

**Univerzita Karlova v Praze**

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

**Aerosoly ve vnitřním ovzduší budov:  
Případová studie bar "Mrtvá Ryba"**

**Diplomová práce**

Pavel Gadas

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

Praha, 2006

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně s použitím uvedené literatury a svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré použité údaje budou řádně citovány.

V Praze dne 8.5.2006

Rád bych vyjádřil své poděkování vedoucímu diplomové práce doc. RNDr. Martinu Branišovi, CSc. za příkladné vedení při zpracování tématu této práce, RNDr. Janu Hovorkovi, PhD. za veškerou pomoc při prováděném měření a za cenné rady a podněty z oblasti aerosolové problematiky.

Můj dík patří též provozovateli baru Mrtvá Ryba Ondřeji Tomanovi za to, že umožnil vznik této studie, všem pracovníkům a návštěvníkům tohoto podniku, kteří strpěli naši vědeckou činnost a svými aktivitami vytvořili prostředí natolik zajímavé, že stálo za to se jím zabývat. Snad budou výsledky této práce i pro ně určitým přínosem.

S vděčností myslím na své rodiče, kteří mi svou podporou hmotnou i duševní umožnili věnovat se studiu na této univerzitě.

Můj dík patří všem lidem, zvláště pak mým přátelům, kteří mne nenechali zapomenout na to, že poznání světa má být prostředkem nikoli k vlastnímu úspěchu, ale má přinášet užitek či radost všem. Snad se mi podařilo přispět malým kamínkem do mozaiky poznání, jež vposledku přinese zlepšení věcí lidských, třeba jen čistším vzduchem v místech odpočinku a setkávání.

Nechť je Mrtvá Ryba, navzdory svému jménu, dále tak živá, jako vždy byla.

## Abstrakt

Restaurační zařízení, bary a noční podniky patří k místům s nejvyššími koncentracemi respirabilních částic, jež mají významný vliv na zdraví člověka. Hlavním zdrojem těchto částic je tabákový kouř v prostředí (ETS). Naše práce si kladla za cíl popsat ve sledovaném studentském klubu "Mrtvá Ryba" velikostní rozložení přítomných částic, stanovit hodnoty koncentrací  $PM_{2,5}$  a popsat jejich denní variabilitu. Srovnáním se simultánním měřením  $PM_{2,5}$  ve vnějším prostředí pak určit závislost mezi venkovním a vnitřním znečištěním ovzduší a stanovit I/O poměr pro jednotlivé velikostní frakce aerosolových částic. Použitím tří metod: kontinuálního fotometru DustTrak (po dobu 104 dní), gravimetrické metody impaktoru Sioutas (22 dní) a APS (aerodynamic particle sizer) (5 dní) jsme určili jejich vzájemnou srovnatelnost ve specifickém prostředí s vysokými koncentracemi ETS.

Průměrná 24hod. koncentrace  $PM_{2,5}$  v baru byla  $83,6 (+/- 41,2) \mu\text{gm}^{-3}$  při venkovní koncentraci  $20,6 (+/- 6,5) \mu\text{gm}^{-3}$ . Pouze pro provozní dobu pak činila průměrná koncentrace  $PM_{2,5}$   $192,6 \mu\text{gm}^{-3}$  (s maximem  $1760 \mu\text{gm}^{-3}$ ). 62% hmotnosti aerosolových částic leží v nejmenší frakci  $< 0,25 \mu\text{m}$  (ve venkovním prostředí je to jen 38%). I/O poměr 24hod. koncentrací se pohyboval od 1,13 pro frakci  $1,0 - 2,5 \mu\text{m}$  až k 5,27 pro částice velikosti  $< 0,25 \mu\text{m}$ . Poměr mediánů koncentrací  $PM_{2,5}$  ve vnitřním a vnějším prostředí činil za celé období 3,4.

Regresní analýza výsledků získaných DustTrakem a impaktory Sioutas ukázala dobrou shodu obou metod ( $R^2 = 0,935$ ), ale výrazné nadhodnocení DustTrakem (4,88 krát). Pro vnější ovzduší byla shoda nižší ( $R^2 = 0,321$ ). Korelace 5min. průměrů APS (pro částice velikosti  $0,523 - 2,458 \mu\text{m}$ ) a DustTraku byla dobrá ( $R^2 = 0,641$ ). Souvislost mezi vnitřní koncentrací  $PM_{2,5}$ , teplotou a vlhkostí vzduchu byla zamítnuta.

Pozorované hodnoty koncentrací jsou velmi vysoké a představují významnou zátěž pro návštěvníky tohoto typu podniků. Vyhodnocení koncentrací  $PM_{2,5}$  je možné levnými a nenáročnými optickými metodami za předpokladu kalibrace na daný typ aerosolu či srovnání s metodou referenční.

## Abstract

Restaurants, bars and night clubs are places, where the highest observed levels of respirable suspended particles (RSP) concentration occur. Impact of RSP on human health is well-proved and the most important source of RSP in the indoor air is tobacco smoke.

The aim of this study was to estimate mean concentrations of RSP and their daily variability and to determine mass-size distribution of airborne particles present in the indoor air of the student club "Mrtvá Ryba". By the means of the simultaneous measurement of RSP in the indoor and ambient air, we tried to evaluate the influence of ambient air particles concentrations on the indoor air and I/O ratio with respect to the particle size. Using three different methods: continuous photometer TSI DustTrak (for 104 days), personal cascade impactor sampler (PCIS) Sioutas (SKC) (22 days) collocated both indoors and outdoors and APS (aerodynamic particle sizer) used solely in the bar (5 days), we tried to assess the comparability of the sampling methods in the specific environment with high levels of ETS concentrations.

Average 24h concentration of  $PM_{2,5}$  in the indoor air was  $83,6 (+/- 41,2) \mu\text{gm}^{-3}$  while ambient concentration  $20,6 (+/-6,5) \mu\text{gm}^{-3}$ . During the opening hours the average concentration of  $PM_{2,5}$  was  $192,6 \mu\text{gm}^{-3}$  (maximum  $1760 \mu\text{gm}^{-3}$ ). 62% of airborne particle mass present indoors was in the size class  $< 0,25 \mu\text{m}$  (in the ambient air only 38%). I/O ratio for 24h average concentrations varied from 1,13 for particle size class 1,0 - 2,5  $\mu\text{m}$  to 5,27 for fine particles  $< 0,25 \mu\text{m}$ . Ratio of  $PM_{2,5}$  concentration medians in the indoor and ambient for the entire time span was 5,27.

Linear regression of data obtained by DustTrak and SCIS proved to be well correlated ( $R^2=0,935$ ) but showed significant proportional bias with DustTrak data being overestimated by the factor of 4,88. In the ambient air the correlation found was lower ( $R^2= 0,321$ ). 5min mass concentration averages of particles in the size range 0,523-2,458  $\mu\text{m}$  obtained by APS correlated well with DustTrak values ( $R^2= 0,641$ ). Correlation analyzes rejected the hypothesis about the influence of air humidity and temperature on the indoor air concentrations.

Concentration levels of  $PM_{2,5}$  observed are extremely high and they are of health concern for the consumers in this kind of hospitality. The assessment of accurate indoor  $PM_{2,5}$  concentration may well be done by the use of cheap and easy-to-maintain optical methods, but calibration for the specific airborne particle mass-size distribution or comparison with a reference method is a must when precise absolut data are to be get.

# Obsah

<b>1. Úvod</b>	
1.1 Atmosférické aerosoly, jejich definice, rozdělení a zdroje	7
1.2 Vnitřní ovzduší budov	9
1.3 Vliv atmosférických aerosolů na zdraví člověka	12
1.3.1 Epidemiologie účinků aerosolů na zdraví člověka	14
1.4 Tabákový kouř v prostředí (ETS)	15
1.5 Cíle práce	17
<b>2. Metodika</b>	<b>18</b>
2.1 Lokalita, bar Mrtvá Ryba	18
2.2 Použité měřicí metody	20
2.2.1 DustTrak	20
2.2.2 Kaskádový impaktor Sioutas	21
2.2.3 Aerodynamic particle sizer (APS)	25
2.3 Další použitá data	26
<b>3. Výsledky</b>	<b>27</b>
3.1 Popisná statistika	27
3.1.1 DustTrak	27
3.1.2 Kaskádový impaktor Sioutas	30
3.1.3 Aerodynamic particle sizer (APS)	32
3.2 I/O poměry	33
3.3 Korelační a regresní analýza	34
3.3.1 Korelační analýza hodnot získaných jednotlivými metodami	34
3.3.2 Korelační analýza hodnot PM <sub>2,5</sub> a údajů AIM	37
3.3.3 Korelační analýza hodnot koncentrací a meteorologických údajů	38
<b>4. Diskuse</b>	<b>39</b>
<b>5. Závěr</b>	<b>44</b>
<b>Použitá literatura</b>	<b>46</b>
<b>Grafické přílohy</b>	<b>50</b>

# 1. Úvod

Znečištění ovzduší rozptýlenými aerosolovými částicemi provází člověka snad od počátku jeho historie. Prašné částice, především ta jejich část vznikající spalováním paliv, také stály na počátku jeho uvědomování si své odpovědnosti za stav ovzduší v lidských sídlech a obydlích a váží se k nim první pokusy o regulační opatření v oblasti ochrany ovzduší. V oblastech, kde se již ve středověku rozšířilo spalování uhlí, například v Anglii, zaznamenáváme první pokusy o omezení používání jeho nejméně kvalitních sort. Použití tzv. mořského uhlí (carbone marino) na území Londýna bylo zapovězeno již anglickým králem Eduardem I. roku 1307, a to s přímým odkazem na poškození zdraví obyvatel. Velmi moderní se ukazuje také opatření jeho nástupce Eduarda II., který zavedl z tohoto druhu uhlí zvláštní daň (Spengler, Wilson, 1996).

S rostoucí velikostí a lidnatostí měst se však problém znečištění ovzduší prachovými částicemi stával dále palčivější. Zatížení obyvatel nadlimitními hodnotami koncentrací aerosolů je trvalým problémem ve většině světových městských aglomerací.

V oblasti problematiky vnitřního ovzduší budov představují aerosoly specifický problém, variabilita zdrojů je relativně vysoká a jejich chemické složení je místně specifické. Expozice obyvatel je vyšší, především následkem delší doby, kterou lidé tráví uvnitř budov, nelze zanedbat ani skutečnost, že jejich dominantní zdroje, spalovací procesy všeho druhu, produkují částice submikronové velikosti, o nichž dnes již bezpochyby víme, že jejich vliv na zdraví člověka je nejsilnější (Öberdorster et al., 1995).

Nejvýznamnějším zdrojem aerosolových částic ve vnitřním ovzduší je bezpochyby kouření. Tabákový kouř v prostředí (environmental tobacco smoke, ETS) je závažným hygienickým problémem - v místech s jeho vysokou koncentrací dochází k největším expozicím člověka aerosolovým znečištěním. Mezi těmito prostory dominují co do hodnot koncentrací restaurační zařízení, bary a kavárny. Ačkoliv jde o dobrovolnou expozici a zatím se na tyto provozy u nás nevztahují žádná regulační opatření co do hodnot dosahovaných koncentrací, vzhledem k jeho hygienické závažnosti nelze tento problém opomíjet.

## 1.1 Atmosférické aerosoly, jejich definice, rozdělení a zdroje

Aerosoly jsou suspenzí pevných i kapalných částic v plynu. Doba po kterou mohou v plynu setrvávat se pohybuje od jednotek vteřin až po několik roků, jejich velikosti pokrývají široké rozmezí od 0,002 až 100  $\mu\text{m}$ .

Podle původu a vlastností aerosolů můžeme rozlišovat např. bioaerosol organického původu: živé organismy či jejich produkty (například bakterie, pylová zrna, spóry hub a plísň), prach - pevné částice o velikosti desetin mikrometru až stovek mikrometrů vznikající mechanickým rozpadem částic, dým vznikající při kondenzaci par v procesu hoření nebo tam kde je dosahováno vysokých teplot (svařování). Oproti tomu kouř je tvořen pevnými i kapalnými částicemi, vznikajícími nedokonalým spalováním, jejich velikost je zpravidla větší, kolem 1  $\mu\text{m}$ .

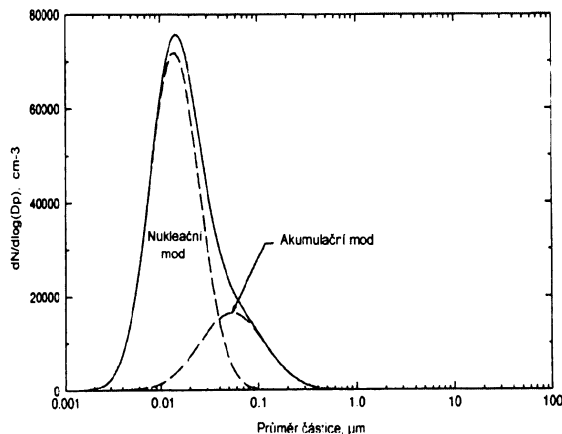
Podle původu rozlišujeme primární aerosolové částice, které vstupují do atmosféry, a částice sekundární, které teprve v atmosféře vznikají chemickými procesy z plynů.

Přírozený pozad'ový aerosol je tvořen částicemi produkovanými přírodními jevy bez vlivu člověka, jeho zdroji jsou půdní a prachové částice vznikající erozí a unášené větrem, částice mořské soli vznikající odparem vodních kapiček, rostlinné zbytky a produkty, vulkanický prach a kouř z lesních požárů. Ze sekundárních částic jsou to především sírany vznikající oxidací z  $\text{SO}_2$ . Co se celkového objemu týče jsou přírodní zdroje pravděpodobně výrazně mohutnější než zdroje antropogenní, nicméně jejich zdroje jsou většinou plošné a tak rovnoměrněji rozptýlené po povrchu Země, zatímco antropogenní zdroje částic jsou mnohem více prostorově koncentrovány.

Městský aerosol se nalézá v úzké oblasti povrchové vrstvy atmosféry nad lidskými sídly a je tvořen převážně částicemi antropogenního původu. Zdroji tohoto typu aerosolů mohou být jak některé technologie (např. cementárny), tak a to především jsou to spalovací procesy, při kterých se uvolňují jednak částice nespalitelných pevných látek (často s vysokým obsahem toxických kovů) a látky na bázi uhlíku, produkty nedokonalé oxidace paliv. Velké množství pevných částic je do ovzduší zviřováno z povrchu země dopravou a jinými činnostmi, jedná se o tzv. sekundární prašnost.

Vyjádříme-li velikostní distribuci městského aerosolu velikostně normalizovanou početností nebo objemem ( $dN/d\log(D_p)$  resp.  $dV/d\log(D_p)$ ) proti logaritmované velikosti částice  $\log(D_p)$ , získáme zobrazení dobře charakterizovatelné třemi mody: nukleačním, akumulacním a modem hrubých částic, viz Obr. 1.





Obrázek 1: Velikostně početní distribuce městského aerosolu, podle Hinds 1995

Co do četnosti dominují nejmenší částice modu nukleačního, objemově pak většinu tvoří částice modu hrubých částic spolu s částicemi modu akumulárního. Maximum povrchu, a s tím související vlastnosti optického rozptylu, pak tvoří mod akumulární.

Původem jsou částice nukleačního modu převážně produkty spalování a kondenzačních přeměn plynů. Jejich doba setrvání v atmosféře je krátká, zanikají koagulací mezi sebou navzájem a s částicemi akumulárního modu, vyskytují se tedy především v blízkosti svých zdrojů (rušné silnice). Mohou tvořit kondenzační jádra pro vytváření dešťových kapek a zanikají tedy také vypršením (rain out).

Akumulační mod představuje částice vzniklé koagulací menších částic, vznikají také spalovacími procesy, jejich doba setrvání je delší, protože pravděpodobnost srážek a koagulace směrem k modu hrubých částic je nízká, tento mod je výrazný u tzv. fotochemického smogu. Jejich velikost je ve shodě s vlnovou délkou viditelného spektra, proto tyto částice odpovídají za většinu optických jevů spojených s atmosférickými aerosoly. Zatímco nukleační a akumulární mody se významně překrývají, hranice mezi akumulárním modem a modem hrubých částic je výrazná kolem 1-3  $\mu\text{m}$ . Hrubé částice jsou tvořeny větrem unášeným prachem či mořskými solemi. Vznikají hlavně mechanickou desintegrací při činnostech v zemědělství a stavebnictví. Jejich doba setrvání v atmosféře je krátká, maximálně kolem jednotek dnů. Co do chemického složení představují tyto částice svébytnou skupinu oproti menším částicím: jsou bazičtější, tvořeny například prvky Fe, Si, Ca a Al, jemné částice jsou naopak kyseléjší, obsahují sírany, amonné soli, těžké kovy, saze a organické látky a vodu v kapalné fázi. (Hinds, 1999)

## 1.2. Vnitřní ovzduší budov

Až do sedmdesátých let dvacátého století se pozornost při sledování vnitřního ovzduší budov omezovala hlavně na pracovní prostředí se silnými zdroji kontaminantů. V dalších letech, kdy v souvislosti s vyššími nároky na tepelnou těsnost budov vyvstaly i s tím související zdravotní problémy obyvatel, tzv. SBS (sick building syndrom) a při stále se zvyšujícím podílu času, který člověk tráví uvnitř budov, se problém kvality vnitřního ovzduší ukazoval stále významnější.

Nicméně je zřejmé, že vysoké znečištění ovzduší je vlastní lidským obydlím odnepaměti a to hlavně v důsledku využívání spalovacích procesů pro účely vytápění, vaření a osvětlování (zvláště uvažíme-li, že použití komínů a uzavřených ohnišť bylo v Evropě běžné teprve asi od 16. století (Jones, 1999) a v rozvojových zemích není ani dnes (s následnými 24-h koncentracemi  $PM_{2,5}$  až  $3000 \mu\text{g m}^{-3}$  (Bruce et al., 2000)). Snaha snižovat pronikání venkovního vzduchu do budov spolu s velkým množstvím použitých materiálů a prováděných činností vytváří nebezpečnou situaci, kdy může docházet k vytváření a akumulování nejrůznějších škodlivin. Nejrozšířenějšími látkami, které se podílejí na kontaminaci vzduchu uvnitř budov jsou z chemických kontaminantů: oxid uhelnatý vznikající nedokonalým spalováním paliv může pronikat do budov také zvenjšku jakožto emise motorových vozidel, jeho významným zdrojem je i kouření. Zdravotní účinky CO se pojí s vysokou afinitou k hemoglobinu a myoglobinu. Dále se vyskytuje formaldehyd, v budovách má celou řadu zdrojů: dřevovláknité lepené desky, lepidla, umělohmotné podlahy, koberce, dříve používaná močovinoformaldehydová izolační pěna. Mezi symptomy expozice patří podráždění očí a kůže, karcinogenita pro člověka zatím nebyla prokázána. Zdroje jsou individuální a jejich mohutnost může záhy klesnout se stářím materiálu nebo přetrvávat po dlouhou dobu.

Oxid dusičitý vzniká převážně vzdušnou oxidací plynů, v menší míře při spalování dřeva a také kouřením. Zdravotními účinky jsou podráždění horních i dolních dýchacích cest, může se podílet i na vzniku astmatu. Oxid siřičitý vzniká spalováním paliv s vyšším obsahem síry, ke zvýšeným koncentracím může dojít při nedokonalém odvodu spalin.

Významným kontaminantem vnitřního ovzduší jsou těkavé organické polutanty (VOC) - jejich zdroje jsou extrémně variabilní, tvoří je nejrůznější plastové výrobky, barviva, lepidla, umělé textilie, stavební materiály, řada z nich vzniká při spalovacích procesech. Jejich koncentrace jsou často až několikanásobně vyšší oproti venkovnímu ovzduší. Individuální expozice pak může být až desetinásobná vzhledem ke koncentracím ve vnitřním ovzduší. Akutními účinky jsou podráždění sliznic, astmatické problémy u citlivých osob, nevolnosti a bolesti hlavy.

Mezi fyzikální kontaminanty patří azbestová vlákna (používány jako nehořlavá tepelná a zvuková izolace, účinky dlouhodobé inhalace jsou rakovina plic a pro azbest specifická fibróza plicní tkáně), radon, resp. jeho dceřiné produkty, specificky se vyskytující v oblastech s určitým

geologickým složením nebo při použití radioaktivních stavebních materiálů. (Jones, 1999; Maroni et al., 1995) a konečně aerosolové částice jež jsou hlavním předmětem našeho zájmu. Jejich vnitřními zdroji v oblasti respirabilních částic jsou mimo tabákový kouř, o kterém viz dále, průnik spalin z použitých spalovacích zařízení (kamna na plynná i pevná paliva, ohřívače vody), příprava pokrmů (v závorce jsou uvedeny koncentrace  $PM_{2,5}$  měřené v kuchyni podle Longh et al., 2000), zvláště smažení ( $37,2 - 65,6 \mu g m^{-3}$  úměrně s teplotou oleje) a pečení ( $101,2 \mu g m^{-3}$  pro plynovou troubu,  $14,8 \mu g m^{-3}$  pro elektrickou), toustování ( $54,9 \mu g m^{-3}$ ), rožnění ( $14,8 \mu g m^{-3}$ ). Z dalších domácích aktivit jsou to vysávání, zametání a resuspenze částic při pohybu osob, zvláště je-li místnost vybavena kobercem. Velikostní rozložení těchto produkovaných částic leží v oblasti ultrajemných částic pro vaření a spalování všeho druhu ( $\approx 0,1 \mu m$ ) a v oblasti hrubých částic ( $\approx 4-5 \mu m$ ) pro resuspenzi. (Longh et al., 2000).

Nezanedbatelné co do zdravotních účinků jsou biologické kontaminanty například viry, bakterie, spóry a fragmenty plísní (*Aspergillus fumigatus*), pylová zrna, exkrementy roztočů (zvl. rodu *Dermatophagoides*), vyschlé sekrety (moč, sliny) domácích zvířat a zbytky kůže jak domácích zvířat tak člověka samého, jež často působí jako alergeny (Der p, Bla g) nebo jsou přímo toxické (mykotoxiny).

Principy a mechanismy ovlivňující výslednou koncentraci částic ve vnitřním ovzduší: mohutnost vnitřních zdrojů částic, intenzita penetrace částic z vnějšku (závisí na vnější koncentraci a velikostním složení částic) a depozice částic (má dvě maxima v závislosti na velikosti: brownovská difuze je pro ultrajemné částice neúčinnějším mechanismem jejich prostupu povrchovou vrstvou vzduchu na objektech a následné depozice, oproti tomu gravitační sedimentace (zesilována setrvačnou impakcí) je neúčinnější pro částice hrubého modu, částice akumulacího modu tak nejlépe pronikají štěrbinami v plášti domu a jsou nejméně usazovány uvnitř).

