



**VYSOKÁ ŠKOLA BÁŇSKÁ – TECHNICKÁ UNIVERZITA OSTRAVA**  
**HORNICKO-GEOLOGICKÁ FAKULTA**

Katedra environmentálního inženýrství



**Index nabohacení pro silniční prach z oblasti Olomouce**

Enrichment Factor for Street Dust in the Olomouc Area

DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Autor:**

Bc. Eva Strnadová

**Vedoucí diplomové práce:**

prof. Ing. Helena Raclavská, CSc.

Ostrava 2020

# Zadání diplomové práce

VŠB - Technická univerzita Ostrava  
Hornicko-geologická fakulta  
Katedra environmentálního inženýrství

## Zadání diplomové práce

Student: **Bc. Eva Strnadová**  
Studijní program: **N2102 Nerostné suroviny**  
Studijní obor: **3904T005 Environmentální inženýrství**  
Téma: **Index nabohacení pro silniční prach z oblasti Olomouce  
Enrichment Factor for Street Dust in the Olomouc Area**  
Jazyk vypracování: **čeština**

### Zásady pro vypracování:

1. Úvod a cíl práce
2. Prachové částice z komunikací
  - 2.1 Původ prachových částic – zdroje
  - 2.2 Chemické složení
  - 2.3 Velikost částic jak faktor pro určení původu
3. Charakteristika oblastí
  - 3.1 Zdroje znečištění
  - 3.2 Klimatické podmínky
  - 3.3 Geochemie půd
4. Analýzy vzorků
  - 4.1 Metodika stanovení
  - 4.2 Chemická analýza metodou RTG-fluorescence
  - 4.3 Zrnitostní distribuce
  - 4.4 Optické metody identifikace
  - 4.5 Fázové složení – verifikace anomálií
  - 4.6 Statistické zhodnocení analyzovaného souboru
  - 4.7 Mapy plošné distribuce
5. Index nabohacení
  - 5.1 Metodika výpočtu indexu nabohacení
  - 5.2 Srovnání s literárními údaji
  - 5.3 Interpretace výsledků
6. Závěr

### Seznam doporučené odborné literatury:

- Alves C.A., Evtugina M., Vicente A.M.P., Vicente E.D., Nunes T.V., Silva P.M.A., Duarte M.A.C., Pio C.A., Amato F., Querol X. (2018). Chemical profiling of PM10 from urban road dust. Science of the Total Environment. 634. 41–51
- Gunawardana, C., Goonetilleke, A., Egodawatta, P., Dawes, L., and Kokot, S. (2012): Source characterization of road dust based on chemical and mineralogical composition. Chemosphere. vol. 87, p. 163-170.
- Lanzerstorfer Ch., Logiewa A. (2019). The upper size limit of the dust samples in road dust heavy metal studies: Benefits of a combined sieving and air classification sample preparation procedure. Environmental Pollution. 245. 1079-1085

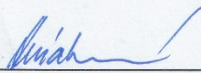
Sýkorová, B., Raclavská, H., Matýšek, D., Kucbel, M., Raclavský, K. and Růžičková, J. (2017). Identification of pollution sources in the urban atmosphere. *Inzynieria Mineralna*. vol. 1, p. 147-152.  
Wan D., Han Z., Yang J., Yang G., Liu X. Heavy metal pollution in settled dust associated with different urban functional areas in a heavily air-polluted city in North China. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2016, 13, 1119; doi:10.3390/ijerph13111119  
Wang, Q., Zhang, Q., Wu, Y., Wang, X.C. (2017). Physicochemical conditions and properties of particles in urban runoff and rivers: Implications for runoff pollution. *Chemosphere* 173, 318-325.

Formální náležitosti a rozsah diplomové práce stanoví pokyny pro vypracování zveřejněné na webových stránkách fakulty.

Vedoucí diplomové práce: **prof. Ing. Helena Raclavská, CSc.**

Datum zadání: 31.10.2019

Datum odevzdání: 30.04.2020



doc. Ing. Silvie Heviánková, Ph.D.  
vedoucí katedry



prof. Ing. Vladimír Slivka, CSc., dr.h.c.  
děkan fakulty

## Prohlášení

- Celou diplomovou práci jsem včetně příloh, vypracovala samostatně a uvedla jsem všechny použité podklady a literaturu.
- Byla jsem seznámena s tím, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č.121/2000 Sb. - autorský zákon, zejména § 35 – využití díla v rámci občanských a náboženských obřadů, v rámci školních představení a využití díla školního § 60 – školní dílo.
- Beru na vědomí, že Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava (dále jen VŠB-TUO) má právo nevýdělečně ke své vnitřní potřebě, diplomovou práci užít (§ 35 odst. 3).
- Souhlasím s tím, že jeden výtisk diplomové práce bude uložen v Ústřední knihovně VŠB-TUO k prezentačnímu nahlédnutí a jeden výtisk bude uložen u vedoucího diplomové práce. Souhlasím s tím, že údaje o diplomové práci, obsažené v záznamu o závěrečné práci, umístěném v příloze mé diplomové práce, budou zveřejněny v informačním systému VŠB-TUO.
- Souhlasím s tím, že diplomová práce je licencována pod Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 3.0 Unported licenci. Pro zobrazení kopie této licence, je možno navštívit <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/>
- Bylo sjednáno, že s VŠB-TUO, v případě zájmu o komerční využití z její strany, uzavřu licenční smlouvu s oprávněním užít dílo v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona.
- Bylo sjednáno, že užít své dílo – diplomovou práci nebo poskytnout licenci k jejímu komerčnímu využití mohu jen se souhlasem VŠB-TUO, která je oprávněna v takovém případě ode mě požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly VŠB-TUO na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše)

V Ostravě dne: 30.5.2020



---

Bc. Eva Strnadová

## **Poděkování**

Ráda bych poděkovala především své vedoucí této závěrečné práce, prof. Ing. Heleně Raclavské, CSc. za odborné vedení, důvěru a trpělivost, cenné připomínky a ochotu. Velké poděkování patří také Ing. Marku Kucbelovi, Ph.D., za jeho čas, trpělivost a velkou ochotu pomoci.

V neposlední řadě chci poděkovat své rodině a přátelům za trpělivost a podporu v těchto měsících.

## **Věnování**

Tuto diplomovou práci věnuji své mamince, která mi vždy věřila a ve všem mne podporovala. Věřím, že i nyní by na mne byla pyšná, a ráda by si ji, stejně jako mou bakalářskou práci, přečetla.

## **Abstrakt**

V předložené práci jsou zpracovány možnosti porovnání indexu nabohacení ve vzdušných aerosolech (PM<sub>10</sub>) a v pouličním prachu, což je ovlivněno znečištěním ovzduší. Pouliční prach může být resuspendován do atmosféry za pomoci větru a dopravními prostředky v městských oblastech. Tento prach ovlivňuje kvalitu ovzduší a lidského zdraví. Na podzim roku 2019 byla provedena podrobná studie ke stanovení změn koncentrací těžkých kovů a magnetické susceptibility porovnáním vzorků pouličního prachu získaného ve vybraných lokalitách města Olomouce. Byla provedena chemická analýza metodou RTG-fluorescence, zrnitostní distribuce, dále byly vypracovány optické metody analýzy, fázová složení a mapy plošné distribuce.

Pro metriku indexu nabohacení byl použit zirkon (Zr), který souvisí s geogenními faktory. Zr je přítomen převážně v částicích uvolňovaných z půdního prostředí než z lidské činnosti (De Vos a kol., 2006).

## **Klíčová slova:**

prachové částice; index nabohacení; silniční prach; RTG-fluorescence; těžké kovy; magnetická susceptibilita; resuspenze

## **Abstract**

In the presented thesis, the possibilities of comparing of the enrichment factor (EF) in aerosols (PM<sub>10</sub>) and in street dust, which is influenced by air pollution, were elaborated. Street dust can be resuspended into the atmosphere by wind and vehicles in urban areas. This dust affects air quality and human health. In the autumn of the year 2019, a detailed study was carried out to determine changes in heavy metal concentrations and magnetic susceptibility by comparing samples of the street dust obtained in selected localities of the city of Olomouc. Chemical analysis by X-ray fluorescence, grain size distribution, optical analysis methods, phase compositions and area distribution maps were developed.

Zirconium (Zr), which is related to geogenic factors, was used for the enrichment index metric. Zr is present predominantly in particles released from the soil environment rather than from human activity (De Vos et al., 2006).

## **Key words:**

dust particles; enrichment factor; street dust; X-ray fluorescence; heavy metals; magnetic susceptibility; resuspension



## Seznam použitých zkratk

CE .....	Černozemě
CL .....	Katodoluminiscenční
EBSD .....	Electron backscatter diffraction (detektor ohybu zpět odražených elektron)
EDX .....	Energy-dispersive X-ray energeticky disperzní analyzátor
EF.....	Enrichment factor
FGr.....	Final gravel
FL.....	Fluvizemě
HDP .....	Hrubý domácí produkt
HMM .....	Heavy Metals and Metalloids (těžké kovy a metaloidy)
HN.....	Hnědozemě
HPJ.....	Hlavní půdní jednotka
IAD .....	Individuální automobilová doprava
MT10 .....	Mírně teplá klimatická oblast
PAHs.....	Polycyklické aromatické uhlovodíky
PM.....	Particulate matter (pevné částice/polétavý prach)
RTG .....	Rentgen
SO ORP.....	Správní obvod obce s rozšířenou působností
T2.....	Teplá klimatická oblast
US EPA.....	United States Environmental Protection Agency
VOC .....	Volatile Organic Compounds (těkavá organická látka)
WDX.....	Wavelength dispersive x-ray
WHO .....	World Health Organization (Světová zdravotnická organizace)

## Obsah

1	ÚVOD A CÍL DIPLOMOVÉ PRÁCE .....	1
2	Prachové částice z komunikací.....	3
2.1	Původ prachových částic – zdroje.....	4
2.1.1	Příčiny vzniku polétavého prachu.....	4
2.1.2	Zdroje znečišťování .....	5
2.1.3	Emise v dopravě.....	6
2.2	Chemické složení silničního prachu.....	11
2.3	Velikost částic jako faktor pro určení původu .....	12
3	Charakteristika oblasti .....	17
3.1	Charakteristika Olomouce.....	17
3.2	Zdroje znečištění .....	19
3.2.1	Zdroje znečištění a průmysl v Olomouckém kraji.....	19
3.3	Hydrologické a geomorfologické poměry .....	21
3.4	Klimatické podmínky .....	22
3.5	Geochemie půd.....	23
4	Analýzy vzorků .....	29
4.1	Metodika stanovení .....	30
4.2	Chemická analýza metodou RTG-fluorescence a statistické zhodnocení výsledků 33	
4.3	Zrnitostní distribuce .....	36
4.3.1	Zrnitostní analýza laserovým granulometrem laseru.....	40
4.4	Optické metody identifikace .....	41
4.4.1	Magnetická susceptibilita .....	49
4.5	Fázové složení částic – verifikace anomálií.....	52
4.6	Korelační analýza a statistické zhodnocení analyzovaného souboru.....	60
4.7	Mapy plošné distribuce prachových částic .....	61
4.7.1	Výsledky zpracování dat ke konstrukci mapy plošné distribuce .....	63
5	Index nabohacení.....	65
5.1	Metodika indexu nabohacení .....	65
5.2	Srovnání s literárními údaji.....	69
5.3	Interpretace výsledků .....	71
6	ZÁVĚR.....	75

## 1 ÚVOD A CÍL DIPLOMOVÉ PRÁCE

Obecně se předpokládá, že industrializace je klíčovým faktorem a nedílnou součástí hospodářského růstu. Četné studie však naznačují negativní dopad průmyslu na hlavní složky životního prostředí, včetně půdy, vody a vzduchu. Nedávno bylo vyjádřeno velké znepokojení nad výskytem kovů a metaloidů (dále HMM) v prachových částicích a půdách vlivem rychlé industrializace (Loska a kol., 2004; Al-Khashman, Shavabkeh, 2006; Rawat a kol., 2009; Jan a kol., 2010; Panagopoulos a kol., 2015; Mathur a kol., 2016; Lu a kol., 2017; Ayoubi a kol., 2018).

Pro posouzení úrovně znečištění životního prostředí těžkými kovy a metaloidy (HMM) je monitorován jejich výskyt v krajině – atmosférické srážky, městská půda, sedimenty ve vodních tocích, vegetace atd.

V poslední době byla silničnímu prachu věnována zvýšená pozornost, protože vliv dopravního průmyslu na životní prostředí je velice významný (Gurjar a kol., 2008; D'Angiola a kol., 2010; Goel, Guttikunda, 2015; Cheng a kol., 2016; Kasimov a kol., 2019c). Výskyt HMM v silničním prachu byl zkoumán v různých městech po celém světě. Pozornost byla věnována zejména výskytu Cd, Zn, Cu, Mn, Pb, Fe a Ni, méně studií je k dispozici o Sb, Mo, As, Bi a Ag (Amato a kol., 2009b; Quiroz a kol., 2013; Dehghani a kol., 2017).

Množství a chemické složení silničního prachu je určováno atmosférickou depozicí tuhých částic, s resuspendovanými částicemi půdy a částicemi vytvořenými v důsledku otěru vozovky a vozidla (pneumatiky, brzdové destičky apod.). Výskyt znečišťujících látek v ovzduší závisí na objemu automobilové dopravy. Z dopravy jsou emitovány částice motorového oleje a produktů spalování paliv (Sb, Cu, Zn, Pb, Mo), otěru pneumatik (Cd, Zn, Sb, Cu, Pb, Cr, Co a Ni), opotřebení brzdových destiček a slitinových povrchů (Cu, Sb, Ag, Pb, Ni, Zn, Cr a W). Při výrobě ložisek se používají antifrikční slitiny na bázi Pb a Sn, mezi které patří také Cu, Cd, Sb, As a Ni (State Standard GOST 1320-74, 2001). S rostoucí intenzitou provozu se také zvyšují koncentrace Cu, Cd, Zn, Pb, Ti, Ni, Mo, Zr, Fe, Ca a K v silničním prachu (Apeageyi a kol., 2011; Duong, Lee, 2011). Zvýšená abraze povrchu vozovky a značení silnic vedou k nabohacení silničního prachu o Zn, Ag, W, As, V, Cr a Co (Pal a kol., 2011).

Silniční prach může být zdrojem sekundárního znečištění ovzduší a půd v blízkosti silnic. Prachové částice jsou rozděleny podle velikosti na: hrubé částice o průměru větším než 2,5  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2,5-10}$ ), jemné částice ( $< 2,5 \mu\text{m}$ ,  $\text{PM}_{2,5}$ ) a velmi jemné částice ( $< 1 \mu\text{m}$ ,  $\text{PM}_1$  a  $< 0,1 \mu\text{m}$ ,  $\text{PM}_{0,1}$ ). Ve Spojených státech je silniční prach zdrojem více než poloviny hmoty částic  $\text{PM}_{10}$  a přibližně čtvrtiny částic  $\text{PM}_{2,5}$  v atmosféře (Spojené státy, 2017). Přibližně 40 % emisí  $\text{PM}_{10}$  je spjato se sekundární prašností prachu ze zpevněných cest. Silniční prach obsahuje 60–100 % Si, Al, Ti a Ca; 40–60 % Sr a Mg; 20–40 % Fe, Pb a K; a až 20 % Cl, S, Co, Mn, Cu, Ni, Sn, Zn a Te v atmosférických částicích  $\text{PM}_{2,5-10}$  (Amato a kol., 2009a; Chen a kol., 2012; Lawrence a kol., 2016).

Cílem této diplomové práce bylo použití indexu nabohacení v silničním prachu k identifikaci antropogenního původu prvků a určení významu silniční dopravy na plošné zatížení. Pro dosažení cíle byla využita chemická analýza silničního prachu v částicích o různých velikostech. V zájmovém území města Olomouc bylo zvoleno 65 lokalit odběru vzorků s různou intenzitou provozu.

Byly vytyčeny tyto konkrétní cíle:

- Stanovení chemických prvků ve dvou zrnitostních třídách silničního prachu odebraného na silnicích s různou intenzitou provozu;
- Identifikace nabohacení silničního prachu o HMM použitím EF (s využitím hodnoty clarku obsahu prvku v zemské kůře) a zirkonu;
- Zhodnocení zdroje znečišťujících látek v silničním prachu a identifikace paragenetické skupiny HMM v jednotlivých složkách městské krajiny ve městě Olomouc;
- Definování anomálií a vytvoření map plošné distribuce prachových částic, statistické zhodnocení a srovnání výsledků měření.

## 2 Prachové částice z komunikací

Prachové částice na vozovce jsou tvořeny půdními částicemi, částicemi uvolňovanými z konstrukčních materiálů vozovky, posypovým inertním materiálem, částicemi uvolňovanými abrazí z jednotlivých částí automobilů a v neposlední řadě i částicemi z difuzních zdrojů (popílký), geogenními částicemi přenášený dálkovým přenosem (prach ze Sahary) a biogenními částicemi – pyl a zbytky rostlinné hmoty (Švédová a kol. 2020). Asi 40 % částic v celkové prašné depozici, pochází dle Světové banky z nezpevněných silnic, což je zvláště významná statistika ve venkovských oblastech a rozvojových zemích, kde je většina silničních sítí šterk (v některých zemích až 90 %).

Silniční prach je tvořen tuhými částicemi, které se vytváří působením mechanických sil (drcení, broušení, rychlé nárazy, manipulace, detonace a dekrepitace organických a anorganických materiálů: hornina, ruda a kov). Částice silničního prachu mají různou velikost od několika mm po mikronové částice z otěru identifikovatelné pouze elektronovým mikroskopem (Sutherland et. al., 2000).

Částice městského aerosolu se nalézají ve střední vrstvě atmosféry, převážně nad velkými městy. Tyto částice jsou směsí aerosolu různorodého původu (hlavně antropogenního), lišící se svými vlastnostmi – chemickým složením, tvarem, dobou setrvání, koncentrací, velikostí distribuce částic. Hmotnostní koncentrace aerosolu ve městech se pohybuje v rozmezí od desítek  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  až do několika  $\text{mg}/\text{m}^3$  během období znečištění vzduchu ve velmi znečištěných městech v rozvojových zemích. Horizontální distribuce se výrazně liší a je závislá na antropogenních a přírodních zdrojích, mocnosti promíchávaných vrstev (běžně 0–2 km), atmosférické stabilitě a morfologii terénu (Hinds, 1999).

S ohledem na vliv částic na lidské zdraví jsou významnými parametry: tvar, velikost částic a jejich chemické složení (WHO, 2007).

## 2.1 Původ prachových částic – zdroje

V posledních letech byly provedeny studie zkoumající složení silničního prachu v mnoha zemích (Škrbić a kol., 2012; Wijaya a kol., 2012; Saradhi a kol., 2014). Na složení silničního prachu mají hlavní vliv emise z dopravy. V oblastech s těžkým průmyslem (metalurgie, energetika) byl prokázán také vysoký vliv průmyslových emisí. Těžba uhlí neovlivňuje významně chemické složení prašné depozice, ale její množství v důsledku vyšších přepravních aktivit. Uhelný prach může dokonce snižovat koncentrace v silničním prachu, neboť koncentrace HMM mohou být nižší než v půdách (Logiewa et. al., 2020).

Silniční prach byl uznán jako významný zdroj znečištění ovzduší ve městech. Resuspendované částice z hladkých povrchů silnic mohou výrazně zvýšit koncentrace částic (Particulate Matter – PM) v atmosféře. Částice ze zpevněných cest mohou kromě HMM obsahovat i významný podíl polycyklických aromatických uhlovodíků (PAHs) a aromatických uhlovodíků (BTEX) se zvýšeným rizikem nepříznivých účinků na lidské zdraví (WHO, 2007).

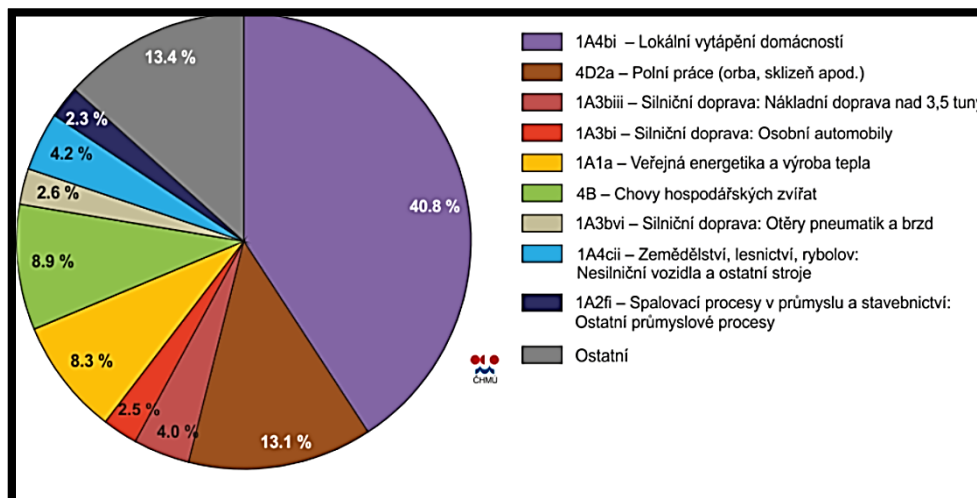
Určení složení (mineralogického fázového a chemického složení) včetně původu částic prachu ze silnic je důležité pro vývoj vhodných strategií zmírňování vlivu částic na lidské zdraví (Gunawardana et. al., 2011).

### 2.1.1 Příčiny vzniku poléťavého prachu

V malém množství je poléťavý prach uvolňován při přirozených geogenních procesech (např. sopečnou erupcí nebo při lesních požárech). V současnosti je příčinou vzniku poléťavého prachu (prachové částice bez granulometrického omezení) především lidská činnost. Na obr. 1 jsou znázorněny zdroje emisí PM<sub>2,5</sub> v ČR za rok 2012 dle ČHMÚ. Je zde výsečový graf, kde převážnou část (40,8 %) tvoří emise z lokálního vytápění domácností. Poléťavý prach dále vzniká při různých procesech:

- Nárůst automobilové dopravy.
- Tepelné elektrárny.
- Vytápění nekvalitními palivy v domácnostech.
- Spalování odpadů.
- Metalurgické procesy.
- Větrná eroze půdních částic.

- Stavební činnost



Obr. 1: Zdroje emisí PM<sub>2,5</sub> v ČR za rok 2012 (upraveno podle ČHMÚ, 2013)

### 2.1.2 Zdroje znečišťování

Zdrojem znečištění jsou činnosti nebo zařízení způsobující znečištění ovzduší, tzn. vnášení jedné nebo více znečišťujících látek (Jančík, 2005b). Znečišťující látky jsou do ovzduší vnášeny různými emisními zdroji, které je možno rozdělit dle řady kritérií (Hůnová, Janoušková, 2004)

- **Dle původu** se dělí na přirozené (prašné bouře, bakteriální či sopečná činnost atd.) a antropogenní (všechno co souvisí s lidskou činností – výroba tepla a elektřiny, zemědělská a průmyslová výroba, likvidace odpadu a výroba). V oblastech intenzivní lidské činnosti jsou emisní koncentrace mnohem vyšší než v odlehlých oblastech vzdálených od zdrojů.
- **Dle umístění** se zdroje dělí na přízemní (emitující v bezprostřední blízkosti povrchu země – lomy, skládky, zemědělská činnost, automobilová doprava, lokální topeniště atd.), výškové (letecká doprava) a vyvýšené (tyto zlepšují lokální situaci, ale značně přispívají k přenosu znečišťujících látek na větší vzdálenosti, kdy může docházet k acidifikaci prostředí relativně čistých oblastí, bez větších zdrojů znečišťování ovzduší – charakteristické vysoké komíny tepláren, elektráren a průmyslových závodů).
- **Dle uspořádání** jsou zdroje rozděleny na liniové (např. doprava na řece či dálnici), bodové (např. komín), plošné (např. průmyslová aglomerace,

město jako celek, skládka, povrchový lom atd.) a objemové – katastrofy (např. jaderný výbuch).

- **Dle stálosti povahy** jsou zdroje rozděleny na mobilní (mění svou polohu) a stacionární (nemění polohu v čase a prostoru). Stacionární zdroje se člení dle tepelného výkonu, rozsahu znečištění nebo míry impaktu technologického procesu na kontaminaci ovzduší (Váňa, 2008).
- **Dle časového měřítka** jsou zdroje rozděleny na kontinuální (např. elektrárny produkující  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$  a  $\text{CO}_2$ ) a diskontinuální (přetržité).

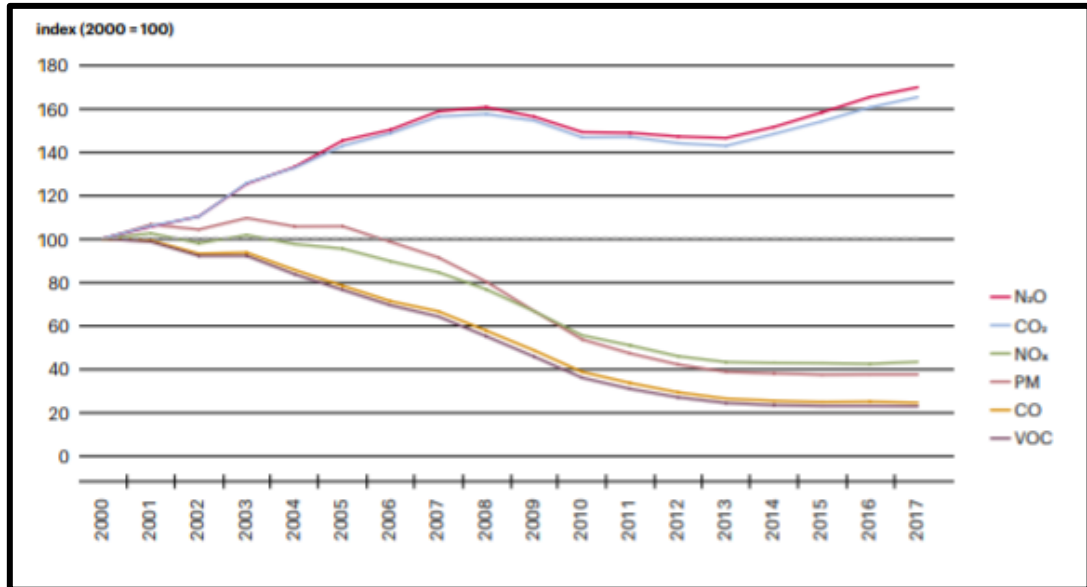
### 2.1.3 Emise v dopravě

Kvalita a druh paliva představují hlavní faktory pro množství a složení emisí vypouštěných do ovzduší. Chemické prvky obsažené v palivu vytváří základ vypouštěných emisí po spalování v motoru. Významného snížení emisí olova lze dosáhnout používáním kvalitnějšího paliva (přechod na tzv. benzín bezolovnatý). Dalším faktorem ovlivňujícím produkované znečištění je druh motoru a efektivita spalování. Vznětové motory (na naftu) sice produkují v silniční dopravě méně emisí  $\text{NO}_x$  a CO než zážehové motory (na benzín), na druhou stranu ale produkují více karcinogenních látek a těkavých organických sloučenin (VOC). Oproti zážehovým motorům navíc motory vznětové produkují emise  $\text{SO}_2$  (Adamec, 2008).

Doprava vytváří především emise CO a  $\text{NO}_x$  (30–80 % celosvětové dopravy) a  $\text{CO}_2$  (až 40 % všech  $\text{CO}_2$  emisí). Emise pevných částic mají závažné zdravotní dopady (10 % pevných částic je z dopravy, v obytných oblastech je často doprava dominantním zdrojem pevných částic) a VOC (těkavých organických látek, kterých doprava vyprodukuje až 30 % (Majerník, 2007).

Na obr. 2 je znázorněn vývoj emisí skleníkových plynů a znečišťujících látek z dopravy v ČR od roku 2000 až po rok 2017. Klíčovým aspektem impaktu dopravy na zdraví obyvatelstva je produkce znečišťujících látek, jež v období 2000–2017 i navzdory růstu přepravních výkonů v nákladní i osobní dopravě poklesla. Emise suspendovaných částic se snížily o 62,5 %. Snížení emisí zajištěné technologickými inovacemi, včetně použití dodatečných systémů ke snížení emisí, jako je například selektivní katalytická redukce (SCR) nebo filtr pevných částic. Na konci sledovaného období nejsou vykazovány emise  $\text{NO}_x$  z dopravy. V roce 2017 se meziročně zvýšily o 2,1 % (mzp.cz, 2018).

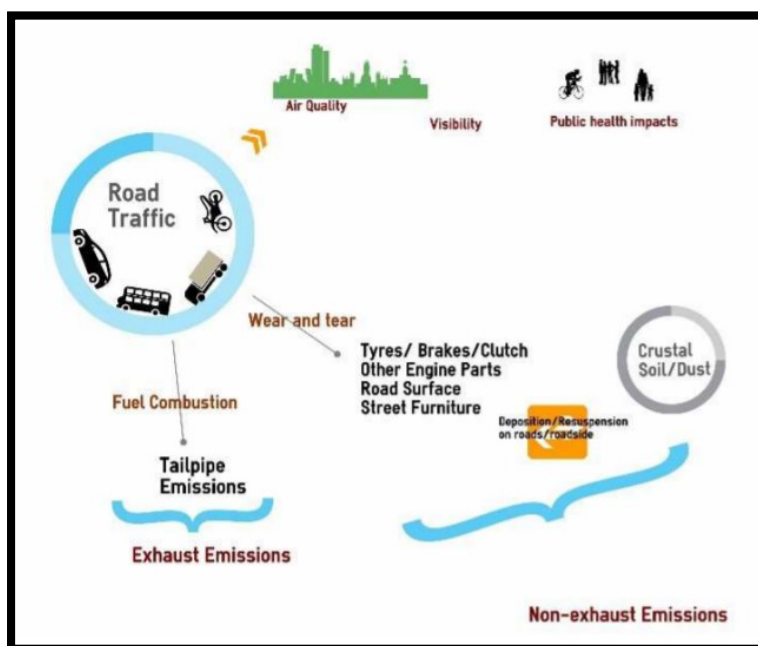




Obr. 2: Vývoj emisí skleníkových plynů a znečišťujících látek z dopravy v ČR [index, 2000 = 100], 2000–2017 (upraveno dle mzp.cz, 2017)

U automobilové dopravy rozlišujeme dva základní typy emisí, pro stanovení tuhých částic. Na obr. 3 toto rozdělení zaznamenáno:

- **Nevýfukové emise** – zde lze jmenovat několik mechanických procesů automobilové dopravy, emitujících prachové částice: obrušování pneumatik, brzdových destiček, povrchu vozovky, a hlavně resuspenzi usazených prachových částic, které vznikly při turbulenci kol (Thorpe, Harrison, 2008).
- **Výfukové emise** – neboli primární prašnost. Tím rozumíme produkty spalovacích procesů motorů automobilů. Tyto produkty jsou pak emitovány přímo do ovzduší (hlavně uhlíkové saze) (Grigoratos, Martini, 2015).



Obr. 3: Rozdělení emisí z dopravního průmyslu (upraveno podle [simonwolff.org.uk](http://simonwolff.org.uk), 2020)

Vysvětlivky: Tailpipe Emissions, Exhaust emissions – výfukové plyny, Fuel Combustion – spalování paliva, Road traffic – silniční doprava, Wear and tear – opotřebení, Air Quality – kvalita vzduchu, Visibility – viditelnost, Public health impact – vliv na veřejné zdraví, Tyres – pneumatiky, Brakes – brzdy, Clutch – spojka, Other Engine Parts – další části motoru, Road Surface – povrch vozovky, Street Furniture – pouliční vybavení jako například poštovní schránka, Deposition – depozice, Resuspension on roads – resuspenze na silnicích, roadside – silnice, Crustal Soil/Dust – půda/prach, Non-exhaust Emissions – nevýfukové emise.

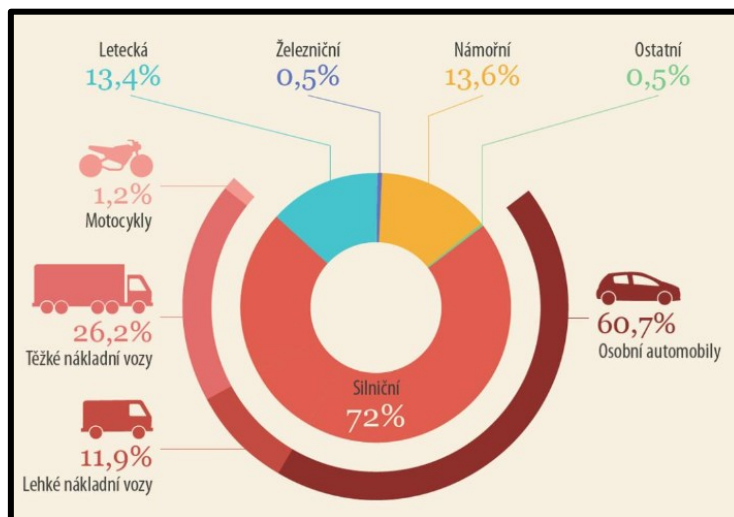
Mnoho studií naznačuje, že význam nevýfukových emisí je stejný či snad dokonce vyšší než emise ze spalování pohonných paliv. V některých evropských zemích (hlavně ve Skandinávii) bylo zjištěno, že znečištění z výfukových plynů přispívá pouze k 10 % emisí  $PM_{10}$  z automobilové dopravy, přičemž zbývající emise představují největší podíl přičítaný resuspenzi uložených částic (Johansson a kol., 2007a).

Resuspenze je důležitým zdrojem nevýfukových emisí. Zdrojem emisí jsou částice deponované na povrchu vozovky. Tyto částice jsou připraveny k rozptýlu a opětovnému usazení – tento jev je označován jako „re-suspenze“ (Amato a kol., 2013). Když vozidlo projede po silnici, jsou tyto prachové částice odnášeny turbulentním prouděním vzduchu způsobeném koly vozidla (tzv. turbulentní stříh). Silná turbulence vznikající podél kol vozidla, mezi jeho podvozkem a zemským povrchem se vytváří i za projíždějícími automobily. Turbulentní proudění není ovlivněno typem automobilu, paliva, a tedy

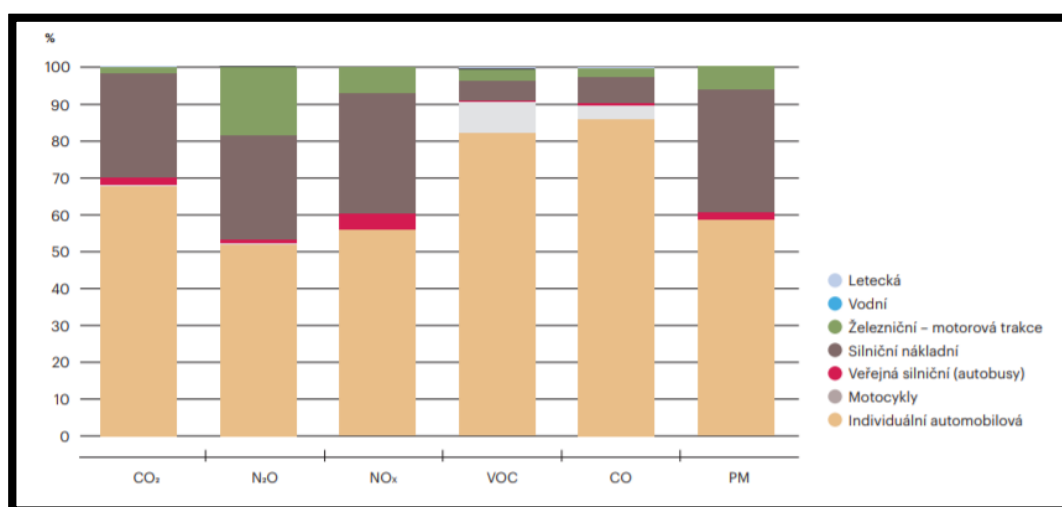
i nevyjímaje bezemisní vozidla (tramvaje atp.). Množství takto zvířených (resuspendovaných) částic závisí na těchto faktorech (mzp.cz, 2015):

- **charakter povrchu vozovky**
  - zimní posyp
  - stav opotřebení vozovky
  - množství prachových částic ve vozovce
  - nezpevněná/zpevněná komunikace
  - užitý povrchový materiál vozovky
  - čištění komunikace
- **dopravní parametry**
  - plynulost jízdy
  - rozměry vozidla
  - rychlost jízdy
  - zastoupení nákladních automobilů (respektive hmotnost vozidla)
  - intenzita dopravy (počet vozidel za jednotku času)
- **meteorologické faktory**
  - vlhkost vzduchu
  - intenzita a frekvence srážek
  - délka zimního období
  - rychlost větru
  - délka období sucha

Na obr. 4 je znázorněn podíl emisí CO<sub>2</sub> dle druhu dopravy. Osobní automobily patří k největším producentům emisí CO<sub>2</sub> a představují tak 60,7 % celkových emisí z dopravy (EEA, 2016).



