

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí

Bakalářská práce

Atmosférický aerosol
na venkově

Vrbová Jana

Praha, 2007

Obsah:

1. Úvod.....	3
2. Vlastnosti atmosférického aerosolu.....	4
3. Zdroje atmosférického aerosolu.....	6
4. Chemické složení.....	7
5. Účinky na lidské zdraví.....	8
6. Stav v zahraničí.....	9
7. Stav v České Republice.....	22
8. Obec Mokré	25
9. Závěr.....	27
10. Použitá literatura.....	28

1. Úvod

Studium atmosférického aerosolu zůstává jedním z hlavních témat současného výzkumu atmosféry. Atmosférický aerosol je soubor tuhých, kapalných nebo směsných částic suspendovaných v atmosféře. Velikost částic se pohybuje v rozmezí od 1 nm do 100 μm . Atmosférický aerosol je uvolňován přírodními i antropogenními procesy a liší se svým chemickým složením i chováním v atmosféře.

V současnosti se sledování aerosolových částic (PM – particulate matter) uskutečňuje z několika důvodů. Koncentrace atmosférického aerosolu ovlivňuje radiční bilanci země a s tím související změny klimatu, ovlivňuje viditelnost a působí na vegetaci, živočichy a lidské zdraví. Uvědomíme – li si, že dospělý člověk v klidu nadýchá okolo 15 m³ vzduchu za 24 hodin a že běžné početní koncentrace aerosolových částic dosahují řádově tisíců částic v kubickém centimetru vzduchu, jsou denní dávky aerosolových částic, které se dostanou do našeho organismu, v desítkách miliard.

Z hlediska vlivu na lidské zdraví byly zavedeny imisní limity pro částice PM₁₀ a PM_{2,5} (PM_x představuje soubor částic, kdy částice o aerodynamickém průměru $x\mu\text{m}$ jsou předřazeným zařízením separovány s účinností právě 50%). Několik studií vyhodnotilo zdravotní účinky spojené s expozicí právě těchto částic a výsledkem byl výskyt chorob dýchacího ústrojí, změny srdečního rytmu, infarkty a srdeční a plicní nemoci způsobující smrt (Davidson et al., 2005). To potvrzuje i studie Popa (2000), kdy při zvýšené koncentraci PM_{2,5} v ovzduší se počet nemocných lidí zvýšil. V posledních letech se však stále více věnuje pozornost částicím menším – submikronovým (označené jako PM₁), které jsou z hlediska jejich počtu v aerosolu velmi významné. Vzhledem k jejich malé velikosti snadno pronikají do alveolárních sklípků plic a způsobují zde řadu závažných zdravotních problémů (Englert, 2004). Zdravotní účinky působení PM jsou tedy úzce spjaty s velikostí částic, jejich chemickým složením, koncentrací, počtem a meteorologickými podmínkami. Zhodnocení nežádoucích zdravotních účinků je proto nesnadným úkolem a vyžaduje další výzkum.

Zatímco sledování PM ve městech má poměrně dlouholetou tradici, na venkově jsou spíše vzácná. Vzhledem ke skutečnosti, že v České republice žije téměř polovina lidí v obcích s méně než 10 tisíci obyvateli, rozhodla jsem se zaměřit právě na tyto oblasti.

V této práci bych ráda našla odpovědi na otázky, jaké jsou výsledky měření atmosférického aerosolu na venkově v zahraničí a jak je tomu v České republice.

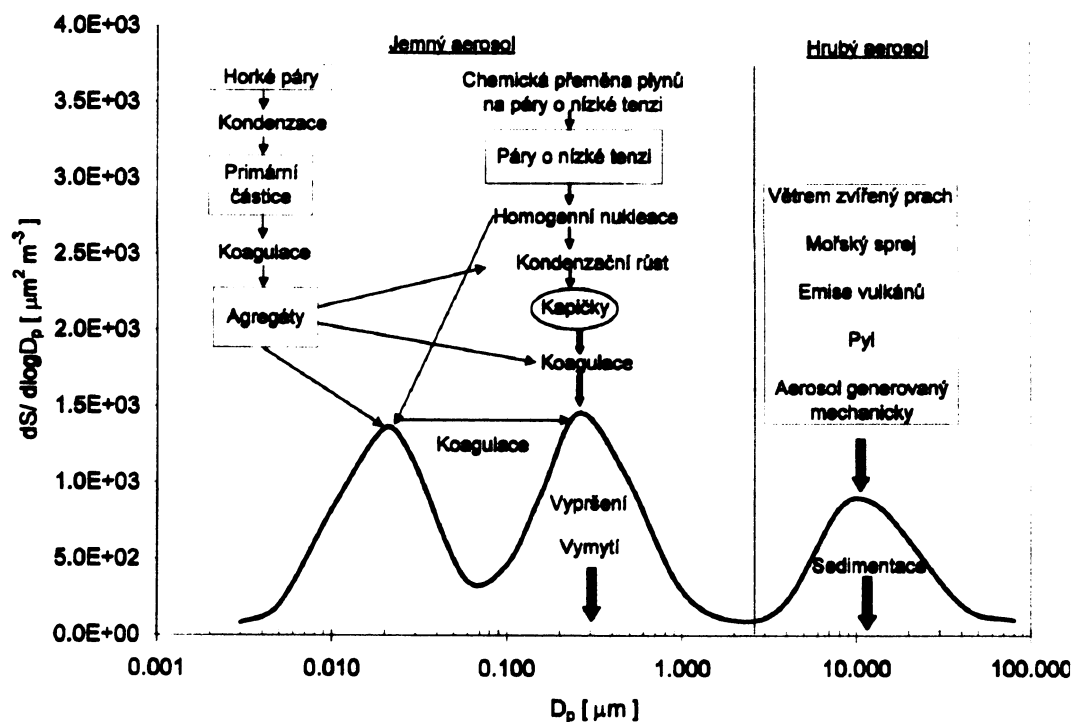
2. Vlastnosti atmosférického aerosolu

Velikost, tvar a měrná hustota částic aerosolu jsou nejdůležitější parametry ovlivňující jeho chování v atmosféře. Zatímco malé částice (blízké velikosti průměrné molekuly vzduchu – 0,37 nm) se budou v ovzduší pohybovat převážně Brownovým pohybem daným zejména difúzí, pohyb větších částic bude určen především silami setrvačnosti a gravitace.

