



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

Bakalářská práce

Stanovení vybraných kovů v půdách a v houbách v těsné blízkosti dálnice D1

Vypracovala: Tereza Horáková

Vedoucí práce: Mgr. Martin Šeda, PhD.

České Budějovice 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci na téma Stanovení vybraných kovů v půdách a v houbách v těsné blízkosti dálnice D1 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 20.4. 2022

Tereza Horáková

Poděkování

Chtěla bych poděkovat především panu Mgr. Martinu Šedovi, PhD. za jeho cenné rady, trpělivost, ochotu a čas, který mi věnoval po celou dobu psaní mé bakalářské práce. Za odbornou asistenci při práci v laboratoři děkuji také panu Mgr. Janu Vondruškovi. V neposlední řadě patří poděkování mým rodičům, kteří mi byli oporou po celou dobu studia i při psaní této práce.

Abstrakt

Cílem bakalářské práce bylo stanovit koncentrace těžkých kovů ve vzorcích jedlých hub a pod nimi odebraných půd. Měřenými prvky byla především měď, železo a zinek, dále pak mangan, stroncium a rubidium. Literární rešerše obsahuje stručné informace o jednotlivých prvcích a jejich obsahu v půdách a plodnicích hub v jiných studiích. Teoretická část rovněž obsahuje kapitoly věnované houbám, půdám a jejich kontaminaci, vlivu automobilové dopravy na obsah těžkých kovů v půdách a použité analytické metodě, kterou byla atomová absorpční spektrometrie.

Pro praktickou část bylo na podzim v letech 2020 a 2021 v těsné blízkosti dálnice D1 nasbíráno 24 vzorků osmi různých druhů jedlých hub. V rámci sběru byla odebírána i půda pod houbou do hloubky zhruba 15 cm. Vzorky byly nejdříve dokonale vysušeny, následně zpracovány mikrovlnným rozkladem, a nakonec analyzovány metodou AAS. Veškeré práce byly prováděny v laboratořích Katedry aplikované chemie Zemědělské a technologické fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Výsledky měření byly zaneseny do tabulek a zpracovány statisticky a graficky. Nakonec byly zhodnoceny v diskuzi.

Analýza ukázala, že nejméně ve svých plodnicích kumuluje těžké kovy křemenáč březový a kozák březový. Ve velkém měřítku pak akumulují kovy václavka smrková, muchomůrka růžovka, čirůvka zelánka a hřib hnědý. Celkově bylo v sušině hub naměřeno $4,2\text{--}45\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cu, $97,4\text{--}166\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Fe, $52,1\text{--}338,7\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Zn, $3\text{--}61,4\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn, $1,3\text{--}7\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Sr a $7,7\text{--}300,9\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Rb. V půdách byly hodnoty následující: $5,2\text{--}78,6\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cu, $2965\text{--}41\,983\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Fe, $25,8\text{--}174,2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Zn, $49,7\text{--}1\,868\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn, $6,2\text{--}25,2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Sr a $12,2\text{--}114,5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Rb v sušině. Z toho vyplývá, že nejméně zastoupeným zkoumaným těžkým kovem bylo stroncium a nejvíce železo.

Klíčová slova: těžké kovy, jedlé houby, půda, AAS, měď, železo, mangan, stroncium, rubidium, zinek

Abstract

The aim of the bachelor thesis was to determine the concentrations of heavy metals in edible mushroom samples and underlying soils. The elements measured were mainly copper, iron and zinc, followed by manganese, strontium and rubidium. The literature search contains brief information on each element and their content in soils and fruiting bodies of mushrooms in other studies. The theoretical part also includes chapters on fungi, soils and their contamination, the effect of vehicular traffic on the heavy metal content of soils and the used analytical method, which was atomic absorption spectrometry.

For the practical part, 24 samples of eight different species of edible mushrooms were collected in the autumn of 2020 and 2021 in the vicinity of the D1 motorway. As part of the collection, the soil beneath the mushroom was also sampled to a depth of approximately 15 cm. The samples were first perfectly dried, then processed by microwave digestion, and finally analysed by AAS. 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. The results of the measurements were tabulated and processed statistically and graphically. Finally, they were evaluated in a discussion.

The analysis showed that birch and birch goosefoot accumulate the least heavy metals in their fruiting bodies. The spruce budworm, the pink toadflax, the celandine and the brown mushroom accumulate metals on a large scale. In total, $4.2\text{--}45\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dry weight Cu, $97.4\text{--}4166\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Fe, $52.1\text{--}338.7\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Zn, $3\text{--}61.4\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn, $1.3\text{--}7\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Sr and $7.7\text{--}300.9\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Rb were measured in mushrooms. In soils, the values were as follows: $5.2\text{--}78.6\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cu, $2\,965\text{--}41\,983\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Fe, $25.8\text{--}174.2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Zn, $49.7\text{--}1\,868\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn, $6.2\text{--}25.2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Sr and $12.2\text{--}114.5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Rb in dry weight. These results show that strontium was the least represented heavy metal studied and iron was the most represented.

Key words: heavy metals, edible mushrooms, soil, AAS, copper, iron, manganese, strontium, rubidium, zinc

Obsah

Úvod	8
1 Půda	9
1.1 Kontaminace půdy	9
2 Houby	11
2.1 Význam hub.....	11
2.2 Požitelnost hub.....	12
3 Kovy.....	14
3.1 Těžké kovy	14
3.2 Měď (Cu).....	14
3.3 Železo (Fe)	16
3.4 Mangan (Mn).....	17
3.5 Stroncium (Sr).....	17
3.6 Rubidium (Rb).....	19
3.7 Zinek (Zn).....	20
4 Vliv automobilové dopravy na obsah kovů v houbách a půdách	22
5 Atomová absorpční spektrometrie (AAS)	24
6 Metodika práce	26
6.1 Sběr a příprava vzorků	26
6.2 Rozklad vzorků	28
6.3 Analýza vzorků.....	29
7 Výsledky a diskuze	31

7.1 Zpracování výsledků	31
7.2 Měď	32
7.3 Železo	35
7.4 Mangan	38
7.5 Stroncium	41
7.6 Rubidium	43
7.7 Zinek	45
9 Závěr.....	48
Seznam použité literatury	49
Seznam příloh	54
Seznam použitých obrázků	56
Seznam použitých zkratek	57

Úvod

Houby jsou nejen v České republice častým doplňkem jídelníčku řady lidí. Určité druhy jedlých hub dokáží kumulovat některé kovy, větší obsahy kovů antropogenního původu nalézáme v okolí dálnic. Přitom vysoký obsah některých prvků v jedlých houbách může být nežádoucí a lidskému zdraví nebezpečný. Celkové množství vybraných kovů lze efektivně stanovit pomocí atomové absorpční spektrometrie.

Cílem této bakalářské práce bylo sestavení literární rešerše na dané téma, zejména ohledně obsahu vybraných kovů v jedlých houbách a jejich detekce ve vzorcích s ohledem na možnou kontaminaci z automobilové dopravy. Dále byl prostor věnován půdám, významu a požitelnosti hub, atomové absorpční spektroskopii a vlivu automobilové dopravy na obsah těžkých kovů v půdě. Následně bylo provedeno stanovení zejména Fe, Cu a Zn pomocí spektrometru AAS Thermo Scientific ICE 3500 jak ve vzorcích volně rostoucích hub, tak i půd odebraných v určené oblasti v těsné blízkosti dálnice D1. Jako další byl stanovován Mn, Sr a Rb. Nakonec byly výsledky vyhodnoceny a porovnány s odbornou literaturou.

1 Půda

Půda je jedinečným přírodním terestrickým útvarem, který vzniká na rozhraní všech přírodních sfér, tj. biosféry, atmosféry, hydrosféry a litosféry. Na jejím vzniku se podílí fyzikální, chemické a biologické interakce. Tvoří pedosféru, což je svrchní, tenká, oživená část litosféry. Tato vrstva je schopna vysoké akumulace živin a vody, čímž se stává nepostradatelnou pro existenci primárních producentů (Rejšek & Vácha, 2018). Jelikož je míra tvorby půdy v čase nízká nebo velmi nízká, je obvykle považována za neobnovitelný přírodní zdroj (Dazzi & Lo Papa, 2022).

Dříve byla půda vnímána jako neživá složka ekosystému, dnes je ale půda vnímána jako samostatný ekosystém, dokonce se setkáváme s pojmem půdní metabolismus (Rejšek & Vácha, 2018). Půda je nepostradatelnou složkou naší planety. Její biodiverzita dosahuje ohromných měřítek. Její význam spočívá v koloběhu organické hmoty a živin, který podporuje primární produkci, dále se do značné míry podílí na dekontaminaci životního prostředí a na regulaci klimatu prostřednictvím usměrňování toků uhlíku a dusíku (Brevik et al., 2015). Hlavní funkce půdy tedy jsou regulační, stanovištní, produkční a informační. „Hodnotu“ půdy lze rozdělit na tři druhy, a to ekonomickou, sociokulturní a ekologickou (Dazzi & Lo Papa, 2022).

1.1 Kontaminace půdy

Znečištění půdy je v posledních desetiletích vážným problémem. Kontaminace může být způsobena hlavně potenciálně rizikovými prvky nebo organickými polutanty. U obou skupin jsou stanoveny hodnoty přípustného znečištění zemědělských půd. Mezi potenciálně rizikové prvky jsou řazeny hlavně těžké kovy. Ty mohou být v půdě přítomny přirozeně, nebo tam mohou být vnášeny antropogenní činností (Šarapatka, 2014). Zvýšené koncentrace těchto prvků mohou mít negativní vliv na ekosystém, potravní řetězec i zdraví člověka. Dle převažujícího negativního dopadu se dělí na fytotoxické (Zn, Ni, Cu) a zootoxické (Cd, Hg, Pb) (Rejšek & Vácha, 2018). Většina jich je vázaných na pevné půdní složky. V České republice má znečištění touto skupinou prvků především lokální charakter. Vliv na něj má zejména průmyslová činnost, pěstování rostlin, kaly z čistíren odpadních vod nebo sedimenty z rybníků a vodních nádrží (Šarapatka, 2014).

Rizikové organické látky neboli perzistentní organické polutanty (POP) jsou rozsáhlou skupinou chemických sloučenin organické povahy, jež mohou působit toxicky na živé organismy. Zjištěných poruch zdraví u zvířat i lidí je více, než u potenciálně rizikových prvků (Rejšek & Vácha, 2018). Mezi rizikové organické látky patří monoaromatické, heterocyklické, polycyklické, a chlorované uhlovodíky, ropné látky a polychlorované bifenylly. Jejich hlavním zdrojem je lidská činnost (Šarapatka, 2014). Do prostředí se dostávají převážně spalovacími procesy z průmyslu, dopravy a energetiky, úniky z domácností a chemického průmyslu. Značné množství je ale vyráběno cíleně – retardátory hoření, zemědělské pesticidy nebo nátěrové hmoty (Rejšek & Vácha, 2018). V menším měřítku se pak podílejí přírodní zdroje jako například požáry, vulkanická činnost (Šarapatka, 2014) nebo jsou uvolňovány jako výsledný produkt metabolických procesů některých nižších organismů (Rejšek & Vácha, 2018). POP zůstávají v půdním prostředí různě dlouhou dobu. Významný podíl na tom mají půdní vlastnosti (Rejšek & Vácha, 2018).

2 Houby

Houby jsou rozmanitou skupinou organismů a mikroorganismů, jež jsou klasifikovány jako samostatná říše (Læssøe & Del Conte, 1997). Řadí se mezi eukaryotní organismy (Klán, 1989). Houby tvořící plodnice větší než 1 mm jsou označovány jako makromycety a většinou se rozmnožují pohlavními výtrusy. Jako mikromycety jsou označovány houby s plodnicemi menšími než 1 mm a rozmnožují se nejčastěji nepohlavními spory neboli konidii (Keizer, 1998). Plodnice je část houby vyrůstající na povrchu půdy. Tvoří se pouze za vhodných biologických podmínek. V organickém substrátu se nachází tělo hub skládající se z hyf (vláken), které tvoří mycelium (podhoubí). Mycelium je klíčové pro vstřebávání živin (Læssøe & Del Conte, 1997).

2.1 Význam hub

Houby se řadí mezi velmi výživné potraviny. Analýzou nejvíce pěstovaných druhů hub bylo zjištěno, že v sušině obsahují 19 až 35 % bílkovin. Ty jsou bohaté hlavně na lysin a leucin, které ve většině jiných potravin chybí. Dále také obsahují všechny esenciální aminokyseliny (Chang & Buswell, 1996). Mezi hlavní bioaktivní proteiny a peptidy produkované houbami patří především lektiny, proteiny inaktivující ribozomy, antimikrobiální/antifungální proteiny, ribonukleázy nebo lakázy (Xu et al., 2011). V plodnicích hub se nachází mnoho fenolických látek, které mají značný vliv na antioxidační vlastnosti (Witkowska et al., 2011). Houby obsahují nízké procento tuku, z výživového hlediska je pozitivně hodnocen vysoký obsah polynenasycených mastných kyselin (72 až 85 % všech obsažených mastných kyselin). Dalšími složkami hub jsou sacharidy, minerály a vitaminy (thiamin, riboflavin, niacin, biotin, kyselina askorbová). Obsah vlákniny a sacharidů se pohybuje mezi 51 a 88 % v čerstvých houbách a 4 až 20 % v sušině (Chang & Buswell, 1996).

V posledních letech roste zájem v oblastech výživy, farmacie i širší veřejnosti o zkoumání druhotných houbových metabolitů a jejich využití. Obsažené bioaktivní látky si získaly oblibu hlavně kvůli svým přírodním antioxidačním, protinádorovým, antivirovým, antimikrobiálním a imunomodulačním vlastnostem. Jsou využívány hlavně v Asii k léčení různých onemocnění včetně nádorových (Xu et al., 2011). Protinádorové

účinky houbových polysacharidů jsou založeny na schopnosti posílit imunitní systém pacienta. V tradiční medicíně jsou již dlouhou dobu využívány na žaludeční potíže, hemoroidy (Ucho Jidášovo), udržení zdravé plicní tkáně (rosolovka řasotvará), k prevenci křivice (houževnatec jedlý), snižování krevního tlaku a hojení ran (kukmák sklepní) atd. Hojně využívaným druhem je lesklokorka lesklá (*Ganoderma lucidum*), jež by měla mít pozitivní dopad na vnitřnosti, zrak, sluch, čich, inteligenci a zpomalení procesu stárnutí. Na vědeckém zasedání v Manile roku 1993 byl zaveden výraz houbová nutraceutika, který zahrnuje látky extrahované z houbového mycelia nebo plodnice. Zahrnuje jejich nutriční i léčivé vlastnosti (Chang & Buswell, 1996).

