půd byly v prostorách laboratoře mechanicky zbaveny nejhrubších nečistot, jakými jsou například kameny, jehličí, drobné větvičky, listy apod. Následně byly vzorky třeny tloučkem ve třecí misce. Tak došlo k rozrušení hrudek a zmenšení částic hlíny. Ještě většího a finálního zjemnění vzorků půd bylo dosaženo prosetím přes síto s velikostí oka

2 mm, čímž vznikl prášek. Takto připravené homogenizované půdy byly sušeny v keramických miskách označených číslem odpovídajícím číslu vzorku v laboratorní sušičce při teplotě 100 °C. Aby nedošlo k pohlcování vlhkosti, byly vzorky v sušárně uchovávány až do následného rozkladu.

7.2 Rozklad vzorků

Po přípravě vzorků následoval jejich rozklad. Prvním krokem bylo odebrání a navážení na analytických vahách přesně asi 0,5 g každého vzorku, tedy hub i půd. Navážené vzorky byly vsypány do teflonových patron, které byly opět označeny číslem příslušného vzorku tak, aby nedošlo k zašpinění jejich stěn. Posléze bylo do patron ke vzorkům odpipetováno 10 ml koncentrované kyseliny dusičné o čistotě p.p. Jako tzv. blank, neboli srovnávací vzorek, byla použita patrona, jež obsahovala pouze čistou kyselinu dusičnou. Tímto způsobem připravené patrony byly vloženy k samotnému rozkladu do mikrovlnného mineralizátoru MARS®5 (microwave accelerated reaction system, výrobce CEM Corporation, Matthews, USA). Celková doba trvání rozkladu vzorků činila 30 minut.

Po ukončení rozkladu byly patrony se vzorky ponechány v přístroji, aby došlo k jejich zchladnutí. Rozkladem vzniklé roztoky půd byly následně přefiltrovány přes filtr o velikosti pórů 1,2 µm, převedeny do baněk o objemu 50 ml a doplněny po rysku ultračistou vodou. Takto připravené roztoky byly do doby analýzy uloženy do lednice. Roztoky vzorků hub filtrovány nebyly a byly rovnou převedeny do baněk, doplněny po rysku a uloženy do lednice.

7.3 Analýza vzorků

K analýze vzorků byly použity dvě metody. První byla plamenová absorpční spektrometrie (FAAS), kterou byla měřena měď, železo, zinek a mangan. Pro měření byly ve spektrometru vytvořeny kalibrační řady, jež obsahovaly blank a roztoky s koncentracemi od 0,05 do 20 mg·l⁻¹ analyzovaných prvků (viz Tabulka 2 a 3).

Tabulka 2 - Kalibrační řada pro měření vzorků půd v FAAS

Kalibrační řada pro měření vzorků půd							
Zn, Cu	0,1	0,2	0,5	1	2	5	blank
Mn	0,5	1	2	5	10	/	
Fe	0,5	1	5	10	20	/	

Zdroj: Vlastní výzkum

Tabulka 3 - Kalibrační řada pro měření vzorků hub v FAAS

Kalibrační řada pro měření vzorků hub							
Zn, Cu, Mn	0,1	0,2	0,5	1	2	5	blank
Fe	0,5	1	5	10	20	/	

Zdroj: Vlastní výzkum

Roztoky, u kterých byl z předchozích zkušeností očekáván vysoký obsah prvku, byly 50× naředěny. Konkrétně se jednalo o všechny vzorky půd před měřením železa.

Před samotným měřením byl na počítači zvolen vhodný program k měření vybraného prvku, nastavena předem připravená kalibrační řada a seznam našich vzorků k analýze. K měření byl využíván spektrometr AAS Thermo Scientific ICE 3500, analýza probíhala v programu absorpce. Po spuštění programu byla vždy zasunuta hadička zmlžovače do roztoku vzorku. Přístroj si následně sám odebral potřebné množství roztoku a změřil přítomné množství daného kovu. Měření bylo pro každou koncentraci roztoku opakováno třikrát. Zprůměrované hodnoty byly ihned zobrazeny na indikačním zařízení, jímž byl počítač. Po ukončení měření byla hadička zmlžovače vložena do destilované vody. Posledním krokem bylo uložení výsledků a jejich export do textového dokumentu a programu Excel. Takto bylo provedeno měření všech námi zvolených prvků.

Původně mělo být analyzováno ještě rubidium a stroncium, konkrétně v režimu emise, avšak při měření došlo k tzv. flashbacku, což je jev, při kterém se plamen použitý při analýze dostane zpět do hlavy hořáku nebo rozprašovače s následující destrukcí této části přístroje (Doroodmand & Mehrtash, 2015). Z tohoto důvodu toto měření nemohlo být uskutečněno a místo již zmiňovaných prvků byl analyzován nikl, kobalt a olovo metodou ETAAS.

Druhou metodou byla ETAAS, která byla použita k měření niklu, kobaltu a olova. K měření byl využíván stejný přístroj jako při první metodě.

Před samotnou analýzou byly vzorky půd zředěny podle potřeby 0× – 100×, vzorky hub nebyly nijak upravovány. Následně byly roztoky nadávkovány do automatického dávkovače (autosampleru), který si odebíral 20 µl od každého vzorku a následně je dávkoval do grafitové květy na platformu. Hodnoty byly vztahovány k roztoku instrumentálního blanku. Dále byl do přístroje nadávkován standard.

Konkrétní teploty použitého teplotního programu byly následující: sušení 125 °C, pyrolýza 1 100 °C a atomizace 2 100 °C, poté byl atomizátor vypálen při 2 500 °C. Celková doba analýzy jednoho prvku činila 66 s. Měření probíhalo v inertní atmosféře argonu, jehož proud byl pozastaven pouze po dobu 3 sekund při atomizaci. Použitou korekcí nespecifické absorpce byla využita Zeemanovská korekce magnetickým polem (na rozdíl od FAAS, kde k tomuto účelu sloužila deuteriová výbojka). Pokud byly koncentrace prvku ve vzorku stále příliš vysoké a přesahovaly kalibraci, přístroj si je sám naředit. Každý vzorek byl měřen ve třech opakováních. Výsledky byly zpracovány stejně jako u FAAS.

8 Výsledky a diskuze

Konkrétní naměřené hodnoty všech vzorků hub i půd jsou zpracovány do tabulek, které jsou vloženy mezi přílohy této práce (viz Tabulka 6 a 7).

V následujících tabulkách jsou námi naměřené koncentrace jednotlivých kovů v půdách a plodnicích hub metodou AAS statisticky zpracovány.

Tabulka 4 - Základní statistické vyhodnocení výsledků půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]

PŮDY	Zn	Fe	Cu	Mn	Pb	Co	Ni
Počet vzorků (n)	13	13	13	13	12	12	12
Průměrná hodnota (x)	185	34 456	17,5	759	60,7	124	585
Směrodatná odchylka (S)	105	10 010	11,3	423	25,7	89,7	343
Minimální hodnota (x min)	73,7	16 779	4,88	205	21,1	20,4	110
1. kvartil	116	29 967	10,8	421	41,4	50,2	280
Medián	157	33 695	13,9	767	59,9	122	625
3. kvartil	210	37 700	19,3	1 051	83,9	173	884
Maximální hodnota (x max)	441	59 130	45,0	1 762	112	335	1 155

Zdroj: Vlastní výzkum

Tabulka 5 - Základní statistické vyhodnocení výsledků hub [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]

HOUBY	Zn	Fe	Cu	Mn	Pb	Co	Ni
Počet vzorků (n)	13	13	13	13	12	12	12
Průměrná hodnota (x)	97,7	1 664	38,8	45,1	2,51	15,7	24,0
Směrodatná odchylka (S)	40,7	1 152	31,3	32,0	2,55	27,0	20,8
Minimální hodnota (x min)	40,2	364	3,13	11,2	0,15	0,471	3,17
1. kvartil	63,0	628	21,4	21,6	0,96	1,60	8,83
Medián	98,6	1 400	34,0	42,0	1,53	1,74	13,9
3. kvartil	134	2 422	46,0	61,6	2,72	9,06	33,8
Maximální hodnota (x max)	161	4 026	122	128	8,88	97,9	74,4

Zdroj: Vlastní výzkum

Z tabulek je patrné, že ve vzorcích půd bylo nejhojněji zastoupeným prvkem železo, a naopak nejméně přítomna byla měď. Ve vzorcích hub bylo stejně jako v půdách průměrně nejvíce obsaženo železo, ale nejméně olovo.

Výsledky našeho měření stanovovaných prvků jsou podrobněji rozebrány a diskutovány s odbornou literaturou v následujících podkapitolách. Výsledky měření jsou zpracovány

do podoby grafů, které jsou přiloženy vždy v podkapitole příslušného prvku. V grafu jsou znázorněny koncentrace naměřené jak v houbách, tak v příslušných půdách. Vzorky v grafech jsou pro názornost řazeny vzestupně podle koncentrace daného prvku v houbách.

Z důvodu nedostatečného objemu vzorku D22-P18 nebylo možné proměřit ho pro všechny prvky. Byla u něj tedy změřena pouze koncentrace mědi, železa, manganu a zinku.

8.1 Měď

Jak již bylo zmíněno, naměřené koncentrace mědi ve vzorcích půd dosahovaly nejnižších hodnot z námi analyzovaných prvků. Její hodnoty se pohybovaly od 4,88 do 45 mg·kg⁻¹. Shodují se tedy s mým předchozím výzkumem, kde bylo v okolí stejné dálnice naměřeno od 5,2 do 78,6 mg·kg⁻¹ (Horáková, 2022). Šeda et al. (2017) také uvádí podobné hodnoty v rozmezí od 15 do 32 mg·kg⁻¹. Radziemska & Fronczyk (2015) naměřili hodnoty od 42,96 do 52,70 mg·kg⁻¹ v naprosté blízkosti rychlostní silnice, které jsou velmi podobné našemu výzkumu. Dále ve své práci uvádí pokles hodnot mědi s rostoucí vzdáleností od silniční komunikace, což potvrzuje její vliv na množství mědi v půdách. Dle Gaetkeho et al. (2014) je přirozená koncentrace mědi v půdách okolo 50 mg·kg⁻¹, což je jen o trochu více než naše hodnoty. Naopak výzkum Evropské komise (výzkum LUCAS) uvádí jako průměrnou hodnotu v evropských půdách 16,86 mg·kg⁻¹ a zároveň, že průměrné hodnoty v lesích bývají nižší – 11,98 mg·kg⁻¹ (Ballabio et al., 2018). Průměrná koncentrace mědi v našich vzorcích půd dosahovala 17,5 mg·kg⁻¹.