Jednotlivé částice aerosolu jsou charakterizovány ekvivalentním aerodynamickým průměrem. Vzhledem k různému počtu a velikosti částic je vhodné určit jejich počet ve vybraných velikostních skupinách, nebo - li stanovit distribuci částic aerosolu. Částice v jednotlivých distribučních modech se od sebe liší způsobem vzniku i chemickým složením (Hovorka, 2004).

Velikostní distribuce částic odhaluje přítomnost hrubých a jemných částic v atmosféře. Liší se mechanismy vzniku, velikostí, zdroji, kterými jsou emitovány, chemickým složením a procesy, které vedou k jejich odstranění z atmosféry. Velikostní distribuce částic aerosolu dle Whitbyho (1978) obsahuje obvykle 3 mody, odtud trimodální distribuce, s dvěma mody v oblasti jemných částic aerosolu (nukleační a akumulární) a s jedním modem v oblasti hrubých částic. Rozlišení hrubých a jemných částic zde ohraničuje hodnota 2,5 μm . Mod s píkem mezi 5 – 30 μm , označovaný jako mod hrubých částic je formován především mechanickými procesy. Jedná se například o prach vytvářený větrem, nebo dopravní, či stavební aktivitou a emise vzniklé při spalování uhlí. Mod s píkem mezi 0,15 – 0,5 μm je označovaný jako mod akumulární, leží v oblasti jemných částic a je formován především procesy kondenzace a koagulace. Poslední mod nazvaný nukleační s píkem mezi 0,015 – 0,04 μm je formován procesy kondenzace par a koagulace a částice tohoto modu vznikají jako důsledek vysokoteplotních procesů (hoření, tavení rud a kovů). Tvoří podstatnou část hmotnosti atmosférického aerosolu (EPA, 2004). Trimodální distribuce viz obrázek 1.

Z výzkumů bylo zjištěno, že v oblasti jemných částic můžeme objevit ještě jeden mod, umístěný mezi nukleačním a akumulárním modem, který je označován jako mod Aitkenův (10 - 100 nm). Je následkem růstu malých částic, je ovlivněn procesy kondenzace a koagulace a vyskytuje se především v oblastech zatížených dopravou (EPA, 2004).



Obr. 1 Idealizované schéma trimodální distribuce povrchu částic atmosférického aerosolu. (Dp - aerodynamický průměr, dS- povrch částic) (Zdroj: Holoubek et al., 2005)

Novější studie Kulmaly et al. (2004) zjistila velikostní distribuci částic aerosolu následovně. Nukleární mod se nachází mezi 3 – 20 nm, Aitkenův mod mezi 10 – 90 nm, akumulární mod je v rozmezí od 90 nm do 1 μm. Jako hrubý mod se označují částice větší než 1 μm. Rozlišení hrubých a jemných částic zde tedy ohraničuje hodnota 1 μm.

Nejčastěji měřená vlastnost atmosférického aerosolu je hmotnostní koncentrace aerosolu vyjadřovaná nejčastěji v $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Dnes se však stále větší důraz klade na zjišťování koncentrace četnosti částic aerosolu (number concentration) vyjadřované jako počet částic na cm^3 objemu aerosolu (Hinds et al., 1999).

Doba setrvání částic v atmosféře se liší podle jejich tvaru a velikosti. Hrubé částice poměrně rychle sedimentují a jsou přeneseny pouze na kratší vzdálenost od zdroje. Doba setrvání v atmosféře se pohybuje v řádu hodin, maximálně dnů. Naproti tomu jemné částice především akumulárního modu, které mohou vznikat růstem částic z modu nukleárního a Aitkenova, jsou přeneseny na poměrně velkou vzdálenost od zdroje (tisíce km) a doba jejich setrvání v atmosféře trvá řádově dny až týdny. Z atmosféry se odstraňují zejména v mokré depozici a dle svého chemického složení mohou způsobit acidifikaci a s tím související ekologické problémy (EPA, 2004).

3. Zdroje atmosférického aerosolu

Podle lokalizace zdroje můžeme rozlišovat aerosol primární a sekundární. Primární aerosolové částice jsou emitovány do atmosféry přímo ze zdroje, zatímco sekundární aerosol vzniká chemickou reakcí plynných složek atmosféry. Primární hrubé částice jsou obvykle formovány mechanickými procesy a zahrnují vulkanický prach, mořskou sůl, minerální prach, bioaerosol (viry, bakterie, houby, pyl atd.), prach z průmyslu a saze. Mezi jemné primární částice se řadí především emise z automobilové dopravy, spalování a sváření kovů. Vznik sekundárního aerosolu se často označuje jako konverze plyn-částice. Vznik sekundárního aerosolu v atmosféře ovlivňuje řada faktorů zahrnujících koncentraci prekurzorů, koncentraci dalších reaktivních plynných složek, jako je např. ozon, hydroxilový radikál, peroxidový radikál, atmosférické podmínky (relativní vlhkost, sluneční záření) a interakce mezi prekurzory a aerosolovými částicemi (EPA, 2004).

Další způsob dělení zdrojů - zdroje přírodní a antropogenní. Přírodními zdroji aerosolových částic jsou plyny uvolňované při vulkanické činnosti nebo při rozkladu organismů, ze kterých se v atmosféře formují sekundární částice (sulfáty z biogenních zdrojů, sulfáty vulkanického původu, nitráty z NO_x , organická hmota z biogenních VOC). A pak již dříve zmíněný vulkanický prach, mořská sůl a bioaerosol jako přirozené zdroje primárních částic. Antropogenním zdrojem je pak především průmyslová výroba, spalování fosilních paliv, spalování biomasy, organické částice emitované při spalování uhlí, zpracování kovů a rud a samozřejmě stále se zvyšující automobilová doprava (Davidson et al., 2005). Odhadované globální emise $\text{PM}_{2,5}$ s příspěvky přirozených a umělých zdrojů jsou uvedeny v tabulce 1. Dle studie Jonesa a Harrisona (2006), prováděné ve Velké Británii, tvoří příspěvek přírodních zdrojů na produkci PM kolem 25%.

