

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

Ústav pro životní prostředí

Diplomová práce:

Osobní expozice aerosolu v prostředí podzemní dráhy

**Personal exposure to aerosol in the underground transport
system**

Vypracovala: Lenka Škrabalová

Vedoucí práce: doc. RNDr. Martin Braniš, CSc.

**Tato práce vznikla za podpory
programu NPVII v rámci
projektu č. 2B03077 INAIR**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně s použitím dále uvedené literatury a souhlasím s jejím zapůjčením s podmínkou, že veškeré použité údaje budou řádně citovány.

V Praze dne 7. září 2008



Lenka Škrabalová

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala všem, kteří mi pomohli k vypracování mé diplomové práce, především pak doc. RNDr. Martinu Branišovi, CSc. za jeho trpělivost, cenné rady a odborné vedení diplomové práce. Rovněž bych chtěla poděkovat své rodině za jejich podporu během celého vysokoškolského studia.

Abstrakt

Zadáním této diplomové práce bylo sledování osobní expozice PM_{10} v prostorách pražského metra. K měření hmotnostní koncentrace aerosolu byl využit přenosný optický analyzátor DustTrak. Měření probíhalo vždy na stejné trase, která zahrnovala kromě metra také 2 vnitřní a 3 venkovní mikroprostředí, aby bylo možné koncentrace změřené v metru porovnat i s jinými prostředími. Průměrné koncentrace PM_{10} činily na 2 stanicích metra $69,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $68,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, v odpovídajících venkovních prostředích činily $51,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $89,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Ve vlaku metra dosahovala průměrná koncentrace PM_{10} $60,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Pravděpodobným zdrojem jemných částic v metru je automobilová doprava. Pomocí korelační analýzy byly porovnány hodnoty změřené nefelometrem DustTrak s údaji, které pocházely ze 3 stanic automatického imisního monitoringu (AIM) ČHMÚ. Korelační koeficienty činily pro stanice metra 0,508, 0,75 a 0,758 a pro vlak metra 0,484, 0,744 a 0,755. Protože nefelometr DustTrak systematicky nadhodnocuje koncentrace aerosolu, bylo provedeno kolokované měření s gravimetrickou metodou Harvard impaktor. Výsledky získané oběma metodami spolu velice dobře korelovaly, korelační koeficienty činily 0,986 pro vnější prostředí a 0,966 pro vnitřní prostředí. Kolokovaným měřením bylo prokázáno, že DustTrak nadhodnocuje koncentrace aerosolu v zimním období přibližně třikrát a v letním období přibližně dvakrát. Pro posouzení vlivu meteorologických faktorů na koncentraci aerosolu byla provedena mnohonásobná regrese. Prokazatelná byla pouze závislost koncentrací PM_{10} na rychlosti větru.

Abstract

This study was carried out to assess levels of personal exposure to PM_{10} in the Prague underground system. The mass concentration of PM_{10} was measured with a portable optical device DustTrak. The measurements were taken on a fixed route which included transport microenvironment, 2 indoor and 3 outdoor microenvironments to make comparison between concentrations found in each microenvironment. The average PM_{10} concentrations at two underground stations were $69,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ and $68,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ and the corresponding PM_{10} concentrations from outdoor environment were $51,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ and $89,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. The average PM_{10} concentration in an underground train was $60,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. These findings indicate that the source of fine particles is street traffic. Personal exposure levels were reasonably correlated with fixed site monitor (FSM) concentrations. Because of the fact that the DustTrak systematically overestimates aerosol concentrations, two collocated measurements with gravimetric method Harvard impactor were carried out. There are high levels of correlation between both methods – 0,986 for outdoor environment and 0,966 for indoor environment. To evaluate influence of meteorological factors, a multiple regression was performed. The PM_{10} concentrations were only found to be associated with wind speed.

OBSAH

1 ÚVOD	7
1.1 Legislativa	7
1.1.1 České právo životního prostředí	7
1.1.2 Právo životního prostředí v EU	8
1.2 Aerosoly	9
1.2.1 Velikost částic	9
1.2.2 Velikostní distribuce	10
1.3 Osobní expozice	11
1.4 Zdravotní účinky	12
1.5 Doprava	14
1.6 Cíle práce	16
2 METODIKA	17
2.1 Použitá metoda měření	17
2.2 Provedení měření	17
2.2.1 Nastavení přístroje	17
2.2.2 Trasa	18
2.3 Kolokované měření	21
2.3.1 Princip referenční metody	22
2.3.2 Pracovní postup	22
2.4 Převzatá data	23
3 VÝSLEDKY	24
3.1 Statistická charakteristika mikroprostředí	24
3.2 Korelace koncentrací z jednotlivých mikroprostředí	25
3.3 Srovnání měření podle ročních období	27
3.4 Podíl mikroprostředí na expozici	29
3.5 Porovnání s hodnotami ze stanic AIM	30
3.6 Kolokované měření	33
3.7 Vliv meteorologických faktorů	35
3.8 Profil hmotnostní koncentrace PM₁ během měření	37
4 DISKUSE	39
5 ZÁVĚR	46
SEZNAM LITERATURY	47
SEZNAM TABULEK	51
SEZNAM OBRÁZKŮ	52

1 ÚVOD

Znečištění ovzduší poškozuje lidské zdraví i životní prostředí, proto je v popředí zájmu jeho negativní účinky popsat a eliminovat. Pomocí epidemiologických studií lze charakterizovat vztah mezi škodlivými látkami v ovzduší a dopady na zdraví. Údaje o koncentraci sledovaných látek ve většině těchto studií pochází ze stacionárních měřících stanic; vhodnější se však jeví sledování osobní expozice dané škodlivině, neboť koncentrace změřené na stacionárních měřících stanicích ve většině případů neodráží skutečnou osobní expozici sledovaným škodlivinám.

Nepřímým způsobem stanovení osobní expozice je metoda mikroprostředí. V jednotlivých mikroprostředích je zjištěna průměrná koncentrace sledované škodliviny a osobní expozice v určitém časovém období se stanoví jako průměr koncentrací v jednotlivých mikroprostředích vážený časem stráveným v daném prostředí.

Jedním z typů mikroprostředí je doprava. V mnoha studiích byla v tomto prostředí prokázána vysoká koncentrace škodlivých látek, především kovů a prašného aerosolu a proto se mnohé studie zaměřují právě na sledování osobní expozice škodlivinám v dopravních prostředcích.

1.1 Legislativa

1.1.1 České právo životního prostředí

Předmětem právní úpravy práva životního prostředí je vnější ovzduší, které se vyskytuje volně v prostoru. Naopak vnitřní ovzduší (uvnitř budov či jiných objektů) je předmětem ochrany v rámci práva zdravotnického a hygienického. Optimální a víceméně konstantní zastoupení prvků a látek přirozeně se vyskytujících v ovzduší je základním předpokladem existence současných forem života na naší planetě. Nadměrné vnášení cizorodých (zejména jedovatých) látek do ovzduší narušuje tuto skladbu a rovnováhu a je příčinou některých globálních problémů životního prostředí. Nepříznivý stav znečištěného ovzduší bezprostředně negativně ovlivňuje i stav ostatních složek životního prostředí. Cílem právní úpravy je omezit znečišťování ovzduší na únosnou míru, a to za využití nejlepší dostupné techniky (BAT). Nejde tedy o úplné zakázání

veškerého znečišťování ovzduší, ale o jeho průběžné snižování na udržitelnou a technicky dosažitelnou úroveň, a to zejména stanovením emisních limitů.

První základy právní úpravy ochrany ovzduší v České republice byly položeny v letech 1991 - 1992. Do té doby byla celá problematika řešena jen předpisy hygienickými v rámci zákona o péči o zdraví lidu. Základními předpisy tohoto období byly zákon č. 309/1991 Sb., o ochraně ovzduší před znečišťujícími látkami (zákon o ovzduší), zákon ČNR č. 389/1995 Sb., o státní správě ochrany ovzduší a o poplatcích za jeho znečišťování, a zákon č. 86/1995 Sb., o ochraně ozónové vrstvy Země. Na ně navazovalo několik prováděcích vyhlášek Ministerstva životního prostředí. V souladu s harmonizačním procesem českého práva došlo v roce 2002 k přijetí zcela nového a komplexního zákona č. 86/2002 Sb., o ochraně ovzduší. Tento základní pramen české právní úpravy ochrany ovzduší je komplexním právním předpisem plně harmonizujícím české právo ochrany ovzduší s legislativou Evropských společenství. Celá právní úprava spočívá ve vytváření takových podmínek, aby nedocházelo k dalšímu znečišťování ovzduší nad určitou (v normách stanovenou) únosnou míru a aby stav ovzduší byl postupně zlepšován. Jsou využívány nástroje administrativní, sankční, ekonomické a nově jsou zavedeny i nástroje koncepční.

1.1.2 Právo životního prostředí v EU

Oblast ochrany ovzduší a ozónové vrstvy Země je v právu Evropské unie upravena asi 40 právními předpisy – většinu z nich představují směrnice ES. Tyto předpisy zahrnují rovněž závazky vyplývající z mezinárodních smluv týkajících se ochrany ovzduší, a to zejména z Úmluvy o dálkovém přenosu škodlivin (Ženeva, 1979), z Úmluvy o ochraně ozónové vrstvy Země (Vídeň, 1985) a z Rámcové úmluvy o změně klimatu (Rio de Janeiro, 1992) (Damohorský a kol., 2007).

Jednou ze znečišťujících látek, které vyvolávají největší obavy z hlediska jejich dopadu na lidské zdraví, je prašný aerosol. Aerosol byl spolu s SO₂ legislativně upraven již tzv. První generací direktiv EC – konkrétně direktivou 80/779/EEC (EC, 1980), později doplněnou direktivou EC 89/427/EEC (EC, 1989). Obě direktivy se týkaly prašného aerosolu bez velikostního rozlišení částic. V současnosti jsou vydávány direktivy tzv. Druhé generace (nazývané také dceřinné), které se odvíjejí z rámcové

direktivy 96/62/EC (EC, 1996). Prašný aerosol, jeho imisní limity a měření jsou v rámci EU upraveny dceřinnou direktivou 1999/30/EC (EC, 1999). Imisní limity jsou stanoveny s ohledem na ochranu lidského zdraví, významný vliv prašného aerosolu na ekosystémy nebyl prokázán. Podle závěrů WHO je prašný aerosol látkou s bezprahovým účinkem a proto není možné stanovit bezpečnou prahovou koncentraci, pod niž by nedocházelo k účinkům na lidské zdraví.

Imisní limity byly stanoveny pro thorakální frakci aerosolu PM_{10} , protože lépe koreluje se zdravotními účinky než TSP (total suspended particles). Ještě lepší korelaci se zdravotními účinky vykazuje jemná frakce $PM_{2,5}$, pro tu ale dosud nebyl stanoven imisní limit (internet 1).

1.2 Aerosoly

Aerosol představuje částice pevného nebo kapalného skupenství, které jsou rozptýlené v plynném prostředí minimálně po dobu umožňující jejich detekci nebo měření. Obecně se rozměry aerosolových částic pohybují v rozmezí od 0,001 μm do 100 μm . Částice se často značně liší svou velikostí, tvarem, hustotou a chemickým složením. I částice o stejném průměru mají často velmi odlišné vlastnosti, například hmotnost, povrchovou plochu a podobně.

1.2.1 Velikost částic

Velikost aerosolových částic je velice důležitý faktor, který do značné míry ovlivňuje chování aerosolu v ovzduší. Částice různých velikostí mají rozdílné vlastnosti a jejich chování je dokonce řízeno různými fyzikálními zákony. Například v blízkosti zemského povrchu jsou jemné částice, jen o málo větší než molekuly plynu, řízeny primárně Brownovým pohybem, zatímco větší, viditelné částice jsou ovlivňovány především gravitačními a setrvačnými silami.

Kulová částice o hustotě 1 $g \cdot cm^{-3}$ může být popsána geometrickým průměrem. Pro popis částic, které mají odlišný tvar nebo hustotu, se používají ekvivalentní průměry. Aerodynamický průměr je definován jako průměr kulové částice o hustotě 1 $g \cdot cm^{-3}$, která má stejnou pádovou rychlost jako popisovaná částice. Aerodynamický průměr je vhodný pro popis částic větších než 0,5 μm . Menší částice, které vykonávají Brownův

pohyb, jsou charakterizovány difúzním průměrem, což je průměr kulové částice o hustotě 1 g.cm^{-3} , která má stejnou rychlost difúze jako popisovaná částice. Stokesův průměr je průměr kulové částice, která má stejnou hustotu a rychlost usazování jako popisovaná částice. Optický průměr je průměr kalibrační částice, která v daném přístroji rozptýlí stejné množství světla jako popisovaná částice. Vhodná definice velikosti částice závisí především na technice měření. V případě kaskádového impaktoru a metody APS (Aerodynamic Particle Sizer) se používá pro popis částice aerodynamický průměr, pro difúzní baterii se používá difúzní průměr, optický průměr pro optické čítače částic a Stokesova průměru se používá například u diferenciálního analyzátoru pohyblivosti.

1.2.2 Velikostní distribuce

Průměry částic atmosférického aerosolu se pohybují ve velkém rozsahu. Velikost částice je určena procesy vzniku a následnými fyzikálními a chemickými reakcemi v atmosféře. Velikost částice je také klíčovým parametrem ovlivňujícím transport a odstranění aerosolu z atmosféry a významně ovlivňuje depozici na zemský povrch, zdravotní rizika spojená s vdechnutím a následným usazením částic v dýchacích cestách a má také vliv na snižování viditelnosti aerosolovými částicemi. Proto je měření a interpretace velikostní distribuce částic v atmosféře nezbytné pro celkové pochopení vzniku a účinků aerosolu.

V roce 1978 rozdělil Whitby atmosférické částice podle velikosti na 3 jasně odlišené velikostní mody – nukleační, akumulární a hrubý. Na základě odlišných procesů vzniku mají částic z jednotlivých velikostních modů odlišné vlastnosti. Vlastnosti částic závisí také na místě vzniku, meteorologických podmínkách, denní době, typu zdroje a podobně. Nedávné studie ovšem prokázaly, že velikostní distribuce atmosférického aerosolu jsou mnohem komplikovanější než Whitbyho model.