Podobné hodnoty jako v půdách, dokonce ve většině případech vyšší, byly naměřeny v houbách. Konkrétně od 3,13 do 122 mg·kg⁻¹. Z toho vyplývá, že mají poměrně dobrou schopnost akumulace mědi do svých plodnic. Nejnižší koncentrace byly obsaženy v plodnicích kotrče kadeřavého (3,13; 3,75 a 7,92 mg·kg⁻¹). Avšak v jejich příslušných půdách byly koncentrace jen o něco vyšší, v jednom případě dokonce nižší. Ve všech dalších vzorcích hub bylo obsaženo více než 20 mg·kg⁻¹ mědi. Všechny ostatní vzorky hub svou koncentrací o hodně převyšovala bedla vysoká, která obsahovala více než 10× větší

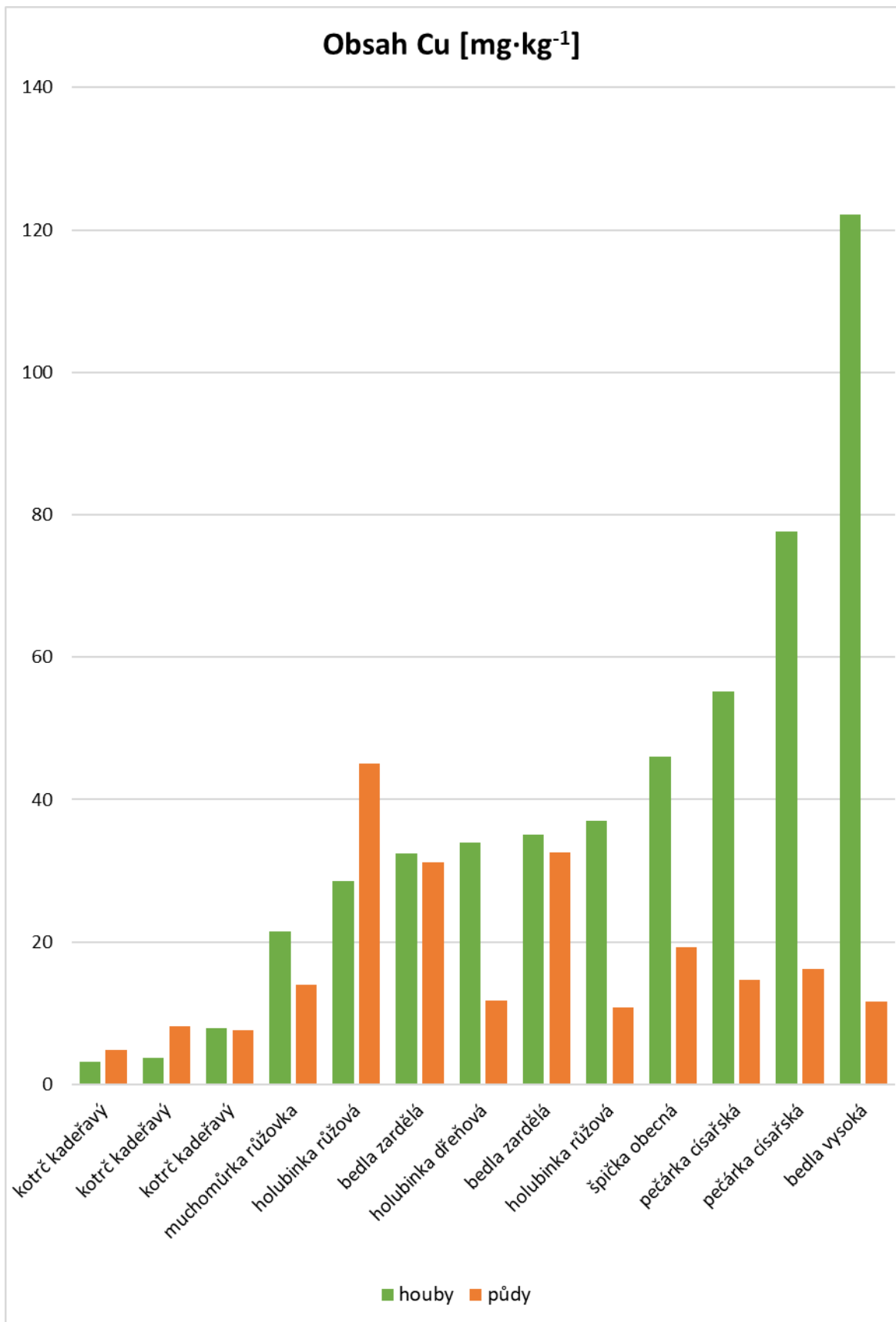
množství mědi než půda, ze které byla odebrána. Zároveň tedy obsahovala námi naměřenou maximální hodnotu Cu.

Námi naměřené hodnoty odpovídají průměrným hodnotám v houbách z lokalit nezatížených znečištěním (20–100 mg·kg⁻¹), jež uvádí ve své práci Kalač (2010). V případě kotrče kadeřavého byly sice pod tímto průměrem, ale i přes to byly vyšší, než které uvádí ve své práci Severoglu et al. (2013), jelikož ti naměřili v jeho plodnicích koncentrace mědi 1,86±0,08 mg·kg⁻¹. Další rozdíl s jejich prací je v tom, že mají oproti plodnici kotrče vyšší koncentraci v půdě 9,36±0,13 mg·kg⁻¹ oproti 4,88; 7,59 a 8,1 mg·kg⁻¹ v této práci. V plodnicích václavky smrkové (*Armillaria ostoyae*), jež je stejně jako kotrč kadeřavý zástupcem saprofytický žijících hub, bylo v těsné blízkosti dálnice naměřeno 24,2 a 29,4 mg·kg⁻¹ (Horáková, 2022). S prací Kalače (2010) se naše práce dále shoduje v tom, že nejlépe do svých plodnic akumuluje měď bedla vysoká.

Oproti mé bakalářské práci, kdy jsme naměřili v muchomůrce růžovce od dálnice D1 45 mg·kg⁻¹, jsme v tomto druhu tentokrát naměřili méně, konkrétně 21,4 mg·kg⁻¹. Tato hodnota je dokonce nižší i než 25–75 mg·kg⁻¹, které uvádí Kalač (2010) v jejích plodnicích z čistých lokalit.

Kalač (2010) uvádí hodnotu mědi v holubince namodralé 50 mg·kg⁻¹. Takto vysokou hodnotu jsme v žádném z našich druhů holubinky nenaměřili. Maximální koncentrace, kterou jsme detekovali v plodnici holubinky růžové byla 37 mg·kg⁻¹. Naopak námi naměřené množství mědi v pečárce císařské (55,2 a 77,6 mg·kg⁻¹) odpovídá hodnotám Kalače (2010), jelikož ten v různých druzích pečárek uvádí koncentrace v rozmezí od 25 do 200 mg·kg⁻¹. Zároveň jsou naše hodnoty srovnatelné s hodnotami naměřenými v pečárce dvouvýtrusé a pečárce opásané z řeckých městských oblastí zatížených znečištěním. Střední hodnoty v těchto druzích činily 51,34 a 51,19 mg·kg⁻¹ (Kokkoris et al., 2019).

Celkově tedy námi naměřené koncentrace mědi v půdách odpovídají dalším výzkumům, které probíhaly v okolí silnic nebo dálnic. Koncentrace v houbách se však výrazně neliší od těch z čistých lokalit.



Obrázek 3 - Koncentrace mědi ve vzorcích hub a půd [mg·kg⁻¹] (Zdroj: vlastní výzkum)

8.2 Železo

Ve vzorcích půd byly naměřeny hodnoty s velkým rozpětím mezi 16 779 a 59 130 mg·kg⁻¹, což jak už bylo řečeno, bylo nejvíce ze všech prvků. Námi naměřené rozpětí hodnot je větší, než 20 až 40 000 mg·kg⁻¹, které uvádí v kultivovaných půdách Colombo et al. (2014). Ve vzorcích půd odebraných od dálnice D1 byla v minulých letech naměřena maximální hodnota 41 983 mg·kg⁻¹ (Horáková, 2022). V opuštěném hadcovém lomu ve Španělsku byly koncentrace železa obsažených v půdách podobné a vyšší. Výzkumníci zde zaznamenali hodnoty od 39 747 do 77 775 mg·kg⁻¹ (Lago-Vila et al., 2015).

Žádný z našich vzorků hub nepřevýšil hodnotou železa v plodnici hodnotu ve své půdě. Nejvíce železa do své plodnice zakoncentrovala muchomůrka růžovka, ve které jsme naměřili hodnotu 4 026 mg·kg⁻¹. Dále vysokou koncentraci obsahovala holubinka dřeňová (3 341 mg·kg⁻¹) a jedna plodnice holubinky růžové (2 462 mg·kg⁻¹). Ve druhé plodnici holubinky růžové bylo naměřeno méně železa (628 mg·kg⁻¹), což může být způsobeno i jeho nižším obsahem v příslušné půdě (36 807 mg·kg⁻¹). Dále velké množství železa obsahovala pečárka císařská (1 400 a 2 422 mg·kg⁻¹) a bedla zardělá (2 142 a 2 248 mg·kg⁻¹).

Nejméně železa bylo obsaženo v kotrči kadeřavém. Jeho plodnice obsahovaly 364; 534 a 732 mg·kg⁻¹. Takové hodnoty jsou nižší, než byly naměřeny v plodnicích jiné saprofytické houby, václavky smrkové, v okolí dálnice D1. Její plodnice obsahovaly 873,5 a 1 896 mg·kg⁻¹ (Horáková, 2022). Rozdíl a to, že kotrč kadeřavý akumuloval všechny kovy v malém množství, může být způsoben i velikostí jeho plodnic. Svoboda & Chrastný (2008) uvádí, že nejintenzivněji dochází k transportu kovu z mycelia do plodnice během počátku fruktifikace a během následujícího nárůstu hmotnosti plodnice se koncentrace kovů snižují.