Tab. 1 Globální emise $\text{PM}_{2,5}$

(zdroj: Scheffé 2003)

<u>Přírodní zdroje</u>	<u>Emisní tok (Tg.rok^{-1})</u>
sulfáty z biogenních zdrojů	130
sulfáty z vulkanického SO_2	20
bioaerosol	13-60
nitráty	60
celkem	223-270
<u>Antropogenní zdroje</u>	
sulfáty z SO_2	190
spalování fosilních paliv, biomasy	70
organická hmota z VOC	10
saze	13
celkem	283

4. Chemické složení atmosférického aerosolu

Většinu hmotnosti atmosférického aerosolu tvoří sulfáty, nitráty, amonné ionty, organický materiál zemské kůry (částice půd, zvětralých hornin a minerálů), mořská voda, vodíkové ionty a voda. Přechodné kovy (viz tabulka 2), sulfáty, nitráty, amonné ionty, organický a elementární uhlík najdeme převážně v jemném aerosolu, zatímco materiál zemské kůry včetně křemíku, vápníku, hořčíku, hliníku, železa stejně jako některý bioaerosol (pyl, spory) tvoří většinu hmotnosti hrubého aerosolu. Nitráty jsou součástí obou, pochází však z jiných zdrojů a nachází se v jiné formě. Nitráty v jemném aerosolu jsou ve formě nitrátu amonného, zatímco v hrubých částicích vzniká nitrát jako produkt kondenzace par kyseliny dusičné na hrubých částicích (Holoubek, 2005). Podobně je na tom i draslík. Zatímco v hrubém aerosolu je jeho zdrojem půda, v jemném aerosolu spalování dřeva a vaření pokrmů (EPA, 2004).

V atmosférickém aerosolu najdeme běžně kolem 40 prvků. Jsou uvolňovány z desítek zdrojů – při spalování dřeva, uhlí, sváření kovů atd. Jejich koncentraci v aerosolu výrazně ovlivňují lokální zdroje. Obecně platí, že prvky jako olovo, železo a měď dosahují vyšších koncentrací, zatímco kobalt, rtuť a antimon koncentrací nižších. Prvky, které jsou do atmosféry emitovány při spalování, jsou obvykle v aerosolu obsaženy ve formě oxidů (Fe_2O_3 , Fe_3O_4 , Al_2O_3), ale jejich chemická forma je nejistá (Seinfeld, Pandis, 2006).

Tab. 2 Typické koncentrační rozsahy jednotlivých prvků ve 24 hodinových vzorcích jemného a hrubého aerosolu na pozad'ových, venkovských a městských stanicích.

(Zdroj: Holoubek, 2005)

Prvek	Hrubý - H	Koncentrace [$\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$]		
	Jemný - J	Pozad'ový aerosol	Vesnický aerosol	Městský aerosol
Fe	H a J	0,6 - 4200	55 - 14 500	130 - 13 800
Pb	J	0,01 - 65	2 - 1700	30 - 90 000
Zn	J	0,03 - 450	14 - 400	15 - 8 000
Cd	J	0,01 - 1	0,4 - 1 000	0,2 - 7 000
As	J	0,01 - 2	1 - 28	2 - 2 500
V	H a J	0,01 - 15	3 -100	1 - 1 500
Cu	H a J	0,01 - 15	3 -300	3 - 5 000
Mn	H a J	0,01 - 15	4 - 100	4 - 500
Hg		0,01 - 1	0,05 - 160	1 - 500
Ni	H a J	0,01 - 60	1 - 80	1 - 300
Sb	J	0 - 1	0,5 - 7	0,5 - 150
Cr	H a J	0,01- 10	1 - 50	2 - 150
Co	H a J	0 - 1	0,1 -10	0,2 - 100
Se	H a J	0,01 - 0,02	0,01 - 30	0,2 - 30

5. Vliv aerosolů na zdraví

Z mnoha epidemiologických a toxikologických studií z posledních let jasně vyplývá, že aerosoly mají nesporně prokazatelný vliv na lidské zdraví. Vznik zdravotních komplikací závisí na řadě faktorů. Mezi tyto faktory patří především koncentrace aerosolů v ovzduší, jejich velikost, chemické složení a délka expozice člověka. Nezanedbatelný je také věk, citlivost a zdravotní stav daného jedince. Studie se zaměřují především na děti, seniory a citlivé osoby. Prostorově jsou zaměřené na místa s vysokou koncentrací znečištění.

V urbanizovaných oblastech je více než 30 % jemných PM (menších než 2,5 μm) z výfukových emisí ze silniční dopravy (Krzyzanowski et al., 2005). Doprava také přispívá ke vzniku sekundárních aerosolových částic ze sulfátů a nitrátů formovaných v atmosféře (Keuken et al., 2005). Studie z posledních let dokládají, že znečištění vzduchu způsobené dopravou přispívá k zvýšenému riziku úmrtí z kardiopulmonárních příčin, zvyšuje riziko dýchacích potíží a plicních onemocnění, projevů alergií, zánětů, infarktu myokardu a několik studií zaznamenalo nárůst incidence rakoviny plic (Krzyzanowski et al., 2005).

Studie v Helsinkách zjistila, že zvýšení koncentrace jemného atmosférického aerosolu zvýší riziko ischemické choroby srdeční dva dny po expozici (Pekkanen et al., 2002).

Bobak (2000) ve své studii zjistil, že zvýšená koncentrace aerosolu může mít vliv na nízkou porodní váhu a předčasné porody. Kunzli et al. (2005) nedávno prezentoval první epidemiologický důkaz identifikující vztah mezi chronickou expozicí a rozvojem aterosklerózy. Zvýšení koncentrace PM_{2,5} o 10 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a 20 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ vedlo k nárůstu aterosklerózy o 5,9 % a 12,1 % u „zdravých“ lidí, kteří neměli předchozí příznaky akutních srdečních onemocnění, ale měli nízkou hustotu lipoproteinů. Peters et al. (2004) také zaznamenal, že nárůst koncentrace jemného aerosolu přechodně zvýší riziko infarktu myokardu během několika hodin po expozici.