Ve Whithyho trimodální velikostní distribuci zahrnuje nukleační mod velikosti od 0,005 do 0,1 μm , akumulární mod velikosti od 0,1 do 2 μm a hrubý mod velikosti nad 2 μm . Velikostní distribuce atmosférického aerosolu mají typickou minimální koncentraci částic mezi nukleačním a akumulárním modelem (blízko 2 μm). Částice mohou být také rozděleny do dalších dvou frakcí: jemné částice s průměrem pod 2 μm a hrubé částice s

poloměrem nad 2 μm . Obě frakce se od sebe liší především vznikem a odlišnými fyzikálními a chemickými vlastnostmi. Jemná frakce vzniká především spalovacími procesy, zatímco částice hrubé frakce vznikají mechanickými procesy (Baron et al., 2001).

1.3 Osobní expozice

Epidemiologické studie prokázaly korelaci mezi denní mortalitou a koncentrací aerosolových částic v ovzduší, zjištěnou na stanicích monitorujících kvalitu venkovního ovzduší. Na základě těchto výsledků přijaly některé státy přísnější limity stanovující kvalitu venkovního ovzduší. Ovšem studie zaměřené na zjištění spojitosti mezi osobní expozicí a koncentrací aerosolu v ovzduší zjistily, že spolu velice špatně korelují (korelace často dosahovala hodnot blízkých nule). Jedním z důvodů zjištěných nízkých korelací byl způsob provedení těchto studií – bylo sledováno mnoho osob po velmi krátkou dobu (často jeden nebo několik málo dní) a nedošlo k rozlišení osob s vysokými expozicemi (například kuřáci) od osob s nižšími expozicemi. Dalším možným důvodem byl výběr sledovaných osob – ve většině studií byly sledovány zdravé osoby, které nebyly pohybově omezeny a proto produkovaly více částic než nemocné osoby se sníženou pohyblivostí. Proto se novější studie zaměřily na dlouhodobé sledování malého počtu osob a na sledování expozice rizikových skupin, například osob s plicními nebo kardiovaskulárními nemocemi. Společným znakem těchto epidemiologických studií je předpokládaná zvýšená osobní expozice (tzv. Personal cloud), která převyšuje hodnotu expozice vypočítanou z časově vážených průměrů koncentrací z vnitřních a vnějších prostředí. Tato zvýšená osobní expozice může dosahovat během dne, kdy jsou lidé aktivní, hodnot až $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a může být hlavním důvodem špatných korelací mezi osobní expozicí a koncentrací aerosolu ve venkovním prostředí. (Wallace, 2000).

Osobní expozice může být určena přímo nebo nepřímo. Mezi přímé metody patří měření osobní expozice pomocí různých zařízení. Patří mezi ně například pasivní dozimetry, které jsou založeny na principu pasivní difúze plyných škodlivin, jejichž koncentrace v ovzduší může být vypočítána na základě Fickova zákona difúze. Přístroje určené ke stanovení osobní expozice aerosolovým částicím měří určitou velikostní frakci částic, například PM_{10} nebo $\text{PM}_{2.5}$.

Další možností přímého měření osobní expozice je stanovení tzv. biomarkerů expozice (přítomnost olova v krvi, přítomnost VOC ve vdechnutém vzduchu atd.) a biomarkerů účinku (snížená funkce plic, mutace na chromozomální úrovni atd.). (Monn, 2001). Tato metoda představuje nejpřesnější hodnocení osobní expozice škodlivinám v ovzduší. Její použití je ale většinou omezeno na malý počet lidí. Určit přesně variabilitu expozice v celé populaci by vyžadovalo provedení velkého počtu měření osobní expozice a následnou statistickou analýzou zohledňující každodenní zvyklosti exponovaných osob. (Colville et al., 2001)

Při nepřímém stanovení osobní expozice jsou v mnoha epidemiologických studiích použity koncentrace škodlivin, zjištěné na stanicích monitorujících kvalitu ovzduší. Předpokládá se, že osobní expozice osob žijících v určité oblasti je shodná se zjištěnou pozadřovou koncentrací škodlivin v ovzduší. V mnoha zemích je vytvořena síť stanic monitorujících stav ovzduší. Bývají vybaveny kontinuálně měřícími přístroji. Provozování takových měření je nákladné především s ohledem na náklady spojené se zavedením opatření zajišťujících přesnost měření.

Nepřímou metodou stanovení osobní expozice je použití modelu mikroprostředí. Mikroprostředí se definuje jako prostor s homogenní koncentrací škodlivin v ovzduší. Lidé se během dne pohybují v různých vnitřních i vnějších prostředích a jsou proto vystaveni různým koncentracím škodlivin. Pro určení celkové osobní expozice je nutné znát koncentraci škodlivin a čas strávený v jednotlivých mikroprostředích.

Pro predikci expozice jednotlivců i celých populací existují různé modely. Patří mezi ně fyzikální modely založené na matematických rovnicích, popisujících známé fyzikálně – chemické procesy v atmosféře, a statistické modely, zpracovávající naměřená data. Pro popis chování škodlivin ve venkovním prostředí byly vyvinuty modely zohledňující meteorologické ukazatele a chemické procesy (například Gaussův model). Mohou být využity pro predikci časových i prostorových změn v chování polutantů. (Monn, 2001).

1.4 Zdravotní účinky

Kvůli nedostatku informací o účincích částic pocházejících z různých zdrojů na lidské zdraví se částice pokládají za uniformní škodlivinu. Aerosolové částice se dělí do několika velikostních frakcí podle jejich aerodynamického průměru. Každá frakce má

odlišné patologické a fyziologické účinky. Obecně jsou jemné částice (s aerodynamickým průměrem menším než 2 μm) spojovány s dlouhodobými účinky na zdraví, zatímco hrubé částice způsobují spíš krátkodobé a akutní zdravotní obtíže. Výsledky studií o účincích aerosolových částic se liší v závislosti na místě provedení. (Brunekreef et al., 2006).

Mnoho epidemiologických studií prokázalo souvislost mezi koncentrací aerosolových částic a denní úmrtností. Studie provedená v Kalifornii zkoumala vztah mezi koncentrací aerosolu PM_{10} , tvořenou především hrubšími částicemi většími než 2,5 μm , a celkovou úmrtností. Bylo zjištěno, že zvýšení denní koncentrace PM_{10} o 10 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ má za následek zvýšení celkové úmrtnosti přibližně o 1 %. (Ostro et al., 1999). Změny v koncentraci PM_{10} mají ale mnohem větší vliv na kardiovaskulární a respirační úmrtnost: zvýšení koncentrace PM_{10} o 10 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ je spojováno s nárůstem úmrtnosti na kardiovaskulární nemoci o 1,4 % a úmrtnost na respirační nemoci se zvyšuje dokonce o 3,4 %. (Dockery et al., 1993).

Znečištění ovzduší aerosolovými částicemi přispívá k rozvoji různých onemocnění. Chronická expozice částicím v ovzduší je spojována se zvýšeným výskytem bronchitid a dalších respiračních onemocněních, se snížením plicní ventilace a se zvýšeným rizikem výskytu rakoviny plic. (Schwartz, 1993). Jiné studie sledovaly vznik onemocnění dýchací soustavy spojený s denní změnou koncentrace PM_{10} . Sledování byli žáci základní školy a lidé s astmatem ve věku od 8 do 72 let. Hodnoty PM_{10} přesahující koncentraci 150 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ byly spojovány s poklesem ventilace plic o 3 až 6 % měřené jako maximální nádech a výdech a vedly ke zvýšenému užívání léků na astma. (Pope et al., 1991). Zvýšené koncentrace jemných částic ($\text{PM}_{2,5}$) mohou zvýšit riziko infarktu myokardu v průběhu několika hodin po expozici. Vysoké koncentrace atmosférického aerosolu jsou také spojeny se zvýšeným počtem hospitalizací pacientů s kardiovaskulárními chorobami (Petters et al., 2001).

Mechanismy působení částic na lidský organismus nejsou ještě zcela známy; velký význam je připisován vyvolání zánětu a oxidativního stresu. Chemické sloučeniny, účastníci se reakcí, při kterých vznikají potenciálně toxické formy kyslíku, jsou označovány jako prooxidanty. Sloučeniny a reakce, které likvidují tyto formy kyslíku, potlačují jejich vznik nebo působí proti jejich účinku, se nazývají antioxidanty. V

normálních buňkách jsou oba typy sloučenin přibližně v rovnováze. Tato rovnováha však může být posunuta ve prospěch prooxidantů. Uvedený stav je označován jako oxidativní stres; je-li masivní nebo trvá-li příliš dlouho, může vést k vážnému poškození buněk. (Murray a kol., 2002). Ultra jemné částice, které pronikají do plicních sklípků, zde vyvolávají zánět vedoucí k uvolnění mediátorů – chemických látek schopných u citlivých jedinců způsobit rozvoj plicních onemocnění a porušit koagulační rovnováhu krve, což může z části vysvětlit zvýšení počtu úmrtí na kardiovaskulární choroby (Seaton et al., 1995).

Riziko způsobené vdechnutím aerosolových částic souvisí s jejich chemickým složením a místem, kde se částice v dýchací soustavě usadí. Nejdůležitějšími mechanismy depozice částic v plicích jsou impakce, usazování a difúze. Méně významné jsou intercepce a elektrostatická depozice. Povrch horních a dolních cest dýchacích je vystlaný řasinkovým epitelem s vrstvou hlenu, kde dochází k zachycování aerosolu, který je pak pohybem řasinek postupně odstraňován v řádu hodin. Plicní sklípky nemají ochrannou hlenovou vrstvu, protože zde dochází k výměně plynů. Částice, které zde deponují, jsou proto odstraňovány velice pomalu, v řádu měsíců i let. Částice mohou procházet přes stěnu plicních sklípků do krevního oběhu nebo jsou pohlceny alveolárními makrofágy. (Hinds, 1999).

1.5 Doprava

Jedním z typů vnitřního prostředí, vymezených při sledování osobní expozice metodou mikroprostředí, je doprava. Lidé tráví v dopravě různě dlouhou dobu. Studie provedená v Kalifornii uvádí, že lidé stráví 8% denní doby v dopravě (Jenkins, 1992).

V dopravních prostředcích jsou lidé vystaveni různým škodlivinám. Vážné poškození zdraví může způsobit expozice některým kovům – nikl a šestimocný chrom jsou pro člověka karcinogenní a mangan je neurotoxický. Vysoké koncentrace kovů v dopravních prostředcích byly zjištěny v mnoha studiích (Crump, 2000; Pfeifer et al., 1999; Sitzman et al., 1999). U středoškolských studentů v New Yorku byla sledována expozice několika kovům (mangan, chrom, železo), její zdroje a expoziční cesty. U některých účastníků studie byly osobní expozice kovům mnohem vyšší než u ostatních sledovaných osob. Hlavním zdrojem těchto zvýšených expozic bylo newyorské metro,

kde byla koncentrace kovů až o dva řády vyšší než koncentrace v ostatních sledovaných prostředích. (Chillrud et al., 2004). V dopravních prostředcích byly také naměřeny vysoké koncentrace aerosolových částic (Pfeifer et al., 1999; Adams et al., 2001; Johansson et al., 2003, Chillrud et al., 2004) a těkavých organických látek (Fromme et al., 1998; Shiohara et al., 2005; Velasco et al., 2004).

Přirozenou součástí aerosolu jsou částice biologického původu, označované jako bioaerosol. Tvoří je živé nebo mrtvé buňky, spory bakterií a hub, pylová zrna a fragmenty a produkty organismů. U člověka mohou vyvolávat infekční onemocnění nebo alergické reakce. V dopravních prostředcích se vyskytují především bakterie a houby (Awad, 2002; Cho, 2006). Na základě měření metodou UV fluorescence se ukázalo, že aerosol pocházející ze stanice metra ve Washingtonu obsahoval méně než 1% částic biologického původu (Birenzvige et al., 2003).

V poslední době se věnuje čím dál větší pozornost zdravotním účinkům částic a zjištění, které vlastnosti nejvíc přispívají k jejich toxicitě. Některé studie se zaměřily na porovnání částic z různých prostředí z hlediska jejich účinků na lidské zdraví. Karlsson et al. provedli srovnání částic pocházejících z metra a z blízké rušné ulice z hlediska poškození DNA a schopnosti vyvolat oxidativní stres. Ukázalo se, že částice z metra způsobovaly 8-krát větší poškození DNA a měly 4-krát větší schopnost vyvolat oxidativní stres než částice z ulice. Koncentrace částic v metru byla navíc 5krát až 10krát větší než koncentrace částic na ulici. Částice obsažené v jednotkovém objemu vzduchu z metra způsobovaly v porovnání s částicemi obsaženými ve stejném objemu vzduchu z ulice 40krát až 80krát větší poškození DNA, proto i krátkodobý pobyt v tomto prostředí může mít vážné negativní účinky na zdraví člověka. Důležitými faktory pro posouzení účinků těchto částic jsou také doba expozice a citlivost exponované populace. (Karlsson et al., 2005).

Doprava představuje také významný zdroj hlukové zátěže. Při studii provedené v New Yorku byla měřena úroveň hluku v prostorách metra a na autobusových zastávkách. Zjištěné výsledky naznačují, že při dostatečné době trvání můžou naměřené hodnoty hluku překročit limitní hodnoty doporučené WHO (Gershon, 2006).

1.6 Cíle práce:

Podle údajů Dopravního podniku hlavního města Prahy z roku 2006 přepraví pražské metro přibližně 530 milionů cestujících ročně, což představuje přibližně 1,45 milionu přepravených osob každý den. V porovnání s ostatními typy prostředí jsou často v dopravních prostředcích mnohem vyšší koncentrace škodlivin a proto i krátký pobyt v tomto prostředí může značně přispívat k celkové denní expozici člověka dané škodlivině.