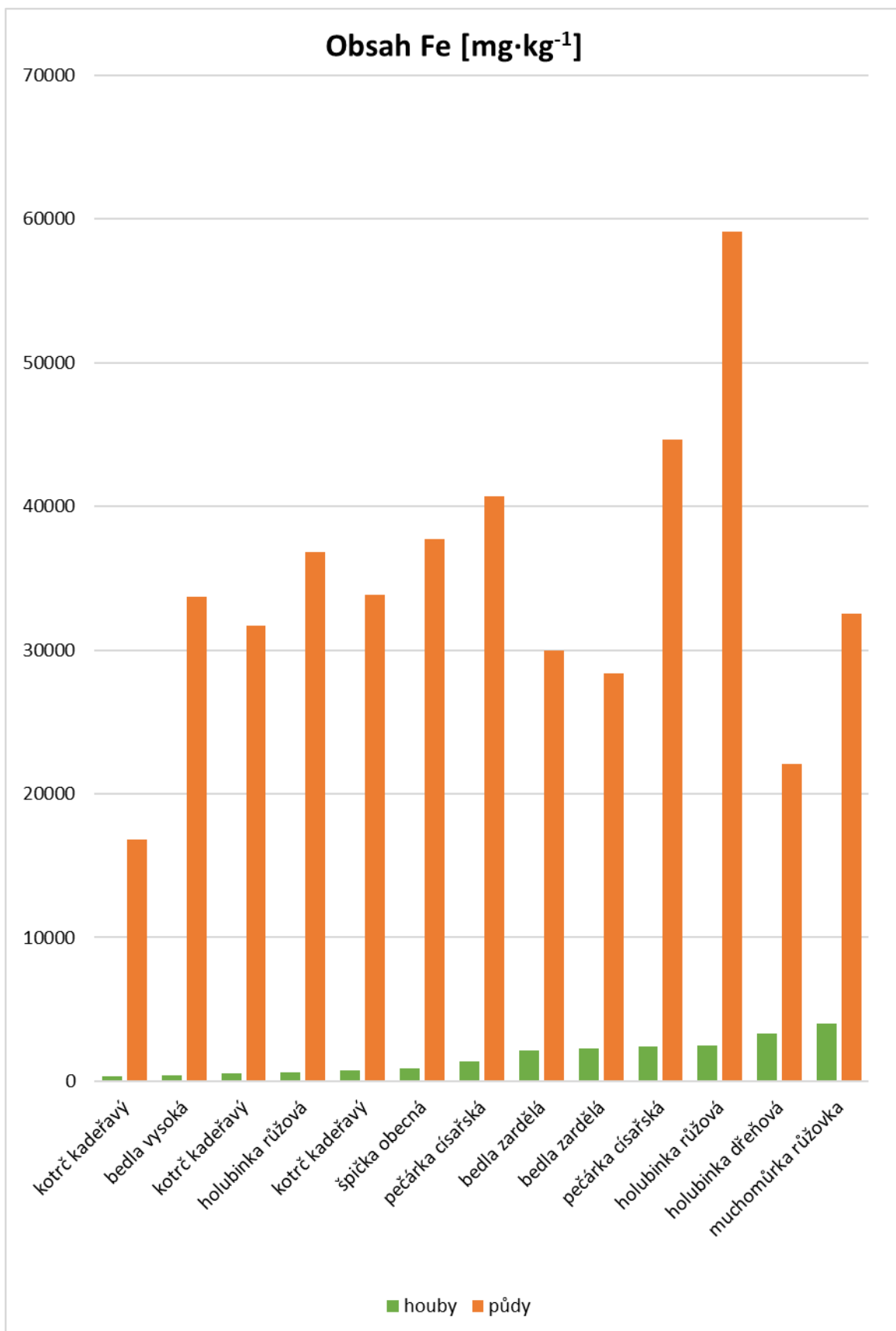
Všechny naše vzorky hub o hodně přesahovaly běžné hodnoty 30 až 150 mg·kg⁻¹ v plodnicích, jež uvádí Kalač & Svoboda (2000). Stejně tak jsou vyšší i než koncentrace uváděné Borovičkou & Řandou (2008). I pro naše výsledky však platí jejich tvrzení, že hodnoty obsažené v plodnicích bývají nižší než koncentrace v příslušných půdách. Ve své předchozí práci uvádím muchomůrku růžovku mezi houbami s dobrou akumulací

schopností železa (Horáková, 2022). Byla v ní naměřena hodnota $3\,518\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. To je podobné $4\,026\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, které jsme zaznamenali tentokrát. Naopak ve studii z Portugalska naměřili v muchomůrce růžovce z okolí dálnice výrazně nižší koncentrace – $200\pm 46\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Carvalho et al., 2005).

Tři různé druhy pečárek – pečárka dvouvýtrusá (*Agaricus bisporus*), p. opásaná (*Agaricus bitorquis*) a p. Gennadiho (*Agaricus gennadii*) byly analyzovány během řeckého výzkumu, kdy byly vzorky odebírány na různých městských stanovištích, většinou s významným vlivem silnic či dálnic v okolí. Nejvyšší hodnota $1\,318,64\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ byla detekována v pečárce Gennadiho (Kokkoris et al., 2019).

Doporučená denní dávka pro dospělé ve věku 25–51 let je 10 mg železa pro muže a 15 mg pro ženy. Vyšší dávku (30 mg) by měly přijímat těhotné ženy (NZIP, 2024). Oproti tomu jsou tedy hodnoty v plodnicích jedlých hub nalezených u dálnice mnohonásobně vyšší. Jejich intenzivní konzumace by tedy mohla představovat zdravotní rizika, pokud by došlo ke vstřebání veškerého obsaženého železa do těla.

Je tedy zřejmé, že koncentrace v našich vzorcích hub i půd jsou podobné minulé studii od dálnice D1, ale oproti ostatním jsou nadprůměrné.



Obrázek 4 - Koncentrace železa ve vzorcích hub a půd [mg·kg⁻¹] (Zdroj: vlastní výzkum)

8.3 Zinek

Ve vzorcích půd odebraných pod plodnicemi hub byly naměřeny koncentrace v rozmezí od 73,7 do 441 mg·kg⁻¹. Avšak většina vzorků (vyjma čtyř) obsahovala do 180 mg·kg⁻¹. Průměrná hodnota zinku v našich vzorcích půd tedy činila 185 mg·kg⁻¹, což je více, než uvádí Noulas et al. (2018), jelikož ti uvádí průměr mezi 50 a 55 mg·kg⁻¹. Méně bylo naměřeno také v půdách u jiného úseku dálnice D1, kde se hodnoty pohybovaly od 25,8 do 174,2 mg·kg⁻¹ (Horáková, 2022). Naopak v okolí polské dálnice byly naměřeny podobné hodnoty těm našim. Konkrétně 178,25 až 266,41 mg·kg⁻¹ (Radziemska & Fronczyk, 2015).

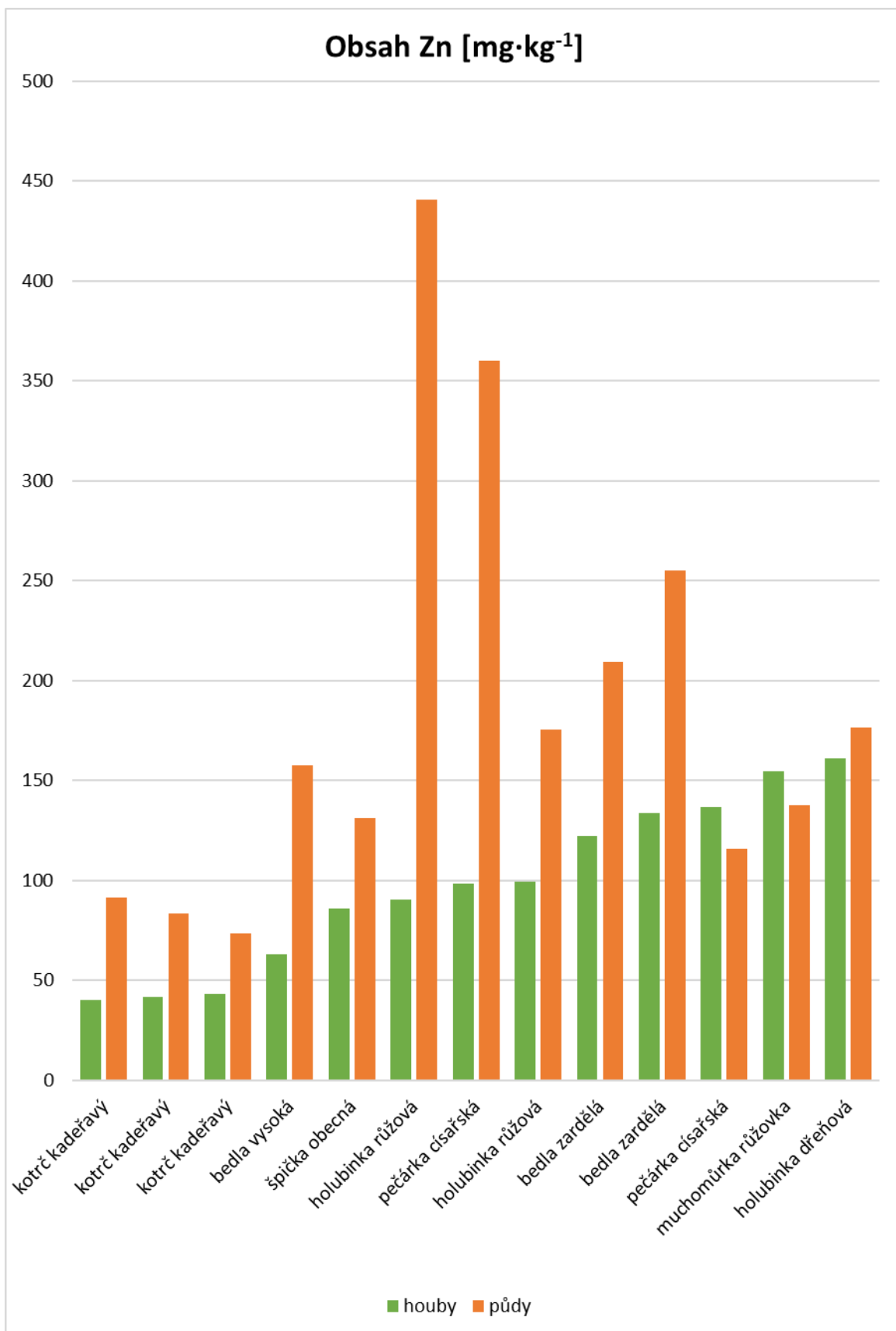
V plodnicích hub jsme naměřili rozmezí hodnot od 40,2 do 161 mg·kg⁻¹, což je jen o trochu více, než 30–150 mg·kg⁻¹, které uvádí Kalač & Svoboda (2000) v houbách odebraných na čistých lokalitách (2000). Dále ve své práci uvádí, že hodnoty zinku v plodnicích jsou srovnatelné s hodnotami v příslušném substrátu, což pro naše vzorky neplatí. V houbách od dálnice D1 bylo v minulých letech naměřeno více zinku – 52,1 až 338,7 mg·kg⁻¹ (Horáková, 2022).