Z hlediska zdravotního rizika rozlišujeme tři velikostní frakce částic podle jejich schopnosti vstupovat a usazovat se v dýchacích cestách . Klasifikace rozlišuje částice podle klesající velikosti: na vdechovatelné, thorakální a respirabilní, což zhruba odpovídá záchytu částic v nosohltanu, průduškách a plicních sklípcích. Studie Godleskiho et al. (2000) zjistila, že jemný aerosol (méně než 1 μm) vstupuje do krve a nepříznivě ovlivňuje srdce iniciací arytmií nebo způsobuje náhlou smrt u citlivých jedinců. Zájem se proto dnes více obrací na částice menší, které kromě uvedené srdeční arytmiie, vstupují do alveolárních sklípků plic a působí zde řadu problémů.

6. Stav v zahraničí

V této části bych chtěla shrnout poznatky o atmosférickém aerosolu měřeném ve venkovských lokalitách v zahraničí. Zaměřila jsem se na velikostní frakci PM_{10} , $PM_{2,5}$ a PM_1 a snažila se vybírat studie z novější doby. Většina z nich je založena na formě srovnání situace ve městě a na vesnici. Je ale třeba si uvědomit, že každá studie používá jinou metodiku a je ovlivněna nejrůznějšími meteorologickými a lokálními odlišnostmi, proto se musíme pro detailnější pohled dívat na každou studii samostatně.

Studie ze Švýcarska (Gehrig, Buchmann, 2003) sledovala trendy velikostní frakce PM_{10} a $PM_{2,5}$ na sedmi místech, ve třech městských (Curych, Lugano, Bern), dvou příměstských (Dubendorf, Basel) a dvou venkovských lokalitách (Chamount a Payerne).

Průměrná hmotnostní koncentrace $PM_{2,5}$ se pohybovala od $7,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v Chamountu do $24,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v Luganu. Většina míst také zaznamenala zvýšené koncentrace PM_{10} i $PM_{2,5}$ během zimních měsíců s výjimkou Chamontu, který se se svou nadmořskou výškou 1 140 m, nacházel nad inverzní vrstvou, a proto zde koncentrace byly nižší než na jiných místech. Korelace denních hodnot PM_{10} a $PM_{2,5}$ byla mezi jednotlivými místy poměrně vysoká ukazující dominantní vliv meteorologických podmínek a místních zdrojů.

Sami autoři v závěru uvádějí, že pro přesnější analýzu je třeba zjišťovat nové informace jako je měření frakce PM_1 a koncentrace četnosti částic aerosolu.

V sousedním Rakousku (Hauck et al., 2004) se v projektu nazvaném AUPHEP (Austrian project on health effect of particulates) autoři soustředili na tři města a jednu vesnici. Prvním městem bylo hlavní město Vídeň, kde hlavními zdroji znečištění je doprava, lokální vytápění a menší roli zde hraje znečištění průmyslové. Dalším městem byl Linec, který je jednou z největších průmyslových aglomerací ovlivněnou především emisemi z průmyslu. Gratz, jako poslední městská lokalita, byl v zimě ovlivněn především dlouho trvajícím inverzemi. Venkovská lokalita Streithofen zase především lokálními emisemi z dopravy a zemědělské činnosti.

Roční průměrné koncentrace pro PM_1 se pohybovaly mezi 10 a $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, pro $PM_{2,5}$ mezi 15 a $26 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a pro PM_{10} mezi 20 a $38 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Koncentrace četnosti částic aerosolu se pohybovala mezi 10,000 a 30,000 částic. cm^{-3} . Zatímco městské koncentrace byly vyšší v zimě, venkovské koncentrace naopak v létě. Roční průměrné koncentrace s maximální denní hodnotou jsou znázorněny v tabulce 3. Obecně byly koncentrace všech tří velikostních frakcí větší ve městech než na venkově.

Tab. 3

Roční průměrné koncentrace s maximální denní hodnotou a koncentrace četnosti částic aerosolu na jednotlivých místech (Zdroj: Hauck et al., 2004)

Místo	PM ₁ ($\mu\text{g m}^{-3}$)		PM _{2,5} ($\mu\text{g m}^{-3}$)		PM ₁₀ ($\mu\text{g m}^{-3}$)		TSP ($\mu\text{g m}^{-3}$)		Koncentrace četnosti částic (cm^{-3}) aerosolu	
	Průměr	Max	Průměr	Max	Průměr	Max	Průměr	Max	Průměr	Max
Vídeň	14.9	75.1	18.6	96.4	26.5	104.6	36.1	153.5	26.234	62.835
Streithofen	12.4	35.4	15.0	47.7	21.1	52.5	24.1	78.7	10.320	50.938
Linec	14.7	48.3	18.8	76.4	29.9	127.4	42.9	193.8	23.387	82.520
Gratz	17.5	70.4	21.1	81.2	31.0	114.1	38.4	142.1	22.540	54.075

Německá studie (Acker et al., 2005) se zabývala velikostní distribucí a chemickým složením aerosolových částic ve vesnici Goldlauter v říjnu 2001 a 2002. Průměrná koncentrace PM₁₀ se pohybovala mezi 8 a 17 $\mu\text{g.m}^{-3}$, což je srovnatelné s ostatními měřeními ve venkovských oblastech v Německu – viz tab. 4 (Beilke et al., 2002). Bylo zjištěno, že více než 80% hmotnosti PM₁₀ tvoří částice s aerodynamickým průměrem pod 1.2 μm . Dominantními chemickými součástmi aerosolu byly nitráty, sulfáty a amonné ionty.