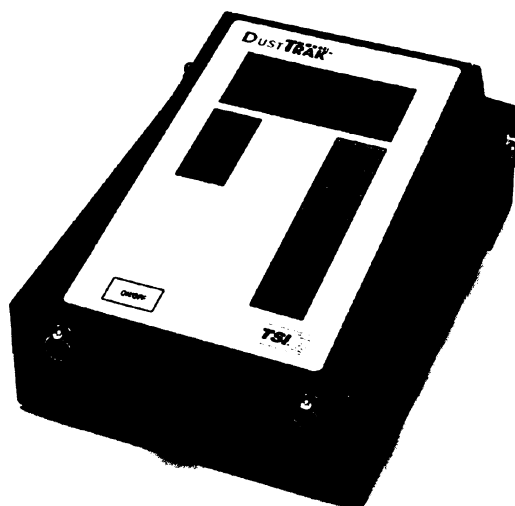
Tato práce se zaměřila na měření hmotnostní koncentrace aerosolu PM_{10} v prostorách pražského metra a určení osobní expozice PM_{10} . Cílem práce bylo porovnat zjištěné průměrné koncentrace PM_{10} v metru s ostatními sledovanými typy mikroprostředí, které zahrnují různé typy venkovního i vnitřního prostředí. Zároveň byl určen podíl metra na celkové expozici.

Zjištěné koncentrace PM_{10} byly porovnány s meteorologickými údaji (rychlost větru, relativní vlhkost vzduchu a teplota) z databáze ČHMÚ, aby bylo možné zhodnotit vliv meteorologických parametrů na koncentraci aerosolu. Dále byly zjištěné koncentrace PM_{10} porovnány s údaji o kvalitě venkovního ovzduší ze stanic automatického imisního monitoringu ČHMÚ.

2 METODIKA

2.1. Použitá metoda měření

Pro stanovení hmotnostní koncentrace aerosolu PM_{10} byl použit přenosný nefelometr DustTrak, model 8520 firmy TSI (obrázek číslo 1). Měření hmotnostní koncentrace aerosolových částic je založeno na rozptylu koherentního infračerveného záření z laserové diody na povrchu částic. Mezi laserovým paprskem a rozptýleným světlem je úhel 90° .



Obrázek č.1: nefelometr DustTrak (internet 2)

DustTrak umožňuje v závislosti na použité vstupní trysce kontinuální měření 3 frakcí aerosolu: PM_{10} , $PM_{2,5}$ a PM_1 a při použití cyklonu PM_4 . Při měření frakcí $PM_{2,5}$ a PM_1 je nutné na zařízení umístit impakční destičku, na kterou se nanáší speciální mazivo. Na impakční destičce dochází k zachytu částic, které jsou větší než měřená aerosolová frakce.

2.2 Provedení měření

2.2.1. Nastavení přístroje

Pomocí DustTraku byla měřena hmotnostní koncentrace aerosolové frakce PM_1 , která je definována jako velikostní skupina aerosolu s částicemi o aerodynamickém průměru do $1\mu m$, která prochází předřazeným separátorem (např. impaktor, cyklon), přičemž částice o aerodynamickém průměru $1\mu m$ jsou zachytávány s účinností 50%, částice menší než $1\mu m$ jsou zachytávány téměř se 100% účinností a částice větší s účinností blízkí se 0.

Během měření byl DustTrak spolu s dobíjecí baterií umístěn v batohu. Trubička, kterou byl do přístroje nasáván vzduch, ústila z batohu přibližně ve výšce dýchací zóny

dospělé osoby. Během měření ve vnitřním prostředí byl batoh umístěn tak, aby ústí trubičky bylo ve výšce dýchací zóny sedící osoby. Při měření v ostatních typech prostředí byl batoh umístěn na zádech.

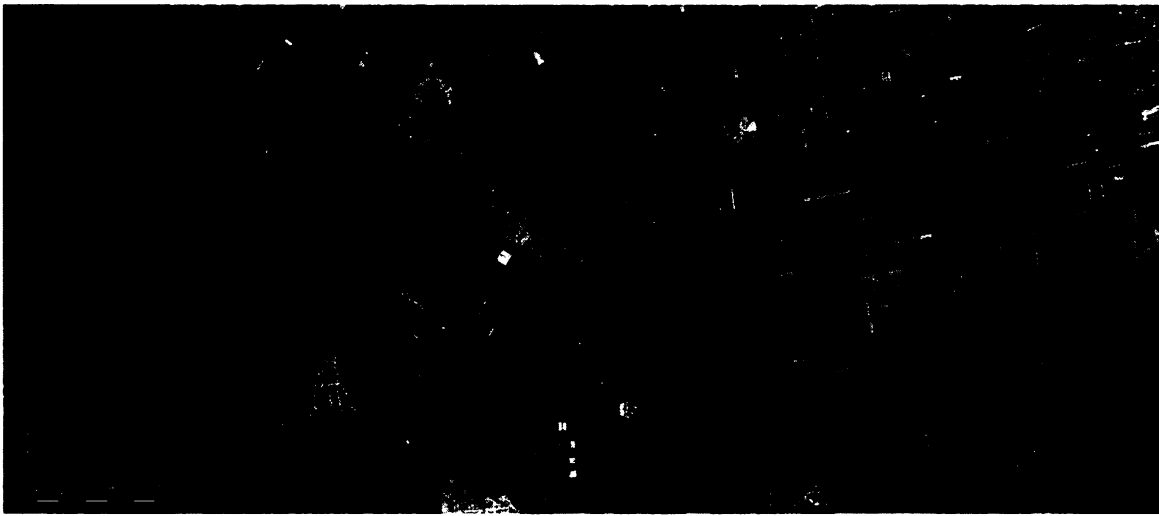
Před každým měřením byla provedena kontrola průtoku, který byl nastaven na $1,7 \text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$. Před každým měřením byla také pomocí nulového filtru stanovena přesnost měření přístroje. Pokud došlo k posunu hodnot, bylo nutné provést kalibraci přístroje. Přibližně po každých 3 měřeních byla vyčištěna impakční destička a následně potřena novou vrstvou silikonové pasty.

DustTrak udává hodnotu hmotnostní koncentrace aerosolu v $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Naměřené hodnoty byly ukládány do paměti přístroje v intervalu 1 minuty a byly vypočítány jako průměr koncentrací zaznamenaných v 10s intervalech během daného minutového intervalu. Během měření byl pro každý minutový interval do protokolu zaznamenán typ prostředí, aby bylo možné naměřeným hodnotám přiřadit příslušný typ mikroprostředí. Do protokolu byly také zaznamenány všechny okolnosti, které mohly výrazným způsobem ovlivnit hodnoty koncentrace PM_{10} (například přítomnost kuřáka). Hodnoty ovlivněné těmito faktory byly z dalšího zpracování vyřazeny.

2.2.2 Trasa

Měření probíhalo vždy na stejné trase mezi Kolejemi Jižní město, které se nachází v městské části Praha 4 – Kunratice a Přírodovědeckou fakultou UK na Praze 2 – Nové Město. Trasa byla rozdělena na několik mikroprostředí - 2 vnitřní (pokoj na kolejích – dále v textu označován jako koleje, posluchárna na fakultě – škola), 3 vnější (sídliště na Jižním městě – ulice Jižní město, křižovatka ulic Ječná a Sokolovská - křižovatka, ulice Kateřinská a Benátská – ulice Praha 2) a 3 v dopravě (vestibul a nástupiště stanic metra Chodov a I. P. Pavlova, vlak metra).

Měření začínalo ve vnitřním prostředí pokoje na kolejích a pokračovalo ve venkovním prostředí. Tento úsek, dlouhý přibližně 1500 metrů, zahrnoval cestu z kolejí přes sídliště na Jírovcově náměstí ke stanici metra linky C Chodov (obrázek číslo 2). V blízkosti sídliště se nachází rozsáhlý přírodní park Kunratický les, je zde dostatek vzrostlé zeleně a nízká frekvence automobilové dopravy. Významným zdrojem znečištění je dálnice D1, která je od sídliště vzdálená přibližně 400 metrů.



Obrázek č. 2: mapa prvního úseku trasy na Jižním městě (internet 3)

Popis jednotlivých bodů: 1. Koleje Jižní město

2. Kunratický les

3. sídliště Jižní město

4. Stanice metra C Chodov

5. dálnice D1

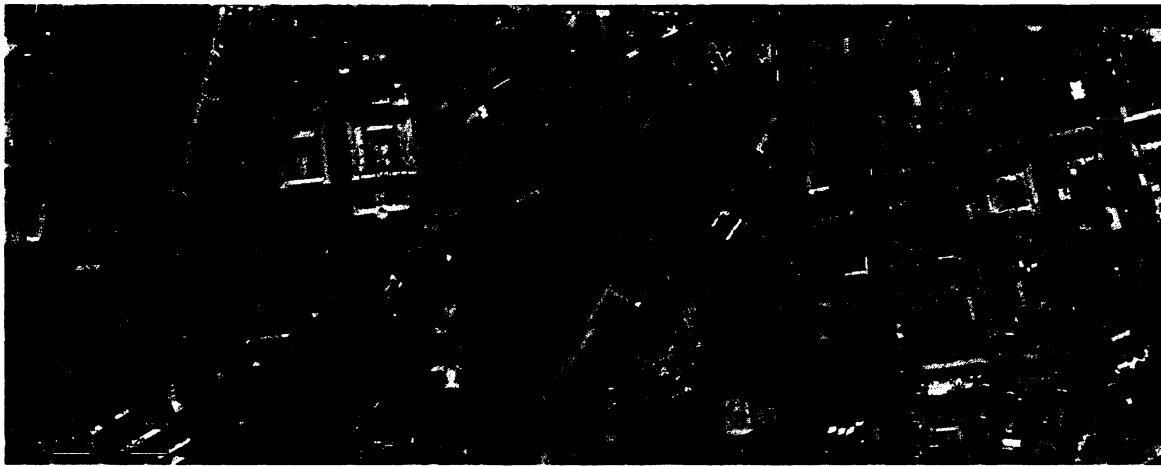
Další úsek trasy zahrnoval měření v metru na lince C mezi stanicemi Chodov a I. P. Pavlova (obr. 3). Pražské metro bylo otevřeno v roce 1974, má 3 linky s 57 stanicemi a celková délka tunelů je 54,9 km. Každý den přepraví více než 1 milion cestujících.

Měření v prostorách metra bylo rozděleno na 3 mikroprostředí – vestibul a nástupiště stanice Chodov, měření v soupravě metra a nástupiště a vestibul stanice I.P.Pavlova. Měření na nástupištích obou stanic trvalo vždy přibližně 5 minut a ve vlaku metra přibližně 12 minut.



Obrázek č. 3: mapa pražského metra (internet 4)

Od stanice metra I. P. Pavlova pokračovala cesta přes křižovatku ulic Ječná a Sokolovská (mikroprostředí křižovatka), kde je velmi hustý automobilový provoz, a následně Kateřinskou a Benátskou ulicí s nižší automobilovou dopravou (mikroprostředí ulice Praha 2) do budovy Přírodovědecké fakulty UK (mikroprostředí škola), kde bylo měření ukončeno (obrázek číslo 4).



Obrázek č. 4: mapa druhého úseku trasy na Praze 2 (internet 5)

Popis jednotlivých bodů: 1. Přírodovědecká fakulta UK

2. Benátská ulice

3. Kateřinská ulice

4. křižovatka Ječné a Sokolovské ulice

5. stanice metra I.P.Pavlova

2.3 Kolokované měření:

DustTrak je výrobcem kalibrován na tzv. Arizona road dust (ISO 12103 – 01, A1 test dust), který obsahuje částice s odlišnou velikostní distribucí než aerosol běžně se vyskytující v městském prostředí. V městském prostředí je obvykle vyšší zastoupení malých částic, které způsobují větší odezvu přístroje a DustTrak proto neposkytuje přesné údaje o hmotnostní koncentraci aerosolu.

Kvůli systematickému nadhodnocování koncentrací DustTrakem byla provedena dvě kolokované měření, pomocí kterých bylo možné výsledky změřené DustTrakem upřesnit. Referenční metodou pro kolokaci byla gravimetrická metoda Harvard impaktor. Kolokované měření bylo provedeno pro vnitřní prostředí v letním období a pro vnější prostředí v zimním období a probíhalo po dobu 10 dní. Měřeními byly získány 24 hodinové průměry koncentrace PM_{10} .

2.3.1 Princip referenční metody

Odběrová aparatura se skládá z pumpy a Harvard impaktoru, navzájem spojených pomocí plastových hadiček. Impaktor byl připevněn na kovovém stojanu ve výšce přibližně 160 cm.

Vzduch je během odběru nasáván pumpou a prochází přes membránový teflonový filtr, na kterém jsou zachytávány částice požadované velikostní frakce aerosolu. Před filtrem se nachází impaktor, tvořený v případě odběru PM_{10} dvěma destičkami, které jsou potřeny silikonovým olejem. Impaktor je umístěn proti otvoru, kterým je nasáván vzduch. Částice větší než odebíraná velikostní frakce nejsou díky své setrvačnosti schopné sledovat zakřivení proudu vzduchu a naráží do impakční destičky. Částice menší než $1 \mu m$ jsou unášeny proudem vzduchu, který obtéká impakční destičku a jsou následně zachyceny na filtru. Částice s aerodynamickým průměrem $1 \mu m$ jsou zachyceny právě s 50 % účinností a částice s menším aerodynamickým průměrem jsou zachyceny s téměř 100 % účinností.

Množství aerosolu zachyceného na filtru se stanovuje gravimetricky – zvážením filtru ekvilibrovaného na konstantní vzdušnou vlhkost před a po expozici. Objem nasátého vzduchu se určí z doby chodu pumpy a z rychlosti průtoku vzduchu měřené na začátku a na konci odběru. Pro odběr frakce PM_{10} je předepsaná rychlost nasávání vzduchu $23 \text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$.

2.3.2 Pracovní postup

Membránové teflonové filtry se před zvážením označí a vloží do exikátoru minimálně po dobu 24 hodin.. Pro vážení filtrů byly využity váhy Mettler – Toledo MX 5, vážící s přesností na $1 \mu g$. K odstranění statického náboje na filtru byl použit vysokonapěťový rám HAUG PRX-U. Po zvážení byly filtry vloženy do kazet společně s podložkou, která brání prohýbání filtrů během odběru vlivem podtlaku. Kazety s filtry byly vloženy do označených Petriho misek.