Nejvyšší koncentrace zinku byla obsažena ve vzorku holubinky dřeňové – 1 161 mg·kg⁻¹. Pouze jeden vzorek pečárky císařské a muchomůrky růžovky obsahoval více zinku než vzorek jejich půdy. V nich byly také naměřeny nejvyšší hodnoty po již zmíněné holubince dřeňové. Naopak jiný druh holubinky (holubinka růžová) vykazoval poměrně malou schopnost akumulace zinku, jelikož jeden ze vzorků půdy obsahoval námi naměřenou nejvyšší koncentraci zinku (441 mg·kg⁻¹) a v plodnici bylo obsaženo pouze 90,2 mg·kg⁻¹.

Nejnižší hodnoty byly opět naměřeny v kotrči kadeřavém. Jeho plodnice obsahovaly 40,2; 41,7 a 43,3 mg·kg⁻¹. Kromě toho, že jsou tyto hodnoty nižší než ostatní v této práci, jsou nižší i než hodnoty naměřené ve václavce smrkové v mé předchozí práci. V jejích plodnicích bylo detekováno 274,6 a 338,7 mg·kg⁻¹ (Horáková, 2022). Srovnatelnou schopnost akumulace zinku s kotrčem kadeřavým vykazovala špička obecná. Severoglu et al. (2013) uvádí v kotrči kadeřavém koncentrace zinku 2,34±0,02 mg·kg⁻¹, což je výrazně méně než v našich vzorcích.

Koncentrace, které jsme naměřili v plodnicích hub se často shodují s prací Kalače (2010). Ten totiž uvádí 100–200 mg·kg⁻¹ v muchomůrce růžovce, ve které jsme naměřili 155 mg·kg⁻¹. V bedle vysoké, jejíž námi analyzovaný vzorek obsahoval 63 mg·kg⁻¹, uvádí běžné koncentrace od 50 do 100 mg·kg⁻¹. V různých druzích pečárek udává hodnoty 25 až 200 mg·kg⁻¹, přičemž naše vzorky pečárky císařské obsahovaly 98,6 a 137 mg·kg⁻¹. Kokkoris et al. (2019) během svého výzkumu v městských oblastech s vlivem silniční dopravy naměřil ve vzorcích pečárky dvouvýtrusé hodnoty od 40,93 do 142,04 mg·kg⁻¹.

V holubince namodralé pak Kalač (2010) uvádí rozpětí hodnot od 25 do 100 mg·kg⁻¹. Takové hodnoty jsme naměřili u vzorků holubinky růžové (90,2 a 99,2 mg·kg⁻¹). Nadprůměrnou hodnotu obsahovala holubinka dřeňová (161 mg·kg⁻¹). Což tedy dobře koreluje s prací Borovičky & Řandy (2007), ve které jsou holubinky, konkrétně h. černonachová (*Russula atropurpurea*), h. chromová (*R. claroflava*) a h. hlínožlutá (*R. ochroleuca*) uvedeny jako druhy s dobrou akumulací zinku.



Obrázek 5 - Koncentrace zinku ve vzorcích hub a půd [mg·kg⁻¹] (Zdroj: vlastní výzkum)

8.4 Mangan

V půdách bylo naměřeno poměrně velké rozpětí hodnot manganu. Nejnižší byla $205 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a nejvyšší $1\,762 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Průměr tedy činil $759 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což je o hodně více než v okolí polské dálnice, kde bylo naměřeno $112\pm 34 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Mleczek et al., 2016). Podobné koncentrace manganu byly obsaženy v půdách od jiného úseku dálnice D1, kde bylo naměřeno ještě větší rozmezí hodnot. Konkrétně od $49,7$ do $1\,869 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Horáková, 2022).

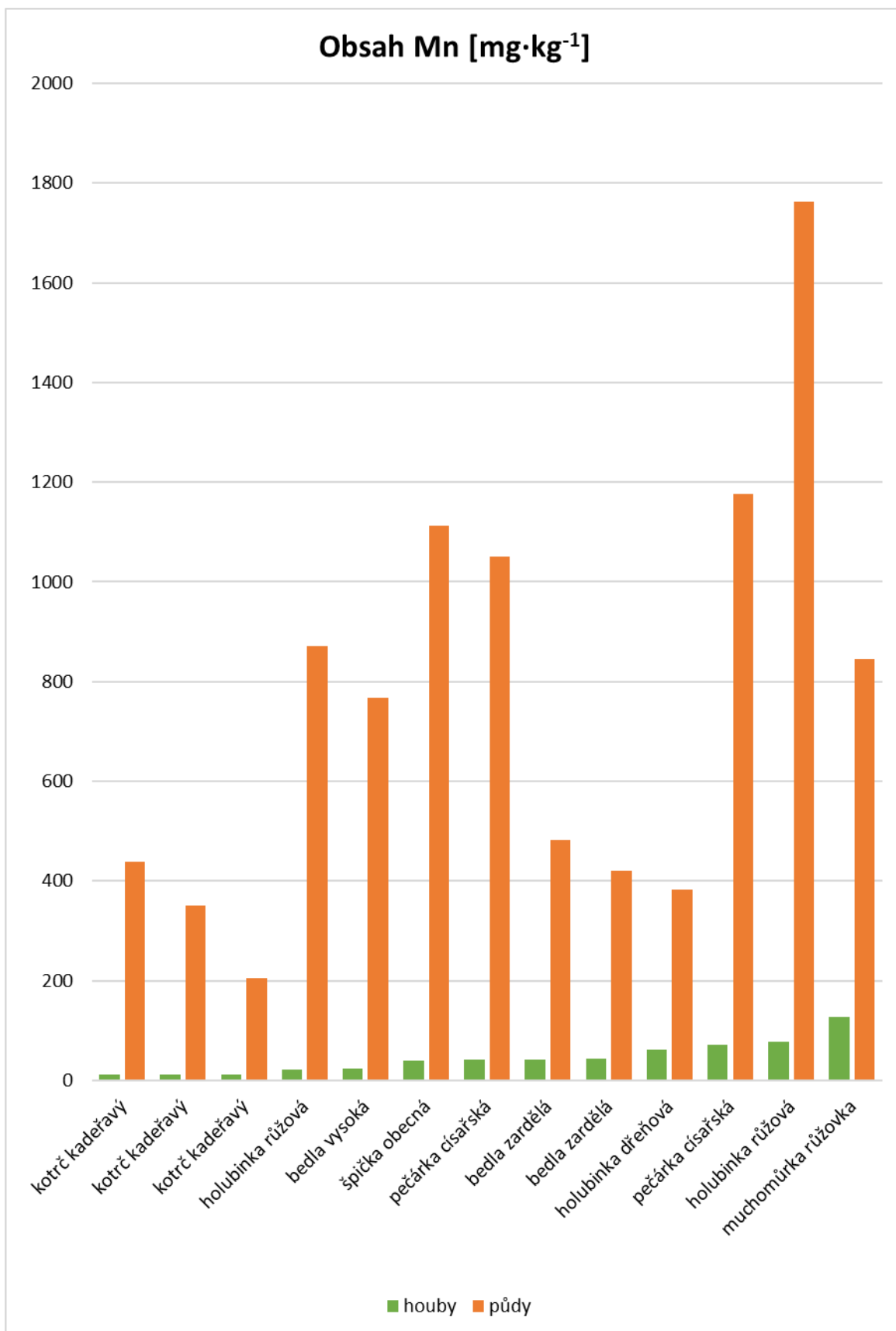
Nejvyšší koncentrace v houbách byla naměřena ve vzorku muchomůrky růžovky – $128 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nejnižší, ale vzájemně velmi podobné, množství manganu ($11,2$; $11,5$ a $11,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) bylo naměřeno v plodnicích kotrče kadeřavého. Nicméně mezi hodnotami v půdě a v houbě byl v jejich případě nejmenší rozdíl. To může být způsobeno například tím, že se jedná o dřevokaznou houbu a tudíž živiny (včetně těžkých kovů) odebírá ze dřeva, a ne přímo z půdy. Avšak v plodnicích václavky smrkové, která se živí stejným způsobem jako kotrč kadeřavý, byly naměřeny vyšší koncentrace manganu. Konkrétně $24,5$ a $40,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Horáková, 2022). Největší rozdíl mezi obsahem manganu v houbě a půdě najdeme u vzorku holubinky růžové a obou vzorků pečárky císařské.

Námi naměřené hodnoty tady byly vyšší, než které uvádí Kalač (2010) v čistých lokalitách (tj. $10\text{--}60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Jako druh, který dobře akumuluje mangan a může obsahovat $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ uvádí bedlu vysokou, v našem vzorku bylo však obsaženo pouze $23,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Vzorkem, který obsahoval nad $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ byla v našem případě muchomůrka růžovka ($128 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Ani u manganu nemůžeme potvrdit tvrzení Kalače & Svobody (2000), že hodnoty manganu v houbách a jejich příslušném substrátu jsou srovnatelné, jelikož mezi našimi vzorky hub a jejich půdami dosahovaly rozdíly stovek $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Muchomůrka růžovka byla jedním ze zkoumaných druhů muchomůrek v práci, která probíhala na území rumunských lesů. V kloboucích bylo naměřeno $36,7\pm 0,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu, ve třeni $33,4\pm 0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v příslušných substrátech $169,12\pm 0,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Radulescu et al., 2010).

V chorvatské studii výzkumníci naměřili v houbách méně manganu než my. Průměr jejich hodnot činil $19,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Ivanić et al., 2021). Průměr hodnot našich vzorků činil $45,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Na rozdíl od půd bylo námi naměřené rozpětí hodnot manganu v plodnicích hub větší, než v práci z roku 2022, jelikož v ní houby obsahovaly od 3 do $61,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Horáková, 2022).



Obrázek 6 - Koncentrace manganu ve vzorcích hub a půd [mg·kg⁻¹] (Zdroj: vlastní výzkum)

8.5 Nikl

V půdách se hodnoty niklu pohybovaly od $110 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ do $1\,155 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což je výrazně více, než uvádí Alloway (2013) v evropských půdách ($3\text{--}48 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i Abderrahmane et al. (2021). Ti uvádí jako nejvyšší hodnotu v půdách od silnice $69,24 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Maximální hodnota, která byla detekována v blízkosti silnice v Polsku, činila $153,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Radziemska & Fronczyk, 2015). Důvodem, proč my jsme v této práci naměřili tak vysoké hodnoty niklu v půdách, je pravděpodobně kombinace vlivu automobilové dopravy a lokality výzkumu, jelikož hadcové půdy jsou významným zdrojem niklu (Kolář a Vít, 2008). Ve španělském hadcovém lomu bylo v půdách vědci naměřeno od $1\,342$ do $2\,039 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ niklu (Lago-Vila et al., 2015).