Dále se uplatňují procesy resuspenze částic, koagulace (významná hlavně v oblasti ultrajemných částic, kde mohou být dosahovány dostatečné početní koncentrace, např. u tabákového kouře) a fázové změny (růst hygrokopických částic ve vlhkém prostředí, naopak jejich zmenšování vysušením, odpařování těkavých látek při naředění (snižování parciálního tlaku nad částicemi), výsledkem může být i úplné odpaření částice (např. tvořené dusičnanem amonným)). (Nazaroff, 2004)

Poměr koncentrací částic ve vnějším a vnitřním prostředí (I/O) byl mnohokrát zkoumán. Pro vzduchově těsnou budovu s minimálním pohybem osob a bez lidské aktivity lze očekávat hodnoty I/O poměru asi 0,3, pro budovu vybavenou ventilačním systémem s filtrací a zanedbatelnými zdroji stanovili Koponen et al., 2001 I/O poměr 0,1 pro velikostní interval částic  $0,08-0,25 \mu m$  a 0,3 pro částice  $0,09 - 0,5 \mu m$ . Lidská přítomnost však tento poměr značně mění: těsná korelace mezi

venkovní a vnitřní koncentrací  $PM_{2,5}$  během noci ve školní budově ( $I/O = 0,3$ ) se ve dne ztrácí a  $I/O$  poměr roste až na 2 (Patterson, Eatough, 2000). V přítomnosti mohutných vnitřních zdrojů částic pak tento poměr může dosahovat až hodnoty 40. Závislost  $I/O$  poměru na meteorologických podmínkách sledoval Chan, 2002: během vlhkých a deštivých dnů vzrostl poměr pro  $PM_3$  na 1,2 v důsledku vymytí venkovních aerosolů a také díky většímu množství lidí v budově, s rostoucí teplotou (a slaběji s insolací) rostl i  $I/O$  poměr, pravděpodobně v důsledku vyšší intenzity difúzního průniku částic proti směru teplotního gradientu. Rychlost větru nevykazuje žádnou korelaci s  $I/O$  poměrem. Současné měření  $I/O$  poměru pro  $PM_{2,5}$  a  $PM_{10}$  za přítomnosti obyvatel v obytném domě ukazuje vyšší  $I/O$  poměr pro  $PM_{10}$  (0,8 - 1,2) s menším rozdílem oproti době bez jejich přítomnosti než je tomu u  $PM_{2,5}$  ( $I/O$  0,6) (Monn et al., 1997).

Míra závažnosti znečištění vnitřního ovzduší budov aerosoly byla odhalena teprve se zlepšujícími se metodami detekce částic. Uvažujeme-li totiž jen částice pod  $10 \mu m$  jako celek, dojdeme k podhodnocení, danému vyšší filtrací větších částic. Měření průměrných denních koncentrací se ukázalo rovněž jako nevhodné, neboť většina vnitřních zdrojů je vázána na činnost člověka a jejich mohutnost tedy klesá v době jeho nepřítomnosti. S miniaturizací potřebných zařízení se začaly měřit personální expozice, jejichž výhodou je reálnější obraz zatížení člověka, nicméně vysoká variabilita takto získaných dat odráží rozmanitost lidského chování a je poněkud problematicky interpretovatelná. Lze však popsat určité pravidelnosti: takto získaná data jsou zpravidla vyšší než by odpovídalo průměrným hodnotám koncentrací jak ve vnějším tak ve vnitřním prostředí. Tato skutečnost vedla k formulaci teorie tzv. "osobního oblaku" (personal cloud) - oblasti vyšší koncentrace částic v bezprostředním okolí subjektu. Personální expozice jsou relativně dobře korelovány s koncentracemi ve vnitřním prostředí ( $r = 0,71$ ) (Monn et al., 1997), ale pouze vyloučíme-li osoby exponované tabákovému kouři. Ve studii EXPOLIS byla ve čtyřech evropských městech konstatována dobrá korelace mezi personální expozicí a vnitřní koncentrací  $PM_{2,5}$  (Pearson  $r = 0,72 - 0,92$ ) a slabá mezi personální expozicí a venkovní koncentrací  $PM_{2,5}$  ( $r = 0,34$ ). Vyloučení osob vystavených tabákovému kouři mělo za následek vyšší míru korelace mezi personální a venkovní koncentrací  $PM_{2,5}$ , ale snížilo korelaci mezi personální expozicí a vnitřní koncentrací  $PM_{2,5}$  (Kousa et al., 2002). Stanovením personálního oblaku  $PM_{2,5}$  jako váženého průměru vnitřních a vnějších koncentrací podle času stráveného sledovanými subjekty v těchto prostředích určili jeho hodnotu Adgate et al., 2002  $5,7 \mu g m^{-3}$  oproti měřené personální expozici  $15,7 \mu g m^{-3}$ .

## 1.3 Vliv atmosférických aerosolů na zdraví člověka

Míra působení aerosolových částic na zdraví člověka je dána jak jejich chemickým složením, popř. specifickými fyzikálními vlastnostmi (radioaktivita), jimiž ohrožují životní funkce buněk dýchacího aparátu, tak místem jejich deponice (usazení) v konkrétní části dýchacího traktu. Denně prodýchá člověk asi 10-25 m<sup>3</sup> vzduchu, evoluční přizpůsobení člověka proto vybavilo velmi účinným filtračním systémem. Dýchací soustavu lze rozdělit na tři oblasti (nasofaryngeální, tracheobronchiální a alveolární), každou složenou z několika anatomických jednotek. Liší se mezi sebou jak stavbou, rychlostí průtoku a dobou zdržení vzduchu, tak citlivostí vůči usazovaným částicím a schopností již deponované částice eliminovat.

Doba setrvání již deponované částice je závislá na jejím tvaru a chemickém složení a především místě deponice, první dva oddíly dýchacího traktu jsou vybaveny mukociliárním aparátem (řasinkový epitel pokrytý vrstvou hlenu), kde synchronizované pohyby řasinek posunují hlen se zachycenými částicemi do nosohltanu kde je podvědomě polknut a přechází do traktu trávicího. Doba odstranění částice tímto způsobem je v řádu několika hodin. V nejspodnější, alveolární části plic se tento aparát nenachází, znemožňoval by totiž prostup plynů do krve. Zde deponované částice, zvláště nerozpustné, jsou odstraněny mnohem pomaleji, v řádu měsíců až let, kdy jsou pohlceny krevními makrofágy.

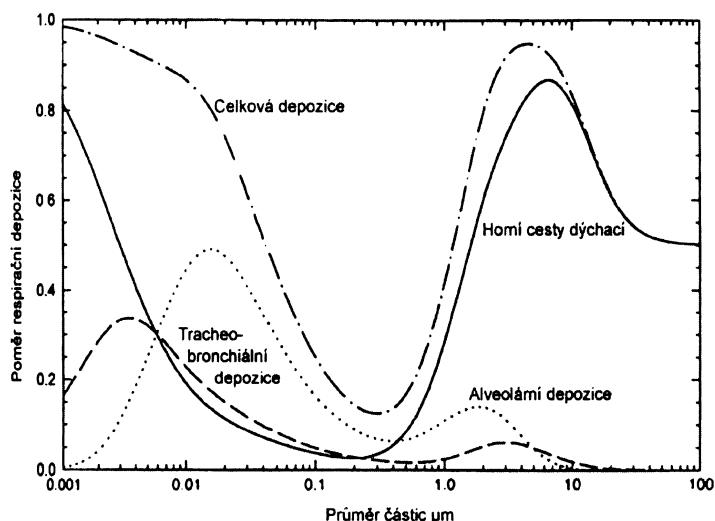
V záchytu vzduchem nesených částic se uplatňuje několik fyzikálních mechanismů. Nejdůležitější jsou impakce, usazování a difuze, menší význam má intercepce a elektrostatická deponice.

Impakce je omezena jen na větší částice (nad 10 μm), které se nachází v těsné blízkosti stěn dýchacích trubic. Nejintenzivnější je impakce na bifurkacích (rozdvojeních, jichž je v celém dýchacím aparátu 23 řádů), kde dochází k náhlým změnám proudnice, těžší částice se setrvačností vychylují ze směru proudění a mohou dopadat na vlhké stěny, kde jsou zachyceny. Maximum účinnosti tohoto procesu je v oblasti tracheální bifurkace a v přilehlém bronchiálním úseku.

Gravitační usazování se uplatňuje v distálních oblastech dýchacího traktu, nejúčinnější je v horizontálně orientovaných úsecích. Čím dále se dostane částice, tím je tento mechanismus efektivnější. Difuze se uplatňuje pouze u submikronových částic, podmínkou je malá velikost prostoru a delší doba zdržení, prakticky tedy jen v alveolární části plic. Intercepce se projevuje u částic, které se nevychýlí ze své dráhy, ale vzhledem k svému tvaru a velikosti jsou zachyceny na stěnách, závisí tedy na poměru velikosti částice a průměru dýchací cesty, jenž je však i v nejmenších průdušinkách relativně malý, proto je intercepce významná jen u vláknitých částic, např. azbestových.

Celková deponice částic v dýchacím traktu je závislá na mnoha faktorech, hlavně dechovém

objemu, frekvenci a pauzách mezi nádechy. Pomalejší dech podporuje gravitační usazování (pro částice větší než  $0,5 \mu\text{m}$ ), naopak rychlejší dech následkem častějších a prudších změn rychlosti a směru proudění usnadňuje setrvačnou impakci (částice větší než  $1 \mu\text{m}$ ). Prodleva mezi nádechy podporuje depozici všech velikostních skupin částic, zvláště pak větších než  $1 \mu\text{m}$ . Obecný teoretický model depozice částic byl formulován pro účely radiační ochrany Mezinárodní komisi pro radiologickou ochranu (ICRP) a je stále zdokonalován (z něj odvozené deponované frakce vzhledem k velikosti částice a místě depozice jsou uvedeny v Obr. 2).



Obrázek 2: Depozice částic pro jednotlivé oblasti dýchacího traktu, model ICRP (převzato z Hinds, 1999)

Z hlediska vlivu na lidské zdraví je nejvýznamnější alveolární depozice. Díky značnému zvýšení objemu dýchacích cest na konci nádechu při průniku vzduchu do plicních sklípků dochází k prudkému poklesu rychlosti proudění, vzduch je ve sklípcích v klidu a výměna plynů mezi krví a vzduchem probíhá na základě difuze, která je ale pro částice podstatně pomalejší než pro plyny, takže ty jsou většinou zase vydechovány, pouze mísení respiračního vzduchu a reziduálního vzduchu zvyšuje jejich delší setrvání v plicích a následnou depozici (toto mísení probíhá nejvíce při mělkém a rychlém dýchání).

Pro dýchání nosem je velikost částic s maximem alveolárního záchytu asi  $2,0 \mu\text{m}$  přičemž je deponováno jen 10 - 20% částic, při dýchání ústy je to však asi  $3 \mu\text{m}$  a to s účinností přibližně 50%. Zajímavou skutečností je nárůst efektivity depozice v horních cestách dýchacích pro částice menší než  $0,01 \mu\text{m}$ , uplatňuje se zde difuzní mechanismus. (Hinds, 1999)

### 1.3.1 Epidemiologie účinků aerosolů na zdraví člověka

Vztah mezi zvýšenými koncentracemi aerosolů ve vzduchu a zdravím člověka byl nejdříve sledován na epizodických událostech, převážně v hustě zalidněných a průmyslových oblastech.

Například v údolí belgické řeky Meuse r.1930, v městě Donora, Pennsylvania r.1948 a především v Londýně r. 1952. Předmětem zájmu byl vztah mezi koncentracemi TSP a mortalitou, popř. morbiditou v souvislosti s respiračními a kardiovaskulárními onemocněními. Brzy se ukázalo, že stejné důsledky mají i mnohem nižší hodnoty koncentrací TSP (Schwartz et al., 1990). Odhad růstu denní mortality na každých  $10 \mu\text{g m}^{-3}$   $\text{PM}_{10}$  nárůstu se pohybuje v rozmezí od 1,0% (Schwartz, 1991) do 1,6% (Dockery et al., 1992).

Vztah expozice - odezva byla v řadě prací a v širokém intervalu koncentrací monotónní a lineární nebo log-lineární což vede k domněnce, že bezpečný práh buď neexistuje nebo leží pod hodnotami měřenými v těchto studiích, zatím nebyl pro žádné nižší hodnoty koncentrací tento vztah vyvrácen (Wilson et al., 1996). Hodnoty akutní morbidity jsou pro zhodnocení zdravotních důsledků těchto epizod sice dobrým korelátem pro svou jednoznačnost, avšak i vzhledem k nejasné kauzalitě tohoto vztahu se pozornost výzkumníků upírala k morbiditě, jež ač zatížena větší nepřesností přináší konkrétnější informace. Pokles či nárůst návštěv lékařů v souvislosti s respiračními onemocněními v obdobích nižší nebo vyšší expozice obyvatel byl opakovaně prokázán ((Pope, 1989) využiv stávky pracovníků ocelárny prokázal 50% pokles respiračních onemocnění dětí v zimě 1986-7 při průměrné hodnotě koncentrací  $\text{PM}_{10}$   $51 \mu\text{g m}^{-3}$  oproti jiným rokům kdy průměrné koncentrace dosahovaly  $90 \mu\text{g m}^{-3}$ ), frekvence příjmu astmatických pacientů na odděleních pohotovosti v Seattlu sledovali (Schwartz et al., 1993) s výsledkem 1,0% nárůst přijatých pacientů na zvýšení  $\text{PM}_{10}$  o každých  $10 \mu\text{g m}^{-3}$ . Frekvence astmatických záchvatů u astmatických pacientů se dramaticky zvyšuje při vyšších venkovních koncentracích  $\text{PM}_{10}$  (Ostro et al., 1991), stejně tak častost použití bronchodilatantů (o 3% na zvýšení  $\text{PM}_{10}$  o každých  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  (Pope et al., 1991)).

Asociace mezi výskytem řady symptomů onemocnění dýchacích cest a koncentracemi  $\text{PM}_{10}$  byla prokázána v tzv. studii šesti měst (Schwartz et al., 1994), těsněji pro dolní cesty dýchací. Z laboratorních studií prováděných na zvířatech vyplývá velký význam aerosolové acidity pro výskyt akutních respiračních symptomů, epidemiologické studie ji zatím nepotvrdily, problematikým závěrem je asociace jejich výskytu s obsahem síranů (tyto zároveň tvoří spíše menší, inhalabilní, částice) (Dockery et al., 1992).

U chronických účinků expozice aerosolovým částicím je tato asociace mezi obsahem síranů (resp. koncentrací jemné frakce) a zdravotními důsledky těsnější (nárůst mortality o 3% na každých  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  nárůstu venkovních koncentrací  $\text{PM}_{10}$ ) (Özkaynak et al., 1987).

Závěry WHO stanovují pro zdravotní účinky částic bezprahový účinek, s důsledkem snížit doporučené hodnoty limitů co nejnižše s ohledem na socio-ekonomické náklady. V ČR platí od r. 2002 24-hodinový limit  $PM_{10}$   $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (Nařízení vlády č.350/2002 Sb.), v USA je stanoven již od roku 1997 limit i pro velikostní frakci  $PM_{2,5}$   $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , pro 24 hodinové koncentrace a  $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pro roční průměr (US EPA).

Účinky aerosolového znečištění ovzduší ve vnitřním ovzduší budov není možno samostatně epidemiologicky zkoumat, individuální expozice jsou značně variabilní a velmi závislé na individuálním životním stylu. Proto se důsledky této expozice vyvozují z informací zjištěných pro vztah mezi venkovními koncentracemi a konkrétními indikátory zdraví člověka.

Řada prací však zjistila, že zdaleka nejzávažnějším elementem vnitřního ovzduší budov je tabákový kouř v prostředí (ETS) a expozice tímto kouřem je klíčová pro celkovou personální expozici prašnými látkami a tedy také pro odvozování zdravotních důsledků vyplývající z této expozice (Kousa et al., 2002, Jones 1999).

Není tedy divu, že mezi prostředí s nejvyššími hodnotami koncentrací aerosolů, jaké lze nalézt ve vnitřním ovzduší budov, patří ta místa, kde se kouří. Stejně tak všechny veřejné prostory s velkým pohybem osob jako například divadla, školní a úřední budovy, sportovní areály či muzea jsou místy s vyššími koncentracemi prašných látek (Sturaro et al., 2004, El Hougeiri et al., 2004).

Není tedy překvapující, že všechny veřejné prostory, kde je časté sročení kuřáků jsou dnes v ohnisku pozornosti vědců, zabývajících se aerosoly ve vnitřním ovzduší budov. Z těchto prostor pak k nejvýznamnějším patří restaurační a stravovací zařízení, kavárny, bary a noční podniky. Prokázané zdravotní důsledky pasivního kouření (U.S.EPA, 1992, Maroni et al., 1995) pak vedou k obecné ostražitosti vzhledem k tomuto problému a vytváří společenskou poptávku po exaktních informacích na toto téma.

Po obecném zhodnocení koncentrací aerosolů v těchto místech (Collect et al., 1992), individuálních personálních expozic (zvláště u zaměstnanců)(Bergman et al., 1996, Maskarinec et al., 2000) se nyní pozornost upírá ke sledování účinnosti jednotlivých opatření, kladoucích si za cíl snížit expozice obyvatelstva ETS v těchto prostorách, ať již jde o vytváření nekuřáckých sekcí restaurací (Lambert et al., 1993), zavádění ventilačních a filtračních zařízení či úplný zákaz kouření (Brauer et al., 1998).

## 1.4 Tabákový kouř v prostředí (ETS)

Produkty spalování tabáku zaujímají v problematice vnitřního ovzduší natolik významné místo, že je nutno je uvažovat do určité míry samostatně. Pestrá směs látek uvolňovaných v procesu



kouření cigaret a jiných tabákových výrobků do prostředí se označuje souhrnným pojmem tabákový kouř v prostředí (environmental tobacco smoke - zkratka ETS používána i v české literatuře). ETS je tvořen dvěma hlavními skupinami látek lišícími se svým původem tzv. mainstream tobacco smoke (MS) tj. kouř vdechovaný a vydechovaný kuřákem a sidestream tobacco smoke (SS), uvolňovaný přímo z hořící cigarety do okolí. Jejich chemické složení je v zásadě podobné, vykazuje však určité rozdíly: SS je tvořen za nižší spalovací teploty (600°C mezi nádechy a 800-900°C během potáhnutí) a při vyšším pH (6,7 - 7,5 oproti 6,0 - 6,7 v případě MS), jako alkaličtější než MS je SS obohacen o amoniak, obsahuje vyšší zastoupení organických bází, zato méně kyselin např. kyanovodíku. Také nižší koncentrace kyslíku při vzniku SS (2% oproti 16% u MS) vede k rozdílu, například vyššímu obsahu karcinogenních N-nitrosaminů (20 - 100krát více).

Rychlejší naředění SS vede také k odlišnému velikostnímu rozložení částic a posunu fázové rovnováhy k plynům: nikotin přítomný v MS v pevné fázi je u SS rychle odpařen. Částice jsou obecně menší: 0,01-1 μm oproti 0,1-1 μm v případě MS. Hodnoty emisí u SS jsou vesměs méně variabilní u jednotlivých druhů cigaret (závisí hlavně na množství tabáku a jeho kvalitě) oproti vysoce variabilním hodnotám pro MS (závislost na řadě faktorů hlavně dynamice kouření, kvalitě použitého filtru a papíru apod.). Hmotnostní poměr emisí produkovaných jako SS ku MS se pohybuje od 50-100 pro plynné a lehce těkavé složky (formaldehyd, N-nitrosaminy) až k hodnotám 0,5 - 1 pro pevné látky (PAH). Kovy jsou distribuovány podle těkavosti od poměru SS/MS 13-30 pro Ni až k 1 - 4,0 pro <sup>210</sup>Po.

Stanovení expozice člověka tabákovým kouřem je možné jak z průměrných hodnot koncentrací ETS nebo jeho jednotlivých složek, kde je ale nutno zahrnout vysokou prostorovou variabilitu těchto hodnot (lze tak totiž snadno podhodnotit expozici jedince nacházejícího se v těsné blízkosti kuřáka), tak a to z tohoto důvodu přesněji pomocí biomarkerů. Především stanovení nikotinu a jeho metabolitu kotininu v tělních tekutinách umožňuje stanovit přesnou a individuální integrovanou hodnotu expozice člověka (u nekuřáku ETS, u kuřáku suma expozice z ETS a MS). Nikotin má krátkou dobu setrvání v krvi (poločas 2h), kotinin delší (poločas 10-37 h, u nekuřáku déle), takto je možné odlišit expozici v různých časových úsecích. Obě látky jsou specifické pro tabákový kouř, stejně tak N-nitrosaminy, jejichž obsah v prostředí také velmi dobře odráží hodnoty koncentrací ETS. Dalšími používanými markery ETS jsou solanesol, 3-ethenylpyridine nebo kadmium.

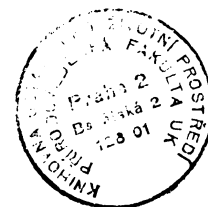
## 1.5 Cíle práce

Naše studie se zaměřila na stanovení základních charakteristik aerosolového znečištění ve studentském klubu a baru Mrtvá Ryba. Vedle určení průměrných hodnot  $PM_{2,5}$  během provozu podniku, bylo našim zájmem popsání dynamiky aktuálních hodnot koncentrací během dne a delších časových úseků. Srovnáním se simultánním měřením ve venkovním prostředí jsme se snažili popsat rozdíly mezi venkovním ovzduším a ovzduším uvnitř baru, popřípadě popsat jeho vliv na ovzduší vnitřní. Za použití impaktoru jsme se pokusili určit velikostně - hmotnostní charakteristiku aerosolů v obou prostředích a popsat časovou dynamiku 24hodinových koncentrací v pěti velikostních třídách částic. S použitím tří odlišných metod, každé založené na jiném principu stanovení koncentrace částic ve vzorku vzduchu, jsme se snažili určit nejvhodnější postup při posuzování koncentrací takto specifického aerosolu a naznačit případná úskalí a nedostatky či naopak výhody jednotlivých použitých metod a zhodnotit jejich vzájemnou porovnatelnost. U jedné z těchto metod (impaktor Sioutas) šlo o vůbec první její použití v ČR.

Pokusili jsme se korelační analýzou námi získaných hodnot koncentrací  $PM_{2,5}$  s meteorologickými údaji zhodnotit vliv meteorologických podmínek na vztahy mezi vnitřním a vnějším ovzduším (především na tzv. I/O poměr). Podobně jsme stanovili vztah mezi teplotou vzdušnou vlhkostí a koncentrací  $PM_{2,5}$  ve vnitřním ovzduší.

Především z kontrolních důvodů jsme provedli korelační analýzu námi pořízených údajů o kvalitě venkovního ovzduší s údaji z několika pražských stanic ze sítě automatického imisního monitoringu (AIM).

V neposlední řadě jsme se snažili zhodnotit vliv aerosolového znečištění na zdraví návštěvníků baru a navrhnout v co nejobecnější rovině případná opatření ke snížení jejich expozice těmito částicím.



## 2. Metodika

### 2.1 Lokalita, bar Mrtvá Ryba

Pro účely této případové studie byl vybrán denní bar, resp. kavárna s názvem Mrtvá Ryba, a to z několika důvodů. Bar se nachází v bezprostřední blízkosti rušné silnice, významného zdroje prašného znečištění s výraznou denní dynamikou. V blízké školní budově jsou umístěny přístroje pro měření meteorologických údajů, stejně tak nedaleká observatoř ČHMÚ na Karlově poskytuje informace pro korelaci hodnot  $PM_{2.5}$  s údaji o teplotě vzduchu a intenzitě větru. Majitelem prostoru baru je Univerzita Karlova, odpadá tedy problematická dohoda s provozovatelem podniku, která by nás čekala při výběru jiného místa.