Obr. 4: Podíl emisí CO<sub>2</sub> dle druhu dopravy za rok 2016 (upraveno dle Evropská agentura pro životní prostředí)



Obr. 5: Struktura emisí skleníkových plynů a znečišťujících látek z dopravy v Olomouckém kraji dle druhů dopravy [%], (upraveno dle CDV, v.v.i., 2018)

Vyšší zátěž kvality životního prostředí a ovzduší dopravou má jižní část Olomoucka, kde se nalézají největší sídla, a kterou protínají hlavní silniční tahy. V roce 2018 měl kraj z celostátního pohledu na jednotku plochy podprůměrné emise z dopravy (nejnižší z moravských krajů (0,5 t NO<sub>x</sub>.km<sup>-2</sup>), charakterizující emisní zátěž území. Na znečištění ovzduší dopravou se v roce 2018 nejvíce podílela individuální automobilová doprava

(obr. 5), jež byla převažujícím zdrojem dopravních emisí VOC (82,1 %) a CO (85,9 %). Podíl nákladní dopravy na celkové emise z dopravy byl nejvyšším u NO<sub>x</sub> (33,0 %) a PM emisí (33,1 %) (mzp.cz, 2018).

## 2.2 Chemické složení silničního prachu

Chemické složení silničního prachu je vzhledem k množství zdrojů suspendovaných částic v městských podmínkách velice komplikované. Silniční prach se skládá z heterogenních částic, které jsou ovlivněny půdním prostředím, lidskou činností a klimatickými podmínkami. Půdní minerály tvoří hlavní složku (60 %) pouličního prachu. Z tohoto množství představuje křemen 40–50 %, dalšími hlavními minerály jsou ty ze skupiny živců a fylosilikáty (chlorit a muskovit). Organické látky rostlinného původu tvoří přibližně 2 % (Costa a kol., 2014; Hovorka, 2009; Chow a kol., 1994; Chow, Watson, 1998). Zbývající částice pocházejí z dopravy (výfukové i nevýfukové emise). Kovy v městském silničním prachu mají geogenní (půdní eroze s následnou resuspenzí částic) nebo antropogenní původ: dálniční doprava, silniční doprava, průmyslová činnost a energetika, místní vytápění.

Mezi hlavní chemické složky patří:

- **Nitráty, anorganické ionty (např. ionty draslíku, sodíku, chloridu, hořčíku a vápníku), amonné ionty a sulfáty.** Tyto látky tvoří zejména jemný aerosol, nicméně nitráty tvoří významnou část hrubého aerosolu.
- **Saze** obsahují čistý grafitový uhlík, ale i netěkavé organické látky (dehet).
- **Organické aerosol. částice,** které se skládají ze stovek až tisíců dílčích sloučenin, jsou tvořeny více než dvaceti atomy uhlíku. Stopy spalování fosilních paliv, biomasy a zemědělských chemikálií (pesticidy, herbicidy, hnojiva) produkují převážně jemný aerosol a jsou zdrojem těchto organických sloučenin.
- **Materiál zemské kůry** je suspendovaným prachem minerálního původu. Skládá se z oxidů křemíku, železa, hliníku, titanu a vápníku. Specifické kombinace těchto minerálních složek jsou ovlivněny geologickými oblastmi, průmyslovými procesy (hutnictví, těžba a výroba cementu, ocelářství).

Materiály zemské kůry jsou tvořeny převážně hrubozrnnými částicemi a obvykle tvoří přibližně 50 % hrubozrnné třídy a 5–15 % třídy jemnozrnné.

- **Voda** – některé organické sloučeniny, amonné ionty, rozpustné sulfáty, nitráty a další anorganické ionty absorbují z atmosféry vodní páru, zvláště je-li relativní vlhkost 70 % a více.
- **Chlorid sodný** – vyskytuje se v přímořských oblastech v podobě mořské pěny (jemné částice). Vlivem resuspenze posypových materiálů se vyskytuje v okolí chodníků a vozovek (hrubé částice).
- **Bioaerosol** – spory hub, pyl. Největší množství hrubého aerosolu tvoří části rostlin, nicméně některé viry a bakterie lze nalézt také v jemné frakci.
- **HMM (nikl, měď, kadmium, zinek a vanad)**. Tyto metaloidy pochází z automobilové dopravy a metalurgického průmyslu. Dále vznikají spalováním fosilních paliv a z prašných provozů.
- **PAHs (polycyklické aromatické uhlovodíky)**. Zdrojem je hlavně průmysl, ale i spalovací motory a lokální topeniště (Shi a kol., 2008; Anderson a kol., 2010; Cao a kol., 2012; Cai a kol., 2013; Soltani a kol., 2015).

Při otěru pneumatik se do životního prostředí uvolňují Zn, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo a Ni. Brzdové systémy uvolňují hlavně Fe a také Cu, Sb, Ba, Al, Si, S, Ti, Zn, Ni, Cr, Pb a také malé množství Cd (Adachi, Tainosho, 2004). Koroze a opotřebení kovových částí automobilů mohou být zdrojem Cu, Ni a Cr (Atiemo a kol., 2011).

Důležitým aspektem pro stanovení zatížení životního prostředí pomocí rizikových prvků je výpočet faktoru nabohacení, který umožňuje identifikaci antropogenních a geogenních zdrojů (Reimann, Clemens, Caritat, Patrice de., 2000).

### 2.3 Velikost částic jako faktor pro určení původu

Silniční prach představuje heterogenní směs částic různých velikostí a složení. Částice prachu mohou být biogenního nebo minerálního původu. Navíc se podstatné množství těchto částic tvoří antropickými procesy (Ayrault a kol., 2013). Složení pouličního prachu je proto velmi variabilní a je ovlivněno klimatickými podmínkami, půdním prostředím, podložím a antropickou aktivitou (Fedotov a kol., 2014). V Curychu byl původ částic v pouličním prachu identifikován následovně: 21% opotřebení pneumatik, 38 %

materiálu z povrchu vozovky, 41 % částic z výfukových plynů (Bukowiecki a kol., 2010). Emise PM z výfukových plynů motorů klesají v důsledku snížených limitů. Na druhé straně se zvyšuje význam emisí z resuspendování a opotřebení (brzdy, pneumatiky a povrch vozovky) (Švédová a kol., 2020).

Silniční prach jako celek a jeho částice jsou obohaceny o technogenní Ag, Cd, Zn, Sn, Sb, Cu, W, Pb, Bi a Mo; další prvky pocházejí hlavně z přírodních a smíšených zdrojů, přírodních i technogenních. Celkové obohacení HMM je maximální ve frakci PM<sub>1</sub> a snižuje se s rostoucí velikostí částic. Na malých silnicích se částice PM<sub>1</sub> a PM<sub>1-10</sub> nejvíce ohrožující životní prostředí koncentrují až na 93 % Ag; 51–60 % Cd, Bi, As, Sb a Sn; 31–50 % Cr, Mo, Pb, Ni, Zn, Co a Cu; a 15–30 % W, V, Fe, Mn, Be, Ti a Sr. Na větších silnicích klesá podíl všech prvků spojených s částicemi PM<sub>1</sub> a PM<sub>1-10</sub> (Kasimov a kol., 2020).

Obsah HMM v prachu ze silnic ve městech světa – velikostní distribuce HMM – je stále nedostatečně prostudován. Studie geochemického složení silničního prachu lze podmíněně rozdělit do dvou skupin. První zahrnuje zkoumání obsahu prvků v částicích o různé velikosti. Nedávné studie se zaměřily na částice PM<sub>10</sub>, které představují potenciální nebezpečí pro veřejné zdraví (Ramírez a kol., 2019; Kasimov a kol., 2019a; Zhang a kol., 2019; Tian a kol., 2019), stejně jako jemné částice PM<sub>2,5</sub> a PM<sub>5</sub>, které by mohly být sfouknuty z povrchu vozovky a zůstat pak dlouho v atmosféře (Kong a kol., 2012; Padoan a kol., 2017; Lanzerstorfer, 2018). Současně je k dispozici jen málo informací o koncentracích HMM v silničních částicích s průměrem menším než 20 μm kvůli obtížím při separaci těchto částic proséváním (Lanzerstorfer, 2018).

Druhá skupina zahrnuje studie rozdělení částic HMM v silničním prachu, konkrétně stanovení distribuce znečišťujících látek mezi třídami velikostí částic ve vzorku silničního prachu a definice částic, které jsou hlavními nosiči HMM. Hlavní důraz je kladen na relativně hrubé částice o velikosti: <125 a 125–200 μm (Abdel-Latif, Saleh, 2012), <75, 75–180, 180–850, 850–2 000 μm (Duong a kol., 2006), <63, 63–80 nebo 63–125 nebo 63–250 μm a některé další, ještě hrubší částice (Deletic, Orr, 2005; Han a kol., 2008; Zafra a kol., 2011; Han a kol., 2014). Ale někdy se i jemnější částice stanou předmětem výzkumu: <38, 38–74, 74–125 μm v průměru (Shen a kol., 2016), <37, 37–50, 50–75, 75–100 μm (Fujiwara a kol., 2011), <20, 20–56, 56–90, 90–250 μm (Adamiec a kol., 2016). Nedávné studie rozdělení velikosti částic HMM v silničním prachu zohledňují jemné částice <5, 5–

15, 15–35  $\mu\text{m}$  a hrubozrnnější (Lanzerstorfer, Logiewa, 2019) a <2,5, 2,5–10, 10–200, 200–2 000  $\mu\text{m}$  (Padoan a kol., 2017). Nezohledňují však složení ekologicky nejnebezpečnější částice  $\text{PM}_{10}$ .

Sítová analýza se používá pro půdy o velikosti částic pod 2 mm. Vysušená zemina o hmotnosti 1 kg se přesítuje přes sadu sít a definuje se hmotnost prosátého materiálu, která je přepočtena na % původní navážky. Půdy jsou na základě velikosti částic děleny podle ČSN EN 14688-1 (tab. 1).

Tab. 1: Třídy dle velikosti zrn (upraveno dle ČSN EN 14688-1)

Skupiny zemín	Frakce	Značka	Velikost zrn [mm]
Velmi hrubozrnná zemina	Velký balvan	LBo	od 630
	Balvan	Bo	od 200 do 630
	Valoun	Co	od 63 do 200
Hrubozrnná zemina	Hrubozrnný štěrtek	CGr	od 20 do 63
	Střednězrnný štěrtek	MGr	od 6,3 do 20
	Jemnozrnný štěrtek	FGr	od 2,0 do 6,3
	Hrubozrnný písek	CSa	od 0,63 do 2,0
	Střednězrnný písek	MSa	od 0,2 do 0,63
Jemnozrnná zemina	Jemnozrnný písek	FSa	od 0,063 do 0,2
	Hrubozrnný prach	CSi	od 0,02 do 0,063
	Střednězrnný prach	MSi	od 0,0063 do 0,02
	Jemnozrnný prach	FSi	od 0,002 do 0,0063
	Jíl	CI	do 0,002

Emisní faktor pro silniční prach se vyjadřuje v mg na vozidlo za ujetý km ( $\text{mg}\cdot\text{vkt}^{-1}$ ), a lze jej odvodit z hodnot silničního prachu ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ ). Výpočtem emisních faktorů resuspenze prachových částic se zabývá řada studií. Nejčastější a nejpoužívanější metodikou výpočtu resuspenze, je metodika US EPA *Compilation of Air Pollutant Emission Factors*. Tato metodika se běžně využívá i v Evropě, a to ve studiích zaměřených na určení emisních bilancí automobilové dopravy ve větších oblastech.

Dle této metodiky se určuje množství emisí zvířených částic prachu ze suché vozovky pomocí následujícího vzorce:

$$E = k \times sL^{0,91} \times W^{1,02}$$



Kde:

- E = emisní faktor příslušné velikostní skupiny částic. Vyjadřuje se stejnými jednotkami jako koeficient k (pro suchou vozovku).
- k = koeficient dané velikostní skupiny částic
- sL = množství částic prachu <75 μm usazených na vozovce (g/m<sup>2</sup>)
- W = průměrná hmotnost vozidla (tzv. krátká tuna<sup>1</sup>)

Pro množství prachu (částice <75μm) na povrchu vozovky není uvažován procentuální podíl, pouze celkový jeho obsah v gramech na m<sup>2</sup>, a to na rozdíl od výpočtu pro nezpevněnou komunikaci. Metodika US EPA doporučuje provádět vzorkování konkrétních komunikací, pro které je následně výpočet použit. Je nutné určit sL hodnotu pro konkrétní lokaci.

V ČR se v současné době vychází z metodiky US EPA AP-42 s použitím vzorce:

$$E = [k \times sL^{0,91} \times (W \times 1,1)^{1,02}] \times (1 - P / 4N)$$

Kde:

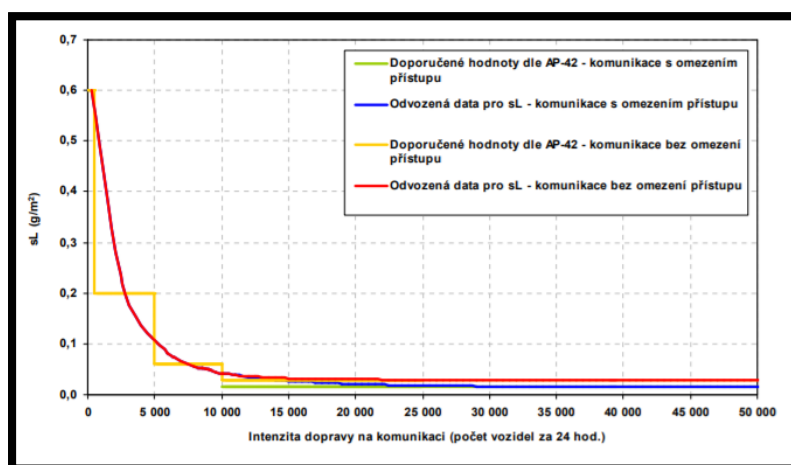
- E = emisní faktor (g/km)
- k = koeficient závislý na velikosti částic(g/km) viz Tab. 2.
- sL = zátěž povrchu vozovky částicemi prachu (g/m<sup>2</sup>) viz obr 6,7
- W = průměrná hmotnost vozu (t)
- P = počet dnů z N dnů, kdy úroveň srážek se rovnala 1 mm. Při hodnocení průměrných ročních emisí N = 365

Tab. 2: Hodnoty koeficientu k pro jednotlivé zrnitostní třídy

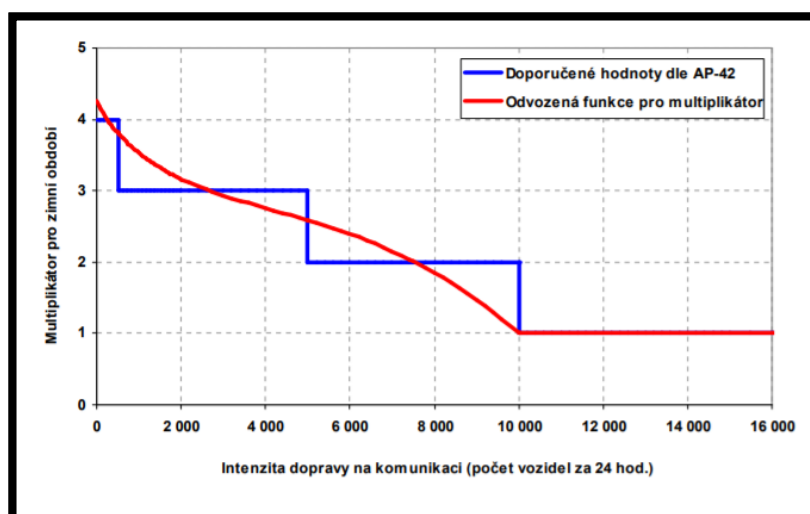
Třídy PM	k
PM <sub>2,5</sub>	0,15
PM <sub>10</sub>	0,62
PM <sub>15</sub>	0,77
PM <sub>30</sub>	3,23

<sup>1</sup> Krátká tuna (short ton) = 907,1847 kg (Bureš, 2001)

Výsledný emisní faktor je závislý na postupu stanovení sL hodnoty. Metodiky SEF CR a AP-42 obsahují doporučené hodnoty, jež se mění dle intervalů intenzity provozu na silnici. Jejich nevýhodou však jsou skokové změny na hranici těchto intervalů. Aby se zajistilo, že hodnoty sL nebudou ostře klesat v závislosti na intenzitě provozu (jak navrhuje AP-42 metodika), ale postupně, se doporučuje použít modifikovaný postup, ve kterém byly zadané hodnoty prokládány regresními křivkami. Křivka doporučených sL hodnot byla vytvořena pro letní období pomocí křivky navržené na základě multiplikátorů pro zimní část roku (viz obr. 6). Hodnoty sL se liší pro komunikace bez omezení a s omezením přístupu. Regresní křivky, které jsou doporučeny Ministerstvem životního prostředí použít při výpočtu, získávají hodnoty jednotlivých sL v závislosti na intenzitě provozu a jsou uvedeny v obr. 7 (mzp.cz, 2018).



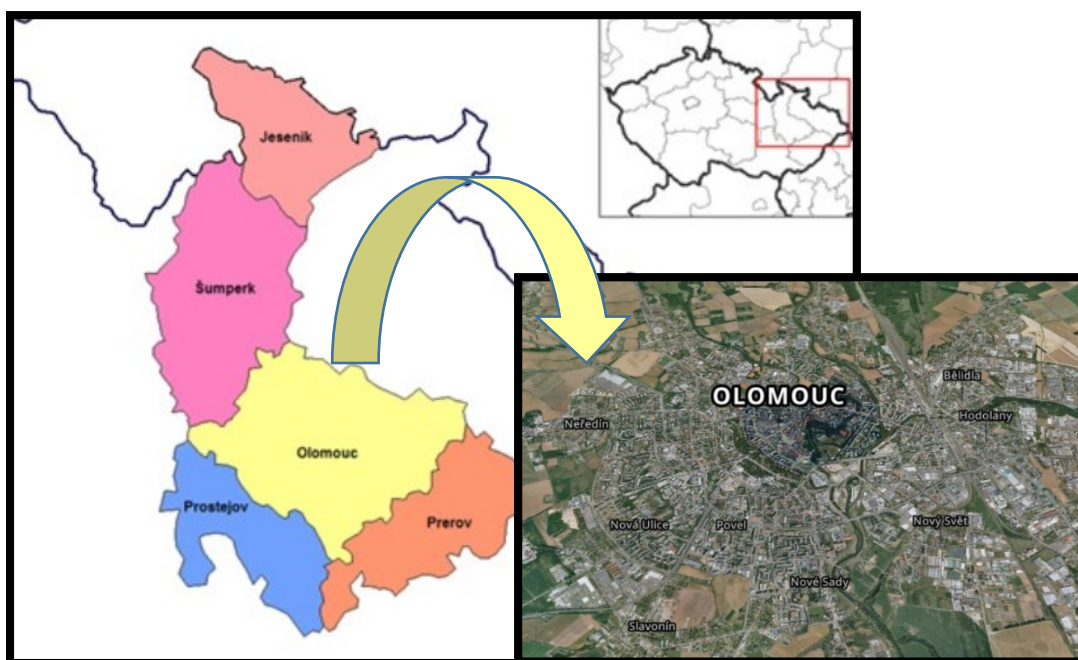
Obr. 6: Hodnoty „sL“ v letním období v závislosti na intenzitě silniční dopravy (upraveno dle mzp.cz)



Obr. 7: Hodnoty multiplikátoru v závislosti na intenzitě dopravy ke stanovení hodnoty (upraveno dle mzp.cz)

### 3 Charakteristika oblasti

Vzorky prachu (65 vzorků pouličního a silničního prachu) byly odebrány v Olomouckém okrese, který je součástí Olomouckého kraje, jež se rozkládá ve střední a severní části Moravy viz obr. 8. Spolu se Zlínským krajem tvoří region soudržnosti Střední Morava. Olomoucký kraj se dělí se na pět okresů (Olomouc, Prostějov, Šumperk, Jeseník a Přerov (Statutární město Olomouc, 2020)).



Obr. 8: Mapa znázorňující lokaci Olomouckého kraje (upraveno dle mapy.cz)

#### 3.1 Charakteristika Olomouce

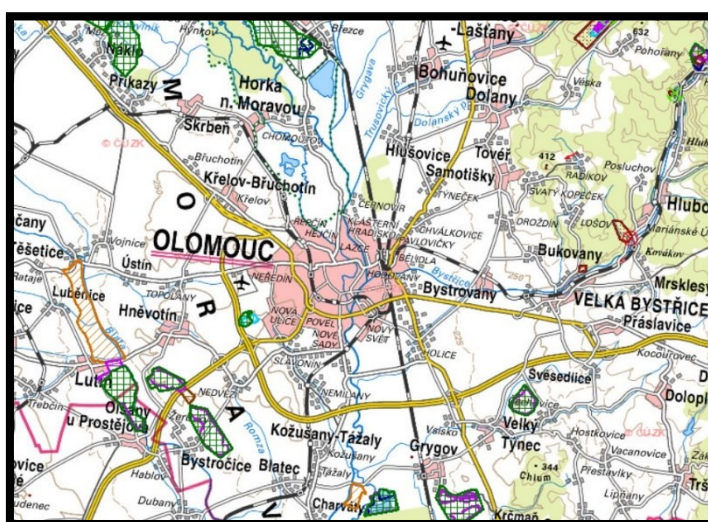
Olomoucký okres je rozlohou největším ze všech pěti okresů Olomouckého kraje. Větší část tohoto okresu se nachází v nížině Hornomoravského úvalu, a protéká jím řeka Morava (o délce 56 km) a její přítoky. Rovinatá Haná zabírá největší plochu okresu. V rámci kraje sousedí Olomoucký okres na jihozápadě s okresem Prostějov, s okresem Přerov na jihovýchodě, a s okresem Šumperk na severozápadě (Statutární město Olomouc, 2020).

V pramenné oblasti řeky Odry, se nachází nejvyšší bod Olomouckého okresu, na Fidlově kopci (680 m. n. m.). Nejnižším bodem je niva řeky Moravy u Věrovan (199 m. n. m.). Nejjižněji je položena obec Věrovany, nejvýchodněji ústí Něčínského potoka,

nejzápadněji leží část obce Bouzov – Kozov. Největším rybníkem je rybník Šumvaldský, nacházející se u Uničova (60 ha).

Olomoucký okres se pyšní rozlohou 1 620 km<sup>2</sup>, a řadí se tak na první místo mezi Olomouckými okresy.

Samotné město Olomouc (obr. 9) se nalézá v nivě řeky Moravy a ve střední části Hornomoravského úvalu. Město má rovinnatý charakter, z východní a západní strany je ohraničen vyšším georeliéfem. Okolí města Olomouce není zalesněno, a jeho větší část se nalézá v teplé klimatické oblasti (Tolasz a kol., 2007).



Obr. 9: Mapové znázornění města Olomouce dle mapy.geology.cz)

Územní plán města z roku 1999 datuje jeho celkovou rozlohu na 10 335 ha. Město Olomouc je rozděleno na 26 městských částí (tab. 5).

Tab. 3: Městské části města Olomouce (upraveno dle Územního plánu města, 1999)

1.	Bělidla	14.	Neředín
2.	Černovír	15.	Nová Ulice
3.	Droždín	16.	Nové Sady
4.	Hejčín	17.	Nový Svět
5.	Hodolany	18.	Olomouc město
6.	Holice	19.	Pavlovičky
7.	Chomoutov	20.	Povel
8.	Chválkovice	21.	Radíkov
9.	Klášteří Hradisko	22.	Řepčín
10.	Lazce	23.	Slavonín
11.	Lošov	24.	Svatý Kopeček
12.	Nedvězí	25.	Topolany
13.	Nemilany	26.	Týneček

Nejsevernějším bodem Olomouce je městská část Chomoutova (49°38' s.z.š. a 17°13' v.z.d.). Nejvýchodnější bod se nachází v městské části Lošova (49°37' s.z.š. a 17°22' v.z.d.). Nejjižnější bod města leží v městské části Holic (49°32' s.z.š. a 17°16' v.z.d.). Nejzápadnější bod města se nachází v městské části Topolany (49°34' s.z.š. a 17°10' v.z.d.). V historickém centru Horního náměstí se nachází samotný střed města Olomouce (49°35' s.z.š. a 17°15' v.z.d.).

Město Olomouc se se rozkládá v nadmořské výšce od 208 m na jihu (městská část Nemilany) do 420 m na severovýchodu (městská část Radíkov). Střed města je charakteristický patou radniční věže, a v tomto místě je hodnota nadmořské výšky 219 m (Statutární město Olomouc, 2020).

## 3.2 Zdroje znečištění

V této kapitole byly zhodnoceny zdroje znečištění jak pro Olomouc, tak i Olomoucký okres a celý Olomoucký kraj. Tyto informace byly převážně získány z veřejně dostupných dat Magistrátu města Olomouc.

Zdroji znečištění se rozumí činnosti nebo zařízení, jež znečišťují či by mohly znečišťovat ovzduší. Do ovzduší je vnášena jedna nebo více znečišťujících látek. Za zdroj znečišťování lze považovat jak lokální topeniště, tak i hlavně průmyslové podniky a silniční dopravu (mzp.cz, 2015).

### 3.2.1 Zdroje znečištění a průmysl v Olomouckém kraji

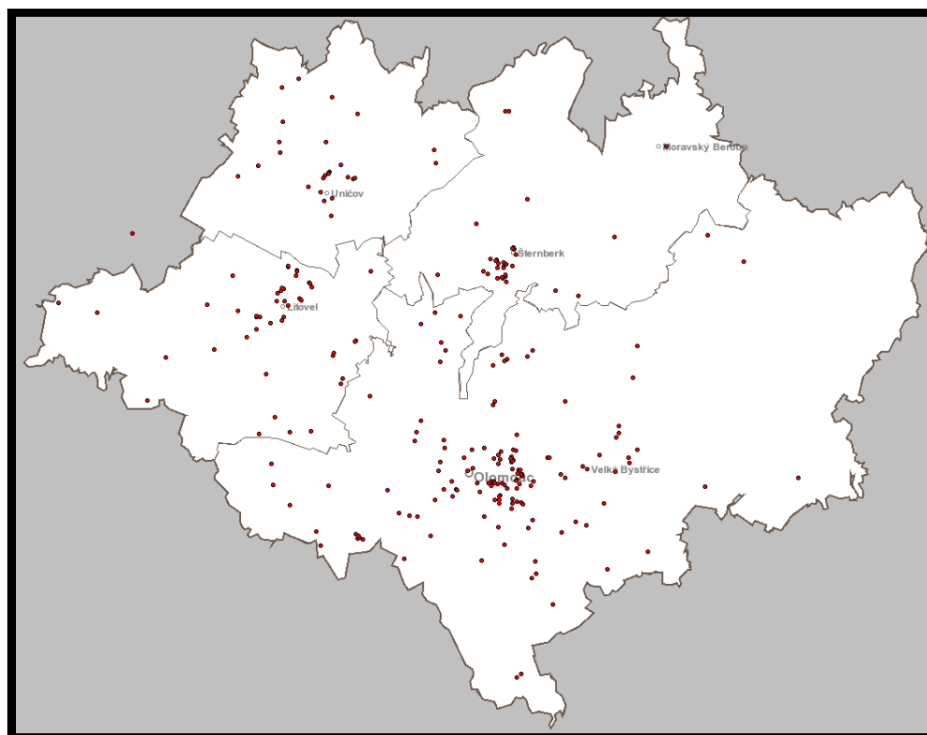
Olomoucký kraj je z ekonomického hlediska průmyslovou oblastí, s dobře rozvinutými službami. Působí zde velká řada tradičních podniků z oblasti průmyslu. K zemědělské výrobě se váže velká síť potravinářských podniků, dále je zde rozvinut oděvní a textilní průmysl, výroba různých zařízení a strojů (optické přístroje).

V Olomouci se nachází potravinářský závod Olma, v Přerově pivovar Zubr a Regent, v Brodku u Přerova cukrovar. Strojírenský průmysl zastupuje Sigma (čerpadla), v Přerově se nachází Meopta (optické přístroje), v Moravském údolí u Olomouce sídlí Mora (sporáky), v Prostějově Agrostroj (zemědělské stroje), v Uničově se vyrábí bagry, rýpadla a další stavební stroje. Textilním průmyslem je znám Přerov (Kazeto – kufry) a také Prostějov. Z dřevozpracujícího průmyslu je znám především TON (továrna ohýbaného nábytku – židle) v Bystřici pod Hostýnem. Chemické závody jsou v Olomouci (Farmakon – léčiva), Přerově

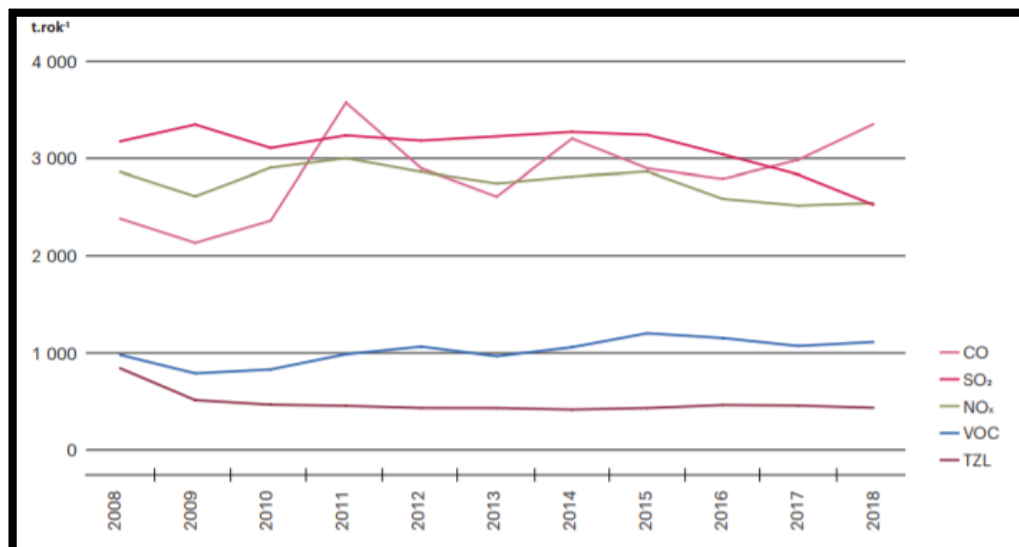
(Precheza – výroba kyseliny sírové) a ve Velkých Losinách (ruční výroba papíru). Nelze opomenout Moravské železářny, a. s., které vyrábí strojní součásti a jejich nedílnou součástí je slévárna a zápusťková kovárna. Podle REZZO jsou největšími znečišťovateli v Olomouckém kraji (mzp.cz, 2018):

- Agra Velký Týnec (rostlinná a živočišná výroba) – amoniak.
- Teplárna Olomouc (výroba elektrické energie a tepla) - chlor, fluor, oxid uhličitý, oxidy síry, rtuť, oxidy dusíku, Cd a As.
- Genoservis as (Bouzov, chov prasat) – amoniak.
- MLS Holice; ul. Sladkovského (oprava a výroba elektromotorů) - benzen, styren.

Na obr. 10 jsou plošně znázorněny zdroje znečišťování za rok 2018 ve městě Olomouc. Emise monitorovaných znečišťujících látek v REZZO 1 a 2 kategoriích (střední a velké stacionární zdroje znečištění) v Olomouckém kraji (obr. 11) byly v období 2008–2018 rozkolísané důsledkem hospodářského vývoje, především zvyšováním průmyslové produkce po překonání ekonomické krize, a také důsledkem zavádění a plnění legislativních povinností, neustálého zlepšování technologií a dodržování emisních limitů s důrazem na snižování negativního dopadu na životní prostředí (mzp.cz, 2018).



Obr. 10: Mapa zdrojů znečišťování města Olomouce za rok 2018 (upraveno dle čhmú.cz)



Obr. 11: Emise z průmyslových zdrojů (REZZO 1 + REZZO 2) [t.rok<sup>-1</sup>], 2008–2018 (upraveno dle čhmú.cz)

### 3.3 Hydrologické a geomorfologické poměry

Město Olomouc náleží dle geomorfologického členění k Alpskohimalájskému systému, Karpatskému subsystému, Západokarpatské provincii, subprovincii Vněkarpatské sníženiny, dále do oblasti Západní Vněkarpatské sníženiny a Hornomoravského úvalu (Demek a kol., 1979).

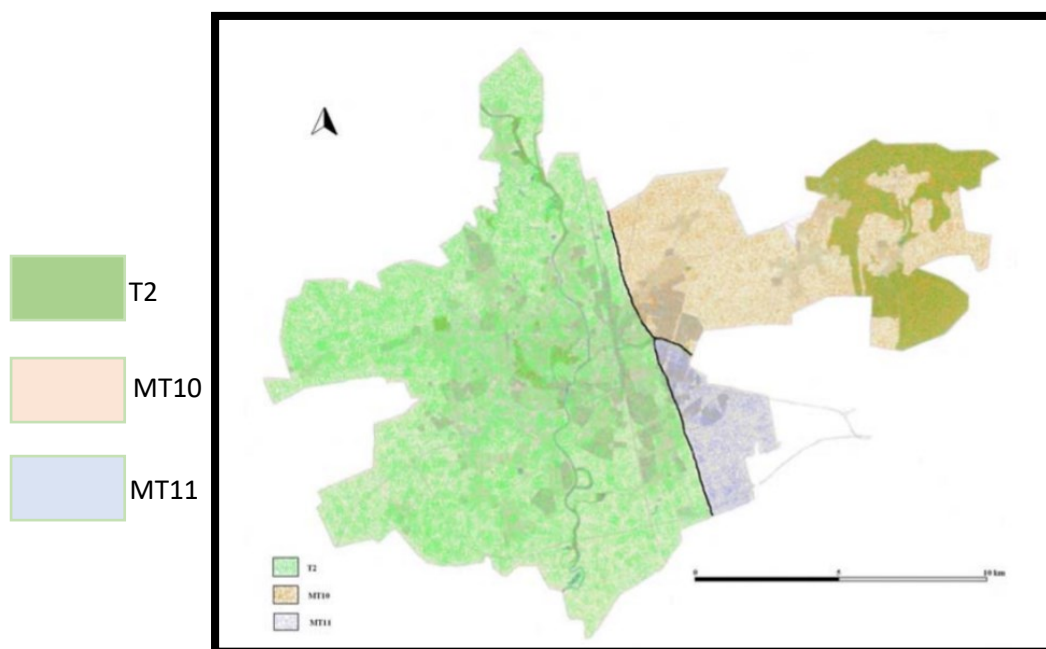
Celek Hornomoravského úvalu je protáhlá široká sníženina, vyplněna kvartérními a neogenními usazeninami. Hornomoravský úval je rozdělen do 4 podcelků: Holešovská plošina, Uničovská plošina, Prostějovská pahorkatina a Středomoravská niva (Demek a kol., 1987).

Nejvýznamnější řekou, která protéká městem Olomoucí, je řeka Morava. Ta dělí svým tokem území města na východní a západní část. Na jihu Olomouce rameno Střední Moravy svým přítokem (Mlýnský potok) vytváří pravý přítok této řeky. Dalším významným tokem města je Bystřice, jež tvoří levostranný přítok řeky Moravy. Ve městě je nespočet náhonů, zvlhčených ploch, svodnic a dalších bezejmenných toků. Dostatek vody v Olomouci je předpokladem pro možnou tvorbu kondenzačních jevů a mlh (chmi.cz, 2020).

### 3.4 Klimatické podmínky

Převážná část Olomouckého okresu se nachází v teplé oblasti klimatu T2. Menší část města Olomouce, jež leží na východě, se nalézá v mírně teplé oblasti, která je tvořena dvěma podoblastmi MT11 a MT10 (obr. 12). Jihovýchodní část Olomouce leží v mírně teplé oblasti MT10 (Tolasz a kol., 2007).

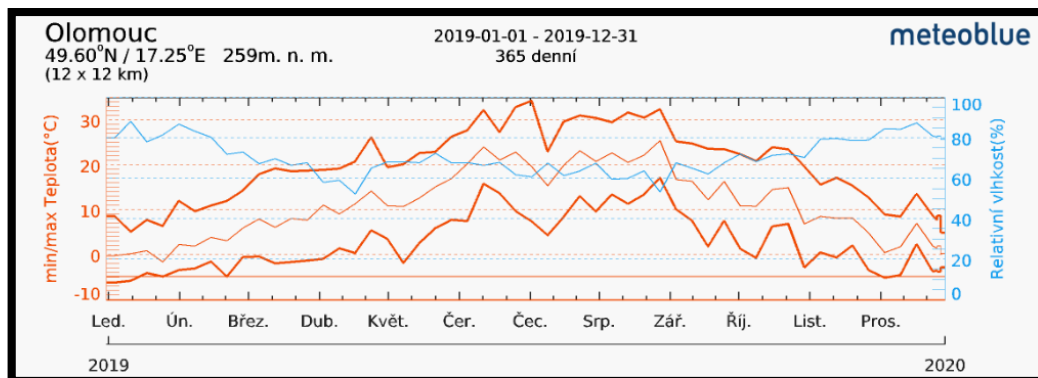
- Pro oblast T2 (teplá klimatická oblast) je typické dlouhé léto, jež je suché a teplé, teplé až mírně teplé jaro i podzim a suchá až velmi suchá zima, krátká, mírně teplá. Sněhová pokrývka má velmi krátké trvání.
- Pro oblast MT10 (mírně teplá klimatická oblast) je typické dlouhé, teplé a mírně suché léto, přechodné krátké období mírně teplého jara a podzimu, mírně teplá, velmi suchá a krátká zima. Sněhová pokrývka má taktéž krátké trvání.
- Oblast MT11 (mírně teplá klimatická oblast) je charakteristická dlouhým létem, jež je suché a teplé, krátké přechodné období s mírně teplým podzimem i jarem, mírně teplá, velmi suchá, krátká zima, taktéž s krátkým trváním pokrývky sněhem.