Tab. 4 Průměrné hmotnostní koncentrace PM₁₀ pro venkovské oblasti v Německu

(Zdroj: Beilke et al. 2002)

Místo	Období	PM ₁₀ ($\mu\text{g.m}^{-3}$)
Westerland	2001	20
Zingst	2001	17
Neuglobsow	2001	16
Waldhof	2001	16
Schmücke	2001	10
Deuselbach	2001	15
Brotjacklrieger	2001	10
Schauinsland	2001	10

Finská studie Laaksa et al. (2003) srovnává data z měření v lokalitách, které ukazuje tab. 5. Venkovské lokality Hyytiälä a Luukki jsou charakterizovány jako relativně čisté bez významných lokálních zdrojů.

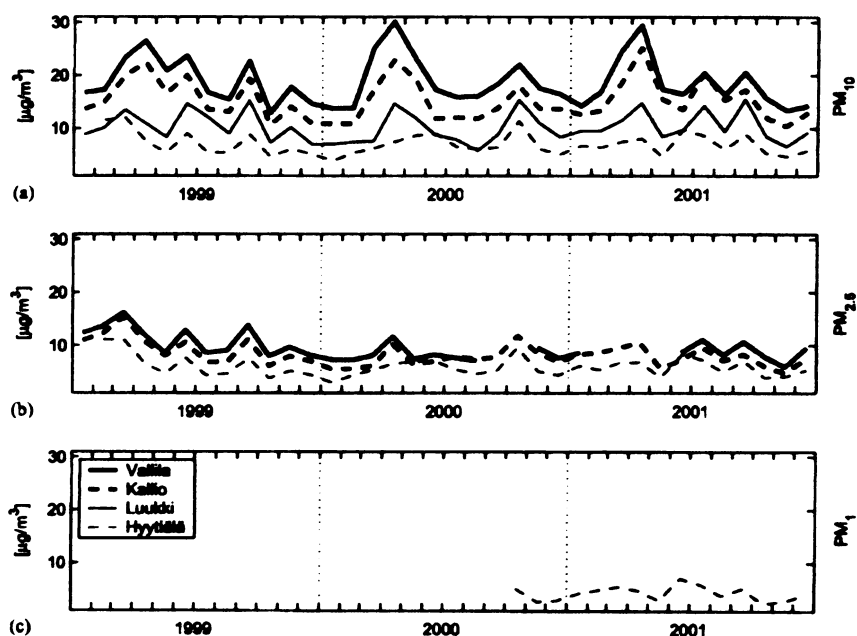
Bylo zjištěno, že průměrná hmotnostní koncentrace PM₁₀ byla v městských, příměstských a venkovských lokalitách 18.7 $\mu\text{g.m}^{-3}$, 10.2 $\mu\text{g.m}^{-3}$ a 6.9 $\mu\text{g.m}^{-3}$, hmotnostní koncentrace PM_{2,5} byla 9.8 $\mu\text{g.m}^{-3}$, 8.2 $\mu\text{g.m}^{-3}$ a 5.8 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Hmotnostní koncentrace velikostní frakce PM₁ ve venkovských lokalitách byla 4.1 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Obrázek 2 ukazuje měření PM v Helsinkách a Hyytiälä. Zřetelně pozorované vysoké koncentrace v jarních měsících

autoři připisují zimnímu šterkování silnic. V Hyytiälä je podobnost připisována dálkovému přenosu velikostní frakce $PM_{2,5}$. Rozdíl mezi těmito dvěma místy je však překvapivě malý, průměrná hmotnostní koncentrace $PM_{2,5}$ v Hyytiälä je okolo $7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a v Helsinkách pak $9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Maximální koncentrace četnosti částic aerosolu byla mezi 10 a 500 nm. Ve venkovských lokalitách je roční cyklus s jasnými maximy během jara a podzimu a minimem v zimě. Maxima souvisejí s růstem částic nukleačního modu. V Helsinkách bylo nalezeno minimum na konci léta a maximum na jaře. Letní minima jsou spojena s vyššími teplotami a lepším promícháváním vzduchu. Jarní maximum je díky nukleaci a transportu nových částic z venkovských lokalit. Aitkenův mod je ve venkovských oblastech opět spojen s růstem a nukleací částic, zatímco ve městech je jeho zdrojem především doprava. Částice akumulacího modu vykazují maximum v letním období a minimum v zimě. Pravděpodobný důvod maxima vidí autoři v příchodu více znečištěných vzduchových mas z centrální Evropy.

Tab. 5 Popis měřených lokalit

(Zdroj: Laaksa et al., 2003)

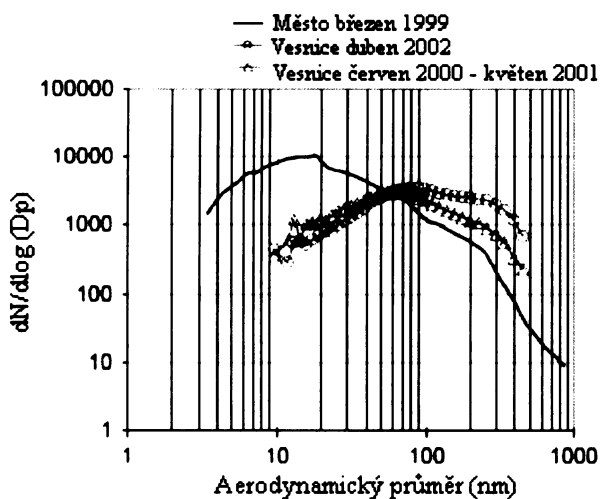
Poloha	Prostředí	Výška (m)
Helsinki		
Vallila	městské	40
Kallio	městské	40
Luukki	venkovské	80
Siltavuori/Kumpula	městské	30
Hyytiälä	venkovské	180
Värriö	přírodní pozadí	390
Pallas	přírodní pozadí	340



Obr. 2 Měsíční průměrné hmotnostní koncentrace PM_{10} , $PM_{2,5}$ a PM_1 .

Langner et al. (2005) se zaměřili na sledování koncentrace četnosti částic aerosolu ve švédském městě Stockholmu a na venkovské stanici Aspvreten, která je vzdálená 70 km od Stockholmu. Ve Stockholmu byly vybrány následující stanice měření – Rosenlundsgatan (umístěn v centru města), Hammarby (umístěn blízko vytiženého silničního tahu) a meteorologická stanice Högdalen, která je umístěna 6 km jižně od centra města.