Poloha objektu Benátská ul. 4 s barem Mrtvá Ryba je patrná z obr. 3.



Obrázek 3: Poloha baru Mrtvá Ryba v objektu Benátská ul. 4, v severním cípu Botanické zahrady

Pro naše účely je také významná skutečnost, že po celé sledované období byl v podniku zachován jeden zavírací den, sobota, důležitý pro srovnání s dny provozními.

Bar Mrtvá Ryba je umístěn ve zvýšeném přízemí jednopatrové budovy, jeho vchod je situován jihozápadně směrem do Botanické zahrady. Prostor baru je rozdělen do dvou místností, v první, menší o rozměrech zhruba 570d, 320š, 330v se nachází bar, druhá, větší 570d, 420š, 330v pokračuje

krátkou chodbou k toaletám. Obě místnosti jsou otevřeny vysokými okny na jihovýchod do Botanické zahrady, zvláště jejich horní část je využívána k větrání baru. Bar je také vybaven ventilačním zařízením odvádějícím vzduch od stropu obou místností ven, jeho provoz je ovládán barmanem dle uvážení (výkon zařízení se bohužel nepodařilo zjistit). Podlaha je v celé ploše větší místnosti pokryta zátěžovým kobercem. Bar byl ve sledované době prostorem plně kuřáckým, nedocházelo zde k tepelné úpravě pokrmů, takže kouření můžeme vedle resuspenze částic již usazených považovat za dominantní vnitřní zdroj částic. Venku před barem je několik stolů, které mohou být během slunných dní obsazeny návštěvníky, zatímco uvnitř klubu je zcela prázdné.

Provozní doba podniku byla po dobu našeho měření (od 4.5. do 15.8. 2005) několikrát změněna, během semestru do 31.5. byla od 9h ráno do 1h po půlnoci, ve zkušebním období od 1.6. do 30.6. od 11h dopoledne do 1h a konečně během letních prázdnin od 17h do 1h ranní. Přesná doba ukončení provozu a odchodu barmana se však může lišit (zpravidla to bývá později) a je problematické ji určit. Z periodických činností prováděných v baru a ovlivňujících koncentraci částic v ovzduší nutno uvést ranní úklid (vysávání), uskutečňovaný zpravidla 15 min před otevírací dobou. Návštěvnost podniku je poměrně proměnlivá, v dopoledních hodinách zpravidla malá (2-15 osob), během odpoledne roste (s odhadovaným maximem mezi 17 a 20h) a po 22h zpravidla počet návštěvníků klesá. V době maximální obsazenosti je počet přítomných osob vysoký (až 50). V zavírací den, sobotu, je zpravidla klid, pro účely srovnání však byly vyloučeny ty případy, kdy hodnoty koncentrací (maxima srovnatelná s provozními dny) naznačují přítomnost osob (resp. kuřáků).

Umístění měřicích přístrojů uvnitř podniku bylo ovlivněno snahou o co nejmenší nápadnost zařízení pro běžné návštěvníky, nakonec jsme zvolili místo při ústí zadní chodby k toaletám, výhodou tohoto místa je také skutečnost, že je průchozí, vzduch je tedy poněkud homogenizován a nestává se, že by zde někdo trvale stál (což by v případě kuřáka mohlo vést k výrazně nadhodnoceným hodnotám měření), vzduch byl odebírán relativně vysoko (cca 210 cm), tedy nad běžnou dýchací zónou. Je ovšem diskutabilní zda měření v dýchací zóně lépe odráží skutečný stav v místnosti (v této výškové zóně se také nachází hlavní zdroj znečištění - hořící cigareta). V tomto místě byl také umístěn kombinovaný teploměr - vlhkoměr.

Zároveň s měřením uvnitř Mrtvé Ryby probíhalo paralelní měření koncentrací aerosolů ve vnějším ovzduší, zařízení bylo umístěno v prostoru podkroví stejné budovy, vzduch byl odebírán střešním okénkem orientovaným shodně s vchodem do baru a umístěným ve výšce asi 10 m nad terénem.

## 2.2 Použité měřicí metody

### 2.2.1 DustTrak

DustTrak je kontinuální fotometrické zařízení pro stanovení koncentrace částic ve vzorku vzduchu na základě rozptylu koherentního infračerveného záření procházejícího tímto vzorkem na povrchu částic. Úhel odraženého záření a paprsku infračervené laserové diody je  $90^\circ$ . Ve vztahu mezi rozptylem světla, velikostí částic a jejich koncentrací se uplatňuje řada jevů (Mieův a Rayleighův rozptyl, absorpce záření částicemi); celkově je velmi dobrá korelace mezi rozptylovým extinkčním koeficientem a objemovou koncentrací částic pro interval průměru částic 0,1-1  $\mu\text{m}$ . Citlivost pro větší částice však rychle klesá (Waggoner, Charleson in Liu, 1976).

Použit byl model TSI 8520 vyráběný firmou TSI Inc. Shoreview, MN, USA.

Základní parametry přístroje:

Rozsah měření: 0,001 - 100  $\text{mgm}^{-3}$

Rozlišení 0,1% nebo 0,001  $\text{mgm}^{-3}$

Velikostní rozsah měřených částic 0,1-10  $\mu\text{m}$  (horní mez závisí na průtoku)

Průtok: 1,4 - 2,4  $\text{l min}^{-1}$  (obvykle 1,7  $\text{l min}^{-1}$ )

Na vstup přístroj je možno umístit omezovací impaktor pro velikost částic 1,0 a 2,5  $\mu\text{m}$  nebo cyklón pro velikost částic 4  $\mu\text{m}$ . My jsme měřili frakci  $\text{PM}_{2,5}$ . Použití vstupního impaktoru vyžaduje jeho průběžnou údržbu (asi po týdnu provozu), po odšroubování vstupní trysky se vyjme destička impaktoru vyčistí se a potře jemně silikonovým mazivem, které zlepšuje přilnutí zachycených částic a snižuje pravděpodobnost jejich opětovného stržení do proudu odebíraného vzduchu.

Zároveň s touto údržbou byla prováděna kontrola průtoku (na 1,7  $\text{l min}^{-1}$ ) a kontrola nulového bodu (při měření s nulovým filtrem by koncentrace neměla přesahovat hodnotu  $\pm 0,001 \text{ mgm}^{-3}$ ). Dvakrát během sledovaného období bylo též nutné vyměnit vnitřní filtr přístroje, zajišťující přívod bezprašného vzduchu pro tzv. vzduchovou obálku (sheath air) chránící optickou část přístroje před znečištěním. Měřené koncentrace byly integrovány v intervalu 5 min. Tuto metodu jsme využili jak pro sledování vnějšího ovzduší tak uvnitř Mrtvé Ryby. K základnímu zpracování výstupních dat a komunikaci s přístrojem pomocí COM portu byl použit příslušný software TSI TrakPro verze 3.20.

Celkový pohled na měřicí stanoviště na půdě domu Benátská 4 nabízí Obr. 4

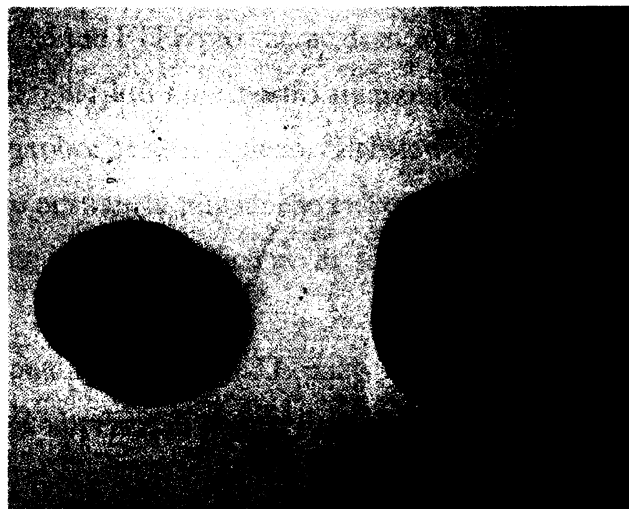


Obrázek 4: Měřicí stanice Benátská 4, DustTrak a pumpa k impaktoru Sioutas

Pohled na DustTrak v pouzdru Obr.5 a vstupní impaktor pro  $PM_{2.5}$  s impakční destičkou Obr.6.



Obrázek 5: DustTrak v pouzdru



Obrázek 6: Vstupní impaktor DustTraku

### 2.2.2 Kaskádový impaktor Sioutas (též PCIS - personal cascade impactor sampler)

Tato separační a gravimetrická metoda stanovení koncentrace částic v daných velikostních intervalech je založená na dělení částic podle jejich setrvačných vlastností - proud vzduchu prochází čtyřmi patry impaktoru. Každé patro sestává z urychlovací destičky opatřené postupně se zužujícími

štěrbínami, které zvyšují rychlost proudění vzduchu: na základě rozdílných setrvačných vlastností jsou pak těžší částice zachyceny na níže ležící sběrné destičce, zatímco lehčí částice následují proudnicí do dalšího patra impaktoru. Na povrchu sběrných destiček jsou plastovými kroužky přichyceny teflonové filtry. Na konci impaktoru je umístěn tzv. back-up filtr, jenž zachycuje všechny částice, které prošly i posledním patrem impaktoru. Hodnotou popisující vlastnost daného patra impaktoru je tzv. 50% - cut off průměr ( $d_{50}$ ), tj. aerodynamický průměr částic, pro které je účinnost záchytu na daném patře právě 50% (tj. polovina částic je zachycena, polovina prochází dále).

Z teorie vyplývá závislost mezi délkou  $L$  a šířkou  $D$  štěrbin, průtokem  $Q$  a  $d_{50}$ :

$$d_{50} = k \cdot ((LD^2)/Q)^{1/2} \quad (\text{Fuchs, N.A. in Shaw, 1978})$$

pro zachování stanoveného průměru  $d_{50}$  je tedy nutné udržovat průtok odebíraného vzduchu na předepsané konstantní hodnotě. K poklesu průtoku může dojít především přetížením back-up filtru.

Námi použitý kaskádový impaktor Sioutas byl vyroben firmou SKC, Inc, Eighty Four, PA, USA. Je vzhledem k malým rozměrům a nízké hmotnosti primárně určen pro stanovení personální expozice ve vnitřním ovzduší s možnou kvalitativní analýzou deponovaných částic. Sestává ze čtyř pater s odpovídajícími cut-off průměry 2,5  $\mu\text{m}$ , 1,0  $\mu\text{m}$ , 0,5  $\mu\text{m}$  a 0,25  $\mu\text{m}$ . Výsledkem je tedy rozdělení částic do velikostních frakcí  $> 2,5 \mu\text{m}$ , 1,0 - 2,5  $\mu\text{m}$ , 0,5 - 1,0  $\mu\text{m}$ , 0,25 - 0,5  $\mu\text{m}$  a  $< 0,25 \mu\text{m}$  (při hypotetické, absolutně ostré cut-off charakteristice). Přičemž poslední, nejmenší frakce odpovídá back-up filtru.

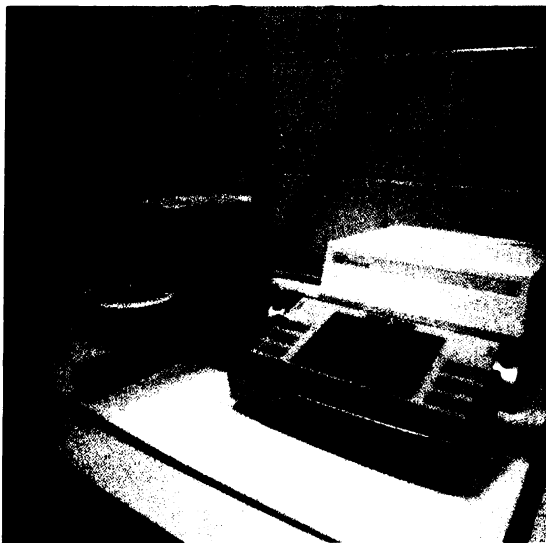
Použity byly výrobcem doporučené filtry 25 mm, 0,5  $\mu\text{m}$  PTFE pro sběrné destičky a 37 mm 2,0  $\mu\text{m}$  PTFE pro back-up filtr výrobce Millipore, UK. Vážení filtrů s přesností 1  $\mu\text{g}$  probíhalo ve stopové laboratoři G.B. Marshalla na vahách MX-5 výrobce Mettler-Toledo, Highstown, NJ, USA vybavených vysokonapěťovým ionizačním rámem pro odstranění případného elektrického náboje na měřených filtrech (Obr.7). Jak u vah tak ionizačního rámu šlo o jejich první, tedy testovací použití.

Výrobce impaktoru doporučuje použití přenosné pumpy SKC Leland Legacy Sample Pump, vzhledem k trvalému provozu však byla použita samokompenzační pumpa firmy Air Diagnostic and Engineering typ SP se síťovým napájením.

Strmost křivky sběrné účinnosti jednotlivých pater tohoto impaktoru byly stanoveny v (Misra et al., 2002) a pro teflonový filtr jsou uvedeny v Tab 1.

Geometrická směrodatná odchylka zde má význam druhé odmocniny poměru aerodynamického průměru částice zachycené s 84% účinností ( $d_{84}$ ) a téhož průměru částice zachycené s 16% účinností ( $d_{16}$ ).

Tyto hodnoty odpovídají například pro patro 1,0  $\mu\text{m}$  hodnotám  $d_{84} = 1,25 \mu\text{m}$  a  $d_{16} = 0,8 \mu\text{m}$ .



Obrázek 7: Váhy Mettler-Toledo MX - 5 s ionizačním rámem

Patro impaktoru ( $\mu\text{m}$ )	Geometrická směrodatná odchylka ( $\sigma_g$ )
0,25	1,28
0,5	1,25
1	1,25
2,5	1,19

Ztráta částic jejich usazováním na stěnách impaktoru byly stanoveny v rozsahu 2-8%. Vliv rychlosti proudění vzduchu na isokinetické vlastnosti odběru v ústí impaktoru byl sledován v (Singh et al., 2003) a při rychlosti  $8 \text{ kmh}^{-1}$  je tento vliv minimální, což je jistě dostačující při použití ve vnitřních prostorech, nicméně ve vnějším prostředí u vyšších rychlostí větru může dojít k určitému zkreslení hodnot pro první patro impaktoru. V téže práci je uvedeno srovnání výsledků pořízených Sioutas impaktorem a metodami SMPS (scanning mobility particle sizer) - APS(aerodynamic particle sizer)(model TSI 3320) v tandemovém uspořádání. Za předpokladu, že hustota částic je  $1,6 \text{ gcm}^{-3}$  je regresní vztah  $\text{PM}_{2,5}$  ( $\mu\text{gm}^{-3}$ ):

$$\text{PM}_{2,5(\text{SMPS-APS})} = 0,78 \text{ PM}_{2,5(\text{Sioutas})} + 4,91 \quad (R^2=0,77) \quad (\text{Singh et al., 2003}).$$

My jsme použili jen jednu část tohoto tandemu, APS, detekující pouze částice větší než  $0,5 \mu\text{m}$ , proto můžeme provést korelaci jen pro velikostní intervaly v rozmezí  $0,5\text{-}10 \mu\text{m}$ .

Pracovní postup měření kaskádovým impaktorem:

Filtry byly umístěny do plastových krabiček Millipore, které byly vhodně označeny. Značení filtrů samotných se neosvědčilo pro jejich snadné poškození. Krabičky s filtry byly umístěny do exsikátoru a po min.24hod. bylo provedeno vážení, každý filtr byl vážen alespoň třikrát, všechny hodnoty pak byly zprůměrovány. Náhodně pak bylo provedeno kontrolní vážení po delší době jejich uskladnění v exsikátoru, neexponované filtry vykazovaly stálou hodnotu hmotnosti.

Impaktory byly rozebrány a omyty v isopropylalkoholu (čistota p.a.), jednotlivé díly rozloženy na skleněné misky a v předpřipraveném flow-boxu vysušeny. Do suchých impaktorů byly pinzetou



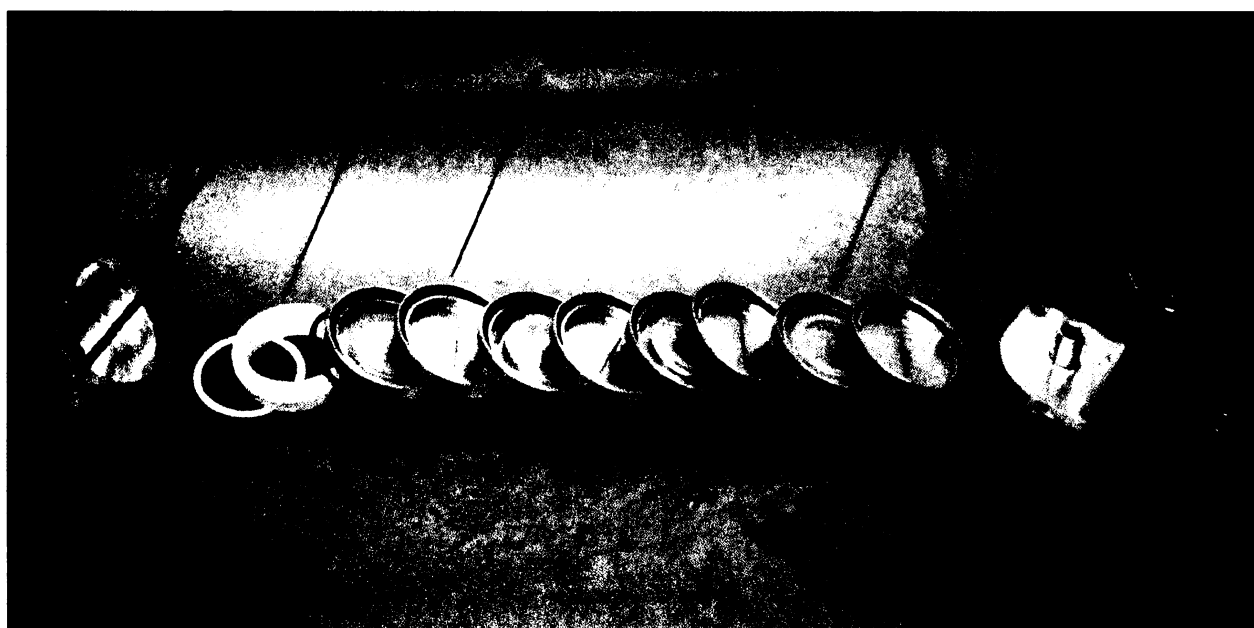
vloženy filtry (4ks velikost 25mm a 1 back-up 37mm) a připevněny plastovými kroužky. Sestavené impaktory byly uskladněny v mikrotenovém a polyetylenovém obalu. V místě měření byly vyměněny za již exponované a spuštěna pumpa, byla zaznamenána hodnota počítadla pumpy a čas. Exponované impaktory byly po přenesení do laboratoře ve flow-boxu rozebrány, filtry byly uloženy do odpovídajících krabiček a ponechány min. 24hod. v exsikátoru před opětovným zvážením (provedeno 3 - 4krát). U exponovaných filtrů bylo taktéž uskutečněno náhodně opakované vážení po delší době skladování, odchylky byly zanedbatelné u menších filtrů, větší odchylky u back-up, filtrů, vyskytlí-li se, byly vždy směrem nahoru, přisuzujeme je tedy kontaminaci při opakované manipulaci.

Měření impaktory probíhalo ve třech kampaních, každé z nich předcházelo kontrolní měření průtoku bublinovým průtokoměrem Gillian a seřízení pumpy na předepsaný průtok  $9 \text{ lmin}^{-1}$ .

Po skončení expozice proběhlo také měření průtoku exponovaným impaktorem pro kontrolu kompenzační funkce pumpy při zvyšujícím se odporu na back-up filtru.

Poslední den kampaně byly přineseny impaktory s vloženými filtry, připevněny do stojanů a zapojeny k pumpě, která však nebyla spuštěna, následně byly impaktory odneseny do laboratoře a filtry zpracovány jako slepé vzorky. Výsledky posloužili pro určení detekčního limitu a pro korekci hodnot rozdílů hmotnosti exponovaných filtrů.

Z hodnot korigovaných rozdílů hmotností filtrů, času běhu pumpy (kontrola s hodnotou počítadla, nedošlo-li k výpadku pumpy) a nominálního průtoku byla vypočtena průměrná 24hod koncentrace pro jednotlivé velikostní frakce a pro vnější a vnitřní prostředí.



Obrázek 8: Rozložený impaktor Sioutas

### 2.2.3 APS (aerodynamic particle sizer)

APS je kontinuální spektrometrické zařízení k detekci částic založené na principu sledování doby průletu částice při její interakci se dvěma částečně se překrývajícími laserovými paprsky ( $\lambda$  - 655 nm), výsledkem této interakce je světelný puls o dvou amplitudách, jejichž vzájemná vzdálenost (vlnová délka pulsu) je úměrná době průletu částice a vzhledem ke konstantnímu zrychlení vzduchového proudu i aerodynamickému průměru této částice. Intenzita signálu je pak úměrná rozptylovým vlastnostem částice. Rozptýlený světelný puls je eliptickým zrcadlem směřován k lavinovému fotometru, kde je převeden na puls elektrický. Zařízení umožňuje s velkou přesností detekovat i koincidenci dvou částic, čímž snižuje zkreslení signálu běžné u starších typů těchto zařízení.

APS detekuje částice v rozsahu aerodynamického průměru 0,5 - 20  $\mu\text{m}$  s přesností 0,02  $\mu\text{m}$ , výstupem je 52 velikostních kanálů a 16 kanálů intenzity rozptylu. Sledovaný vzduch je do zařízení přiváděn průtokem 1  $\text{lmin}^{-1}$ . Maximální početní koncentrace částic je až 10 000  $\text{cm}^{-3}$ . Za sekundu je možno detekovat více než 200 000 částic. Automatická korekce na tlak a teplotu vzduchu vnějšího prostředí je samozřejmostí (v rozsahu tlaku 700-1030 hPa).

Získány byly průměry početních koncentrací částic za 280s s následnou 20s pauzou, které byly ukládány v připojeném notebooku. Následně pak převedeny v programu TSI Aerosol Instrument Manager 5.2.0 na kumulativní hmotnostní koncentrace (s předpokládanou hustotou částic 1,2  $\text{gcm}^{-3}$  (Miller, Nazaroff, 2001)).

Použití APS jsme vzhledem k ceně a vytíženosti zařízení omezili na krátký úsek 25. - 30.6. 2005 současně s druhou kampaní měření impaktory Sioutas a to pouze uvnitř Mrtvé Ryby.

## 2.3 Další použitá data

Po dobu měření uvnitř klubu byla zaznamenávána vzdušná teplota a vlhkost digitálním záznamovým teploměrem a vlhkoměrem Commeter D3121, jeho parametry rozlišení a přesnosti jsou:  $0,1^{\circ}\text{C}$  ( $\pm 0,4^{\circ}\text{C}$ ) a  $0,1\%$  RV ( $\pm 2,5\%$ ). Kapacita paměti tvoří 8124 záznamů, registrovány byly 15 min. průměry.

Dále byly pro srovnání s daty o kvalitě ovzduší v Praze použity hodnoty hodinových průměrů koncentrací  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$  ze sítě automatického imisního monitoringu (AIM) ČHMÚ, kde je použita u obou velikostních frakcí radiometrická metoda  $\beta$  - atenuace.