Obr. 12: Klimatické oblasti Olomouce (upraveno dle Tolasz a kol., 2007)



Na území města Olomouc se průměrný roční úhrn srážek pohybuje v rozmezí 600–1100 mm. V lednu dosahují teploty hodnot od – 1 do – 4 °C. Průměrná teplota v červenci činí 19 °C. Teploty se můžou vyšplhat až k 35 °C (Tolasz a kol., 2007).



Obr. 13: Max. a min. teplota (°C) a relativní vlhkost (%) ve městě Olomouc za rok 2019 (upraveno dle meteoblue.cz, 2020)

Na obr. 13 je znázorněn diagram, který datuje nejvyšší a nejnižší naměřené teploty a také relativní vlhkost ve městě Olomouci za rok 2019 (meteoblue.com, 2020).

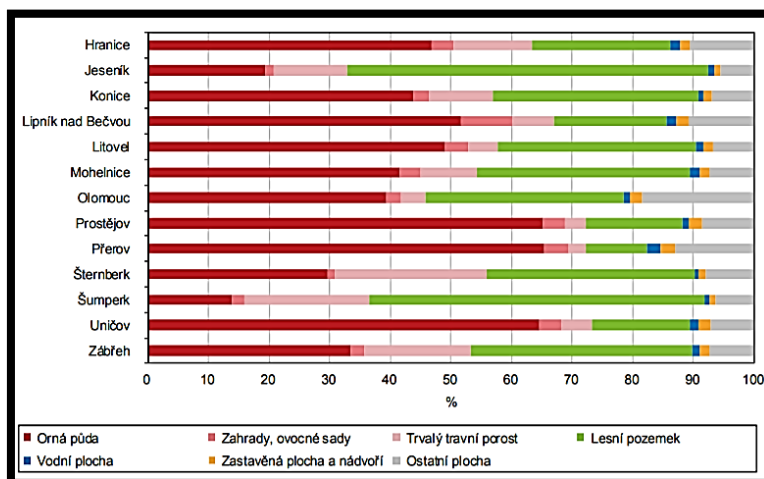
### 3.5 Geochemie půd

Území Olomoucka náleží dvěma soustavám. Velkou část území zabírá soustava Českého masivu a menší část soustava Karpat. Tyto dvě soustavy odděluje pás nížin. Soustavy se od sebe liší geologickým vývojem a tvary povrchu. Český masiv je starší a složitější geologické pohoří. Karpaty jsou naopak mladším pohořím alpské horské soustavy (Roth, 1962). Jihozápadní část území tvoří Dražanská vrchovina, která má oválný půdorys a rozlohu 1 183 km<sup>2</sup> (Balatka, 1987). Průměrná výška této členité vrchoviny je okolo 400 m n. m. Vrchovina patří do moravskoslezské jednotky Českého masivu (Kováček a kol. 2014). Na stavbě vrchoviny se podílí zejména prvohorní útvary devon a spodní karbon (Kettner, 1966). Od Dražanské vrchoviny se výrazným způsobem odděluje vrch Kosíř (442 m.) (Roth, 1962). Nízký Jeseník s nejvyšším vrcholem Slunečná (800 m n. m.) je největším horopisným celkem a má podobné tvary jako Dražanská vrchovina.

Olomoucký kraj má jako celek velice různorodý půdní fond. Na hornatém severu převažují lesní porosty, na jihu dominují zemědělsky užívané pozemky, jež mají značný podíl orné půdy. Na konci roku 2017 měl kraj 52,6 % zemědělské půdy, ačkoliv mezitím

rozloha tohoto půdního typu, zvláště pak orné půdy, klesá. Rozloha půdy nezemědělské každoročně narůstá, zvětšuje se rozloha převážně u lesních ploch (czso.cz, 2010).

Nejnižší podíl orné půdy na celkovou výměru má správní obvod Šumperk (13,9 %), nejvyšší pak mají SO obcí rozšířené působnosti Prostějov a Přerov (65,4 %, respektive 65,2 %). Lesní plochy mají největší podíl ve SO obcí s rozšířenou působností Jeseník (59,7 %) a nejnižší ve SO ORP Přerov (10,2 %) viz obr. 14 (ČZÚK, 2017).



Obr. 14: Struktura půdy ve správních obvodech ORP Ol. kraje ke 31. 12. 2017 (upraveno dle ČÚZK)

ZPF Olomouce zaujímá rozlohu 5 805 ha, což je 58 % výměry tohoto města. V městě Olomouc převažují fluvizemě (FL) a černozemě (CE), jsou zde také zastoupeny hnědozemě (HN). V celém Olomouckém kraji se, mimo výše jmenované, nachází i rendziny, černice, šedozemě, luvizemě, kambizemě, kryptopodzoly, podzoly, pseudogleje a gleje. Největší plochu zabírají kambizemě viz obr.18 (mzp.cz, 2018).

- Fluvizemě (půdy nivních poloh):

Jak už bylo zmíněno výše, tyto půdy jsou v Olomouci nejrozšířenějším typem půd. Existence fluvizemí je spjata s blízkostí vodních toků. Jde o půdy vytvořené na naplaveninách, jež se nachází v nejnižších polohách území.

- Fluvizemě psefické, stratifikované arenické, arenické černice a pararendziny na lehkých uloženinách niv, často s terasovým podložím, převážně písčité, výsušné; levý břeh ř. Moravy směrem k jihu z Nových sadů (Knesl, Kynčl, 2007).

- Fluvizemě eubazické až mezobazické modální, kambické fluvizemě, modální koluvizemě na uloženinách niv, často s terasovým podložím, středně těžké a středně těžké lehčí, převážně bez skeletu, s příznivou vláhou, niva ř. Bystřice a Moravy, střední část Olomouce, i část města Chomoutov.
- Glejové fluvizemě na uloženinách niv, případně s terasovým podložím, středně těžké či středně těžké lehčí, jen slabý skelet, vodní hladina níže 1 m, vláhové poměry příznivé po odvodnění, výskyt v zastavené části Olomouce, dále směrem k Chomoutovu a ve Chválkovicích (Knesl, Kynčl, 2007).
- Černozemě

Půdy tohoto typu mají zpravidla nejkvalitnější humus a mocnou humusovou vrstvu. Výjimkou je jen HPJ 08, u kterých byl narušen půdotvorný proces smyvem (odnosem) humusové vrstvy větrem nebo vodou. V řešeném území mají tyto půdy zastoupení v širokém pásu podélně k západní hranici obytných částí města Olomouce až k Nemilanům, Topolanům a z jihu až ke Slavonínu.

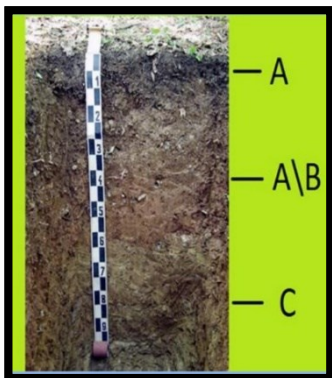
- Černozemě karbonátové, modální, na karpatském flyši či spraších, středně těžké půdy, velmi hluboké, bez skeletu, převažuje příznivý vodní režim. Tyto půdy se vyskytují u Topolan.
- Luvické černozemě na sprašových pokryvech, bez skeletu, středně těžké, příznivý vodní režim. Tyto půdy patří mezi nejvíce zastoupenou skupinu půd v celé jižní a západní části města Olomouce.
- Černické černozemě, černické karbonátové černozemě s podložím jílu a slínů nebo teras na hlubokých spraších, bezskeletovité, středně těžké, s velmi příznivým až mírně převlhčeným vodním režimem. Tyto půdy se vyskytují pouze minimálně v jižní a západní části území.
- Smonice modální karbonátová a smonice modální, pelické a černické pelické černozemě, stále na velmi těžkém substrátu, velmi těžké celoprofilově, bez skeletu, běžně periodicky povrchově převlhčené. Tyto půdy se vyskytují v katastrech Řepčín a Hejčín poblíž Mlýnského potoka (Knesl, Kynčl, 2007).
- Modální a pelické černozemě, luvizemě, hnědozemě, popřípadě i luvické kambizemě, smyté. Dochází zde ke kultivaci přechodného substrátu nebo horizontu na ploše > 50 %, na svahových a sprašových hlínách,

na spraších, těžší i středně těžké, vy vyšší sklonitosti, převážně bez skeletu. Nachází se ostrůvkovitě v celém zájmovém území (Knesl, Kynčl, 2007).

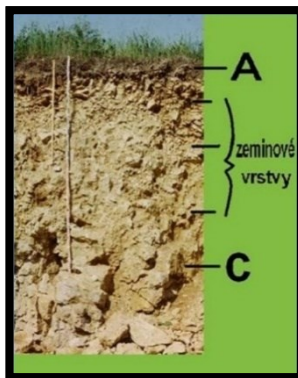
- Hnědozemě

Zahrnuje převážně bezskeletovité, středně těžké půdy, vyvinuté na sprašové hlíně, na hlinité svahovině a spraši. Tento typ půd má mocnou humusovitou vrstvu, nicméně ve srovnání s černozeměmi je obsah humusu u hnědozemí nižší a horší kvality. Vedle půd illimerizovaných se tento typ půd nachází v celém zájmovém území v širokých páslech i ostrůvkovitě (Knesl, Kynčl, 2007).

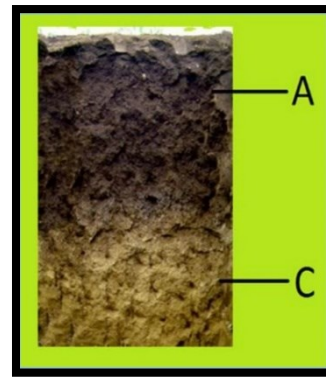
- Modální hnědozemě, včetně na spraších slabě oglejených, středně těžké, bez skeletu, sušší až příznivé vláhové podmínky. Výskyt v severozápadní části města Neředín.
- Modální hnědozemě, včetně slabě oglejených na soliflukčních (prachovicích) a sprašových hlínách, bez skeletu, středně těžké, vlhkostně příznivé. Tyto půdy se nachází západně od Samotíšek a Droždína ve větších plochách, také nad Týnečkem, mezi Samotíškami a Týnečkem, pod Bystrovany ve směru k Velké Bystřici, jižně od Holice a Hodolan a větší plocha je také v Lošově.
- Modální hnědozemě, luvické hnědozemě, luvizemě modální, stratifikované a modální fluvizemě, na substrátech eolických, případně i svahovinách (hlínách polygenetických) o mocnosti max. 50 cm uložených na velice propustném substrátu, středně skeletovité až bez skeletu, ve vegetačním období závislé na dešťových srážkách. Tyto půdy jsou plošně velmi rozsáhlé. Vyskytují se v Novém Dvoru, jižně od Holice a Hodolan, v Novém Světě a menší plocha se rozkládá také v Chomoutově (Knesl, Kynčl, 2007).



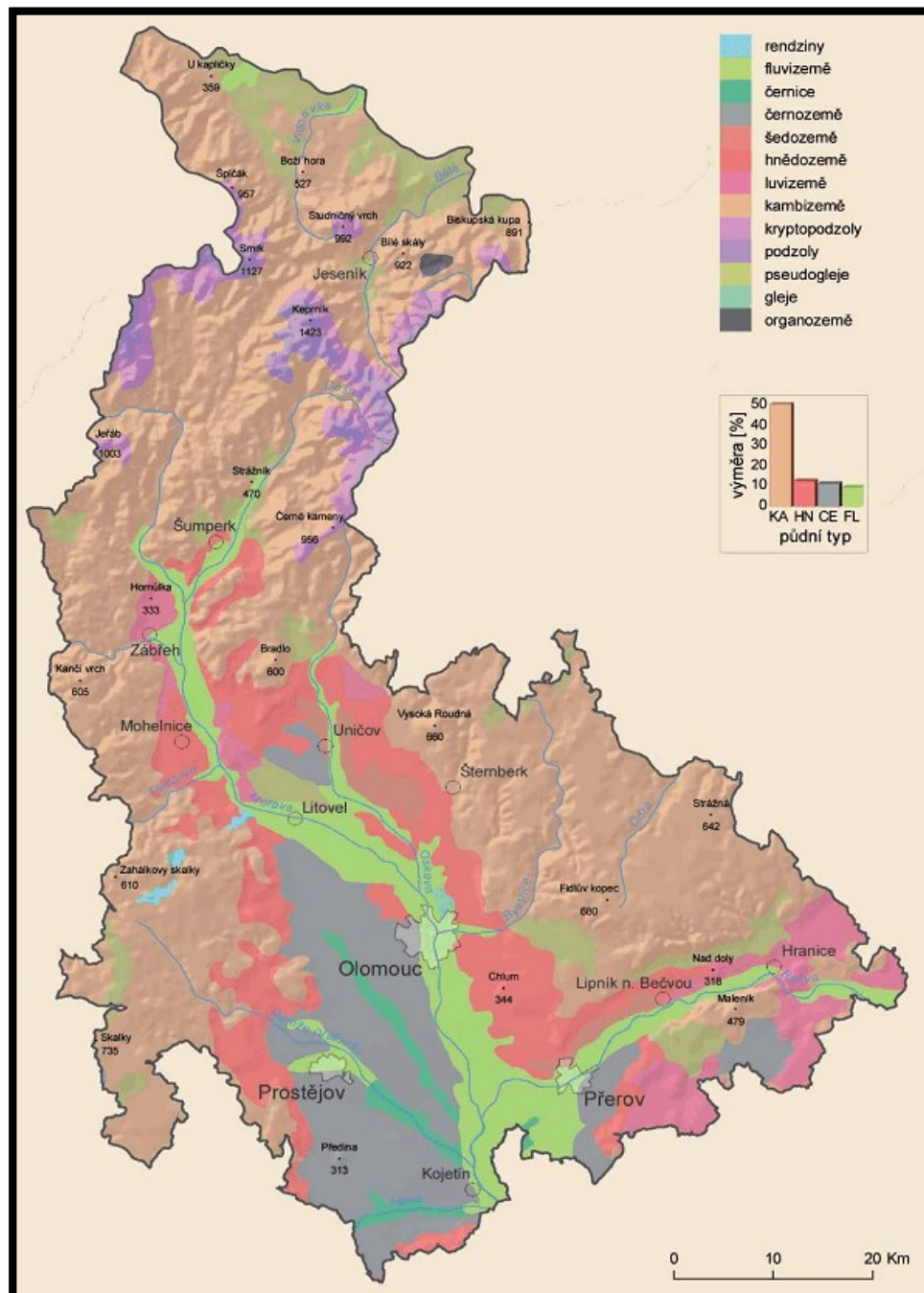
Obr. 15: Hnědozemě (upraveno dle Vopička, 2020)



Obr. 16 Fluvizemě (upraveno dle Vopička, 2020)



Obr. 17: Černozemě (upraveno dle Vopička, 2020)



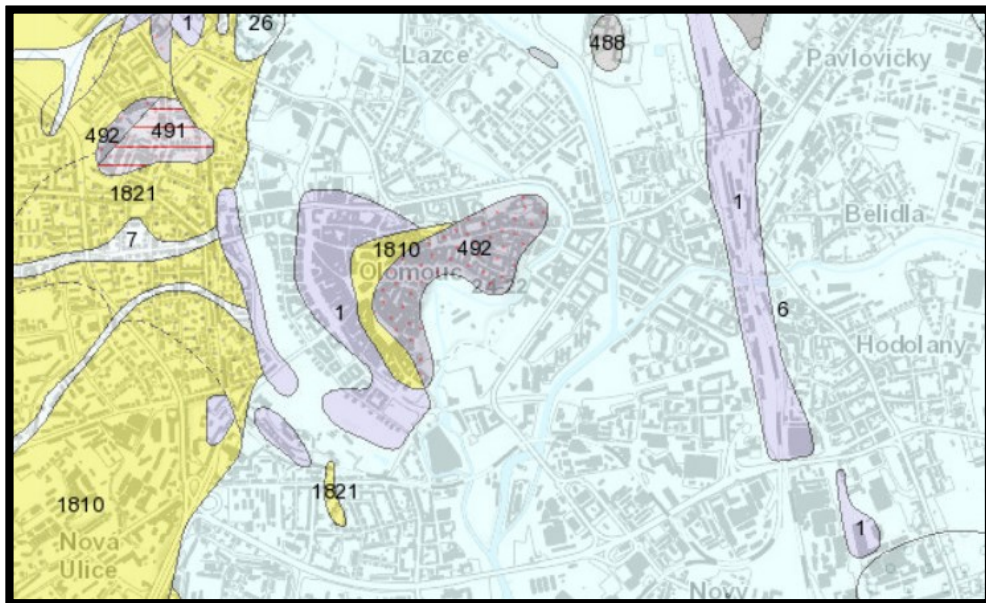
Obr. 18: Mapa půdních typů v Olomouckém kraji (upraveno dle mzp.cz)

Na obr. 19 je vyobrazena geovědní mapa České geologické služby v měřítku 1:50 000, odkud byly čerpány informace o typu a genezi půdy v zájmové oblasti (Česká geologická služba, 2020). Z této mapy lze vyčíst, že na Olomoucku v legendě 1 probíhala geneze antropogenní, kde horninový typ byl sediment nezpevněný, jsou zde navážky, haldy,

výsypky a odvaly. Nachází se zde Český masiv – pokryvné útvary a postvarinské migmatity. Éra vzniku je datována jako Kenozoikum, útvar Kvartér a oddělení holocén.

Legenda 1810 uvádí jako genezi fluviální a fluvioakustinní. Horninovým typem je zde taktéž sediment nezpevněný. Toto území obsahuje pestré písky, štěrky, prachovce a jíly. Soustavou jsou Karpaty a oblastí karpatská předhlubeň. Éra vzniku je Kenozoikum a útvarem je Neogén, oddělení pliocén.

V legendě 492 je datována geneze turbidity a horninový typ zpevněného sedimentu. Je to oblast Českého masivu – krystalinikum a prevariské paleozoikum. Jako hlavní horniny jsou zde uvedeny droby. Oblast je moravskoslezská a region moravskoslezské paleozoikum, regionální jednotkou je jesenický kulm. Éra vzniku je datována do doby Paleozoiku a útvaru Karbon v oddělení karbon spodní, souvrství hornobenešovské. Textura hornin v této oblasti je masivní, deskovitá, lavicovitá a zrnitost hornin je jemnozrnná až hrubozrnná, barva hornin je šedá až modrošedá (Česká geologická služba, 2020).



Obr. 19: Geovědní mapa Olomouce v měřítku 1:50 000 (upraveno dle Česká geologická služba) a kde jsou vysvětlivky, co je to žlutá, modrá apod. 1810 – nezpevněný sediment (písky, štěrky, prachovce a jíly), 1821 – prachovce, jíly, 492 - droby. 491 – nezpevněný sediment

## 4 Analýzy vzorků

Identifikace chemického a mineralogického složení prachových částic je velmi náročná z hlediska použitých metod.

V rámci řešení DP jsem využila následující přístrojové podpory:

- Elektronová mikrosonda: Dr. Ing. D. Matýsek;
- Odběr vzorků: M. Kucbel, B. Švédová;
- Sestavení map plošné distribuce prachových částic: Ing. J. Drozdová, PhD. (Golden Software USA, program Surfer).

Sama jsem se podílela na: síťových analýzách, určení chemického složení metodou RTG-fluorescence – příprava vzorků a měření, identifikace charakteru částic v optickém mikroskopu a separace magnetických částic (obr. 20 až 25).

V této kapitole a následujících podkapitolách byly shrnuty materiály a metody práce s odebranými vzorky ze zájmového území. Silniční prach byl odebrán na vybraných lokalitách města Olomouce (obr 26. – mapa odběru vzorků). Byla použita kombinace chemické analýzy (RTG-fluorescence) a mineralogických metod analýzy. Mineralogické metody zahrnovalo stanovení magnetické susceptibility, optická identifikace částic ve stereomikroskopu a studium jednotlivých částic v autoemisním elektronovém mikroskopu společně s energeticky disperzním rentgenovým spektrometrem (Dr. Ing. D. Matýsek, 2020). Odběr byl proveden jednorázově 21.9.2019 (M. Kucbel, B. Švédová).



Obr. 20: Síto na prosévání vzorku <math><0,063\text{ mm}</math>



Obr. 21: 65 vzorků silničního prachu



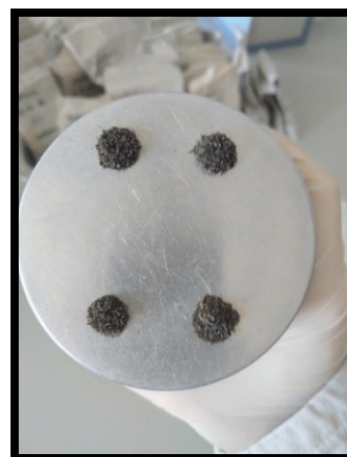
Obr. 22: Jednotlivé odvážení prosítovaných vzorků na 10,0 g



Obr. 23: Separace magnetických částic



Obr. 24: Magnetic separator SE 16-lb



Obr. 25: Vyseparované magnetické částice ve vzorku

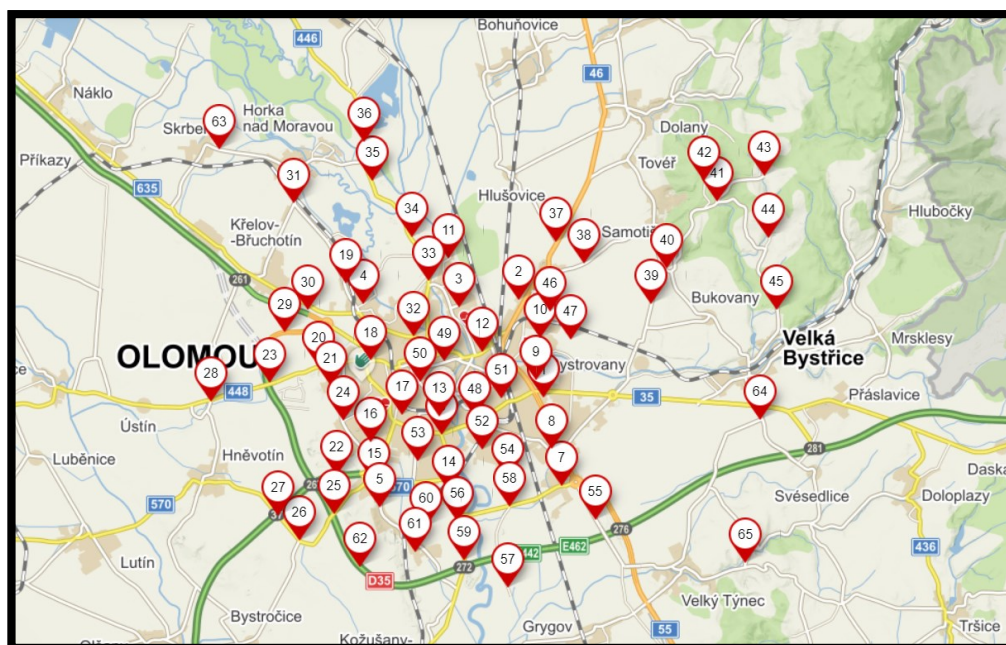
#### 4.1 Metodika stanovení

Vzorky silničního prachu byly získány smetáčkem se štětinami z pravé žíně a lopatkou firmy SPOKAR z plochy  $1\text{ m}^2$ , ze zpevněného povrchu vozovky společně s krajnicí, na 65 lokalitách (obr. 26) v okolí města Olomouc (21.9.2019). Místa odběru byla znázorněna níže pomocí GPS souřadnic (tab. 4).



Tab. 4: Souřadnice míst odběru vzorků

1	49.5885092N, 17.2908203E	20	49.5953128N, 17.2161878E	39	49.6086458N, 17.3266222E	58	49.5651353N, 17.2795161E
2	49.6095578N, 17.2826314E	21	49.5909956N, 17.2201347E	40	49.6163950N, 17.3318942E	59	49.5534314N, 17.2644097E
3	49.6079192N, 17.2627039E	22	49.5718856N, 17.2221261E	41	49.6307936N, 17.3486419E	60	49.5608464N, 17.2519214E
4	49.6087069N, 17.2310444E	23	49.5916822N, 17.1999389E	42	49.6352547N, 17.3442633E	61	49.5552619N, 17.2481542E
5	49.5649281N, 17.2364531E	24	49.5835572N, 17.2243161E	43	49.6363131N, 17.3640819E	62	49.5521083N, 17.2299181E
6	49.5805222N, 17.2571425E	25	49.5634936N, 17.2212450E	44	49.6228958N, 17.3655064E	63	49.6418706N, 17.1832153E
7	49.5694789N, 17.2968511E	26	49.5576986N, 17.2097222E	45	49.6073947N, 17.3681886E	64	49.5837853N, 17.3627797E
8	49.5774600N, 17.2935733E	27	49.5631456N, 17.2027269E	46	49.6071164N, 17.2929431E	65	49.5528917N, 17.3579733E
9	49.5923778N, 17.2883178E	28	49.5876350N, 17.1804111E	47	49.6009769N, 17.2997814E		
10	49.6014142N, 17.2897111E	29	49.6025728N, 17.2049158E	48	49.5844108N, 17.2679597E		
11	49.6184314N, 17.2593875E	30	49.6073558N, 17.2126619E	49	49.5963286N, 17.2579122E		
12	49.5983289N, 17.2705025E	31	49.6302989N, 17.2079344E	50	49.5919572N, 17.2498064E		
13	49.5845169N, 17.2562144E	32	49.6016475N, 17.2476272E	51	49.5883525N, 17.2769131E		
14	49.5686561N, 17.2593700E	33	49.6135711N, 17.2527556E	52	49.5774225N, 17.2704822E		
15	49.5704058N, 17.2346119E	34	49.6231197N, 17.2470681E	53	49.5748622N, 17.2491817E		
16	49.5789672N, 17.2333217E	35	49.6352078N, 17.2340647E	54	49.5713464N, 17.2789219E		
17	49.5848803N, 17.2439753E	36	49.6435389N, 17.2313717E	55	49.5622631N, 17.3080186E		
18	49.5964950N, 17.2334156E	37	49.6220389N, 17.2950794E	56	49.5617992N, 17.2622856E		
19	49.6131219N, 17.2253006E	38	49.6173772N, 17.3042206E	57	49.5476378N, 17.2790078E		

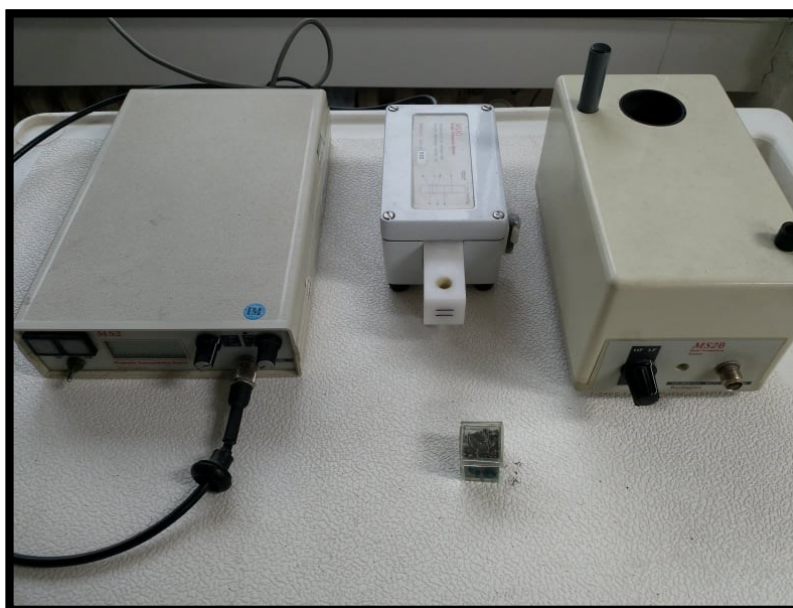


Obr. 26: Lokalizace míst odběru vzorků

1. Vzorkování prachu bylo provedeno na silnicích s relativně malým provozem. Odebrané vzorky byly na vzduchu následně vysušeny a zváženy na kalibrované váze Sartorius Entris s rozlišením 10 mg, k výpočtu množství silničního prachu na 1 m<sup>2</sup> (obr. 20, 21, 22, 23, 24, 25). Postup odběru vzorků je založen na doporučeném postupu metody US EPA AP-42 s dodatkem C.2, „Postupy pro laboratorní analýzu vzorků pro zatížení povrchem/ sypkým prachem, které používají metody ASTM a poskytují srovnatelné pokyny pro analýzu vzorků.“ Vzorky silničního prachu byly

prosítovány v souladu s petrografickou klasifikací sedimentů (Boggs S., 2003) na sítích firmy Eisco plastic sieve Fischerscientific. Sítování probíhalo na sítích o velikosti ok  $<0,063$  mm (prach),  $0,063 - 2$  mm (písek) a  $>2$  mm (štěrk).

2. Částice o velikosti  $<0,063$  mm byly použity pro chemickou analýzu podle metodiky (Sierra a kol., 2015). Analýzy byly provedeny dle metody US EPA 6200: 2005 za použití přenosné **rentgenové fluorescenční spektrometrie** (Innov-X DELTA PROFESSIONAL) od firmy BAS Rudice s.r.o. Tímto přístrojem lze stanovit prvky: Au, Ag, As, Al, Bi, Co, Cu, Cd, Fe, K, Mo, Mg, Mn, Ni, Pb, Si, Sn, S, Sb, Ti, Zn, V, Rh a P. Tento přístroj pracuje s analytickou přesností a rychle, bez použití hélia a vakua. Používá se k nedestruktivnímu určení 26 prvků, jež mají atomové číslo 16 a více. Metoda RTG fluorescence bude dále popsána v následující podkapitole.
3. Přístroj Bartington MS2B dual sensor MS2 instrument (viz obr. 27) byl použit k měření **magnetické susceptibility** 65 vzorků silničního prachu (při PM  $<0,063$  mm) ve frekvencích 4,65 kHz (HF) a 0,465 kHz (LF). Tento systém je využíván k analýze magnetické susceptibility v životním prostředí. Cívka přístroje pracuje na bázi magnetického nízkofrekvenčního pole. Magnetizace měřeného materiálu v tomto poli je přímou úměrou magnet. susceptibilitě. Citlivost se měří ve vztahu ke vzduchu, který má nulovou hodnotu magnet. susceptibility. Výsledná hodnota je řádově  $10^{-5}$  a je v jednotkách SI.



Obr. 27: Přístroj Bartington MS2B dual sensor MS2 instrument

4. K identifikaci minerálů byl využit **elektronový autoemisní mikroskop FEI Quanta-650 FEG** (od firmy FEI). Tento mikroskop má vlnově disperzní analyzátor (WDA) – EDAX LEXS, energeticky disperzní analyzátor (EDX) – EDAX GALAXY, detektor ohybu zpět odražených elektronů (EBSD) a katodoluminiscenční detektor (CL) – GATAN MonoCL4.

Na základě standartních materiálů byly provedeny jen bezstandartové analýzy za použití korekce obsahu lehkých prvků. Mikroskop pracoval pod napětím 15kV, při proudu 8–10 nA, při průměrném svazku 5.5 mm, za sníženého vakua s tlakem 50 Pa v komoře, vzorky nebyly s pokovením. Je potřeba energiově disperzní mikroanalýzy v těchto podmínkách považovat za semikvantitativní. Detekce spektrálních linií byla provedena při využití spektrálního rozkladu za pomoci funkce „halographic peak deconvolution“. WDX mikroanalýzy nebyly provedeny, a to hlavně kvůli nedodržení geometrie měření.

#### 4.2 Chemická analýza metodou RTG-fluorescence a statistické zhodnocení výsledků

V zrnitostní třídě <0,063 mm byla pro Cr zjištěna průměrná hodnota se standardní směrodatnou odchylkou  $76,1 \pm 47,0$  mg/kg, pro Mn  $634,8 \pm 86,2$  mg/kg, pro Fe  $2,7 \pm 0,5$  %, pro Ni  $43,0 \pm 60,8$  mg/kg, pro Cu  $132,4 \pm 105,9$  mg/kg, pro Zn  $450,9 \pm 311,4$  mg/kg, pro As  $9,0 \pm 2,7$  mg/kg, pro Zr  $76,1 \pm 47,0$  mg/kg, a pro Pb  $37,2 \pm 14,9$  mg/kg (tab. 5).

Tab. 5: Koncentrace prvků a magnetické susceptibility v zrnitostní třídě &lt;0,063 mm

Zrnitostní třída <0,063 mm											
< 0,063 mm	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Zr	Pb	κ-LF	χ-LF
	mg/kg	mg/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	10 <sup>-5</sup> J. SI	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /kg
3	45	671	2,55	39	129	250,0	9,0	661,0	40,0	208,7	2,102
4	81	715	3,15	48	80	326,0	10,0	541,0	40,0	482	4,725
5	60	583	2,49	32	82	300,0	10,0	512,0	36,0	207	2,089
6	114	673	3,15	42	342	490,0	5,0	552,0	82,0	466,3	4,002
7	70	663	2,78	39	111	422,0	9,0	558,0	41,0	284,3	2,483
8	148	608	2,72	42	134	372,0	9,0	626,0	28,0	391	3,574
9	49	759	3,78	41	90	676,0	11,0	359,0	43,0	1165	15,169
10	263	777	3,33	497	233	1096,0	13,0	704,0	54,0	544,7	5,447
11	29	657	2,55	32	96	232,0	10,0	632,0	31,0	293	2,887
12	59	655	2,79	41	86	309,0	10,0	450,0	38,0	173,3	1,661
13	89	588	2,67	42	102	316,0	6,0	547,0	45,0	344,3	2,705
14	43	669	2,47	28	55	229,0	9,0	712,0	30,0	368	3,382
15	ND	533	2,43	29	93	368,0	9,0	508,0	27,0	325	3,293
16	44	608	2,15	35	58	203,0	8,0	619,0	36,0	150	1,390
15	ND	533	2,43	29	93	368,0	9,0	508,0	27,0	325	3,293
16	44	608	2,15	35	58	203,0	8,0	619,0	36,0	150	1,390
18	162	767	3,99	57	279	575,0	10,0	635,0	37,0	1123,7	10,868
19	97	753	3,60	44	135	937,0	9,0	690,0	45,0	908,3	8,341
19	97	753	3,60	44	135	937,0	9,0	690,0	45,0	908,3	8,341
21	35	508	2,46	38	66	214,0	9,0	577,0	42,0	188,3	1,877
22	57	633	3,04	33	276	1399,0	10,0	477,0	36,0	333,7	3,876
23	65	528	2,38	24	117	707,0	9,0	513,0	28,0	242	2,474
24	56	561	2,58	32	88	307,0	10,0	569,0	46,0	216,3	1,988
26	72	513	2,21	33	75	277,0	7,0	612,0	31,0	174	1,721
27	97	601	2,72	33	180	410,0	8,0	909,0	41,0	282,3	2,071
28	49	505	2,12	35	103	314,0	8,0	620,0	28,0	205	2,030
29	71	603	2,80	34	186	1227,0	10,0	411,0	24,0	337	3,631
30	46	593	2,72	29	112	468,0	10,0	562,0	30,0	291	3,012
31	73	563	2,28	31	101	275,0	8,0	716,0	28,0	168,3	1,660
32	98	653	2,73	32	171	397,0	9,0	489,0	35,0	405	4,079
33	73	591	2,64	39	94	288,0	8,0	504,0	36,0	374,3	3,855
34	35	701	2,82	27	101	303,0	10,0	491,0	37,0	414,7	4,050
35	99	815	3,37	37	81	439,0	10,0	486,0	72,0	660	5,351
36	63	648	2,38	34	51	168,0	6,0	609,0	25,0	219,7	2,059
38	ND	679	2,62	36	123	334,0	10,0	448,0	28,0	265,3	2,999
39	53	535	2,09	35	106	191,0	8,0	677,0	24,0	228,7	2,199
40	36	641	2,65	41	99	865,0	10,0	422,0	34,0	157	1,739
41	ND	795	2,88	40	63	321,0	12,0	600,0	22,0	138,7	1,527
42	ND	681	2,09	27	42	146,0	7,0	467,0	22,0	60	0,670
43	ND	593	2,53	27	50	289,0	10,0	442,0	29,0	96,7	1,004
44	38	547	2,25	30	44	243,0	9,0	967,0	20,0	106,3	1,051
45	49	521	1,66	27	32	65,0	7,0	966,0	16,0	23,3	0,193
46	161	697	3,70	57	300	652,0	8,0	360,0	56,0	875,7	8,380
47	89	597	2,63	36	86	342,0	8,0	491,0	38,0	479,7	4,626
48	68	674	2,68	31	132	425,0	9,0	513,0	36,0	212	1,956
49	115	756	3,36	53	227	631,0	6,0	1041,0	105,0	703	6,885
50	185	760	3,86	58	258	490,0	9,0	490,0	36,0	918,3	9,546
51	79	658	3,09	40	281	916,0	7,0	518,0	37,0	555	5,646
52	40	583	2,50	21	91	330,0	7,0	653,0	38,0	279,3	2,693
53	73	575	2,45	30	93	386,0	8,0	557,0	30,0	299	3,079
54	70	677	2,80	35	68	279,0	10,0	534,0	34,0	95,3	0,929
55	160	721	3,71	47	396	1241,0	7,0	800,0	43,0	594	6,012
56	37	676	2,72	23	122	760,0	9,0	608,0	45,0	242	2,580
57	26	580	2,09	20	47	162,0	7,0	622,0	26,0	72,3	0,576
58	45	681	2,75	38	82	253,0	10,0	500,0	48,0	107,7	1,023
59	142	834	4,40	43	630	1297,0	10,0	641,0	42,0	587,7	6,596
60	37	456	2,14	25	38	208,0	7,0	572,0	21,0	235,7	2,277
61	44	511	2,36	31	74	238,0	26,0	626,0	29,0	319,7	3,033
62	ND	589	2,21	20	63	482,0	8,0	599,0	35,0	163	1,654
63	ND	602	2,25	23	51	164,0	8,0	538,0	27,0	74,7	0,808
64	25	541	2,41	29	259	429,0	6,0	659,0	60,0	114,3	1,192
65	45	598	2,45	34	46	170,0	7,0	585,0	21,0	257	2,252
Avg	75,9	634,6	2,7	42,6	130,6	453,4	9,0	589,7	37,1	348,2	3,5
Sm.Od.	46,4	86,5	0,5	59,3	103,8	311,8	2,7	134,6	14,6	260,3	2,8
MED	64,0	620,5	2,6	34,5	95,0	332,0	9,0	570,5	36,0	280,8	2,6
MIN	25,00	456,00	1,66	20,00	32,00	65,00	5,00	359,00	16,00	23,30	0,19
MAX	263,0	834,0	4,4	497,0	630,0	1399,0	26,0	1041,0	105,0	1165,0	15,2

Vysvětlivky: AVG – průměr, Sm.Od. – směrodatná odchylka, Min – minimum, Med – medián, Max – maximum

V tab. 6 byly porovnány průměrné hodnoty koncentrace vybraných prvků Cd, Cu, Pb a Zn pro různé zrnitostní třídy v různých zemích. V porovnání s daty ostatních zemí jsou koncentrace vyjma Cd, která nebyla měřena, ve shodě, či nižší. Nejnížší koncentrace byly naměřeny v roce 2003 pro zrnitostní třídu 63-200  $\mu\text{m}$  ve Varšavě (Kozanecka a kol., 2003). Nejvyšší pak například pro Zn – 1 271 mg/kg v zrnitostní třídě <75  $\mu\text{m}$  a ve Skotsku – 1 070 mg/kg pro zrnitostní třídu <63  $\mu\text{m}$ . Ve městě Olomouc byla pro Zn naměřena koncentrace 453,4 mg/kg (<63  $\mu\text{m}$ ). V Ostravě jsou koncentrace Zn a Cu vyšší než v Olomouci. Pouliční prach v Ostravě se vyznačuje vysokou hladinou Fe, kde průměr v oblastech s nejnižším ekologickým zatížením v Martinově je  $2,94 \pm 0,35$  % hm. A v oblastech s nejvyšším zatížením je  $6,28 \pm 3,79$  % hm. (Mariánské Hory) (Švédová a kol., 2020).