Komerční pěstování hub ke konzumaci se stalo celosvětovým průmyslem. Světová sklizeň, které se účastnilo 120 zemí, činila v roce 1991 celkem 4,3 milionu tun. Nejvíce pěstovaným druhem je pečárka dvouvýtrusá (*Agaricus bisporus*) (Chang & Buswell, 1996).

Houby mají schopnost akumulovat těžké kovy (Carvalho et al., 2005). Protože tyto kovy jsou dobře známé pro svou toxicitu při nízkých koncentracích, bylo vynaloženo velké úsilí k vyhodnocení možného ohrožení lidského zdraví z požití hub (Demirbaş, 2001). Díky schopnosti akumulace a přežívání i v nepříznivých podmínkách mohou být houby užitečné k čištění kontaminovaných půd (Carvalho et al., 2005). Houby tedy mají zásadní význam pro zdraví ekosystémů. Hrají klíčovou roli v geochemických cyklech, v mobilizaci prvků a v metabolickém rozkladu organických látek. V rámci mykorrhizy mohou zlepšit růst rostlin tím, že zvyšují jejich příjem živin. Důležitá je také jejich schopnost rozkladu dřeva, jelikož jen málo druhů z jiných skupin organismů dokáže rozkládat látky jako je celulóza nebo lignin (Campos et al., 2012).

2.2 Požitelnost hub

Na světě se vyskytuje zhruba 45 000 druhů hub a jen některé jsou jedlé. Proto je nezbytné je dělit na jedlé a jedovaté (Vanitha et al., 2020). To bylo nutností již v historii. První doložené zmínky o konzumaci hub jsou známy ze Španělska (před 18 700 lety), Číny (před 5 000 až 6 000 lety) a Egypta (před 4 600 lety). Přesný proces rozlišování není známý, ale nejpravděpodobněji probíhalo metodou pokus – omyl (Li et al., 2021). Dnes jsou používány moderní techniky s využitím strojů, které analyzují dané

atributy. Mezi nejvhodnější atributy ke klasifikaci jedovatosti či požitelnosti hub patří barva výtrusů nebo zápach (Vanitha et al., 2020).

I v dnešní době se však objevují případy otrav způsobených houbami. Každý rok se číslo nahlášených otrav pohybuje mezi 200 a 250. Mezi rokem 2000 a 2014 bylo jen v Číně zaznamenáno 409 úmrtí způsobených otravou hub (Li et al., 2021).

3 Kovy

3.1 Těžké kovy

Dříve byly těžké kovy charakterizovány jako kovy s atomovou hmotností vyšší než železo nebo hustotou větší než $5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Aktuální definice mezi těžké kovy řadí jakékoliv kovové prvky, jež mají úměrně vysokou hustotu a jsou jedovaté již při nízkých koncentracích (Pb, Cd, Hg, Cr). Jsou děleny na dvě skupiny – toxické kovy, které jsou jedovaté při jakékoliv koncentraci, a tudíž jsou nežádoucí pro lidské zdraví (tj. Pb, Cd atd.). Druhou skupinou jsou esenciální kovy, které mají v nízkých koncentracích žádoucí účinky a jsou tedy žádoucími prvky. Toxickými se stávají až při vyšších koncentracích (tj. např. Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Cr) (Abdel–Rahman, 2022). Kvůli jejich přímé toxicitě a ekologickému riziku byly těžké kovy zařazeny mezi nejnebezpečnější polutanty jako potenciální karcinogeny. Ohrožení touto skupinou kovů je rovněž způsobeno jejich perzistentní povahou a potenciálem k bioakumulaci v rostlinách potravinářských plodin. Při expozici vdechováním, požitím nebo kožním kontaktem mohou pro člověka představovat karcinogenní i nekarcinogenní účinky (Kaur et al., 2022).

3.2 Měď (Cu)

Měď je nezbytným stopovým prvkem, který je v lidském těle důležitým katalyzátorem pro syntézu hemu a absorpci železa. Po zinku a železe je měď třetím nejhojnějším stopovým prvkem v těle. Patří mezi ušlechtilé kovy (Barceloux & Barceloux, 1999).

Vzhledem k její tvárnosti, tažnosti, vodivosti tepla i elektřiny, schopnosti odolávat korozi a vzhledu má řadu zásadních využití prakticky ve všech vyspělých průmyslových odvětvích, zejména ve stavebnictví, dopravě, telekomunikaci a všech druzích elektrických a elektronických spotřebičů (Radetzki, 2009).

V přírodě je měď hojně zastoupeným prvkem. Vyskytuje se v elementárním stavu, sulfidech, arzenidech, chloridech a uhličitanech. Nejvíce je zastoupena ve feromagnetických minerálech, jako jsou například pyropy a biotity, kde průměrně hodnoty dosahují $140 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Dále ji můžeme najít v pískovcích ($10\text{--}40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), břidlicích ($30\text{--}150 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a mořských černých břidlicích ($20\text{--}300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Seiler et al., 1988).

Tvoří celou řadu minerálů, mezi nejvýznamnější patří chalkopyrit CuFeS_2 , malachit $\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu(OH)}_2$ nebo azurit $2\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu(OH)}_2$ (Šrámek & Kosina, 1996).

Měď nereaguje s vodou, ale dlouhodobým působením vzduchu vzniká zelená vrstvička měděnky. Rozpouští se v koncentrované kyselině sírové za horka nebo v kyselině dusičné (Šrámek & Kosina, 1996).

Do půd se tento kov uvolňuje především z měďnatých fungicidů využívaných zejména na vinicích a chmelnicích. Jedná se o prvek s nízkou půdní mobilitou. Pozadové (přirozené) obsahy mědi v půdách v České republice jsou zhruba $70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Zvýšené koncentrace mědi vyvolávají fytotoxicitu i zootoxicitu (Rejšek & Vácha, 2018). Požití více než 15 mg čisté mědi způsobuje nevolnost, zvracení, průjem a střevní křeče. Primárním cílovým orgánem pro akumulaci jsou játra. Měď se však hromadí i v ledvinách, mozku, rohovce a slezině (Seiler et al., 1988).

Z 22 zkoumaných druhů hub z neznečištěných oblastí byla stanovena průměrná hodnota $74,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ mědi v sušině (Svoboda & Chrástný, 2008). Například v hříbu smrkovém (*Boletus edulis*) bylo v oblastech bez kontaminace způsobené lidskou činností (les) naměřeno $40 \pm 1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ mědi. Ze zkoumaných druhů – hřib hnědý (*Boletus badius*), ryzec pravý (*Lactarius deliciosus*), čirůvka zelánka (*Tricholoma equestre*), liška nálevkovitá (*Cantarellus tubalformis*), bedla vysoká (*Lepiota procera*), liška obecná (*Cantarellus edulis*) – byla měď nejvíce kumulována bedlou vysokou – $100 \pm 5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Nejnižší koncentrace byla změřena v ryzci pravém – $11 \pm 1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Carvalho et al., 2005).

V oblasti 1–2 metry od hlavní silnice v Portu byla hodnota mědi $23 \pm 1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ v hříbu hnědém (*Boletus badius*), $26 \pm 1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ v čirůvce zelánce (*Tricholoma equestre*) a v bedle vysoké (*Lepiota procera*) $159 \pm 4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. V hříbu hnědém a hříbu smrkovém se hodnoty Cu výrazně nelišily mezi znečištěnými a neznečištěnými oblastmi (Carvalho et al., 2005). Na znečištěných půdách z okolí těžebních oblastí v regionu Brits v Jižní Africe se naměřené hodnoty v houbách pečárky dvouvýtrusé (*Agaricus bisporus*) pohybovaly od $17,45 \pm 0,93 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ do $51,30 \pm 2,91 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Sithole et al., 2017).

V těsné blízkosti české dálnice dosahovaly hodnoty Cu 15–32 mg·kg⁻¹ v povrchové vrstvě půdy, zatímco s větší hloubkou (15–30 cm) hodnoty klesaly – nejvyšší naměřená hodnota byla 14 mg·kg⁻¹. Rapidní sestup byl pozorován i se zvyšující se vzdáleností od dálnice (Šeda et al., 2017).

3.3 Železo (Fe)

Železo zaujímá zhruba 5 % zemské kůry a je jedním z nejhojněji zastoupených kovů. Jeho koncentrace v půdě se pohybují v rozsahu od 7 do 550 mg·kg⁻¹. Hlavními anorganickými sloučeninami jsou železnaté a železité oxidy, uhličitany, disulfidy, sírany a chloridy. Také tvoří karbonyly. Je jedním z nejmagnetičtějších prvků. Běžné minerály obsahující Fe jsou hematit (Fe₂O₃), magnetit (Fe₃O₄), limonit (Fe₂O₃ · H₂O) a siderit (FeCO₃) (Seiler et al., 1988).

Jedná se o kujný feromagnetický kov. Na vzduchu železo koroduje za vzniku Fe₂O₃. Je dobře rozpustné v HCl a H₂SO₄. Chemicky čisté železo tedy nemá velké praktické využití. V hutním průmyslu je vyráběno surové železo, ocel a slitiny železa (Šrámek & Kosina, 1996).

V čisté oblasti na severovýchodě Portugalska byla naměřena koncentrace Fe v hříbu smrkovém 32±12 mg·g⁻¹. Dále v hříbu hnědém 67±12 mg·kg⁻¹, ryzci pravém 222±15 mg·kg⁻¹, čirůvce zelánce 186±24 mg·kg⁻¹, lišce nálevkovité 119±4 mg·kg⁻¹, bedle vysoké 150±10 mg·g⁻¹ a v lišce obecné byly naměřeny koncentrace 86±4 mg·kg⁻¹. U rušné silnice v Portu byla nejvyšší hodnota naměřena v čirůvce zelánce – 285±12 mg·kg⁻¹. V bedle vysoké byla hodnota 200±46 mg·kg⁻¹ a v hříbu hnědém 174±35 mg·kg⁻¹. Z toho vyplývá, že nejméně ze zkoumaných druhů kumuluje Fe hříb hnědý, zatímco nejvíce bylo naměřeno v ryzci pravém (Carvalho et al., 2005).

Hodnoty železa jsou nižší v plodnicích hub než v substrátu. Běžné koncentrace v tělech klouzka strakoše (*Suillus variegatus*) a klouzka obecného (*Suillus luteus*) nabývají hodnot v rozmezí 30–150 mg·g⁻¹ v sušině (Kalač & Svoboda, 2000).

3.4 Mangan (Mn)

Mangan je v zemské kůře hojně zastoupen. Tvoří v ní asi 0,10 %, což z něj činí dvanáctý nejrozšířenější prvek (Seiler et al., 1988) a druhý nejhojnější těžký kov (Rejšek & Vácha, 2018). Převládající formou je oxid manganičitý (Seiler et al., 1988).

Mangan se může vyskytovat v mnoha oxidačních stavech. Nejběžnější jsou +II, +IV a +VII. Oxidační číslo +II se nachází nejčastěji v biologických systémech, +IV v dominantní přírodní formě MnO_2 a +VII v manganistanech, jako silný oxidant (Seiler et al., 1988).

Za vzniku vodíku se rozpouští ve zředěných kyselinách. V koncentrované H_2SO_4 reaguje za vzniku oxidu siřičitého. Výroba manganu může probíhat redukcí Mn_3O_4 nebo aluminotermicky. Nejčastěji se však vyrábí ve formě feromanganu nebo zrcadloviny ve vysoké peci reakcí Fe a Mn s uhlíkem (Šrámek & Kosina, 1996).

Přirozený obsah tohoto prvku v půdách se pohybuje ve stovkách $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Rejšek & Vácha, 2018). Naměřené hodnoty manganu v tělech hub jsou srovnatelné s hodnotami v půdě. Běžné hodnoty Mn v tělech hub (*Agaricus* spp.) jsou 5–60 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Kalač & Svoboda, 2000).

Ve 13 vzorcích jedlých hub z čínské provincie Yunnan bylo naměřeno 1,54±0,08–110,50±4,52 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu (Liu et al., 2015). V houbách z portugalského lesa byly zjištěny nižší hodnoty, a to konkrétně mezi 14±2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a 51±2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, přičemž nejvyšší hodnoty byly nalezeny v lišce obecné. Zatímco v okolí silnice v Portu byly nejvyšší koncentrace naměřeny v čirůvce zelánce 20±2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 18±2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v bedle vysoké a v hříbu hnědém 15±2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Carvalho et al., 2005). V těžbou znečištěných oblastech Jižní Afriky nabývaly koncentrace hodnot 6,84±0,32 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ až 459,2±135,76 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Sithole et al., 2017).

3.5 Stroncium (Sr)

Stroncium je velmi reaktivní kov (Coelho et al., 2017). Jedná se o měkký, šedostříbrný kov, jehož vlastnosti odpovídají ostatním kovům alkalických zemin ve 2. skupině (Burger & Lichtscheidl, 2019). Vyskytuje se jako směs čtyř stabilních izotopů – ^{84}Sr , ^{86}Sr , ^{87}Sr a ^{88}Sr , které je z nich zastoupeno nejhojněji (82,56 %) (Nielsen, 2004). Existují také

radioizotopy stroncia ^{90}Sr ($t_{1/2} = 29,1$ let), ^{89}Sr ($t_{1/2} = 50,52$ dní) a ^{85}Sr ($t_{1/2} = 64,84$ dní) (Burger & Lichtscheidl, 2019). ^{85}Sr se rozpadá za vzniku gama záření a je využíváno hlavně při metabolických studiích a scintigrafii. ^{89}Sr a ^{90}Sr obě vyzařují beta záření. ^{89}Sr našlo využití k léčbě bolesti kostí způsobených metastázami rakoviny prostaty. ^{90}Sr je znečišťovatel prostředí z testování atomových bomb (Nielsen, 2004).