Koncentrace četnosti částic aerosolu se pohybovala od 3000 částic.cm⁻³ na venkově až po 30 000 částic.cm⁻³, které se vyskytly v místě frekventovaných silničních tahů. Mezi uličními kaňony se špatným prouděním vzduchu vzrostlo množství částic na 60 000-70 000 částic.cm⁻³. Na venkově bylo zjištěno nejvíce částic s aerodynamickým průměrem 60–90 nm (obr. 3), zatímco ve městě bylo nejvíce částic s aerodynamickým průměrem kolem 20 nm, pocházející především z dopravních emisí. To potvrzuje, že dominantním zdrojem submikro-nových částic aerosolu ve městech je doprava.



Obr. 3 Průměrná koncentrace četnosti částic aerosolu (cm⁻³) měřená ve stanici Rosenlundsgatan (černě) a ve vesnici Aspvreten (šedě). (Zdroj: Langner et al., 2005)

Geografické podmínky panující v Nizozemí tj. malá rozloha a absence pohoří mají za následek, že zde nedochází k vytvoření odlišných mikroklimat (např. v údolí) a bylo by tedy možné očekávat, že ani rozdíly mezi urbanizovanými a neurbanizovanými oblastmi nebudou příliš významné. Z měření (Van Der Zee et al., 1998) prováděné tři po sobě jdoucí zimy však také vyplývají určité rozdíly. Autoři zde jako neurbanizované oblasti vybrali větší vesnice (kolem 25 000 obyvatel) – Bodegraven, Meppel a Nunspeet a jako urbanizované oblasti zvolili města Rotterdam a Amsterdam. Vzhledem k meteorologickým podmínkám, kdy epizody znečištění jsou ovlivněny přísunem znečištěného vzduchu z jihu na východ, byly vybrány takové venkovské lokality, které nemohly být ovlivněny znečištěním z blízkých měst.

Obecně platilo, že urbanizovaná místa byla znečištěna více než neurbanizovaná. Průměrná hmotnostní koncentrace PM_{10} byla ve všech třech zimních obdobích větší ve městech než na vesnici a to o 17 % během první zimy, o 4 % během druhé a o 20 % během třetího zimního měření. Při celkovém zhodnocení za celé tři měřicí kampaně byla průměrná koncentrace PM_{10} o 13 % vyšší v urbanizovaných oblastech. Koncentrace $PM_{2,5}$ byla zjišťována pouze během třetího zimního měření a dosahovala podobných hodnot v obou oblastech.

Z hlediska chemického složení atmosférického aerosolu měla městská část vyšší koncentrace všech sledovaných prvků (V, Na, K, Mn, Fe, Cu) kromě křemíku, jehož větší množství bylo zaznamenáno ve venkovských lokalitách.

Během této studie byla prokázána závislost mezi zhoršenou kvalitou ovzduší a převládajícím prouděním větru. Větry od východu, které přinášejí masy vzduchu z kontinentu, mají za následek vyšší koncentrace aerosolových částic a rozdíly mezi urbanizovanými a neurbanizovanými oblastmi jsou minimální. Naopak větry od moře se projevují nižšími koncentracemi, ale většími rozdíly mezi městy a venkovem, neboť se zde více uplatňují lokální zdroje znečištění a méně dálkový přenos.

Studie ze Španělska (Querol et al., 2006) porovnává data z měření atmosférického aerosolu (PM_{10} a $PM_{2,5}$) na různých místech země během let 1999 – 2005. Vzhledem k silným klimatickým a orografickým rozdílům v různých částech Španělska se zde silně uplatňuje rozdílné chemické složení atmosférického aerosolu i rozdílný příspěvek přírodních a antropogenních zdrojů. Zatímco hlavním znečišťujícím faktorem je dálkový přenos vzdušných mas ze severní Afriky, za relativně čistý přísun vzduchu „děkuje“ Španělsko vlhkému proudění od Atlantiku.

Atmosférický aerosol byl měřen na 21 místech: 3 z nich byla u dopravních tahů (Barcelona, L'Hospitalet, Madrid), 11 měst bylo ovlivněno průmyslem (Alcobendas, Badajoz, Barcelona, L'Alcora, La Línea, Huelva, Llodio, Puertollano, Las Palmas, Santa Cruz a Tarragona) – první tři méně, ostatní města hodně, 4 předměstské oblasti (Burgos, Mallorca, Onda a Cartagena-Santa Ana) a nakonec tři venkovské lokality Monagrega-Calanda se semiaridním klimatem, A Coruna s vlhkým klimatem a Monseny uprostřed jehličnatého lesa.

Během této studie byli chemické součásti aerosolu rozděleny do těchto kategorií:

- a) složky zemské kůry (K, Fe, Mg, Mn, atd.)
- b) mořské složky (Cl^- , Na^+)
- c) organická složka (uhlík)

d) sekundární anorganické součásti (sulfáty, nitráty, amonné ionty)

Ze zpětných trajektorií vzdušných mas bylo zjištěno, že Kanárské ostrovy jsou velmi ovlivněny přísunem vzduchu ze severní Afriky (25 %) a směrem k severu tento vliv výrazně klesá. Místní epizody znečištění jsou více časté ve středu země (17 %) zatímco na severu jsou velmi vzácné (méně než 1 %). Transportem vzduchových hmot z Evropského kontinentu je nejvíce ovlivněn sever a východ země a tento vliv klesá směrem na západ a jih (od 20 % ke 3 %).

Průměrná hmotnostní koncentrace PM_{10} byla $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ve venkovských lokalitách, $30\text{-}46 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v příměstských lokalitách a $46\text{-}50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ve městech. Pro $PM_{2,5}$ se tyto hodnoty pohybovaly od $12\text{-}17 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro venkov, $20\text{-}30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro předměstí a $30\text{-}35 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro město. Lidské aktivity významně ovlivnily míru znečištění v denních hodinách. Na venkově byly koncentrace PM ovlivněny vzduchem z Afriky, regionální stagnací atmosféry a lokálními epizodami znečištění. Relativně nízké hodnoty byly zvýšeny v létě díky menším srážkám a častějším epizodám příchodu prachu z Afriky. Bylo zjištěno, že až 85 % všech denních překročení přípustných koncentrací pro PM_{10} bylo způsobeno příchodem znečištěných vzduchových mas ze severní Afriky. Naproti tomu v městských lokalitách byly za překročení imisních hodnot zodpovědné hlavně antropogenní zdroje a dosáhly maxima v zimních měsících.