Tab. 6: Porovnání koncentrace silničního prachu v různých zemích

<i>Země</i>	<i>Rok</i>	<i>Velikost (<math>\mu\text{m}</math>)</i>	<i>Cd mg/kg</i>	<i>Cu mg/kg</i>	<i>Pb mg/kg</i>	<i>Zn mg/kg</i>	<i>Zdroj</i>
<i>Korea</i>	2006	<75	2,3	345	223	1271	Duong a kol. (2006)
		75-180	1,0	236	118	752	
<i>Skotsko</i>	1998	<63	1,7	500	1265	1070	Deletic a Orr (2005)
		63-250	0,6	325	305	345	
<i>Malajsie</i>	2013	<63	0,7	84	88	394	Han a kol. (2014)
		63-125	0,6	50	40	243	
<i>Polsko (Lublin)</i>	2013	63-200	5,1	80,1	43,5	238,8	Zgłobicki, W. a kol. (2018)
	2018		3,8	57,7	25,4	177,8	
<i>Varšava</i>	2003	63-200	-	31	34	64	Kozanecka a kol. (2003)
<i>Zielona Góra</i>	2010	63-200	0,2-9,7	12-264	-	20-409	Walczak (2010)
<i>Olomouc</i>	2020	<63	-	130,6	37,1	453,4	(Tato práce)
<i>Ostrava</i>	2020	<63	-	228	160	1563	Švédová a kol., (2020)

### 4.3 Zrnitostní distribuce

Metodika pro studium silničního prachu z hlediska velikosti částic není jednoznačně definována. Granulometrické složení neboli zrnitost udává podíl velikostních skupin zrn k celkovému složení vzorku. V mnoha studiích je hlavní důraz kladen na relativně hrubé částice o velikosti: <75, 75 až 180, 180 až 850, 850 až 2 000  $\mu\text{m}$  (Duong a kol., 2006); <125 a 125 až 200  $\mu\text{m}$  (Abdel-Latif a kol., 2012), , <63, 63 až 80 či 63 až 125 nebo 63 až 250  $\mu\text{m}$  a další, hrubší třídy (Han a kol., 2008; Deletic a kol., 2005; Han a kol. 2014; Zafra a kol., 2011).

Existují i studie, kde jsou i jemnozrnější částice předmětem výzkumu: <38, 38 až 74, 74 až 125  $\mu\text{m}$  v průměru (Shen a kol., 2016), <20, 20 až 56, 56 až 90, 90 až 250  $\mu\text{m}$  (Adamiec a kol., 2016); <37, 37 až 50, 50 až 75, 75 až 100  $\mu\text{m}$  (Fujiwara a kol., 2011). Nedávné studie distribuce HMM částic v silničním prachu zohledňují také hrubozrnější částice a <2,5, 2,5 až 10, 10 až 200, 200 až 2 000  $\mu\text{m}$  a jemné částice <5, 5–15, 15–35  $\mu\text{m}$  (Lanzerstorfer a kol., 2019; Padoan a kol., 2017).

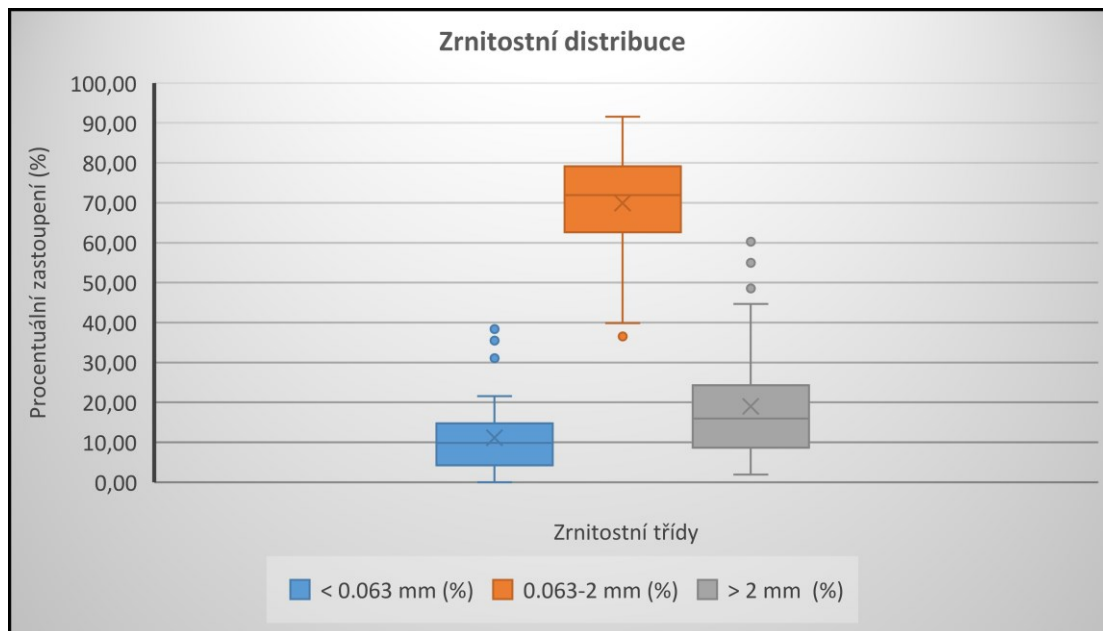
V rámci této diplomové práce jsem se zabývala chemickým a mineralogickým studiem částic o velikosti <63  $\mu\text{m}$ , ale pro informaci o celkové zátěži způsobené silničním prachem bylo sledováno množství i v zrnitostní třídě 63 až 2 000  $\mu\text{m}$  a >2 000  $\mu\text{m}$  (tab. 7). Tuto zrnitostní třídu jsem si vybrala podle petrografické klasifikace sedimentů, prachová částice jsou definovány jako částice <0.063 mm.

Tab. 7: Procentuální zastoupení částic 65 vzorků v zrnitostní třídě &lt; 0,063 mm, 0.063-2 mm, a &gt; 2 mm

Číslo lokality	Procentuální zastoupení			
	< 0.063 mm (%)	0.063-2 mm (%)	> 2 mm (%)	SUMA (%)
1	2,62	87,25	10,12	100
2	2,44	91,59	5,96	100
3	4,44	54,89	40,67	100
4	12,59	81,60	5,81	100
5	11,71	71,77	16,51	100
6	16,52	68,61	14,87	100
7	11,94	69,36	18,70	100
8	6,52	85,78	7,70	100
9	11,47	81,23	7,30	100
10	13,20	76,90	9,90	100
11	7,55	75,46	16,98	100
12	19,95	74,64	5,41	100
13	6,94	51,80	41,27	100
14	14,33	79,49	6,18	100
15	10,56	78,85	10,60	100
16	15,32	80,12	4,55	100
17	0,00	70,57	29,43	100
18	15,13	74,19	10,68	100
19	16,27	67,78	15,94	100
20	3,00	86,60	10,41	100
21	10,54	75,79	13,67	100
22	3,49	74,82	21,69	100
23	2,70	36,92	60,39	100
24	36,12	61,99	1,89	100
25	1,83	73,82	24,35	100
26	11,96	73,44	14,60	100
27	16,27	67,48	16,25	100
28	15,48	65,07	19,45	100
29	8,12	58,94	32,94	100
30	11,19	82,84	5,97	100
31	13,84	64,92	21,23	100
32	9,82	85,11	5,08	100
33	16,98	68,92	14,09	100
34	4,92	70,86	24,22	100
35	35,48	60,32	4,20	100
36	10,40	79,81	9,78	100
37	1,15	54,19	44,66	100
38	3,56	77,95	18,49	100
39	18,36	61,12	20,53	100
40	3,47	63,20	33,33	100
41	2,81	73,24	23,95	100
42	11,45	71,91	16,65	100
43	3,28	36,49	60,23	100
44	11,69	57,68	30,62	100
45	38,33	39,84	21,83	100
46	4,90	63,37	31,73	100
47	8,50	81,61	9,89	100
48	21,51	76,04	2,45	100
49	6,98	78,51	14,51	100
50	13,02	83,60	3,37	100
51	4,02	65,51	30,47	100
52	7,92	75,33	16,74	100
53	21,17	69,99	8,84	100
54	9,31	69,37	21,32	100
55	4,61	71,95	23,44	100
56	6,78	84,84	8,38	100
57	31,04	59,45	9,51	100
58	9,25	61,03	29,73	100
59	3,50	81,68	14,82	100
60	31,31	65,30	3,39	100
61	13,00	75,22	11,78	100
62	6,83	85,72	7,45	100
63	2,92	61,49	35,59	100
64	2,36	42,67	54,97	100
65	6,03	45,43	48,54	100
	11,1	69,9	19,0	Avg
	8,6	12,5	14,1	Sm.Od.
	9,8	71,9	15,9	MED
	0,00	36,49	1,89	MIN
	38,3	91,6	60,4	MAX

Vysvětlivky: AVG – průměr, Sm.Od. – směrodatná odchylka, Min – minimum, Med – medián, Max – maximum

Z tab. 7 vyplývá, že nejnižší hmotnostní podíl je ve třídě  $<0,063$  mm ( $11,1 \% \pm 8,6 \%$ ). Nejvyšší hmotnostní podíl částic se vyskytuje ve třídě  $0,063 - 2$  mm ( $69,9 \% \pm 12,5 \%$ ). V zrnitostní třídě  $>2$  mm je hmotnostní podíl  $19,0 \% \pm 14,1 \%$ .



Obr. 28: Krabicový graf hmotnostního rozložení částic v zrnitostních třídách  $<0,063$  mm,  $0,063 - 2$  mm,  $>2$  mm (hm.%). Průměrné hodnoty koncentrace silničního prachu.

Primárním ukazatelem kvality životního prostředí je množství pouličního prachu na jednotku plochy ( $m^2$ ). Krabicový graf (obr. 28) znázorňuje procentuální zastoupení jednotlivých zrnitostních tříd ve městě Olomouc. Průměrné procentuální zastoupení zrnitostní třídy  $<0,063$  mm činí  $11,9 \%$ , nejvyšší naměřená hodnota v této zrnitostní třídě byla  $21,51 \%$  a nejnižší  $0 \%$ , medián činil  $9,82 \%$ . V horním kvartilu činila hodnota  $14,73 \%$  a v dolním kvartilu  $4,23 \%$ . Odlehlé hodnoty u zrnitostní třídy  $<0,063$  mm činily směrem k maximum  $31,04$ ;  $35,48$  a  $38,33 \%$ .

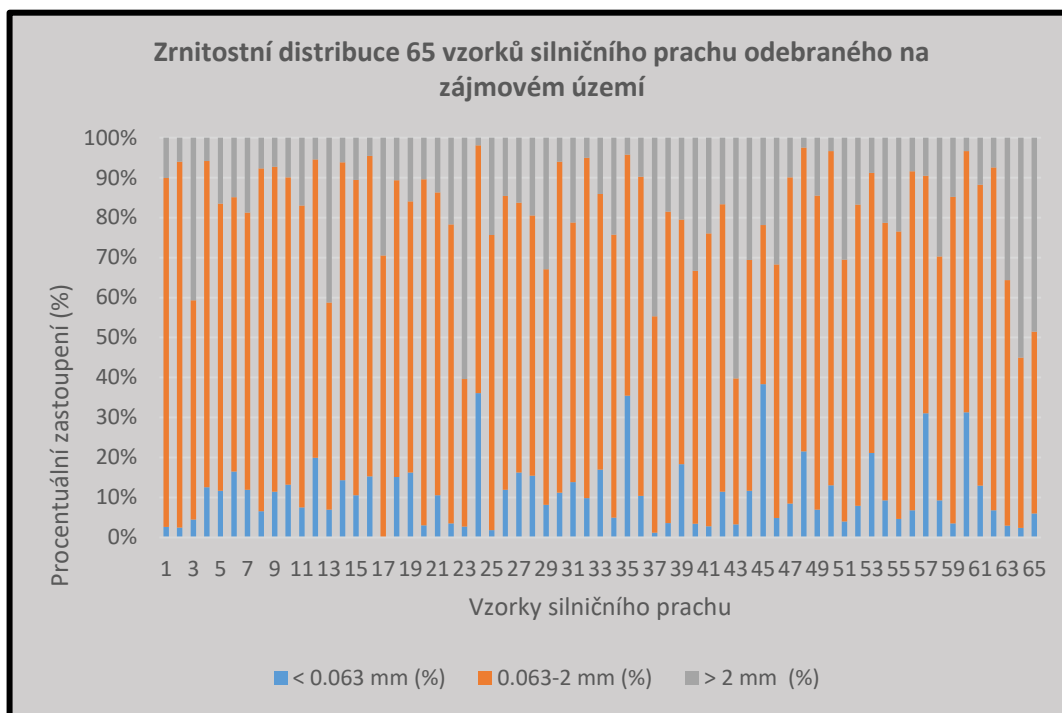
U zrnitostní třídy  $0,063 - 2$  mm činila průměrná hodnota procentuálního zastoupení  $69,90 \%$ , dále bylo naměřeno maximum  $91,59 \%$ , minimum  $39,84 \%$  a medián  $71,91 \%$ . Horní kvartil byl  $79,17 \%$ , dolní kvartil  $62,60 \%$ . V této zrnitostní třídě byla naměřena jedna odlehlá hodnota směrem k minimu, která činila  $63,49 \%$ .

U zrnitostní třídy  $> 2$  mm byla naměřena průměrná hodnota procentuálního zastoupení  $19,02 \%$ . Maximum činilo  $44,66 \%$ , minimum  $1,89 \%$ , medián  $15,94 \%$ . Dolní



kvartil činil 8,61 %, horní kvartil 24,29 %. Odlehlé hodnoty směrem k maximu u této zrnitostní třídy činily 48,54; 54,97 a 60,23 %.

Z krabicového grafu na obr. 28 vyplývá, že největší procentuální zastoupení měla zrnitostní třída 0,063–2 mm. Nejnižší procentuální zastoupení bylo zjištěno u zrnitostní třídy <0,063 mm.



Obr. 29: Sloupcový graf znázorňující procentuální zastoupení zrnitostní distribuce

Sloupcový graf na obr. 29 znázorňuje procentuální zastoupení částic v zrnitostních třídách všech 65 vzorků silničního prachu v zájmovém území.

### 4.3.1 Zrnitostní analýza laserovým granulometrem laseru

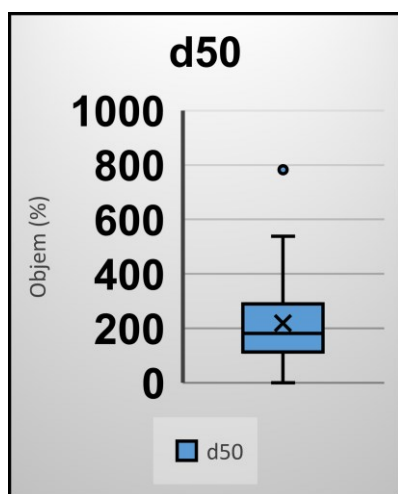
Analýzy byly provedeny na laserovém granulometru Malvern MasterSizer 2000 ve vodném prostředí.

Tab. 8: Střední hodnota velikosti částic zrna d50 ze vzorku pod 2 mm a ze třídy <0,063 mm

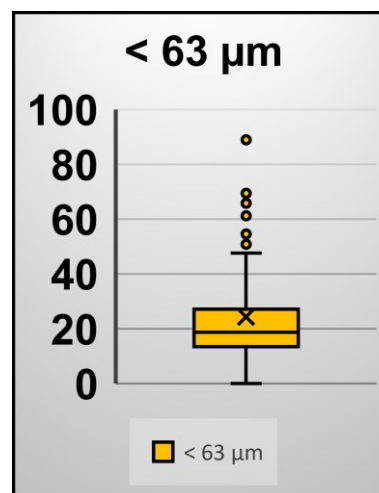
Jednotka (μm)	Střední velikost zrna d50 (μm)	Střední velikost zrna ve třídě < 63 μm
Avg	221,8	24,7
Sm.Od.	145,2	17,3
MED	182,2	19,0
MIN	21,08	1,71
MAX	782,8	88,9

Vysvětlivky: AVG – průměr, Sm.Od. – směrodatná odchylka, Min – minimum, Med – medián, Max – maximum

Z obr. 30 je zřejmé, že po vyloučení 8 anomálních hodnot je střední hodnota (velikosti částic z odsítovaného souboru < 2 mm) 20 μm, a v celkovém vzorku 222 μm. Zdrojem hrubozrnných částic je především posypový materiál, přeprava nákladů a hlavně odpovídá „stavu poškození vozovky“ s následným uvolňováním částic původního stavebního materiálu. Jemnozrnné částice pochází z otěru a resuspenze.



Obr. 30: Krabicový graf střední hodnoty velikosti částic (d050) pro zrnitostní třídu < 2 mm



Obr. 31: Krabicový graf střední hodnoty velikosti částic (d050) pro zrnitostní třídu pod 0.063 mm

Informace o velikostní distribuci prachových částic jsou významné z hlediska volby optimální techniky pro jejich odstranění (úklid) případně jejich optimalizaci (přídavek chemických činidel do vodní suspenze).

#### 4.4 Optické metody identifikace

Po separaci vzorků od magnetických částic (obr. 34) byly tyto zmagnetizované částice zváženy a následně analyzovány pomocí scanovacího elektronového mikroskopu SEM (FEI, USA) s energiově disperzním analyzátozem EDX. Analýzy provedl Dr. Ing. D. Matýsek.



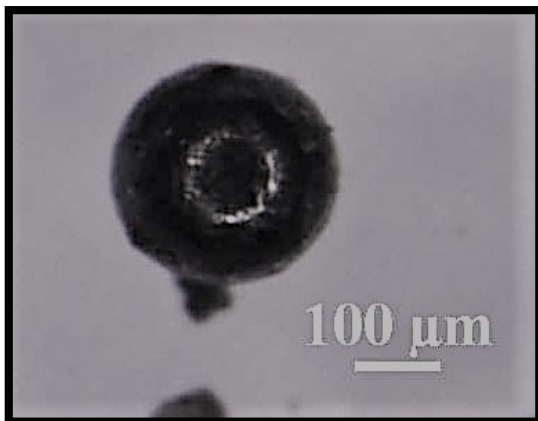
Obr. 32: Magnetický separátor SE 16-lb

Pro identifikaci jednotlivých minerálů byla použita pouze zrnitostní třída 0,063–2 mm, a to z důvodu, že částice prachu pod 0,063 mm by nešlo v optickém mikroskopu identifikovat. Na následujících obrázcích obr. 35 až 67 jsou zachyceny některé vyseparované magnetické částice, které jsou součástí strusky. Struska je nezbytnou součástí pouličního prachu v regionech s výrobou železa a oceli, ale používá se také jako stavební materiál (tvarování krajiny, vyplňování depresí). Ocelářská struska může být ve svém surovém stavu využita jako podložní nebo podkladový materiál pro stavbu silnic nebo v asfaltových směsích (Sas a kol., 2015). Asfaltový beton obsahuje přibližně 20 % strusky z vysoké pece, 12 % strusky z oceli, zatímco pro silniční základny a povrchy se obvykle používá 40 % strusky z vysoké pece a 46 % strusky z oceli (Piatak a kol., 2015).

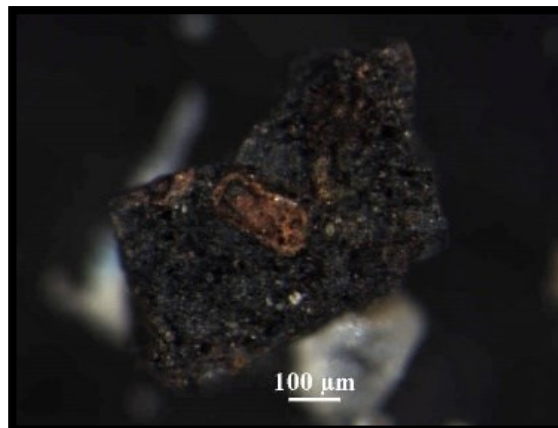
Ve vzorcích byl dále identifikován magnetit a hematit, které mohou pocházet ze silniční dopravy, emisí ze spalování fosilních paliv a metalurgie. Hematit obsahuje 69,9 % Fe a 30,1 % kyslíku. Částice s vyšším obsahem Zn (10–15 %) tvoří magnetit. Vysoký obsah Zn v magnetitu může být způsoben substitucí  $\text{Fe}^{2+}$  a  $\text{Zn}^{2+}$ , které mají přibližně stejný iontový poloměr (magnetit  $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ), když má Zn 0,060 nm a  $\text{Fe}^{2+}$  0,063 nm (Hansson a kol., 2005). Prach z odsíření surového železa obsahuje asi 60 % magnetických částic,

které vykazují relativně vysokou čistotu a ve struktuře nemají žádné další kovy (Cr, Mn, Mg). Morfologie částic Fe bez chemické analýzy nestačí k identifikaci jejich původu.

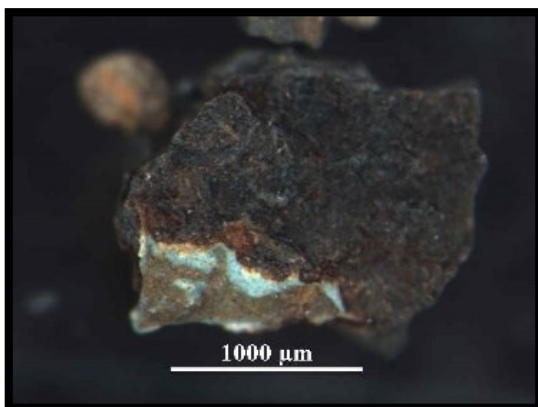
Na obrázcích níže je zachycena nejzajímavější část vzorků odebraných v Olomouci na podzim roku 2019. Ve většině vzorků ze zájmového území převládala struska, hematit, části vegetace s přichycenými úlomky magnetitu, kusy kovu, kovových plíšků, skla, křemene atd.



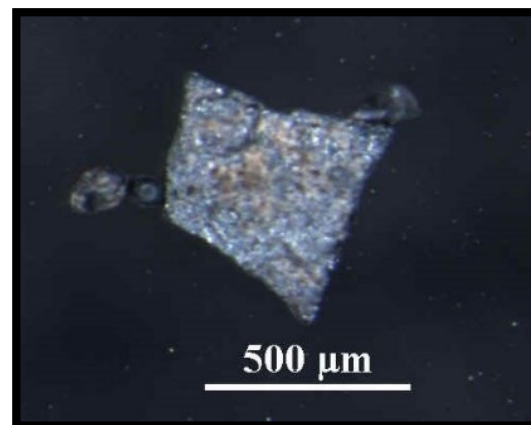
Obr. 33: Struska – vzorek č.1 v měřítku 100 μm



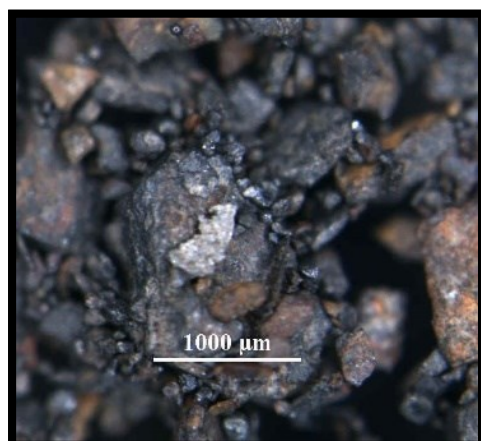
Obr. 34: Hematit, struska – vzorek č. 2 v měřítku 100 μm



Obr. 35: Struska – vzorek č. 3 v měřítku 1 000 μm



Obr. 36: Struska – vzorek č. 3 v měřítku 500 μm



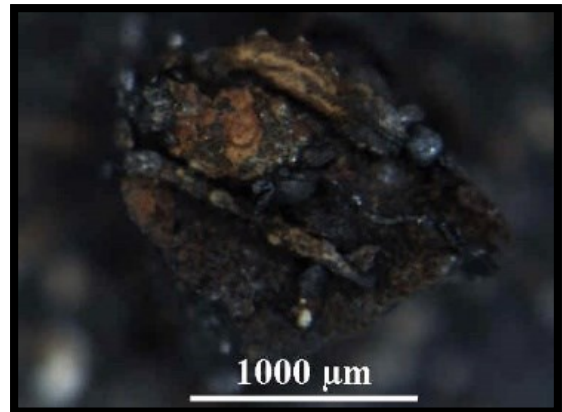
Obr. 37: Struska – vzorek č. 3 v měřítku 1 000 μm



Obr. 38: Struska – vzorek č. 4 v měřítku 500 μm



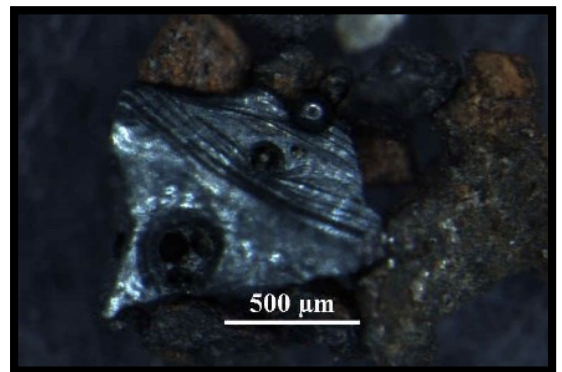
Obr. 39: Část vegetace – vzorek č. 5 v měřítku 1 000 µm



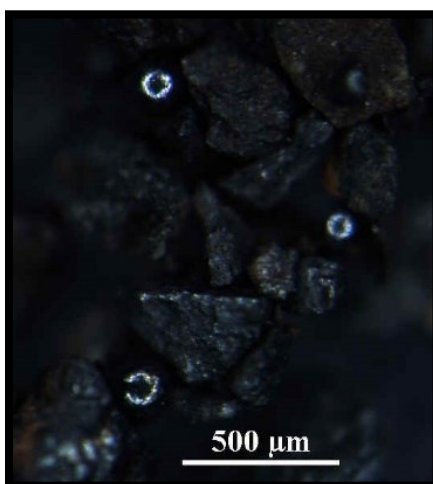
Obr. 40: Struska – vzorek č. 6 v měřítku 1 000 µm



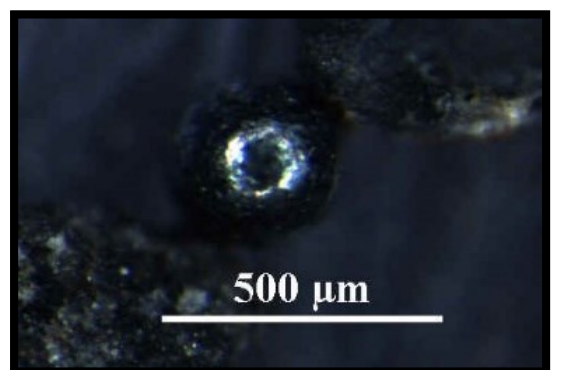
Obr. 41: Část vegetace – vzorek č. 6 v měřítku 1 000 µm



Obr. 42: Struska – vzorek č. 7 v měřítku 500 µm



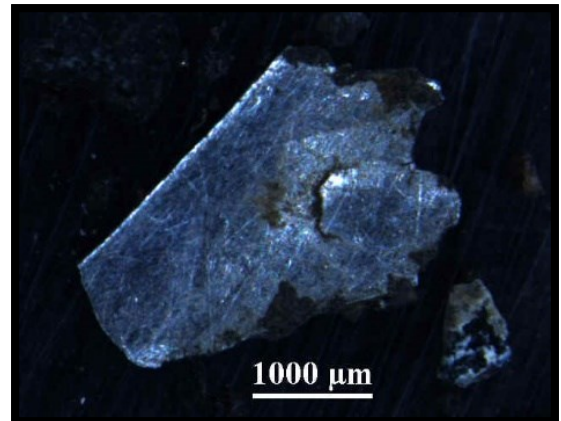
Obr. 43: Struska – vzorek č. 8 v měřítku 500 µm



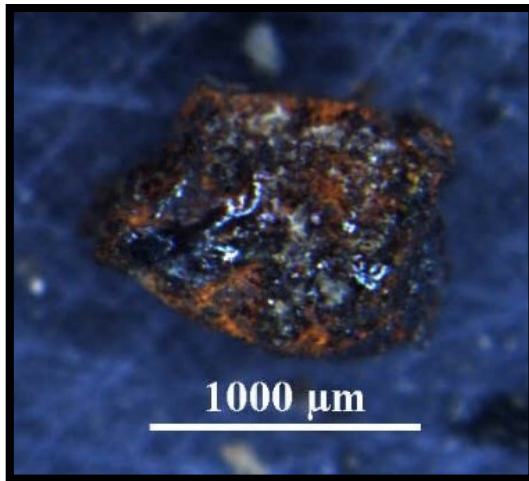
Obr. 44: Struska – vzorek č. 8 v měřítku 500 µm



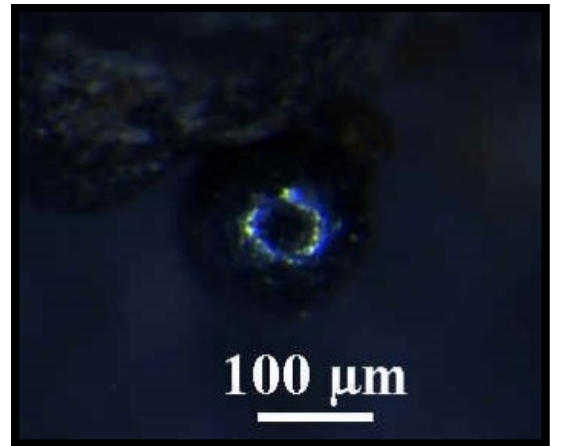
Obr. 45: Část vegetace - 21.9.2019 vzorek č. 9 v měřítku 1 000 μm



Obr. 46: Úlomek kovu – vzorek č. 10 v měřítku 1 000 μm



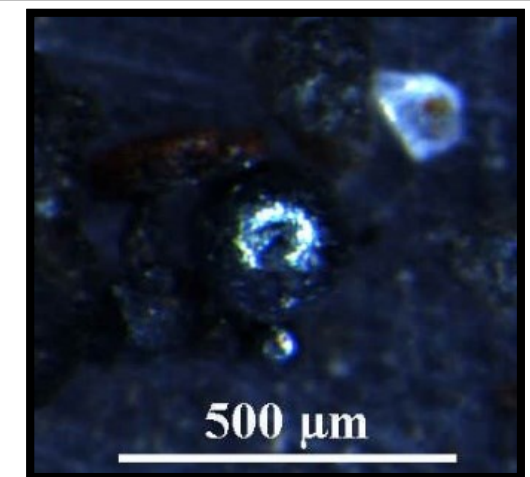
Obr. 47: Struska, hematit – vzorek č. 11 v měřítku 1 000 μm



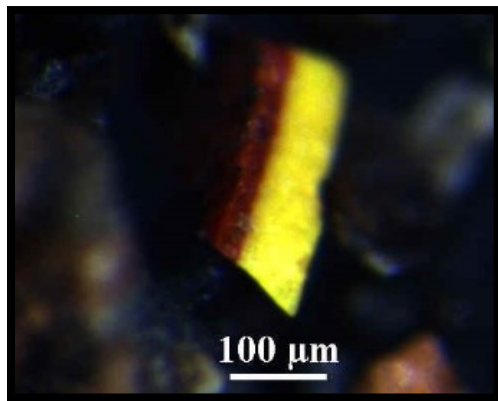
Obr. 48: Struska – vzorek č. 12 v měřítku 100 μm



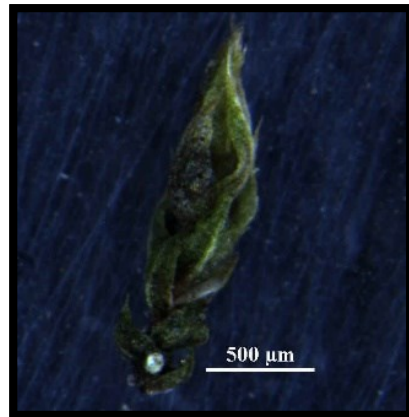
Obr. 49: Struska – vzorek č. 13 v měřítku 500 μm



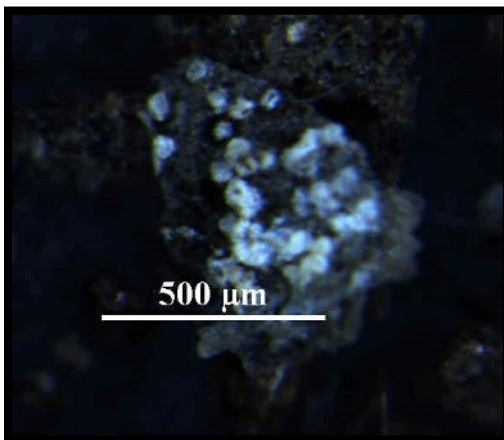
Obr. 50: Struska – vzorek č. 14 v měřítku 500 μm



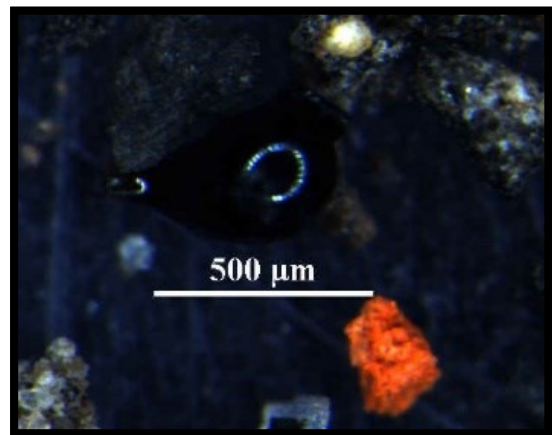
Obr. 51: Úlomek – vzorek č. 14 v měřítku 100 μm



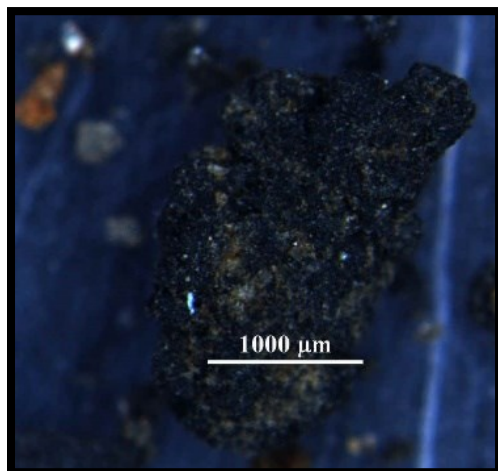
Obr. 52: Část vegetace – vzorek č. 15 v měřítku 500 μm