Kazeta s filtrem se vkládá do impaktorové hlavice, která je během odběru umístěna vždy ve svislé poloze. Na stojanu se hlavice impaktoru upevňuje do výšky 160 cm, což představuje výšku dýchací zóny dospělé osoby. Impaktorová hlavice se skládá ze dvou částí. Do první se vkládá kazeta s filtrem společně s pryžovým těsněním a k druhé části

se připevní pomocí spon. Před každým odběrem je nutné vyměnit impakční destičky, které se před vložením do impaktoru potírají silikonovým olejem.

Na začátku a na konci každého odběru byl změřen průtok vzduchu pomocí bublinkového průtokoměru. Průtok byl změřen vždy 10krát a výsledná hodnota byla získána jako průměr těchto měření.

Po ukončení odběru byla impaktorová hlavice rozebrána. Po uvolnění spon, které spojovaly obě části hlavice impaktoru, bylo možné vyjmout kazetu s exponovaným filtrem. Kazeta byla umístěna do připravené a označené Petriho misky. Exponované filtry byly následně vloženy do exikátoru a poté zváženy stejným způsobem jako před expozicí.

Pro nasávání vzduchu byla použita pumpa Baghira. Chod pumpy byl nastaven na 24 hodin a po uplynutí této doby se pumpa automaticky vypnula. Rychlost nasávání vzduchu byla nastavena na $23 \text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$.

2.4 Převzatá data

Ze 3 stanic automatického imisního monitoringu (AIM) ČHMÚ – Libuš, Legerova a Riegrovy sady byly převzaty hodnoty 24 hodinových koncentrací PM_{10} pro srovnání naměřených koncentrací s daty o kvalitě ovzduší v Praze.

Pro zhodnocení vlivu meteorologických faktorů na zjištěné koncentrace PM_{10} byly použity údaje o rychlosti větru, relativní vlhkosti vzduchu a teplotě pocházející ze stanice ČHMÚ Libuš.

Data o kolokovaném měření DustTraku s Harvard impaktorem pro vnější prostředí byla převzata z dříve provedeného měření na Přírodovědecké Fakultě UK v Benátské ulici. Měření probíhalo po dobu 10 dní.

3 VÝSLEDKY

3.1 Statistická charakteristika mikroprostředí

Celkem bylo mezi červnem 2005 a listopadem 2007 provedeno 99 měření.

Pět měření bylo nutno vyřadit, protože během měření došlo k vybití přenosné baterie a nebyly tak zaznamenány hodnoty koncentrací ze všech prostředí. Průměrně trvala jedna cesta 61,5 minut ($\pm 6,9$ minut). Celkem 61 měření bylo provedeno v období říjen – březen (dále v textu bude označováno jako zimní období) a 33 měření v období duben – září (bude označováno jako letní období).

Pro koncentraci PM_{10} v jednotlivých mikroprostředích byly vypočítány základní statistické ukazatele. V tabulce číslo 1 jsou uvedeny všechny statistické charakteristiky a jsou uváděny v $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

	aritmetický průměr	směrodatná odchylka	medián	maximum	minimum
koleje	45,3	31,2	38	153	9
ulice J. město	51,9	40,7	42	174	10
Chodov	69,7	41	61	213	11
metro	60,8	37,4	53	179	11
IPP	68,4	38,9	63	198	9
křižovatka	89,3	51,3	75	243	12
ulice Praha 2	63,7	45,5	49	197	10
škola	49,5	37,6	41	169	8

Tabulka č. 1: statistické charakteristiky koncentrací PM_{10} v jednotlivých mikroprostředích

Z hodnot uvedených v tabulce 1 vyplývá, že mikroprostředím s nejvyšší koncentrací PM_{10} je křižovatka ulic Sokolovská a Ječná ($89,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3} \pm 51,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Nejméně zatížená jsou obě vnitřní mikroprostředí – pokoj na kolejích ($45,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3} \pm 31,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) a budova Přírodovědecké fakulty UK ($49,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3} \pm 37,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).

Při srovnání hodnot změřených v prostorách metra jsou patrné velmi podobné koncentrace aerosolu zjištěné ve vestibulu a na nástupištích obou sledovaných stanic metra: $69,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3} \pm 41 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ na Chodově a $68,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3} \pm 38,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ na I. P. Pavlova. Uvnitř vlaku metra byla

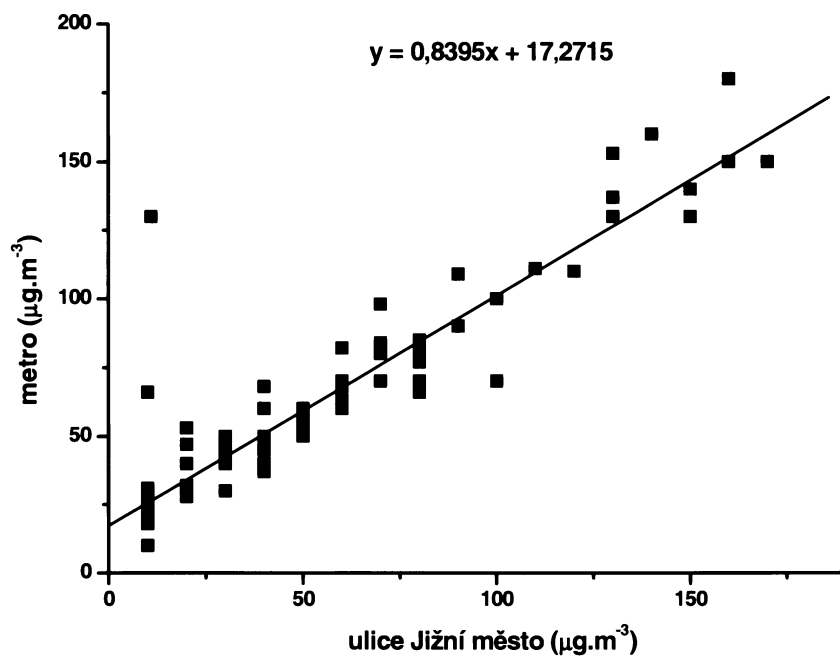
koncentrace PM_1 ve srovnání s hodnotami změřenými ve stanicích metra nižší ($60,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3} \pm 37,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Také ve srovnání s průměrnými koncentracemi ve venkovním prostředí ($51,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3} \pm 40,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro Prahu 4 – Kunratice a $63,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3} \pm 45,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro Prahu 2) jsou hodnoty změřené ve stanicích metra vyšší.

3.2 Korelace koncentrací z jednotlivých mikroprostředí

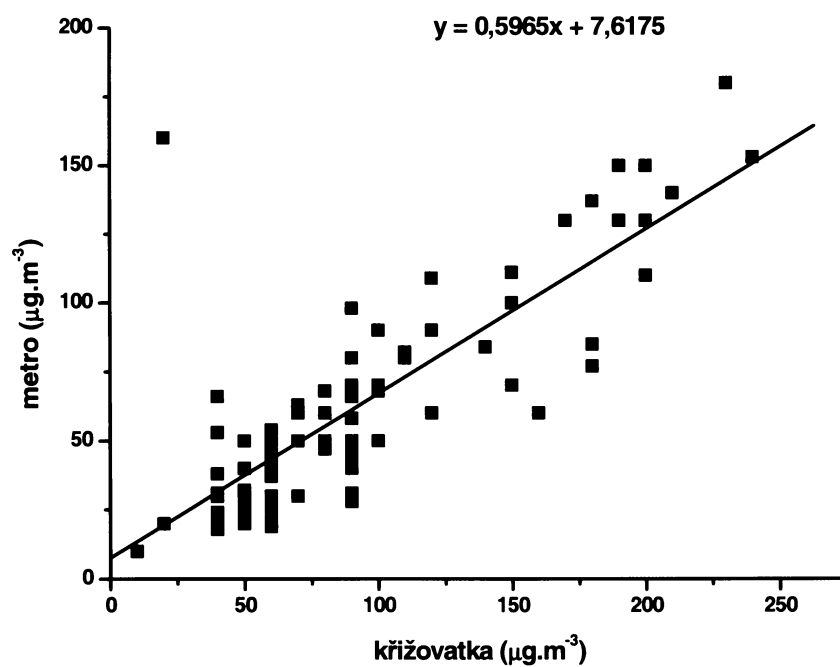
Při srovnání průměrných koncentrací z jednotlivých mikroprostředí v rámci všech cest se ukazuje, že zjištěné koncentrace spolu velice dobře korelují. Hodnoty Spearmanových korelačních koeficientů pro všechna prostředí ukazuje tabulka číslo 2. Velmi těsná je především korelace koncentrací zaznamenaných v metru a na nástupištích – korelační koeficienty mají hodnotu 0,949 pro stanici Chodov a 0,973 pro stanici I. P. Pavlova. Velmi dobře spolu také korelují koncentrace v metru a ve venkovních prostředích – korelační koeficienty mají hodnotu 0,913 pro ulici Jižní město a 0,949 pro ulici Praha 2. Nejnižší hodnotu má korelační koeficient pro mikroprostředí metro a křižovatka. Graficky jsou znázorněny korelace hodnot z metra a mikroprostředí ulice Jižní město, křižovatka a ulice Praha 2. (obrázek 5 až 7).

koleje – ulice Jižní město	0,909
ulice Jižní město - Chodov	0,898
Chodov - metro	0,949
metro - IPP	0,973
IPP - křižovatka	0,821
křižovatka – ulice Praha 2	0,838
ulice Praha 2 - škola	0,930
metro – ulice Jižní město	0,913
metro - křižovatka	0,818
metro – ulice Praha 2	0,949

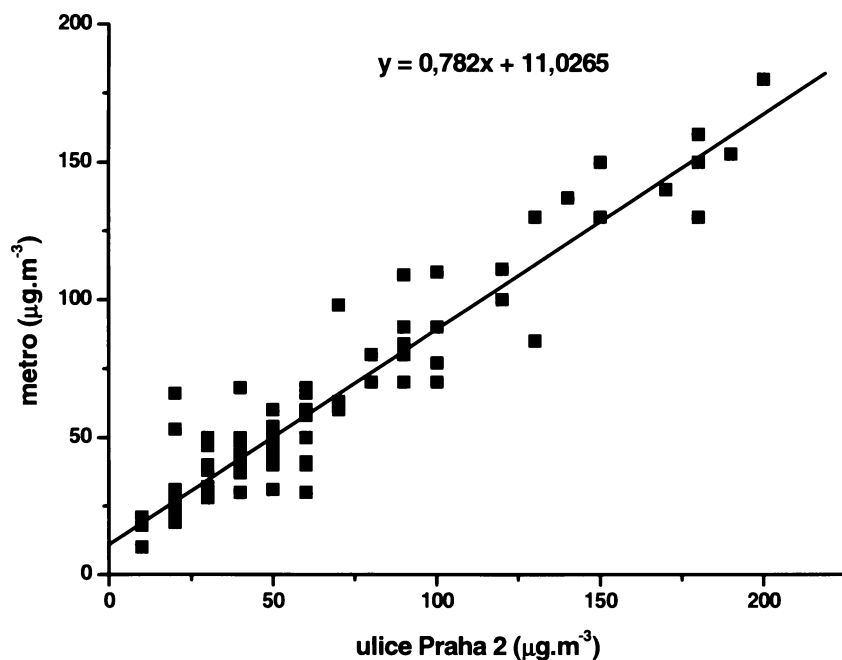
Tabulka č. 2: hodnoty Spearmanových korelačních koeficientů pro jednotlivá mikroprostředí



Obrázek č. 5: korelace koncentrací PM₁ pro mikroprostředí metro – ulice Jižní město



Obrázek č. 6: korelace koncentrací PM₁ pro mikroprostředí metro – křižovatka



Obrázek č. 7: korelace koncentrací PM₁ pro mikroprostředí metro – ulice Praha 2

3.3 Srovnání měření podle ročních období

Po rozdělení měření podle ročních období (33 měření bylo provedeno v létě a 61 v zimě) byly pro jednotlivá mikroprostředí vypočítány základní statistické charakteristiky – aritmetický průměr, směrodatná odchylka, minimum, maximum a medián. Hodnoty jsou v µg.m⁻³ a jsou uvedeny v tabulkách číslo 3 a 4.

	průměr	směrodatná odchylka	minimum	maximum	medián
koleje	35,24	22,29	9	110	30
ulice J.město	38,06	29,83	10	150	25
Chodov	53,03	27,98	10	140	45
metro	48,27	25,93	18	130	41
IPP	55,78	28,5	10	140	50
křižovatka	73,93	36,42	20	190	60
ulice Praha 2	42,72	29,72	10	150	30
škola	40,4	22,48	8	120	39

Tabulka č. 3: Statistické charakteristiky mikroprostředí v letním období

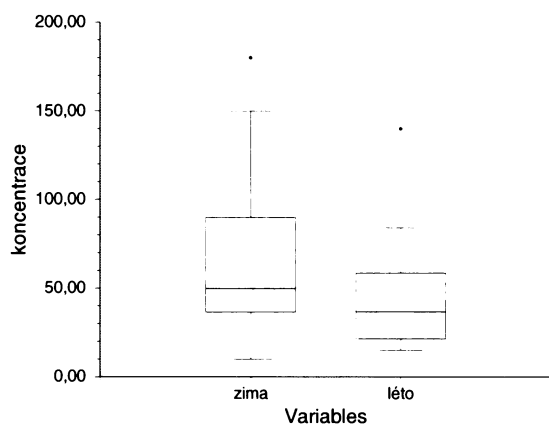
	průměr	směrodatná odchylka	minimum	maximum	medián
koleje	50,74	33,89	10	150	40
ulice J. město	60,67	42,45	10	170	40
Chodov	78,69	43,24	20	210	70
metro	67,57	40,24	10	180	50
IPP	55,78	28,5	20	140	50
křižovatka	97,54	55,33	10	240	90
ulice Praha 2	73,28	48,39	10	200	60
škola	54,4	22,48	10	170	40

Tabulka č.4: Statistické charakteristiky mikroprostředí v zimním období

Při srovnání mediánů průměrných koncentrací PM_{10} v jednotlivých mikroprostředích v zimním a letním období se ukazuje, že vyšší koncentrace byly zaznamenány ve všech prostředích v zimním období s výjimkou mikroprostředí IPP, kde se mediány koncentrací v letním a zimním období rovnají.