Kvůli své schopnosti rychlé oxidace se ale stroncium v přírodě nevyskytuje ve volné formě (Coelho et al., 2017). Vznikající oxid má nažloutlou barvu. Je součástí minerálů jako například celestit (SrSO_4) nebo strontianit (SrCO_3) (Nielsen, 2004). Je také součástí sedimentárních hornin, pískovců, dolomitů atd. (Burger & Lichtscheidl, 2019). Ve vápencových horninách s obsahem apatitu, ve kterém je možný výskyt stroncia, může jeho koncentrace dosahovat až $73 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Stroncium je nejzastoupenějším stopovým prvkem mořské vody a jeho hodnoty mohou být až $8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Ve sladkovodních tocích je jeho obsah více než 20krát menší (Cabrera et al., 1999).

Stroncium se nachází i v lidském těle, konkrétně v kostech, v poměrně nízkých koncentracích, ale i přesto hraje důležitou roli. Svou schopností inhibovat osteoklasty a stimulovat zrání osteoblastů stabilizuje kost. Díky tomu má obrovský potenciál v léčbě osteoporózy, kde snižuje riziko zlomenin. K tomuto účelu je využíván například chlorid strontnatý (Romero–Gavilán et al., 2019).

U lidí ještě nebyly zaznamenány žádné otravy způsobené předávkováním stronciem. Avšak intravenózní podání vysoké dávky tohoto prvku by způsobilo vyloučení vápníku z těla a následnou hypokalcemii (Nielsen, 2004). Oproti stabilnímu stronciu představují jeho radioizotopy větší nebezpečí. Jejich vystavením může docházet k patologickým stavům jako je rakovina kostí, nekrotické léze apod. Největší riziko představuje ^{90}Sr (Coelho et al., 2017).

Běžné koncentrace stroncia v plodnicích se pohybují v rozmezí od 5 do $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Kalač & Svoboda, 2000). Radioizotopu ^{90}Sr do sebe houby celkově přijímají malé množství (Mascanzoni, 1992). V rozmezí čtyř měsíců (červen až září) byly v centrálním Švédsku nasbírány a analyzovány houby z oblastí nejvíce zasažených dopadem radioaktivních částic po jaderné havárii v Černobylu roku 1986. Nejvyšší hodnoty ^{90}Sr dosahovaly $2,68 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny v ryzci smrkovém (*Lactarius deterrimus*) a nejnižší

0,52 Bq·kg⁻¹ sušiny v holubince trávovzelené (*Russula aeruginea*) (Mascanzoni, 1992). Koncentrace ⁹⁰Sr byly studovány i v dalších letech a zemích. V Polsku byla mezi lety 1996 až 2013 z deseti druhů jedlých hub nejvyšší hodnota naměřena v kloboucích lošáku jeleního (*Sarcodon imbricatus*), 4,8±0,2 Bq·kg⁻¹ sušiny. V čínské oblasti Yunnan byly koncentrace stroncia ve dvou analyzovaných druzích vyšší. V hříbu rudonachovém (*Imperator rhodopurpureus*) bylo 12 Bq·kg⁻¹ sušiny. Také v Bělorusku proběhl výzkum zabývající se množstvím tohoto izotopu v hříbu hnědém. V roce 2010 byla nejvyšší naměřená hodnota 2,1±0,1 Bq·kg⁻¹ sušiny třeně houby (Saniewski et al., 2016).

3.6 Rubidium (Rb)

Rubidium je v přírodě poměrně vzácným alkalickým kovem, který v malém množství doprovází sloučeniny draslíku (Šrámek & Kosina, 1996). Jedná se o velmi reaktivní kov, který prudce reaguje s kyslíkem a halogeny. Tyto reakce jsou doprovázeny jeho samovznícením. Je získáván jako vedlejší produkt při zpracování lepidolitu (KLi₂Al). RbOH je zásaditější než KOH (Seiler et al., 1988).

Stejně jako ostatní alkalické kovy barví plamen. Přítomnost rubidia je doprovázena zbarvením na červenofialovou (Greenwood & Earnshaw, 1993).

Z osmi zkoumaných stopových prvků byly hodnoty rubidia nejvyšší z 22 druhů hub. Průměrný obsah byl 174 mg·kg⁻¹ sušiny. V hříbu žlutomasém (*Xerocomus chrysenteron*) bylo nalezeno 3 009 mg·kg⁻¹, což bylo nejvíce ze všech vzorků. Existuje pozitivní korelace mezi jeho množstvím mezi plodnicemi a substrátem, naopak negativní mezi pH a nasycením kovovými ionty. To samé platí i pro jeho akumulaci v rostlinách. Relativně hodně Rb bylo nalezeno v mořských řasách, ořechách, bramborech, mase nebo semenech (Svoboda & Chrastný, 2008).

V Portugalsku bylo právě rubidium prvkem s největšími naměřenými rozdíly – 24 mg·kg⁻¹ v bedle vysoké, 690 mg·kg⁻¹ v ryzci pravém (Carvalho et al., 2005).

ICP–MS metodou bylo v Srbsku analyzováno 6 prvků (U, Th, Pb, V, Rb, Ag) v 19 vzorcích bedly vysoké. Průměrně bylo v kloboucích 19±16 mg·kg⁻¹ rubidia, zatímco ve třeni pouze 9±8 mg·kg⁻¹ sušiny (Vukojević et al., 2019).

Ve Švédsku došlo po černobylské havárii v roce 1986 k rozsáhlému uložení radioizotopu cesia (^{137}Cs) do lesů. Jelikož zvěř a houby těchto oblastí slouží lidem jako zdroj potravy, jedná se o poměrně závažný problém. Plodnice hub velice dobře akumulují alkalické kovy, které jsou následně snadno absorbovány hostitelskými rostlinami. Proto bylo zkoumáno, do jaké míry je cesium, draslík a rubidium akumulováno v půdě, rhizosféře, rozhraní půdy a kořenu, myceliu hub a plodnicích mykorhizních hub. Ukázalo se, že koncentrace Rb stoupají v pořadí: půda ($3,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) < rhizosféra ($5,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) < rozhraní půda – kořen ($6,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) < houbové mycelium ($13,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) < plodnice ($253,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Také se ukázalo, že celý příjem Cs, K a Rb probíhá z půdy do plodnic proti koncentračnímu spádu, a že Rb je ze zkoumaných prvků houbami absorbováno nejlépe (Vinichuk et al., 2010).

3.7 Zinek (Zn)

Zinek je poměrně hojně zastoupen v zemské kůře, a to ve formě sulfidu zinečnatého (sfalerit, wurtzit), ze kterého může být elektrolyticky získán. Nejčastěji se však vyrábí pražením rudy smithsonitu ZnCO_3 (Lukeš & Mička, 1998). Jedná se o značně reaktivní prvek, který reaguje se zředěnými kyselinami i alkalickými hydroxidy. Tvoří mnoho významných sloučenin, které mají široké využití, např. jako pigmenty, slitiny (mosaz), impregnace dřeva nebo v lékařství. A to i přesto, že jsou zinečnaté sloučeniny jedovaté (Šrámek & Kosina, 1996). Vykazuje výrazné fyto toxické účinky u vyšších rostlin a půdních i vodních mikroorganismů. Jedná se o prvek s velmi vysokou mobilitou v půdě (Rejšek & Vácha, 2018).

Zinek hraje významnou roli v lidském růstu a rozvoji. Pokud dojde k přebytku zinku, může dojít k otravě nebo zpomalení růstu u dětí. Jeho toxicita může být také limitujícím faktorem v růstu kořenů a výhonků rostlin. Může způsobovat zbarvení listů na purpurově červenou (Sithole et al., 2017).

Střední hodnoty v houbách se pohybují v rozmezí $30\text{--}150 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Kalač & Svoboda, 2000).

V Jižní Africe byly zjištěny v houbách vzrostlých na kontaminovaných půdách koncentrace zinku od $39,71\pm 0,41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ do $257,9\pm 2,38 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny (Sithole et al.,

2017). Také v čínské provincii Yunnan byl zinek jedním ze stanovovaných prvků v jedlých houbách. Jejich výsledky byly nižší a to 8,71–59,53 mg·kg⁻¹ (Liu et al., 2015).

V jedné studii v Portugalsku byla nejmenší naměřená hodnota 72 mg·kg⁻¹, zatímco nejvyšší 172 mg·kg⁻¹ (Carvalho et al., 2005). V Turecku, v oblasti Černého moře, byly zjištěné podobné koncentrace. Nejvíce zinku bylo nalezeno v muchomůrce pošvaté (*Amanita vaginate*) 176 mg·kg⁻¹. Nejméně pak v třepenitce svazčité (*Hypholoma fasciculare*) – 19,6 mg·kg⁻¹ (Demirbaş, 2001). V Tureckém Bolu byly však naměřeny velmi nízké hodnoty v rozpětí 1,377–7,683 mg·kg⁻¹ (Severoglu et al., 2013).

4 Vliv automobilové dopravy na obsah kovů v houbách a půdách

V oblastech s intenzivní antropogenní činností existuje velké množství zdrojů těžkých kovů, které mají vážný dopad na lidské zdraví. Mezi tyto zdroje můžeme řadit odpady domácností, chemický průmysl nebo dopravu. Právě doprava patří mezi největší znečišťovatele půd (Chen et al., 2010). Těžké kovy v půdách zůstávají i několik let po odstranění zdroje znečišťování (Chen et al., 2010) a dostat se tam mohou spalováním nebo opotřebením automobilových součástí (Šeda et al., 2017). Za hlavní znečišťující látky je považováno olovo, kadmium, měď a zinek. Kovy se dostávají do půd hlavně společně s vodou stékající ze silnic (Šeda et al., 2017).

Používáním rozmrazovacích solí na silnicích se dostává do okolí také velké množství sodíku, což může zvyšovat mobilitu výše zmiňovaných kovů a iontovou nerovnováhu. Má negativní dopady na některé rostliny (Šeda et al., 2017). Z tohoto důvodu se obsah těžkých kovů v půdách v okolí silničních komunikací liší v průběhu roku. V zimě je jejich obsah v prostředí vyšší právě kvůli již zmiňovaným rozmrazovacím směsím (Bäckström, 2004).

V Pekingu bylo na 5 silnicích zjištěno, že koncentrace Cd, Cu, Pb a Zn klesala s rostoucí vzdáleností od komunikace. U jedné silnice byl však tento trend pozorován pouze na jedné straně. Na druhé straně koncentrace neklesaly, což může být způsobeno blízkostí centra města. Dále byl pozorován As, Cr a Ni, žádný z těchto prvků nevykazoval pokles koncentrace s větší vzdáleností od silnice, což naznačuje jejich nezávislost na dopravním provozu (Chen et al., 2010).

Houby mají vyšší schopnost akumulace než zemědělské plodiny, zelenina, ovoce i živočišné tkáně. Požití hub, ve kterých jsou nahromaděny kovy, zejména kadmium, olovo, stříbro a rtuť, mohou způsobovat vážné dopady na lidské zdraví (Schlecht & Säumel, 2015).

Schopnost akumulace těžkých kovů je převážně závislá na druhu hub. Důležitým faktorem je množství daného prvku v substrátu, ale i přes to je jeho příjem a hromadění druhově podmíněno. Méně podstatné je pak stáří plodnice a její velikost. Stejně tak není považována expozice těžkých kovů ze vzduchu jako významný činitel.

Akumulace je pravděpodobně ovlivněna stářím mycelia a časovými intervaly mezi nárůstem nových plodnic. Všechny tyto faktory způsobují skutečnost, že se koncentrace těžkých kovů mohou výrazně lišit i v rámci jednoho druhu (Svoboda & Chrastný, 2008).

5 Atomová absorpční spektrometrie (AAS)

Atomová absorpční spektrometrie je jednou z nejvyužívanějších analytických metod (Ferreira et al., 2018). Je založena na sledování absorbovaného monochromatického záření složkou, která je stanovována. Jedná se o srovnávací analytickou metodu, jelikož výsledky jsou získávány na základě porovnávání signálu vzorku se signálem roztoku standardu. Řídí se Lambert–Beerovým zákonem, dle něj je také definována měřená veličina – absorbance (Křížek & Šíma, 2015). Změnou intenzity dopadajícího světla na detektor je měřena absorpce vybrané vlnové délky. Ta přímo souvisí s množstvím prvku ve vzorku (Paul et al., 2014). Přístroje pro měření absorpce záření, nazývané atomové absorpční spektrometry, se skládají z pěti hlavních součástí. První je zdroj záření. Nejčastěji je využívána výbojka s dutou katodou. Katoda je vyrobena ze stanovovaného prvku, aby záření obsahovalo jeho rezonanční linie (Křížek & Šíma, 2015). Existují i multielementární katody, které jsou vyrobené z více prvků (Paul et al., 2014). Dalšími částmi přístroje jsou monochromátor, absorbující prostředí (vzorek), detektor převádějící zářivou energii na elektrickou a indikační zařízení (Křížek & Šíma, 2015).

Vzorek pro AAS musí obsahovat volné atomy stanovovaného prvku v základním energetickém stavu, čehož se ve většině případů dosahuje zahříváním na 2000–3000 K v plameni nebo elektrotermicky. Vzorek je do plamene zaváděn pomocí zmlžovače (Křížek & Šíma, 2015). Plamen obvykle obsahuje směs acetylen – vzduch nebo acetylen – oxid dusný (Paul et al., 2014).

Volba správné techniky AAS je závislá na chemické povaze analytu, jeho obsahu ve vzorku, chemickém složení a fyzikálním skupenství. Plamenová atomová absorpční spektroskopie (FAAS) je nejjednodušší, a i přes svou nejnížší citlivost nejpoužívanějším typem. Elektrotermická atomová absorpční spektroskopie (ETAAS) je také hojně využívanou metodou (Ferreira et al., 2018). Její detekční limit je až o 3 řády nižší než u FAAS a je možné analyzovat i suspenze pevných látek. Metoda vyžaduje optimalizaci teplotního programu a často použití tzv. modifikátoru ke zvýšení stability analytu (Křížek & Šíma, 2015). Atomová absorpční spektrometrie generující výpary (například hydridové) (CVG–AAS) má vynikající citlivost, ale využitelná je jen pro některé prvky

jako například As, Sb, Se, Bi, C nebo Pb. V posledních letech vyšlo několik prací rozšiřující použití CVG–AAS i na další prvky (Ferreira et al., 2018).