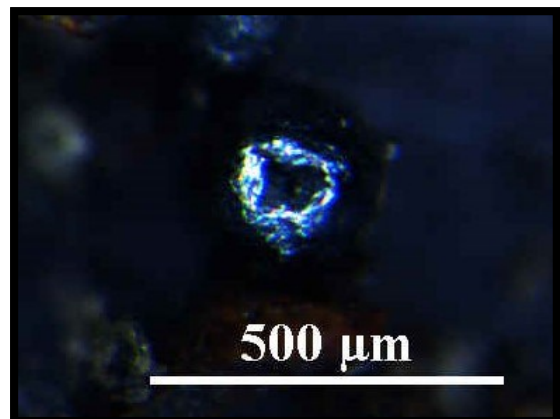
Obr. 53: Struska, Si – vzorek č. 15 v měřítku 500 μm



Obr. 54: Struska – vzorek č. 16 v měřítku 500 μm



Obr. 55: Struska – vzorek č. 17 v měřítku 1 000 μm

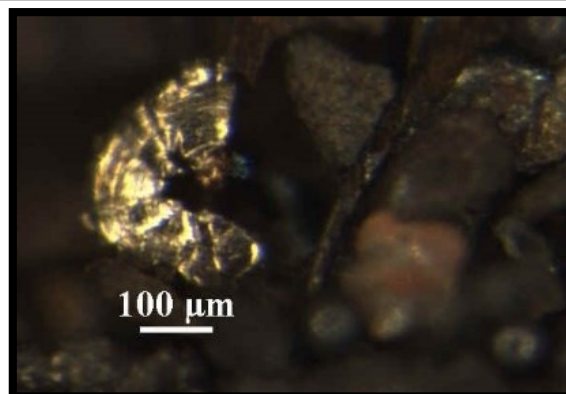


Obr. 56: Struska – vzorek č. 18 v měřítku 500 μm

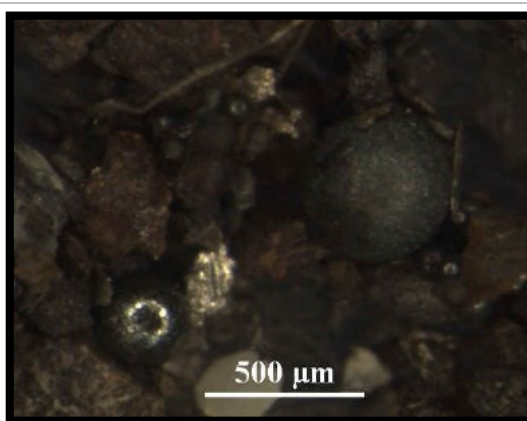




Obr. 57: Úlomek skla – vzorek č. 19 v měřítku 1 000  $\mu\text{m}$



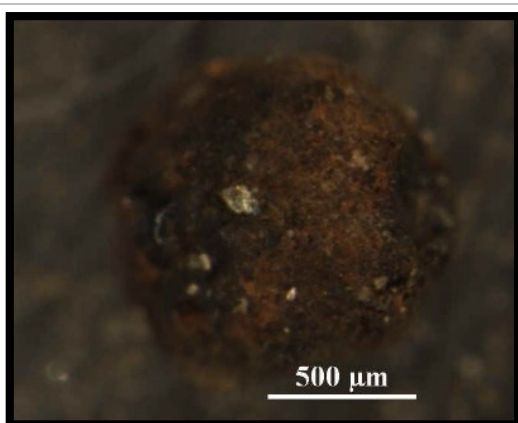
Obr. 58: Kovový plíšek – vzorek č. 20 v měřítku 100  $\mu\text{m}$



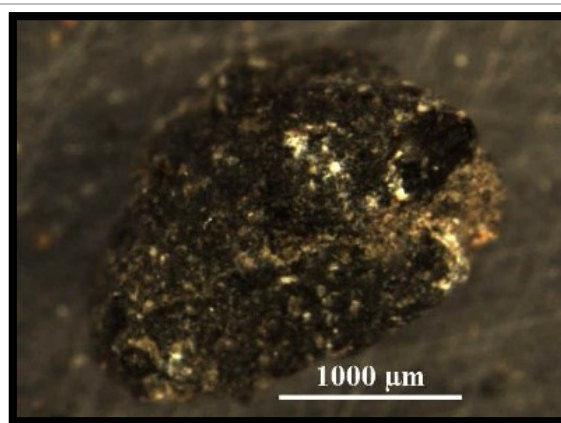
Obr. 59: Struska – vzorek č. 20 v měřítku 500  $\mu\text{m}$



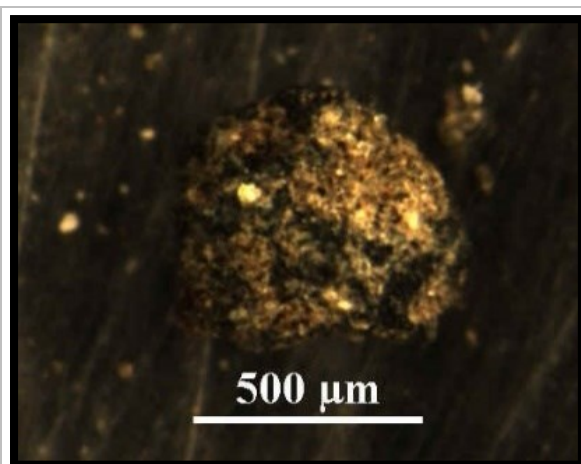
Obr. 60: Úlomek kovu – vzorek č. 21 v měřítku 500  $\mu\text{m}$



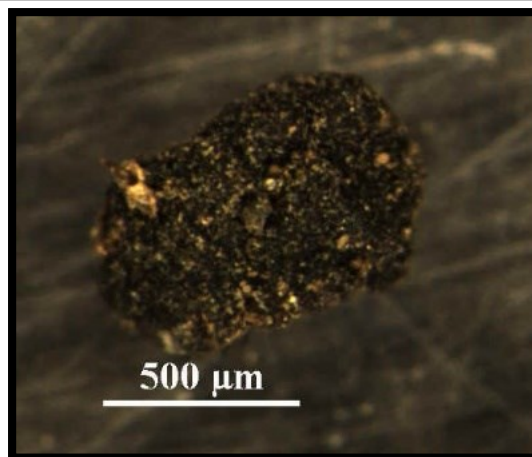
Obr. 61: Struska, hematit – vzorek č. 22 v měřítku 500  $\mu\text{m}$



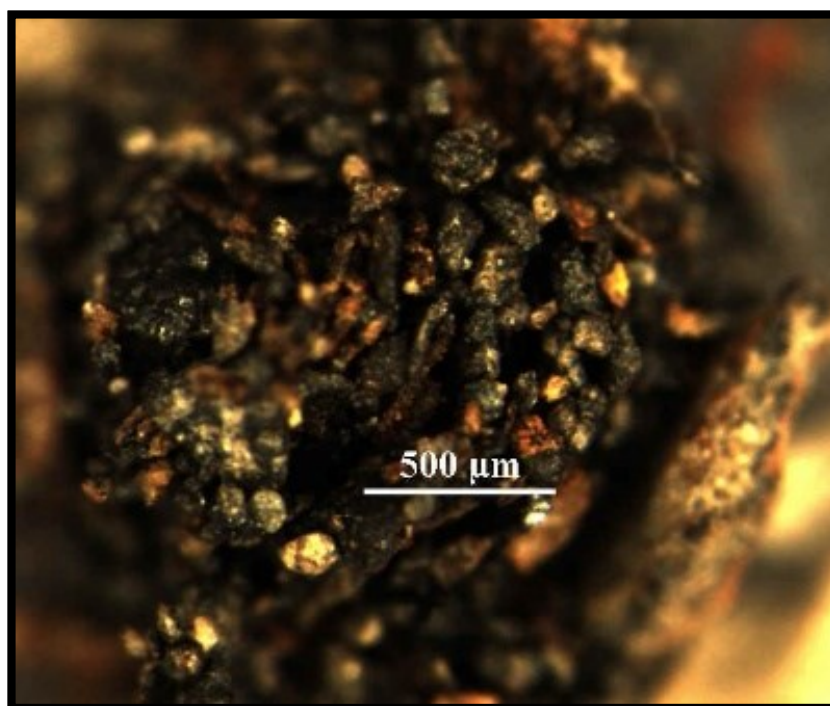
Obr. 62: Struska – vzorek č. 23 v měřítku 1 000  $\mu\text{m}$



*Obr. 63: Struska – vzorek č. 25 v měřítku 500 μm*



*Obr. 64: Struska – vzorek č. 25 v měřítku 500 μm*



*Obr. 65: Struska – vzorek č. 24 v měřítku 500 μm*

#### 4.4.1 Magnetická susceptibilita

Magnetická susceptibilita městských půd v Olomouci vykazuje přiměřeně dobrou shodu s výsledky naměřenými pro celkový vzorek prachu z ulice. Výsledky objemové magnetické susceptibility (K) vypracoval Kantor a kol., v závislosti na obsahu Fe v zrnitostní třídě pod 0,063 mm (Obr. 68). Hmotnostně specifická magnetická susceptibilita ( $\chi$ ) se měří ve vztahu ke vzduchu, který má nulovou hodnotu magnetické susceptibility ( $10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$ ) (Dearing, 1999). Magnetické částice byly separovány od třídy velikosti částic <0,063 mm pomocí magnetického separátoru (MS 16, TopGeo). Oddělené částice byly zváženy pro stanovení hmotnostního podílu magnetických částic ve třídě velikosti částic <0,063 mm.

Statistické parametry magnetické susceptibility pouličního prachu ve městě Olomouc pro velikost zrn pod 0,063 mm jsou znázorněny v tab. 9.

Tab. 9: Magnetická susceptibilita pro <0,063 mm, průměr, směrodatná odchylka, maximum, medián, minimum

Magnetická susceptibilita <0,063 mm		$\kappa$ -LF	$\chi$ -LF
		$10^{-5} \text{ j. SI}$	$10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$
<b>Avg</b>	Olomouc - 21.10.2019	295,05	2,97
<b>Sm.Od.</b>	Olomouc - 21.10.2029	282,51	3,01
<b>MED</b>	Olomouc - 21.10.2029	280,80	2,64
<b>MIN</b>	Olomouc - 21.10.2019	23,30	0,19
<b>MAX</b>	Olomouc - 21.10.2019	1316,00	15,17

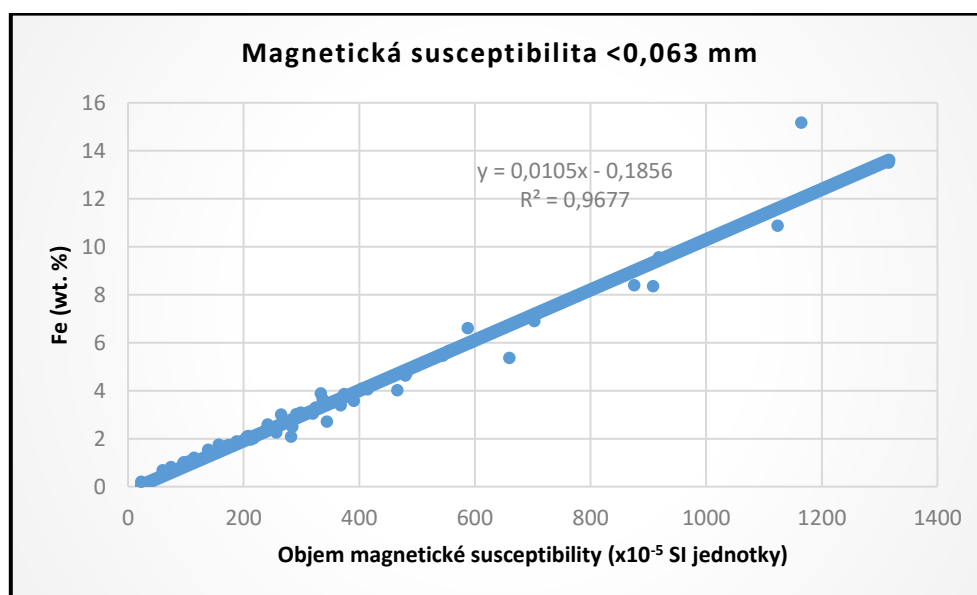
Vysvětlivky: AVG – průměr, Sm.Od. – směrodatná odchylka, Min – minimum, Med – medián, Max – maximum

Tab. 10: Statistické parametry magnetické susceptibility pouličního prachu pro velikost zrn pod 0,063 mm a pod 2 mm od roku 2008 a od roku 2018 (pod 0,063 mm) a porovnání s městskou půdou (<2 mm) v Ostravě. (Švédová a kol., 2020)

	<0.063 mm		<2 mm		<0.063 mm		Urban soils <2 mm	
	2008		2008		2018			
	$\kappa$	$\chi$	$\kappa$	$\chi$	$\kappa$	$\chi$	$\kappa$	$\chi$
	$10^{-5} \text{ SI}$	$10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$	$10^{-5} \text{ SI}$	$10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$	$10^{-5} \text{ SI}$	$10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$	$10^{-5} \text{ SI}$	$10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$
	units		units		units		units	
<b>Minimum</b>	138	1.73	163	1.17	263	2.81	4.00	0.04
<b>Maximum</b>	4708	47.6	4719	28.6	9861	97.2	1180	16.0
<b>Median</b>	665	7.77	640	5.74	1286	11.5	171	2.29
<b>AVG</b>	970	11.1	873	7.43	1924	16.5	219	3.97
<b>STD</b>	893	9.39	751	5.50	1701	14.7	198	2.74
<b>Var.coef.</b> (%)	92.1	84.7	86.0	74.1	88.4	89.0	90.2	69.1

Vysvětlení: AVG – aritmetický průměr, STD – standardní odchylka, Var.coef. - variační koeficient, units – jednotky.

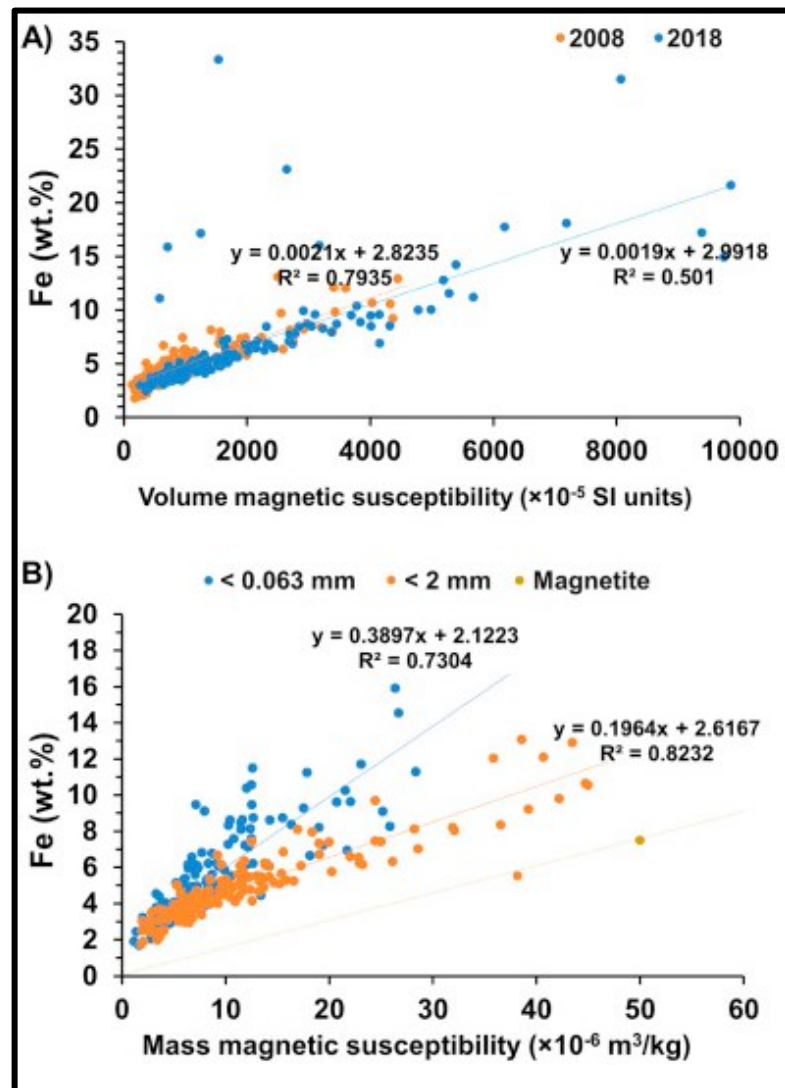
V tab. 10 jsou znázorněny statistické parametry magnetické susceptibility pouličního prachu pro velikost zrn pod 0,063 mm a pod 2 mm od roku 2008 a od roku 2018 (pod 0,063 mm) a porovnání s městskou půdou (<2 mm) v Ostravě. (Švédová a kol., 2020). V porovnání s tab. 9 pro město Olomouc jsou hodnoty magnetické susceptibility pro Ostravu několikanásobně větší. V Ostravě je patrný rozdíl v množství výskytu magnetických částic, které pochází ze strusky. Průměrná hodnota magnetických částic pro zrnitostní třídu <0,063 mm pro Ostravu činila za rok 2008  $970 \times 10^{-5}$  SI, za rok 2018  $1\,924 \times 10^{-5}$  SI. V Olomouci byla naměřena průměrná hodnota magnetické susceptibility pro <0,063 mm  $295,05 \times 10^{-5}$  SI. Rozdíl v množství výskytu magnetických částic pro tyto dvě města činí markantní rozdíl. V době aplikace zimního posypu jsou částice strusky podrceny a přechází do zrnitostní třídy <0,063 mm.



Obr. 66: Magnetická susceptibilita <0,063 mm vzorků města Olomouce,  $R^2 = 0,9677$  (autor: Kantor a kol., 2020)

Pro porovnání byly použity výsledky objemové magnetické susceptibility (K) naměřené v Ostravě, v závislosti na obsahu Fe pro třídu pod 0,063 mm pro obě vzorkovací kampaně, ukazují významnou shodu (obr. 69). Existuje však rozdíl mezi Fe a hmotnostní magnetickou susceptibilitou ( $\chi$ ) pro třídu pod 0,063 mm a pod 2 mm. Třída pod 0,063 mm má při stejném obsahu Fe přibližně dvakrát vyšší hodnotu magnetické susceptibility než třída pod 2 mm (rok 2008) (obr. 69, Švédová a kol., 2020).

Obr. 67: Objemová a magnetická susceptibilita naměřená v Ostravě v rozmezí 10 let (2008 až 2018) (Švédová a kol., 2020)



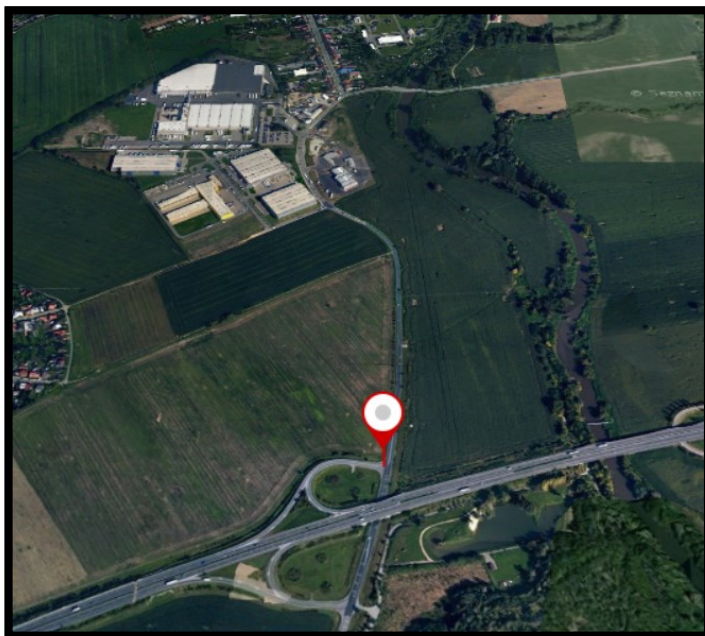
Vysvětlivky: Volume magnetic susceptibility – objemová magnetická susceptibilita, Mass magnetic susceptibility – hmotnostní magnetická susceptibilita

A) Závislost mezi obsahem Fe a objemovou magnetickou susceptibilitou ve třídě pod 0,063 mm pro obě (2008 a 2018) vzorkovací kampaně, Ostrava 2020;

B) Závislost mezi obsahem Fe a hmotnostní magnetickou susceptibilitou pro různé velikosti zrn (<0,063 mm a <2 mm) za rok 2008 a závislost čistého vícedoménového magnetitu (Švédová a kol., 2020).

#### 4.5 Fázové složení částic – verifikace anomálií

Vzorek č. 59 (obr. 81 až 102) považovat za anomální, neboť koncentrace Cu ve vzorku byly 5 x vyšší než průměrná hodnota souboru, u Zn 3 x vyšší, u Cr, Fe a objemové magnetické susceptibility 2 x vyšší a u Mn 1 x vyšší. Tento vzorek byl odebrán u krajnice sjezdu na dálnici D35 v místě s GPS souřadnicemi 49.5534314N, 17.2644097E, v katastrálním území obce Nemilany. Nedaleko se nachází firma AHOLD, Ahold sklad Olomouc, Raben Logistica Czech s.r.o., PPL, WM Autodíly spol. s.r.o. a AMIGO + TESLA Supercharger. Anomální koncentrace prvků byly ověřeny mikroanalýzou SEM+EDAX (obr. 71 až 80, tab. 11 až 20).

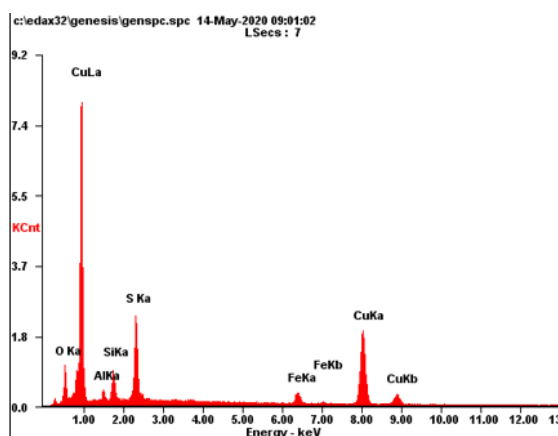


Obr. 68: Pozice lokality 59 v terénu

Mikroanalýzou částic byla ve vzorku 59 prokázána přítomnost fáze  $\text{CuS-CuSO}_4$  a fáze  $\text{Sb-Fe-O}$ , která pochází z otěru pneumatik (Juda-Resler a kol. 2011 in Švedová 2020). Původ částice  $\text{CuS-CuSO}_4$  může pocházet také z otěru pneumatik (Urrutia-Goyes a kol., 2018 in Švedová a kol. 2019). Částice  $\text{Cu-C-O}$  bude také pocházet z otěru pneumatik (kde jsou přidávány saze „black carbon“) při výrobě pneumatik.

Ve vzorku 59 byly prokázány částice s obsahem Cu-Zn. Zn může pocházet z otěru pneumatik a Cu může být obsažen v náhradě azbestových materiálů pro brzdová obložení (van der Gon a kol. 2007 in Švedová a kol. 2020). V obr. 78 a 79 jsou prokázány částice

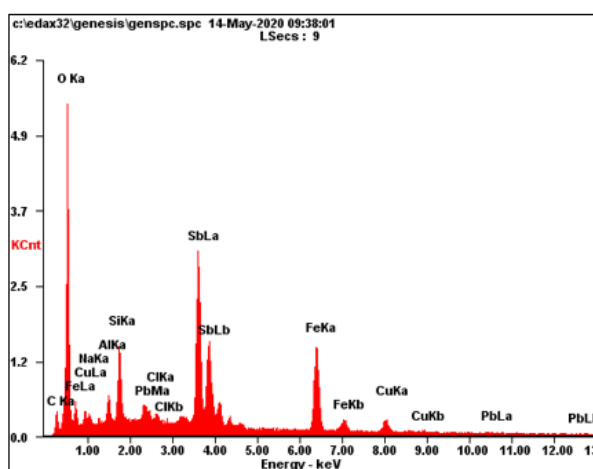
barytu. Baryt je přidáván při výrobě pneumatik, pochází z jejich otěru, což je zvláště přítomností Zn v barytu v obr. 79. Zn v koncentraci až do 4 % je přidáván při výrobě pneumatik (Hopke a kol., 1980). Částice oxidu Fe-Ox (obr.72, 75, 79) mají typický sférický charakter, a tak jednoznačně dokumentují částice pocházející z vysokoteplotních procesů (spalování fosilních paliv – popílků nebo metalurgické procesy – strusky). Částice oxidů Fe se Zr může pocházet z brzdového obložení nebo může být přírodního původu (těžké minerály obsažené v půdách). V obr. 75 a 77 je zachycena také částice s obsahem Zr., Tato částice v důsledku obsahu dalších prvků zemské kůry (Si, Al, Ca) je pravděpodobně také geogenního původu. Vzhledem k tomu, že ve vzorku byla identifikována i částice monazitu (La, Ce, Nd) PO<sub>4</sub>, který se vyskytuje společně se zirkonem v sedimentech a půdním prostředí lze potvrdit geogenní výskyt částic s obsahem Zr. Z geogenních minerálů byl ve vzorku identifikován ještě pyroxen a ilmenit (FeTiO<sub>3</sub>) (obr 87 a 88).



Obr. 69: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) -CuS-CUSO<sub>4</sub>

Tab. 11: Vzorek č.59 CuS-CuSO<sub>4</sub>

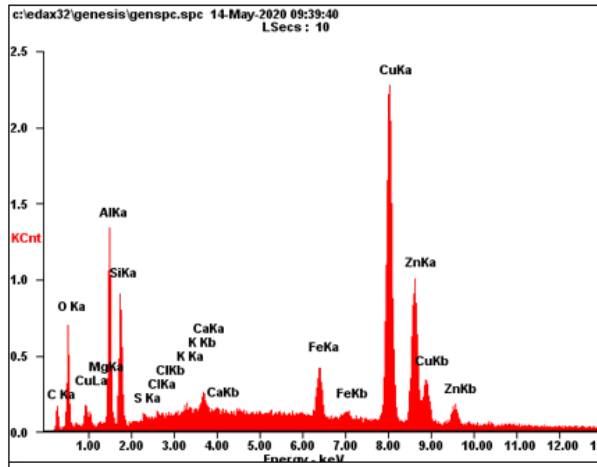
Element	Wt %	At %
O K	09.91	26.20
Al K	01.82	02.86
Si K	04.61	06.94
S K	12.01	15.85
Fe K	04.59	03.48
Cu K	67.07	44.67



Obr. 70: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Sb-Fe-O

Tab. 12: Vzorek č.59 Sb-Fe-O

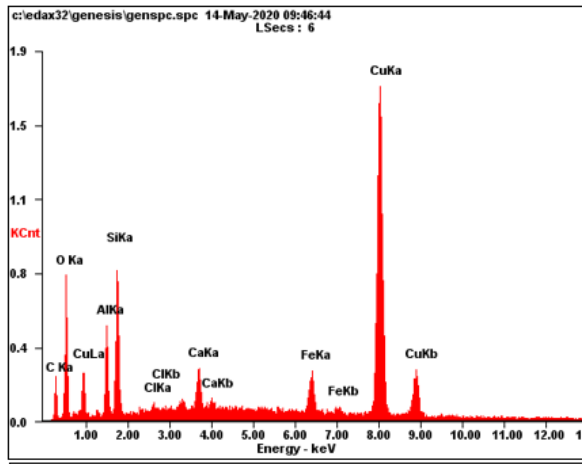
Element	Wt %	At %
C K	07.74	25.87
O K	08.66	21.73
Al K	01.59	02.37
Si K	03.73	05.33
S K	19.08	23.89
Sb L	55.92	18.44
Fe K	03.29	02.36



Obr. 71: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Cu-Zn

Tab. 13: Vzorek č.59 Cu-Zn

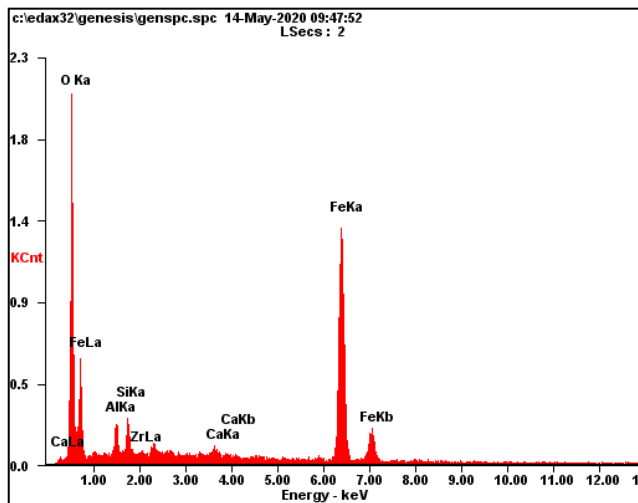
Element	Wt %	At %
<i>C K</i>	05.33	18.65
<i>O K</i>	04.70	12.34
<i>Mg K</i>	00.28	00.48
<i>Al K</i>	06.39	09.94
<i>Si K</i>	03.80	05.68
<i>S K</i>	00.15	00.20
<i>Cl K</i>	00.17	00.21
<i>K K</i>	00.32	00.35
<i>Ca K</i>	00.62	00.65
<i>Fe K</i>	03.26	02.45
<i>Cu K</i>	48.74	32.21
<i>Zn K</i>	26.25	16.86



Obr. 72: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Cu-C-O

Tab. 14: Vzorek č.59 Cu-C-O

Element	Wt %	At %
<i>C K</i>	11.20	31.24
<i>O K</i>	09.54	19.96
<i>Al K</i>	03.66	04.55
<i>Si K</i>	05.26	06.28
<i>Cl K</i>	00.25	00.23
<i>Ca K</i>	01.73	01.45
<i>Fe K</i>	03.58	02.15
<i>Cu K</i>	64.78	34.14



Obr. 73: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - FeOx

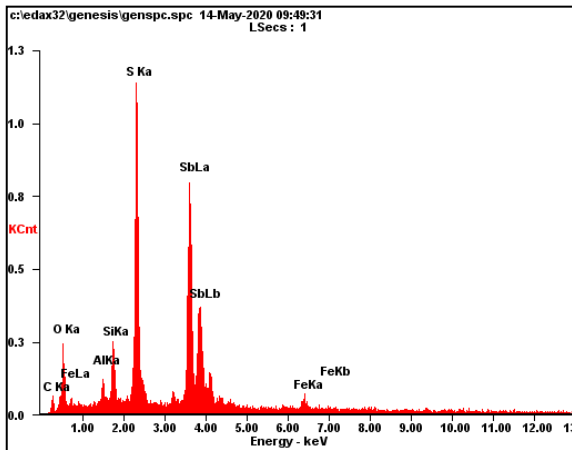
Tab. 15 Vzorek č.59 FeOx

Element	Wt %	At %
<i>O K</i>	33.39	61.79
<i>Al K</i>	02.65	02.91
<i>Si K</i>	02.54	02.68
<i>Zr L</i>	00.31	00.10
<i>Ca K</i>	00.60	00.44
<i>Fe K</i>	60.51	32.08



Tab. 16: Vzorek č.59 Sb-S

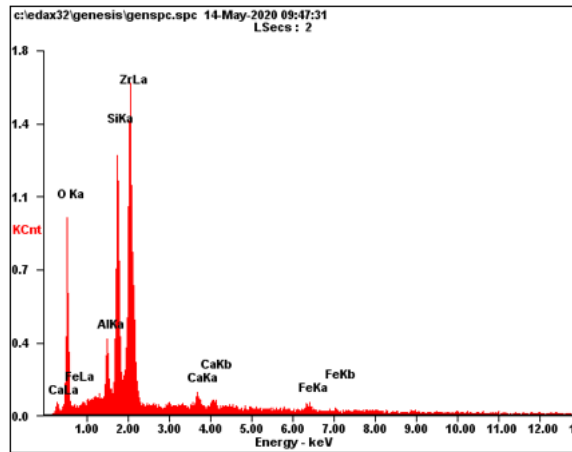
Element	Wt %	At %
<i>C K</i>	06.30	16.79
<i>O K</i>	26.47	52.97
<i>Na K</i>	01.14	01.58
<i>Al K</i>	01.50	01.78
<i>Si K</i>	04.06	04.63
<i>Pb M</i>	03.04	00.47
<i>Cl K</i>	00.47	00.43
<i>Sb L</i>	35.59	09.36
<i>Fe K</i>	17.10	09.81
<i>Cu K</i>	04.33	02.18



Obr. 74: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Sb-S

Tab. 17: Vzorek č.59 Zr

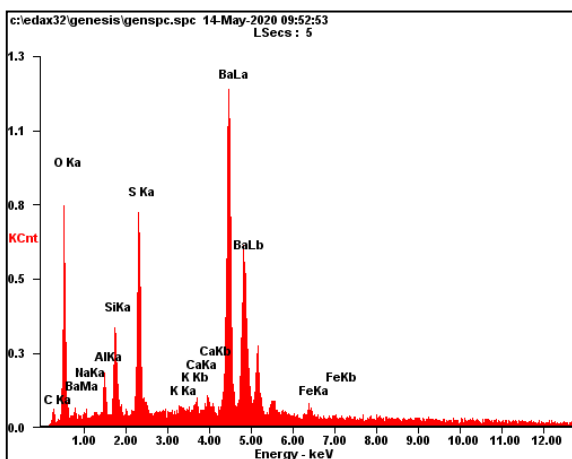
Element	Wt %	At %
<i>O K</i>	40.85	71.15
<i>Al K</i>	02.74	02.83
<i>Si K</i>	11.57	11.48
<i>Zr L</i>	41.76	12.76
<i>Ca K</i>	01.27	00.88
<i>Fe K</i>	01.81	00.90



Obr. 75: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Zr

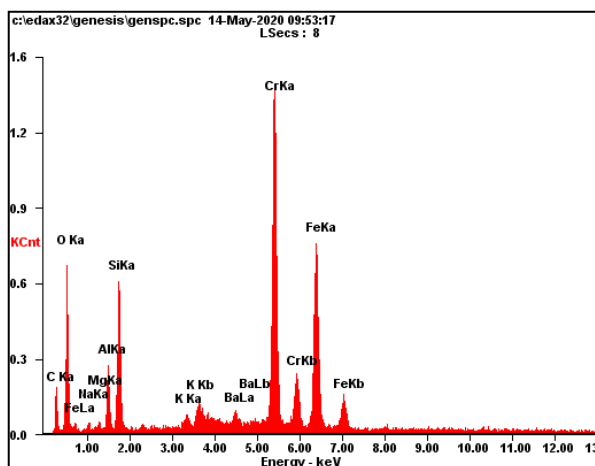
Tab. 18: Vzorek č.59 Baryt

Element	Wt %	At %
<i>C K</i>	03.71	13.31
<i>O K</i>	16.38	44.11
<i>Na K</i>	00.48	00.91
<i>Al K</i>	01.89	03.02
<i>Si K</i>	03.96	06.07
<i>S K</i>	07.86	10.56
<i>K K</i>	00.45	00.49
<i>Ca K</i>	00.38	00.41
<i>Ba L</i>	63.25	19.85
<i>Fe K</i>	01.64	01.26



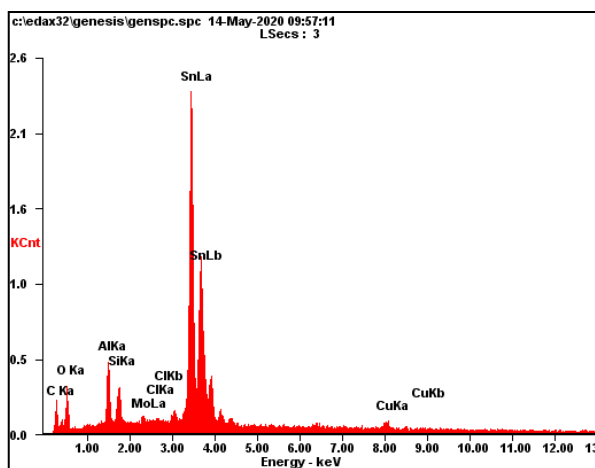
Obr. 76: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Ba

Tab. 19: Vzorek č.59 Cr-Fe-O



Obr. 77: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Cr-Fe-O

<i>Element</i>	<i>Wt %</i>	<i>At %</i>
<i>CK</i>	12.42	30.71
<i>OK</i>	12.60	23.40
<i>NaK</i>	00.60	00.78
<i>MgK</i>	00.45	00.55
<i>AlK</i>	02.67	02.94
<i>SiK</i>	05.91	06.25
<i>KK</i>	00.66	00.50
<i>BaL</i>	02.78	00.60
<i>CrK</i>	33.75	19.28
<i>FeK</i>	28.15	14.97



Obr. 78: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Sn-O

Tab. 20: Vzorek č.59 Sn-O

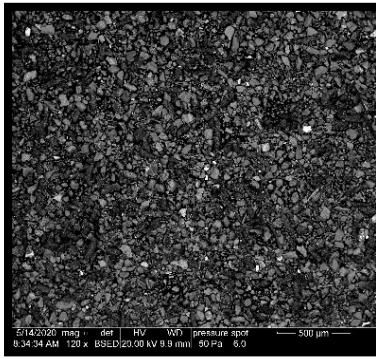
<i>Element</i>	<i>Wt %</i>	<i>At %</i>
<i>CK</i>	08.80	30.54
<i>OK</i>	12.14	31.64
<i>AlK</i>	04.40	06.79
<i>SiK</i>	02.90	04.31
<i>MoL</i>	01.08	00.47
<i>ClK</i>	00.53	00.62
<i>SnL</i>	66.89	23.49
<i>CuK</i>	03.27	02.14

- Zirkon

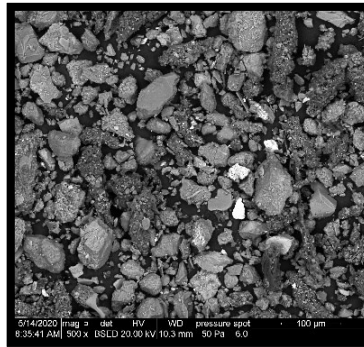
Zr má řadu využití při výrobě pigmentů, vodoodpudivých textilií, keramiky, abraziv (např. pro pískování), cigaretových zapalovačů, lékařské kosmetiky a v minulosti se používal v televizních trubicích a žárovkovém osvětlení (Belliles 1979). Největší využití Zr je v keramice, kalících prostředcích, žáruvzdorných materiálech a slévárnách (USDI 2003) a používá se také ve svařovacích tyčích, nátěrech svařovacích tyčí. Není známo, že by byl Zr v automobilové dopravě významným činidlem (Sander a kol., 2000).