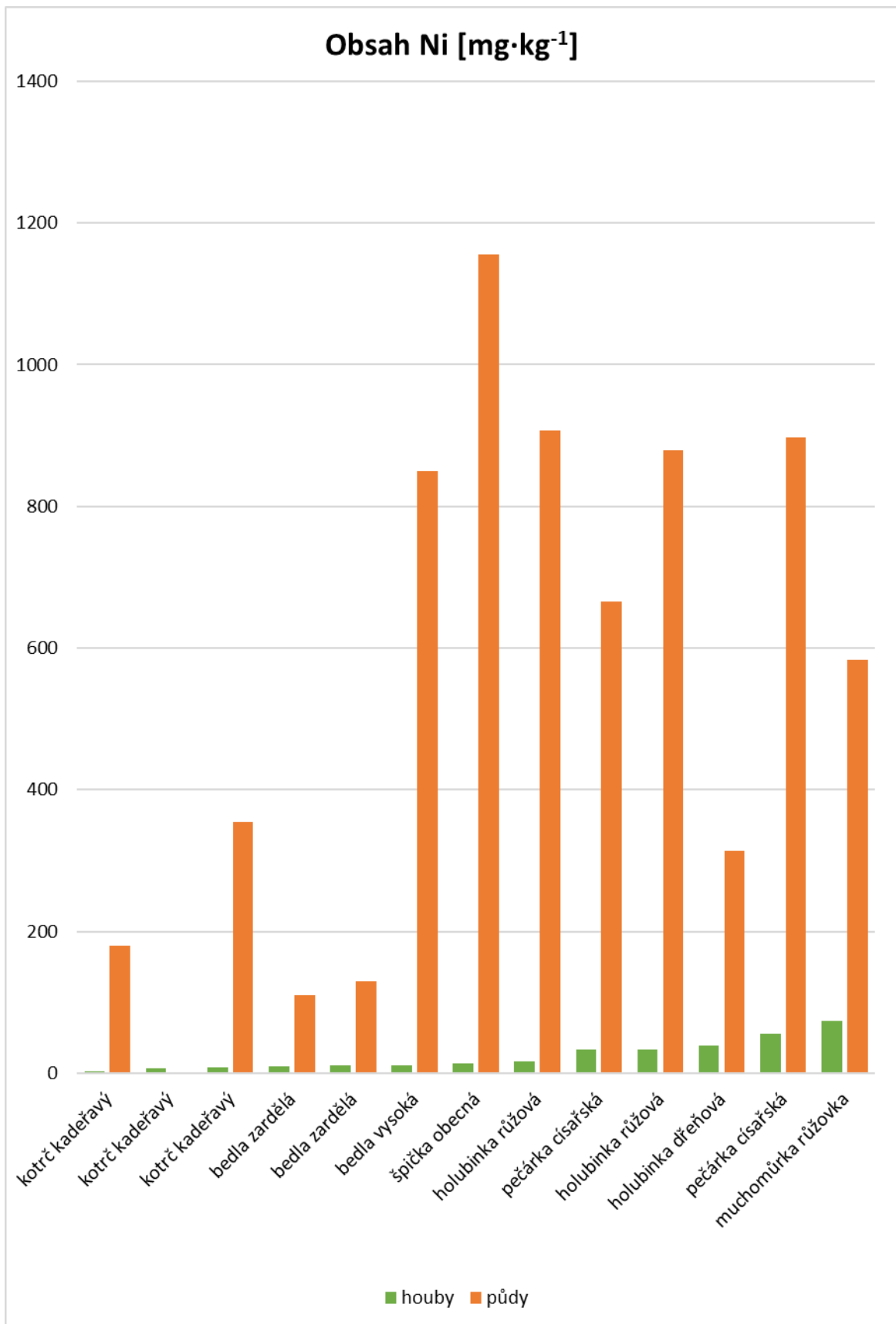
V houbách byly hodnoty nižší, žádný ze vzorků nepřesáhl koncentraci ve vzorku půdy pod příslušnými plodnicemi. Stejně jako u manganu bylo nejvíce niklu naměřeno v muchomůrce růžovce, která obsahovala $74,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. To je mnohonásobně více než ve vzorcích muchomůrky růžovky analyzované během rumunské studie v lesních oblastech. Tam výzkumníci detekovali pouze $0,92\pm 0,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ niklu v kloboucích a $0,43\pm 0,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ve třeních (Radulescu et al., 2010).

Nejnižší koncentrace niklu mezi našimi houbami byly zaznamenány v kotrči kadeřavém – $3,17$; $7,05$ a $8,13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Severeoglu et al. (2013) uvádí ve studii z tureckých lesů v tomto druhu $3,19\pm 0,10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Opět u něj ale nebyl největší rozdíl hodnot mezi půdou a houbou. Ten je u vzorku špičky obecné, jejíž půda obsahovala námi naměřenou nejvyšší koncentraci niklu ($1\,155 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), ale v plodnici bylo obsaženo pouze $13,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Kalač (2010) uvádí jako běžné koncentrace niklu v plodnicích hub do $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což z našich druhů splňoval kotrč kadeřavý, špička obecná a bedly (b. vysoká i zardělá). Všechny ostatní druhy tuto hodnotu převyšovaly. Podobně Işiloğlu et al. (2001) uvádí hodnoty od turecké dálnice od $1,35$ do $15,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Také průměr $0,476 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, který uvádí Ivanić et al. (2021) je mnoho násobně nižší, než u našich vzorků ($24,05 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

V plodnicích pečárek, které zkoumal Kokkoris et al. (2019) v městských oblastech, byly naměřeny koncentrace od 6,70 do 35,29 mg·kg⁻¹. Přičemž nejvíce obsahovala pečárka opásaná.

Můžeme tedy říci, že automobilová doprava je významným zdrojem niklu v půdách i houbách.



Obrázek 7 - Koncentrace niklu ve vzorcích hub a půd [mg·kg⁻¹] (Zdroj: vlastní výzkum)

8.6 Kobalt

Nejnižší naměřená koncentrace kobaltu v půdách byla $20,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a nejvyšší $335 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. To je tedy o hodně méně, než $4,5$ a $12 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, které uvádí v povrchových půdách Hu et al. (2021). Kobalt je vedle niklu dalším těžkým kovem, který se vyskytuje ve vysokých koncentracích v hadcových půdách (Kolář a Vít, 2008). Ve Španělsku, v oblasti bývalého hadcového lomu, byly naměřeny koncentrace kobaltu v půdách v rozmezí od 76 do $147 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Lago-Vila et al., 2015).

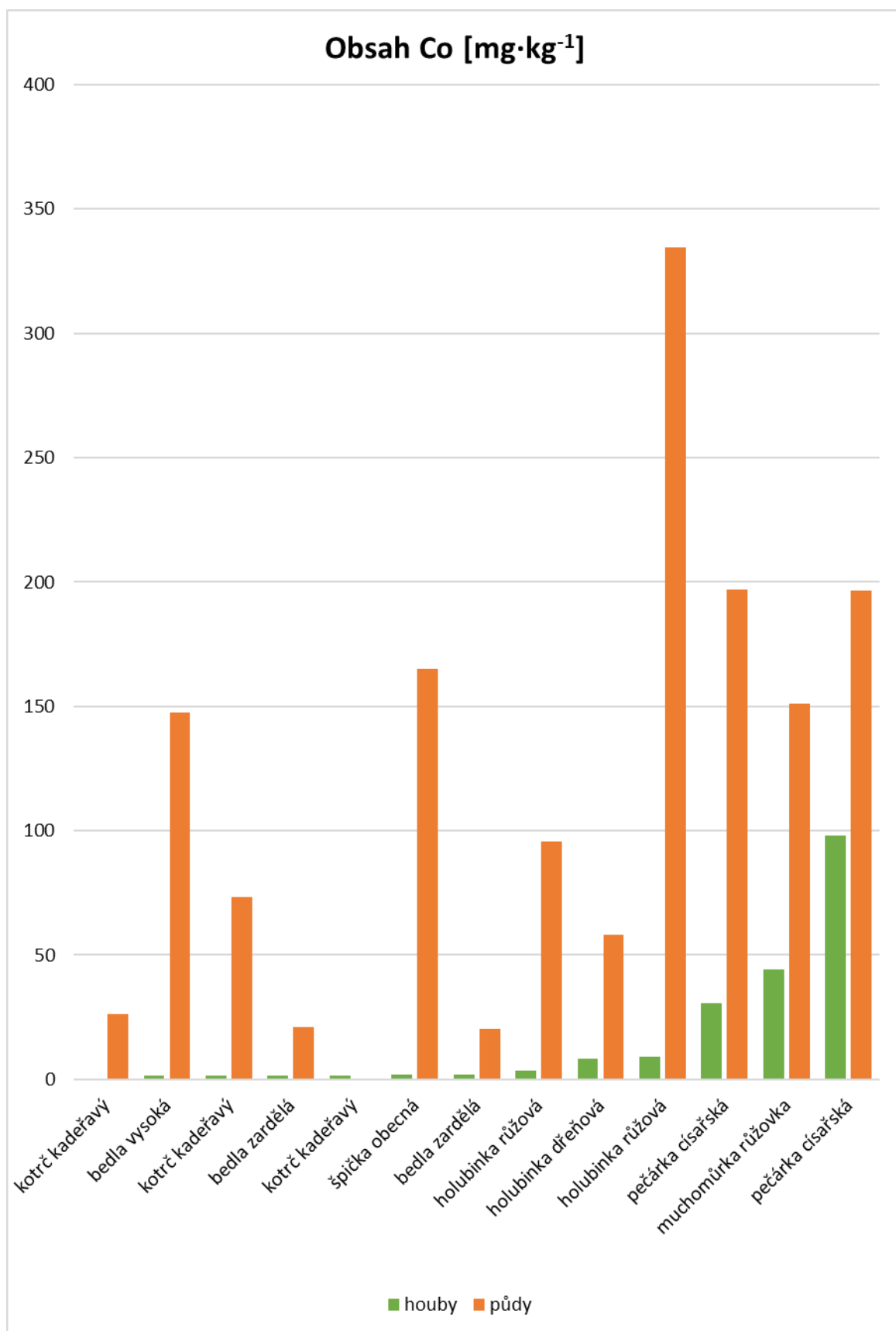
Průměrná hodnota kobaltu v našich vzorcích hub byla $15,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Z hub velmi dobře akumulovala kobalt pečárka císařská. V jejích plodnicích byly naměřeny nejvyšší hodnoty ($30,5$ a $97,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) spolu s muchomůrkou růžovkou, ve které bylo zaznamenáno $44 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Kromě těchto tří vzorků žádný jiný nepřesáhl $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Nejméně kobaltu obsahovaly plodnice kotrče kadeřavého – $0,47$; $1,43$ a $1,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Další plodnicí, která obsahovala pouze $1,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ byla plodnice bedly vysoké, a to i přes to, že v její půdě bylo naměřeno poměrně vysoké množství kobaltu ($148 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Koncentrace kobaltu v plodnicích hub sebraných z lokalit bez znečištění jsou značně nižší než ty, které jsme naměřili u dálnice. Kalač & Svoboda (2000) i Svoboda & Chrástný (2007) uvádí maximální hodnoty okolo $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nad průměrem jsou i oproti práci Borovičky & Řandy (2007), kteří běžné koncentrace kobaltu v houbách stanovují kolem $0,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, výjimečně v jednotkách $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Jako rod s dobrou akumulační schopností uvádí rod pečárka (v jeho práci konkrétně p. ovčí – $5,83 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a p. velkovýtrusá – $5,85 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). To tedy naše práce potvrzuje, avšak hodnoty, které jsme v pečárce císařské naměřili jsou výrazně vyšší, než je v jejich práci uvedeno. Stejně tak pro naše výsledky platí jejich výrok, že v houbách bývají nižší hodnoty než v substrátu. Rozdíl koncentrací kobaltu mezi plodnicemi hub a příslušnými půdami dosahoval u našich vzorků několika desítek až stovek $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Také plodnice muchomůrky růžovky z oblastí nezatížených znečištěním obsahovaly mnohem méně kobaltu než vzorky sebrané v blízkosti dálnice. Svoboda & Chrástný (2007) uvádí koncentrace od $0,05$ do $0,77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v sušině. Přičemž my jsme v plodnici muchomůrky růžovky detekovali $44 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Vzhledem k tomu, že přípustná denní expozice (PDE) kobaltu, byla na základě NOAEL (1 mg/den) stanovena na 0,05 mg kobaltu (přijímaného orálně) denně (“ICH guideline Q3D (R1) on elemental impurities”, 2019) a jelikož je muchomůrka růžovka i pečárka císařská oblíbenými a často konzumovanými druhy, jsou námi naměřené hodnoty opravdu vysoké. Konzumace většího množství těchto druhů z oblastí v blízkosti frekventované silnice či dálnice by mohla představovat zdravotní rizika.