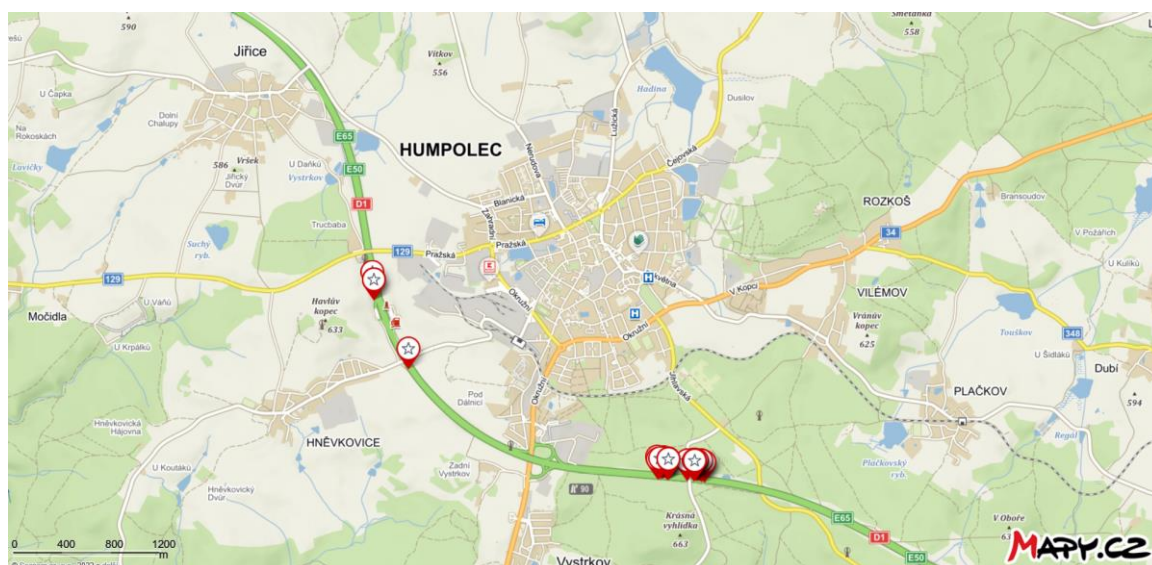
AAS je široce využívanou metodou v kvantitativní analýze stopových prvků, hlavně kovů, které nemusí být předem separovány (Křížek & Šíma, 2015). Našla využití především ve výzkumných laboratořích, potravinářském, farmaceutickém, ropném a environmentálním odvětví (Ferreira et al., 2018).

6 Metodika práce

Praktická část této bakalářské práce byla prováděna v laboratořích Jihočeské univerzity na Katedře aplikované chemie v Českých Budějovicích. Práce probíhala pod vedením Mgr. Martina Šedy, PhD. Analýza vzorků probíhala s asistencí Mgr. Jana Vondrušky.

6.1 Sběr a příprava vzorků

Vzorky k následné úpravě a analýze jsme sbírali na různých místech v těsné blízkosti dálnice D1 (2–5 m) (viz Obrázek 1). Tyto vzorky byly sbírány během roku 2020 a 2021. Místa nálezů jsou detailně k nahlédnutí na internetovém odkazu <https://mapy.cz/s/kutecadase>.



Obrázek 1 – Mapa nálezů vzorků pro analýzu (Zdroj: www.mapy.cz)

Nalezené plodnice hub jsme umístili do papírových pytlíků popsaných číslem vzorku. Poté jsme odebrali vzorek půdy těsně pod houbou do hloubky zhruba 15 cm. V případě hub rostoucích na kořenech stromů (václavka smrková) byla odebírána půda očištěná z kořene a jeho těsného okolí. Následně jsme vzorek vložili do uzavíratelného plastového sáčku, který jsme také popsali číslem odpovídajícím vzorku houby. Celkově jsme nashromáždili 24 vzorků osmi různých druhů hub (viz Tabulka 1).

Tabulka 1 – Označení vzorků, názvy hub, souřadnice a datum nálezu

Označení vzorku houby	Název vzorku česky	Název vzorku latinsky	Označení příslušného vzorku půdy	Souřadnice místa nálezu	Datum nálezu
D20–H03	Křemenáč březový	<i>Leccinum versipelle</i>	D20–P03	49°32'16.878"N 15°19'54.018"E	16.09.2020
D20–H04	Křemenáč březový	<i>Leccinum versipelle</i>	D20–P04	49°32'16.878"N 15°19'54.018"E	16.09.2020
D20–H05	Kozák březový	<i>Leccinum scabrum</i>	D20–P05	49°32'18.861"N 15°19'53.548"E	16.09.2020
D20–H06	Křemenáč březový	<i>Leccinum versipelle</i>	D20–P06	49°31'58.414"N 15°20'8.423"E	16.09.2020
D21–H06	Hřib hnědý	<i>Boletus badius</i>	D21–P06	49°31'28.5"N 15°22'06.2"E	08.09.2021
D21–H07	Hřib hnědý	<i>Boletus badius</i>	D21–P07	49°31'29.0"N 15°21'55.2"E	08.09.2021
D21–H08	Muchomůrka růžovka	<i>Amanita rubescens</i>	D21–P08	49°31'29.0"N 15°21'55.3"E	08.09.2021
D21–H09	Kozák březový	<i>Leccinum scabrum</i>	D21–P09	49°31'28.6"N 15°22'05.9"E	08.09.2021
D21–H10	Hřib hnědý	<i>Boletus badius</i>	D21–P10	49°31'28.5"N 15°22'03.1"E	08.09.2021
D21–H11	Muchomůrka růžovka	<i>Amanita rubescens</i>	D21–P11	49°31'28.7"N 15°22'06.0"E	08.09.2021
D21–H12	Hřib plstnatý	<i>Boletus subtomentosus</i>	D21–P12	49°31'28.7"N 15°22'05.9"E	08.09.2021
D21–H13	Kozák březový	<i>Leccinum scabrum</i>	D21–P13	49°31'28.5"N 15°22'07.1"E	14.09.2021
D21–H14	Hřib smrkový	<i>Boletus edulis</i>	D21–P14	49°31'28.6"N 15°22'09.0"E	14.09.2021
D21–H15	Hřib hnědý	<i>Boletus badius</i>	D21–P15	49°31'29.1"N 15°21'52.0"E	14.09.2021
D21–H16	Muchomůrka růžovka	<i>Amanita rubescens</i>	D21–P16	49°31'29.0"N 15°21'51.0"E	14.09.2021
D21–H17	Hřib hnědý	<i>Boletus badius</i>	D21–P17	49°31'29.6"N 15°21'50.5"E	14.09.2021
D21–H18	Hřib hnědý	<i>Boletus badius</i>	D21–P18	49°31'29.2"N 15°21'52.9"E	14.09.2021
D21–H19	Muchomůrka růžovka	<i>Amanita rubescens</i>	D21–P19	49°31'29.3"N 15°21'53.3"E	14.09.2021
D21–H20	Hřib smrkový	<i>Boletus subtomentosus</i>	D21–P20	49°31'29.0"N 15°21'54.7"E	14.09.2021

D21–H21	Hřib hnědý	<i>Boletus badius</i>	D21–P21	49°31'29.1"N 15°21'55.0"E	14.09.2021
D21–H22	Václavka smrková	<i>Armillaria ostoyae</i>	D21–P22	49°31'28.2"N 15°22'10.1"E	28.09.2021
D21–H23	Čirůvka zelánka	<i>Tricholoma equestre</i>	D21–P23	49°31'28.4"N 15°22'09.0"E	28.09.2021
D21–H24	Václavka smrková	<i>Armillaria ostoyae</i>	D21–P24	49°31'28.6"N 15°22'08.6"E	28.09.2021
D21–H25	Čirůvka zelánka	<i>Tricholoma equestre</i>	D21–P25	49°31'28.5"N 15°22'08.0"E	28.09.2021

Zdroj: Vlastní výzkum

Ihned po návratu z terénu jsme umístili vzorky půd do lednice, aby nedocházelo k žádným rozkladným nebo hnilobným procesům. Houby jsme očistili, nakrájeli na tenké plátky a dali sušit na plastový podklad. Vzorky jsme sušili vzduchem při pokojové teplotě (20–30 °C) po dobu 2–3 dní nebo v sušičce potravin 13 hodin při průměrných 29 °C. Poté jsme vzorky hub mlýnkem rozemleli na prášek a vložili zpět do příslušných papírových sáčků.

V laboratoři jsme vzorky půd zbavili nejhrubších nečistot (kameny, jehličí, listy apod.). Tyto půdy jsme nechali sušit v sušičce při teplotě 100 °C v keramické misce s odpovídajícím číslem. Poté jsme je proseli přes síto o velikosti oka 2 mm, abychom je zbavili velkých částic. Následně jsme vzorky půd tloučkem v třecí misce rozmělnili na ještě jemnější prášek.

6.2 Rozklad vzorků

Dalším krokem byl rozklad vzorků. Ten jsme provedli tak, že jsme z každého vzorku odebrali a navážili přesně asi 0,5 g. Navážený vzorek jsme vsypali do teflonových patron s číslem vzorku tak, aby nezašpinil stěny patrony. Posléze jsme odpipetovali 10 ml koncentrované kyseliny dusičné o čistotě p.p. Jako srovnávací vzorek, tzv. blank, jsme použili patronu obsahující pouze kyselinu dusičnou. Takto připravené patrony jsme vložili do mikrovlnného mineralizátoru MARS®5 (microwave accelerated reaction system, výrobce CEM Corporation, Matthews, USA). Celková doba rozkladu vzorků byla 30 minut.

Po ukončení rozkladu jsme patроны nechali zchladnout a následně jsme je vyjmuli z přístroje. Vzniklé roztoky jsme přefiltrovali, převedli do baněk o objemu 50 ml a doplnili po rysku ultračistou vodou. Poté jsme je vložili do lednice.

6.3 Analýza vzorků

Před analýzou vzorků ve spektrometru jsme vytvořili kalibrační řadu, která obsahovala blank a roztoky s koncentracemi od 0,05 do 20 mg/l analyzovaných prvků (viz Tabulka 2 a 3).

Tabulka 2 – Kalibrační řada pro měření vzorků půd

Kalibrační řada pro měření vzorků půd							blank
Zn, Cu	0,1	0,2	0,5	1	2	5	
Mn	0,5	1	2	5	10	/	
Fe	0,5	1	5	10	20	/	
Rb	0,1	0,2	0,5	1	3	/	
Sr	0,05	0,1	0,2	0,5	/	/	

Zdroj: Vlastní výzkum

Tabulka 3 – Kalibrační řada pro měření vzorků hub

Kalibrační řada pro měření vzorků hub							blank
Zn, Cu, Mn	0,1	0,2	0,5	1	2	5	
Fe	0,5	1	5	10	20	/	
Rb	0,1	0,2	0,5	1	3	/	
Sr	0,05	0,1	0,2	0,5	/	/	

Zdroj: Vlastní výzkum

Roztoky půd jsme před měřením železa kvůli očekávanému vysokému obsahu prvku 50krát naředili.

Pro stanovení obsahu stroncia a rubidia bylo nutné roztoky obohatit o cesiový deionizátor. Do vzorku jsme ho přidali 0,3 ml. Všechny prvky jsme měřili v programu absorpce, kromě stroncia, jež jsme měřili v programu emise.

Po připravení kalibrační řady jsme si na počítači pojmenovali měření a nastavili vhodný program pro vybraný prvek. K měření jsme využívali AAS Thermo Scientific ICE 3500. Vždy jsme zasunuli hadičku zmlžovače do roztoku. Přístroj si sám odebral potřebné množství a změřil množství kovu. Měření jsme pro každou koncentraci roztoku opakovali třikrát. Hodnoty jsme ihned viděli na indikačním zařízení, jímž byl počítač. Po ukončení měření jsme hadičku vložili do vody. Nakonec jsme uložili výsledky a exportovali je do textového dokumentu a programu Excel.

7 Výsledky a diskuze

Výsledky našeho měření obsahu vybraných kovů ve vzorcích půd a hub odebraných v těsné blízkosti dálnice D1, jež byly stanoveny metodou absorpční atomové spektrometrie jsou zpracovány do tabulek (viz Tabulka 6 a 7) v příloze této práce. Koncentrace jednotlivých kovů jsou dále podrobněji rozebrány v následujících podkapitolách.

7.1 Zpracování výsledků

Naměřené výsledky koncentrací vzorků hub a půd metodou AAS jsme statisticky vyhodnotili a zanesli do následujících tabulek.

Tabulka 4 – Základní statistické vyhodnocení výsledků půd [mg·kg⁻¹]

PŮDY	Rb	Zn	Fe	Cu	Sr	Mn
Počet vzorků (n)	24	24	24	24	24	24
Průměrná hodnota (x)	66,3	99	20 146	24,9	12,1	377,3
Směrodatná odchylka (S)	25,5	33,1	10 034	19	5,3	458,1
Minimální hodnota (x min)	12,2	25,8	2 965	5,2	6,2	49,7
1. kvartil	55	78,5	15 706	14,3	8,3	149,5
Medián	62,1	99,4	18 366	18,4	10,3	183,5
3. kvartil	78,2	116,5	21 591	26,3	14,9	346,9
Maximální hodnota (x max)	114,5	174,2	41 983	78,6	25,2	1868

Zdroj: Vlastní výzkum

Tabulka 5 – Základní statistické vyhodnocení výsledků hub [mg·kg⁻¹]

HOUBY	Rb	Zn	Fe	Cu	Sr	Mn
Počet vzorků (n)	24	24	24	24	24	24
Průměrná hodnota (x)	114,1	122,8	1 248	23,7	3,8	20,9
Směrodatná odchylka (S)	83,8	64,9	1 112	11,4	1,7	13,1
Minimální hodnota (x min)	7,7	52,1	97,4	4,2	1,3	3,0
1. kvartil	48,4	86,4	337,3	15,2	2,4	11,7
Medián	95,6	108,2	881,7	24,6	3,6	18,2
3. kvartil	196,6	130,2	1 705	30,1	5,2	26,3
Maximální hodnota (x max)	300,9	338,7	4 166	45	7,0	61,4

Zdroj: Vlastní výzkum

Jednotlivé výsledky stanovovaných prvků jsou detailně uvedeny a diskutovány v následujících podkapitolách. Pro každý prvek je v textu umístěn graf, který znázorňuje naměřené koncentrace v houbách a jim příslušných půdách. Pro lepší přehlednost jsou v nich vzorky rozlišeny barevně podle roku sběru: nálezy z roku 2020 jsou oproti těm z roku 2021 vyznačeny světlejšími odstíny barev. Vzorky jsou v grafech řazeny vzestupně od nejnižší po nejvyšší hodnoty koncentrace daného prvku v houbách.