- Baryt

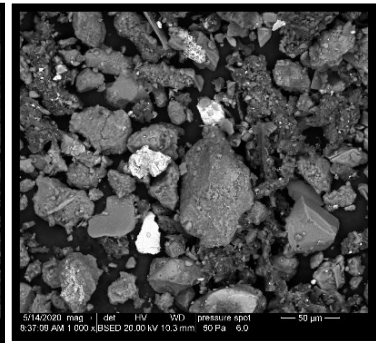
Ba je přítomno v přísadách do paliv a v plnivech, která se používají v brzdových obloženích (ve formě barytu) a pneumatik vozidel (Hopke a kol., 1980).



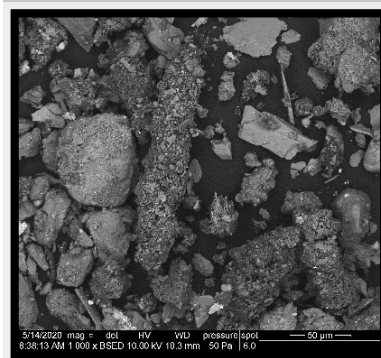
Obr. 79: Vzorek č.59



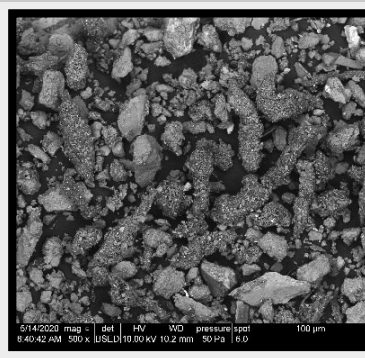
Obr. 80: Vzorek č.59 (2.0)



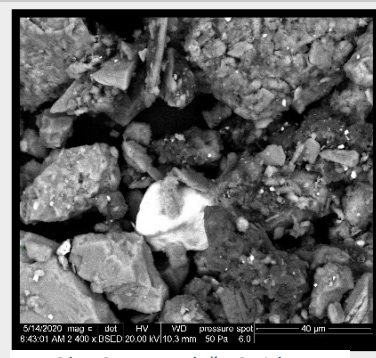
Obr. 81: Vzorek č.59 Feox



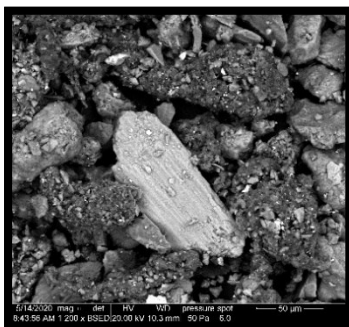
Obr. 82: Vzorek č.59 aglomeráty



Obr. 83: Vzorek č.59 aglomeráty



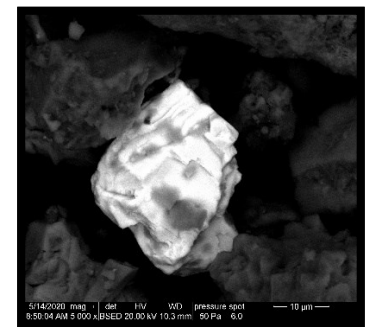
Obr. 84: Vzorek č.59 zirkon



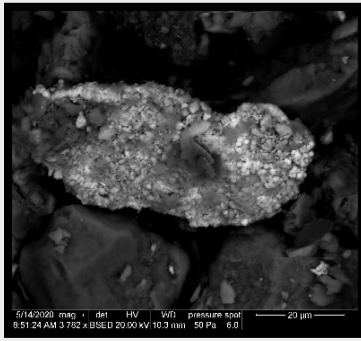
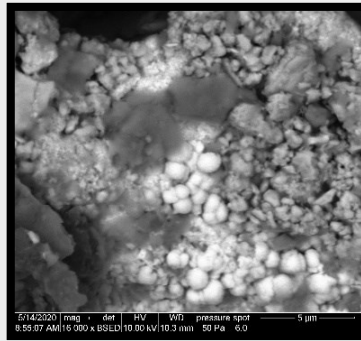
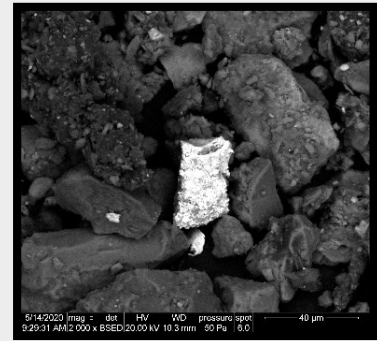
Obr. 85: Vzorek č.59 pyroxen



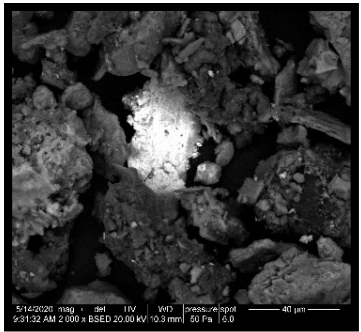
Obr. 86: Vzorek č.59 zirkon, ilmenit, TiO<sub>2</sub>, FeOx



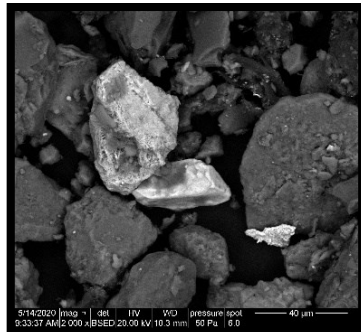
Obr. 87: Vzorek č.59 monazit

Obr. 88: Vzorek č.59 CuS-CuSO<sub>4</sub>Obr. 89: Vzorek č.59 CuS-CuSO<sub>4</sub> 2.0

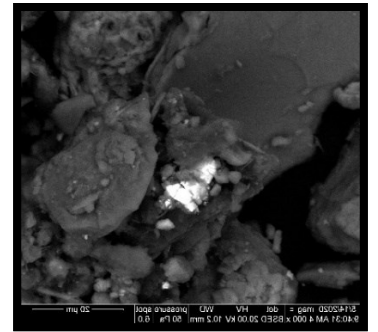
Obr. 90: Vzorek č.59 Sb, Fe, O



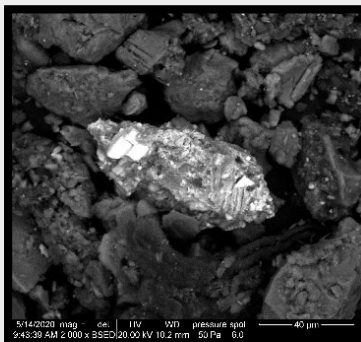
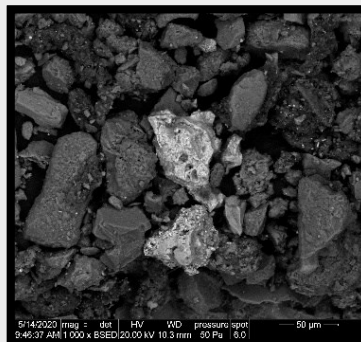
Obr. 91: Vzorek č.59 Cu, Zn



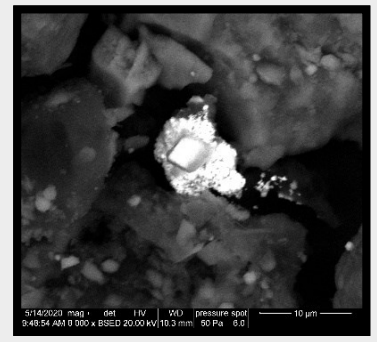
Obr. 92: Vzorek č.59 Feox, zirkon, Cu, C, O



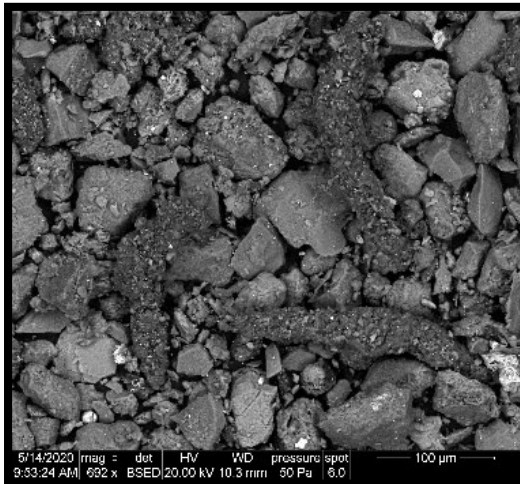
Obr. 93: Vzorek č.59 Sb, S

Obr. 94: Vzorek č.59 BaSO<sub>4</sub>, Cr, Feox

Obr. 95: Vzorek č.59 FeOx



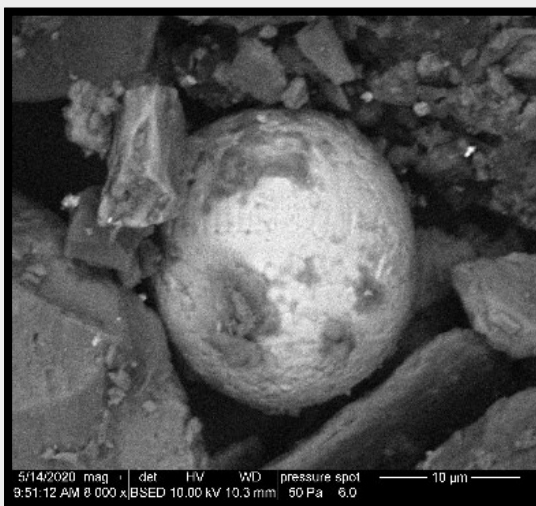
Obr. 96: Vzorek č.59 Baryt na Sn-Ox



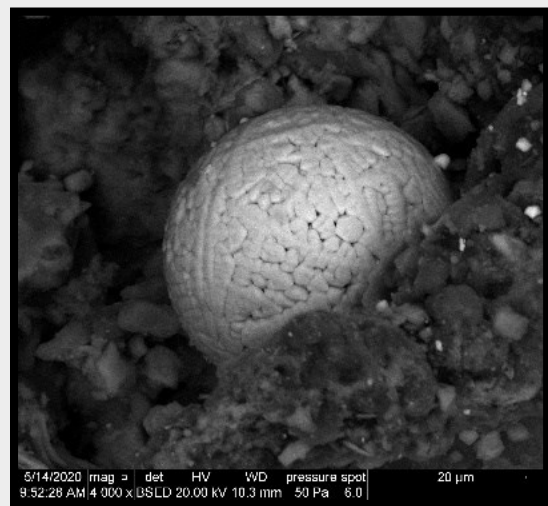
Obr. 97: Vzorek č.59 aglomeráty 3.0



Obr. 98: Vzorek č.59 FeOx koule



Obr. 99: Vzorek č.59 FeOx koule 2.0



Obr. 100: Vzorek č.59 FeOx koule 3.0

#### 4.6 Korelační analýza a statistické zhodnocení analyzovaného souboru

Statistická analýza pro popisnou statistiku a korelační analýza byly provedeny pomocí statistického softwaru OriginPro 8.5. (hladina významnosti  $p < 0,05$ ) pro částice o velikosti  $< 0,063$  mm a vybranými prvky viz tab. 24. Statisticky významná závislost byla zjištěna mezi množstvím prachu a koncentrací Fe 0,67 až 0,72 (tab. 22).

Tab. 21: Statisticky významná korelační závislost pro zrnitostní třídu  $< 0,063$  mm

Zrnitostní třída $< 0,063$ mm												
		Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Zr	Pb	$\kappa$ -LF	$\chi$ -LF
Cr	Pearson Corr.	1,00										
Mn	Pearson Corr.	0,57	1,00									
Fe	Pearson Corr.	0,68	0,81	1,00								
Ni	Pearson Corr.	0,64	0,30	0,25	1,00							
Cu	Pearson Corr.	0,60	0,47	0,74	0,20	1,00						
Zn	Pearson Corr.	0,47	0,44	0,66	0,32	0,73	1,00					
As	Pearson Corr.	0,02	0,07	0,11	0,19	-0,08	0,07	1,00				
Zr	Pearson Corr.	0,06	-0,09	-0,14	0,11	0,07	-0,08	-0,14	1,00			
Pb	Pearson Corr.	0,35	0,44	0,50	0,21	0,43	0,28	-0,15	0,14	1,00		
$\kappa$ -LF	Pearson Corr.	0,61	0,61	0,84	0,20	0,50	0,47	0,08	-0,10	0,43	1,00	
$\chi$ -LF	Pearson Corr.	0,54	0,59	0,83	0,19	0,49	0,48	0,10	-0,15	0,37	0,99	1,00

Tab. 22: Korelační závislost vyseparovaných magnetických částic s magnetickou susceptibilitou (objemovou a hmotnostní).

Korelační závislost	Vyseparované magnetické částice	Fe	$\kappa$ -LF	c-LF
Vyseparované magnetické částice	1			
Fe	0,72	1		
$\kappa$ -LF	0,71	0,68	1	
c-LF	0,75	0,67	0,98	1

Dle tab. 21 byla prokázána významná korelační závislost u Cr, který poskytuje významné korelace s Mn, Fe, Ni, Cu, Zn a Pb. Vysoká hodnota koeficientu korelace potvrzuje společný původ znečištění. Mn poskytuje významné korelace s Fe, Ni, Cu, Zn a Pb. Fe poskytuje významné korelace s Cu, Zn a Pb. Ni poskytuje významné korelace se Zn. Cu poskytuje významné korelace se Zn a Pb. Zn poskytuje významné korelace s Pb (tab. 24). Ostatní statistická zhodnocení byla provedena ve vlastních kapitolách a podkapitolách.

Výsledky korelační analýzy naznačují, že většina kovů v silničním prachu je vzájemně ovlivněna společným zdrojem znečištění. Množství kovů uvolněných při rozpadu povrchu vozovky, je také významné. V současné době je z dopravy emitováno pouze velmi malé množství Pb. Významná závislost mezi Pb a Zn dokumentuje převahu

dalších vlivů znečištění (spalovací procesy a průmysl). Koncentrace železa hodnocené podle intenzity dopravy vykazovaly vysoké korelace s Cr a Mn (Spearman  $r > 0,50$ ) na méně frekventovaných silnicích.

#### 4.7 Mapy plošné distribuce prachových částic

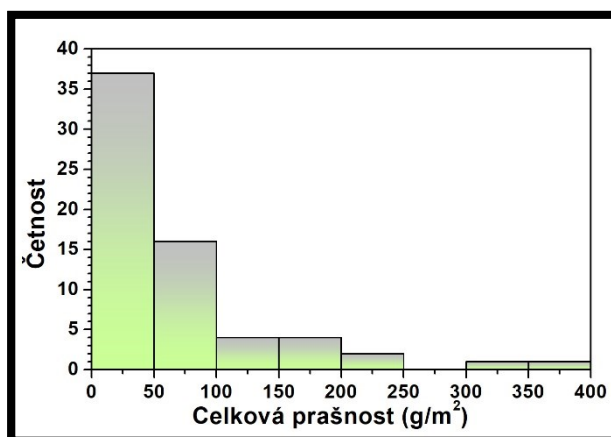
Podkladem mapy plošné distribuce je topografická mapa města Olomouce v 1:100 000 měřítku. Tato mapa byla vytvořena na základě dostupných map v sekci Územní plánování na webových stránkách města. Na vybraných lokalitách města Olomouce bylo odejmuto 65 vzorků, jež jsou v nepravidelné síti rozmístěny na mapě viz obr 104 pro celkové množství prachu na území města Olomouce a viz. obr. 105 pro  $<0,063$  mm.

Program Surfer, verze 9 (Golden Software, Inc.) byl použit ke konstrukci map izolinií. Zadaná data byla podrobena průzkumné analýze. Pro test normality datových souborů byl užit Shapiro-Wilkův a Kolmogorov-Smirnovův test při  $\alpha = 0,05$  (hladina významnosti). Předpoklad normality byl u datových souborů při výše uvedené hladině významnosti splněn. Mapy byly vytvořeny korigováním (bez driftu, lineární model semivariogramu) a křížovou validací byl zvolen nejvhodnější model.

Tab. 23: Celková prašnost silničního prachu

	N	AVG	S.O.	Anom.	Var. K.	G.P.	G.P. S.O.	Min	Med	Max	Šik.
		(g/m <sup>2</sup> )	(g/m <sup>2</sup> )	(g/m <sup>2</sup> )	(%)	(g/m <sup>2</sup> )	(g/m <sup>2</sup> )	(g/m <sup>2</sup> )	(g/m <sup>2</sup> )	(g/m <sup>2</sup> )	(g/m <sup>2</sup> )
Celková prašnost	65	66.4	71.4	209.2	107.6	42.0	2.7	1.86	41.5	352.5	2.2

Vysvětlivky: N – Počet, AVG – průměr, S.O. – směrodatná odchylka, Anom. – anomálie (anomálie byla vypočtena jako střední hodnota + dvojnásobek směrodatné odchylky), Var. K. – variační koeficient, G.P. – geometrický průměr, G.P. S.O. – geometrická směrodatná odchylka, Min – minimum, Med – medián, Max – maximum, Šik. – šikmost.



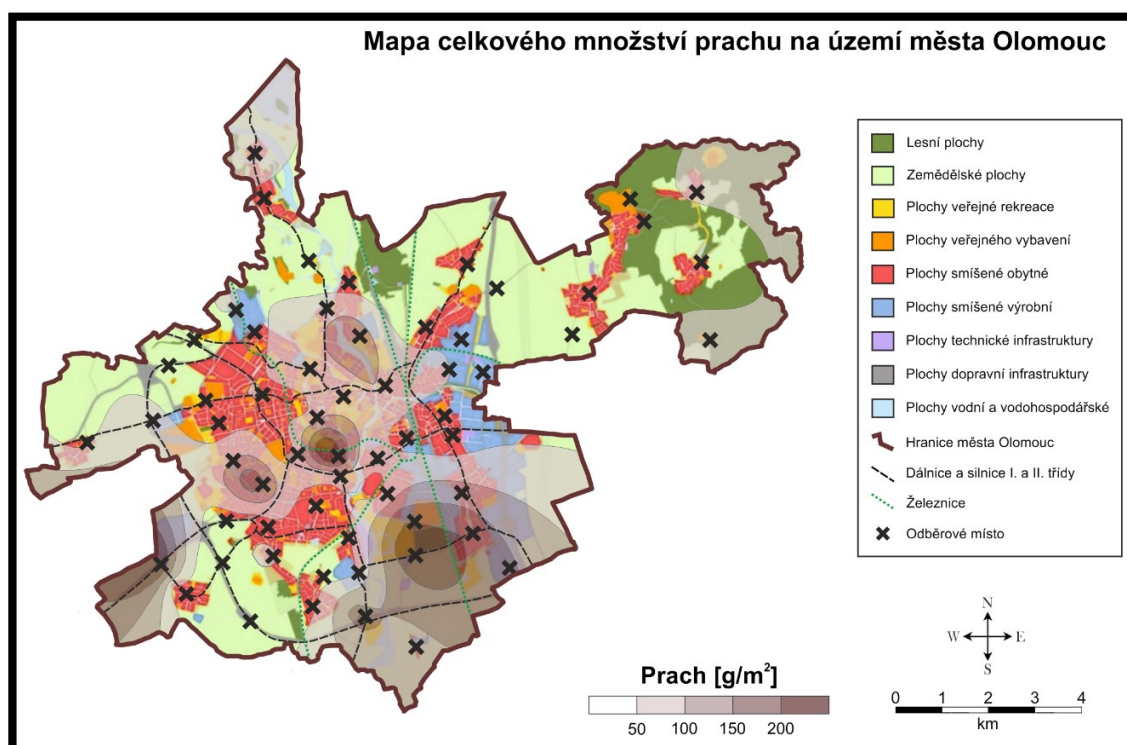
Obr. 101: Histogram celkové prašnosti silničního prachu

Tab. 23 a obr. 103 udávají celkovou prašnost silničního prachu pro všech 65 vzorků silničního prachu odebraného v Olomouci. Průměrná prašnost činí  $66,4 \text{ g/m}^2 \pm 71,4 \text{ g/m}^2$ , variační koeficient činí 107,6 %, geometrický průměr  $42,0 \text{ g/m}^2 \pm 2,7 \text{ g/m}^2$ , minimum  $1,86 \text{ g/m}^2$ , medián  $41,5 \text{ g/m}^2$ , maximální prašnost  $352,5 \text{ g/m}^2$ , šikmost činí  $2,2 \text{ g/m}^2$ .

Mapa plošné distribuce byla vytvořena pro odhad celkové imisní zátěže z dopravy pro město Olomouc. Je založena na hmotnosti depozici prachu získaného z plochy  $1 \text{ m}^2$ .

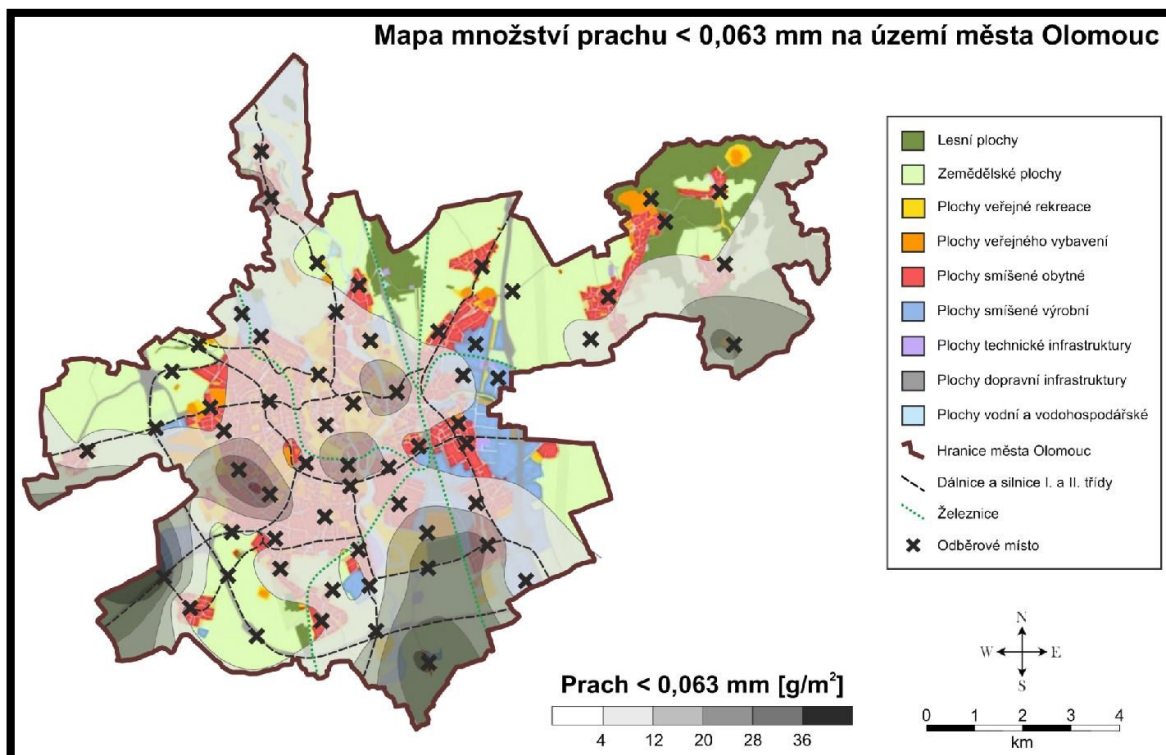
Celkové množství usazených částic prachu zahrnuje:

- Emise z dopravy.
- Částice z rozpadu vozovky.
- Částice vzniklé provozem na silnici – otěry, abraze a obrusy (brzdových systémů, pneumatik, částí vozidel – tření).
- Přeprava nákladu.
- Resuspenze (z okolních ploch – průmyslové oblasti, skládky odpadů, surovin, trávníky, rekultivované plochy, stavební činnost).



Obr. 102: Mapa celkového množství prachu na území města Olomouc





Obr. 103: Mapa množství prachu ve třídě < 0,063 mm na území města Olomouce

#### 4.7.1 Výsledky zpracování dat ke konstrukci mapy plošné distribuce

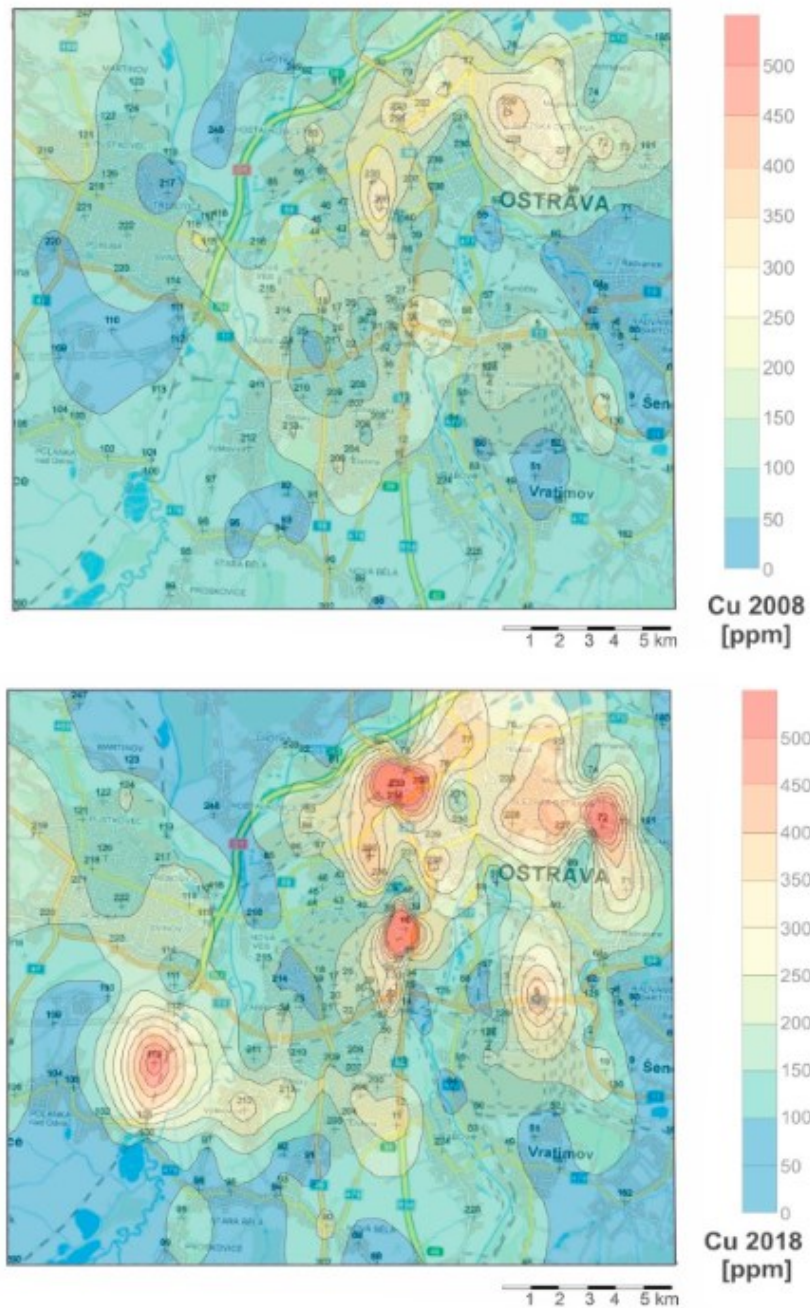
Anomálie byly prokázány ve stejných oblastech pro zrnitostní třídu 0,063 mm i pro celkový vzorek (<2 mm). Verifikované anomálie se nachází v místech s vysokou dopravní zátěží (nájezdy na komunikace, například lokace č. 59 nacházející se u krajnice nájezdu na dálnici D35 v místě s GPS souřadnicemi 49.5534314 N, 17.2644097 E.

U této anomálie byly prokázány koncentrace Cu ve vzorku 5 x vyšší než průměrná hodnota souboru, u Zn 3x vyšší, u Cr, Fe a objemové magnetické susceptibility 2x vyšší a u Mn 1.

Pro porovnání map plošné distribuce města Olomouc byly zvoleny výsledky studie „Variation of the chemical composition of street dust in a highly industrialized city in the interval of ten years“ (Švédová a kol., 2020), kdy došlo k porovnání koncentrací kovů v letech 2008 a 2018.

Mapy plošné distribuce (obr. 106) rozdělují Ostravu na část s neobvyklým obsahem, vyšším obsahem a bez významné kontaminace. Tato analýza byla potvrzena shlukovou analýzou, která byla provedena pro roky 2008 a 2018. Významné nabohacení bylo zjištěno u Cu, Cr a Zn vyjádřených faktorem obohacení v rozmezí od 5 do 20. Vysoké hodnoty magnetické susceptibility prachu z ulice jsou způsobeny metalurgií. Kovy s výjimkou Cu

jsou vázány v magnetických částicích a mají vysoký korelační koeficient s magnetickou susceptibilitou (Švédová a kol., 2020). Jako příklad je uvedena mapa distribuce Cu za rok 2008 a 2018 v Ostravě se značnými rozdíly, kdy od roku 2008 do 2018 vzniklo významné nabohacení Cu. V Ostravě je vlivem vyšší industrializace několikanásobně významnější nabohacení o silniční prach.



Obr. 104: Mapa distribuce Cu, nahoru rok 2008, dolů rok 2018. (Švédová a kol., 2020)

## 5 Index nabohacení

Index nabohacení (EF) je velmi využívanou metrikou pro stanovení toho, jak moc se přítomnost prvku ve vzorkovacím médiu zvýšila vzhledem k průměrnému přirozenému výskytu v důsledku lidské činnosti. Výpočet indexu nabohacení vyžaduje pečlivý výběr složení pozadí i referenčního prvku. Vhodný výběr může ovlivnit výsledky výpočtu.

### 5.1 Metodika indexu nabohacení

Faktor nabohacení (EF) je prostředkem pro identifikaci kovů pocházejících z přírodního prostředí či lidské činnosti. Rovnice pro výpočet je následující:

$$EF = \frac{(Cx/Cref) \text{ vzorek}}{(Cx/Cref) \text{ pozadí}}$$

Kde koncentrace sledovaného prvku je Cx a koncentrace referenčního prvku je Cref (Zoller a kol., 1974). Použití referenčního prvku činí tento faktor efektivnějším než ostatní indexy, jako je např. index znečištění (PI), který je pouze poměrem koncentrace zkoumaného prvku ve vzorku vzhledem k pozadí (Chen a kol., 2005).

Je-li  $EF < 1$ , je prvek v přírodním prostředí vyčerpán a převládá v kůře. Pokud je  $EF > 1$ , je prvek relativně obohacen v přírodním prostředí. Obecně platí, že pokud  $EF > 5$ , pak lze velkou část prvku přičíst zdrojům mimo kůru a antropogenním zdrojům (Wu a kol., 2007). V literatuře se názory o stupni obohacení vyjádřeném pro vzdušné aerosoly pomocí EF liší. Shelley a kol. (2015) uvádí, že pouze vzorky s EF hodnotou  $> 10$  mohou být považovány za významně obohacující.

Hodnoty EF jsou obecně definovány jako poměr obsahu stopových kovů ve vzorcích prachu k stopovým obsahům kovů v pozadí, ve kterém je třeba tyto obsahy standardizovat dělením obsahu referenčního prvku (Shi a Lu, 2018). Fe, Al (Sucharová a kol., 2012), Sc, Zr a Ti (Thiombane a kol., 2019), Sr (Loska a kol., 2004) a Y (Jeske a kol., 2013) se často používají jako referenční prvky. Yttrium je jedním z nejvhodnějších prvků pro výpočet EF. Jeho obsah v nekontaminovaných půdách závisí zejména na jejich geologickém původu a geochemickém pozadí (Jeske a kol., 2013). Hliník je často používán jako referenční prvek kvůli jeho vysokému relativnímu množství v zemské kůře (Švédová a kol., 2020).

V této práci byl jako referenční prvek použit zirkon. Původ Zr v dopravních zdrojích je náhradou azbestu v brzdových destičkách, nicméně z mikroanalýzy a obsahu dalších prvků Si, Al a Ca bylo usouzeno, že je Zr biogenního původu, a proto mohl být použit pro výpočet indexu nabohacení.

Pro pozadí byla odebrána půda z hloubky 20 cm ze Svatého kopečku v Olomouci viz tab. 24. Dle hodnot v tab. 25 a 29 se následně určovala hodnota pozadí pro zrnitostní třídy viz tab. 26, 28.

Tab. 24: Pozadí půdy na Svatém kopečku

Název lokality		Al	Si	P	S	K	Ca
		%	%	mg/kg	mg/kg	%	%
Průměr pozadí půdy – Olomouc Svatý kopeček		3,9	18,8	2255,3	274,7	1,7	1,0
Ti	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	
mg/kg	mg/kg	mg/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	
5371,7	63,3	895,0	2,8	46,0	48,3	185,0	
As		Rb	Sr	Zr	Mo	Sn	Pb
mg/kg		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
13,3		99,3	111,0	325,0	10,0	46,0	34,7
Th	U	LE					
mg/kg	mg/kg	%					
39,7	4,3	70,8					

Tab. 25: Hodnota pozadí pro zrnitostní třídu &lt; 0,063 mm k Tab. 27

Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Zr	Pb
mg/kg	mg/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
63,3	895,0	2,3	46,0	48,3	185,0	13,3	325,0	34,7

Tab. 26: Legenda k Tab. 27, 28

EF <2 states minimal enrichment
EF = 2–5 moderate enrichment
EF = 5–20 significant enrichment
EF = 20–40 very high enrichment
EF > 40 extremely high enrichment

Vysvětlivky: states minimal enrichment – uvádí minimální nabohacení; moderate enrichment – mírné nabohacení; significant enrichment – významné nabohacení; very high enrichment – velmi vysoké nabohacení; extremely high enrichment – extrémně vysoké nabohacení.