Obrázek 8 - Koncentrace kobaltu ve vzorcích hub a půd [mg·kg⁻¹] (Zdroj: vlastní výzkum)

8.7 Olovo

Olovo bylo v půdách zastoupeno hodnotami od 21,1 do 112 mg·kg⁻¹. To je více, než bylo naměřeno v blízkosti polské dálnice, jelikož tam hodnoty dosahovaly maximálně 55,92 mg·kg⁻¹ (Radziemska a Fronczyk, 2015). V neznečištěných půdách uvádí Mleczek et al. (2022a) průměrně 9,62 mg·kg⁻¹ olova. Je tedy patrné, že i přes zákaz olovnatého benzínu je kvůli velké perzistenci a stálému uvolňování olova z jiných antropogenních zdrojů jeho koncentrace v přírodě nadprůměrná.

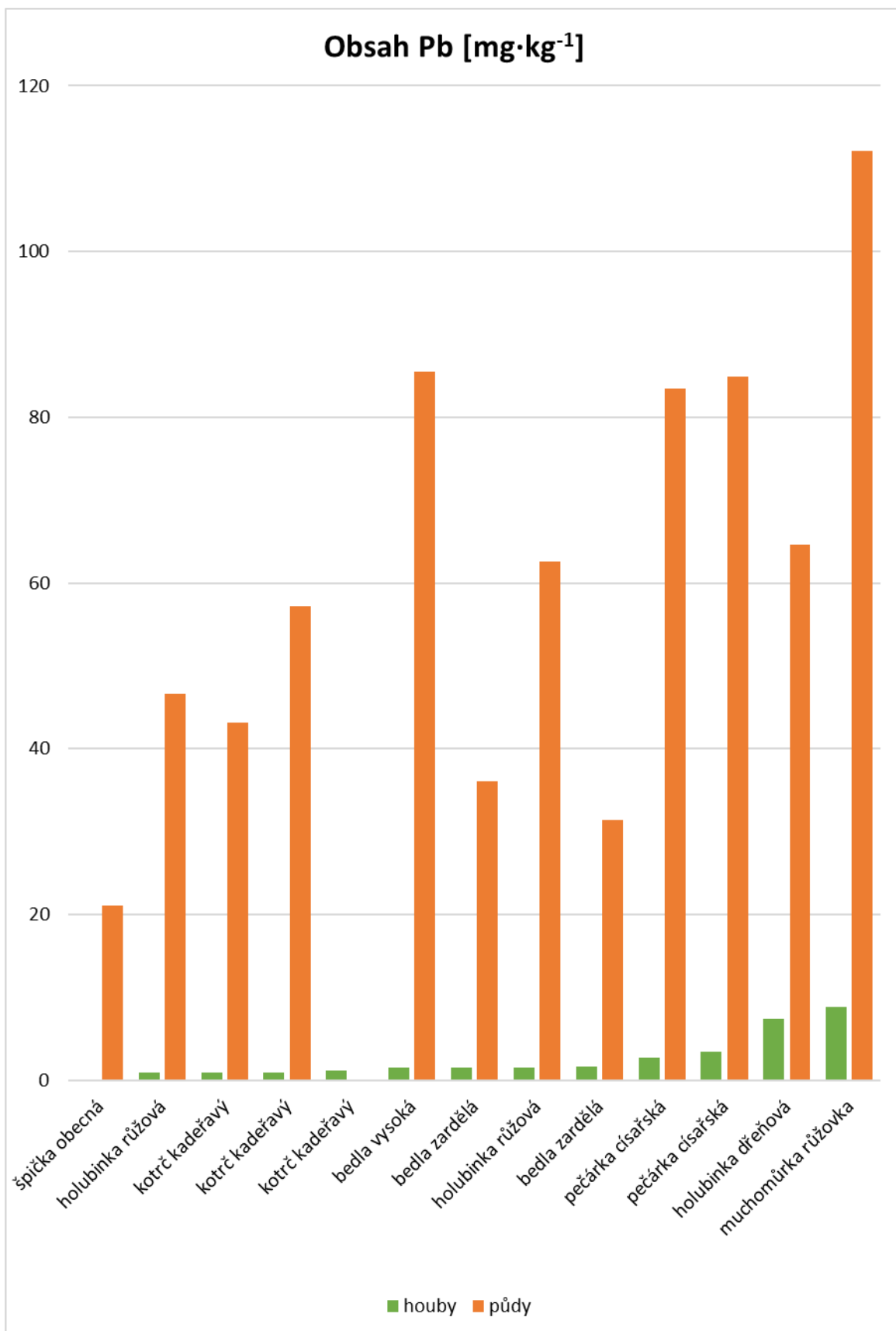
V plodnicích hub bylo naměřeno 0,147 až 8,88 mg·kg⁻¹, což je nejméně ze všech námi analyzovaných prvků. Nejnižší hodnota byla zaznamenána ve špičce obecné, avšak to platí i pro její příslušnou půdu. Nejvyšší koncentrace byla naměřena v muchomůrce růžovce. O něco nižší, ale stále poměrně vysoká koncentrace byla obsažena v holubince dřeňové, která obsahovala 7,43 mg·kg⁻¹. Velmi podobné hodnoty byly naměřeny ve vzorcích bedel. Bedla vysoká obsahovala 1,48 mg·kg⁻¹. Plodnice bedly zardělé obsahovaly velmi obdobné koncentrace olova. Konkrétně 1,53 a 1,6 mg·kg⁻¹.

Koncentrace, které jsme naměřili v blízkosti dálnice D1 jsou velmi podobné koncentracím naměřeným v lokalitách nezatížených znečištěním. S prací Kalače & Svobody (2000) se naše výsledky shodují v případě pečárek, jelikož oni uvádí hodnoty v různých druzích mezi 2 a 10 mg·kg⁻¹. My jsme v pečárce císařské naměřili 2,72 a 3,41 mg·kg⁻¹. V holubince růžové jsme naměřili 0,88 a 1,58 mg·kg⁻¹, což je srovnatelné s hodnotami v holubince namodralé uvedené ve stejné práci – 1 až 2 mg·kg⁻¹. Zároveň námi naměřené koncentrace v holubince dřeňové (7,43 mg·kg⁻¹) odpovídají těm v holubince trávozelené (2–10 mg·kg⁻¹). Naše výsledky se neshodují s běžnými hodnotami olova v muchomůrce růžovce, jelikož my jsme detekovali vyšší koncentrace, než 1–5 mg·kg⁻¹, které byly stanoveny Kalačem & Svobodou (2000).

Svoboda et al. (2000) uvádí bedlu vysokou jako druh dobře akumulující olovo. V našem případě obsahovala více olova v sušině bedla zardělá než bedla vysoká. Jako další druh s dobrou akumulační schopností olova uvádí špičku obecnou, což se u nás vzhledem k největšímu rozdílu mezi plodnicí a půdou potvrdilo. A to i přes to, že v ní bylo naměřeno nejméně olova. Mleczek et al. (2022b) uvádí v bedle vysoké z těsné vzdálenosti od silnice medián hodnot 2,06 mg·kg⁻¹.

V kotrči kadeřavém bylo během turecké studie naměřeno $3,64 \pm 0,13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ olova, což bylo více než v příslušném substrátu (Severoglu et al., 2013). Oproti tomu naše vzorky kotrče kadeřavého obsahovaly nižší koncentrace olova a zároveň méně než v jejich příslušných půdách.

Nařízení komise (EU) 2021/1317 stanovuje přípustný maximální limit olova ve volně rostoucích houbách na $0,80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ čerstvé hmotnosti (“Nařízení komise (EU) 2021/1317 ze dne 9. srpna 2021, kterým se mění nařízení (ES) č. 1881/2006, pokud jde o maximální limity olova v některých potravinách”, 2021). Tato koncentrace byla přesažena plodnicí muchomůrky růžovky, která obsahovala $8,88 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ v sušině, uvažujeme-li přibližný obsah sušiny 10 %, neboť většina hub obsahuje asi 90 % vody (Kalač & Svoboda, 2000). Intenzivní konzumace tohoto druhu by tedy mohla způsobit zdravotní potíže. V žádném dalším vzorku nebyl tento limit překročen.