7.2 Měď

Koncentrace mědi ve vzorcích půd se pohybovaly od 5,2 do 78,6 mg·kg⁻¹. Námi naměřené hodnoty mají tedy větší rozpětí, než ty naměřené v roce 2017 Šedou et al., kde dosáhla v povrchové vrstvě půdy z okolí silnice nejnižší hodnota 15 mg·kg⁻¹ a nejvyšší pouze 32 mg·kg⁻¹. Jejich výzkum však probíhal v blízkosti méně frekventované silnice. Současně také probíhalo měření na bývalém těžebním území v oblasti Kladna. To odhalilo nám poměrně podobné výsledky 13,8–65,4 mg·kg⁻¹ (Šimůnková, 2022). Lze tedy usuzovat, že intenzivní automobilová doprava je významným zdrojem mědi v půdách.

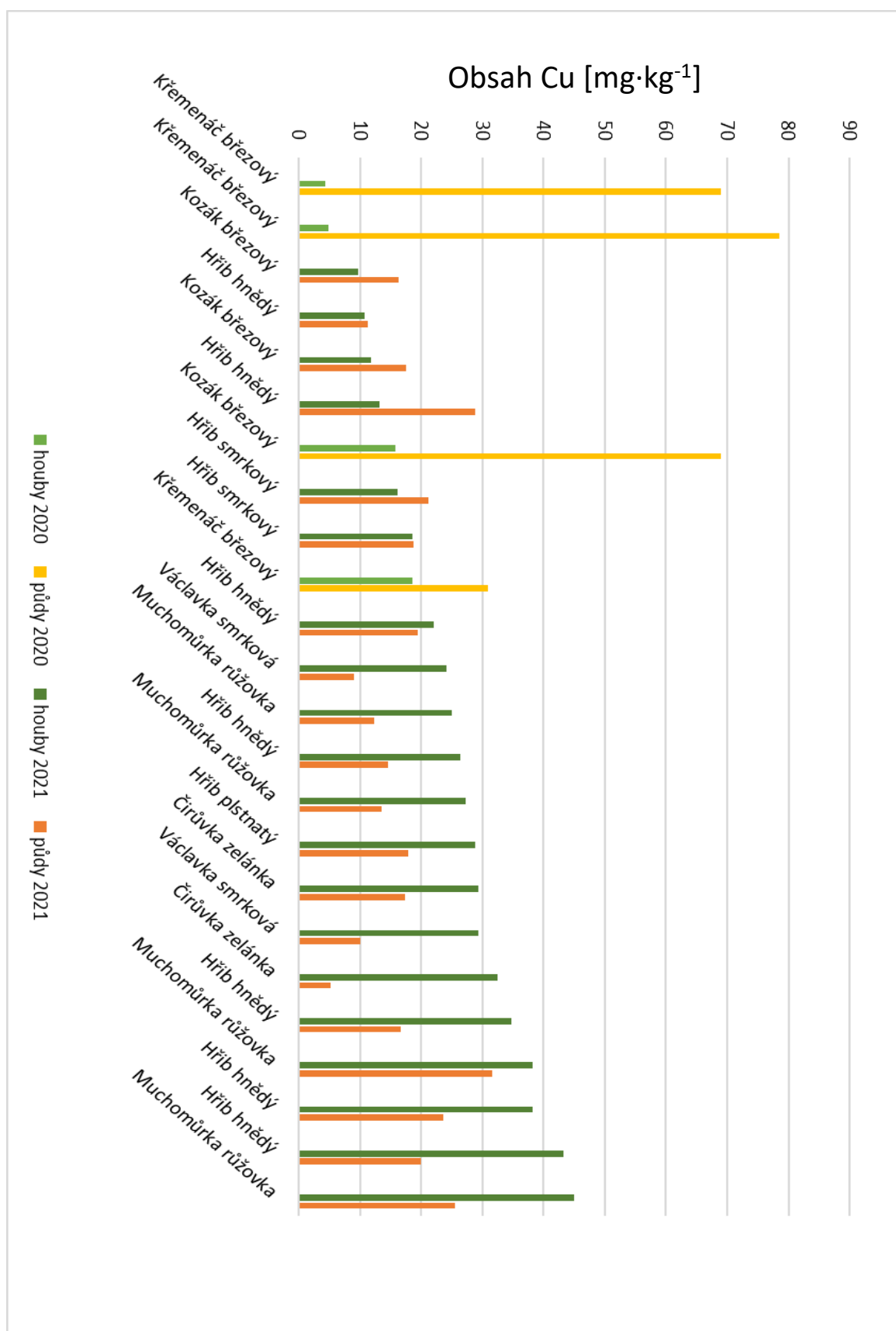
Preventivní hodnoty mědi v běžných zemědělských půdách jsou Ministerstvem životního prostředí stanoveny na 60 mg·kg⁻¹ a v lehkých půdách na 45 mg·kg⁻¹ (153/2016 Sb.), což naše výsledky v některých případech převyšují. Jedná se konkrétně o vzorky z roku 2020, což může souviset s jejich lokalitou nálezů, v jejíž blízkosti se kromě dálnice vyskytovalo odpočívadlo a nedaleko také dvě obce. Tyto faktory mají tedy za následek zvýšenou koncentraci automobilové dopravy a s ní i například opotřebovávání součástí a brzd, které je významným zdrojem uvolňování mědi do prostředí (Šeda et al., 2017).

V houbách jsme naměřili nejnižší hodnotu ve vzorku křemenáče březového (*Leccinum versipelle*), jež činila 4,2 a 4,9 mg·kg⁻¹ a to i přesto, že se v půdách těchto vzorků vyskytovalo mědi nejvíce. Z čehož vyplývá, že tento druh měď do svých plodnic shromažďuje jen minimálně. Jedná se o mykorhizní druh houby a měď je lépe akumulována houbami žijícími saprofytickým způsobem života (Campos et al. 2012). Příklad, kdy byl naměřen vyšší obsah Cu v půdách než v houbách, se dále objevil pouze

u křemenáče březového a hříbu smrkového. V něm však byly hodnoty téměř identické, jelikož v půdě jsme naměřili $18,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v plodnici $18,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Ve všech dalších druzích hub tomu bylo právě naopak. Nejvyšší koncentrace $45,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ byla změřena v muchomůrce růžovce. Velmi podobná hodnota se nacházela i v hříbu hnědém, a to konkrétně $43,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Průměrná hodnota obsahu mědi našich vzorků je nižší, než stanovená roku 2008 Svobodou & Chrastným ($74,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Obvyklý obsah tohoto kovu se v houbách pohybuje v řádu desítek $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Svoboda & Chrastný, 2008), což nepřesáhl žádný z našich vzorků.

Průzkumy ukázaly, že se hodnoty v hříbu smrkovém a hříbu hnědém výrazně neliší mezi znečištěnými a neznečištěnými oblastmi (Carvalho et al., 2005). Oproti tomu byly naše výsledky pro hřib smrkový nižší než v této portugalské studii. Naopak vzorky hříbu hnědého obsahovaly více mědi, než je zmiňováno těmito autory. To platí i pro čirůvku zelánku. Stejně jako koncentrace v půdách, tak i v houbách jsou naše hodnoty srovnatelné s prací Šimůnkové (2022), kde byly naměřeny hodnoty $4,5\text{--}71,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Pouze vzorek bedly vysoké (*Lepiota procera*) z této oblasti obsahem mědi převyšoval všechny ostatní. Bylo v něm zjištěno $150 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.



Obrázek 2 – Koncentrace mědi ve vzorcích hub a půd [mg·kg⁻¹] (Zdroj: vlastní výzkum)

7.3 Železo

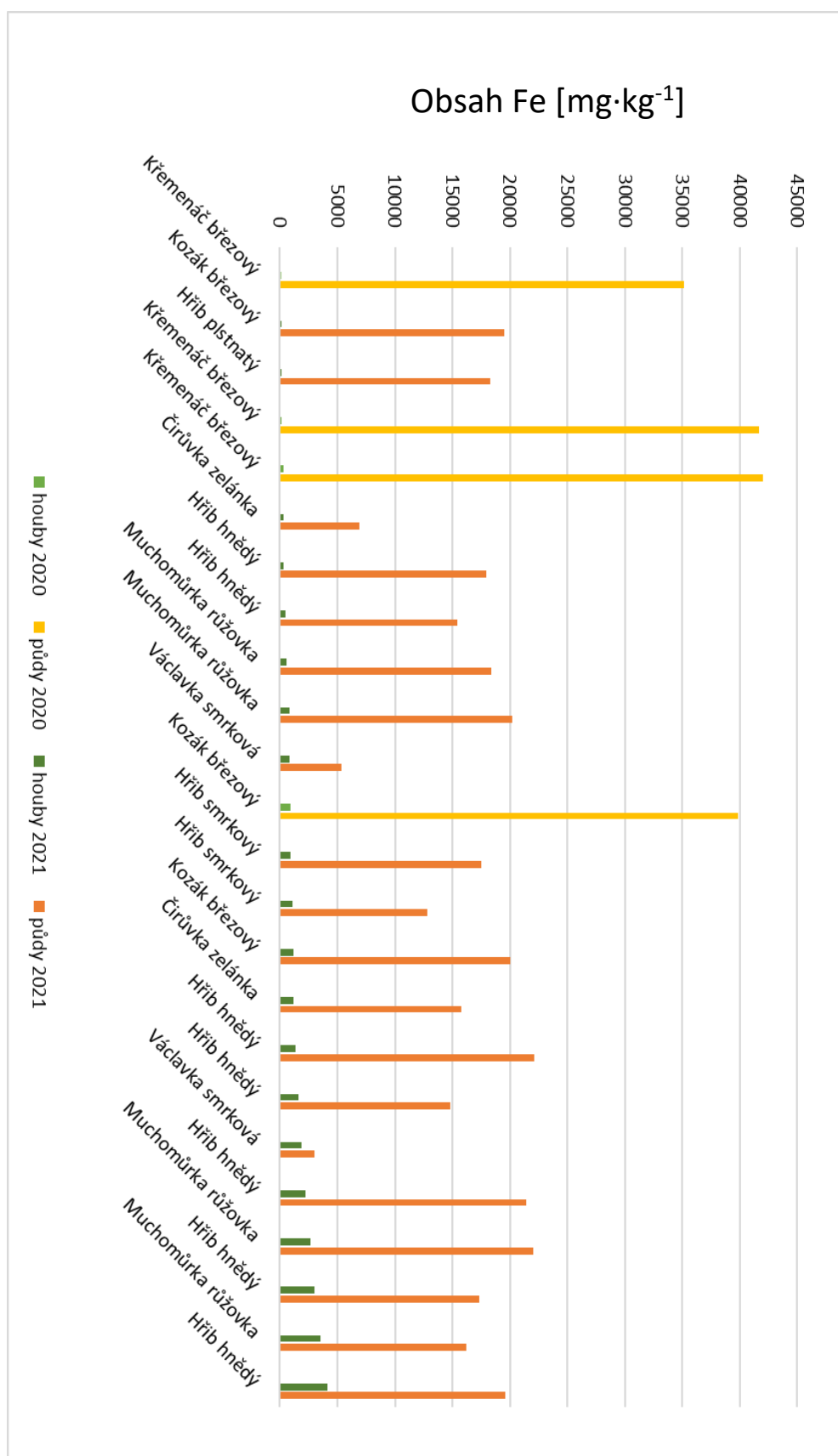
Koncentrace železa obsažená v půdách i v houbách byla nejvyšší ze všech námi zkoumaných prvků. Nejvyšší hodnota v půdách byla $41\,983\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a nejnižší $2\,966\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což je znatelně více, než předkládá ve své studii Seiler et al. (1988). Ten uvádí průměrné hodnoty železa v půdě od 7 do $550\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Takový rozdíl může být způsoben intenzivními zvětrávacími procesy v okolí dálnice vyvolanými působením vzdušného kyslíku, železitých bakterií (Richter, 2007) a těsná vzdálenost od dálnice. Z grafu (viz Obrázek 3) je patrné, že vzorky půd z roku 2020 obsahují nápadně více železa. Dle mého názoru na to mohla mít vliv i lokalita nálezů, jelikož tyto vzorky byly odebrány jak v těsné blízkosti dálnice, tak poblíž odpočívadla. Nedaleko se také nacházely dvě obce, tudíž zde byla vyšší hustota provozu. Na místě se nevyskytovalo mnoho stromů, takže jimi nebyly kovy odebírány a mohly se více kumulovat v půdě.

Hodnoty mezi substráty a plodnicemi se velmi lišily, přičemž v houbách byly koncentrace mnohonásobně nižší. S tím koreluje i výzkum Kalače & Svobody (2000). Rozdíly jsou jasně viditelné na příslušném grafu (viz Obrázek 3). Největších odchylek nabývaly vzorky křemenáče březového a kozáka březového. Můžeme tedy říct, že tyto druhy akumulovaly železo nejméně ze zkoumaných druhů.

V houbách se hodnoty pohybovaly mezi $97,4\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a $4\,166\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nejmenší obsah byl naměřen ve vzorku křemenáče březového. Dále byly velmi nízké hodnoty nalezeny v kozáku březovém ($122,6\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a hříbu plstnatém ($136,8\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Nejvíce byl tento kov obsažen v hříbu hnědém ($4\,166\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a muchomůrce růžovce ($3\,518\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Nejmenší rozdíl, a tedy nejvyšší akumulární schopnost, vykazovala václavka smrková. To může být způsobeno tím, že se jedná o parazitický dřevokazný druh houby. Řadí se mezi tzv. kořenové hniloby (Pešková, 2008).

Na Kladensku bylo v houbách naměřeno od $99\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ do $1\,148\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, tedy méně než námi (Šimůnková, 2022). Tento rozdíl je s největší pravděpodobností způsoben tím, že v námi analyzovaných substrátech bylo téměř třikrát více železa než v okolí Kladna. Můžeme tedy usuzovat, že v námi analyzovaných půdách bylo o tolik více tohoto kovu způsobeno přítomnou intenzivní automobilovou dopravou.