Tab. 27: Index nabohacení vypočítán dle Zn pro zrnitostní třídu &lt; 0,063 mm

< 0,063 mm	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Zr	Pb
1									
2									
3	0,3	0,4	0,5	0,4	1,3	0,7	0,3		0,6
4	0,8	0,5	0,8	0,6	1,0	1,1	0,5		0,7
5	0,6	0,4	0,7	0,4	1,1	1,0	0,5		0,7
6	1,1	0,4	0,8	0,5	4,2	1,6	0,2		1,4
7	0,6	0,4	0,7	0,5	1,3	1,3	0,4		0,7
8	1,2	0,4	0,6	0,5	1,4	1,0	0,4		0,4
9	0,7	0,8	1,5	0,8	1,7	3,3	0,7		1,1
10	1,9	0,4	0,7	5,0	2,2	2,7	0,5		0,7
11	0,2	0,4	0,6	0,4	1,0	0,6	0,4		0,5
12	0,7	0,5	0,9	0,6	1,3	1,2	0,5		0,8
13	0,8	0,4	0,7	0,5	1,3	1,0	0,3		0,8
14	0,3	0,3	0,5	0,3	0,5	0,6	0,3		0,4
15	0,4	0,4	0,7	0,4	1,2	1,3	0,4		0,5
16	0,4	0,4	0,5	0,4	0,6	0,6	0,3		0,5
17									
18	1,3	0,4	0,9	0,6	3,0	1,6	0,4		0,5
19	0,7	0,4	0,7	0,5	1,3	2,4	0,3		0,6
20									
21	0,3	0,3	0,6	0,5	0,8	0,7	0,4		0,7
22	0,6	0,5	0,9	0,5	3,9	5,2	0,5		0,7
23	0,7	0,4	0,7	0,3	1,5	2,4	0,4		0,5
24	0,5	0,4	0,6	0,4	1,0	0,9	0,4		0,8
25									
26	0,6	0,3	0,5	0,4	0,8	0,8	0,3		0,5
27	0,5	0,2	0,4	0,3	1,3	0,8	0,2		0,4
28	0,4	0,3	0,5	0,4	1,1	0,9	0,3		0,4
29	0,9	0,5	1,0	0,6	3,0	5,2	0,6		0,5
30	0,4	0,4	0,7	0,4	1,3	1,5	0,4		0,5
31	0,5	0,3	0,5	0,3	0,9	0,7	0,3		0,4
32	1,0	0,5	0,8	0,5	2,4	1,4	0,4		0,7
33	0,7	0,4	0,7	0,5	1,3	1,0	0,4		0,7
34	0,4	0,5	0,8	0,4	1,4	1,1	0,5		0,7
35	1,0	0,6	1,0	0,5	1,1	1,6	0,5		1,4
36	0,5	0,4	0,6	0,4	0,6	0,5	0,2		0,4
37									
38		0,6	0,8	0,6	1,8	1,3	0,5		0,6
39	0,4	0,3	0,4	0,4	1,1	0,5	0,3		0,3
40	0,4	0,6	0,9	0,7	1,6	3,6	0,6		0,8
41		0,5	0,7	0,5	0,7	0,9	0,5		0,3
42		0,5	0,6	0,4	0,6	0,5	0,4		0,4
43		0,5	0,8	0,4	0,8	1,1	0,6		0,6
44	0,2	0,2	0,3	0,2	0,3	0,4	0,2		0,2
45	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2		0,2
46	2,3	0,7	1,5	1,1	5,6	3,2	0,5		1,5
47	0,9	0,4	0,8	0,5	1,2	1,2	0,4		0,7
48	0,7	0,5	0,7	0,4	1,7	1,5	0,4		0,7
49	0,6	0,3	0,5	0,4	1,5	1,1	0,1		0,9
50	1,9	0,6	1,1	0,8	3,5	1,8	0,4		0,7
51	0,8	0,5	0,8	0,5	3,6	3,1	0,3		0,7
52	0,3	0,3	0,5	0,2	0,9	0,9	0,3		0,5
53	0,7	0,4	0,6	0,4	1,1	1,2	0,4		0,5
54	0,7	0,5	0,7	0,5	0,9	0,9	0,5		0,6
55	1,0	0,3	0,7	0,4	3,3	2,7	0,2		0,5
56	0,3	0,4	0,6	0,3	1,3	2,2	0,4		0,7
57	0,2	0,3	0,5	0,2	0,5	0,5	0,3		0,4
58	0,5	0,5	0,8	0,5	1,1	0,9	0,5		0,9
59	1,1	0,5	1,0	0,5	6,6	3,6	0,4		0,6
60	0,3	0,3	0,5	0,3	0,4	0,6	0,3		0,3
61	0,4	0,3	0,5	0,3	0,8	0,7	1,0		0,4
62		0,4	0,5	0,2	0,7	1,4	0,3		0,5
63		0,4	0,6	0,3	0,6	0,5	0,4		0,5
64	0,2	0,3	0,5	0,3	2,6	1,1	0,2		0,9
65	0,4	0,4	0,6	0,4	0,5	0,5	0,3		0,3
Avg	0,7	0,4	0,7	0,5	1,6	1,4	0,4		0,6
Sm.Od.	0,4	0,1	0,2	0,6	1,3	1,1	0,1		0,3
MED	0,6	0,4	0,7	0,4	1,2	1,1	0,4		0,6
MIN	0,19	0,20	0,24	0,20	0,22	0,12	0,14		0,16
MAX	2,3	0,8	1,5	5,0	6,6	5,2	1,0		1,5

Z tab. 27 pro zrnitostní třídu < 0,063 mm lze říct, že index nabohacení byl mírný pro vzorek 6 u Cu s hodnotou 4,2 apod., dále pak u několika vzorků u Zn. Významné nabohacení bylo prokázáno u Cu vzorku 46 s hodnotou 5,6; a vzorku 59 s hodnotou indexu nabohacení 6,6. Dále pak u Zn ve vzorku 22 s hodnotou 5,2; a vzorku 29, rovněž s hodnotou indexu nabohacení 5,2.

Pro porovnání zrnitostních tříd byla vytvořena tab. 28 pro zrnitostní třídu < 2 mm, která se od tab. 27 značně liší.

Tab. 28: Index nabohacení vypočítán dle Zn pro zrnitostní třídu < 2 mm

<2 mm	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Zr	Pb
1	16,4	1,8	4,6	2,0	4,6	18,0	4,1		14,8
2	1,8	1,1	2,3	1,4	1,9	1,8	0,9		1,4
3	2,4	1,8	4,3	1,8	2,7	2,7	1,9		2,6
4	2,4	1,6	2,5	1,3	1,6	1,6	1,0		1,3
5	1,9	1,2	3,2	1,2	1,0	1,0	0,8		1,0
6	2,6	1,3	2,2	0,7	13,8	19,9	0,6		1,3
7	3,6	2,3	3,7	1,6	1,9	1,7	1,5		1,4
8	2,7	2,2	3,8	1,7	1,6	2,4	1,5		1,3
9	2,4	1,7	3,2	1,4	3,1	6,9	1,4		2,5
10	7,7	1,5	2,7	9,5	4,3	8,7	0,6		2,7
11	1,6	1,6	2,3	1,2	1,6	2,2	1,1		1,6
12	3,3	1,3	2,3	1,6	2,3	2,9	1,1		1,7
13	1,3	1,0	1,9	1,5	1,5	1,5	0,9		0,9
14	1,5	1,7	2,2	2,0	1,6	1,8	1,0		1,5
15	1,4	1,1	1,7	1,1	2,2	2,8	0,6		1,0
16	1,7	1,6	2,3	1,2	1,9	3,0	1,1		1,6
17	1,6	1,7	3,1	2,0	1,3	2,2	1,3		1,0
18	6,4	1,5	2,7	1,6	20,0	5,3	1,5		1,7
19	2,7	1,4	2,0	1,2	2,8	5,3	0,9		1,5
20	75,4	2,6	3,4	3,6	2,4	1,4	1,1		2,8
21	2,5	1,2	2,2	1,5	2,9	2,1	1,2		1,7
22	8,5	1,9	4,8	2,0	7,6	15,9	1,7		1,9
23	3,1	1,5	2,8	1,9	1,9	2,8	1,4		1,4
24	1,0	0,8	1,3	1,0	2,5	1,9	1,0		1,4
25	2,0	1,1	2,1	1,1	1,7	1,7	1,2		0,9
26	1,6	1,3	2,0	1,6	1,9	2,4	0,8		1,9
27	3,2	1,6	3,3	1,4	3,9	3,4	1,6		1,0
28	5,1	1,1	2,0	1,3	2,0	2,2	1,1		1,0
29	2,7	2,3	3,7	1,7	7,1	11,1	1,6		1,1
30	1,6	0,8	1,6	1,2	2,5	2,7	0,8		1,1
31	1,6	1,7	2,6	1,5	2,1	2,3	1,2		1,4
32	3,0	1,6	3,5	1,6	2,4	2,2	1,6		1,5
33	2,3	1,4	2,3	1,4	2,5	2,4	1,1		1,7
34	4,0	2,2	3,6	2,8	3,4	3,2	1,9		1,8
35	1,9	1,2	1,9	1,1	3,0	3,6	1,2		2,5
36	2,3	1,4	2,3	1,3	2,4	1,4	1,3		2,5
37	3,1	1,6	3,1	2,2	3,3	4,3	1,6		1,4
38	18,9	1,5	2,3	33,8	3,4	3,1	1,3		1,4
39	2,5	0,9	1,4	0,9	1,7	1,2	0,8		1,2
40	1,7	1,3	2,5	1,6	2,2	4,4	1,6		1,4
41	1,7	2,0	3,2	2,0	1,8	2,2	1,9		1,2
42		3,5	2,4	1,6	2,0	1,8	1,4		1,4
43	1,5	1,7	2,6	1,6	4,2	1,9	1,4		1,1
44	1,5	1,1	2,0	1,4	1,1	1,3	1,1		0,8
45	0,4	1,0	0,6	0,4	0,5	0,3	0,4		0,4
46	8,9	1,8	3,6	3,1	12,6	5,6	1,1		3,3
47	3,7	2,1	3,1	2,1	11,6	5,2	1,1		2,2
48	2,9	1,1	1,7	1,3	2,9	2,9	0,8		1,2
49	4,2	1,0	1,8	1,1	4,7	2,8	0,7		2,4
50	12,0	1,5	3,0	2,9	7,4	3,1	1,0		1,2
51	2,3	1,5	2,7	1,2	1,9	2,5	1,0		1,3
52	1,4	1,1	1,9	1,3	3,3	2,1	1,0		1,7
53	1,4	1,1	1,8	1,1	5,9	3,7	0,9		1,2
54	2,4	1,6	2,8	2,1	1,6	1,2	1,2		1,4
55	7,9	2,1	5,5	9,8	6,8	32,2	1,1		2,3
56	4,5	2,3	2,8	1,5	2,8	4,6	1,2		1,4
57	0,8	0,6	0,9	0,5	1,0	0,9	0,5		0,7
58	2,0	1,5	2,6	1,6	1,4	1,1	1,8		1,1
59	13,0	3,5	14,1	3,9	11,1	6,4	2,2		1,6
60	0,9	0,9	1,7	1,1	1,4	2,2	0,9		1,0
61	8,7	1,9	3,1	1,7	2,6	2,5	3,9		1,7
62	1,5	1,0	1,7	0,9	1,7	3,2			3,3
63	2,3	1,6	3,7	1,6	1,5	1,0	1,9		1,2
64	3,7	1,3	3,0	2,3	3,0	2,1	1,3		2,1
65	1,4	1,2	2,1	1,3	4,2	1,1	0,6		0,7
Avg	4,8	1,5	2,8	2,3	3,6	4,0	1,3		1,7
Sm.Od.	9,7	0,5	1,7	4,3	3,5	5,1	0,6		1,8
MED	2,4	1,5	2,5	1,5	2,4	2,4	1,1		1,4
MIN	0,41	0,59	0,58	0,39	0,47	0,30	0,43		0,38
MAX	75,4	3,5	14,1	33,8	20,0	32,2	4,1		14,8

Tab. 29: Hodnota pozadí pro zrnitostní třídu &lt; 2 mm k Tab. 28

Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Zr	Pb
mg/kg	mg/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
63,3	895,0	2,3	46,0	48,3	185,0	13,3	325,0	34,7

Z tab. 28 je patrné, že index nabohacení pro zrnitostní třídu <2 mm je převážně mírný, a oproti zrnitostní třídě <0,063 mm převládá i index nabohacení významný. Ve vzorku 38 a 55 bylo zjištěno velmi vysoké nabohacení Ni. Ve vzorku 25 bylo zjištěno extrémně vysoké nabohacení Cr v hodnotě 75,4. Koncentrace Zr byly pro tuto zrnitostní třídu podstatně nižší, z čehož vyplývá, že index nabohacení byl podstatně vyšší než u zrnitostní třídy <0,063 mm viz tab. 27.

## 5.2 Srovnání s literárními údaji

Tato práce vycházela především ze studie „Variation of the chemical composition of street dust in a highly industrialized city in the interval of ten years“ (Švédová a kol., 2020), kdy došlo k porovnání koncentrací kovů v letech 2008 a 2018.

Množství prachových částic se ve třídě pod 0.063 mm pohybuje v rozmezí od 8 do 80 g/m<sup>2</sup> a celkové zatížení prachem je 100–500 g/m<sup>2</sup> s maximální hodnotou 1,3 kg/m<sup>2</sup>. Ukázalo se, že ve třídě pod 0,063 mm jsou přítomny vyšší koncentrace Cu, Pb, Zn, zatímco Ca, Cr, Mn, V jsou více vázány na hrubé částice, Fe bylo rovnoměrně rozděleno mezi obě zrnitostní třídy. Pro identifikaci znečišťovatele – vliv dopravy nebylo možno použít porovnání hodnot EF vypočítaných pro půdy a prach z ulice (<0,063 mm). Hodnoty byly ovlivněny jak preferovanou vazbou vybraných prvků k jemnozrnným částicím, tak separací částic pod 0,063 mm, čímž se některé prvky koncentrují (Švédová a kol., 2020).

Podíl bahna (<0,063 mm) v silničním prachu v Olomouci se pohybuje v rozmezí od 4 do 36 g/m<sup>2</sup> a celkové zatížení prachem je 50 až 200 g/m<sup>2</sup>, s maximální hodnotou zatížení 352,5 g/m<sup>2</sup>. Ukázalo se, že ve třídě pod 0,063 mm byly přítomny vyšší koncentrace Cu, Zn, Cr, Fe a Mn. Pokud srovnáme hodnoty Ostravy s Olomoucí, Olomouc se může pyšnit daleko menším množstvím prachu < 0,063 mm, což je způsobeno nižší industrializací a faktem, že Ostrava má hornickou minulost. V České republice je známa špatnou smogovou situací.

Podíl částic o velikosti  $<0,063$  mm v silničním prachu v Olomouci je v maximu 38,3 %. Množství částic se pohybuje od 4 do 36 g/m<sup>2</sup> a celkové zatížení prachem je 50–200 g/m<sup>2</sup> s maximální hodnotou 352,5 g/m<sup>2</sup>. Ukázalo se, že ve třídě pod 0,063 mm byly přítomny vyšší koncentrace Mn, Cu, Cr, Zn a Fe. Pro identifikaci znečišťovatele – vliv dopravy, nelze použít porovnání hodnoty EF vypočítané pro půdy a pouliční prach ( $<0,063$  mm). Hodnoty jsou ovlivněny jak preferovanou vazbou vybraných prvků k jemnozrnným částicím, tak separací částic pod 0,063 mm, čímž se některé prvky koncentrují.

Složení silničního prachu ve městě Olomouc je výrazně ovlivněno přítomností vysokopecní strusky a strusky z oceláren, které jsou součástí stavebního materiálu pro stavbu silnic včetně krajiny tvorby, a lze ji také šířit přepravou tohoto materiálu na místo využití. Bylo zjištěno, že převážná většina magnetické frakce pochází ze strusky, zbývající procento pochází z metalurgických procesů (fugitivní emise) nebo spalovacích procesů.



### 5.3 Interpretace výsledků

Tato diplomová práce se zabývá problematikou indexu nabohacení těžkých kovů pro silniční prach v částicích  $<0,063$  mm a pro porovnání také  $0,063 - 2$  mm. 65 vzorků silničního prachu bylo odebráno u krajnic silnic s různou intenzitou provozu, a podrobeno níže jmenovaným analýzám. Výsledky těchto analýz byly shrnuty ve vlastních kapitolách a budou stručně diskutovány i zde.

Byla použita kombinace mineralogických metod a chemické analýzy (RTG-fluorescence). Mineralogické metody analýzy zahrnovalo stanovení optická identifikace částic ve stereomikroskopu a studium těchto částic v elektronovém autoemisním mikroskopu a rentgenovém energeticky disperzním spektrometru. V neposlední řadě bylo provedeno stanovení magnetické susceptibility. Odběr vzorků v zájmovém území byl proveden jednorázově 21.9.2019.

Chemická analýza metodou RTG-fluorescence ukázala, že v zrnitostní třídě  $<0,063$  mm byla pro Mn zjištěna průměrná hodnota se standardní sm. odchylkou  $634,8 \pm 86,2$  mg/kg, pro Cr  $76,1 \pm 47,0$  mg/kg, pro Ni  $43,0 \pm 60,8$  mg/kg, pro Fe  $2,7 \pm 0,5$  %, pro Cu  $132,4 \pm 105,9$  mg/kg, pro As  $9,0 \pm 2,7$  mg/kg, pro Zn  $450,9 \pm 311,4$  mg/kg, pro Pb  $37,2 \pm 14,9$  mg/kg a pro Zr  $76,1 \pm 47,0$  mg/kg. Vyšší naměřené hodnoty Cu mohou být vysvětleny koncentrací autobusové dopravy v místech odběru, a Zn, který je bohatě zastoupen v zemské kůře. Malé množství zinku také vzniká při zpracování železa ve vysokých pecích a vyskytuje se i v železných rudách. Mangan je také značně obsažen v zemské kůře ( $0,6 - 1$  g/kg). V přírodě je součástí železných rud. Na Olomoucku (prameniště Hrdibořice) je mangan spolu se železem obsažen v podzemích vodách. Jejich hodnoty se pak dle vyhlášky č.252/2004 Sb. snižují.

Metodika studia silničního prachu z hlediska velikosti částic není zcela definována. Tato práce byla zaměřena na studium částic o velikosti  $<0,063$  mm, ale pro informaci o celkové zátěži způsobené silničním prachem bylo sledováno množství prachu i v zrnitostní třídě  $63$  až  $2\ 000$   $\mu\text{m}$  a  $>2\ 000$   $\mu\text{m}$ . Z výsledků je patrné, že ve třídě  $0,063$  mm je nejnižší hmotnostní podíl, a to  $11,1 \% \pm 8,6 \%$ . Na druhou stranu v zrnitostní třídě  $0,063$  až  $2$  mm je nejvyšší hmotnostní podíl částic -  $69,9 \% \pm 12,5 \%$ . Ve třídě částic prachu větších než  $2$  mm činí hmotnostní podíl  $19,0 \% \pm 14,1 \%$ .

Analýza velikosti zrn laserovým granulometrem ukázala, že po vyloučení 8 anomálních hodnot je průměrná hodnota (velikost částic z proseté sady <2 mm) 20 um a v celkovém vzorku činí 222 um. Jemnozrné částice pocházejí z resuspendování a oteru. Zdrojem hrubozrných částic silničního prachu je přeprava nákladů, materiál využívaný k posypu silnic, a zejména odpovídá „stavu poškození vozovky“ s následným uvolněním částic z původního stavebního materiálu.

K identifikaci dílčích minerálů byla použita pouze zrnitostní třída 0,063 až 2 mm, a to z důvodu, že částice <0,063 mm by nebylo možné v optickém mikroskopu identifikovat.

Optické metody analýzy prokázaly v částicích silničního prachu přítomnost strusky. Ve vzorcích byl také identifikován hematit a magnetit. Ty mohou pocházet ze silniční dopravy, ze spalování fosilních paliv a metalurgie. Hematit obsahuje 69,9 % Fe a 30,1 % O<sub>2</sub>. Částice s přítomností Zn (10 až 15 %) vytváří magnetit. Vysoký obsah Zn v magnetitu může být způsoben substitucí Fe<sub>2+</sub>; a Zn<sub>2+</sub>, jež mohou disponovat iontovým poloměrem (magnetit Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>), když má Fe<sub>2</sub> + 0,063 nm a Zn 0,060 nm (Hansson a kol., 2005). Prach z odsíření surového železa obsahuje přibližně 60 % magnetických částic. Tyto částice mají relativně vysokou čistotu a neobsahují ve struktuře žádné jiné kovy (Mg, Mn, Cr). Morfologie částic železa bez chemických analýz není k identifikaci jejich původu dostačující. V dodatku z optického mikroskopu byly přiloženy pouze nejzajímavější částice.

Pro magnetickou susceptibilitu městských půd v zájmové lokaci byla použita zrnitostní distribuce pod 0,063 mm. V Olomouci byla naměřena průměrná hodnota magnetické susceptibility pro <0,063 mm 295,05 x 10<sup>-5</sup> SI. V porovnání s výsledky měření z Ostravy jsou hodnoty magnetické susceptibility v Olomouci několikanásobně nižší.

Ve fázovém složení částic byl anomálií určen vzorek č. 59, jehož koncentrace Zn ve vzorku byly 3x vyšší než průměrná hodnota souboru, u Cu 5x vyšší, u Fe, Cr a objemové magnetické susceptibility 2x vyšší a u Mn 1x vyšší. Tento vzorek byl odebrán v blízkosti dálnice D35, v katastru obce Nemilany, 49.5534314N, 17.2644097E (GPS souřadnice). Nedaleko se nachází firma Ahold sklad Olomouc, AHOLD, Raben Logistica Czech s.r.o., WM Autodíly spol. s.r.o., PPL a AMIGO + TESLA Supercharger. Anomální koncentrace prvků ve vzorku č. 59 byly ověřeny pomocí mikroanalýzou SEM+EDAX.

Mikroanalýzou částic byla ve vzorku prokázána přítomnost fáze Sb-Fe-O a CuS-CuSO<sub>4</sub>, které vznikly otěrem pneumatik (Juda-Resler a kol. 2011 in Švedová 2020). Částice Cu-C-O bude pravděpodobně pocházet také z otěru pneumatik (přidávání sazí „black carbon“).

V tomto anomálním vzorku byly dále prokázány částice s obsahem Cu-Zn. Zn může pocházet z opotřebení pneumatik, Cu může být použito do náhrady azbestových materiálů pro brzdové obložení (van der Gon a kol. 2007 in Švedová a kol. 2020). Dále byl identifikován baryt, jež se přidává při výrobě pneumatik, a pochází z jejich otěru, což je spojeno s přítomností Zn v Ba. Zn se v koncentraci až do 4 % také přidává při výrobě pneumatik do směsi (Hopke a kol., 1980). Byly nalezeny i částice Fe-Ox, jež jsou typické sférickým charakterem, a tak jasně dokumentují částice pocházející z vysokoteplotních procesů (spalování fosilních paliv – například popílek, či metalurgické procesy – například struska). Částice oxidů Fe se Zr mohou pocházet z brzdových obložení nebo mohou být přírodního původu (těžké minerály obsáhlé v půdách). Vzhledem k obsahu dalších prvků zemské kůry (Si, Al, Ca) má zirkon pravděpodobně také geogenní původ. Dále byly identifikovány částice monazitu (Ce, Nd, La) PO<sub>4</sub>, které se vyskytují společně se Zr v půdním prostředí a sedimentech, a lze tak potvrdit geogenní výskyt částic obsahujících Zr. Z minerálů geogenního původu byl ve vzorku identifikován i ilmenit a pyroxen (FeTiO<sub>3</sub>).

Korelační analýza prokázala významnou korelační závislost mezi množstvím prachu a koncentrací Fe 0,67 až 0,72. Dále byla prokázána významná korelační závislost, kde Cr poskytuje významné korelace s Mn, Fe, Ni, Cu, Zn a Pb. Vysoká hodnota korelačního koeficientu potvrdila společný původ znečištění. Mangan poskytuje významné korelace s Ni, Fe, Cu, Pb a Zn. Železo poskytuje významné korelace s Pb, Zn a Cu. Nikl poskytuje významné korelace se zinkem. Měď poskytuje významné korelace s Pb a Zn. Zinek poskytuje významné korelace s olovem

Mapy plošné distribuce udávají celkovou prašnost silničního prachu pro všech 65 vzorků silničního prachu odebraného v Olomouci. Průměrná prašnost činí 66,4 g/m<sup>2</sup> ± 71,4 g/m<sup>2</sup>, variační koeficient činí 107,6 %, geometrický průměr 42,0 g/m<sup>2</sup> ± 2,7 g/m<sup>2</sup>, minimum 1,86 g/m<sup>2</sup>, medián 41,5 g/m<sup>2</sup>, maximální prašnost 352,5 g/m<sup>2</sup>, šikmost činí 2,2 g/m<sup>2</sup>. V porovnání s mapami plošné distribuce Ostravy jsou hodnoty prašnosti silničního prachu

v zájmovém území města Olomouce výrazně nižší, což je pravděpodobně odrazem nižší industrializace.

Pro výpočet indexu nabohacení (EF) byl jako referenční prvek použit zirkon, kdy bylo usouzeno, že je tento prvek biogenního původu, a proto mohl být pro výpočet použit. Lze říct, že index nabohacení pro zrnitostní třídu pod 0,063 mm byl mírný pro vzorek č. 6 u Cu s hodnotou 4,2 apod., dále pak u několika vzorků u Zn. Významné nabohacení bylo prokázáno u Cu vzorku č. 46 s hodnotou 5,6; a vzorku č. 59 (anomální vzorek) s hodnotou indexu nabohacení 6,6. Dále pak u Zn ve vzorku č. 22 s hodnotou 5,2; a vzorku č. 29, rovněž s hodnotou indexu nabohacení 5,2.

Index nabohacení pro zrnitostní třídu pod 2 mm je převážně mírný, oproti zrnitostní třídě pod 0,063 mm převládá také EF významný. Ve vzorku č. 55 a 38 bylo zjištěno nabohacení velmi vysoké pro Ni. Ve vzorku č. 25 bylo zjištěno extrémně vysoké EF Cr s hodnotou 75,4. Koncentrace zirkonu byly v této zrnitostní třídě podstatně nižší, což znamená, že EF byl zde podstatně vyšší než u zrnitostní třídy pod 0,063 mm.

Nikl se vyskytuje přirozeně v zemské kůře (100 mg/kg), ale také se využívá jako antikorozi ochrana a jeho slitiny se využívají v ocelářském průmyslu. Společně s Cr, Mn a Fe slouží k legování oceli. Značná část Ni se využívá i k výrobě galvanických článků. Chrom se využívá v metalurgickém a automobilovém průmyslu.

## 6 ZÁVĚR

Cílem této diplomové práce bylo rešeršně zpracovat poznatky o dané problematice indexu nabohacení silničního prachu a dále je aplikovat v analytické části. Tato práce byla zaměřena na distribuci prachových částic v zrnitostní třídě  $< 0,063$  mm, pro porovnání byly použity i zrnitostní třídy 0,063 – 2 mm, a nad 2 mm. Všechny vytyčené cíle této diplomové práce byly splněny.

Chemické a mineralogické analýzy umožnily vysvětlit distribuci stopových prvků, a identifikovat těžké kovy z různých zdrojů v zájmovém území města Olomouce. Výsledky ukázaly v porovnání se studií z Ostravy relativně nízké koncentrace Cn, Cr, Mn, Fe, Ni, Zn, As, Zr a Pb. Nejvyšší koncentrace byly naměřeny u Cu a Zn, a je to přičítáno zvýšené autobusové dopravě. Nedaleko městské průmyslové oblasti byly nalezeny vyšší koncentrace Cu (5 x vyšší než průměrná hodnota souboru), Zn (3x vyšší), Cr, Fe a objemové magnetické susceptibilitě 2x vyšší a u Mn 1 x vyšší ve vzorku č. 59, který tak lze považovat za anomální, oproti ostatním 64 vzorkům.

Zvýšení těchto antropogenních stopových kovů v povrchovém prostředí lze s největší pravděpodobností připsat rychlé urbanizaci a industrializaci, jakožto i zvýšeným emisím vozidel vnášených do atmosféry. Jelikož se jedná o průmyslové město s nízkými až průměrnými emisemi vozidel a konfiguracemi ulic, je možné dojít k závěru, že znečištění životního prostředí suspendovanými částicemi a jejich chemické složení je, v porovnání s hodnotami naměřenými ve městě Ostrava, v nízkých koncentracích.

Cu je kromě Fe nejdůležitějším prvkem, který se uvolňuje během autobusové dopravy. Výpočet indexu nabohacení (EF) nelze použít pro Pb a As, které mají vyšší hodnoty geochemického pozadí, než jsou hodnoty stanovené v pouličním prachu. Výpočet indexu nabohacení pomocí referenční průměrné koncentrace prvku v zemské kůře (hodnota clarku) lze považovat za optimální.

Složení silničního prachu v Olomouc je podmíněno přítomností strusky z oceláren a vysokopeční strusky, jež jsou součástí stavebního materiálu krajiny tvorby, ale převážně se tato struska používá pro stavbu silnic. Pracováním s tímto materiálem je více než pravděpodobné šířit strusku přepravou na místo využití.

Pro zlepšení kvality životního prostředí je možno navrhnout následující opatření:

- zlepšit plán kvality a řízení životního prostředí zaměřený na snižování atmosférických částic;
- jako odpovědné řešení pro zlepšování životního prostředí by se měla věnovat velká pozornost konstruktivnímu městskému plánování úplným oddělením průmyslových a komerčních dílen a činností a sídel;
- zvětšování zeleně a výsadba stromů uvnitř i vně města.

**Seznam literatury**

- [1] ABDELLATIF, Nasser and Inas A. Saleh. “*Heavy Metals Contamination in Roadside Dust along Major Roads and Correlation with Urbanization Activities in Cairo, Egypt.*” (2012).
- [2] ADACHI, Kouji a Yoshiaki TAINOSHO. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. *Environment International* [online]. 2004, 30(8), 1009-1017 [cit. 2020-05-26]. ISSN 01604120. DOI: 10.1016/j.envint.2004.04.004
- [3] ADAMEC, Vladimír. *Doprava, zdraví a životní prostředí*. Praha: Grada, 2008. ISBN 978-80-247-2156-9.
- [4] ADAMIEC, Ewa, Elżbieta JAROSZ-KRZEMIŃSKA a Robert WIESZAŁA. Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts. *Environmental Monitoring and Assessment* [online]. 2016, 188(6) [cit. 2020-05-26]. ISSN 0167-6369. DOI: 10.1007/s10661-016-5377-1
- [5] AL-KHASHMAN, Omar A. a Reyad A. SHAWABKEH. Metals distribution in soils around the cement factory in southern Jordan. *Environmental Pollution* [online]. 2006, 140(3), 387-394 [cit. 2020-05-26]. ISSN 02697491. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.08.023
- [6] AMATO, F., FONT, O., MORENO, N., ALASTUEY, A., QUEROL, X. *Mineralogy and elemental composition of brake pads of common use in Spain* (2012) *Macla*, 16, pp. 154-156.
- [7] AMATO, F., M. PANDOLFI, A. ESCRIG, X. QUEROL, A. ALASTUEY, J. PEY, N. PEREZ a P.K. HOPKE. Quantifying road dust resuspension in urban environment by Multilinear Engine: A comparison with PMF2. *Atmospheric Environment* [online]. 2009, 43(17), 2770-2780 [cit. 2020-05-26]. ISSN 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2009.02.039
- [8] ANDERSON, H. R., R. RUGGLES, K. D. PANDEY, V. KAPETANAKIS, B. BRUNEKREEF, C. K. W. LAI, D. P. STRACHAN a S. K. WEILAND. Ambient particulate pollution and the world-wide prevalence of asthma, rhinoconjunctivitis and eczema in children: Phase One of the International Study of Asthma and Allergies in Childhood (ISAAC). *Occupational and Environmental Medicine* [online]. 2010, 67(5), 293-300 [cit. 2020-05-26]. ISSN 1351-0711. DOI: 10.1136/oem.2009.048785
- [9] APEAGYEI, Eric, Michael S. BANK a John D. SPENGLER. Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. *Atmospheric Environment* [online]. 2011, 45(13), 2310-2323 [cit. 2020-05-26]. ISSN 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2010.11.015
- [10] ATIEMO, M.S., OFOSU, G.F., KURANCHIE-MENSAH, H., TUTU, A.O., PALM, N.D.M.L., BLANKSON, S.A. *Contamination assessment of heavy metals in road dust from selected roads in Accra, Ghana* (2011) *Res. J. Environ. Earth Sci.*, 3 (5), pp. 473-480.
- [11] AYOUBI, Shamsollah, Zeynab SOLTANI a Hossein KHADEMI. Particle Size Distribution of Heavy Metals and Magnetic Susceptibility in an Industrial Site. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* [online]. 2018, 100(5), 708-714 [cit. 2020-05-26]. ISSN 0007-4861. DOI: 10.1007/s00128-018-2316-6
- [12] AYRAULT, S., M. CATINON, O. BOUDOUMA, L. BORDIER, G. AGNELLO, S. REYNAUD, M. TISSUT a Nicola PIRRONE. Street Dust: Source and Sink of Heavy Metals To Urban Environment. *E3S Web of Conferences* [online]. 2013, 1 [cit. 2020-05-26]. ISSN 2267-1242. DOI: 10.1051/e3sconf/20130120001

- [13] BALATKA, Břetislav, DEMEK, Jaromír a Peter MACKOVČIN, ed. *Zeměpisný lexikon ČR* [CD-ROM]. Vyd. 2. Brno: AOPK ČR, 2006. 2.
- [14] BALATKA, Břetislav, DEMEK, Jaromír, ed. *Zeměpisný lexikon ČSR*. Praha: Academia, 1987.
- [15] BELLILES, R. P. 1978: *The lesser metals*, p, 547-615. *Toxicity of heavy metals in the environment*. Ed. F. W. Oehme. Marcel Decker, New York, 970 p.
- [16] BOGGS, S. Jr. (2009). *Petrology of sedimentary rocks*. Cambridge University Press, 2nd Edition, 600 p.
- [17] BUKOWIECKI, N., P. LIENEMANN, M. HILL, et al. PM10 emission factors for non-exhaust particles generated by road traffic in an urban street canyon and along a freeway in Switzerland. *Atmospheric Environment* [online]. 2010, 44(19), 2330-2340 [cit. 2020-05-26]. ISSN 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2010.03.039
- [18] Bureš, J.: *Jednotky charakterizující působení ionizujícího záření na látku* [online]. 2001 [cit. 2006-04-04]. HTM formát.
- [19] CAI, Quan-Ying, Ce-Hui MO, Hai-Qin LI, Huixiong LÜ, Qiao-Yun ZENG, Yan-Wen LI a Xiao-Lian WU. Heavy metal contamination of urban soils and dusts in Guangzhou, South China. *Environmental Monitoring and Assessment* [online]. 2013, 185(2), 1095-1106 [cit. 2020-05-26]. ISSN 0167-6369. DOI: 10.1007/s10661-012-2617-x
- [20] CAO, Jun-Ji, Zhen-Xing SHEN, Judith C. CHOW, et al. Winter and Summer PM 2.5 Chemical Compositions in Fourteen Chinese Cities. *Journal of the Air & Waste Management Association* [online]. 2012, 62(10), 1214-1226 [cit. 2020-05-26]. ISSN 1096-2247. DOI: 10.1080/10962247.2012.701193
- [21] COSTA, S., FERREIRA, J., SILVEIRA, C., COSTA, C., LOPES, D., PELVAS, H., BORREGO, C., ROEBELING, P., MIRANDA, A.I., TEIXEIRA, J.P. (2014): Integrating Health on Air Quality Assessment – Review Report on Health Risks of Two Major European Outdoor Air Pollutants: PM and NO2. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B: Critical Reviews*, 17:6, 307–340.
- [22] *Český hydrometeorologický ústav* [online]. [cit. 2020-05-29]
- [23] *Český statistický úřad: Statistická ročenka Olomouckého kraje* [online]. 2010 [cit. 2020-05-29]
- [24] *ČSN EN 14688-1: Geotechnický průzkum a zkoušení – Pojmenování a zařizování zemin*. 07/2003. Hradec Králové: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2018, 2003.
- [25] D'ANGIOLA, Ariela, Laura E. DAWIDOWSKI, Darío R. GÓMEZ a Mauricio OSSES. On-road traffic emissions in a megacity. *Atmospheric Environment* [online]. 2010, 44(4), 483-493 [cit. 2020-05-26]. ISSN 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2009.11.004
- [26] DEARING, J., 1999. Environmental Magnetic Susceptibility. Using the Bartington MS2 System (Second Edition). *Chi Publishing, England*, 54pp.
- [27] DEHGHANI, Sharareh, Farid MOORE, Behnam KESHAVARZI a Beverley, A. HALE. Health risk implications of potentially toxic metals in street dust and surface soil of Tehran, Iran. *Ecotoxicology and Environmental Safety* [online]. 2017, 136, 92-103 [cit. 2020-05-26]. ISSN 01476513. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2016.10.037
- [28] DELETIC, Ana a David W. ORR. Pollution Buildup on Road Surfaces. *Journal of Environmental Engineering* [online]. 2005, 131(1), 49-59 [cit. 2020-05-26]. ISSN 0733-9372. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:1(49)
- [29] DEMEK, J. et al. (1987): *Hory a nížiny, zeměpisný lexikon*. Academia, Praha, 584 s.,
- [30] DEMEK, J., ZEMAN, J. (1979): *Typy reliéfu Země*. Academia Praha, 328 s



- [31] DUONG, Trang T.t, Byeong-kyu LEE, Trang T.t DONG, Ui-ryang JEONG, Ae-ri KIM a Haengah Kim LEE. Heavy Metal Contamination of Road Dust at the Downtown Area in the Metropolitan City of Ulsan, Korea. In: 2006 *International Forum on Strategic Technology* [online]. IEEE, 2006, 2006, s. 213-215 [cit. 2020-05-26]. ISBN 1-4244-0426-6. DOI: 10.1109/IFOST.2006.312289
- [32] DUONG, Trang T.T. a Byeong-Kyu LEE. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *Journal of Environmental Management* [online]. 2011, 92(3), 554-562 [cit. 2020-05-26]. ISSN 03014797. DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.09.010
- [33] KNEŠL, Jiří, KYNČL, Jakub. E. VYHODNOCENÍ PŘEDPOKLÁDANÝCH DŮSLEDKŮ NAVRHOVANÉHO ŘEŠENÍ NA ZPF A PUPFL. STATUTÁRNÍ MĚSTO OLOMOUC [online]. *Olomouc: Redakční systém: cmsOl*, 2012 [cit. 2020-05-26]
- [34] *European Environment Agency*. European Environment Agency (EEA) [online]. Copenhagen: Eionet [cit. 2020-05-26]
- [35] FEDOTOV, Petr S., Mikhail S. ERMOLIN, Vasily K. KARANDASHEV a Dmitry V. LADONIN. Characterization of size, morphology and elemental composition of nano-, submicron, and micron particles of street dust separated using field-flow fractionation in a rotating coiled column. *Talanta* [online]. 2014, 130, 1-7 [cit. 2020-05-26]. ISSN 00399140. DOI: 10.1016/j.talanta.2014.06.040
- [36] FUJIWARA, Fabián, Raúl Jiménez REBAGLIATI, Laura DAWIDOWSKI, Darío GÓMEZ, Griselda POLLA, Victoria PEREYRA a Patricia SMICHOWSKI. Spatial and chemical patterns of size fractionated road dust collected in a megacity. *Atmospheric Environment* [online]. 2011, 45(8), 1497-1505 [cit. 2020-05-26]. ISSN 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2010.12.053
- [37] *Geologická mapa 1 : 50 000*, Geovědní mapy 1 : 50 000 [online]. Praha: Česká geologická služba [cit. 2020-05-26]
- [38] GOEL, Rahul a Sarath K. GUTTIKUNDA. Evolution of on-road vehicle exhaust emissions in Delhi. *Atmospheric Environment* [online]. 2015, 105, 78-90 [cit. 2020-05-26]. ISSN 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2015.01.045
- [39] GRIGORATOS, Theodoros a Giorgio MARTINI. Brake wear particle emissions: a review. *Environmental Science and Pollution Research* [online]. 2015, 22(4), 2491-2504 [cit. 2020-05-26]. ISSN 0944-1344. DOI: 10.1007/s11356-014-3696-8
- [40] GUNAWARDANA, Chandima, Ashantha GOONETILLEKE, Prasanna EGODAWATTA, Les DAWES a Serge KOKOT. Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition. *Chemosphere* [online]. 2012, 87(2), 163-170 [cit. 2020-05-29]. ISSN 00456535. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.12.012
- [41] GURJAR, B.R., T.M. BUTLER, M.G. LAWRENCE a J. LELIEVELD. Evaluation of emissions and air quality in megacities. *Atmospheric Environment* [online]. 2008, 42(7), 1593-1606 [cit. 2020-05-26]. ISSN 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2007.10.048
- [42] GUSTAFSSON, Mats, Göran BLOMQUIST, Ida JÄRLSKOG, et al. Road dust load dynamics and influencing factors for six winter seasons in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment: X* [online]. 2019, 2 [cit. 2020-05-26]. ISSN 25901621. DOI: 10.1016/j.aeaoa.2019.100014