Meteorologické údaje pocházeli z observatoře ČHMÚ na Karlově a z automatické stanice umístěné v budově PŘF Benátská 2.

Při vyhodnocení získaných dat bylo použito softwarové vybavení příslušné k daným přístrojům, dále programy MS Excel 2002, NCSS 2001 pro statistické vyhodnocení dat, dále CoPlot 6.311 pro tvorbu některých grafů, Photoshop 7 pro editaci obrazového materiálu. K digitalizaci meteorologických údajů z ČHMÚ pak program FineReader 7.0.

## 3. Výsledky

### 3.1 Popisná statistika

#### 3.1.1 DustTrak

Měření DustTrakem probíhalo v době od 4.5. do 15.8. 2005 uvnitř Mrtvé Ryby a od 6.5. do 12.8. ve vnějším prostředí (údaje z tohoto měření značeny též jako Benátská 4), během této doby došlo u venkovní stanice k výpadku způsobenému přerušением el. proudu a to od 20.-24.6.. Získané pětiminutové průměry koncentrací  $PM_{2,5}$  (data z DustTraku budeme pro přehlednost značit  $PM_{2,5}^{DT}$ ) byly vyhodnoceny pro jednotlivá období podle toho, jak se měnila otevírací doba Mrtvé Ryby. Zvlášť byly zvažovány výsledky pro soboty (vyřazeny byly údaje pro 2.7. kvůli pravděpodobné rušivé přítomnosti osob v dopoledních hodinách, viz odpovídající graf  $PM_{2,5}^{DT}$  v příloze).

Porovnáním mediánů hmotnostních koncentrací jsme zjistili, že zatímco mimo otevírací dobu se tyto hodnoty uvnitř Mrtvé Ryby pohybují v rozmezí od  $19 \mu\text{gm}^{-3}$  pro srpnové neděle až k nejvyšším hodnotám  $237 \mu\text{gm}^{-3}$ , během otevírací doby mohou mediány koncentrací dosahovat až hodnot  $1212 \mu\text{gm}^{-3}$ . Při celkovém pohledu je pak medián koncentrací uvnitř Mrtvé Ryby 3,4 násobkem mediánu koncentrací na stanici Benátská 4.

Tabulka 1: Vnitřní (bar Mrtvá Ryba) a vnější (Benátská 4) koncentrace  $PM_{2,5}^{DT}$  za celé sledované období bez rozlišení otevírací doby

Venkovní koncentrace $PM_{2,5}^{DT} / \mu\text{gm}^{-3}$		Vnitřní koncentrace $PM_{2,5}^{DT} / \mu\text{gm}^{-3}$	
Minimum	1	Minimum	1
Maximum	539	Maximum	8588
Průměr	32,88	Průměr	476
Medián	27	Medián	93
Geometrický průměr	26,6	Geometrický průměr	139
SD	21,4	SD	816
10.percentil	11	10.percentil	20
90.percentil	65	90.percentil	1434

Při porovnávání koncentrací pro dobu provozu a ostatní čas nutno počítat s nejistotou ohledně stanovení této provozní doby, také doba po jakou se vysoké koncentrace udržují i po zavírací hodině ztlačně ovlivňuje statistické hodnoty pro klidovou dobu, značně vyšší koncentrace mimo otevírací dobu hlavně v měsíci květnu oproti prázdninovým hodnotám jsou možná právě důsledkem tohoto vlivu (zavírací doba v květnových všedních dnech trvala 8h, v červenci a srpnu 16h)

**Vnitřní koncentrace PM<sub>2,5</sub><sup>DT</sup> / μgm<sup>-3</sup> (průměr / medián/ směrodatná odchylka  
(90.percentil)**

Den týdne	Otevírací doba	4.5.-31.5.	1.6.- 30.6.	1.7.-31.7.	1.8.-15.8.
		Po-Pá 9 -01 Ne 17-01	Po-Pá 11 - 01 Ne 17-01	Po-Pá 17 - 01 Ne 17-01	Po-Pá 17 - 01 Ne 17-01
Pondělí	mimo provoz	172 / 47 / 300 (506)	166 / 51 / 309 (415)	111 / 63 / 130 (286)	147 / 67 / 192 (367)
	za provozu	1114 / 765 / 1114 (2813)	695 / 514 / 828 (1497)	1056 / 570 / 113 (2686)	829 / 616 / 780 (2037)
Úterý	mimo provoz	380 / 114 / 587 (1048)	361 / 61 / 890 (819)	382 / 72 / 887 (993)	275 / 46 / 383 (995)
	za provozu	1022 / 783 / 980 (2354)	1213 / 909 / 1104 (2941)	744 / 524 / 777 (1927)	774 / 483 / 1028 (1736)
Středa	mimo provoz	548 / 237 / 675 (1616)	318 / 142 / 399 (945)	303 / 63 / 594 (983)	57 / 44 / 51 (85)
	za provozu	926 / 512 / 1012 (2282)	749 / 581 / 641 (1702)	541 / 456 / 449 (1074)	506 / 274 / 511 (1362)
Čtvrtek	mimo provoz	230 / 66 / 334 (673)	192 / 55 / 292 (594)	109 / 49 / 261 (131)	209 / 70 / 329 (450)
	za provozu	1089 / 702 / 1134 (2701)	886 / 598 / 996 (1988)	1242 / 1212 / 965 (2461)	920 / 639 / 866 (2202)
Pátek	mimo provoz	857 / 174 / 1169 (2511)	243 / 70 / 297 (536)	132 / 71 / 209 (311)	217 / 41 / 360 (620)
	za provozu	1178 / 593 / 1410 (3051)	503 / 364 / 490 (1170)	1188 / 722 / 1255 (3206)	250 / 92 / 317 (770)
Sobota	celkem	263 / 51 / 608 (714)	98 / 38 / 252 (150)	176 / 57 / 504 (282)	6 / 19 / 10 (197)
Neděle	mimo provoz	9 / 35 / 288 (150)	4 / 20 / 9 (67)	5 / 55 / 3 (81)	2 / 13 / 1 (37)
	za provozu	442 / 150 / 559 (1440)	725 / 151 / 1507 (1686)	347 / 104 / 606 (789)	600 / 528 / 484 (1243)
celkem	mimo provoz	311 / 62 / 641 (952)	181 / 50 / 426 (476)	194 / 61 / 513 (388)	137 / 39 / 255 (369)
	za provozu	1010 / 622 / 112 (2600)	802 / 521 / 959 (1828)	850 / 478 / 958 (2210)	645 / 394 / 734 (1624)

Tabulka 2: Vnitřní koncentrace (Mrtvá Ryba) PM<sub>2,5</sub><sup>DT</sup>: průměry, mediány, směrodatné odchylky a 90.percentil pro jednotlivé dny v týdnu a měsíce (μgm<sup>-3</sup>)

Lze pozorovat některé pravidelné rysy například nižší hodnoty během střeďečního a nedělního provozu, nejvyšší variabilitu vykazují hodnoty pro nedělní a páteční provoz. Pro účely odhadu koncentrací uvnitř Mrtvé Ryby s nejnižším ovlivněním činností člověka (jakési "pozaďové koncentrace") se ukazuje nevhodnější nedělní den až do otevírací doby, která byla po celý čas měření v 17hod., pro toto období je medián koncentrací  $33 \mu\text{g m}^{-3}$  (vzato za celý sledovaný úsek) proti sobotním klidovým hodnotám  $36 \mu\text{g m}^{-3}$ .

Přesnost uvedených hodnot bude diskutována dále, největším přínosem je dobrý obraz dynamiky vývoje znečištění ve vnitřním prostředí tohoto typu.

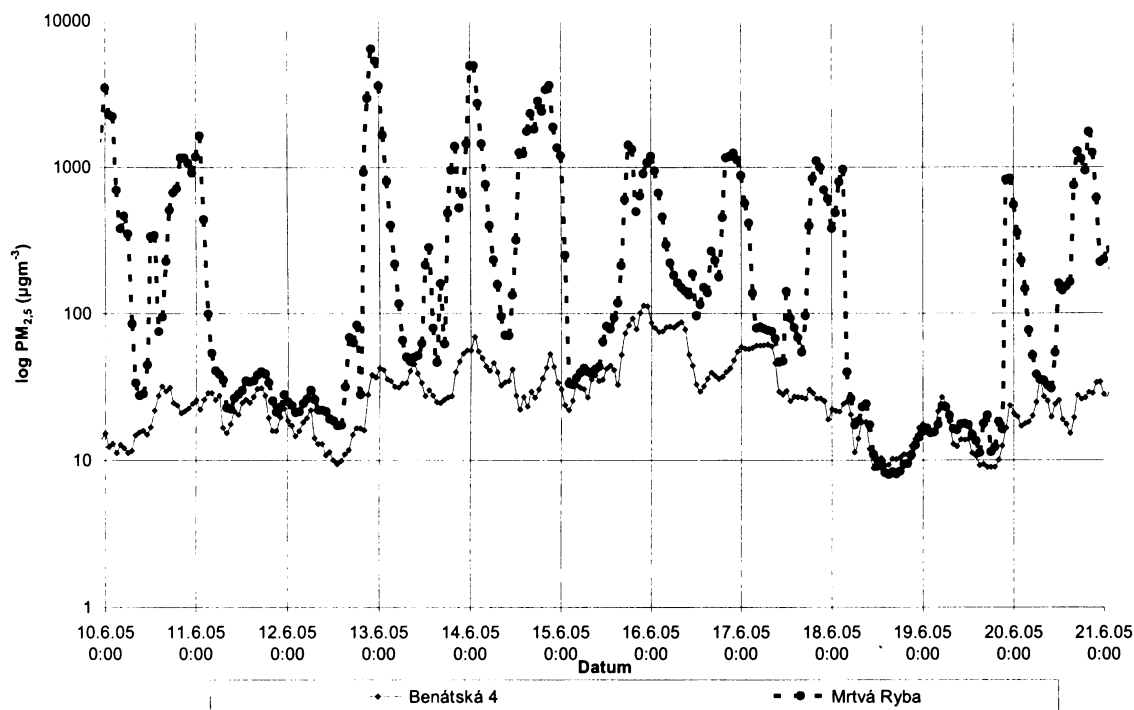
Tabulka 3: Mrtvá Ryba: 24hodinové koncentrace jednotlivých frakcí impaktoru Sioutas a DustTraku ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ), tučně vyznačeny soboty, \* označeny hodnoty, kde koncentrace pro nejvyšší patro leží pod mezí detekce

Datum	PM <sub>0.25</sub>	PM <sub>0.5</sub>	PM <sub>1.0</sub>	PM <sub>2.5</sub>	HF (>2,5)	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub> <sup>DT</sup>
25.5	59.9	81.8	81.8*	84.6	13.6	98.2	407.0
26.5	61.9	84.6	88.0	91.7	19.2	103.8	372.9
27.5	81.7	125.7	129.8	132.9	14.5	147.4	520.8
<b>28.5</b>	<b>51.3</b>	<b>58.2</b>	<b>59.1*</b>	<b>59.1*</b>	<b>0.2*</b>	<b>59.3</b>	<b>59.8</b>
29.5	118.1	169.9	175.1	178.0	8.9	186.9	791.5
30.5	41.9	65.5	68.1	69.4	6.7	76.1	292.4
31.5	98.0	134.5	136.9	137.0*	13.3	150.3	573.4
22.6	80.6	103.1	106.0	108.6	12.1	120.7	411.5
23.6	49.6	64.6	64.6*	64.6*	10.5	75.2	282.1
24.6	35.9	44.4	45.7*	47.6	7.5	55.1	150.3
<b>25.6</b>	<b>14.3</b>	<b>25.1</b>	<b>30.0</b>	<b>34.2</b>	<b>2.8*</b>	<b>37.0</b>	<b>69.4</b>
26.6	34.1	46.9	48.2*	50.5	4.6	55.1	160.5
27.6	55.5	67.5	70.0	73.3	8.3	81.6	237.6
28.6	72.4	89.4	92.7	94.2*	4.9	99.1	356.8
29.6	79.6	96.6	99.2	102.4	9.7	112.1	400.5
30.6	79.5	110.0	112.4	114.6	6.7	121.3	496.2
1.8	96.2	126.4	129.4	132.3	6.8	139.1	580.3
2.8	73.8	102.9	106.0	110.0	7.4	117.4	460.1
3.8	11.5	26.6	29.5	31.2*	3.9	35.1	169.5
4.8	59.9	74.9	77.3	80.1	9.5	89.7	363.3
5.8	30.5	40.5	42.3*	43.7*	4.0	47.8	155.4
<b>6.8</b>	<b>3.9</b>	<b>5.9</b>	<b>6.1*</b>	<b>6.9*</b>	<b>1.3*</b>	<b>8.2</b>	<b>7.9</b>

Ukázka průběhu koncentrací PM<sub>2.5</sub><sup>DT</sup> Mrtvé Rybě a na stanici Benátská 4 pro přibližně týdenní úsek je uvedena v Grafu 1, dobře je zde patrný trend přibližování obou řad koncentrací jak každý

jednotlivý den po zavírací době, tak především během sobot a nedělního dne až do otevírací doby. Oproti tomu nejvyšších hodnot koncentrací je dosahováno mezi 22. a 1. hodinou.

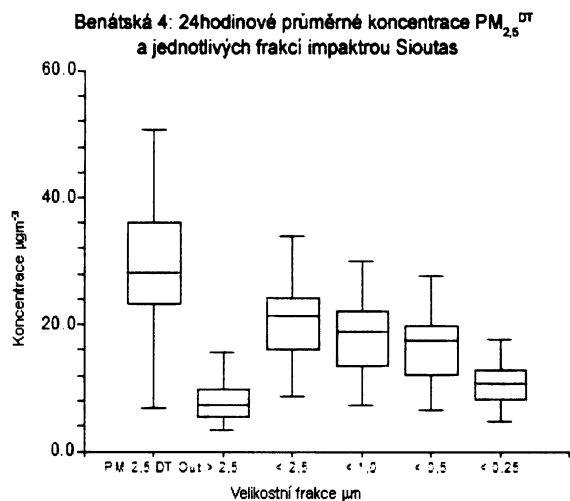
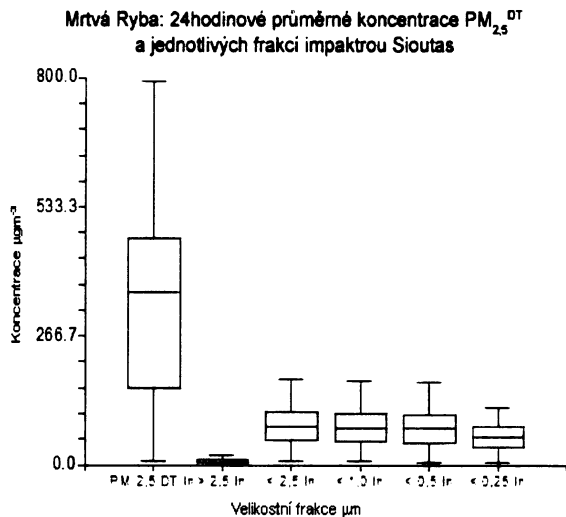
Vývoj hodinových průměrů hmotnostních koncentrací  $PM_{2,5}$  v Mrtvé Rybě a ve vnějším prostředí



Graf 1: Hodinové průměry koncentrací  $PM_{2,5}^{DT}$  v baru Mrtvá Ryba a ve vnějším ovzduší (stanice Benátská 4)

### 3.1.2. Kaskádový impaktor Sioutas

Tři kampaně měření kaskádovými impaktory Sioutas proběhly v době 25.5. - 31.5., 22.6. - 30.6. a 1.8. - 6.8.2005. Výsledky pro tyto kampaně nabízí tabulky 3 a 4, kde jsou uvedeny hodnoty 24hod. koncentrací pro jednotlivé frakce: HF (hrubá frakce odpovídá prvnímu patru impaktoru tedy frakci  $> 2,5\mu\text{m}$ ), aproximace  $PM_{10}$  (tedy suma  $PM_{2,5}$  a hrubé frakce),  $PM_{2,5}$ ,  $PM_{1,0}$ ,  $PM_{0,5}$  a  $PM_{0,25}$  a k nim časově relevantní 24hodinové průměry  $PM_{2,5}^{DT}$ .



Srovnatelnost všech kampaní je problematizována skutečností, že integrační doba 24hodinových průměrů je počítána vždy od otevírací hodiny, což bylo dáno přístupností podniku při výměně impaktorů. Výrazně nízké hodnoty pro 6.8. oproti dalším dvěma sobotám jsou tedy pravděpodobně způsobeny delším časem od konce pátečního provozu a vyšším stupněm samovolného odstranění částic z ovzduší baru. Zjištěná mez detekce ( $3\sigma$  rozdílů hmotnosti blank filtrů před a po expozici) pro impaktory Sioutas je  $1,9 \mu g m^{-3}$  pro frakce  $0,5-2,5 \mu m$  a  $6,8 \mu g m^{-3}$  pro frakci  $< 0,25 \mu m$ . Jen několik zjištěných hodnot leží pod polovinou tohoto limitu, pro korelační a regresní analýzu byly tyto hodnoty nahrazeny polovinou detekčního limitu. Všechny hodnoty ležící pod mezí detekce jsou v tabulkách označeny.



Tabulka 4: Benátská 4: 24hod koncentrace jednotlivých frakcí impaktoru Sioutas a DustTraku ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ), \* označeny hodnoty, kde koncentrace pro nejvyšší patro leží pod mezi detekce

Datum	PM <sub>0.25</sub>	PM <sub>0.5</sub>	PM <sub>1.0</sub>	PM <sub>2.5</sub>	HF (>2,5)	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub> <sup>DT</sup>
25.5	8.1	12.0	13.5*	15.8	12.9	28.7	30.3
26.5	11.8	17.4	18.4*	21.0	12.6	33.6	28.4
27.5	14.8	19.5	22.1	24.7	15.6	40.3	-
28.5	17.8	25.2	27.3	31.1	12.2	43.3	-
29.5	12.7	18.9	20.6*	23.4	9.5	32.9	-
30.5	6.0	10.1	11.0*	12.9	7.7	20.6	35.7
31.5	5.5*	8.5*	9.1*	11.7	3.3	15.0	19.0
22.6	9.1	18.0	19.8	23.1	7.3	30.4	39.2
23.6	13.1	18.6	19.8*	22.9	8.1	31.0	27.2
24.6	12.1	12.1*	13.5*	15.2*	5.5	20.7	24.9
25.6	11.2	18.3	20.6	23.3	4.7	27.9	35.5
26.6	12.7	20.6	22.1*	24.0*	6.1	30.1	26.1
27.6	17.3	27.7	30.0	34.0	10.1	44.1	38.5
28.6	10.2	15.2	16.5*	18.6	7.6	26.3	23.0
29.6	16.9	24.4	26.2*	29.7	9.0	38.7	36.0
30.6	10.8	20.6	24.0	26.8	4.2	31.0	50.7
1.8	11.0	18.1	19.8*	22.4	6.9	29.3	35.1
2.8	10.7	12.7	14.3*	16.2	5.0	21.2	43.1
3.8	7.0*	13.7	14.8*	16.2*	6.2	22.4	24.7
4.8	8.3	12.2	13.5*	16.3	9.6	26.0	21.9
5.8	9.0	13.2	14.3*	16.1	5.8	21.9	23.2
6.8	4.7*	6.6*	7.3*	8.7*	3.3*	12.0	10.0

### 3.1.3 Aerodynamic particle sizer (APS)

Aerodynamic particle sizer (APS) jsme použili současně s druhou kampaní měření impaktory Sioutas a to v době od 25.do 30.6., rozsah velikostí částic registrovaných tímto přístrojem leží až nad oblastí, která zaujímá většinu hmotnosti aerosolu. Srovnání integrovaných 24 hod. hmotnostních koncentrací s koncentracemi frakcí 0,5-1,0, 1,0-2,5 a 2,5-10  $\mu\text{m}$  získaných impaktory Sioutas je uvedeno v Tab.5. Koncentrace zjištěné metodou APS jsou vesměs vyšší než odpovídající hodnoty Sioutas impaktoru, zvláště patrné je to u frakce 0,5-1  $\mu\text{m}$ . Přínosnou informací pro pochopení jevů ovlivňujících koncentrace aerosolů ve sledovaném prostředí jsou časové průběhy

velikostně normalizovaných hmotnostních koncentrací, jejichž grafy jsou umístěny v příloze (bílé plochy nad grafem odpovídají nedetekovatelným hodnotám početnosti částic).

Tabulka 5: Mrtvá Ryba: 24hodinové průměrné koncentrace získané APS a Sioutas impaktorem pro dané velikostní frakce ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) \* označeny hodnoty pod mezí detekce

Datum	APS			Sioutas impaktor			
	2,458- 10.370 $\mu\text{m}$	0.965- 2.458 $\mu\text{m}$	0.542- 0.965 $\mu\text{m}$	2,5- 10 $\mu\text{m}$	1.0- 2.5 $\mu\text{m}$	0.5- 1,0 $\mu\text{m}$	0.25 - 0.5 $\mu\text{m}$
25.6	2.50	9.60	9.54	2.78	4.17	4.86	10.88
26.6	3.34	2.95	5.55	4.63	2.24	1.35*	12.81
27.6	9.02	2.49	5.55	8.29	3.24	2.55	12.00
28.6	7.79	2.11	5.68	4.94	1.54*	3.28	16.94
29.6	11.41	2.82	6.14	9.67	3.20	2.62	16.98

## 5.2 I/O poměr

Často používaným údajem pro zhodnocení vlivu vnějšího ovzduší na koncentrace aerosolů uvnitř budov je poměr mezi koncentrací ve vnitřním a vnějším prostředí. Tyto I/O poměry jsou pro jednotlivé 24hod. koncentrace získané Sioutas impaktory a DustTrakem uvedeny v Tab.7.