Carvalho et al. (2005) uvádí hřib hnědý jako druh s nejnižšími obsaženými koncentracemi železa. V jejich studii bylo více naměřeno ve vzorcích čirůvky zelánky a nejvíce v bedle vysoké, ta však v našem výzkumu vůbec není zahrnuta. Co se týče rozdílů mezi hřibem hnědým a čirůvkou zelánkou, pokud se podíváme na rozdíly v obsahu železa v plodnicích a substrátu, tak i v našem případě má čirůvka zelánka vyšší schopnost akumulace železa než hřib hnědý. Celkově však byly naše výsledky až o jeden řád vyšší než u silnice v Portu.



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

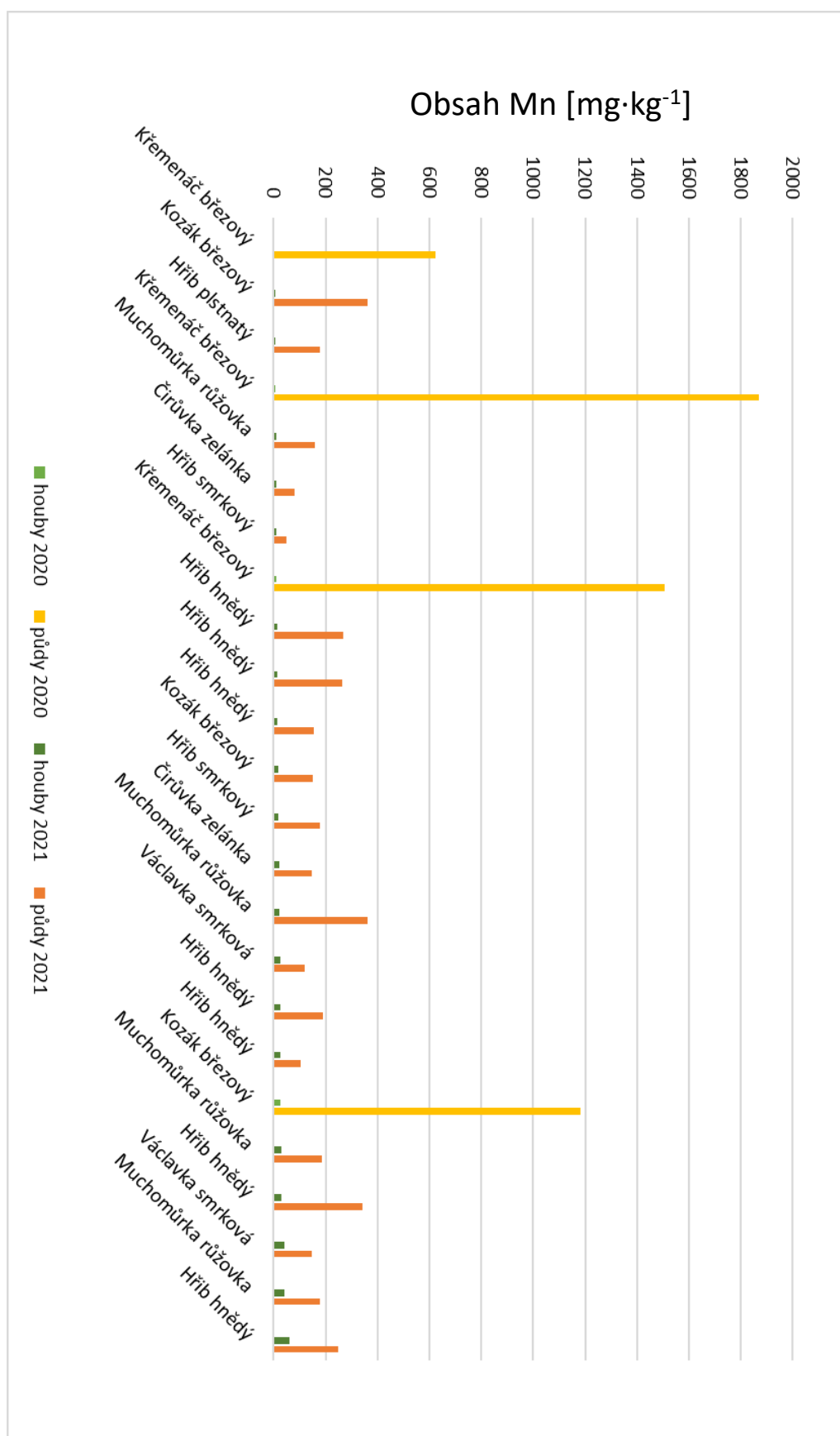
7.4 Mangan

Mangan byl v půdách druhým nejhojnějším měřeným prvkem. Maximální naměřená koncentrace byla $1\,869\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nejnižší naměřenou koncentrací bylo $49,7\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Přirozeně se tento kov vyskytuje v půdách ve stovkách $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Rejšek & Vácha, 2018). Toto tvrzení splňovaly všechny vzorky půd, kromě tří z roku 2020, kde hodnoty přesáhly tisíc $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Avšak všechny vzorky z tohoto roku jsou vyšší než z roku 2021. Domnívám se, že je to způsobeno rozdílnými lokalitami nálezu. Co však naše výsledky nesplňují, je tvrzení, že je obsah manganu srovnatelný v substrátu a plodnicích (Kalač & Svoboda, 2000), jelikož v našem případě do svého těla houby velké množství tohoto prvku nepřijímaly. Z tohoto důvodu nastala stejná situace jako u železa, kdy je výskyt kovu v houbách oproti půdám zanedbatelný.

V houbách byly změřeny koncentrace manganu od $3\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ do $61,4\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. S tím se téměř dokonale shoduje Kalač & Svoboda (2000), kteří uvádějí běžné hodnoty manganu v plodnicích v rozsahu $5\text{--}60\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nejméně bylo opět naměřeno ve vzorku křemenáče březového a nejvíce v hříbu hnědém. Stejně jako tomu bylo u železa, i mangan nejméně akumuloval křemenáč březový a kozák březový. Podobné výsledky výzkumníci naměřili v neznečištěném lese v Portugalsku. V něm byly naměřeny hodnoty od $14\pm 2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ do $51\pm 2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V kontaminované oblasti v okolí silnice pak byly hodnoty v čirůvce zelánce obdobné, jelikož portugalská studie uvádí $20\pm 2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v našich vzorcích jsme naměřili $20,8\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a $11,5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. I obsah manganu v hříbu hnědém je v souladu s touto studií, která v tomto druhu uvádí $15,5\pm 2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. (Carvalho et al., 2005). Výjimkou jsou tři vzorky, které tuto hodnotu v různém měřítku přesahují. Jednalo se však o vzorky, které obsahovaly jedny z nejvyšších koncentrací manganu i v substrátu.

Více manganu bylo naměřeno v čínském výzkumu, kde byl rozsah koncentrací $1,54\pm 0,08\text{--}110,50\pm 4,52\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Liu et al., 2015). To samé platí pro studii z Jižní Afriky. Tam byl tento prvek v těžební oblasti detekován v rozmezí od $6,84\pm 0,32\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ až $459,2\pm 135,76\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Sithole et al., 2017). Nejvíce manganu bylo zjištěno v plodnicích vzrostlých na znečištěných půdách v okolí Kladna. Průměrná hodnota zde činila

136,58 mg·kg⁻¹. V této oblasti však byly naměřeny velmi vysoké koncentrace manganu i v půdách (178–2 064 mg·kg⁻¹) (Šimůnková, 2022).



Obrázek 4 – Koncentrace manganu ve vzorcích hub a půd [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$] (Zdroj: vlastní výzkum)

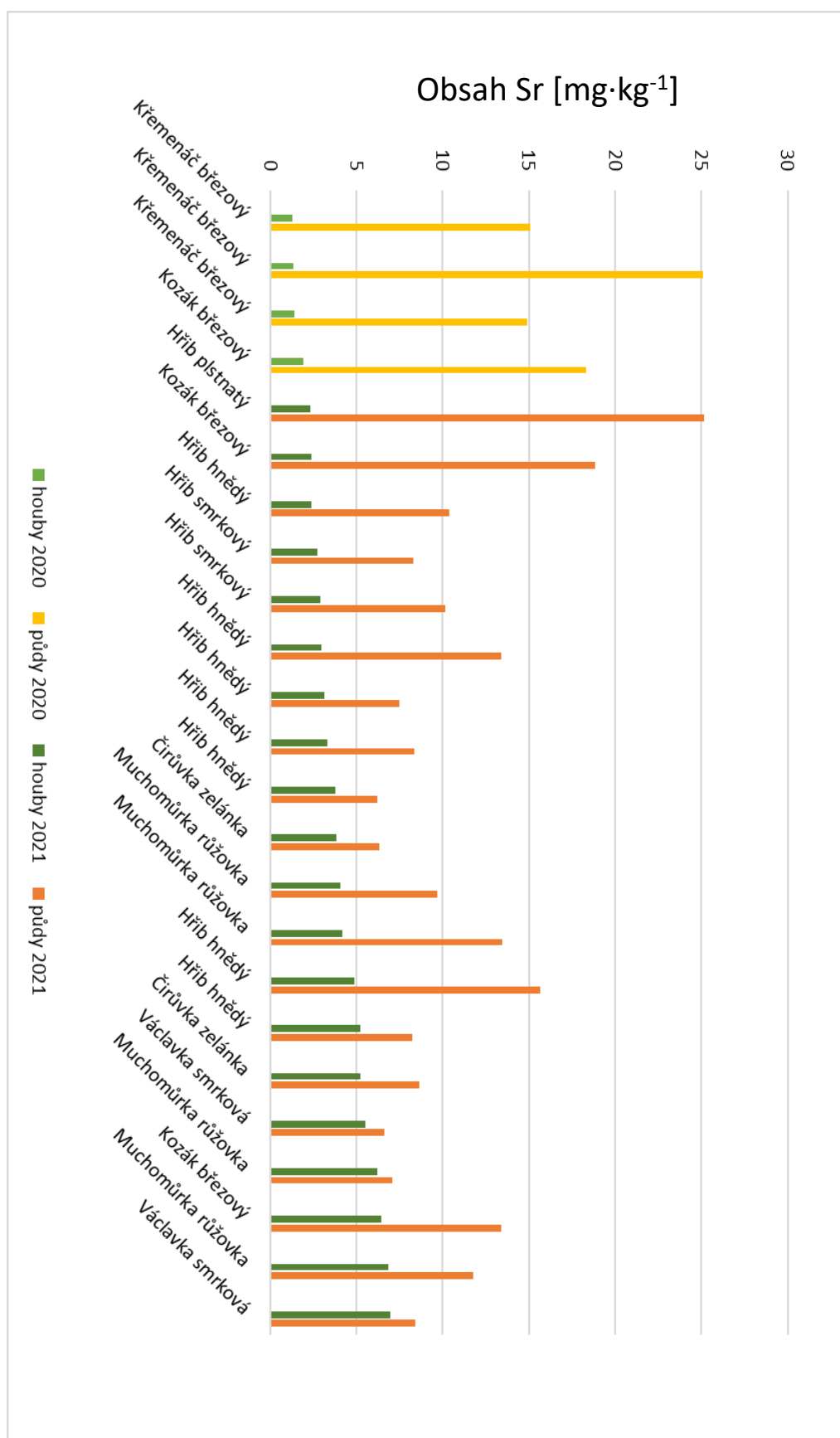
7.5 Stroncium

Stroncium bylo nejméně zastoupeným prvkem v půdách i v houbách. Ve vzorcích půd se nám podařilo naměřit 6,2–25,2 mg·kg⁻¹. V přírodě stroncium rychle podléhá oxidaci (Coelho et al., 2017) a proto se vyskytuje hlavně ve formě oxidu nebo jako součást minerálů (Nielsen, 2004) a hornin (Burger & Lichtscheidl, 2019). Jak je vidět na příslušném grafu (viz Obrázek 5), tak i přesto, že bylo v půdách odebraných v roce 2020 zastoupeno velké množství stroncia, tak v příslušných plodnicích ho bylo naměřeno nejméně.

Největší rozdíly mezi obsahem Sr v půdách a houbách můžeme pozorovat u vzorku hříbu plstnatého a křemenáče březového. U kozáka březového nastala zajímavá situace, kdy jeden vzorek obsahoval velmi malé množství stroncia v plodnici, ale hodně v substrátu. Druhý (z roku 2021) měl naopak hodně Sr v plodnici a průměrně v substrátu. Na grafickém znázornění (viz Obrázek 5) je vidět, že u stroncia dochází spíše k negativní korelaci mezi jeho obsahem v substrátu a plodnicích. Houby tedy vykazují malou schopnost akumulace pro tento prvek. Mohlo by to být způsobeno jeho schopností oxidace.

V naší práci jsme neměřili konkrétní izotopy stroncia, ale jelikož se v okolí lokalit nálezů vzorků nevyskytuje žádný potenciální zdroj radioizotopů, lze předpokládat, že se jedná o stabilní izotopy. I kdyby se v okolí radioizotopy vyskytovaly, tak do svých těl houby přijímají nízké dávky ⁹⁰Sr (Mascanzoni, 1992).

V plodnicích hub jsme zachytili hodnoty v rozmezí 1,3–7,0 mg·kg⁻¹. To znamená, že nepřesáhly obvyklé hodnoty 5–10 mg·kg⁻¹ (Kalač & Svoboda, 2000). Také v kladenské oblasti byly naměřeny velmi podobné koncentrace a to konkrétně 1,6–10,1 mg·kg⁻¹ (Šimůnková, 2022). Nejvyšší koncentrace v plodnicích patřila vzorku václavky smrkové. Dále ve velké míře kumulovala čirůvka zelánka, muchomůrka růžovka nebo hřib hnědý.