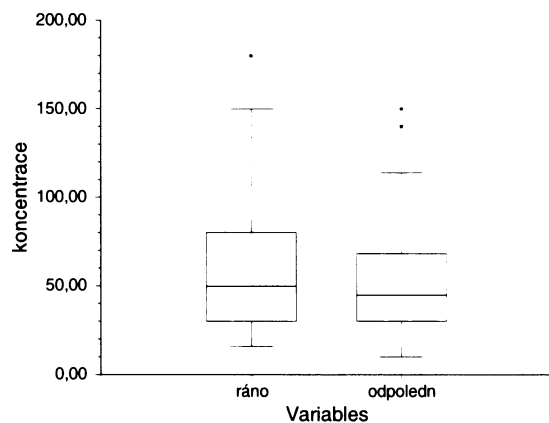
Pomocí Mann – Whitney testu byl zjišťován rozdíl mezi průměrnými koncentracemi ze všech cest, rozdělených podle ročního období na letní a zimní měření. Na hladině pravděpodobnosti 0,05 byl rozdíl mediánů prokazatelný. Medián měření provedených v zimním období má hodnotu

50 a medián letních měření má hodnotu 37. Na obrázku číslo 8 je srovnání měření provedených v létě a v zimě (koncentrace jsou uvedeny v $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).



Obrázek č. 8: srovnání měření provedených v letním a zimním období

Rozdíl mediánů průměrných koncentrací ze všech měření, rozdělených podle doby měření na ranní a odpolední, prokazatelný nebyl. Medián měření provedených ráno má hodnotu 50 a pro odpolední měření medián činí 45. Na obrázku číslo 9 je srovnání měření provedených ráno a odpoledne (koncentrace jsou uváděny v $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).



Obrázek č. 9: srovnání měření provedených ráno a odpoledne

3.4 Podíl mikroprostředí na expozici

Při stanovení osobní expozice metodou mikroprostředí se v jednotlivých mikroprostředích zjistí průměrná koncentrace sledované škodliviny a osobní expozice v určitém časovém období se

stanoví jako průměr koncentrací v jednotlivých mikroprostředích vážený časem stráveným v daném prostředí.

Hodnoty uvedené v tabulce číslo 5 ukazují, jak se jednotlivá mikroprostředí podílí na čase a celkové expozici PM₁. Celková expozice je vypočítána jako součin průměrné koncentrace PM₁ z daného mikroprostředí ze všech cest a času stráveného v tomto mikroprostředí.

	minuty	% z celk. času	hod*konc	% na expozici
koleje	511	8,83	385,8	6,79
ulice J. město	1744	30,15	1508,6	26,53
Chodov	475	8,22	551,8	9,7
metro	1171	20,24	1186,6	20,87
IPP	508	8,78	579,1	10,19
křižovatka	282	4,87	419,7	7,38
ulice Praha 2	641	11,08	680,5	11,97
škola	453	7,83	373,7	6,57
celkem	5785	100	5685,8	100

Tabulka č.5: Podíl mikroprostředí na čase a celkové expozici

Jak je patrné z tabulky číslo 5, vzhledem k nejvyššímu časovému zastoupení mají největší podíl na celkové expozici mikroprostředí ulice Jižní město – 26,53 % a metro – 20,87 %. Nejméně se na celkové expozici podílela obě vnitřní prostředí: koleje představují 6,79% a škola 6,57% celkové expozice.

3.5 porovnání s hodnotami ze stanic AIM

Pomocí korelační analýzy byla zjišťována závislost mezi hodnotami získanými DustTrakem a hodnotami naměřenými na stanicích automatického imisního monitoringu (AIM) ČHMÚ. Porovnávány byly průměry koncentrací z jednotlivých mikroprostředí z každé cesty s 24-hodinovými průměry koncentrací PM₁₀ ze stanic AIM.

Pro srovnání byly vybrány stanice AIM, které se nacházejí nejbližší trase měření. Hodnoty, naměřené DustTrakem v prvním úseku trasy v Praze 4 Kunraticích byly porovnány s údaji ze stanice AIM Praha Libuš a hodnoty změřené v druhém úseku trasy

na Praze 2 byly porovnány s údaji ze stanic Riegrovy Sady a Legerova. Na stanicích AIM se pro stanovení koncentrace aerosolu používá radiometrická metoda β -atenuace.

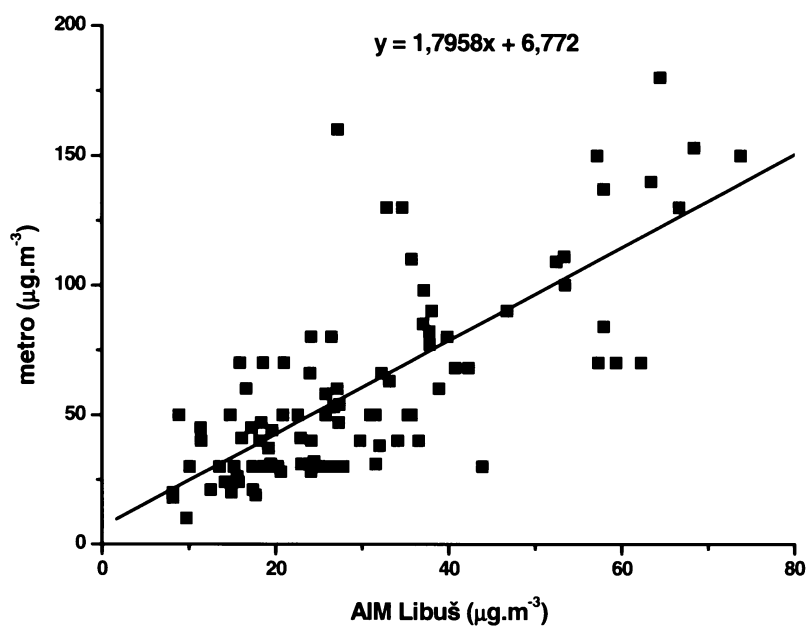
Korelační analýzou byla prokázána vzájemná korelace hodnot naměřených DustTrakem a hodnot pocházejících ze stanic AIM. V tabulce číslo 6 jsou uvedeny hodnoty Spearmanových korelačních koeficientů pro jednotlivá mikroprostředí a příslušné stanice AIM.

	Libuš	Legerova	Riegrovy Sady
koleje	0,759	-	-
ulice J. město	0,779	-	-
Chodov	0,75	-	-
metro	0,751	0,484	0,744
IPP	-	0,508	0,758
křižovatka	-	0,521	0,757
ulice Praha 2	-	0,517	0,753
škola	-	0,522	0,745

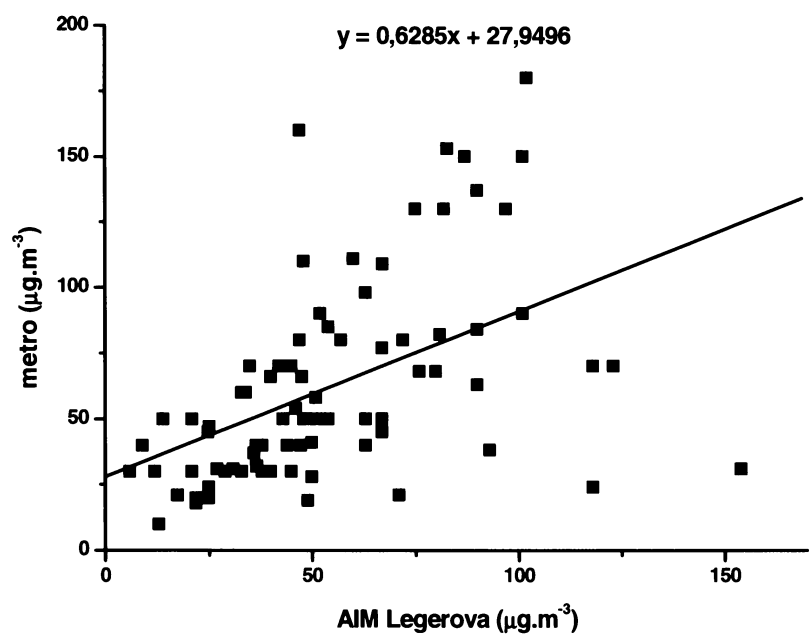
Tabulka č. 6: Spearmanovy korelační koeficienty hodnot změřených DustTrakem a hodnot ze stanic AIM

Jak je patrné z tabulky 6, korelační koeficienty hodnot změřených DustTrakem a hodnot pocházejících ze stanic Libuš a Riegrovy Sady jsou velmi podobné a pohybují se v rozmezí od 0,744 do 0,779. Méně těsná je korelace s hodnotami ze stanice Legerova, kde je velmi hustá automobilová doprava. Korelační koeficienty pro stanici Legerova dosahují hodnot od 0,484 do 0,522.

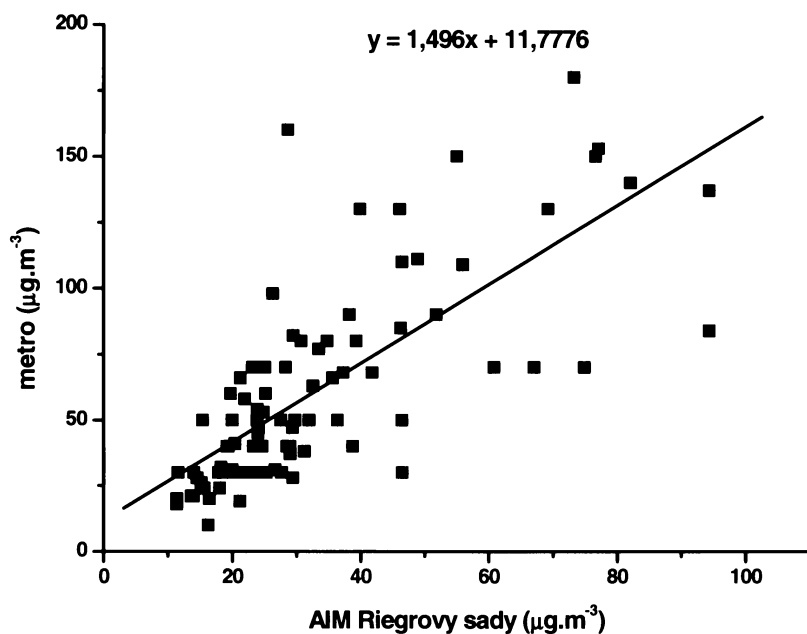
Graficky jsou na obrázcích číslo 10, 11 a 12 znázorněny korelace koncentrací změřených DustTrakem v metru s hodnotami ze všech třech stanic AIM.



Obrázek č. 10: korelace hodnot změřených DustTrakem v metru a ze stanice AIM Libuš



Obrázek č. 11: korelace hodnot změřených DustTrakem v metru a ze stanice AIM Legerova

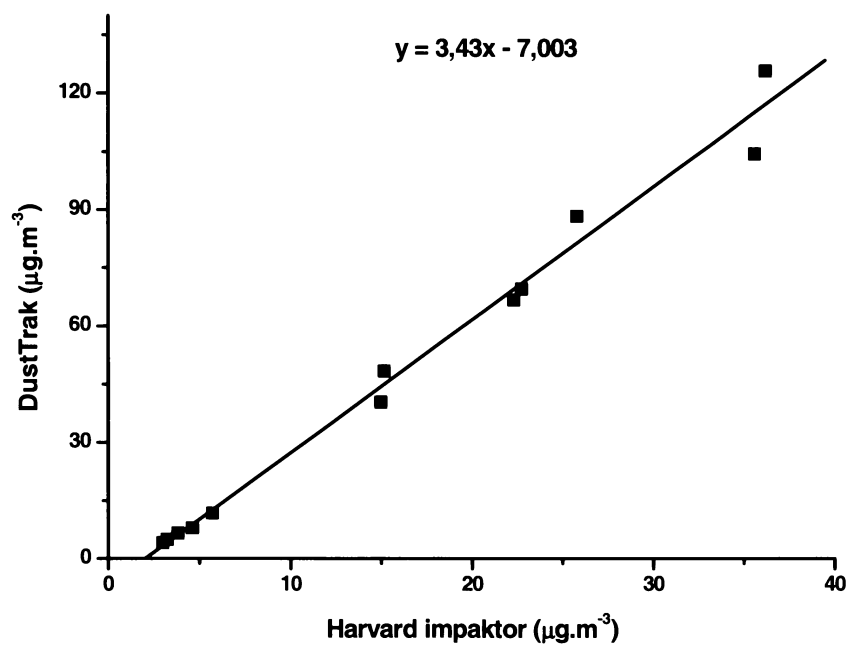


Obrázek č. 12: korelace hodnot změřených DustTrakem v metru a ze stanice AIM Riegrovy sady

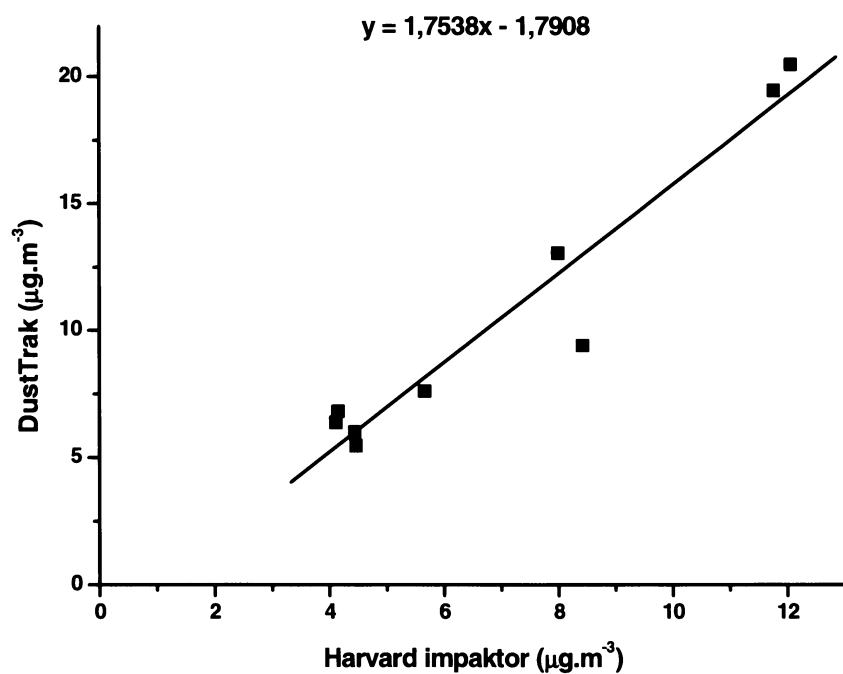
3.6 Kolokované měření

Protože nefelometr DustTrak systematicky nadhodnocuje zjištěné koncentrace aerosolu, byla provedena 2 kolokovaná měření s gravimetrickou metodou Harvard impaktor. Kolokovaná měření pro venkovní prostředí proběhlo od 11.1 do 22.1. 2008 a kolokace pro vnitřní prostředí od 21.5. do 30.5.2008. Obě měření byla provedena na Přírodovědecké fakultě UK, Benátská 2.