Naše výsledky ukazují na podstatně větší rozdíly I/O poměrů pro jemné frakce, zatímco poměry pro hrubou frakci jsou relativně méně variabilní. V době klidu se tyto poměry mají tendenci snižovat až pod hodnotu 1, nejnižší platná pozorovaná hodnota je 0,59. V provozních dnech pak roste pro  $\text{PM}_{10}$  až na hodnotu 10. Pro frakci  $\text{PM}_{0,25}$  dosahují I/O poměry vyšších hodnot s průměrem 5,27 a maximální hodnotou 9,27. Poměry pro jednotlivé velikostní frakce jsou uvedeny v Tab.6. Bohužel velké množství dat se nachází pod mezí detekce, pro vnitřní ovzduší jsou to převážně hodnoty pro velikostní interval 0,5-1  $\mu\text{m}$ , pro venkovní pak

Tabulka 6: I/O poměry pro jednotlivé intervaly velikostí částic, průměrné hodnoty za všechny kampaně

I/O poměr	Velikostní intervaly částic				
	< 0,25 $\mu\text{m}$	0,25 - 0,5 $\mu\text{m}$	0,5 - 1,0 $\mu\text{m}$	1,0 - 2,5 $\mu\text{m}$	> 2,5 $\mu\text{m}$
	5,27	4,42	1,43	1,13	1,20

Tabulka 7: I/O poměry 24hod průměrných koncentrací pro jednotlivé velikostní frakce, \* označeny hodnoty jež nebylo možno zjistit (některá z koncentrací se nachází pod mezi detekce)

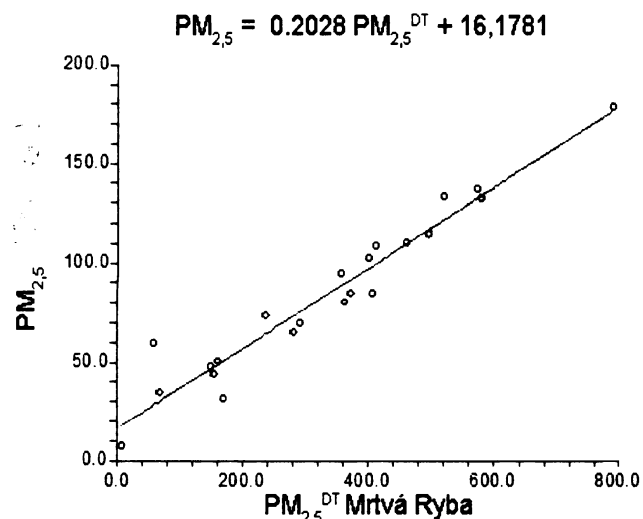
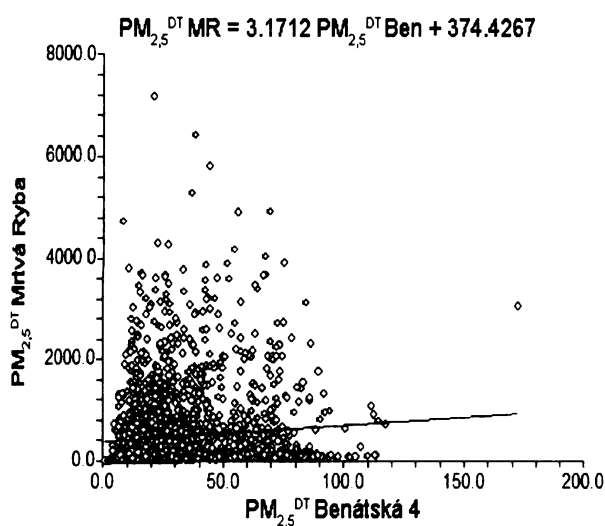
Datum	PM <sub>0.25</sub>	PM <sub>0.5</sub>	PM <sub>1.0</sub>	PM <sub>2.5</sub>	HF(>2,5)	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub> <sup>DT</sup>
25.5	7.43	6.83	*	5.34	1.05	3.42	13.44
26.5	5.26	4.86	*	4.36	1.52	3.09	13.12
27.5	5.52	6.46	5.88	5.38	0.93	3.66	
<b>28.5</b>	<b>2.87</b>	<b>2.31</b>	*	*	*	<b>1,37</b>	
29.5	9.27	8.98	*	7.60	0.93	5.67	
30.5	*	6.49	*	5.37	0.87	3.69	8.20
31.5	*	*	*	*	3.99	10.01	30.13
22.6	8.86	5.71	5.35	4.70	1.66	3.98	10.49
23.6	3.79	3.47	*	*	1.31	2.42	10.38
24.6	2.97	*	*	*	1.37	2.67	6.02
<b>25.6</b>	<b>1.27</b>	<b>1.37</b>	<b>1.46</b>	<b>1.47</b>	<b>0,59</b>	<b>1.32</b>	<b>1.95</b>
26.6	2.68	2.28	*	*	0.76	1.83	6.16
27.6	3.21	2.43	2.34	2.15	0.82	1.85	6.17
28.6	7.10	5.87	*	*	0.65	3.78	52.19
29.6	4.70	3.96	*	3.45	1.08	2.90	11.11
30.6	7.35	5.33	4.67	4.27	1.61	3.91	9.80
1.8	8.71	6.98	*	5.92	0.98	4.75	16.53
2.8	6.91	8.10	*	6.80	1.48	5.54	10.69
3.8	1.65	1.94	*	*	0.63	1.57	6.86
4.8	7.25	6.17	*	4.91	0.99	3.45	16.58
5.8	3.41	3.08	*	*	0.69	2.18	6.70
<b>6.8</b>	*	<b>0.88</b>	*	<b>0.80</b>	*	<b>0.68</b>	<b>0.79</b>

### 3.3 Korelační a regresní analýza

Vzájemné vztahy a souvislosti mezi jednotlivými sledovanými faktory ovlivňujícími hodnoty hmotnostních koncentrací v prostoru baru Mrtvá Ryba byly hodnoceny regresní a korelační analýzou, stejně tak byly analyzovány jednotlivé použité metody měření.

#### 3.3.1. Korelační analýza hodnot získaných jednotlivými metodami

Regresní analýza hodinových průměrů koncentrací získaných DustTrakem uvnitř baru a v Benátské 4 na hladině významnosti  $p < 0,05$  prokázala vzájemnou korelaci (Pearsonův kor. koeficient 0,0846 při počtu párů 2228 a kritické hodnotě 0,05) a v případě, že byli sledováni pouze soboty (Pearsonův koeficient 0,194 při počtu párů 312 a kritické hodnotě 0,113):



Při analýze vztahů mezi koncentracemi v jednotlivých velikostních frakcích impaktorů Sioutas a hodnotami  $PM_{2,5}^{DT}$  pro stejnou lokalitu jsme na hladině  $p < 0,05$  prokázali ve vnitřním prostředí velmi dobrou korelaci  $PM_{2,5}^{DT}$  k  $PM_{2,5}$  ( $R^2 = 0,935$ ), přičemž nejtěsněji tyto hodnoty korelují s velikostní frakcí  $< 0,25 \mu m$ , která také obsahuje největší podíl hmotnosti aerosolů. Ve vnějším prostředí pak  $PM_{2,5}^{DT}$  vykazuje poněkud nižší stupeň korelace s maximální hodnotou  $R^2 = 0,487$  pro frakci  $0,5-1,0 \mu m$ . Všechny hodnoty regresní analýzy jsou uvedeny v Tabulce 8 pro vnitřní prostředí a v Tabulce 9 pro vnější, korelovány byly koncentrace jak sumárních frakcí  $PM_{2,5}$  a  $PM_{0,25}$  tak jednotlivých velikostních intervalů.

Tabulka 8: Hodnoty regresní analýzy, Pearsonovy korelační koeficienty (kritická hodnota na hladině 5 %: 0.404) pro 24hod průměry  $PM_{2,5}^{DT}$  a jednotlivé frakce impaktoru Sioutas, Mrtvá Ryba

y	x	Směrnice	y (x=0)	$R^2$	Pearsonův koeficient
$PM_{10}$	$PM_{2,5}^{DT}$	0,217	19,80	0,492	0,970
$PM_{2,5}$	$PM_{2,5}^{DT}$	0,203	16,18	0,935	0,967
$PM_{0,25}$	$PM_{2,5}^{DT}$	0,140	12,11	0,865	0,930
HF	$PM_{2,5}^{DT}$	0,014	3,41	0,347	0,589
1,0 - 2,5 $\mu m$	$PM_{2,5}^{DT}$	0,002	1,64	0,077	0,278
0,5 - 1,0 $\mu m$	$PM_{2,5}^{DT}$	0,003	1,30	0,228	0,477
0,25 - 1,0 $\mu m$	$PM_{2,5}^{DT}$	0,058	1,33	0,855	0,925

Tabulka 9: Hodnoty regresní analýzy, Pearsonovy korelační koeficienty( kritická hodnota na hladině 5 %:0,433) pro 24hod průměry  $PM_{2,5}^{DT}$  a jednotlivé frakce impaktoru Sioutas, Benátská 4

y	x	Směrnice	y (x=0)	$R^2$	Pearsonův koeficient
$PM_{10}$	$PM_{2,5}^{DT}$	1,341	46,54	0,143	0,378
$PM_{2,5}$	$PM_{2,5}^{DT}$	0,334	9,96	0,321	0,566
$PM_{0,25}$	$PM_{2,5}^{DT}$	0,123	6,58	0,166	0,408
HF	$PM_{2,5}^{DT}$	0,020	6,60	0,006	0,076
1,0 - 2,5 $\mu\text{m}$	$PM_{2,5}^{DT}$	0,030	1,56	0,203	0,450
0,5 - 1,0 $\mu\text{m}$	$PM_{2,5}^{DT}$	0,004	0,37	0,487	0,698
0,25 - 0,5 $\mu\text{m}$	$PM_{2,5}^{DT}$	0,134	1,73	0,274	0,524

Při aplikaci námi zjištěných regresních vztahů pro korekci nadhodnocených hodnot koncentrací  $PM_{2,5}^{DT}$  jsme došli k následujícím opraveným průměrným hodnotám koncentrací  $PM_{2,5}$  pro provozní dobu za jednotlivé měsíce: květen 221  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , červen 179  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , červenec 189  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  a srpen 147  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ .

Korelační analýza hmotnostních koncentrací jednotlivých velikostních frakcí získaných Sioutas impaktory ve vnějším a vnitřním prostředí poskytla na hladině  $p < 0,05$  následující výsledky (hodnoty Pearsonových korelačních koeficientů uvedeny v Tab.10).

lokality	Mrtvá Ryba				
Benátská 4	> 2,5 $\mu\text{m}$	1,0 - 2,5 $\mu\text{m}$	0,5 - 1,0 $\mu\text{m}$	0,25 - 0,5 $\mu\text{m}$	< 0,25 $\mu\text{m}$
> 2,5 $\mu\text{m}$	0,505	0,278	0,103	0,238	0,273
1,0 - 2,5 $\mu\text{m}$	0,270	0,224	0,097	0,107	0,452
0,5 - 1,0 $\mu\text{m}$	- 0,065	0,371	0,264	0,249	0,272
0,25 - 0,5 $\mu\text{m}$	- 0,058	0,219	0,208	0,032	0,169
< 0,25 $\mu\text{m}$	0,061	0,306	0,088	0,025	0,264

Tabulka 10: Hodnoty Pearsonových korelačních koeficientů pro jednotlivé velikostní frakce aerosolu vnějšího a vnitřního prostředí, kritická hodnota pro 22 párů: 0,404

Prokazatelně spolu mezi sebou korelují pouze hrubé frakce (Pearsonův koeficient 0,505) a

frakce 1,0 - 2,5  $\mu\text{m}$  vnějšího ovzduší s frakcí < 2,5  $\mu\text{m}$  vnitřního, ostatní korelace jsme na 5% hladině zamítli. Pro jednotlivé frakce vnějšího ovzduší uvažované samostatně (neuvezeny v tabulkách) jsou korelace poměrně těsné až na vztah hrubé frakce a frakce 0,25 - 0,5  $\mu\text{m}$ . Vztahy mezi jednotlivými frakcemi ve vnitřním ovzduší jsou relativně složitější, korelační koeficienty jsou uvedeny v Tab.11.

Tabulka 11: Hodnoty Pearsonových korelačních koeficientů pro jednotlivé velikostní frakce aerosolu vnitřního ovzduší, kritická hodnota: 0,404

Mrtvá Ryba	> 2,5 $\mu\text{m}$	1,0 - 2,5 $\mu\text{m}$	0,5 - 1,0 $\mu\text{m}$	0,25 - 0,5 $\mu\text{m}$	< 0,25 $\mu\text{m}$
> 2,5 $\mu\text{m}$	1				
1,0 - 2,5 $\mu\text{m}$	0,356	1			
0,5 - 1,0 $\mu\text{m}$	0,202	0,613	1		
0,25 - 0,5 $\mu\text{m}$	0,523	0,286	0,617	1	
< 0,25 $\mu\text{m}$	0,532	0,248	0,408	0,814	1

Velice těsná je korelace frakcí obou nejmenších frakcí (< 0,5  $\mu\text{m}$ ) a frakcí 1,0 - 2,5  $\mu\text{m}$  a 0,5 - 1,0  $\mu\text{m}$ , také vztah mezi hrubou frakcí a dvěma nejmenšími frakcemi je prokazatelný. Oproti tomu ostatní velikostní kategorie vykazují jen nízký stupeň korelace.

Hodnoty získané APS jsme pro malý počet měření nekorelovali s údaji impaktorů Sioutas. Regresní analýza mezi kumulativními hmotnostními koncentracemi jednotlivých velikostních frakcí APS a PM<sub>2,5</sub> DustTraku ukazuje na relativně dobrou shodu ( $R^2 = 0,8-0,85$ ), hodnota směrnice regresní přímky, jež pro všechny velikostní kategorie má hodnotu větší než 10 a i při regresní analýze bez posunu regresní přímky (prochází počátkem souřadnic) má pro PM<sub>10</sub> hodnotu 12.

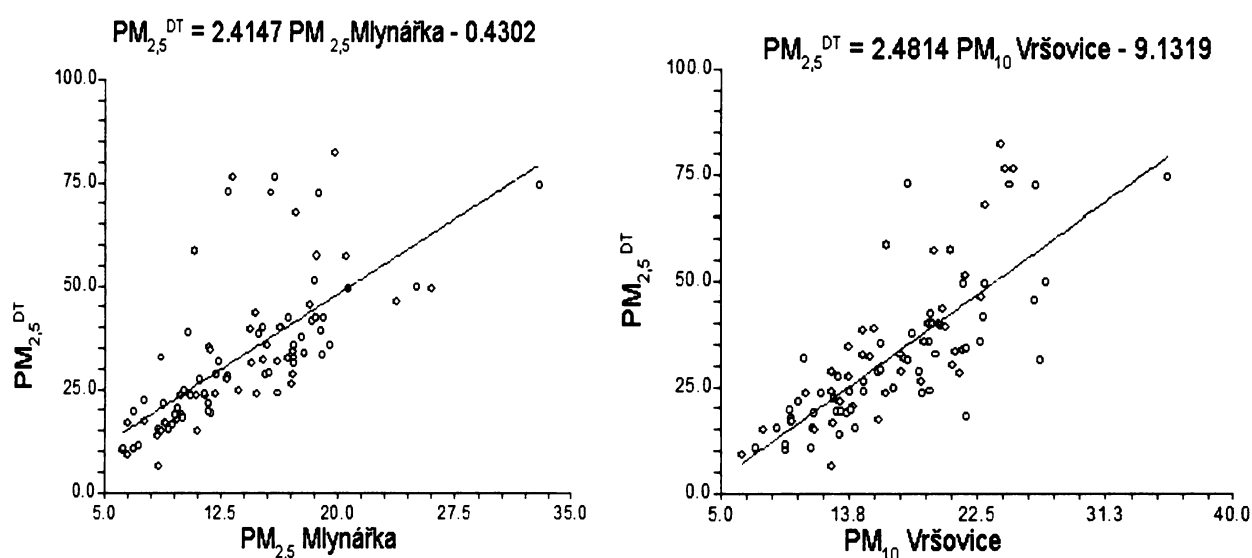
Hodnoty koncentrací z DustTraku jsou tedy v tomto zakouřeném prostředí až 12krát vyšší než hmotnostní koncentrace částic intervalu 0,5-19  $\mu\text{m}$ , což je ve shodě s pozorovanou distribucí hmotnosti odvozenou z impaktorů Sioutas.

### 3.3.2 Korelační analýza hodnot PM<sub>2,5</sub> a údajů AIM

Pro kontrolu našeho měření ve venkovním ovzduší a pro srovnání použitých metod jsme podrobili průměrné koncentrace PM<sub>2,5</sub><sup>DT</sup> s údaji ze sítě automatického imisního monitoringu (AIM).

K regresní analýze byly vybrány průměrné koncentrace PM<sub>10</sub> z následujících stanic AIM nacházejících se nejbližší naší lokalitě: Vršovice, Braník, Riegrovy sady a Mlynářka, na této stanici probíhá také monitoring jemné frakce PM<sub>2,5</sub>. Všechny stanice AIM využívají radiometrickou

metodu  $\beta$ -atenuace. K regresní analýze byly použity hodinové i 24hodinové průměry pro jednotlivé stanice. V Tab. 12 jsou uvedeny výsledky korelační analýzy a počty párů (a jim odpovídající kritické hodnoty) vzatých k analýze neboť časové řady údajů sítě AIM nejsou vždy úplné. Všechny zjištěné korelace jsou na hladině 5% . 24hodinové průměry korelují poněkud lépe, největší shoda je mezi našim stanovištěm a stanicí ve Vršovicích, pro hodinové průměry pak koncentrací  $PM_{2,5}$  na stanici Mlynářka. Všechny zjištěné koncentrace  $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$  jsou vyšší u našich měření (směrnice regresní přímky je menší než 1) s výjimkou stanice Braník, kde ovšem nízký počet pozorování ztěžuje interpretaci získaných korelačních hodnot. Graficky znázorněny regrese pro 24hod průměry  $PM_{10}$  ze stanice Vršovice a  $PM_{2,5}$  ze stanice Mlynářka.



AIM	Hodinové průměry			24hodinové průměry		
	Pearsonův koeficient	počet párů	kritická hodnota	Pearsonův koeficient	počet párů	kritická hodnota
Riegrový sady $PM_{10}$	0,309	2132	0,058	0,495	90	0,207
Braník $PM_{10}$	0,557	277	0,12	0,505	17	0,482
Vršovice $PM_{10}$	0,499	2197	0,058	0,771	93	0,207
Mlynářka $PM_{10}$	0,462	2159	0,058	0,661	90	0,207
Mlynářka $PM_{2,5}$	0,584	2161	0,058	0,690	90	0,207

Tabulka 12: Hodnoty Pearsonových korelačních koeficientů a příslušných kritických hodnot pro hmotnostní koncentrace  $PM_{2,5}^{DT}$  ze stanice Benátská 4 a  $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$  ze sítě AIM

### 3.3.3 Korelační analýza hodnot koncentrací a meteorologických údajů

Vztah meteorologických podmínek a hmotnostních koncentrací aerosolů ve vnějším resp.

vnitřním prostředí byl sledován na základě údajů z observatoře ČHMÚ Praha, Karlov (tři denní údaje v 7., 14. 21. hod. za období 1.5.-31.7.) a z automatické stanice umístěné v budově PŘF Benátská 2 (15 min průměry za období 20.6. až 4.7.). V obou případech jsme provedli korelační analýzu s hodnotami pro teplotu vzduchu (°C), rychlost větru ( $\text{ms}^{-1}$ ) a relativní vzdušnou vlhkost (%). Koncentrace  $\text{PM}_{2,5}^{\text{DT}}$  uvnitř Mrtvé Ryby jsme analyzovali ve vztahu k vzdušné vlhkosti a teplotě, zaznamenané registračním přístrojem Commeter.

Tabulka 13: Hodnoty Pearsonových korelačních koeficientů pro meteorologické údaje ze stanic Benátská 2 a Praha, Karlov a hmotnostní koncentrace  $\text{PM}_{2,5}^{\text{DT}}$  ze stanic Benátská 4 a Mrtvá Ryba (v závorkách odpovídající kritické hodnoty)

	Benátská 2			Praha, Karlov		
	Teplota	Vlhkost	Rychlost větru	Teplota	Vlhkost	Rychlost větru
Benátská 4	-0,297 (0,09)	0,408 (0,09)	-0,066 (0,09)	0,261 (0,13)	0,166 (0,13)	-0,389 (0,13)
Mrtvá Ryba	-0,011 (0,09)	0,072 (0,09)	0,036 (0,09)	-0,146 (0,13)	-0,080 (0,13)	-0,036 (0,13)
I/O poměr	-0,090 (0,09)	0,028 (0,09)	0,025 (0,09)	-0,215 (0,13)	-0,125 (0,13)	0,070 (0,13)
I/O poměr soboty	-0,4553 (0,14)	0,508 (0,14)	0,209 (0,14)	-0,384 (0,27)	0,310 (0,27)	-0,050 (0,27)

Pro vnitřní prostředí jsme pro teplotu ani pro vlhkost neprokázali korelaci s koncentrací  $\text{PM}_{2,5}^{\text{DT}}$  (u teploty Pearsonův koeficient -0,028 při počtu párů 5472 a kritické hodnotě 0,09, pro relativní vzdušnou vlhkost Pearsonův koef. -0,065 obojí pro  $p < 0,05$ ).

Výsledky korelační analýzy pro údaje ze stanic Karlov a Benátská 2 a venkovních koncentrací  $\text{PM}_{2,5}^{\text{DT}}$  jsou uvedeny v Tabulce 13. Hmotnostní koncentrace  $\text{PM}_{2,5}$  vykazují určitý stupeň korelace jak s hodnotami vzdušné vlhkosti tak teploty, ale pouze pro vnější ovzduší a I/O poměr pro soboty, kde je ale venkovní složka tohoto poměru dominantní, takže se dá tato korelace očekávat. Těsnější korelace jsme pozorovali u dat z Benátské 2, kromě korelací s rychlostí větru, která je výraznější pro údaje z Karlova. Koncentrace uvnitř baru korelují pouze s hodnotami teploty z Karlova.



## 4. Diskuse

Koncentrace aerosolových částic v restauračních zařízeních, barech a kavárnách je již řadu let předmětem zájmu vědecké obce, a to především pro neobvykle vysoké hodnoty hmotnostních koncentrací a z nich vyplývající personální expozice. Také společenská poptávka po evaluaci rizikovosti tohoto prostředí popřípadě vyhodnocení účinnosti regulačních opatření vedla ke vzniku řady prací s touto tematikou, většina z nich se však spokojila s konstatováním průměrných hodnot koncentrací, nejčastěji respirabilní frakce  $PM_{2,5}$ .

Námi zjištěná průměrná 24hodinová hodnota hmotnostní koncentrace  $PM_{2,5}$  v baru pro provozní dny činí  $91,9 \mu\text{g m}^{-3}$  a  $PM_{10}$   $100,6 \mu\text{g m}^{-3}$  při průměrné venkovní koncentraci  $PM_{2,5}$   $20,6 \mu\text{g m}^{-3}$  (uvedené údaje jsou výsledkem gravimetrické metody Sioutas impaktoru). Při aplikaci zjištěné korekční rovnice na průměry  $PM_{2,5}^{DT}$  pouze za provozní dobu je nejvyšší průměrná koncentrace  $PM_{2,5}$  za provozní dobu v měsíci květnu  $221 \mu\text{g m}^{-3}$  (celkem za sledované období a provozní dobu  $192,6 \mu\text{g m}^{-3}$ ).

Odpovídající hodnoty uváděné literaturou pro restaurace, bary a noční podniky se pohybují od  $53,2 \mu\text{g m}^{-3}$  (Lambert et al., 1993),  $93-151 \mu\text{g m}^{-3}$  (Collect et al., 1992),  $135 \mu\text{g m}^{-3}$  (Maskarinec et al., 2000),  $255 \mu\text{g m}^{-3}$  ( $PM_{10}$ ) (Cenko et al., 2004) až k hodnotě  $502 \mu\text{g m}^{-3}$  (TSP) (Bergman et al., 1996), při srovnání s venkovní koncentrací například navýšení o  $56,8 \mu\text{g m}^{-3}$  nad venkovní koncentraci (Ott et al., 1996). Použité metody jsou většinou zaměřeny na respirabilní frakci aerosolu ( $PM_{2,5}$ ), méně často na větší velikostní frakci  $PM_{10}$  a jen nemnoho prací se zabývá koncentracemi částic mikronových či submikronových velikostí ( $PM_1$ : průměrná hodnota v restauracích  $169 \mu\text{g m}^{-3}$  (Braniš et al., 2002). Nicméně, jak i z našich výsledků vyplývá, toto specifické prostředí je charakteristické tím, že většina hmotnosti částic menších než  $10 \mu\text{m}$  se nachází až v oblasti pod  $0,5 \mu\text{m}$  či dokonce  $0,25 \mu\text{m}$ . Nezdá se tedy, že by vznikala potřeba měřit hodnoty koncentrací nižších velikostních frakcí.