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

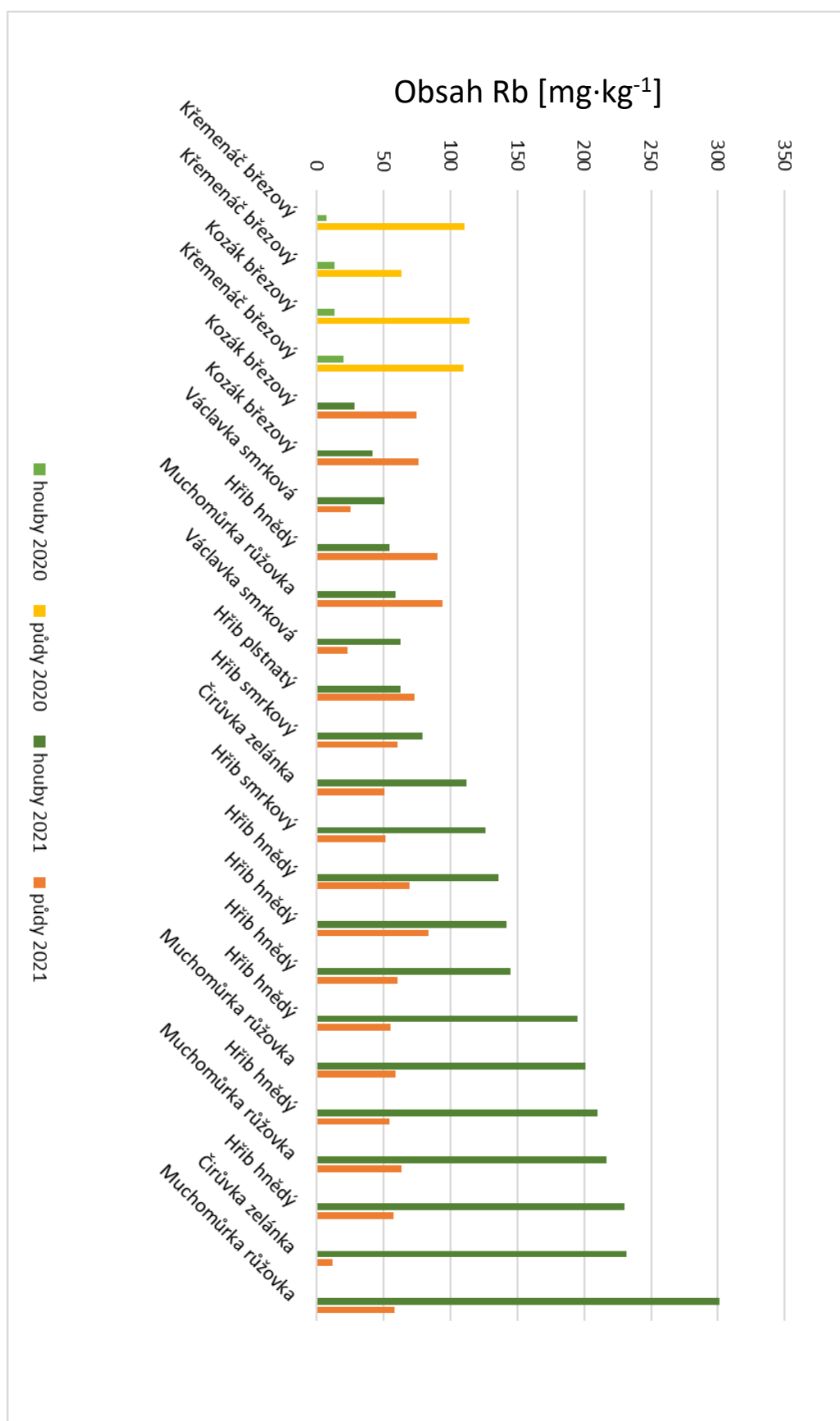
7.6 Rubidium

V případě rubidia se objevovala stejná situace jako u mědi a to ta, že byla jeho koncentrace vyšší v houbách než ve vzorcích půd pod houbami. To tedy znamená, že houby pro tento kov vykazují vysokou schopnost akumulace. Obsah v půdách se pohyboval od $25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ do $114,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

V houbách bylo široké rozpětí naměřených hodnot rubidia, jelikož v křemenáči březovém se vykytovalo pouhých $7,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Naopak nejvyšší hodnota dosáhla v muchomůrce růžovce až $300,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Podobně jako u muchomůrky růžovky jsme mohli pozorovat vysokou kumulační schopnost u čirůvky zelánky a hříbu hnědého. Nejnižší pak u křemenáče březového a kozáka březového.

Průměr naměřených koncentrací v našich vzorcích ($114,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) je nižší než ten, který udává Svoboda & Chrástný (2008) ve své práci – $174 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Dále také udávají, že existuje pozitivní korelace mezi množstvím rubidia v plodnicích a substrátu. S tím naše práce ve většině případů souhlasí, jak je i vidět na příslušném grafu (viz Obrázek 6). Také Vinichuk et al. (2010) uvádí výraznou schopnost hub akumulovat tento kov. Koncentrace rubidia v plodnicích ze švédského lesa byly více než o jeden řád vyšší než v myceliu získaném z půdy. Tak tomu bylo i v případě kladenského výzkumu. Tam však byly v houbách i v půdách naměřeny nižší koncentrace než v našem případě (Šimůnková, 2022). Naopak vyšší obsah rubidia byl analyzován ve vzorcích z okolí silnice v Portu. V hříbu hnědém detekovali $1\,100 \pm 55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ a v čirůvce zelánce $1\,668 \pm 52 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. S našimi výsledky jsou srovnatelné hodnoty ze vzorků bedly vysoké ($115 \pm 15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) (Carvalho et al., 2005).

Campos et al. (2012) uvádí, že rubidium je účinněji absorbováno ektomykorhizními druhy hub. Ektomykorhiza je charakteristická tím, že houbová vlákna pronikají do mezibuněčných prostor kořene stromu. Do této skupiny patří hříby a muchomůrky (Pešková, 2008). Právě zástupci těchto rodů jsou ty, ve kterých jsme naměřili nejvíce rubidia. Kromě nich bylo významné množství analyzováno i ve vzorku čirůvky zelánky, jež také patří mezi mykorhizní druhy.



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

7.7 Zinek

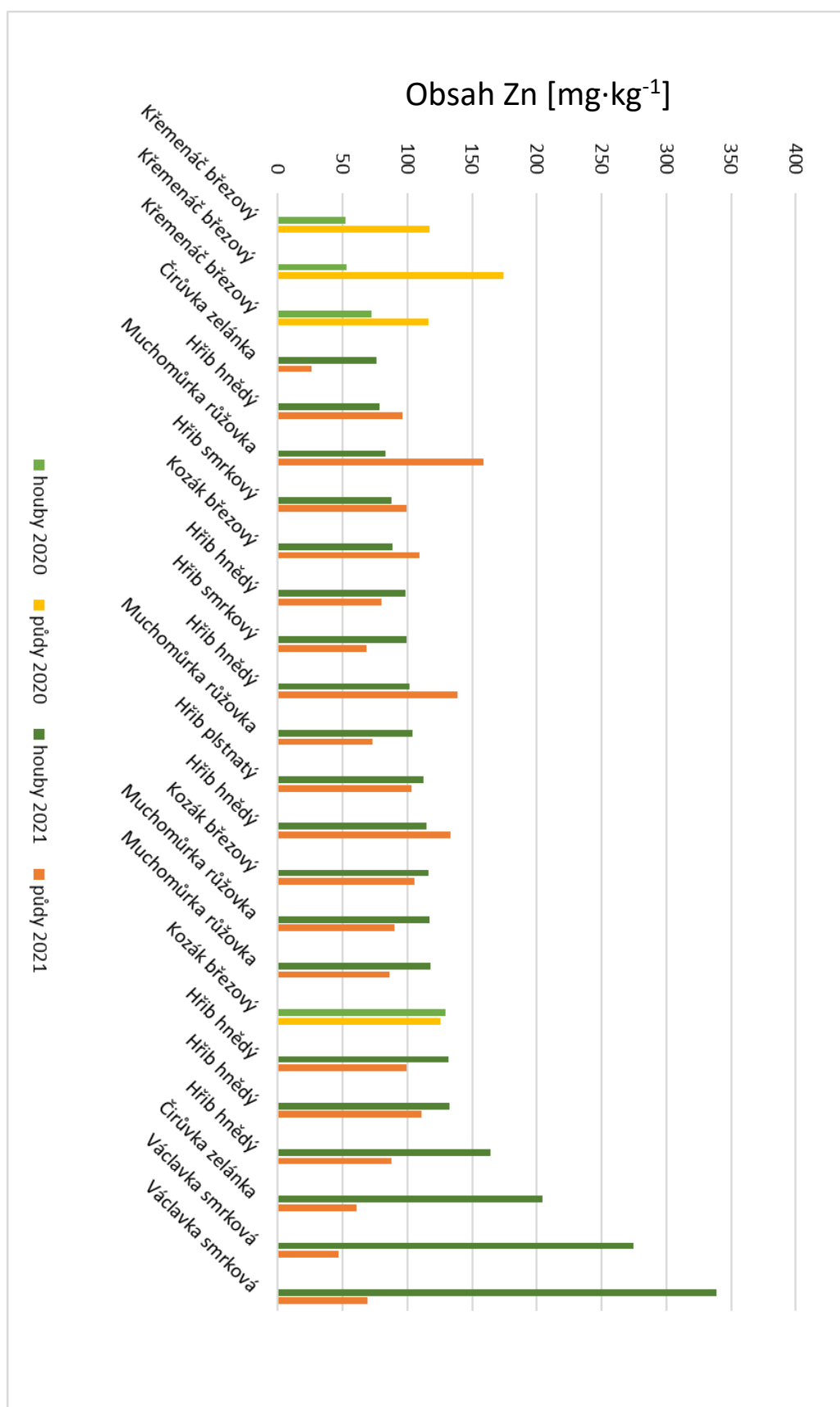
Zinek je dalším prvkem, u kterého se hojně vyskytoval fenomén, kdy byly naměřeny vyšší hodnoty v plodnicích hub než v příslušných půdách. Půdy obsahovaly 25,8–174,2 mg·kg⁻¹. Stanovené preventivní hodnoty Ministerstvem životního prostředí v půdách jsou pro zinek 120 mg·kg⁻¹ sušiny v běžných půdách a 105 mg·kg⁻¹ v lehkých půdách. Toto množství tedy bylo v několika našich vzorcích přesaženo.

Hodnoty koncentrací v houbách byly poměrně konzistentní, ale nejméně bylo změřeno ve vzorcích křemenáče březového – 52,1 a 52,9 mg·kg⁻¹. Nejvíce zinku obsahovaly vzorky václavky smrkové – 338,7 a 274,6 mg·kg⁻¹. Největší kumulační schopnost pro zinek vykazovala václavka smrková a čirůvka zelánka, jelikož množství kovu obsaženého v plodnicích velmi převažovalo nad množstvím v substrátu.

V tureckém národním parku místní výzkumníci naměřili ve václavce smrkové 51,5±0,7 mg·kg⁻¹. Sledovali také denní příjem kovů houbami. Pro václavku smrkovou uvádí 22,07 µg·kg⁻¹ hmotnosti/porce. Mimo jiné uvádí, že jedlé houby mají vyšší schopnost akumulace zinku než nejedlé (Keskin et al., 2021). Další studie se věnovaly václavce obecné (*Armillaria mellea*), ale i přesto stojí za zmínku. Ve Francii byl tento druh analyzován z oblasti okolo odpočívadel u dálnice. Naměřeny zde byly hodnoty od 55 mg·kg⁻¹ do 104 mg·kg⁻¹ (Cuny et al., 2001). V čínském Pekingu v ní naměřili 58,0–85,7 mg·kg⁻¹ (Huang et al., 2015). Naše práce tedy prokazuje, že václavka smrková má vysokou schopnost akumulace zinku z kontaminovaných půd, jelikož námi naměřené hodnoty jsou výrazně vyšší než ve zmiňovaných výzkumech.

Kalač & Svoboda (2000) uvádějí průměrné hodnoty v houbách od 30 do 150 mg·kg⁻¹, což je méně než v našem případě. S nimi srovnatelné množství naměřili v Portugalsku – 72–172 mg·kg⁻¹ (Carvalho et al., 2005). Velmi podobné množství bylo naměřeno i tureckými vědci, jejichž hodnoty činily od 19,6 do 176 mg·kg⁻¹ (Demirbaş, 2001). Zinek byl taktéž stanovován v čínské studii. Tam v oblasti Yunnan detekovali 8,71–59,53 mg·kg⁻¹ (Liu et al., 2015). Razantně nižší koncentrace byly změřeny v Turecku, kde maximální hodnota dosáhla pouhých 7,683 mg·kg⁻¹ (Severoglu et al., 2013). Tyto rozdíly potvrzují, že zinek je do prostředí uvolňován v důsledku automobilové dopravy a následně kumulován houbami.

Campos et al. (2012) tvrdí, že pro zinek existuje různá kumulační schopnost hub podle způsobu jejich života. Stejně jako tomu bylo u mědi, tak i zinek podle této studie nejlépe ukládají ve svých plodnicích saprofytické druhy hub. Jelikož druh, u kterého jsme detekovali nejvíce zinku, václavka smrková, toto kritérium splňuje, tak je naše práce v tomto případě v souladu se zmiňovaným španělským výzkumem.



Obrázek 7 – Koncentrace zinku ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] (Zdroj: vlastní výzkum)

9 Závěr

Cílem této práce bylo především stanovení koncentrace šesti těžkých kovů ve vzorcích různých druhů jedlých hub a jim příslušných půd, které byly odebrány v těsné blízkosti dálnice D1. Analyzována byla měď, železo, zinek, mangan, stroncium a rubidium. V rámci teoretické části práce byly krátce shrnuty informace o prvcích a jejich množství v jiných studiích z různých lokalit, dále o půdě, houbách, vlivu automobilové dopravy na obsah těžkých kovů v houbách a půdách a použité metodě. V rámci praktické části byl popsán celý proces sběru, přípravy a analýzy vzorků. Výsledky měření byly shrnuty a porovnány s jinými výzkumy v diskuzi. Cíle práce byly tedy splněny.

Nejvíce těžkých kovů bylo obsaženo v půdách z roku 2020, které byly odebrány v lokalitě, jež byla nejen v těsné blízkosti dálnice, ale také se poblíž nacházelo odpočívadlo s motorestem, dále pak město Humpolec a obec Vystrkov. Tudíž zde byla vyšší koncentrace automobilů, které zde zastavovaly a tím pádem zde docházelo k uvolňování kovů v důsledku opotřebování součástek. My jsme v této oblasti našli pouze druhy hub, které obecně ve svých plodnicích oproti ostatním moc těžkých kovů nekumulovaly. V budoucnosti by bylo určitě zajímavé, kdyby se podařilo na podobně zatížených půdách nalézt a zanalyzovat i další, akumulace schopnější, druhy hub. Popřípadě v těchto půdách zkoumat i další těžké kovy jako například rtuť, olovo nebo kadmium, které jsou také uvolňovány z automobilových součástek.