Pomocí korelační analýzy byly porovnávány 24hodinové koncentrace zjištěné pomocí obou metod. Výsledky ukazují obrázky číslo 13 a 14.



Obrázek č.13: Kolokační měření pro venkovní prostředí provedené v zimním období



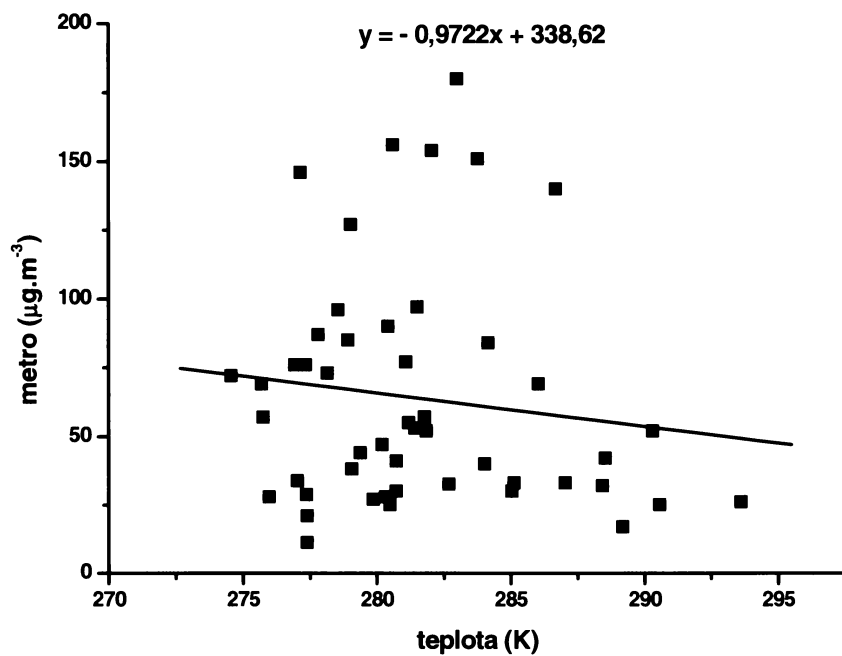
Obrázek č. 14: kolokační měření pro vnitřní prostředí provedené v letním období

Grafy i hodnoty Spearmanových korelačních koeficientů (0,986 pro venkovní prostředí a 0,966 pro vnitřní prostředí) ukazují na velmi těsnou korelaci hodnot změřených pomocí DustTraku a Harvard Impaktoru. Z rovnice regresní přímky je patrné, že DustTrak nadhodnocuje koncentrace změřené v zimním období přibližně 3krát a koncentrace změřené v letním období asi 2krát.

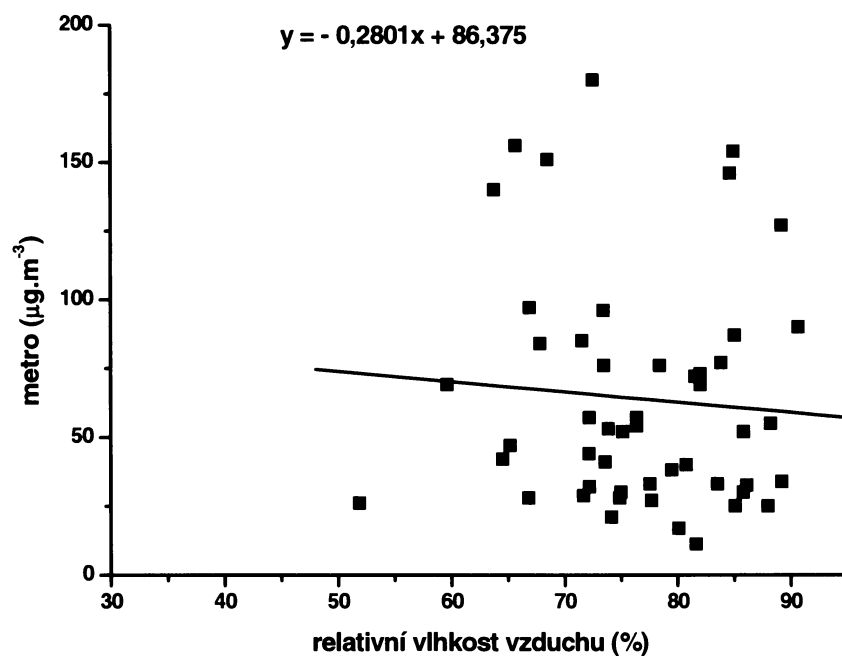
3.7 Vliv meteorologických faktorů

Koncentrace aerosolu v ovzduší je významně ovlivňována meteorologickými faktory. Abychom zjistili, jaký je vztah meteorologických parametrů a hmotnostní koncentrace aerosolu, byla provedena mnohonásobná regrese s meteorologickými údaji, získanými ze stanice ČHMÚ Libuš. Sledované meteorologické parametry byly teplota vzduchu (K), relativní vlhkost vzduchu (%) a rychlost větru ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$). Pomocí mnohonásobné regrese byla závislost údajů změřených DustTrakem prokazatelná pouze pro rychlost větru, pro další posuzované meteorologické údaje nebyla závislost průkazná.

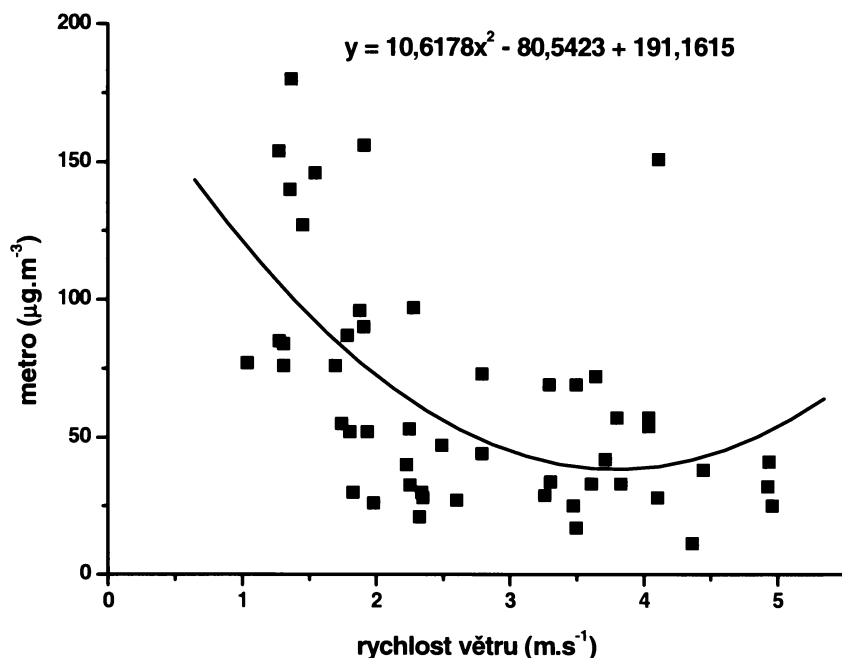
Pomocí korelační analýzy byly tyto meteorologické údaje porovnány s průměrnými koncentracemi ze všech cest. Spearmanovy korelační koeficienty jsou následující: -0,126 pro teplotu, -0,076 pro relativní vlhkost vzduchu a -0,49 pro rychlost větru. Na obrázcích číslo 15 – 17 jsou korelace koncentrací změřených v metru a meteorologických údajů.



Obrázek č. 15: korelace koncentrací z metra a teploty vzduchu



Obrázek č. 16: korelace koncentrací v metru a relativní vlhkosti vzduchu

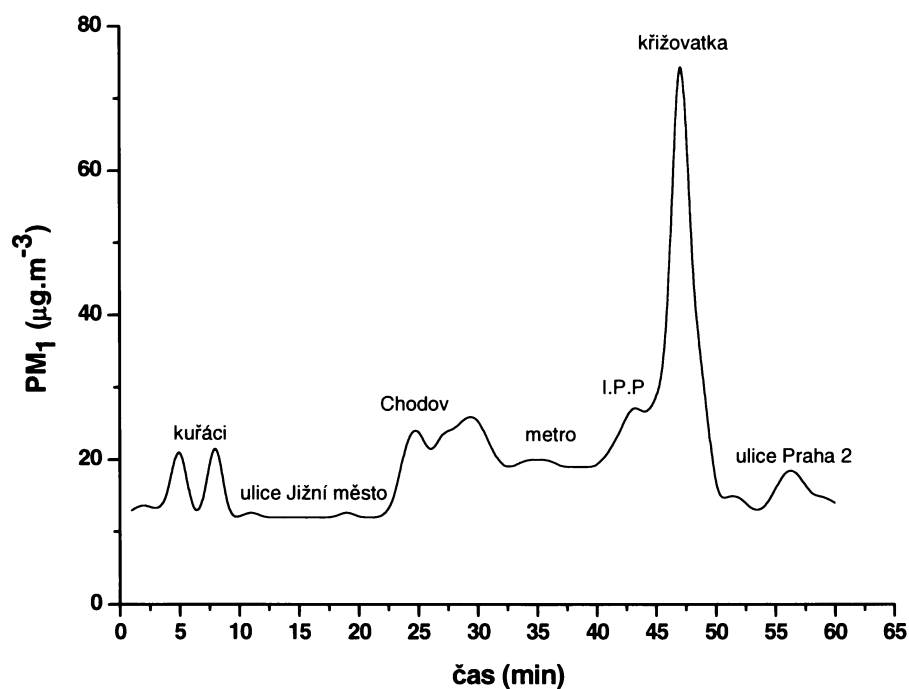


Obrázek č. 17: korelace koncentrací v metru a rychlosti větru

3.8 Profil hmotnostní koncentrace PM₁ během měření

Ukázka profilu hmotnostní koncentrace během měření, provedeného 25.5.2006, je na obrázku číslo 18. Celé měření trvalo 60 minut a bylo rozděleno na 8 mikroprostředí. V první vnitřním prostředí – koleje – byla naměřena koncentrace PM₁ přibližně 13 µg.m⁻³. Při odchodu z kolejí byla do protokolu 2krát krátce po sobě zaznamenána přítomnost kuřáka (ve vrátnici na kolejích a ve venkovním prostředí). V grafu jsou dobře patrné dva píky. Tyto minutové průměry byly z dalšího zpracování vyřazeny. Následovalo venkovní prostředí na Jižním městě, kde měření trvalo přibližně 18 minut a koncentrace PM₁ zde dosahovala 12 µg.m⁻³. Od 24. minuty probíhalo měření v prostorách metra. V grafu je dobře patrná vyšší koncentrace na stanici metra Chodov ve srovnání s venkovním prostředím a činila 23 µg.m⁻³. Mezi 29. a 41. minutou probíhalo měření ve vlaku metra koncentrace činila 20,7 µg.m⁻³. Také při porovnání průměrných koncentrací ze všech cest byla koncentrace ve vlaku metra nižší než na obou sledovaných stanicích. Následovala stanice I.P.Pavlova (42.- 46. min) a průměrná koncentrace zde činila 28,2 µg.m⁻³.

Další měření probíhalo ve venkovním prostředí. Cesta vedla přes rušnou křižovatku ulic Sokolovská a Ječná. Jak je i z grafu dobře patrné, koncentrace z tohoto prostředí výrazně převyšovala koncentraci z prostředí ulice Praha 2, což bylo důvodem vyčlenění křižovatky jako samostatného mikroprostředí. Průměrná koncentrace zde dosahovala $38,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a maximální minutová koncentrace z tohoto prostředí činila $93 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Následovalo mikroprostředí ulice Praha 2, které zahrnovalo Kateřinskou a Benátskou ulici a koncentrace činila $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Měření bylo ukončeno v budově Přírodovědecké fakulty UK a koncentrace zde dosahovala $15,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.



Obrázek č. 18: průběh hmotnostní koncentrace PM₁ ze dne 25.5.2006

4 DISKUSE

Srovnání výsledků zjištěných v této diplomové práci s výsledky jiných studií znesnadňuje poměrně malý počet prací zabývajících se charakteristikou aerosolu v prostorách metra. Často byla také sledována jiná frakce než PM_{10} a v mnoha studiích byly použity jiné měřicí přístroje a jiný časový rozvrh měření.

Námi zjištěné průměrné hmotnostní koncentrace PM_{10} činí ve vlaku metra $60,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, ve stanici Chodov $69,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a ve stanici I. P. Pavlova $68,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Zajímavé je srovnání koncentrací ze stanic metra a z venkovního prostředí – koncentrace PM_{10} na Chodově převyšuje koncentraci ve venkovním prostředí o $17,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, zatímco koncentrace na I. P. Pavlova je o $20,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ nižší než koncentrace v mikroprostředí křižovatka. Porovnání hmotnostních koncentrací aerosolu v metru a ve venkovním prostředí je zmiňováno v několika studiích.

V roce 2006 byla v Praze provedena studie zaměřená na zjištění hmotnostní koncentrace PM_{10} v prostorách metra pomocí nefelometru DustTrak (Braniš, 2006). Aby bylo možné koncentrace z metra porovnat s jinými mikroprostředími, probíhalo měření také ve vnitřním a venkovním prostředí. Průměrná koncentrace PM_{10} ve stanici metra činila $102,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a převyšovala průměrnou koncentraci z venkovního prostředí, která dosahovala $74,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. V této diplomové práci byla vyšší koncentrace PM_{10} na nástupišti v metru v porovnání s venkovní koncentrací zjištěna pouze na jedné ze dvou sledovaných stanic metra.