Snaha rozlišit podíl ETS na celkovém množství aerosolových částic vede dnes spíše ke sledování obsahu markerů ETS (nikotin, solanesol aj.) než vlastních prašných částic. Odhady podílu ETS na celkové koncentraci  $PM_{2,5}$  v barech a restauračních zařízeních se pohybují v poměrně širokém rozmezí (například srovnáním koncentrací před a po zákazu kouření: 33% (Cenko et al., 2004) či srovnáním s koncentracemi markerů 83-95% (Zhou et al., 2000). Významným faktorem je přítomnost jiných zdrojů, například otevřených ohnišť: průměr  $PM_{2,5}$   $1167 \mu\text{g m}^{-3}$  zjištěný v restauracích s otevřenými grily (Lee et al., 2001).

Hodnoty 5min. průměrů koncentrací  $PM_{2,5}$  zjištěné DustTrakem dosahují maximálních hodnot přes  $7000 \mu\text{g m}^{-3}$ , jde ovšem o hodnoty zhruba třikrát vyšší než odpovídá referenčním

gravimetrickým stanovením (srovnání a vyhodnocení jednotlivých metod viz dále), 90% percentily koncentrací se i po přepočtu pohybují v rozmezí 400 - 833  $\mu\text{gm}^{-3}$ .

Porovnáním dosažených hodnot koncentrací pro jednotlivé velikostní frakce aerosolů získaných impaktory Sioutas jsme došli k několika závěrům:

Je dobře patrný rozdíl ve velikostně hmotnostní distribuci aerosolů uvnitř baru Mrtvá Ryba oproti pozadovému, městskému aerosolu: většina hmotnosti aerosolových částic přítomných v baru je obsažena v nejmenší velikostní složce  $\text{PM}_{0,25}$ , a to přibližně 60-70% (průměr 62%) hmotnosti  $\text{PM}_{10}$ . V pozadovém měření je to asi jen 30-40% (průměr 38%).

Tento poměr klesá v zavíracích dnech v červnu a srpnu, roste přitom relativní zastoupení frakce 1 - 2,5  $\mu\text{m}$ . Hrubá frakce > 2,5  $\mu\text{m}$  je více závislá na venkovních koncentracích, jež byly ve sledovaných sobotách výjimečně nízké (25.6. i 6.8. totiž přišlo a to se pravděpodobně projevilo na nižších hodnotách koncentrací hrubých částic, které se 6.8. nacházely na mezi detekce).

Aerodynamic particle sizer (APS) nám poskytl názorný obraz dynamiky vývoje znečištění ve sledovaném prostoru, jež je nejlépe patrný z grafů časových průběhů velikostně normalizovaných hmotnostních koncentrací uvedených pro celé sledované období v příloze. Lze zde pozorovat některé jevy, například rychlejší úbytek větších částic (s maximem kolem 6  $\mu\text{m}$ ) oproti menším částicím po zavírací době, rychlý a náhlý vzestup koncentrací po otevření v 11 hod. (s pravděpodobným vlivem vysávání na zvýšení koncentrací částic hrubé fáze např. 27.6.), ne zcela jasný je původ pravidelného a náhlého nástupu večerních maximálních hodnot koncentrací, který nastává kolem 20.hod (možná souvisí s pobytem návštěvníků na zahrádce, resp. jejich přesunem dovnitř nebo se v baru po setmění méně větrá). Zajímavá je také skutečnost nepravidelného nočního pročištění vzduchu (např. 28.6. proběhlo jen v menší míře, ačkoli 24hod  $\text{PM}_{2,5}^{\text{DT}}$  koncentrace za tuto dobu byla spíše podprůměrná), což lze buď přisoudit vlivu ventilace (jež je však přes noc spuštěná spíše výjimečně) nebo nižší koncentraci malých, submikronových částic a tedy nižší koagulaci částic v oblasti do 10  $\mu\text{m}$  (koagulace je jevem druhého řádu vzhledem k hodnotám koncentrací, tedy její rychlost roste s kvadrátem koncentrace částic (Jones, 1998)). Podobně relativně vyšší koncentrace částic ve sledovaném velikostním rozmezí během klidové fáze soboty 25.6. a neděle 26.6. oproti provozním dnům lze vysvětlit tímto procesem. Nevíme však jaký vliv mělo vcelku neobvyklé zvíření prachu v důsledku naší přítomnosti během instalace zařízení (dobře patrné na počátku měření 25.6. a samozřejmě významné jen v oblasti 6-10  $\mu\text{m}$  bez jinak obvyklé produkce submikronových částic vznikajících kouřením). Zajímavá je symetrie průběhu vývoje koncentrací částic < 1  $\mu\text{m}$  a částic hrubých, můžeme spekulovat, jde-li o důsledek synchronicity mezi lidskou přítomností (a resuspenzí hrubých částic) a kouřením, anebo se zde projevuje vznik částic koagulací. Nutno podotknout, že APS má spodní mez detekované velikosti částic kolem 0,5  $\mu\text{m}$ ,

takže největší část v baru se vyskytujících částic leží mimo tuto oblast. Také vyskytující se maxima v oblasti 0,5-1  $\mu\text{m}$ , které lze nepochybně přisoudit ETS, jsou jen druhým ze dvou modů částic vznikajících při kouření (maximum prvního z nich leží v oblasti 60-90 nm a během 30-60 min po vykouření cigarety se velikost částic zvyšuje asi o 50%, načež zůstává dále stabilní (Morawska, 1997)). Musíme také upozornit na fakt, že vyšší poloha umístění APS mohla vést k podhodnocení větších částic, které mnohem rychleji sedimentují; při měření v menší výšce nad povrchem by tyto koncentrace byly asi vyšší.

Zjištěné I/O poměry hmotnostních koncentrací dokazují dominantní působení vnitřních zdrojů částic, pro jemnou frakci  $< 0,25 \mu\text{m}$  dosahují průměrné hodnoty 5,7. Bereme-li v úvahu jednotlivé velikostní frakce aerosolů, porovnáním hodnot pro provozní dny zjistíme, že v zavírací den je dokonce I/O poměr pro velikostní interval 1-2,5  $\mu\text{m}$  vyšší než v dny provozní (a nepatrně nižší než 1), což je ve shodě s výše uvedenou skutečností zjištěnou metodou APS. Pravděpodobně rychlá koagulace submikronových částic ETS vede k relativnímu snížení koncentrace částic tohoto velikostního intervalu na hodnotu dokonce nižší než je venkovní koncentrace. Vzhledem k malému počtu sobotních pozorování a nízkým hodnotám koncentrací na hranici limitu detekce je však nutno tyto závěry považovat jen za přibližné.

Dalším z cílů naší práce bylo posoudit adekvátnost použití jednotlivých měřicích metod a určit míru jejich vzájemné srovnatelnosti v tomto specifickém prostředí.

DustTrak je výrobcem kalibrován metodou ISO 12103-1 A-1 tzv. Arizonským silničním prachem. Tato kalibrace se ukázala jako základní problém srovnání hodnot získaných touto metodou s gravimetrickou metodou Sioutas impaktoru, testovací prach má přirozené velikostní rozložení částic a bez kalibrace na specifický městský aerosol je toto nastavení vhodné spíše pro měření pozadového znečištění ve venkovských oblastech, ale i tak jsou získané hodnoty koncentrací nadhodnoceny a to 2-3 násobně jak bylo ukázáno v řadě prací (srovnání s gravimetrickou U.S. federální referenční metodou BGI, Inc. PQ200 Sampler (Yanosky et al., 2002) a s mikrováhou TEOM (Morawska et al., 2003)), nicméně jde spíše o pouhý posun hodnot, korelace s gravimetrickými metodami je těsná ( $R^2 = 0.859$  v Yanosky et al., 2002;  $R^2 = 0.76$  v Ramachandran et al., 2000;  $R^2 = 0.87$  s korekčním faktorem 2,01 v Chang et al., 2001). Některé studie však toto nadhodnocení nezaznamenávají (Kim J.Y. et al., 2004).

Stanovené regresní vztahy pro dvě výše uvedené metody a DustTrak jsou:

$$\text{PM}_{2,5(\text{TEOM})} = 0,394 \text{PM}_{2,5(\text{DustTrak})} + 4,450 \quad (R^2=0,83) \quad (\text{Morawska et al.,2003})$$

$$\text{PM}_{2,5(\text{PQ 200})} = 0,33 \text{PM}_{2,5(\text{DustTrak})} + 2,25 \quad (R^2=0,859) \quad (\text{Yanosky et al., 2002}).$$

Obě tato srovnání však využívají buď venkovní ovzduší za laboratorních podmínek (Morawska)

nebo vnitřní ovzduší, ale bez přítomnosti obyvatel (Yanosky). Pro měření ve vnitřním ovzduší za přítomnosti obyvatel, zvláště v zakouřených prostorech jsou již data DustTraku zcela nepřesná, dochází ke značnému nadhodnocení koncentrací  $PM_{2,5}$ . Námi zjištěná regresní rovnice:

$$PM_{2,5}(Sioutas) = 0,203 PM_{2,5}(DustTrak) + 16,18 \quad (R^2=0,935)$$

vysvětluje sice 93% variability, nicméně větší posun regresní přímky je obtížně vysvětlitelný. Nulová hodnota  $PM_{2,5}^{DT}$  tak představuje nezanedbatelných  $16 \mu\text{gm}^{-3}$  teoreticky zjištěných gravimetricky. Také směrnice přímky ukazuje na vyšší míru nadhodnocení koncentrací DustTrakem, jež je však dobře pochopitelné vzhledem k vysokým koncentracím částic malých velikostních frakcí. Nejvyšší stupeň korelace poskytuje měření DustTrakem s hodnotami koncentrací nejmenší velikostní frakce  $< 0,25 \mu\text{m}$  ( $R^2 = 0,855$ ). Pro venkovní koncentrace je pak směrnice regresní křivky bližší výše uvedeným rovnicím a to 0,334, hodnota posunu regresní křivky je však i zde vyšší (9,96), korelace s jednotlivými velikostními frakcemi je slabší, dominantní je vliv frakce 0,5-1  $\mu\text{m}$ .

Nižší míra shody mezi údaji o koncentraci  $PM_{2,5}$  pořízených DustTrakem a impaktorem Sioutas ve venkovním prostředí je pozoruhodná a nevíme jak ji vysvětlit, svůj podíl na tom mají nepochybně nižší dosahované hodnoty koncentrací blízké stanovenému limitu detekce, možný je i vliv delšího vedení vzduchu přírodní hadicí (asi 1-1,5metru), ve které může docházet ke ztrátám větších částic.

Impaktory Sioutas jsou původně určeny pro stanovení osobních expozic, které jsou většinou vyšší než hodnoty koncentrací ve venkovním ovzduší, ani při integrační době 24 hodin je tedy pro toto použití nelze doporučit, nepodaří-li se zásadně snížit detekční limit.

Hodnoty hmotnostních koncentrací získané zařízením Aerodynamic particle sizer (APS) pro jednotlivé velikostní třídy odpovídající patrům impaktoru Sioutas jsou 2-3 v jednom případě 5násobně vyšší než integrované hodnoty této gravimetrické metody. Například práce Yanosky et al., 2002 srovnávali APS (typ 3320 v rozmezí velikosti částic 0,542 - 2,458  $\mu\text{m}$ ) s gravimetrickou metodou PQ 200 se shodou  $R^2 = 0,592$  bez statisticky významné proporční chyby, šlo však o vnitřní prostředí bez významných zdrojů částic. Bohužel se nepodařilo najít práci, která by využila toto zařízení pro stanovení koncentrace aerosolů za přítomnosti ETS. Vzhledem ke skutečnosti, že částice obsažené v ETS obsahují velké množství těkavých látek, může i po zachycení na filtrech v impaktoru docházet k jejich odpařování, čímž vzniká určitá chyba s výsledným podhodnocením integrovaných 24hod. koncentrací (tato domněnka je také ve shodě s nejvyšší pozorovanou mírou nadhodnocení údajů DustTraku oproti gravimetrickým metodám). Vysoký obsah částic, jejichž velikost leží až pod hranicí detekce APS, také může mít vliv na správnost dat z tohoto zařízení, tomu by nasvědčovala i větší shoda koncentrací částic velikosti nad 2,5  $\mu\text{m}$ .

Srovnání venkovních měření s údaji koncentrací  $PM_{10}$  za síť AIM prokázali korelaci se všemi uvažovanými stanicemi, pro hodinové průměry nejlépe s údaji  $PM_{2,5}$  z Mlynářky, pro 24hodinové koncentrace pak s  $PM_{10}$  ze stanice Vršovice.

Korelační analýza zjištěných hmotnostních koncentrací s údaji o teplotě a vlhkosti vzduchu pro vnitřní prostředí neprokázala souvislost mezi těmito parametry. Hodnoty venkovních koncentrací  $PM_{2,5}^{DT}$  naopak vykazují dobrou korelaci s údaji o teplotě, vlhkosti a rychlosti větru z observatoře Karlov i s údaji z Benátská 2. Data z Benátské 2 však lépe vyjadřují denní variabilitu než údaje z Karlova, jejichž korelace s hodnotami koncentrací popisují spíše dlouhodobější vztahy a jsou tedy obtížněji interpretovatelné.

## 5. Závěr

Hodnoty aerosolového znečištění, které jsme pozorovali v námi sledovaném baru se dají považovat za středně vysoké až vysoké ve srovnání s daty uvedenými v literatuře. Průměrné hodnoty hmotnostních koncentrací jsou velmi vysoké například ve srovnání s legislativní úpravou USA ( $PM_{2,5}$ ) i ČR ( $PM_{10}$ ) pro 24hod. koncentrace ve venkovním ovzduší (obojí  $50 \mu\text{g m}^{-3}$ ).

Například v maximálním květnovém provozu postačuje 3,5 hod. pobyt člověka v baru, aby bylo za tento den dosaženo stejné expozice, jaká odpovídá 24hod. imisnímu limitu pro venkovní ovzduší (při uvažované venkovní koncentraci  $PM_{10}$  v Praze  $20 \mu\text{g m}^{-3}$ ).

Podařilo se nám provést základní velikostní charakterizaci přítomných aerosolů, přičemž závěrem je, že většina hmotnosti částic menších než  $2,5 \mu\text{m}$  se nachází v nejmenší námi sledované frakci ( $< 0,25 \mu\text{m}$ ), což lze považovat z hygienického pohledu za alarmující, neboť v současné době panuje názor, že míra závažnosti expozice člověka aerosolům se zvyšuje se zmenšujícím se průměrem částic.

Klíčovým faktorem ovlivňujícím toto znečištění je přítomnost návštěvníků, přičemž zdroji částic jsou bezpochyby kouření a v mnohem menší míře resuspenze větších částic pohybem osob. Souvislost s vnějšími meteorologickými faktory (teplotou vzduchu) jsme sice prokázali, vzhledem k intenzitě vnitřních zdrojů částic zde lze kauzální vztah však jen sotva očekávat. Souvislost mezi koncentracemi v jednotlivých velikostních intervalech částic ve vnějším a vnitřním ovzduší je prokazatelná pouze u hrubých částic ( $> 2,5 \mu\text{m}$ ).

Variabilita 5min. koncentrací  $PM_{2,5}$  je velmi vysoká, dosahované maximální hodnoty patří vůbec k nejvyšším, s jakými se člověk může běžně setkat. Vzhledem k obvykle vyšší personální expozici (např. Maskarínek, 2000 stanovil personální expozici barmanů  $PM_{2,5}$   $151 \mu\text{g m}^{-3}$  oproti průměrné koncentraci v baru  $135 \mu\text{g m}^{-3}$  (tj. o 11% více)) lze očekávat i vyšší hodnoty expozice

návštěvníků a zaměstnanců než odpovídá námi zjištěným průměrným hodnotám.

Dvě použité metody (impaktory a DustTrak) se ukázaly jako vzájemně dobře korelovatelné ( $R^2=0,935$ ), je však zapotřebí zvýšené obezřetnosti při stanovení absolutních hodnot koncentrací, specifická aerosolů ETS způsobuje značné nadhodnocení (až 5krát) u zařízení založených na principu rozptylu záření (DustTrak), korekci gravimetrickou metodou lze tedy jistě doporučit.

Vzhledem ke skutečnosti, že námi sledovaný klub se stal jakožto školní prostor v důsledku přijetí zákona 379/2005 Sb. barem nekuřáckým, nebylo by bez zajímavosti provést měření znovu a stanovit vliv tohoto opatření na koncentrace  $PM_{2,5}$ . Pro podobné studie, kladoucí si za cíl objasnit zákonitosti ovlivňující hodnoty koncentrací aerosolových částic v takovémto prostředí, bychom doporučili provést více měření pro zavírací dny a zaměřit se na rozdíly v letních a zimních měsících. Pro posouzení vlivu větrání by bylo vhodné zaznamenávat dobu chodu ventilačního zařízení, rozhodně také doporučujeme vyhnout se změnám provozní doby ve sledovaném čase. Srovnání s počtem návštěvníků nebo s tímto počtem nějakým prokazatelným způsobem souvisejícím faktorem (tržba, spotřeba piva apod.) by bylo jistě přínosné. Výhodou Sioutas impaktoru je možnost chemické či toxikologické analýzy látek zachycených na jednotlivých patrech.

Zatížení člověka tabákovým kouřem v prostředí je bezpochyby vážným zdravotním problémem pro určitou část populace a jakkoli lze předpokládat, že velká část návštěvníků těchto podniků jsou sami aktivní kuřáci a jejich ochrana je tedy poněkud diskutabilní, zvláště děje-li se tak direktivně ze strany státu a proti jejich vůli, je nutné uvažovat o nápravných opatřeních. Bohužel stávající ventilační zařízení, stejně tak jako nekuřácké sekce restaurací se často ukazují jako ne dostatečně efektivní pro snižování expozičních návštěvníků ETS (Lambert, 1993, Cenko 2004).

Vzhledem k faktu, že ani nedávno přijatý zákon 379/2005 Sb. O opatřeních k ochraně před škodami způsobenými tabákovými výrobky, alkoholem a jinými návykovými látkami nenaplnuje požadavky příslušné směrnice EU, lze očekávat další zpřísnění této legislativy. Nutno říci, že i současné požadavky na větrání v restauračních zařízeních (tam kde je povoleno kouření je to minimálně  $60 \text{ m}^3\text{hod}^{-1}$  na osobu a hodinu, kde se provozuje tanec až  $150\text{m}^3\text{hod}^{-1}$  (vyhláška MZ 137/2004) by při aplikaci třeba v námi sledovaném baru vedly při plném obsazení k výkonu ventilace až  $3000 \text{ m}^3\text{hod}^{-1}$  při jejím trvalém provozu, což by bez nákladných opatření vedlo v zimních měsících k jistě značnému snížení tepelného komfortu návštěvníků.

## **Použitá literatura:**

- Adgate J.L., Ramachandran G., Pratt G.C., Waller L.A., Sexton K. (2002): Spatial and temporal variability in outdoor, indoor, and personal PM<sub>2,5</sub> exposure, *Atm. Environ.* 36: 3255-3265
- Bergman T.A., Johnson D.L., Boatright D.T., Smallwood K.G., Rando R.J. (1996): Occupational exposure of nonsmoking nightclub musicians to environmental tobacco smoke, *American Industrial Hygiene Association Journal* 57: 746-752
- Braniš M., Řezáčová P., Guignon N. (2002): Fine particles in four different indoor environments, *Indoor and built environment*, 11: 184-190
- Brauer M., Manetje A. (1998): Restaurant smoking restrictions and environmental tobacco smoke exposure, *American Journal of Public Health*, 88: 1834-1836
- Bruce N., Perez-Padilla R., Albalak R. (2000): Indoor air pollution in developing countries: a major environmental and public health challenge, *Bulletin of World Health Organization*, 78 (9)
- Cenko C., Pisaniello D, Esterman A. (2004): A study of Environmental tobacco smoke in South Australian pubs, clubs and cafes, *International Journal of Environmental Health Research* 14: 3-11
- Chan A. T. (2002): Indoor-outdoor relationships of particulate matter and nitrogen oxides under different outdoor meteorological conditions, *Atm. Environ.* 36:1543-1551
- Chang L.T., Suh H.H., Wolfson J.M., Misra K., Allen G.A., Cattalano P.J., Koutrakis, P. (2001): Laboratory and field evaluation of measurement methods for one-hour exposures to O<sub>3</sub>, PM<sub>2,5</sub> and CO, *Journal of the Air and Waste Management Association*, 51: 1414-1422
- Collect C.W., Ross J.A., Levine K.B. (1992): Nicotine, RSP, and CO<sub>2</sub> levels in bars and nightclubs, *Environ. International* 18: 347-352
- Dockery D.W., Schwartz J., Spengler J.D. (1992): Air pollution and daily mortality: Associations with particulates and acid aerosols, *Environ. Research* 59:362-373
- El-Hougeiri N., El-Fadel M. (2004): Correlation of indoor-outdoor air quality in urban areas, *Indoor and built environment*, 13:421-431
- Fuchs N.A. (1978): Aerosol impactors (A review), in Shaw et al. 1978
- Hinds C.W. (1999): Aerosol technology, properties, behavior, and measurement of airborne particles, John Wiley and sons, pp 483
- Jones A.P. (1999): Indoor air quality and health, *Atm. Environ.* 33: 4533-4564
- Kim J.Y., Magari S.R., Herrick R.F., Smith T.J., Chritiani D.C. (2004): Comparison of fine particle measurements from a direct-reading instruments and a gravimetric sampling method, *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 1: 707-715

- Koponen I., K., Asmi A., Keronen P., Puhto K., Kulmala M. (2001): Indoor air measurement campaign in Helsinki, Finland 1999 - the effect of outdoor air pollution on indoor air, *Atm. Environ.* 35: 1456-1477
- Kousa A., Oglesby L., Koistinen K., Künzli N., Jantunen M. (2002): Exposure chain of urban air PM<sub>2.5</sub> - associations between ambient fixed site, residential outdoor, indoor, workplace and personal exposures in four European cities in the EXPOLIS - study, *Atm. Environ.* 36: 3031-3039
- Lambert W.E., Samet J.M., Spengler J.D. (1993): Environmental tobacco smoke concentrations in no-smoking and smoking sections of restaurants, *American Journal of Public Health* 83: 1339-1341
- Lee S.C., Li W.M., Chan L.Y. (2001): Indoor air quality in restaurants with different styles of cooking in metropolitan Hong Kong, *Science of the total environment*, 279: 11-193
- Liu B.Y.H. (ed.)(1976): Fine particles. Aerosol generation, measurement, sampling and analysis, Academic Press, 1976, pp 837
- Long Ch. M., Suh H.H., Koutrakis P. (2000): Characterization of indoor particle sources using continuous mass and size monitors, *Journal of Air and Waste Management Association* 50:1236-1250
- Maroni M., Seifert B., Linvall T. (1995): Indoor air quality: a comprehensive reference book, Elsevier, p1048
- Maskarinec M.P., Jenkins R.A., Count, R.W., Dindal A.B. (2000): Determination of exposure to environmental tobacco smoke in restaurant and tavern workers in one US city, *Journal of Exposure Analysis. and Environmental Epidemiology* 10: 36-49
- Miller S.L., Nazaroff W.W. (2001): Environmental tobacco smoke in multizone indoor environments, *Atmospheric Environment* 35: 2053-2067
- Misra C., Singh M., Shen S., Sioutas C., Hall P.M. (2002): Development and evaluation of personal cascade impactor sampler (PCIS), *Aerosol Science* 33: 1027-1047
- Monn Ch., Fuchs A., Högger D., Junker M., Kogelschitz D., Roth N., Wanner H., U. (1997): Particulate matter less than 10 µm and fine particles less than 10 µm: relationships between indoor, outdoor and personal concentrations, *The Science of the Total Environment* 208:15-21
- Morawska L., Congrong H., Hitchins J., Mengersen K., Gilbert D. (2003): Characteristics of particle number and mass concentrations in residential houses in Brisbane, Australia, *Atm. Environ.*, 37: 4195-4203