Oproti uvedeným studiím jsme naměřili zvýšený obsah železa jak v půdách, tak v houbách. Po železe byly nejzastoupenějšími prvky v houbách rubidium a zinek. Výborná schopnost akumulace se prokázala především u muchomůrky růžovky, čirůvky zelánky a hříbu hnědého. Nemůžeme tedy doporučit konzumaci většího množství zkoumaných druhů z oblastí v těsné blízkosti dálnice.

Seznam použité literatury

Abdel–Rahman, G. N. (2022). Heavy metals, definition, sources of food contamination, incidence, impacts and remediation A literature review with recent updates. *Egyptian Journal of Chemistry*, 65(1), 419–437.

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.

Barceloux, D. G., & Barceloux, D. D. (1999). Copper. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*, 37(2), 217–232.

Brevik, E. C., Cerdà, A., Mataix–Solera, J., Pereg, L., Quinton, J. N., Six, J., & Van Oost, K. (2015). The interdisciplinary nature of SOIL. *SOIL*, (1), 117–129.

Burger, A., & Lichtscheidl, I. (2019). Strontium in the environment: Review about reactions of plants towards stable and radioactive strontium isotopes. *Science of The Total Environment*, 653, 1458–1512.

Cabrera, W. E., Schrooten, I., De Broe, M. E., & d'Haese, P. C. (1999). Strontium and Bone. *Journal of Bone and Mineral Research*, 14(5), 661–668.

Campos, J. A., De Toro, J. A., Pérez de los Reyes, C., Amorós, J. A., & García–Moreno, R. (2012). Lifestyle Influence on the Content of Copper, Zinc and Rubidium in Wild Mushrooms. *Applied and Environmental Soil Science*, 2012, 1–6.

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.

Coelho, I., Castanheira, I., Bordado, J. M., Donard, O., & Silva, J. A. L. (2017). Recent developments and trends in the application of strontium and its isotopes in biological related fields. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 90, 45–61.

Cuny, D., Van Haluwyn, & Pesch, R. (2001). Biomonitoring of trace elements in air and soil compartments along the major motorway in France. *Water, Air, and Soil Pollution*, 125, 273–290.

Dazzi, C., & Lo Papa, G. (2022). International Soil and Water Conservation Research. *International Soil and Water Conservation Research*, (10), 99-108.

Demirbaş, A. (2001). Heavy metal bioaccumulation by mushrooms from artificially fortified soils. *Food Chemistry*, 74(3), 293–301.

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.

Greenwood, N. N., & Earnshaw, A. (1993). *Chemie prvku*. Informatorium.

Huang, Q., Jia, Y., Wan, Y., Li, H., & Jiang, R. (2015). Market Survey and Risk Assessment for Trace Metals in Edible Fungi and the Substrate Role in Accumulation of Heavy Metals. *Journal of Food Science*, 80(7), 1612-1618.

Chang, S. T., & Buswell, J. A. (1996). Mushroom nutraceuticals. *World Journal of Microbiology and biotechnology*, 12(5), 473–476.

Chen, X., Xia, X., Zhao, Y., & Zhang, P. (2010). Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1–3), 640–646.

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

Kaur, J., Bhat, S. A., Singh, N., Bhatti, S. S., Kaur, V., & Katnoria, J. K. (2022). Assessment of the Heavy Metal Contamination of Roadside Soils Alongside Buddha Nullah, Ludhiana, (Punjab) India. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(3), 1–24.

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

Keskin, F., Sarikurkcü, C., Akata, I., & Tepe, B. (2021). Element concentration, daily intake of elements, and health risk indices of wild mushrooms collected from Belgrad Forest and Ilgaz Mountain National Park (Turkey). *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 51544–51555.

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

Křížek, M., & Šíma, J. (2015). *Analytická chemie*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta.

Læssøe, T., & Del Conte, A. (1997). *Kniha o houbách: [praktický průvodce sběrem, určováním a kuchyňskou úpravou hub rostoucích v přírodě]*. Fortuna Print.

Li, H., Tian, Y., Menolli Jr, N., Ye, L., Karunarathna, S. C., Pérez–Moreno, J., Rahman, M. M., Rashid, M. H., Phengsintham, P., Rizal, L., Kasuya, T., Lim, Y. W., Dutta, A. K., Khalid, A. N., Huyen, L. T., Balolong, M. P., Baruah, G., Madawala, H. M. S. P., Thongklang, N., et al. (2021). Reviewing the world's edible mushroom species: A new evidence–based classification system. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 20(2), 1982–2014. <https://doi.org/KARUNARATHNA>

Liu, B., Huang, Q., Cai, H., Guo, X., Wang, T., & Gui, M. (2015). Study of heavy metal concentrations in wild edible mushrooms in Yunnan Province, China. *Food Chemistry*, 188, 294–300.

Lukeš, I., & Mička, Z. (1998). *Anorganická chemie II.: (Systematická část)*. Karolinum.

Mapy.cz. *Mapy.cz*. Retrieved March 5, 2022, from <https://mapy.cz/zakladni?moje-mapy&x=15.3505067&y=49.5322047&z=14&cat=mistatrasy&mid=62272bfac3b16b0adb42be2b>

Mascanzoni, D. (1992). Determination of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in mushrooms following the Chernobyl fallout. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 161(2), 483–488.

Nielsen, S. P. (2004). The Biological Role of Strontium. *Bone*, 35(3), 583–588.

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.

Pešková, V. (2008). Houby na kořenech lesních dřevin: Mykorrhizy. *Lesnická práce: Příloha časopisu Lesnická práce*, 87(12), I–IV.

Radetzki, M. (2009). Seven thousand years in the service of humanity — the history of copper, the red metal. *Resources Policy*, 34(4), 176–184.

Rejšek, K., & Vácha, R. (2018). *Nauka o půdě*. Agripint.

Richter, R. (2007). *Železo v půdě*. Živinný režim půd: Multimediální učební texty z výživy rostlin. Retrieved April 8, 2022, from https://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_fe.htm

Romero–Gavilán, F., Araújo–Gomes, N., García–Arnáez, I., Martínez–Ramos, C., Elortza, F., Azkargorta, M., Iloro, I., Gurruchaga, M., & Goñi, I. (2019). The effect of strontium incorporation into sol–gel biomaterials on their protein adsorption and cell interactions. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 174, 9–16.

Saniewski, M., Zalewska, T., Krasińska, G., Szyłke, N., Wang, Y., & Falandysz, J. (2016). ⁹⁰Sr in King Bolete *Boletus edulis* and certain other mushrooms consumed in Europe and China. *Science of The Total Environment*, 543, 287–294.

Seiler, H. G., Sigel, H., & Sigel, A. (1988). *Handbook on toxicity of inorganic compounds*. Marcel Dekker.

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.

Schlecht, M. T., & Säumel, I. (2015). Wild growing mushrooms for the Edible City? Cadmium and lead content in edible mushrooms harvested within the urban agglomeration of Berlin, Germany. *Environmental Pollution*, 204, 298–305.

Sithole, S. C., Mugivhisa, L. L., Amoo, S. O., & Olowoyo, J. O. (2017). Pattern and concentrations of trace metals in mushrooms harvested from trace metal–polluted soils in Pretoria, South Africa. *South African Journal of Botany*, 108, 315–320.

Svoboda, L., & Chrástný, V. (2008). Levels of eight trace elements in edible mushrooms from a rural area. *Food Additives and Contaminants*, 25(1), 51–58.

Šarapatka, B. (2014). *Pedologie a ochrana půdy*. Univerzita Palackého v Olomouci.

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.

Šimůnková, E. (2022). *Stanovení vybraných kovů v jedlých houbách na Kladensku*.

Šrámek, V., & Kosina, L. (1996). *Obecná a anorganická chemie*. FIN.

Vanitha, V., Ahil, M. N., & Rajathi, N. (2020). Classification of Mushrooms to Detect their Edibility Based on Key Attributes. *Bioscience Biotechnology Research Communications*, 13(11), 37–41.

Vinichuk, M., Taylor, A. F. S., Rosén, K., & Johanson, K. J. (2010). Accumulation of potassium, rubidium and caesium (133Cs and 137Cs) in various fractions of soil and fungi in a Swedish forest. *Science of the total environment*, 408(12), 2543–2548.

Vukojević, V., Đurđić, S., & Mutić, J. (2019). Accumulation of U, Th, Pb, V, Rb, and Ag in wild mushrooms *Macrolepiota procera* (Scop.) Singer from Goč, Serbia. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(13), 13147–13158.

Vyhláška č. 153/2016 Sb. O stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu (2016). Ministerstvo životního prostředí. https://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/334D37465BA483E2C125800A0029EF9C/%24file/V%20153_2016.pdf

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.

Xu, X., Yan, H., Chen, J., & Zhang, X. (2011). Bioactive proteins from mushrooms. *Biotechnology advances*, 29(6), 667–674.

Seznam příloh

Tabulka 1 – Označení vzorků, názvy hub, souřadnice a datum nálezu	27
Tabulka 2 – Kalibrační řada pro měření vzorků půd	29
Tabulka 3 – Kalibrační řada pro měření vzorků hub	29
Tabulka 4 – Základní statistické vyhodnocení výsledků půd [mg·kg ⁻¹]	31
Tabulka 5 – Základní statistické vyhodnocení výsledků hub [mg·kg ⁻¹]	31
Tabulka 6 – Obsah vybraných kovů v půdách	

Označení vzorku	Obsah vybraných kovů v půdách [mg·kg ⁻¹]					
	Rb	Zn	Fe	Cu	Sr	Mn
D20 - P03	109,9	117,3	41 983	68,9	14,9	1 507
D20 - P04	110,6	174,2	41 687	78,6	15,1	1 869
D20 - P05	114,5	125,5	39 866	68,9	18,3	1 182
D20 - P06	63,7	116,3	35 139	31,0	25,1	624,6
D21 - P06	90,4	110,7	21 445	16,6	15,6	189,5
D21 - P07	60,4	87,6	17 977	19,9	10,4	268,9
D21 - P08	58,4	86,2	18 419	25,5	13,5	362,3
D21 - P09	76,4	105,4	19 477	16,3	18,9	362,8
D21 - P10	54,3	133,5	15 399	11,2	13,4	264,9
D21 - P11	93,9	89,8	22 031	12,3	11,8	186,8
D21 - P12	73,2	103,2	18 314	17,9	25,2	179,9
D21 - P13	74,6	109,4	20 024	17,6	13,4	150,3
D21 - P14	60,7	99,1	17 540	21,1	10,1	49,7
D21 - P15	55,2	139,0	17 328	14,6	6,2	104,6
D21 - P16	58,7	158,5	20 230	31,6	9,7	157,4
D21 - P17	69,3	99,6	22 145	28,9	7,5	154,2
D21 - P18	83,7	80,3	14 815	23,7	8,4	341,8
D21 - P19	63,5	73,3	16 207	13,5	7,1	180,1
D21 - P20	51,3	68,7	12 839	18,8	8,3	176,9
D21 - P21	57,6	96,3	19 559	19,4	8,2	249,2
D21 - P22	25,0	69,1	2 966	8,9	8,4	147,0
D21 - P23	12,2	25,8	6 930	5,2	6,3	80,7

D21 - P24	23,2	46,7	5 392	10,1	6,6	118,9
D21 - P25	51,1	61,1	15 809	17,4	8,6	145,6

Zdroj: Vlastní výzkum

Tabulka 7 – Obsah vybraných kovů v houbách

Označení vzorku	Obsah vybraných kovů v houbách [mg·kg ⁻¹]					
	Rb	Zn	Fe	Cu	Sr	Mn
D20 - H03	19,9	52,1	280,1	4,2	1,4	12,5
D20 - H04	7,7	52,9	155,8	4,9	1,3	8,0
D20 - H05	13,2	129,7	879,0	15,8	1,9	26,4
D20 - H06	13,2	72,6	97,4	18,6	1,4	3,0
D21 - H06	54,7	132,5	2 188	34,6	4,9	24,8
D21 - H07	145,2	164,0	340,1	43,3	2,4	14,4
D21 - H08	300,9	117,6	565,0	45,0	4,2	22,8
D21 - H09	41,5	116,1	122,6	9,6	2,4	6,0
D21 - H10	209,9	114,9	480,0	10,7	3,0	15,2
D21 - H11	58,8	117,0	2 673	24,9	6,8	29,4
D21 - H12	63,1	112,8	136,8	28,9	2,3	6,5
D21 - H13	28,6	88,3	1 168	11,7	6,4	17,6
D21 - H14	78,9	87,5	884,4	16,2	2,9	11,8
D21 - H15	195,2	101,7	3 044	26,4	3,8	26,3
D21 - H16	200,7	83,0	821,4	38,2	4,1	10,5
D21 - H17	135,7	131,7	1 345	13,3	3,1	16,2
D21 - H18	142,1	98,8	1 642	38,2	3,3	30,9
D21 - H19	216,7	103,6	3 518	27,3	6,2	42,6
D21 - H20	126,1	99,0	1 135	18,5	2,7	18,7
D21 - H21	229,9	78,4	4 166	22,0	5,2	61,4
D21 - H22	50,7	338,7	1 896	24,2	7,0	40,1
D21 - H23	231,6	76,0	328,9	32,5	3,8	11,5
D21 - H24	62,6	274,6	873,5	29,4	5,5	24,5
D21 - H25	112,3	204,0	1 217	29,3	5,2	20,8

Zdroj: Vlastní výzkum

Seznam použitých obrázků

Obrázek 1 – Mapa nálezů vzorků pro analýzu	26
Obrázek 2 – Koncentrace mědi ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]	34
Obrázek 3 – Koncentrace železa ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]	37
Obrázek 4 – Koncentrace manganu ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]	40
Obrázek 5 – Koncentrace stroncia ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]	42
Obrázek 6 – Koncentrace rubidia ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]	44
Obrázek 7 – Koncentrace zinku ve vzorcích hub a půd [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]	47

Seznam použitých zkratk

AAS	atomová absorpční spektrometrie
CVG–AAS	atomová absorpční spektrometrie generující výpary
FAAS	plamenová absorpční spektrometrie
ICP–MS	hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plasmatem
POP	perzistentní organické polutanty
p.p.	pro polovodiče