V práci autorů Johansson et al., (2002) byly sledovány koncentrace PM_{10} a $PM_{2,5}$ na stanici metra ve Stockholmu pomocí metody TEOM. Měření probíhalo po dobu dvou týdnů na nástupišti stanice metra a zároveň byla koncentrace obou sledovaných frakcí měřena na rušné ulici v centru města. Průměrná koncentrace PM_{10} v metru činila $470 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a koncentrace $PM_{2,5}$ činila $260 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Tyto hodnoty byly pětkrát až desetkrát vyšší než odpovídající hodnoty změřené na ulici. Ve srovnání s naší prací je zde dobře patrný rozdíl v míře zatížení metra v porovnání s venkovním prostředím.

Vysoké koncentrace aerosolu v metru byly zaznamenány také ve studii autorů Adams et al., provedené v Londýně. Autoři se zaměřili na zjištění osobní expozice $PM_{2,5}$ v několika dopravních prostředcích – autobus, auto a metro a zjišťována byla také

osobní expozice $PM_{2,5}$ cyklistů v centru města. Měření probíhalo po dobu 3 týdnů v zimním a v letním období. Průměrná koncentrace $PM_{2,5}$ v metru činila v zimě $157,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a v létě $247,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Tyto hodnoty byly 3 až 8krát vyšší než koncentrace zjištěné v ostatních sledovaných dopravních prostředcích a 8krát převyšovaly koncentraci zjištěnou na stanici monitorující kvalitu venkovního ovzduší. Můžeme zde opět pozorovat velmi vysokou koncentraci aerosolu v prostorách metra ve srovnání s našimi výsledky.

K podobným výsledkům dospěli Seaton et al., (2007), kteří svou práci zaměřili na hodnocení rizik spojených s expozicí $PM_{2,5}$ pracovníků a cestujících v londýnském metru. Koncentrace $PM_{2,5}$ zjištěná na nástupišti se pohybovala v rozmezí 270 – 480 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Tyto výsledky se shodují se závěry předchozí studie.

Sitzmann et al., (1999) ve své londýnské studii zjišťovali osobní expozici PM_5 cyklistů a cestujících v metru. Z odebraných vzorků dále určili počet, tvar, velikostní distribuci a prvkové složení částic. Průměrné koncentrace PM_5 v prostorách metra činily $892,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $708,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a byly téměř desetkrát vyšší než koncentrace PM_5 zjištěné ve venkovním prostředí v centru Londýna při měření expozice cyklistů. Také tato studie potvrzuje vysoké koncentrace aerosolu v londýnské podzemní dráze v porovnání s venkovním prostředím.

Awad (2002) se ve své studii z káhirského metra zmiňuje o rozdílných koncentracích aerosolu ve dvou stanicích metra, z nichž jedna byla podzemní a druhá nadzemní. K odběru aerosolových částic až do velikosti $35 \mu\text{m}$ byly použity membránové filtry. Průměrná koncentrace v podzemní stanici metra činila $938,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a v nadzemní stanici $447,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Vyšší koncentraci $PM_{2,5}$ v metru v porovnání s venkovním prostředí zaznamenal v helsinské studii také Aarnio et al., (2005). Koncentrace na nástupišti dvou sledovaných stanic metra činila $47 (\pm 4) \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $60 (\pm 18) \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a koncentrace ve venkovním prostředí měla hodnotu $17 (\pm 10) \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Na rozdíl od výše zmíněných prací jsou koncentrace zjištěné v této studii srovnatelné s našimi výsledky.

Srovnání mediánů průměrných koncentrací PM_1 v jednotlivých mikroprostředích v zimním a letním období ukazuje na rozdíly hodnot. Vyšší koncentrace byly

zaznamenány ve všech prostředích v zimním období s výjimkou jednoho mikroprostředí, u kterého byly mediány pro obě období shodné. Při srovnání průměrných koncentrací ze všech cest, rozdělených podle ročního období, byla zamítnuta hypotéza o shodnosti mediánů v letním a zimním období. Medián průměrných koncentrací měření ze zimního období činil $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a pro letní období činil $37 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Souvislost mezi koncentracemi změřenými v letním a zimním období je diskutována v několika studiích.

Furuya et al., (2001) zkoumali ve 3 stanicích tokijského metra hmotnostní koncentraci aerosolu. Měření probíhalo v letním i zimním období a koncentrace zjištěné v obou obdobích se od sebe lišily. V zimě byly průměrné koncentrace v jednotlivých stanicích $120 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; $85 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $85 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, zatímco v létě průměrné koncentrace činily $85 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Také Braniš (2006) zaznamenal vyšší koncentraci PM_{10} v metru v zimním období. Naopak v práci autorů Adams et al., (2001), která zkoumala koncentraci $\text{PM}_{2,5}$ v různých dopravních prostředcích včetně metra, byly vyšší koncentrace zaznamenány v letním období.

Při porovnání mediánů měření provedených ráno a odpoledne jsme rozdíl v hodnotách neprokázali. Gómez – Perales et al., (2004) ve své práci provedené v Mexico City srovnávali koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ v různých dopravních prostředcích změřené během ranní a odpolední dopravní špičky. Ukázalo se, že koncentrace aerosolu v metru jsou o něco vyšší odpoledne. Také Braniš (2006) ve své práci zmiňuje rozdíly v koncentracích PM_{10} v metru v závislosti na denní době. V tomto případě byly koncentrace aerosolu vyšší ráno.

Velký vliv na koncentraci aerosolu v ovzduší mají meteorologické parametry, které ovlivňují procesy vzniku i propady aerosolu. V naší práci prokázaly výsledky mnohonásobné regrese závislost průměrných koncentrací PM_{10} na rychlosti větru; pro relativní vlhkost vzduchu a teplotu nebyla závislost průkazná.

V práci autorů Adams et al., (2001), provedené v Londýně, byl posuzován vliv meteorologických faktorů na koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ v různých dopravních prostředcích. Data, pocházející z měřicí stanice v centru Londýna, zahrnovala hodinové údaje o rychlosti větru, teplotě, atmosférickém tlaku a relativní vlhkosti vzduchu. Pro analýzu byly vybrány průměry z jednotlivých měření, rozdělených podle ročního období na letní

a zimní, a odpovídající hodinové údaje o meteorologických parametrech. V zimním období nebyl v metru uskutečněn dostatečný počet měření pro analýzu, proto byla posuzována pouze měření provedená v létě. Z výsledků korelační analýzy vyplývá, že koncentrace $PM_{2,5}$ v metru dobře koreluje s rychlostí větru a relativní vlhkostí vzduchu - hodnota Pearsonova korelačního koeficientu pro rychlost větru je $-0,6$ a pro relativní vzdušnou vlhkost $0,38$. Také Aarnio et al., (2005) se ve své studii, sledující koncentraci $PM_{2,5}$ v metru v Helsinkách, zmiňují o významu meteorologických faktorů. Podle jejich zjištění, shodných se závěry předešlé studie, ovlivňují koncentraci aerosolu především rychlost větru a relativní vzdušná vlhkost.

Námi zjištěné hmotnostní koncentrace PM_1 byly porovnány s údaji o kvalitě ovzduší v Praze pocházející ze tří stanic automatického imisního monitoringu (AIM) ČHMÚ. Korelační analýza prokázala dobrou korelaci hodnot zjištěných DustTrakem a hodnot ze stanic AIM. Spearmanovy korelační koeficienty pro metro a jednotlivé stanice AIM činí $0,484$; $0,744$ a $0,751$ a pro stanice metra činí $0,508$; $0,75$ a $0,758$. Podobné hodnoty korelačních koeficientů byly zjištěny i pro ostatní mikroprostředí.

Také autoři Adams et al., (2001) ve své studii, provedené v Londýně, porovnávali koncentrace $PM_{2,5}$ z různých dopravních mikroprostředí s údaji o koncentraci $PM_{2,5}$ ze stanic monitorujících kvalitu ovzduší. V porovnání s touto prací byl korelační koeficient pro údaje z monitorovací stanice a koncentraci aerosolu v metru výrazně nižší – jeho hodnota činí $0,24$. Lepší korelace byla naopak zjištěna mezi ostatními sledovanými druhy dopravy (kolo, auto, autobus); korelační koeficienty dosahovaly hodnot v rozmezí $0,26$ až $0,58$.

Velmi rozdílné výsledky zaznamenali autoři Gulliver et al., (2004). Ve své práci sledovali osobní expozici PM_{10} , $PM_{2,5}$ a PM_1 chodců a cestujících v autě ve městě Northampton ve Velké Británii. Pro měření v autě byly vybrány dvě rozdílné trasy a výsledky měření frakce PM_{10} byly porovnány s údaji ze stacionární měřicí stanice. Výsledky z první trasy korelovaly velmi dobře, korelační koeficient činil $0,6$. Korelační koeficient pro druhou trasu však činil pouze $0,13$, což bylo pravděpodobně způsobeno větší vzdáleností této trasy od měřicí stanice a odlišnými dopravními faktory v porovnání s první trasou.

Braniš (2006) ve své práci prokázal rozdíl mezi korelačními koeficienty koncentrace PM_{10} v metru a údajů ze stanic AIM v závislosti na ročním období. Korelační koeficient pro měření provedená v zimním období činí 0,434 a pro letní období činí 0,146.

Průměrné koncentrace PM_1 v obou sledovaných stanicích metra jsou velmi podobné a činí $69,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro stanicí Chodov a $68,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro stanicí I. P. Pavlova. Jednou z možností, jak zhodnotit vliv venkovního ovzduší na koncentraci aerosolu ve vnitřním prostředí je určit poměr koncentrací ve vnitřním a venkovním prostředí – tzv. indoor/outdoor poměr. Ten činí pro Chodov a mikroprostředí ulice Jižní město 1,34 a naznačuje existenci vnitřního zdroje, zatímco indoor/outdoor poměr pro stanicí I. P. Pavlova a mikroprostředí křižovatka činí 0,77 a podle něj lze usuzovat, že koncentrace aerosolu ve vnějším prostředí ovlivňuje koncentraci v prostorách metra. Přitom jsou koncentrace v obou stanicích téměř totožné, i když ve venkovním prostředí jsou rozdílné koncentrace PM_1 : $51,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v mikroprostředí ulice Jižní město a $89,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v mikroprostředí křižovatka. Téměř shodné koncentrace v obou stanicích metra mohou být způsobeny pístovým efektem, který vzniká při jízdě souprav metra. Awad (2002) uvádí ve své studii pístový efekt mezi faktory, které ovlivňují koncentraci aerosolu v metru. Ve vlaku metra je v porovnání s nástupišti obou stanic o něco nižší průměrná koncentrace PM_1 a činí $60,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Jedním z možných vysvětlení vyšších koncentrací na nástupištích a ve vestibulech stanic je zviření prachu v důsledku pohybu cestujících a souprav metra a úklid těchto prostor. Byla zkoumána souvislost mezi koncentrací aerosolu v metru a četností projíždějících souprav metra. Johansson et al., (2003) ve své stockholmské studii prokázali, že časový průběh koncentrace $PM_{2,5}$ na nástupišti ve stanicí závisí na počtu projíždějících vlaků metra. V některých studiích vykazoval časový profil koncentrací v metru pravidelný průběh s maximy během ranní a odpolední špičky, kdy jezdí soupravy metra v nejkratších intervalech (Salma et al., 2007; Bierenzviege et al., 2003).

Jedním ze zdrojů aerosolových částic v metru je povrchová automobilová doprava, při které spalovacími procesy vznikají jemné částice. Velikostní distribuce částic v metru,

jejich původ a porovnání s velikostní distribucí částic ve venkovním prostředí jsou diskutovány v několika studiích.

Seaton et al., (2007) ve své studii v londýnském metru posuzovali hmotnostní koncentraci $PM_{2,5}$, jeho prvkové složení a velikostní distribuci částic. Měření, provedené nefelometrem DustTrak, probíhalo na 3 stanicích metra. Koncentrace $PM_{2,5}$ na nástupištích dosahovala 270 – 480 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a počet částic v 1 cm^3 se pohyboval v rozmezí 17 000 – 23 000. Velikostní distribuce prokázala, že 80% částic mělo průměr menší než 1 μm a medián velikosti částic činil 0,4 μm . Poměr $PM_{2,5}/PM_{10}$ v metru činil 0,3 a byl přibližně poloviční ve srovnání s venkovním prostředím. Ve srovnání s venkovní koncentrací PM_{10} se v metru vyskytuje méně aerosolových částic, ale jejich hmotnostní koncentrace je vyšší. Prvková analýza prokázala, že aerosol z metra obsahoval 64 – 71% oxidů železa a dále obsahoval v malém množství chrom, mangan, měď a křemen. Vzhledem k vysokému obsahu železa v částicích a menšímu počtu jemných částic v porovnání s venkovním prostředím nebyla za hlavní zdroj aerosolu pokládána povrchová doprava, ale opotřebení oceli během provozu souprav metra.

Johansson et al., (2003) ve své studii ze Stockholmu prokázali, že poměr $PM_{2,5}/PM_{10}$ v metru činil 0,55 a korelace obou frakcí dosahovala 0,95. Jako důležitý zdroj pro koncentraci $PM_{2,5}$ však byla vyloučena doprava, neboť koncentrace aerosolu v metru až desetinásobně převyšovala koncentraci na rušné ulici s hustou dopravou.

Tyto závěry se neshodují s jinými studiemi, ve kterých je automobilová doprava pokládána za významný zdroj aerosolu pro metro. Aarnio et al., (2005) měřili v helsinském metru hmotnostní koncentraci $PM_{2,5}$ a velikostní distribuci částic. Ukázalo se, že koncentrace $PM_{2,5}$ i velikostní distribuce částic v metru jsou velmi podobné jako ve venkovním prostředí. Za hlavní zdroj ultrajemných částic v metru byla pokládána doprava.

V Mexico City byla v několika dopravních prostředcích včetně metra sledována koncentrace $PM_{2,5}$ a jeho chemické složení (Gómez – Perales et al., 2004). Průměrná koncentrace $PM_{2,5}$ v metru činila 61 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a chemická analýza odhalila zvýšený obsah uhlíku v porovnání s ostatními dopravními prostředky, v zastoupení ostatních zjištěných prvků nebyly výrazné rozdíly. Za zdroj aerosolu v metru byla považována doprava a

částice vzniklé činností brzdného systému soupravy metra. Dopravu jako hlavní zdroj částic v metru ve své práci zmiňují také Braniš (2006) a Levy et al., (2000).