Z hlediska chemického složení se složky zemské kůry nacházely hlavně ve frakci PM_{10} . Koncentrace se pohybovaly od $6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ na venkově do $8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ve městech. Mořské složky aerosolu byly zastoupeny v malém množství (kolem $1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a méně v PM_{10}). Sekundární anorganické složky byly obsaženy hlavně v hrubých částicích (PM_{10}) a jejich koncentrace v aerosolu se pohybovaly kolem $8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Z výsledku této studie vyplývá, že řada míst ve Španělsku bude mít v budoucnu problém s překračováním imisních limitů (roční imisní limit pro PM_{10} je $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, který od roku 2010 nemá být překročen častěji než 7x ročně, roční imisní limit pro $PM_{2,5}$ je $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, který nesmí být překročen od roku 2015). Nejkomplikovanější situace bude v místech, kde se největší měrou uplatňuje dálkový přenos nečistot z pouštních oblastí Afriky, který nelze významně snížit ani jinak ovlivnit.

Na sledování velikostní distribuce submikronových částic se zaměřila studie Rodriguez et al. (2005) ve venkovské lokalitě v severní Itálii. Měřicí stanice byl umístěna v Lombardii, což je oblast v severní Itálii rozkládající se od Alp až k údolí řeky Pád, ve vesnici Ispra. Tato oblast je charakterizována slabým prouděním vzduchu a v zimě jsou zde časté inverzní situace. Automobilová doprava je zde hlavním zdrojem znečištění, nejbližší

město je vzdáleno 60 km. Výsledky byly porovnány s měřením provedeným ve městech Varese, Busto Arsizio a Gallarate.

Ve venkovské lokalitě byla velikostní distribuce submikronových částic aerosolu ovlivněna hlavně dvěma procesy: nukleací nových částic a růstem již existujících částic procesem kondenzace. Průměrná koncentrace četnosti částic aerosolu se pohybovala mezi 10 300 částic.cm⁻³. Dominantní mod se nacházel v 77 nm. Tím se odlišuje od městského prostředí, kde byl dominantní mod mezi 20 a 40 nm a průměrná koncentrace četnosti částic aerosolu byla 20 000 částic.cm⁻³. Tyto menší koncentrace četnosti částic aerosolu a větší průměrná velikost částic je dle autorů díky procesům kondenzace a koagulace během transportu vzduchu z měst na venkov. Denní cykly koncentrace četnosti částic aerosolu vykazovaly maxima v ranních hodinách v souvislosti s dopravní špičkou, sezónní cykly pak v zimním období roku.

Autoři také zjišťovali vztah mezi hmotnostní koncentrací a koncentrací četnosti částic aerosolu. Průměrná velikost částic aerosolu roste s hmotnostní koncentrací, zatímco koncentrace četnosti částic aerosolu pod 20 nm vykazuje opačný efekt. Snížení hmotnostní koncentrace aerosolu, které je důsledkem snížení emisí ze zdrojů znečištění, může vést ke zvýšení koncentrace četnosti submikronových částic aerosolu. Vzhledem ke skutečnosti, že příspěvek těchto jemných částic je v hmotnostní koncentraci velmi malý, je dle autorů třeba zaměřit se na koncentraci četnosti částic aerosolu na místo často zjišťované hmotnostní koncentrace.

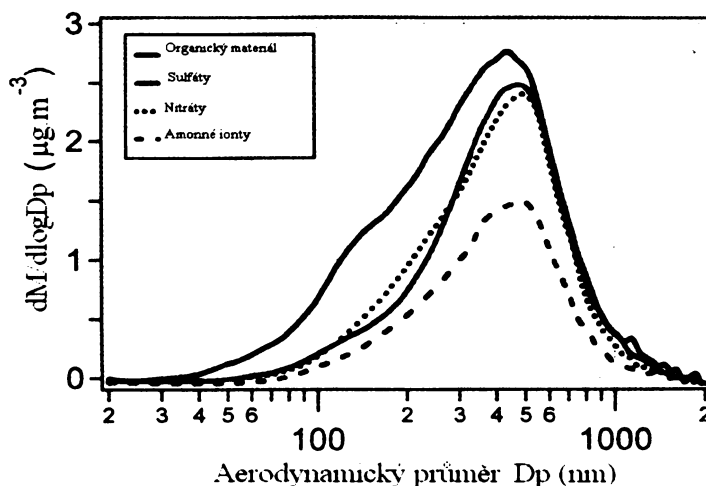
Měření částic PM₁₀ a PM_{2,5} prováděným v druhé polovině devadesátých let v různých lokalitách oblasti Alberta v Kanadě (Cheby et al., 2000) se dospělo k těmto výsledkům. Koncentrace ze stanic v místech s minimálním vlivem lidské činnosti (tzv. přirozené pozadí) dosahovaly hodnot 1.7 až 3.8 μg.m⁻³ (průměr 3.2 μg.m⁻³) pro PM_{2,5}. Hodnoty v oblastech ovlivněných místním nebo blízkým zdrojem znečištění ovzduší byly již několikanásobně vyšší (průměr 8.2 μg.m⁻³ pro PM_{2,5} a 16.7 μg.m⁻³ pro PM₁₀). Nejvyšších hodnot (vyšších i než ve velkých městech) bylo dosaženo v blízkosti průmyslových objektů (průměrné hodnoty hmotnostní koncentrace 18 μg.m⁻³ pro PM_{2,5} a 34.6 μg.m⁻³ pro PM₁₀).