Obrázek 9 - Koncentrace olova ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] (Zdroj: vlastní výzkum)

9 Závěr

Cílem této práce bylo navázání na bakalářskou práci a stanovení koncentrace sedmi těžkých kovů, které jsou uvolňovány do životního prostředí mimo jiné vlivem automobilové dopravy, ve vzorcích jedlých hub a jejich příslušných půdních substrátů. Vzorky byly odebírány v těsné blízkosti dálnice D1 v oblasti národní přírodní památky Hadce u Želivky. Konkrétními analyzovanými prvky byla měď, železo, zinek, mangan, nikl, kobalt a olovo. V teoretické části práce byly shrnuty informace o půdě, houbách, námi analyzovaných kovech, rizicích jejich nadbytku a jejich množství naměřených během jiných studií jak v čistých, tak znečištěných oblastech. Prostor byl věnován také použité metodě AAS i vlivu automobilové dopravy na obsah těžkých kovů v půdách a houbách. V následující praktické části naší práce byl popsán proces sběru, přípravy a analýzy vzorků. Naměřené výsledky byly nakonec shrnuty a diskutovány s odbornou literaturou v poslední části práce. Cíle této diplomové práce byly tedy splněny.

Na zvýšené koncentrace těžkých kovů v půdách měla vliv automobilová doprava společně se specifickým hadcovým typem podloží. To dobře dokládají zejména naměřené koncentrace železa, niklu a kobaltu. Tato diplomová práce také velmi dobře potvrzuje, že schopnost akumulace těžkých kovů do plodnice je druhově specifická a v rámci jednoho druhu se liší pro jednotlivé kovy. Velmi dobrou akumulární schopnost pro těžké kovy vykazovaly plodnice pečárky císařské, bedly vysoké a muchomůrky růžovky. Jejich konzumace ve velkém množství by tedy mohla představovat zdravotní riziko. Naopak nejnižší koncentrace jsme zaznamenali v plodnicích kotrče kadeřavého. Ve vzorcích hub i půd bylo ze zkoumaných kovů nejhojněji zastoupeno železo. Nejnižších koncentrací ve vzorcích půd dosahovala měď, v houbách bylo nejméně olova.

Pro budoucí výzkum by mohla být zajímavá kromě vzorků půd také analýza vody z vodní nádrže Švihov, která rozděluje území NPP Hadce u Želivky a prochází přes ní dálniční most.

Seznam použité literatury

- Abderrahmane, B., Naima, B., Tarek, M., & Abdelghani, M. (2021). Influence of Highway Traffic on Contamination of Roadside Soil with Heavy Metal. *Civil Engineering Journal*, 7(8), 1459-1471.
- Alloway, B. J. (Ed.). (2013). *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (3rd ed). Springer.
- Andruska, K. M., & Racette, B. A. (2015). Neuromythology of Manganism. *Current Epidemiology Reports*, 2, 143–148.
- Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkesson, L., & Lind, B. (2004). Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water research*, 38(3), 720-732.
- Ballabio, C., Panagos, P., Lugato, E., Huang, J. H., Orgiazzi, A., Jones, A., Fernández-Ugalde, O., Borrelli, P., & Montanarella, L. (2018). Copper distribution in European topsoils: An assessment based on LUCAS soil survey. *Science of The Total Environment*, 636, 282-298.
- Baranwal, A. K., & Singhi, S. C. (2003). Acute Iron Poisoning: Management Guidelines. *Indian Pediatrics*, 40, 534-540.
- Barber, R. G., Grenier, Z. A., & Burkhead, J. L. (2021). Copper Toxicity Is Not Just Oxidative Damage: Zinc Systems and Insight from Wilson Disease. *Biomedicines*, 9(3), 316.
- Borovička, J. (2007). Houby a stopové prvky. *Vesmír*, 86(508), 509-511.
- Borovička, J. (2008). *Geochemické a ekologické aspekty obsahu stopových prvků v houbách* [Disertační práce]. Univerzita Karlova v Praze.
- Borovička, J. (2017). Hyperakumulace stopových prvků v houbách: kadmium a arzén. In *Czech Mycology* (p. 1). http://czechmycology.org/akce/2017-cs-konference/abstrakty/Borovicka_Hyperakumulace-stopovych-prvku.pdf
- Borovička, J., & Řanda, Z. (2007). Distribution of iron, cobalt, zinc and selenium in macrofungi. *Mycological Progress*, 6(4), 249-259.

- Braeuer, S., & Goessler, W. (2019). Arsenic species in mushrooms, with a focus on analytical methods for their determination – A critical review. *Analytica Chimica Acta*, (1073), 1-21.
- Carlile, M. J. (1995). The Success of the Hypha and Mycelium. In N. A. R. Gow & G. M. Gadd, *The Growing Fungus* (pp. 3-19). Springer, Dordrecht.
- Carvalho, M. L., Pimentel, A. C., & Fernandes, B. (2005). Study of Heavy Metals in Wild Edible Mushrooms under Different Pollution Conditions by X-Ray Fluorescence Spectrometry. *Analytical sciences: the international journal of the Japan Society for Analytical Chemistry*, 21(7), 747-50.
- Colombo, C., Palumbo, G., He, J. Z., Pinton, R., & Cesco, S. (2014). Review on iron availability in soil: interaction of Fe minerals, plants, and microbes. *Journal of Soils and Sediments*, 14, 538–548.
- Council, T. B., Duckenfield, K. U., Landa, E. R., & Callender, E. (2004). Tire-Wear Particles as a Source of Zinc to the Environment. *Environmental Science & Technology*, 38(15), 4206-4214.
- Crossgrove, J., & Zheng, W. (2004). Manganese toxicity upon overexposure. *NMR In Biomedicine*, 17(8), 544–553.
- Denkhaus, E., & Salnikow, K. (2002). Nickel essentiality, toxicity, and carcinogenicity. *Critical Reviews in Oncology/Hematology*, 42(1), 35-56.
- Doroodmand, M. M., & Mehrtash, M. (2015). Micro/nano bubble-modified flame atomic spectrometry as a new technique for promotion of the figures of merit during determination of metal species: Improvement in the performance of pre-mixed burner. *Sensors and Actuators A: Physical*, 232, 84-93.
- Echevarria, G., Massoura, S. T., Steckerman, T., Becquer, T., Schwartz, C., & Morel, J. L. (2006). Assessment and control of the bioavailability of nickel in soils. *Environmental Toxicology and Chemistry: an International Journal*, 25(3), 643-651.

- Ferreira, S. L. C., Bezerra, M. A., Santos, A. S., Dos Santos, W. N. L., Novaes, C. G., de Oliveira, O. M. C., Oliveira, M. L., & Garcia, R. L. (2018). Atomic absorption spectrometry – A multi element technique. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, *100*, 1-6.
- Flora, G., Gupta, D., & Tiwari, A. (2012). Toxicity of lead: A review with recent updates. *Interdisciplinary toxicology*, *5*(2), 47-58.
- Fraga, C. G., & Oteiza, P. I. (2002). Iron toxicity and antioxidant nutrients. *Toxicology*, *180*(1), 23-32.
- Gaetke, L. M., Chow-Johnson, H. S., & Chow, C. K. (2014). Copper: toxicological relevance and mechanisms. *Archives of Toxicology*, *88*, 1929–1938.
- Genchi, G., Carocci, A., Lauria, G., Sinicropi, M. S., & Catalano, A. (2020). Nickel: Human Health and Environmental Toxicology. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *17*(3), 679.
- Greenwood, N. N., & Earnshaw, A. (1993). *Chemie prvků* (přeložil František JURŠÍK). Informatorium.
- Grulich, V. (2016). *Hadcový fenomén a rostliny*. Botany.cz. Retrieved August 28, 2023, from <https://botany.cz/cs/hadce/>
- Hjortenkrans, D., Bergback, B., & Häggerud, A. (2006). New metal emission patterns in road traffic environments. *Environmental Monitoring and Assessment*, *117*, 85-98.
- Horáková, T. (2022). *Stanovení vybraných kovů v půdách a v houbách v těsné blízkosti dálnice D1*[Bakalářská práce]. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- Hu, X., Wei, X., Ling, J., & Chen, J. (2021). Cobalt: An Essential Micronutrient for Plant Growth? *Frontiers in plant science*, *12*, 768523.
- Huber, M., Welker, A., & Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment*, *541*, 895-919.
- Chang, S. T., & Wasser, S. P. (2017). The Cultivation and Environmental Impact of Mushrooms. *Oxford research encyclopedia of environmental science*.

ICH guideline Q3D (R1) on elemental impurities. (2019). *European Medicines Agency*, 1-82.

Işiloğlu, M., Yılmaz, F., & Merdivan, M. (2001). Concentrations of trace elements in wild edible mushrooms. *Food Chemistry*, 73(2), 169-175.

Islam, M. R., Tudryn, G., Bucinell, R., Schadler, L., & Picu, R. C. (2017). Morphology and mechanics of fungal mycelium. *Scientific Reports*, 7(13070), 1-12.

Ivanić, M., Turk, M. F., Tkalčec, Z., Fiket, Ž., & Měšić, A. (2021). Distribution and Origin of Major, Trace and Rare Earth Elements in Wild Edible Mushrooms: Urban vs. Forest Areas. *Journal of Fungi*, 7(12), 1-18.

Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary toxicology*, 7(2), 60-72.

Kalač, P. (2008). *Houby: víme, co jíme?* Dona.

Kalač, P. (2009). Chemical composition and nutritional value of European species of wild growing mushrooms: A review. *Food Chemistry*, 113(1), 9-16.

Kalač, P. (2010). Trace element contents in European species of wild growing edible mushrooms: A review for the period 2000–2009. *Food Chemistry*, 122(1), 2-15.

Kalač, P., & Svoboda, L. (2000). A review of trace element concentrations in edible mushrooms. *Food Chemistry*, 69(3), 273-281.

Keizer, G. J. (1998). *Encyklopedie hub*. Rebo Productions.

Klán, J. (1989). *Co víme o houbách*. Státní pedagogické nakladatelství.

Kokkoris, V., Massas, I., Polemis, E., Koutrotsios, G., & Zervakis, G. I. (2019). Accumulation of heavy metals by wild edible mushrooms with respect to soil substrates in the Athens metropolitan area (Greece). *Science of The Total Environment*, 685, 280-296.

Kolář, F., & Vít, P. (2008). Endemické rostliny českých hadců. *Živa*, (1), 14-17.

Lago-Vila, M., Arenas-Lago, D., Rodríguez-Seijo, A., Andrade Couce, M. L., & Vega, F. A. (2015). Cobalt, chromium and nickel contents in soils and plants from a serpentinite quarry. *Solid Earth*, 6(1), 323–335.

Lead poisoning. (2023). *World Health Organization*. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>

Leysens, L., Vinck, B., Van Der Straeten, C., Wuyts, F., & Maes, L. (2017). Cobalt toxicity in humans—A review of the potential sources and systemic health effects. *Toxicology*, 387, 43-56.