Analýzy prvkového složení aerosolu pocházejícího z metra prokázaly výrazné zastoupení různých kovů – především železo, mangan, chrom, měď a hliník (Chillrud et al., 2004; Pfeifer et al., 1999; Crump, 2000; Sitzmann et al., 1999). V některých studiích bylo navíc prokázáno, že koncentrace kovů v prostorách metra je mnohonásobně vyšší než ve venkovním prostředí (Pfeifer et al., 1999; Chillrud et al., 2004; Aarnio et al., 2005).

Salma et al., (2007) měřili hmotnostní koncentraci PM_{10} a $PM_{2,5}$ v několika stanicích metra v Budapešti. Chemickou analýzou částic z metra bylo prokázáno velmi odlišné prvkové složení ve srovnání s částicemi z venkovního prostředí. Značně se lišily především koncentrace kovů – aerosolové částice z podzemní dráhy obsahovaly dvacetkrát víc železa, dvanáctkrát víc manganu, desetkrát víc niklu, osmkrát víc mědi a pětkrát víc chromu než aerosol ve venkovním prostředí.

Jako možné zdroje kovů v prostředí metra je označováno opotřebování brzd, opotřebování oceli vlivem tření mezi koleji a koly vozu a odpařování kovu během jiskření. (Pfeifer et al., 1999). Rozdíly ve zjištěných koncentracích aerosolu v jednotlivých systémech podzemní dráhy mohou být také zapříčiněny rozdíly v použitých konstrukčních materiálech a technických parametrech souprav metra, například použitý brzdný systém. Svou roli jistě také hraje hloubka tunelů, systém ventilace a četnost úklidu v prostorách metra.

5 ZÁVĚR

Zadáním této diplomové práce bylo sledování osobní expozice PM_{10} v prostorách metra. Zaměřili jsme se proto na zjištění hmotnostní koncentrace PM_{10} v metru, porovnání zjištěných koncentrací s jinými typy mikroprostředí a údaji ze stanic AIM ČHMÚ a posouzení vlivu meteorologických faktorů. Výsledky této práce lze shrnout do následujících bodů:

- nefelometr DustTrak je vhodný pro sledování osobní expozice pro své malé rozměry, nehlučný provoz a jednoduchou obsluhu
- průměrné koncentrace PM_{10} zjištěné na obou stanicích metra jsou velmi podobné a činí $69,7\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $68,4\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; průměrná koncentrace PM_{10} ve vlaku metra je o něco nižší a činí $60,8\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
- koncentrace naměřené DustTrakem byly porovnány s údaji ze 3 stanic automatického imisního monitoringu ČHMÚ; pro stanice Libuš a Riegrovy sady se korelační koeficienty pohybovaly v rozmezí 0,744 – 0,779 a pro stanici Legerova činily 0,484 – 0,522
- hlavním zdrojem PM_{10} v metru je pravděpodobně automobilová doprava
- mnohonásobnou regresí jsme prokázali, že z meteorologických faktorů ovlivňuje koncentraci PM_{10} pouze rychlost větru; pro teplotu a relativní vlhkost vzduchu byl vztah neprůkazný
- kolokovaným měřením DustTraku s gravimetrickou metodou Harvard impaktor byla prokázána velmi dobrá korelace hodnot získaných oběma metodami; Spearmanovy korelační koeficienty činily 0,966 pro vnitřní prostředí a 0,986 pro venkovní prostředí
- z výsledků kolokovaného měření dále vyplývá, že DustTrak nadhodnocuje koncentraci aerosolu v zimním období přibližně třikrát a v letním období přibližně dvakrát

Seznam literatury :

- Aarnio, P., Yli – Tuomi, T., Kousa, A., Mäkelä, T., Hirsikko, A., Hämeri, K., Räsänen, M., Hillamo, R., Koskentalo, T., Jantunen, M., 2005. The concentrations and composition Of and exposure to fine particles (PM_{2,5}) in the Helsinki Subway system. *Atmospheric environment* 39, 5059 - 5066.
- Adams, H.S., Nieuwenhuijsen, M.J., Colvile, R.N., 2001. Determinants of fine particle (PM_{2,5}) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. *Atmospheric environment* 35, 4557 - 4566.
- Adams, H.S., Nieuwenhuijsen, M.J., Colvile, R.N., McMullen, M.A.S., Khandelwal, P., 2001. Fine particle (PM_{2,5}) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. *The science of total environment* 279, 29 - 44.
- Awad, A.H.A., 2002. Environmental study in subway metro stations in Cairo, Egypt. *J occup health* 44, 112 - 118.
- Baron P.A., Willeke K., *Aerosol measurements: principles, techniques and applications*, second edition, John Wiley & sons, Inc., New York, 2001
- Bierenzviege, A., Eversole, J., Seaver, M., Francesconi, S., Valdes, E., Kulaga, H., 2003. aerosol characteristics in a subway environment. *Aerosol science and technology* 37, 210 - 220.
- Braniš, M., 2006. The contribution of ambient sources to particulate pollution in spaces and Trains of the Prague underground transport system. *Atmospheric environment* 40, 348 - 356.
- Brunekreef, B., Forsberg, B., 2005. epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *Eur. Respir. J.* 26, 309 - 318.
- Colvile, R. N., Hutchinson, E. J., Mindell, J. S., Warren R. F., 2001. The transport sector as a source of air pollution. *Atmospheric environment* 35, 1537 - 1565.
- Crump, K.S., 2000. Manganese exposures in Toronto during use of the gasoline additive, methylcyclopentadienyl manganese tricarbonyl. *Journal of exposure analysis and environmental epidemiology* 10, 227 - 239.
- Damohorský, M. *A kol, Právo životního prostředí*, 2. vydání, C. H. Beck Praha, 2007
- Dockery, D.,W., Pope, C.A., Xu, X., Spengler, J.,D., Ware, J.H., Fay, M.E., Ferris, B.G.,

- Speizer, F.E., 1993. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N. Engl. J. Med.* 329, 1753 - 1759.
- Fromme, H., Oddoy, A., Piloty, M., Krause, M., Lahrz, T., 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and diesel engine emission (elemental carbon) inside a car and a subway train. *The science of total environment* 217, 165 - 173.
- Furuya, K., Kudo, Y., Okinaga, K., Yamuki, M., Takahashi, S., Araki, Y., Hisamatsu, Y., 2001. Seasonal variation and their characterization of suspended particulate matter in the air of subway stations. *J. trace and microprobe techniques* 19, 469 - 485.
- Gershon, R., Neitzel, R., Barrera, M., Akram, M., 2006. Pilot survey of subway and bus stop Noise levels. *Journal of urban health: bulletin of the New York Academy of medicine* 83.
- Gómez – Perales, J.E., Colvile, R.N., Nieuwenhuijsen, M.J., Fernández – Bremauntz, A., Gutiérrez – Avedoy, V.J., Páramo – Figueroa, V.H., Blanco – Jiménez, S., Bueno – López, E., Mandujano, F., Bernabé –Cabanillas, R., Ortiz – Segovia, E., 2004. Commuters' exposure to PM_{2.5}, CO and benzene in public transport in the metropolitan area of Mexico City. *Atmospheric environment* 38, 1219 - 1229.
- Gulliver, J., Briggs, D.J., 2004. Personal exposure to particulate air pollution in transport microenvironments. *Atmospheric environment* 38, 1 - 8.
- Hinds, W.C., *Aerosol technology, properties, behaviour and measurements of airborne Particles*, John Wiley & sons, Inc., New York., 1999
- Chillrud, S., Epstein, D., Ross, J., Sax, S., Pedersen, D., Spengler, J., Kinney, P., 2004. Elevated airborne exposures of teenagers to manganese, chromium and iron from steel dust and New York City's subway system. *Environ. sci. technol.* 38, 732 - 737.
- Cho, J.H., Min, K.H., Paik, N.W., 2006. Temporal variation of airborne fungi concentrations and related factors in subway stations in Seoul, Korea. *International journal of hygiene and environmental health* 209, 249 - 255.
- Jenkins, P., Phillips, T., Mulberg, E., Hui, S., 1992. Activity patterns of Californians: use of and proximity to indoor pollutant sources. *Atmospheric environment* 26, 2141 - 2148.
- Johansson, CH., Johansson, P.A., 2003. Particulate matter in the underground of Stockholm. *Atmospheric environment* 37, 3 - 9.

- Karlsson, H.L., Ljungman, A.G., Lindbom, J., Moller, L., 2006. Comparison of genotoxic and inflammatory effects of particles generated by wood combustion, a road simulator and collected from street and subway. *Toxicology letters* 165, 203 - 211.
- Karlsson, H.L., Nilsson, L., Moller, L., 2005. Subway particles are more genotoxic than street particles and induce oxidative stress in cultured human lung cells. *Chem. res. toxicol.* 18, 19 - 23.
- Levy J., Houseman, E., Ryan, L., Richardson, D., Spengler, J., 2000. Particle concentration in Urban microenvironments. *Environmental health perspectives* 108, 1051 - 1057.
- Monn, Ch., 2001. Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor /outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone. *Atmospheric environment* 35, 1 - 32.
- Murray K. a kolektiv, Harperova biochemie, nakladatelství H + H, Jinočany 2002
- Ostro, B., Hurley, S., Lipsett, M., 1999, Air pollution and daily mortality in the Coachella Valley, California: A study of PM₁₀ dominated by coarse particles. *Environmental research* 81, 231 – 238.
- Pfeifer, G.D., Harrison, R.M., Lynam, D.R., 1999. Personal exposures of airborne metals in London taxi drivers and office workers in 1995 and 1996. *The science of total Environment* 235, 253 - 260.
- Pope, C.A., Dockery, D.W., Spengler, J.D., 1991. Respiratory health and PM₁₀ pollution – a Daily time – series analyses. *American review of respiratory disease* 114, 668 - 674.
- Salma, I., Weindinger, T., Maenhaut, W., 2007. Time resolved mass concentration, Composition and sources of aerosol particles in a metropolitan underground railway station. *Atmospheric environment* 41, 8391 - 8405.
- Seaton, A., Cherrie, J., Dennekamp, M., Donaldson, K., Hurley, J.F., Tran, C.L., 2007. The London underground: dust and hazards to health. *Occup environ med* 62, 355 - 362.
- Seaton, A., Godden, D., McNee, W., Donaldson, K., 1995. Particulate air pollution and acute health effects. *The Lancet* 345, 176 – 178.
- Shiohara, N., Fernández – Bremauntz, A., Jiménez, S.B., Yanagisawa, Y., 2005. The commuters's exposure to volatile chemicals and carcinogenic risk in Mexico City. *Atmospheric environment* 39, 3481 - 3489.
- Schrartz, J., 1993. Particulate air pollution and chronic respiratory disease.

Environmental research 62, 7 – 13.

Sitzmann, B., Kendall, M., Watt, J., Williams, I., 1999. Characterisation of airborne particles in London by computer – controlled scanning electron microscopy. The science of total environment 241, 63 - 73.

Velasco, E., Siegmann, P., Siegmann, H., 2004. Exploratory study of particle – bound polycyclic aromatic hydrocarbons in different environments of Mexico City. Atmospheric environment 38, 4957 - 4968.

Wallace, L., 2000. Correlations of personal exposure to particles with outdoor air measurements: a review of recent studies. Aerosol science and technology 32, 15 - 25.

Webové stránky:

Internet 1: http://www.env.cz/AIS/web.nsf/pages/priprava_ES

Internet 2: <http://www.tsi.com/Product.aspx?Pid=11>

Internet 3: <http://www.mapy.cz/#x=133261056@y=135734016@z=13@mm=F>

Internet 4: <http://www.mapy.cz/#x=133086592@y=135901376@z=15@mm=F>

Internet 5: http://cs.wikipedia.org/wiki/Metro_v_Praze

SEZNAM TABULEK

Tabulka číslo 1: statistické charakteristiky koncentrací PM ₁ v jednotlivých Mikroprostředích,,,	24
Tabulka číslo 2: hodnoty Spearmanových korelačních koeficientů pro jednotlivá mikroprostředí,,,	25
Tabulka číslo 3: statistické charakteristiky mikroprostředí v letním období,,,,,,,,,,,,,	28
Tabulka číslo 4: statistické charakteristiky mikroprostředí v zimním období,,,,,,,,,,,,,	28
Tabulka číslo 5: podíl mikroprostředí na čase a celkové expozici,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,	30
Tabulka číslo 6: spearmanovy korelační koeficienty hodnot změřených DustTrakem a hodnot ze stanic AIM,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,	31

SEZNAM OBRÁZKŮ:

Obrázek číslo 1: nefelometr DustTrak	17
Obrázek číslo2: mapa prvního úseku trasy na Jižním městě	19
Obrázek číslo3: mapa pražského metra.....	20
Obrázek číslo 4: mapa druhého úseku trasy na Praze 2	21
Obrázek číslo 5: korelace konc. PM_1 pro mikroprostředí metro – ulice Jižní město.....	26
Obrázek číslo 6: korelace koncentrací PM_1 pro mikroprostředí metro – křižovatka.....	26
Obrázek číslo 7: korelace konc. PM_1 pro mikroprostředí metro – ulice Praha 2.....	27
Obrázek číslo 8: srovnání měření provedených v letním a zimním období	29
Obrázek číslo 9: srovnání měření provedených ráno a odpoledne	29
Obrázek číslo 10: korelace hodnot změřených v metru a ze stanice AIM Libuš,,	32
Obrázek číslo 11: korelace hodnot změřených DustTrakem v metru a ze stanice AIM Legerova	32
Obrázek číslo 12: korelace hodnot změřených DustTrakem v metru a ze stanice AIM Riegrovy sady	33
Obrázek číslo 13: kolokační měření pro venkovní prostředí provedené v zimním období	34
Obrázek číslo 14: kolokační měření pro vnitřní prostředí provedené v letním období	34
Obrázek číslo 15: korelace koncentrací z metra a teploty vzduchu.....	36
Obrázek číslo 16: korelace koncentrací v metru a relativní vlhkosti vzduchu	36
Obrázek číslo 17: korelace koncentrací v metru a rychlosti větru	37
Obrázek číslo 18: průběh hmotnostní koncentrace PM_1 ze dne 25.5.2006	38