- Morawska L., Jamriska M., Bofinger M.D. (1997): Size characteristics and ageing of environmental tobacco smoke, *Science of the total environment*, 196: 43-55
- Nazaroff W.W. (2004): Indoor particle dynamics, *Indoor air* 14: 175-183
- Ostro B.D., Lipsett M. J., Wiener M.B., Selner J.C. (1991): Asthmatic response to airborne acid aerosols, *American Journal of Public Health* 81:694-702
- Öberdorster G., Gelein R.M., Ferin J., Weiss B. (1995): Association of particulate air pollution and acute mortality: Involvement of ultrafine particles?, *Inhalation Toxicology* 7: 111-124
- Ott W., Switzer P., Robinson J. (1996): Particle concentrations inside a tavern before and after prohibition of smoking: Evaluating the performance of an indoor air quality model, *Journal of the Air and Waste Management Association* 46: 1120-1134
- Özkaynak H., Thurston G.D. (1987): Associations between U.S. mortality rates and alternative measures of airborne particle concentration, *Risk Analysis* 7: 449-461
- Petterson E., Eatough D. (2000): Indoor/outdoor relationships for ambient for ambient PM<sub>2.5</sub> and associated pollutants: epidemiological implications in Lindon,Utah  
*Journal of Air and Waste Management Association* 50:103-110
- Pope C.A. (1989): Respiratory disease associated with community air pollution and steel mill, Utah Valley, *American Journal of Public Health* 79:623-628
- Pope C.A., Dockerey D.W., Spengler J.D., Raizenne M.E. (1991): Respiratory health and PM<sub>10</sub> pollution: A daily time series analysis, *American Review of Respiratory Disease* 144: 668-674
- Ramachandran G., Adgate J.L., Hill N., Sexton K., Pratt,G., Bock D. (2000) Comparison of short-term variations (15-minute averages) in outdoor and indoor PM<sub>2.5</sub> concentrations.  
*Journal of the Air and Waste Management Association* 50: 1157–1166
- Schwartz J., Marcus A. (1990): Mortality and air pollution in London: A time series analysis, *Amer. J. Epidemiology* 131:185-194
- Schwartz J. (1991): Particulate air pollution and daily mortality in Detroit, *Environ. Research* 56:204-203
- Schwartz J., Slater D., Larson T.V., Pierson W.E., Koenig J.Q. (1993): Particulate air pollution and hospital emergency visits for asthma in Seattle, *Amer. Rev. Resp. Disease* 147:826-831
- Schwartz J., Dockerey D.W., Neas L.M., Wypij D., Ware J.H., Spengler J.D., Koutrakis P., Speizer F.E., Ferris B.G.(1994): Acute effects of summer air pollution on respiratory symptom reporting in children, *Amer. J. Respir. Crit. Care Med.* 150:120-124
- Shaw D.T. et al.(eds.)(1978): *Fundamentals of aerosol science*, Wiley and sons, 1978, 372 p
- Singh M., Misra C., Sioutas C.(2003): Field evaluation of personal cascade impactor sampler

(PCIS), *Atmospheric Environment* 37: 4781-4793

Spengler J.D., Wilson R.(eds.)(1996): *Particles in our air: Concentrations and health effects*

Sturaro D., Camuffo G., Brimblecombe P., Van Grieken R., Busse H.J., Bernardi A., Valentino A.,

Blades N., Gysels K., Deutsch K., Wieser M., Buczolits S. (2003): Multidisciplinary environmental monitoring at Kunsthistorisches Museum, Vienna, *Journal of trace and microprobe techniques*, 21: 273- 294

U.S. Environmental Protection Agency (1992): *Respiratory health effects of passive smoking: Lung cancer or other disorders*. Office of Research and Development, RD-689

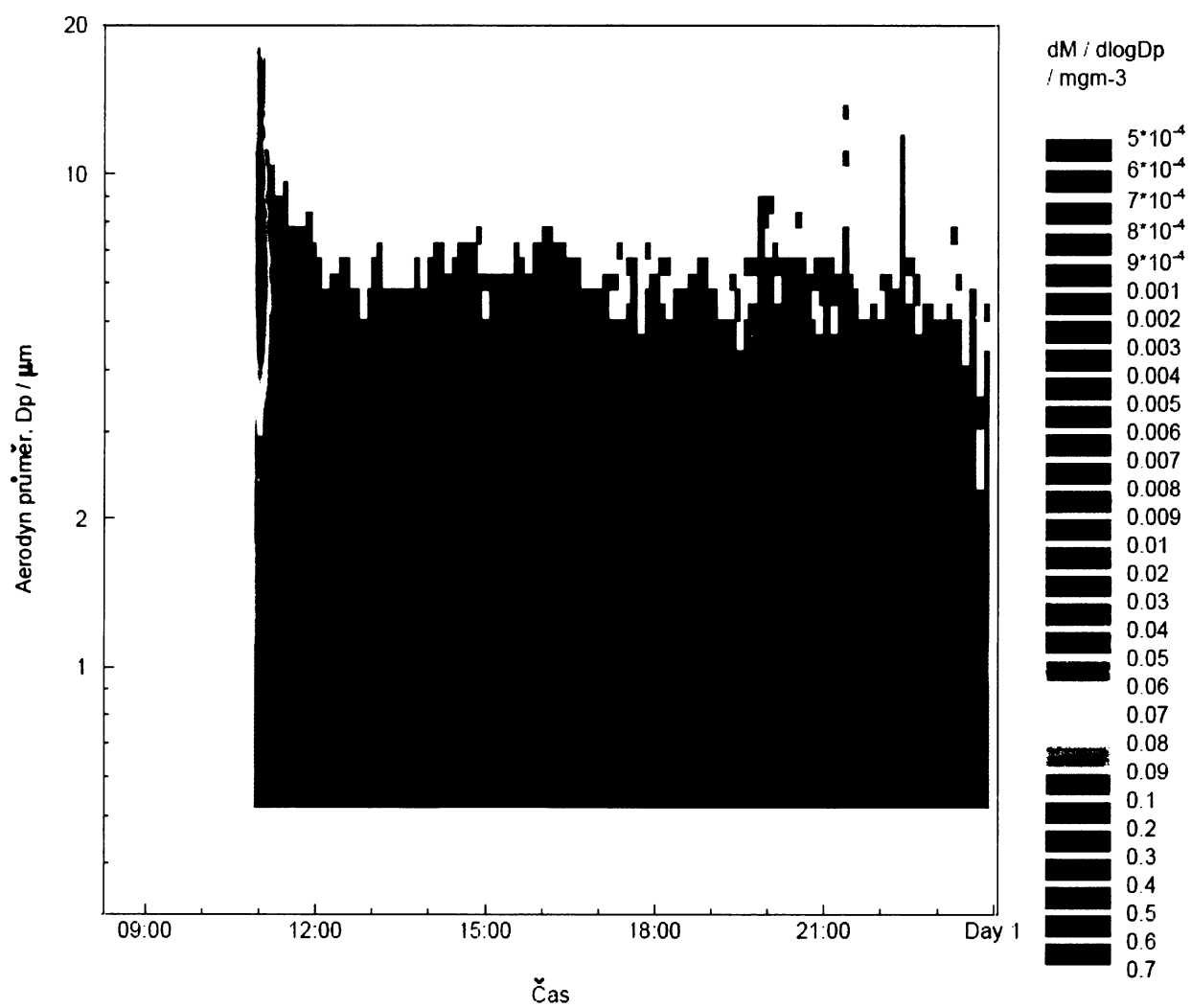
Waggoner A.P., Charlson,R.J.(1976): Measurements of aerosol optical parameters, in Liu et al.,1976

Yanosky J.D., Williams P.L., MacIntosh D.L.(2002): A comparison of two direct-reading aerosol monitors with the federal reference method for PM<sub>2.5</sub> in indoor air, *Atm. Environ.* 36:107-113

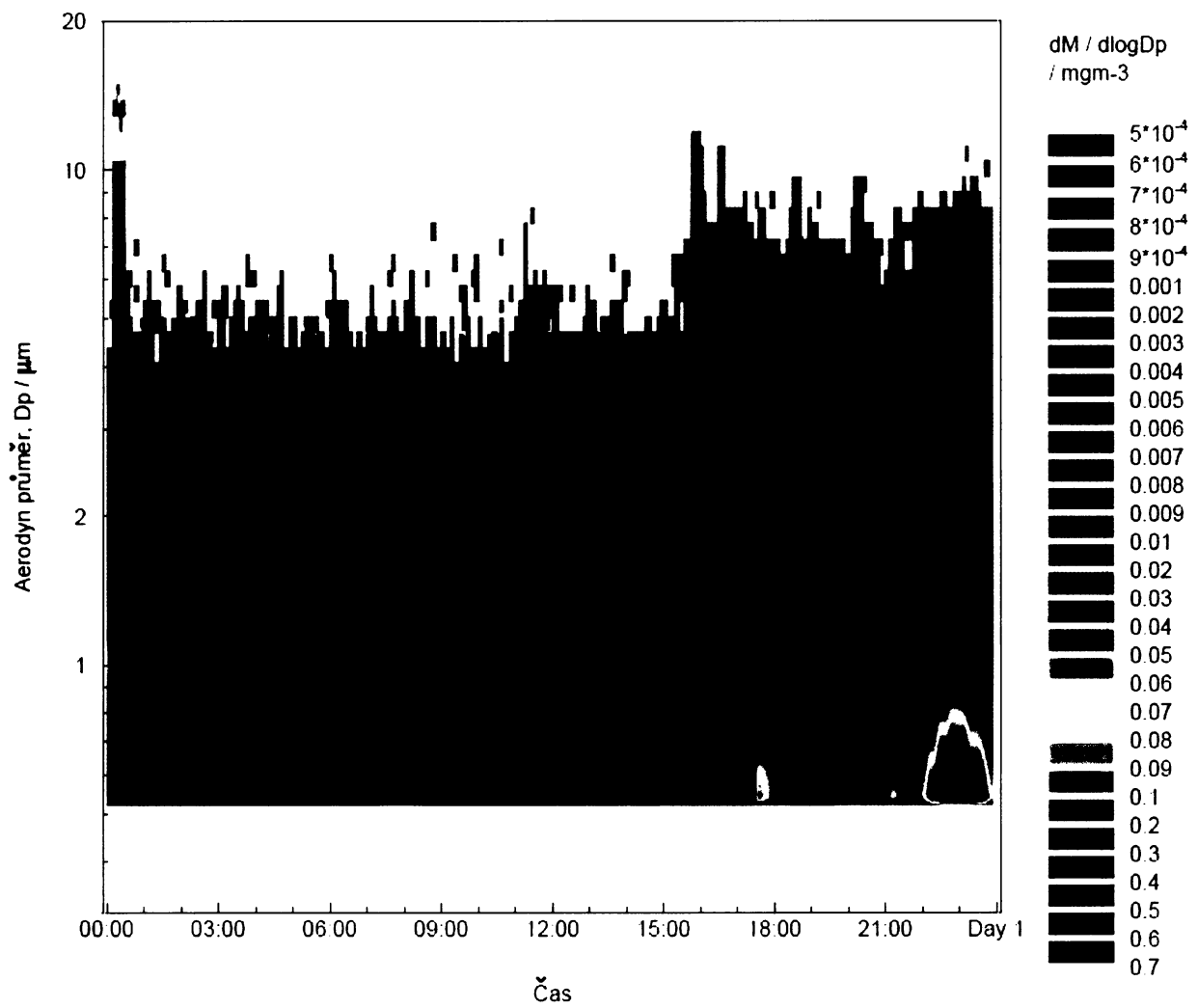
Zhou R.Q., Li S.B., Zhou Y.Q., Haug A.(2000): Comparison of environmental tobacco smoke concentrations and mutagenicity for several indoor environments, *Mutation research-genetic toxicology and environmental mutagenesis* 465:191-200

## **Grafické přílohy**

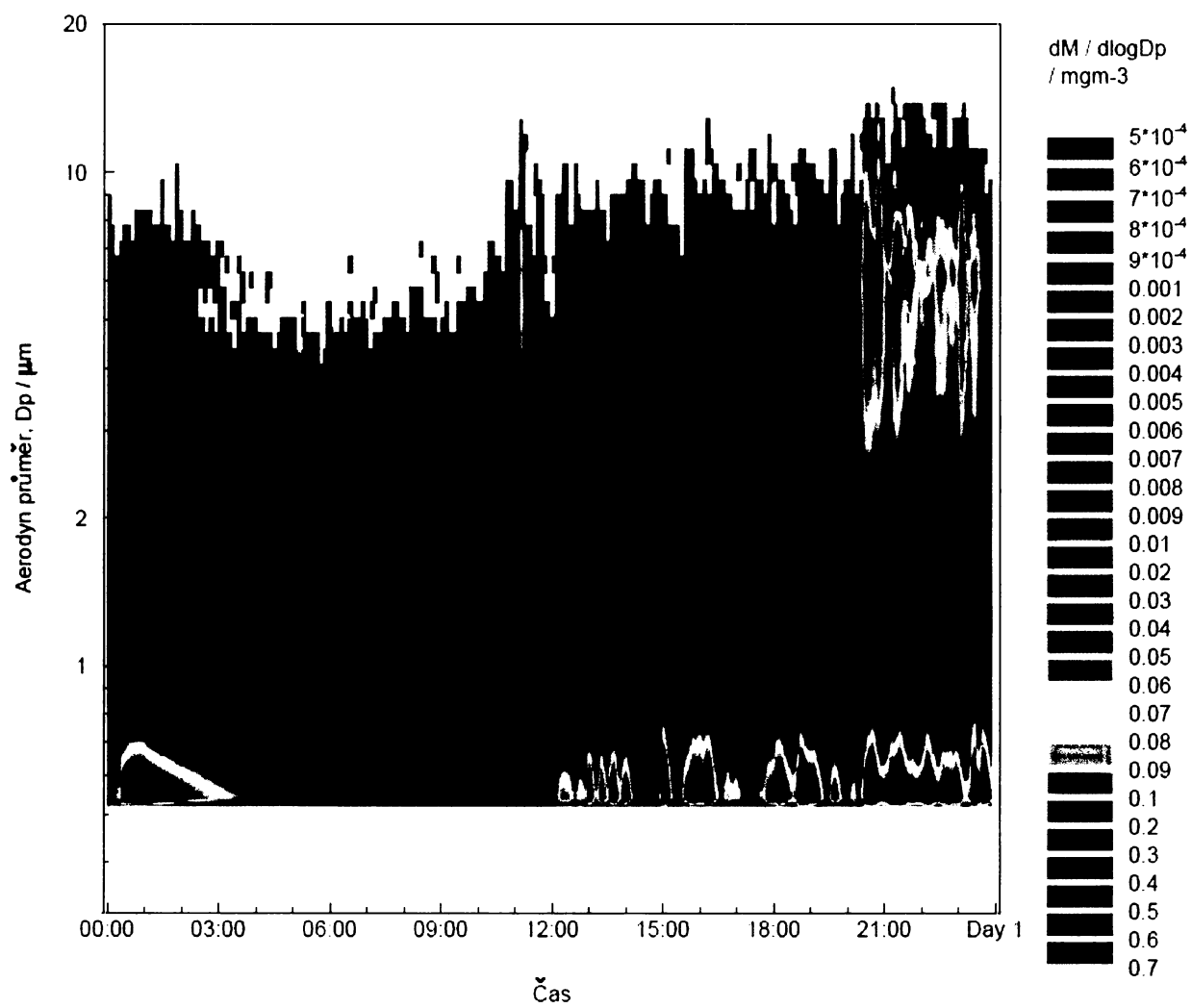
Denní chod velikostní distribuce hmotnosti aerosolu Mrtvá Ryba 25.6.2005



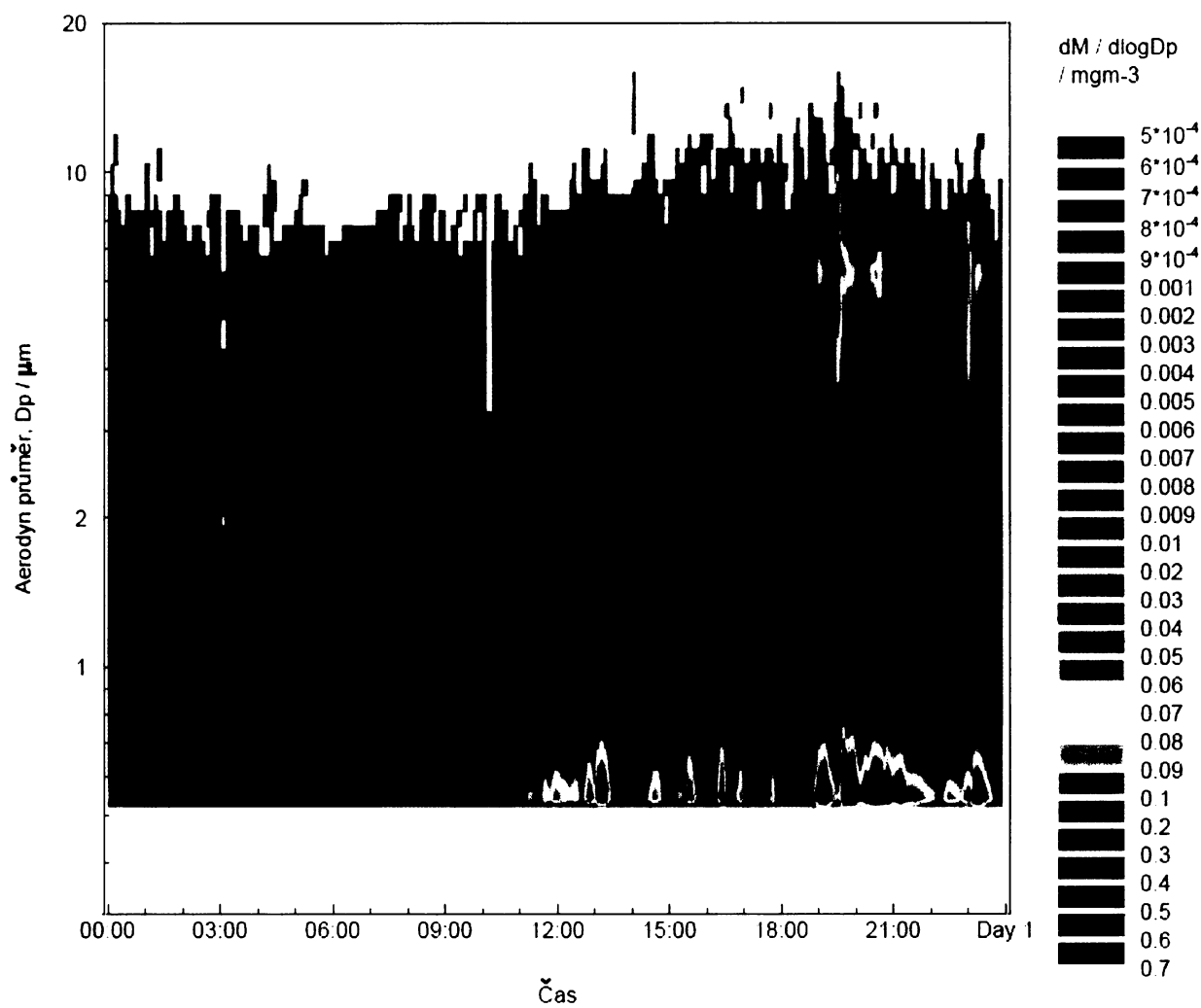
Denní chod velikostní distribuce hmotnosti aerosolu Mrtvá Ryba 26.6.2005



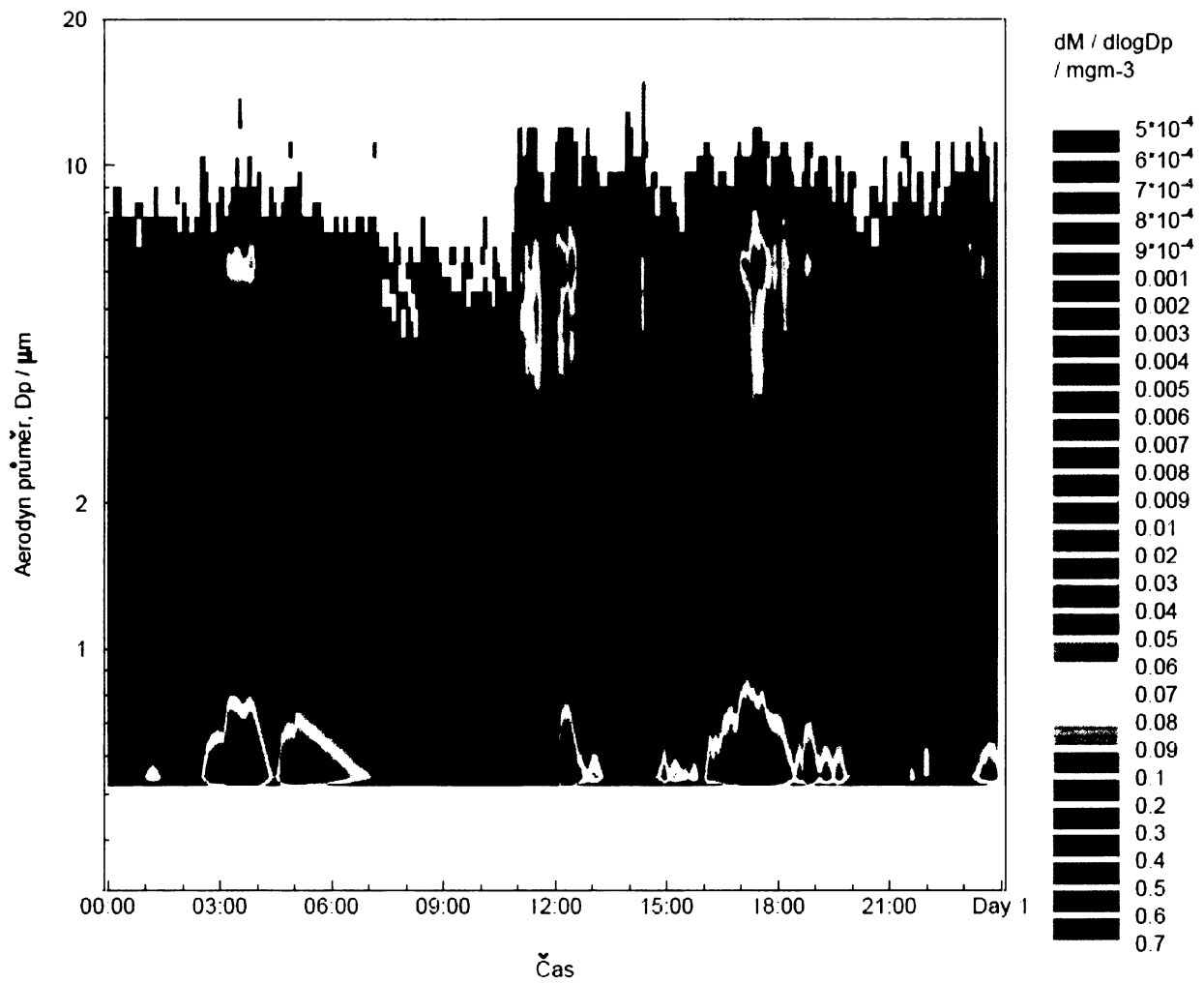
Denní chod velikostní distribuce hmotnosti aerosolu Mrtvá Ryba 27.6.2005