- [43] HAN, Nur Mun'im Mohd, Mohd Talib LATIF, Murnira OTHMAN, Doreena DOMINICK, Noorlin MOHAMAD, Hafizan JUAHIR a Norhayati Mohd TAHIR. Composition of selected heavy metals in road dust from Kuala Lumpur city centre. *Environmental Earth Sciences* [online]. 2014, 72(3), 849-859 [cit. 2020-05-26]. ISSN 1866-6280. DOI: 10.1007/s12665-013-3008-5
- [44] HAN, Yongming, Junji CAO, Eric S. POSMENTIER, Kochoy FUNG, Hui TIAN a Zhisheng AN. Particulate-associated potentially harmful elements in urban road dusts in Xi'an, China. *Applied Geochemistry* [online]. 2008, 23(4), 835-845 [cit. 2020-05-26]. ISSN 08832927. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2007.09.008
- [45] HANSSON, R., P. C. HAYES a E. JAK. Phase equilibria in the Fe–Zn–O system at conditions relevant to zinc sintering and smelting. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy* [online]. 2013, 114(3), 141-146 [cit. 2020-05-26]. ISSN 0371-9553. DOI: 10.1179/037195505X49778
- [46] HINDS, William C. *Aerosol technology: properties, behavior, and measurement of airborne particles*. 2nd ed. New York: John Wiley, c1999. A Wiley-Interscience publication. ISBN isbn:978-0-471-19410-1.
- [47] HOPKE, Philip K., Robert E. LAMB a David F. S. NATUSCH. Multielemental characterization of urban roadway dust. *Environmental Science & Technology* [online]. 1980, 14(2), 164-172 [cit. 2020-05-26]. ISSN 0013-936X. DOI: 10.1021/es60162a006
- [48] HOVORKA, J. (2009): *Atmosférický aerosol*. In: Braniš, M., Hůnová, I. *Atmosféra a klima. Aktuální otázky ochrany ovzduší*. Karolinum, Praha: 121-138. ISBN 978-80-246-1598-1.
- [49] *2014 National Emissions Inventory (NEI) Data*. EPA United States Environmental Protection Agency [online]. USA, 2014 [cit. 2020-05-30]
- [50] HŮNOVÁ, Iva a Svatava JANOUŠKOVÁ. *Úvod do problematiky znečištění venkovního ovzduší*. Praha: Karolinum, 2004. ISBN 80-246-0796-4.
- [51] CHEN, Jianhua, Wei WANG, Hongjie LIU a Lihong REN. Determination of road dust loadings and chemical characteristics using resuspension. *Environmental Monitoring and Assessment* [online]. 2012, 184(3), 1693-1709 [cit. 2020-05-26]. ISSN 0167-6369. DOI: 10.1007/s10661-011-2071-1
- [52] CHEN, Tong-Bin, Yuan-Ming ZHENG, Mei LEI, et al. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere* [online]. 2005, 60(4), 542-551 [cit. 2020-05-26]. ISSN 00456535. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.12.072
- [53] CHENG, Zhen, Lina LUO, Shuxiao WANG, et al. Status and characteristics of ambient PM<sub>2.5</sub> pollution in global megacities. *Environment International* [online]. 2016, 89-90, 212-221 [cit. 2020-05-26]. ISSN 01604120. DOI: 10.1016/j.envint.2016.02.003
- [54] CHOW, J. C., WATSON, J. G. (1998): *Guideline on Speciated Particulate Monitoring*. US EPA Research Triangle Park. 291 str.
- [55] CHOW, J.C., WATSON, J.G., HOUCK, J.E., PRITCHETT, L.C., ROGERS, C.F., FRAIZER, C.A., EGAMI, R. a BALL, M. (1994): A laboratory resuspension chamber to measure fugitive dust size distributions and chemical compositions. *Atmospheric Environment* 28, 3461-3481.
- [56] JAN, F. Akbar, M. ISHAQ, S. KHAN, I. IHSANULLAH, I. AHMAD a M. SHAKIRULLAH. A comparative study of human health risks via consumption of food crops grown on wastewater irrigated soil (Peshawar) and relatively clean water irrigated soil (lower Dir). *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2010, 179(1-3), 612-621 [cit. 2020-05-26]. ISSN 03043894. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.03.047

- [57] JESKE, Agnieszka a Barbara GWOREK. Distribution and mobility of scandium and yttrium in selected types of soils in Poland. *Chemical Speciation & Bioavailability* [online]. 2015, 25(3), 216-222 [cit. 2020-05-26]. ISSN 0954-2299. DOI: 10.3184/095422913X13785465993582
- [58] KASIMOV, N. S., L. A. BEZBERDAYA, D. V. VLASOV a M. Yu. LYCHAGIN. Metals, Metalloids, and Benzo[a]pyrene in PM10 Particles of Soils and Road Dust of Alushta City. *Eurasian Soil Science* [online]. 2019, 52(12), 1608-1621 [cit. 2020-05-26]. ISSN 1064-2293. DOI: 10.1134/S1064229319120068
- [59] KASIMOV, Nikolay S., Natalia E. KOSHELEVA, Dmitry V. VLASOV, Ksenia S. NABELKINA a Alexander V. RYZHOV. Physicochemical Properties of Road Dust in Moscow. *GEOGRAPHY, ENVIRONMENT, SUSTAINABILITY* [online]. 2019, 12(4), 96-113 [cit. 2020-05-26]. ISSN 2542-1565. DOI: 10.24057/2071-9388-2019-55
- [60] KASIMOV, Nikolay S., Dmitry V. VLASOV a Natalia E. KOSHELEVA. Enrichment of road dust particles and adjacent environments with metals and metalloids in eastern Moscow. *Urban Climate* [online]. 2020, 32 [cit. 2020-05-29]. ISSN 22120955. DOI: 10.1016/j.uclim.2020.100638
- [61] KETTNER, Radim. *Geologická stavba Dražanské vrchoviny*. Olomouc: Vlastivědný ústav v Olomouci, 1966. Práce odboru přírodních věd Vlastivědného ústavu v Olomouci; č. 8.
- [62] KONG, Shaofei, Bing LU, Yaqin JI, Xueyan ZHAO, Zhipeng BAI, Yonghai XU, Yong LIU a Hua JIANG. Risk assessment of heavy metals in road and soil dusts within PM2.5, PM10 and PM100 fractions in Dongying city, Shandong Province, China. *Journal of Environmental Monitoring* [online]. 2012, 14(3) [cit. 2020-05-26]. ISSN 1464-0325. DOI: 10.1039/c1em10555h
- [63] KOVÁČEK, Martin. (2014): Systematická a taxonomická revize spodnokarbonských mlžů jihovýchodní části Dražanské vrchoviny a jejich stratigrafický a paleoekologický význam. In: *Přírodovědné studie Muzea Prostějovska*. Prostějov: Muzeum Prostějovska, 1998. Prostějovská knihovna.
- [64] Kozanecka T., Czarnowska K., Jaworska A., *Występowanie metali ciężkich w grubym pyłe drogowym wokół Warszawy*, Roczn. Glebozn. 2003, LIV, 3, 73-78.
- [65] LANZERSTORFER, Christof a Agata LOGIEWA. The upper size limit of the dust samples in road dust heavy metal studies: Benefits of a combined sieving and air classification sample preparation procedure. *Environmental Pollution* [online]. 2019, 245, 1079-1085 [cit. 2020-05-26]. ISSN 02697491. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.10.131
- [66] LANZERSTORFER, Christof. Heavy metals in the finest size fractions of road-deposited sediments. *Environmental Pollution* [online]. 2018, 239, 522-531 [cit. 2020-05-26]. ISSN 02697491. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.04.063
- [67] LAWRENCE, Samantha, Ranjeet SOKHI a Khaiwal RAVINDRA. Quantification of vehicle fleet PM 10 particulate matter emission factors from exhaust and non-exhaust sources using tunnel measurement techniques. *Environmental Pollution* [online]. 2016, 210, 419-428 [cit. 2020-05-26]. ISSN 02697491. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.01.011

- [68] LOGIEWA, Agata, Agnieszka MIAZGOWICZ, Klaus KRENNHUBER a Christof LANZERSTORFER. Variation in the Concentration of Metals in Road Dust Size Fractions Between 2  $\mu\text{m}$  and 2 mm: Results from Three Metallurgical Centres in Poland. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* [online]. 2020, 78(1), 46-59 [cit. 2020-05-29]. ISSN 0090-4341. DOI: 10.1007/s00244-019-00686-x
- [69] LOSKA, Krzysztof, Danuta WIECHUŁA a Irena KORUS. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International* [online]. 2004, 30(2), 159-165 [cit. 2020-05-26]. ISSN 01604120. DOI: 10.1016/S0160-4120(03)00157-0
- [70] LU, Xinwei, Huiyun PAN a Yiwen WANG. Pollution evaluation and source analysis of heavy metal in roadway dust from a resource-typed industrial city in Northwest China. *Atmospheric Pollution Research* [online]. 2017, 8(3), 587-595 [cit. 2020-05-26]. ISSN 13091042. DOI: 10.1016/j.apr.2016.12.019
- [71] MAENHAUT, Willy, William H. ZOLLER, Robert A. DUCE a Gerald L. HOFFMAN. Concentration and size distribution of particulate trace elements in the south polar atmosphere. *Journal of Geophysical Research* [online]. 1979, 84(C5) [cit. 2020-05-26]. ISSN 0148-0227. DOI: 10.1029/JC084iC05p02421
- [72] MAJERNÍK, Milan. Posudzovanie vplyvov činností na životné prostredie. 1. vyd. Skalica: Stredoeurópska vysoká škola, 2007. 278 s. ISBN 978-80-969700-1-8.
- [73] Mapy.cz [online]. [cit. 2020-05-26]. Dostupné z: <https://mapy.cz/zakladni?x=17.9167000&y=49.9500000&z=11>
- [74] MATHUR, Ramavati, V. BALARAM, M. SATYANARAYANAN a S. S. SAWANT. Assessment of heavy metal contamination of road dusts from industrial areas of Hyderabad, India. *Environmental Monitoring and Assessment* [online]. 2016, 188(9) [cit. 2020-05-26]. ISSN 0167-6369. DOI: 10.1007/s10661-016-5496-8
- [75] Meteoblue [online]. 2006 [cit. 2020-05-29]. Dostupné z: [https://www.meteoblue.com/cs/po%C4%8Das%C3%AD/t%C3%BDden/poruba\\_%C4%8Cesko\\_3067777](https://www.meteoblue.com/cs/po%C4%8Das%C3%AD/t%C3%BDden/poruba_%C4%8Cesko_3067777)
- [76] Metodika pro stanovení produkce emisí znečišťujících látek ze stavební činnosti; výstup výzkumného projektu TA ČR č. TA02020245, 48 s.
- [77] MŽP (2013): *Věstník Ministerstva životního prostředí*, ročník XIII, částka 8, 85 s
- [78] PADOAN, Elio, Chiara ROMÈ a Franco AJMONE-MARSAN. Bioaccessibility and size distribution of metals in road dust and roadside soils along a peri-urban transect. *Science of The Total Environment* [online]. 2017, 601-602, 89-98 [cit. 2020-05-26]. ISSN 00489697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.05.180
- [79] PAL, Sudip K., Steve G. WALLIS a Scott ARTHUR. Assessment of heavy metals emission from traffic on road surfaces. *Central European Journal of Chemistry* [online]. 2011, 9(2), 314-319 [cit. 2020-05-26]. ISSN 1895-1066. DOI: 10.2478/s11532-011-0005-y
- [80] PANAGOPOULOS, Ioannis, Athanassios KARAYANNIS, Konstantinos KOLLIAS, Anthimos XENIDIS a Nymphodora PAPASSIOPI. Investigation of potential soil contamination with Cr and Ni in four metal finishing facilities at Asopos industrial area. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2015, 281, 20-26 [cit. 2020-05-26]. ISSN 03043894. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2014.07.040
- [81] PIATAK, Nadine M., Michael B. PARSONS a Robert R. SEAL. Characteristics and environmental aspects of slag: A review. *Applied Geochemistry* [online]. 2015, 57, 236-266 [cit. 2020-05-26]. ISSN 08832927. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2014.04.009

- [82] QUIROZ, Waldo, Marisol CORTÉS, Francisco ASTUDILLO, Manuel BRAVO, Francisco CERECEDA, Víctor VIDAL a María Gabriela LOBOS. Antimony speciation in road dust and urban particulate matter in Valparaiso, Chile: *Analytical and environmental considerations*. *Microchemical Journal* [online]. 2013, 110, 266-272 [cit. 2020-05-26]. ISSN 0026265X. DOI: 10.1016/j.microc.2013.04.006
- [83] RAMÍREZ, Omar, Ana M. SÁNCHEZ DE LA CAMPA, Fulvio AMATO, Teresa MORENO, Luis F. SILVA a Jesús D. DE LA ROSA. Physicochemical characterization and sources of the thoracic fraction of road dust in a Latin American megacity. *Science of The Total Environment* [online]. 2019, 652, 434-446 [cit. 2020-05-26]. ISSN 00489697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.214
- [84] RAWAT, Manju, AL. RAMANATHAN a V. SUBRAMANIAN. Quantification and distribution of heavy metals from small-scale industrial areas of Kanpur city, India. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2009, 172(2-3), 1145-1149 [cit. 2020-05-26]. ISSN 03043894. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.07.115
- [85] REIMANN, Clemens a Patrice DE CARITAT. *Chemical Elements in the Environment* [online]. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1998 [cit. 2020-05-26]. ISBN 978-3-642-72018-5. DOI: 10.1007/978-3-642-72016-1.
- [86] ROTH, Zdeněk. (ed.) *Vysvětlivky k přehledné geologické mapě ČSSR 1:200 000 M-33-XXIV Olomouc*. Praha: Ústřední ústav geologický, 1962.
- [87] SANDER, K.; LOHSE, J.; PIRNTKE, U. 2000: Heavy metals in vehicles. *Report compiled for the Directorate general Environment, Nuclear Safety and Civil Protection of the Commission of the European Communities*. 27 March 2000.
- [88] SARADHI, I. V., P. SANDEEP a G. G. PANDIT. Assessment of elemental contamination in road dust using EDXRF. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* [online]. 2014, 302(3), 1377-1383 [cit. 2020-05-26]. ISSN 0236-5731. DOI: 10.1007/s10967-014-3550-y
- [89] SAS, Wojciech, Andrzej GŁUCHOWSKI, Maja RADZIEMSKA, Justyna DZIĘCIOŁ a Alojzy SZYMAŃSKI. Environmental and Geotechnical Assessment of the Steel Slags as a Material for Road Structure. *Materials* [online]. 2015, 8(8), 4857-4875 [cit. 2020-05-26]. ISSN 1996-1944. DOI: 10.3390/ma8084857
- [90] SHEN, Zhenyao, Jin LIU, Guzhanuer AINI a Yongwei GONG. A comparative study of the grain-size distribution of surface dust and stormwater runoff quality on typical urban roads and roofs in Beijing, China. *Environmental Science and Pollution Research* [online]. 2016, 23(3), 2693-2704 [cit. 2020-05-26]. ISSN 0944-1344. DOI: 10.1007/s11356-015-5512-5
- [91] SHI, Dongqi a Xinwei LU. Accumulation degree and source apportionment of trace metals in smaller than 63  $\mu\text{m}$  road dust from the areas with different land uses: A case study of Xi'an, China. *Science of The Total Environment* [online]. 2018, 636, 1211-1218 [cit. 2020-05-26]. ISSN 00489697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.385
- [92] SHI, Guitao, Zhenlou CHEN, Shiyuan XU, Ju ZHANG, Li WANG, Chunjuan BI a Jiyan TENG. Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China. *Environmental Pollution* [online]. 2008, 156(2), 251-260 [cit. 2020-05-26]. ISSN 02697491. DOI: 10.1016/j.envpol.2008.02.027
- [93] SIERRA, Carlos A. a Markus MÜLLER. A general mathematical framework for representing soil organic matter dynamics. *Ecological Monographs* [online]. 2015, 85(4), 505-524 [cit. 2020-05-29]. ISSN 0012-9615. DOI: 10.1890/15-0361.1

- [94] SOLTANI, Naghmeh, Behnam KESHAVARZI, Farid MOORE, Tahereh TAVAKOL, Ahmad Reza LAHIJANZADEH, Nemat JAAFARZADEH a Maryam KERMANI. Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran. *Science of The Total Environment* [online]. 2015, 505, 712-723 [cit. 2020-05-26]. ISSN 00489697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.09.097
- [95] *State Standard GOST 1320-74 Lead and Tin Babbitt Metals. Technical specifications*
- [96] *Státní správa zeměměřictví a katastru* [online]. Praha 8 [cit. 2020-05-26]. Dostupné z: <https://www.cuzk.cz/>
- [97] *Statutární město Olomouc: oficiální informační portál* [online]. [cit. 2020-05-29]. Dostupné z: <https://www.olomouc.eu/>
- [98] SUCHAROVÁ, Julie, Ivan SUCHARA, Marie HOLA, Sarka MARIKOVA, Clemens REIMANN, Rognvald BOYD, Peter FILZMOSEER a Peter ENGLMAIER. Top-/bottom-soil ratios and enrichment factors: What do they really show? *Applied Geochemistry* [online]. 2012, 27(1), 138-145 [cit. 2020-05-26]. ISSN 08832927. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2011.09.025
- [99] SUTHERLAND, R.A a C.A TOLOSA. Multi-element analysis of road-deposited sediment in an urban drainage basin, Honolulu, Hawaii. *Environmental Pollution* [online]. 2000, 110(3), 483-495 [cit. 2020-05-29]. ISSN 02697491. DOI: 10.1016/S0269-7491(99)00311-5
- [100] ŠKRBIĆ, Biljana, Snežana MILOVAC a Milan MATAVULJ. Multielement profiles of soil, road dust, tree bark and wood-rotten fungi collected at various distances from high-frequency road in urban area. *Ecological Indicators* [online]. 2012, 13(1), 168-177 [cit. 2020-05-26]. ISSN 1470160X. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.05.023
- [101] ŠVÉDOVÁ, Barbora, Dalibor MATÝSEK, Helena RACLAVSKÁ, Marek KUCBEL, Pavel KANTOR, Michal ŠAFÁŘ a Konstantin RACLAVSKÝ. Variation of the chemical composition of street dust in a highly industrialized city in the interval of ten years. *Journal of Environmental Management* [online]. 2020, 267 [cit. 2020-05-26]. ISSN 03014797. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110506
- [102] *The world bank*. The world bank [online]. [cit. 2020-05-29]. Dostupné z: <https://www.worldbank.org/>
- [103] THIOMBANE, Matar, Marcello DI BONITO, Stefano ALBANESE, Daniela ZUZOLO, Annamaria LIMA a Benedetto DE VIVO. Geogenic versus anthropogenic behaviour and geochemical footprint of Al, Na, K and P in the Campania region (Southern Italy) soils through compositional data analysis and enrichment factor. *Geoderma* [online]. 2019, 335, 12-26 [cit. 2020-05-26]. ISSN 00167061. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.08.008
- [104] TIAN, Shuhan, Tao LIANG a Kexin LI. Fine road dust contamination in a mining area presents a likely air pollution hotspot and threat to human health. *Environment International* [online]. 2019, 128, 201-209 [cit. 2020-05-26]. ISSN 01604120. DOI: 10.1016/j.envint.2019.04.050
- [105] TOLASZ, Radim. *Atlas podnebí Česka: Climate atlas of Czechia*. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2007. 256 s. ISBN 978-80-86690-26-1.
- [106] *United States Environmental Protection Agency National Emissions Inventory 2014*
- [107] VOPIČKA, Bohuslav. *Půdní typy v ČR*. In: SlidePlayer [online]. 2020 [cit. 2020-05-30].
- [108] WALCZAK, B. *Lead and zinc in the street dust of Zielona Gora, Poland*. 3. London: Taylor and Francis Group, London, 2010. ISBN 978-0-415-54882-3.

- [109] WHO (2007): *Health relevance of particulate matter from various sources*, Report on a WHO Workshop, Bonn, Germany, 26-27 March 2007
- [110] WIJAYA, Anugrah Ricky, Aaron Kenkichi OUCHI, Kentaro TANAKA, Ryuichi SHINJO a Shigeru OHDE. Metal contents and Pb isotopes in road-side dust and sediment of Japan. *Journal of Geochemical Exploration* [online]. 2012, 118, 68-76 [cit. 2020-05-26]. ISSN 03756742. DOI: 10.1016/j.gexplo.2012.04.009
- [111] WU, Yuh-Shen, Guor-Cheng FANG, Wen-Jhy LEE, Jie-Feng LEE, Chia-Chi CHANG a Chen-Zheng LEE. A review of atmospheric fine particulate matter and its associated trace metal pollutants in Asian countries during the period 1995–2005. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2007, 143(1-2), 511-515 [cit. 2020-05-26]. ISSN 03043894. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.09.066
- [112] ZAFRA, C.A., J. TEMPRANO a I. TEJERO. Distribution of the concentration of heavy metals associated with the sediment particles accumulated on road surfaces. *Environmental Technology* [online]. 2011, 32(9), 997-1008 [cit. 2020-05-26]. ISSN 0959-3330. DOI: 10.1080/09593330.2010.523436
- [113] ZGŁOBICKI, Wojciech, Małgorzata TELECKA, Sebastian SFcuzkKUPIŃSKI, Aneta PASIERBIŃSKA a Marcin KOZIEŁ. Assessment of heavy metal contamination levels of street dust in the city of Lublin, E Poland. *Environmental Earth Sciences* [online]. 2018, 77(23) [cit. 2020-05-29]. ISSN 1866-6280. DOI: 10.1007/s12665-018-7969-2
- [114] ZHANG, Jing, Lin WU, Yanjie ZHANG, Fenghua LI, Xiaozhen FANG a Hongjun MAO. Elemental composition and risk assessment of heavy metals in the PM10 fractions of road dust and roadside soil. *Particuology* [online]. 2019, 44, 146-152 [cit. 2020-05-26]. ISSN 16742001. DOI: 10.1016/j.partic.2018.09.003

## Seznam obrázků

Obr. 1: Zdroje emisí PM <sub>2,5</sub> v ČR za rok 2012 (upraveno podle ČHMÚ, 2013) .....	5
Obr. 2: Vývoj emisí skleníkových plynů a znečišťujících látek z dopravy v ČR [index, 2000 = 100], 2000–2017 (upraveno dle mzp.cz, 2017) .....	7
Obr. 3: Rozdělení emisí z dopravního průmyslu (upraveno podle simonwolff.org.uk, 2020) .....	8
Obr. 4: Podíl emisí CO <sub>2</sub> dle druhu dopravy za rok 2016 (upraveno dle Evropská agentura pro životní prostředí) .....	10
Obr. 5: Struktura emisí skleníkových plynů a znečišťujících látek z dopravy v Olomouckém kraji dle druhů dopravy [%], (upraveno dle CDV, v.v.i., 2018) .....	10
Obr. 6: Hodnoty „sL“ v letním období v závislosti na intenzitě silniční dopravy (upraveno dle mzp.cz) .....	16
Obr. 7: Hodnoty multiplikátoru v závislosti na intenzitě dopravy ke stanovení hodnoty (upraveno dle mzp.cz) .....	16
Obr. 8: Mapa znázorňující lokaci Olomouckého kraje (upraveno dle mapy.cz) .....	17
Obr. 9: Mapové znázornění města Olomouce dle mapy.geology.cz) .....	18
Obr. 10: Mapa zdrojů znečišťování města Olomouce za rok 2018 (upraveno dle čhmú.cz) .....	20
Obr. 11: Emise z průmyslových zdrojů (REZZO 1 + REZZO 2) [t.rok-1], 2008–2018 (upraveno dle čhmú.cz) .....	21
Obr. 12: Klimatické oblasti Olomouce (upraveno dle Tolasz a kol., 2007) .....	22

Obr. 13: Max. a min. teplota (°C) a relativní vlhkost (%) ve městě Olomouc za rok 2019 (upraveno dle meteoblue.cz, 2020).....	23
Obr. 14: Struktura půdy ve správních obvodech ORP Ol. kraje ke 31. 12. 2017 (upraveno dle ČÚZK) .....	24
Obr. 15: Hnědozemě (upraveno dle Vopička, 2020) .....	26
Obr. 16: Fluvizemě (upraveno dle Vopička, 2020) .....	26
Obr. 17: Černozemě (upraveno dle Vopička, 2020).....	26
Obr. 18: Mapa půdních typů v Olomouckém kraji (upraveno dle mzp.cz).....	27
Obr. 19: Geovědní mapa Olomouce v měřítku 1:50 000 (upraveno dle Česká geologická služba) a kde jsou vysvětlivky, co je to žlutá, modrá apod. 1810 – nezpevněný sediment (písky, štěrky, prachovce a jíly), 1821 – prachovce, jíly, 492 - droby. 491 – nezpevněný sediment.....	28
Obr. 20: Síto na prosévání vzorku <0,063 mm.....	30
Obr. 21: 65 vzorků silničního prachu .....	30
Obr. 22: Jednotlivé odvážení prosítovaných vzorků na 10,0 g.....	30
Obr. 23: Separace magnetických částic .....	30
Obr. 24: Magnetic separator SE 16-lb .....	30
Obr. 25: Vyseparované magnetické částice ve vzorku .....	30
Obr. 26: Lokalizace míst odběru vzorků .....	31
Obr. 27: Přístroj Bartington MS2B dual sensor MS2 instrument.....	32
Obr. 28: Krabicový graf hmotnostního rozložení částic v zrnitostních třídách <0,063 mm, 0,063 - 2 mm, >2 mm (hm. %). Průměrné hodnoty koncentrace silničního prachu.....	38
Obr. 29: Sloupcový graf znázorňující procentuální zastoupení zrnitostní distribuce.....	39
Obr. 30: Krabicový graf střední hodnoty velikosti částic (d050) pro zrnitostní třídu < 2 mm .....	40
Obr. 31: Krabicový graf střední hodnoty velikosti částic (d050) pro zrnitostní třídu pod 0.063 mm .....	40
Obr. 32: Krabicový graf střední hodnoty velikosti částic (d050) pro zrnitostní třídu < 2 mm .....	<b>Chyba! Záložka není definována.</b>
Obr. 33: Krabicový graf střední hodnoty velikosti částic (d050) pro zrnitostní třídu pod 0.063 mm .....	<b>Chyba! Záložka není definována.</b>
Obr. 34: Magnetický separátor SE 16-lb .....	41
Obr. 35: Struska – vzorek č.1 v měřítku 100 µm.....	43
Obr. 36: Hematit, struska – vzorek č. 2 v měřítku 100 µm .....	43
Obr. 37: Struska – vzorek č. 3 v měřítku 1 000 µm.....	43
Obr. 38: Struska – vzorek č. 3 v měřítku 500 µm.....	43
Obr. 39: Struska – vzorek č. 3 v měřítku 1 000 µm.....	43
Obr. 40: Struska – vzorek č. 4 v měřítku 500 µm.....	43
Obr. 41: Část vegetace – vzorek č. 5 v měřítku 1 000 µm .....	44
Obr. 42: Struska – vzorek č. 6 v měřítku 1 000 µm.....	44
Obr. 43: Část vegetace – vzorek č. 6 v měřítku 1 000 µm .....	44
Obr. 44: Struska – vzorek č. 7 v měřítku 500 µm.....	44
Obr. 45: Struska – vzorek č. 8 v měřítku 500 µm.....	44
Obr. 46: Struska – vzorek č. 8 v měřítku 500 µm.....	44
Obr. 47: Část vegetace - 21.9.2019 vzorek č. 9 v měřítku 1 000 µm .....	45



Obr. 48: Úlomek kovu – vzorek č. 10 v měřítku 1 000 $\mu\text{m}$ .....	45
Obr. 49: Struska, hematit – vzorek č. 11 v měřítku 1 000 $\mu\text{m}$ .....	45
Obr. 50: Struska – vzorek č. 12 v měřítku 100 $\mu\text{m}$ .....	45
Obr. 51: Struska – vzorek č. 13 v měřítku 500 $\mu\text{m}$ .....	45
Obr. 52: Struska – vzorek č. 14 v měřítku 500 $\mu\text{m}$ .....	45
Obr. 53: Úlomek – vzorek č. 14 v měřítku 100 $\mu\text{m}$ .....	46
Obr. 54: Část vegetace – vzorek č. 15 v měřítku 500 $\mu\text{m}$ .....	46
Obr. 55: Struska, Si – vzorek č. 15 v měřítku 500 $\mu\text{m}$ .....	46
Obr. 56: Struska – vzorek č. 16 v měřítku 500 $\mu\text{m}$ .....	46
Obr. 57: Struska – vzorek č. 17 v měřítku 1 000 $\mu\text{m}$ .....	46
Obr. 58: Struska – vzorek č. 18 v měřítku 500 $\mu\text{m}$ .....	46
Obr. 59: Úlomek skla – vzorek č. 19 v měřítku 1 000 $\mu\text{m}$ .....	47
Obr. 60: Kovový plíšek – vzorek č. 20 v měřítku 100 $\mu\text{m}$ .....	47
Obr. 61: Struska – vzorek č. 20 v měřítku 500 $\mu\text{m}$ .....	47
Obr. 62: Úlomek kovu – vzorek č. 21 v měřítku 500 $\mu\text{m}$ .....	47
Obr. 63: Struska, hematit – vzorek č. 22 v měřítku 500 $\mu\text{m}$ .....	47
Obr. 64: Struska – vzorek č. 23 v měřítku 1 000 $\mu\text{m}$ .....	47
Obr. 65: Struska – vzorek č. 25 v měřítku 500 $\mu\text{m}$ .....	48
Obr. 66: Struska – vzorek č. 25 v měřítku 500 $\mu\text{m}$ .....	48
Obr. 67: Struska – vzorek č. 24 v měřítku 500 $\mu\text{m}$ .....	48
Obr. 68: Magnetická susceptibilita <0,063 mm vzorků města Olomouce, $R_2 = 0,9677$ (autor: Kantor a kol., 2020) .....	50
Obr. 69: A) Závislost mezi obsahem Fe a objemovou magnetickou susceptibilitou ve třídě pod 0,063 mm pro obě (2008 a 2018) vzorkovací kampaně, Ostrava 2020; .....	51
Obr. 70: Pozice lokality 59 v terénu .....	52
Obr. 71: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) -CuS-CUSO4 .....	53
Obr. 72: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Sb-Fe-O .....	53
Obr. 73: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Cu-Zn.....	54
Obr. 74: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Cu-C-O .....	54
Obr. 75: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - FeO <sub>x</sub> .....	54
Obr. 76: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Sb-S .....	55
Obr. 77: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Zr .....	55
Obr. 78: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Ba.....	55
Obr. 79: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Cr-Fe-O.....	56
Obr. 80: Spektrum (EDX) částice (Vzorek č.59) - Sn-O.....	56
Obr. 81: Vzorek č.59.....	57
Obr. 82: Vzorek č.59 (2.0).....	57
Obr. 83: Vzorek č.59 Feox.....	57
Obr. 84: Vzorek č.59 aglomeráty.....	57
Obr. 85: Vzorek č.59 aglomeráty.....	57
Obr. 86: Vzorek č.59 zirkon .....	57
Obr. 87: Vzorek č.59 pyroxen .....	57
Obr. 88: Vzorek č.59 zirkon, ilmenit, TiO <sub>2</sub> , FeO <sub>x</sub> .....	57
Obr. 89: Vzorek č.59 monazit.....	57
Obr. 90: Vzorek č.59 CuS-CuSO <sub>4</sub> .....	58

Obr. 91: Vzorek č.59 CuS-CuSO <sub>4</sub> 2.0.....	58
Obr. 92: Vzorek č.59 Sb, Fe, O .....	58
Obr. 93: Vzorek č.59 Cu, Zn .....	58
Obr. 94: Vzorek č.59 Feox, zirkon, Cu, C, O .....	58
Obr. 95: Vzorek č.59 Sb, S .....	58
Obr. 96: Vzorek č.59 BaSO <sub>4</sub> , Cr, Feox .....	58
Obr. 97: Vzorek č.59 FeOx.....	58
Obr. 98: Vzorek č.59 Baryt na Sn – Ox.....	58
Obr. 99: Vzorek č.59 aglomeráty 3.0.....	59
Obr. 100: Vzorek č.59 FeOx koule.....	59
Obr. 101: Vzorek č.59 Feox koule 2.0.....	59
Obr. 102: Vzorek č.59 Feox koule 3.0.....	59
Obr. 103: Histogram celkové prašnosti silničního prachu.....	61
Obr. 104: Mapa imisního zatížení na území města Olomouce .....	62
Obr. 105: Mapa množství prachu < 0,063 mm na území města Olomouce .....	63
Obr. 106: Mapa distribuce Cu, nahoru rok 2008, dolů rok 2018. (Švédová a kol., 2020) ..	64

## Seznam tabulek

Tab. 1: Třídy dle velikosti zrn (upraveno dle ČSN EN 14688-1).....	14
Tab. 2: Hodnoty koeficientu k pro jednotlivé zrnitostní třídy .....	15
Tab. 3: Městské části města Olomouce (upraveno dle Územního plánu města, 1999) .....	18
Tab. 4: Souřadnice míst odběru vzorků .....	31
Tab. 5: Koncentrace prvků a magnetické susceptibility v zrnitostní třídě <0,063 mm .....	34
Tab. 6: Porovnání koncentrace silničního prachu v různých zemích .....	35
Tab. 7: Procentuální zastoupení částic 65 vzorků v zrnitostní třídě < 0,063 mm, 0.063-2 mm, a > 2 mm .....	37
Tab. 8: Střední hodnota velikosti částic zrna d <sub>50</sub> ze vzorku pod 2 mm a ze třídy <0,063 mm .....	40
Tab. 9: Magnetická susceptibilita pro <0,063 mm, průměr, směrodatná odchylka, maximum, medián, minimum .....	49
Tab. 10: Statistické parametry magnetické susceptibility pouličního prachu pro velikost zrn pod 0,063 mm a pod 2 mm od roku 2008 a od roku 2018 (pod 0,063 mm) a porovnání s městskou půdou (<2 mm) v Ostravě. (Švédová a kol., 2020) .....	49
Tab. 11: Vzorek č.59 CuS-CuSO <sub>4</sub> .....	53
Tab. 12: Vzorek č.59 Sb-Fe-O.....	53
Tab. 13: Vzorek č.59 Cu-Zn .....	54
Tab. 14: Vzorek č.59 Cu-C-O.....	54
Tab. 15 Vzorek č.59 FeOx.....	54
Tab. 16: Vzorek č.59 Sb-S.....	55
Tab. 17: Vzorek č.59 Zr.....	55
Tab. 18: Vzorek č.59 Baryt.....	55
Tab. 19: Vzorek č.59 Cr-Fe-O .....	56
Tab. 20: Vzorek č.59 Sn-O .....	56
Tab. 21: Významná korelační závislost pro zrnitostní třídu <0,063 mm .....	60

Tab. 22: Korelační závislost vyseparovaných magnetických částic s magnetickou susceptibilitou (objemovou a hmotnostní).....	60
Tab. 23: Celková prašnost silničního prachu.....	61
Tab. 24: Pozadí půdy na Svatém kopečku.....	66
Tab. 25: Hodnota pozadí pro zrnitostní třídu <0,063 mm k Tab. 27.....	66
Tab. 26: Legenda k Tab. 27, 28.....	66
Tab. 27: Index nabohacení vypočítán dle Zn pro zrnitostní třídu < 0,063 mm.....	67
Tab. 28: Index nabohacení vypočítán dle Zn pro zrnitostní třídu < 2 mm.....	68
Tab. 29: Hodnota pozadí pro zrnitostní třídu < 2 mm k Tab. 28.....	69