Mleczek, M., Budka, A., Siwulski, M., Budzyńska, S., Kalač, P., Karolewski, Z., Lisiak-Zielińska, M., Kuczyńska-Kippen, N., & Niedzielski, P. (2022a). Anthropogenic contamination leads to changes in mineral composition of soil– and tree-growing mushroom species: A case study of urban vs. rural environments and dietary implications. *Science of The Total Environment*, 809, 151162.

Mleczek, M., Niedzielski, P., Kalač, P., Budka, A., Siwulski, M., Gąsecka, M., Rzymiski, P., Magdziak, Z., & Sobieralski, K. (2016). Multielemental analysis of 20 mushroom species growing near a heavily trafficked road in Poland. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 16280–16295.

Mleczek, M., Szostek, M., Siwulski, M., Budka, A., Kalač, P., Budzyńska, S., Kuczyńska-Kippen, N., & Niedzielski, P. (2022b). Road traffic and abiotic parameters of underlying soils determine the mineral composition and nutritive value of the mushroom *Macrolepiota procera* (Scop.) Singer. *Chemosphere*, 303, 135213.

Národní přírodní památka Hadce u Želivky. Retrieved August 28, 2023, from <https://old.ochranaprirody.cz/lokality/?idlokality=13772&hidemenu=1>

Národní zdravotnický informační portál. Ministerstvo zdravotnictví ČR a Ústav zdravotnických informací a statistiky ČR. (2024). *Železo*. Retrieved March 23, 2024, from <https://www.nzip.cz/clanek/1149-zelezo>

Nařízení komise (EU) 2021/1317 ze dne 9. srpna 2021, kterým se mění nařízení (ES) č. 1881/2006, pokud jde o maximální limity olova v některých potravinách (2021). Úřední věstník Evropské unie.

Navrátil, T., Shanley, J. B., Skřivan, P., Krám, P., Mihaljevič, M., & Drahotka, P. (2007). Manganese Biogeochemistry in a Central Czech Republic Catchment. *Water, Air, and Soil Pollution*, 186, 149-165.

Noulas, C., Tziouvalekas, M., & Karyotis, T. (2018). Zinc in soils, water and food crops. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 49, 252-260.

O'Neal, S. L., & Zheng, W. (2015). Manganese Toxicity Upon Overexposure: a Decade in Review. *Current Environmental Health Reports*, 2, 315–328.

Ozkan, M. H., Gurkan, R., Ozkan, A., & Akcay, M. (2005). Determination of Manganese and Lead in Roadside Soil Samples by FAAS with Ultrasound Assisted Leaching. *Journal of Analytical Chemistry*, 60, 469–474.

Paul, B. N., Chanda, S., Das, S., Singh, P., Pandey, B. K., & Giri, S. S. (2014). Mineral Assay in Atomic Absorption Spectroscopy. *The Beats of Natural Sciences*, 1(4), 1-17.

Plum, L. M., Rink, L., & Haase, H. (2010). The Essential Toxin: Impact of Zinc on Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(4), 1342–1365.

Radulescu, C., Stihi, C., Popescu, I. V., Busuioc, G., Gheboianu, A. I., Cimpoa, V. G., Dulam, I. D., & Diaconescu, M. (2010). Determination of heavy metals content in wild mushrooms and soil by EDXRF and FAAS techniques. *Ovidius University Annals of Chemistry*, 21(1), 9-14.

Radziemska, M., & Fronczyk, J. F. (2015). Level and Contamination Assessment of Soil along an Expressway in an Ecologically Valuable Area in Central Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(10), 13372–13387.

Raghukumar, S. (2017). Fungi: Characteristics and Classification. In S. Raghukumar, *Fungi in Coastal and Oceanic Marine Ecosystems* (pp. 1-15). Springer, Cham.

Sácký, J., Černý, J., Šantrůček, J., Borovička, J., Leonhardt, T., & Kotrba, P. (2021). Cadmium hyperaccumulating mushroom *Cystoderma carcharias* has two metallothionein isoforms usable for cadmium and copper storage. *Fungal Genetics and Biology*, *153*, 103574.

Severoglu, Z., Sumer, S., Yalcin, B., Leblebici, Z., & Aksoy, A. (2013). Trace metal levels in edible wild fungi. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *10*(2), 295-304.

Schlaghamerský, J., Bryndová, M., Devetter, M., Háněl, L., Kováč, L., Starý, J., Tajovský, K., & Šimek, M. (2020). Živá půda 4. Půdní mikrofauna a mezofauna. *Živa*, *4*, 181-185.

Simonsen, L. O., Harbak, H., & Bennekou, P. (2012). Cobalt metabolism and toxicology—A brief update. *Science of The Total Environment*, *432*, 210-215.

Šantrůčková, H., Kaštovská, E., Bárta, J., Miko, L., & Tajovský, K. (2018). *Ekologie půdy*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

Šeda, M., Šíma, J., Volavka, T., & Vondruška, J. (2017). Contamination of soils with Cu, Na and Hg due to the highway and railway transport. *Eurasian Journal of Soil Science*, *6*(1), 59-64.

Šimek, M. (2019). *Živá půda*. Academia.

Taylor, A. A., Tsuji, J. S., Garry, M. R., McArdle, M. E., Goodfellow, W. L., Adams, W. J., & Menzie, C. A. (2020). Critical Review of Exposure and Effects: Implications for Setting Regulatory Health Criteria for Ingested Copper. *Environmental Management*, *65*, 131–159.

Thorpe, A., & Harrison, R. M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of The Total Environment*, *400*(1-3), 270-282.

Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy Metals Toxicity and the Environment. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*, *101*, 133-164.

Wasser, S. P. (2002). Medicinal mushrooms as a source of antitumor and immunomodulating polysaccharides. *Applied microbiology and biotechnology*, 60, 258-274.

Witkowska, A. M., Zujko, M. E., & Mironczuk-Chodakowska, I. (2011). Comparative Study of Wild Edible Mushrooms as Sources of Antioxidants. *International Journal of Medicinal Mushrooms*, 13(4), 335-341.

Seznam příloh

Tabulka 1 – Označení vzorků, názvy hub a souřadnice nálezu	32
Tabulka 2 - Kalibrační řada pro měření vzorků půd v FAAS.....	34
Tabulka 3 - Kalibrační řada pro měření vzorků hub v FAAS.....	34
Tabulka 4 - Základní statistické vyhodnocení výsledků půd [mg·kg ⁻¹].....	36
Tabulka 5 - Základní statistické vyhodnocení výsledků hub [mg·kg ⁻¹].....	36
Tabulka 6 – Obsah vybraných kovů v půdách [mg·kg ⁻¹]	67
Tabulka 7 - Obsah vybraných kovů v houbách [mg·kg ⁻¹]	68

Tabulka 6 – Obsah vybraných kovů v půdách [mg·kg⁻¹]

Označení vzorku	Obsah vybraných kovů v půdách [mg·kg ⁻¹]						
	Zn	Fe	Cu	Mn	Pb	Co	Ni
D22-P02	255	29 967	32,6	483	36,0	20,9	110
D22-P04	210	28 348	31,2	421	31,4	20,4	130
D22-P07	131	37 700	19,3	1 113	21,1	165,1	1 155
D22-P09	176	22 097	11,8	382	64,7	58,2	314
D22-P10	441	36 807	45,0	871	46,6	95,6	907
D22-P11	175	59 130	10,8	1 762	62,6	334,6	879
D22-P13	158	33 695	11,6	767	85,4	147,5	850
D22-P14	116	40 676	16,2	1 051	84,9	197,1	666
D22-P15	360	44 663	14,6	1 177	83,5	196,6	898
D22-P16	138	32 549	13,9	844	112,1	151,0	583
D22-P17	91,3	31 701	8,10	351	57,2	73,3	354
D22-P18	83,5	33 812	4,88	438	/	/	/
D22-P19	73,7	16 779	7,59	205	43,1	26,1	180

Zdroj: Vlastní výzkum

Tabulka 7 - Obsah vybraných kovů v houbách [mg·kg⁻¹]

Označení vzorku	Obsah vybraných kovů v houbách [mg·kg ⁻¹]						
	Zn	Fe	Cu	Mn	Pb	Co	Ni
D22-H02	134	2 142	35,0	42,1	1,53	1,60	8,83
D22-H04	122	2 247	32,4	44,4	1,60	1,74	10,2
D22-H07	86,0	907	46,0	39,3	0,15	1,73	13,9
D22-H09	161	3 341	34,0	61,6	7,43	8,45	38,4
D22-H10	90,2	628	28,5	21,6	0,88	3,56	16,7
D22-H11	99,2	2 462	37,0	76,5	1,58	9,06	33,8
D22-H13	63,0	428	122	23,9	1,48	1,35	10,3
D22-H14	137	1 400	77,6	42,0	3,41	30,5	32,9
D22-H15	98,6	2 422	55,2	72,1	2,72	97,9	54,9
D22-H16	155	4 026	21,4	128,1	8,88	44,0	74,4
D22-H17	40,2	533	3,75	11,5	0,96	1,43	8,13
D22-H18	41,7	732	3,13	11,2	1,12	1,63	7,05
D22-H19	43,3	364	7,92	11,6	0,94	0,47	3,17

Zdroj: Vlastní výzkum

Seznam použitých obrázků

Obrázek 1 - NPP Hadce u Želivky (Zdroj: www.mapy.cz).....	27
Obrázek 2 - Mapa nálezů vzorků pro analýzu (Zdroj: www.mapy.cz)	31
Obrázek 3 - Koncentrace mědi ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] (Zdroj: vlastní výzkum)	39
Obrázek 4 - Koncentrace železa ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] (Zdroj: vlastní výzkum)	42
Obrázek 5 - Koncentrace zinku ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] (Zdroj: vlastní výzkum)	45
Obrázek 6 - Koncentrace manganu ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] (Zdroj: vlastní výzkum).....	48
Obrázek 7 - Koncentrace niklu ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] (Zdroj: vlastní výzkum)	51
Obrázek 8 - Koncentrace kobaltu ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] (Zdroj: vlastní výzkum)	54
Obrázek 9 - Koncentrace olova ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] (Zdroj: vlastní výzkum)	57

Seznam použitých zkratk

AAS – atomová absorpční spektrometrie

CVG-AAS – atomová absorpční spektrometrie s generováním těkavých par

ETAAS – atomová absorpční spektrometrie s elektrotermickou atomizací

FAAS – plamenová absorpční spektrometrie

MMT – methylcyklopentadienyl-mangan-trikarbonyl

NOAEL – hodnota dávky bez pozorovaného nepříznivého účinku

NPP – národní přírodní památka

p.p. – pro polovodiče

PDE – přípustná denní expozice