Denní chod velikostní distribuce hmotnosti aerosolu Mrtvá Ryba 28.6.2005

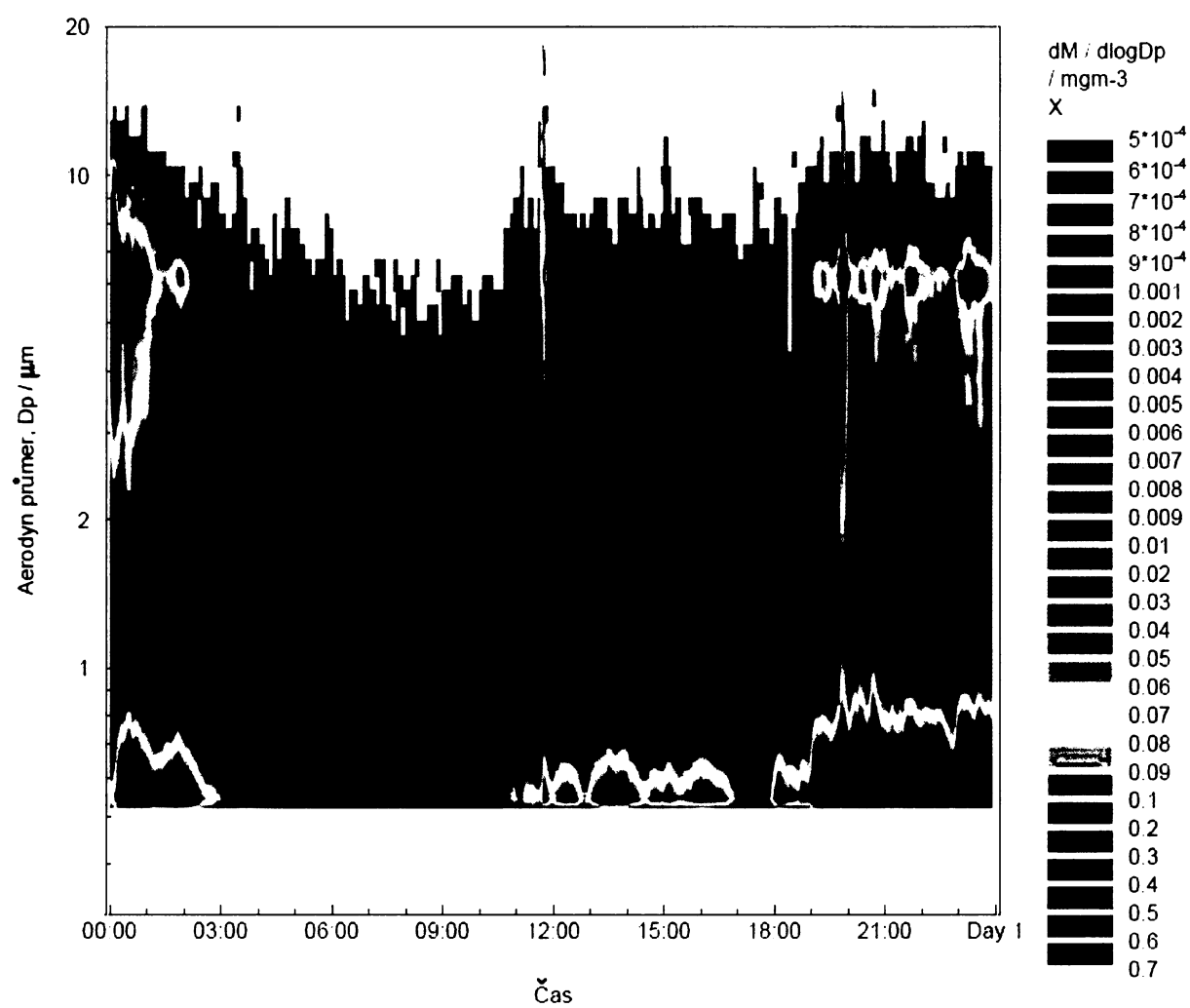


Denní chod velikostní distribuce hmotnosti aerosolu Mrtvá Ryba 29.6.2005

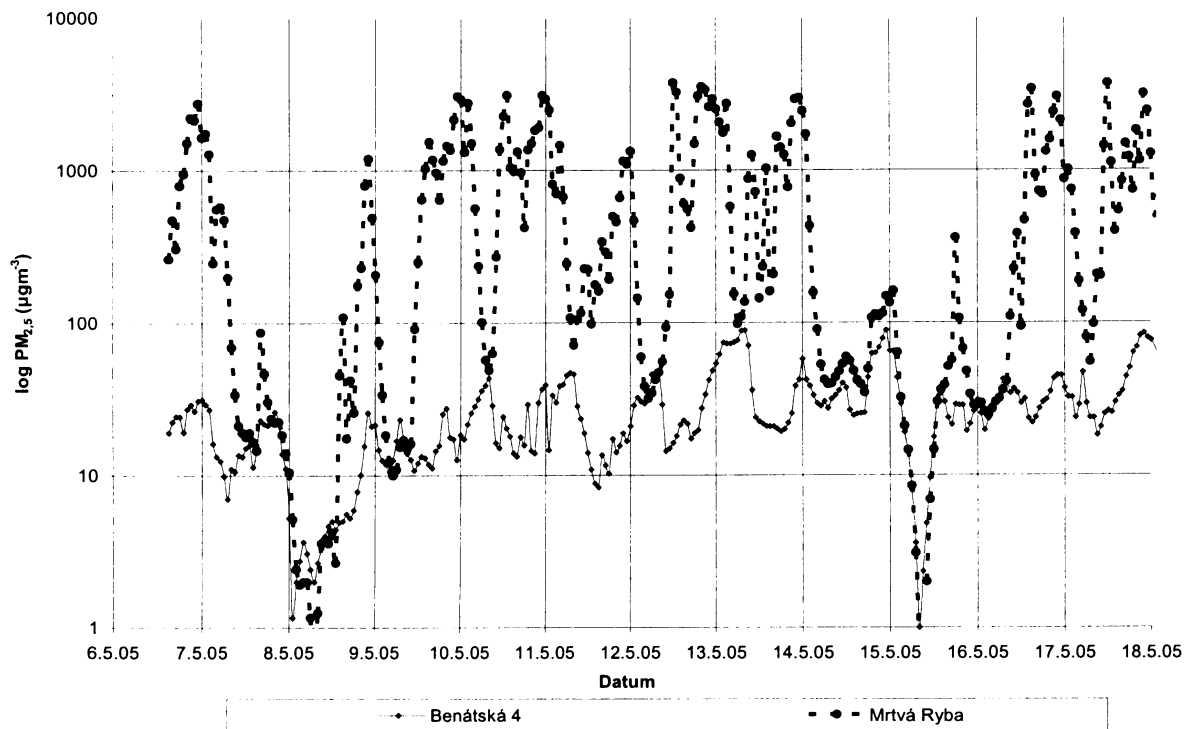




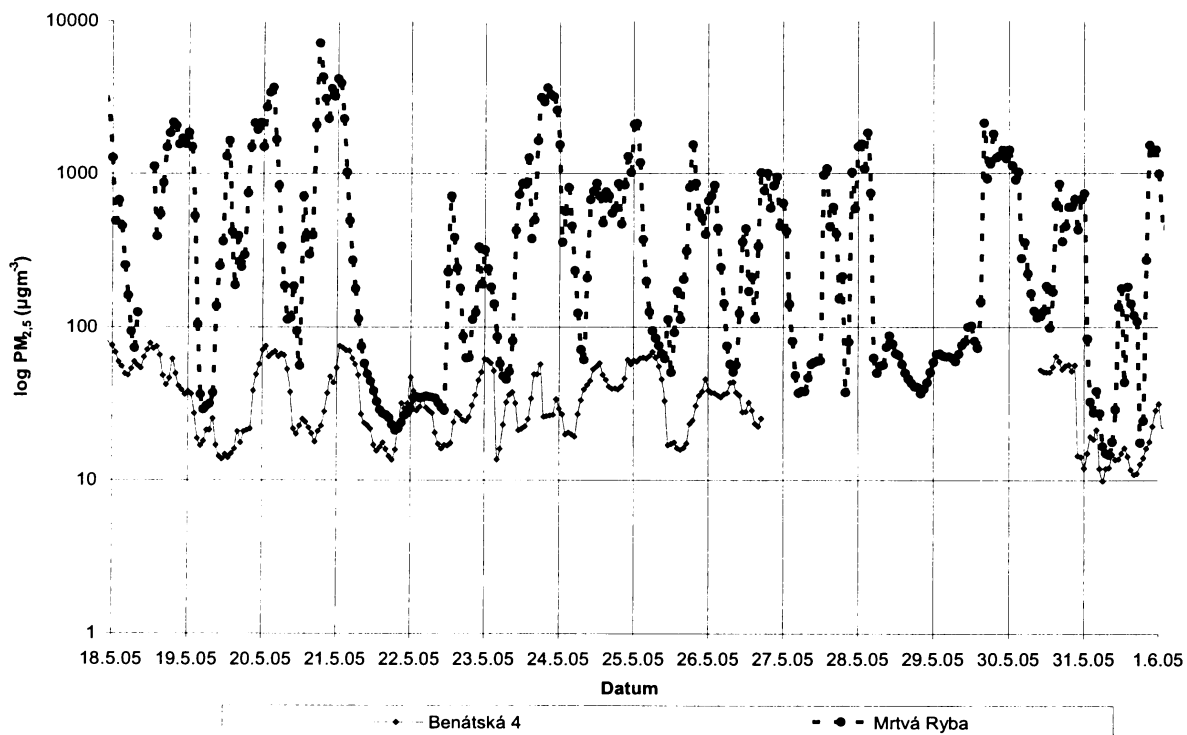
Denní chod velikostní distribuce hmotnosti aerosolu Mrtvá Ryba 30.6.2005



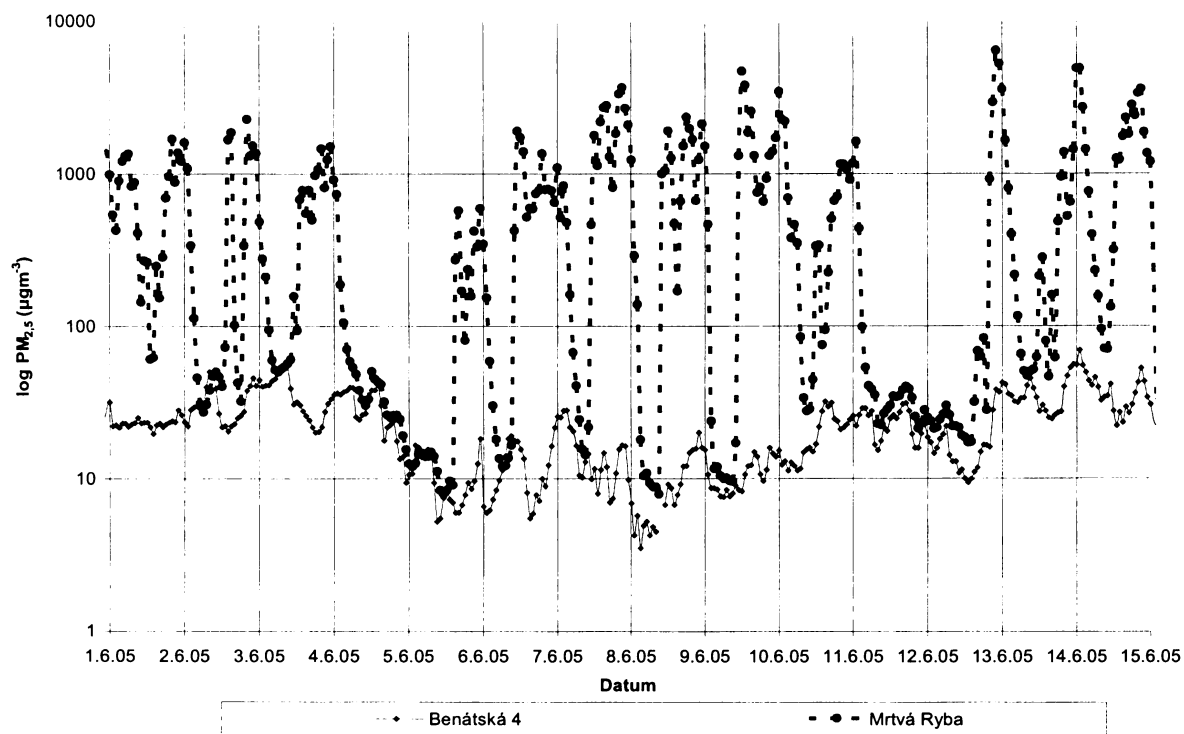
Vývoj hodinových průměrů hmotnostních koncentrací PM<sub>2,5</sub> v Mrtvé Rybě a ve vnějším prostředí



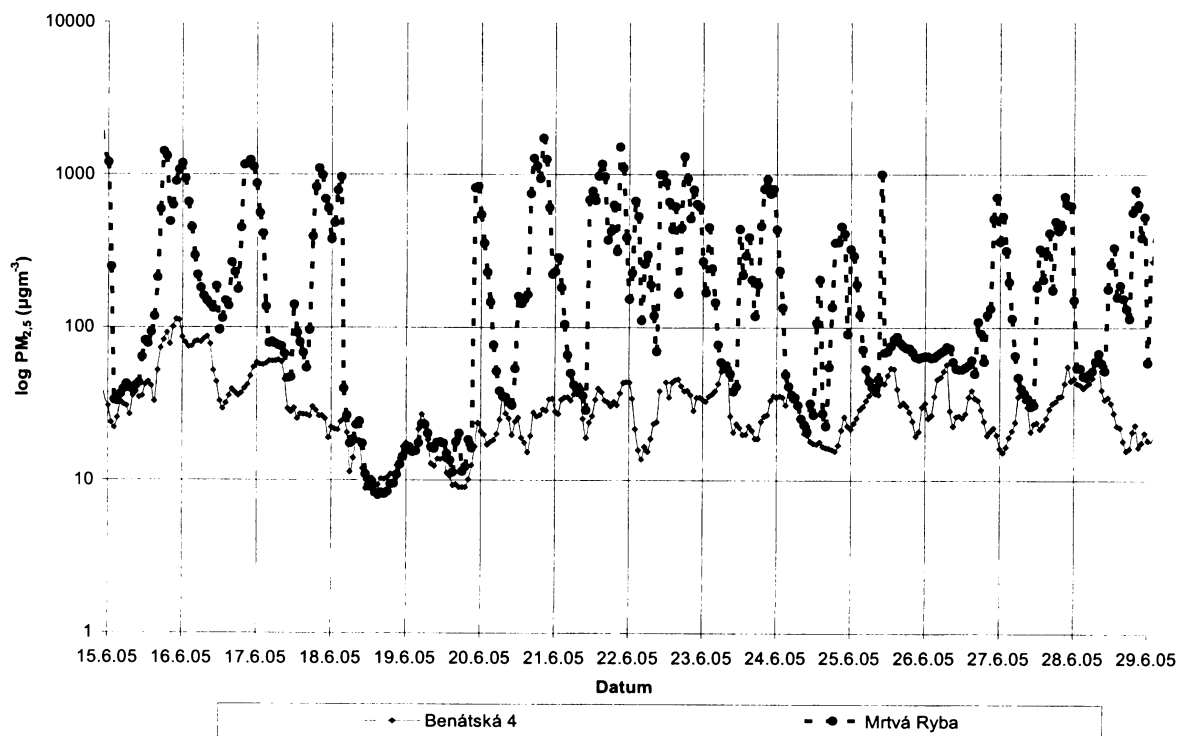
Vývoj hodinových průměrů hmotnostních koncentrací PM<sub>2,5</sub> v Mrtvé Rybě a ve vnějším prostředí



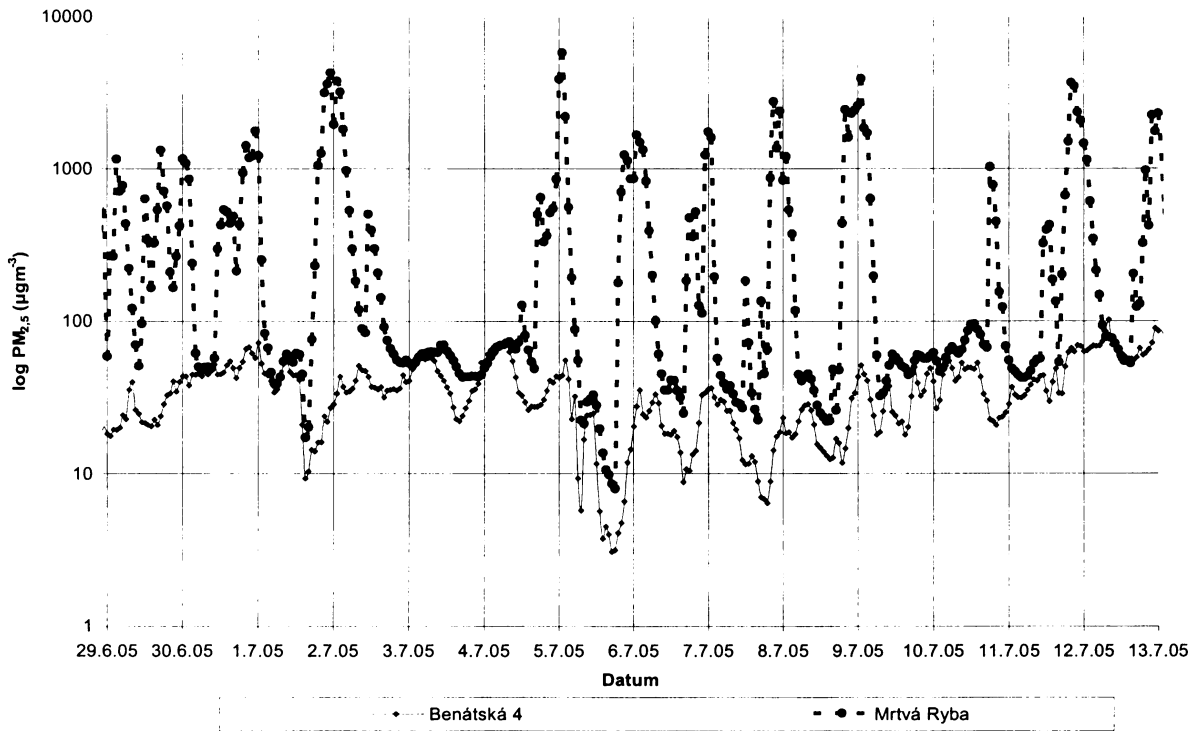
Vývoj hodinových průměrů hmotnostních koncentrací PM<sub>2,5</sub> v Mrtvé Rybě a ve vnějším prostředí



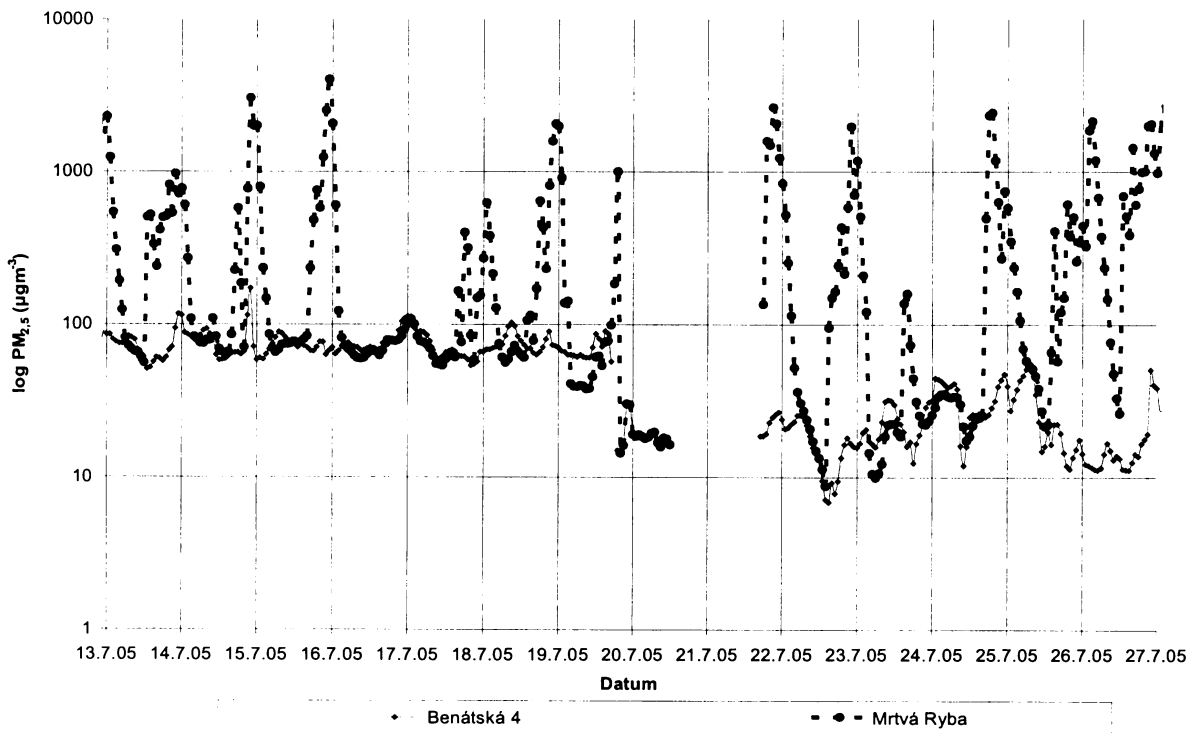
Vývoj hodinových průměrů hmotnostních koncentrací PM<sub>2,5</sub> v Mrtvé Rybě a ve vnějším prostředí



Vývoj hodinových průměrů hmotnostních koncentrací  $PM_{2,5}$  v Mrtvé Rybě a ve vnějším prostředí



Vývoj hodinových průměrů hmotnostních koncentrací  $PM_{2,5}$  v Mrtvé Rybě a ve vnějším prostředí



Vývoj hodinových průměrů hmotnostních koncentrací PM<sub>2,5</sub> v Mrtvé Rybě a ve vnějším prostředí