Při následné analýze frakce PM_{2,5} bylo zjištěno, že sírany tvoří 11 – 37% podíl jejího základu na přirozeném pozadí, v zatížených venkovských oblastech podíl síranů činí již 14-40 %. Nejnižší procentuální podíl sulfátů v PM_{2,5} je v městských lokalitách. Obecně bylo nejvyšších koncentrací dosahováno v letním období, kdy není krajina pokryta sněhem a výrazně se uplatňuje úloha znečišťujícího prachu.

Zajímavá je také novější studie z Kanady ze státu Ontario, která byla zaměřena na velikostní distribuci částic (hlavně submikronových) a na jejich chemické složení (Lohmann et al., 2005). Během 43 dnů na jaře roku 2003 proběhla měření ve venkovské lokalitě Egbert na jihu Ontaria, vzdálené 70 km severně od města Toronto. Měřicí stanice byla umístěna v zemědělské oblasti, která je ovlivňována čistým vzduchem ze severu a poměrně znečištěným vzduchem z jižních průmyslových oblastí. Při měření se také zjišťovali doprovodné meteorologické údaje (teplota, rychlost větru atd.).

Průměrná 15-ti minutová koncentrace četnosti částic aerosolu se pohybovala mezi $300 \text{ částic.cm}^{-3}$ a $25\,000 \text{ částic.cm}^{-3}$ (průměrně = $6,500 \text{ částic.cm}^{-3}$). Průměrná hmotnostní koncentrace pro amonné ionty, sulfáty, nitráty a organickou složku byla $0.69 \mu\text{g.m}^{-3}$, $1.18 \mu\text{g.m}^{-3}$, $1.19 \mu\text{g.m}^{-3}$ a $1.73 \mu\text{g.m}^{-3}$. Procentuální příspěvek amonných iontů je ve frakci PM_{10} 0-30 %, sulfátů 0-60 %, nitrátů 3-82 % a organická složka přispívá z 14-87 %. Z uvedeného jasně vyplývá, že organický materiál tvoří velkou část hmotnosti jemného aerosolu, který je výsledkem primárních emisí ze spalovacích procesů.

Obrázek 4 ukazuje velikostní distribuci amonných iontů, sulfátů, nitrátů a organické složky. Anorganická část aerosolu vykazuje jednododální velikostní distribuci s maximem mezi 475 a 500 nm. Organický materiál má dva módy, větší, který se kryje s velikostní distribucí sulfátů a nitrátů a menší okolo 150 nm. Zatímco menší částice jsou tvořeny organickým materiálem, větší částice tvoří směs sulfátů, nitrátů a amonných iontů.



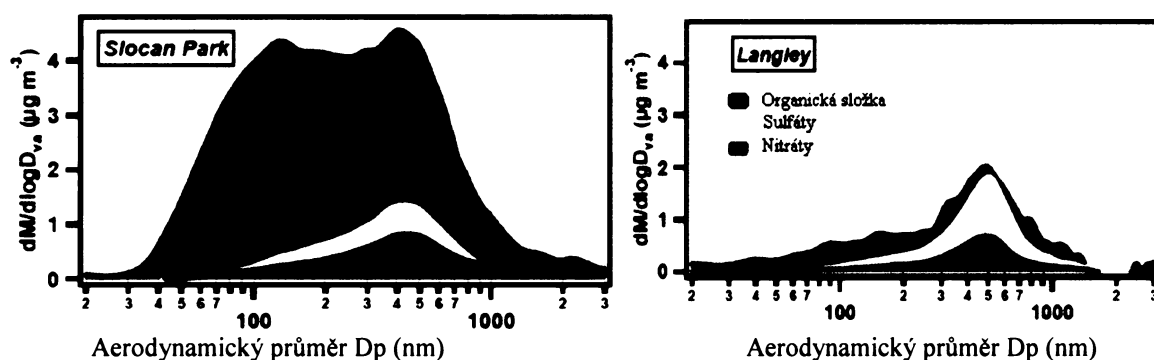
Obr. 4 Průměrná velikostní distribuce hmotnostní koncentrace amonných iontů, nitrátů, sulfátů a organické složky v aerosolu. (Zdroj: Lohmann et al., 2005)

Ve studii byly zjišťovány také denní trendy s těmito výsledky: maximální koncentrace nitrátů byla zjištěna v ranních hodinách a minimální koncentrace během poledne. Přítomnost vysoké koncentrace nitrátů v aerosolových částicích byla podporována

podmínkami nízkého slunečního svitu, nízkými teplotami, vysokou relativní vlhkostí vzduchu a přísunem znečištěných vzduchových hmot. Naproti tomu u sulfátů a oxidované frakce organického materiálu byla zaznamenána nejvyšší koncentrace v poledních hodinách související s fotochemickými oxidacemi.

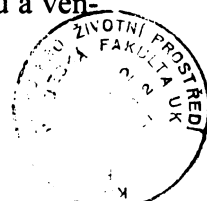
V podobném duchu jako předcházející studie byl i experiment uskutečněný opět v Kanadě, ve státě Britská Kolumbie v Lower Fraser Valley, kde byly měřicí stanice rozmístěny na 3 místech reprezentujících městskou (Vancouver), příměstskou (The Slovan park) a venkovskou oblast (Langley – ovlivňován především zemědělskou činností). Autoři (Alfarra et al., 2004) se opět zaměřili na velikostní distribuci především submikronových částic a jejich chemické složení, neboť zdůrazňují, že porozumění chemickému složení atmosférického aerosolu je důležité pro identifikaci zdrojů a pro předpovídání reakce aerosolu v atmosféře.

Velikostní distribuci částic ukazuje obrázek 5. Významný akumulční bod s aerodynamickým průměrem mezi 300 – 700 nm a maximem okolo 400 - 500 nm byl pozorován na obou místech a byl převážně složen ze sulfátů, amonných iontů, organické složky a v menším množství také z nitrátů. Zatímco v městské části bylo složení aerosolových částic ovlivněno výfukovými plyny z dopravy a obsahovalo hlavně benzen, toluen, alkany, cykloalkany atd., ve venkovské lokalitě obsahovaly aerosolové částice oxidovaný organický materiál. Bylo potvrzeno, že menší částice pocházejí ze spalovacích zdrojů, zatímco částice větší jsou výsledkem fotochemických procesů.



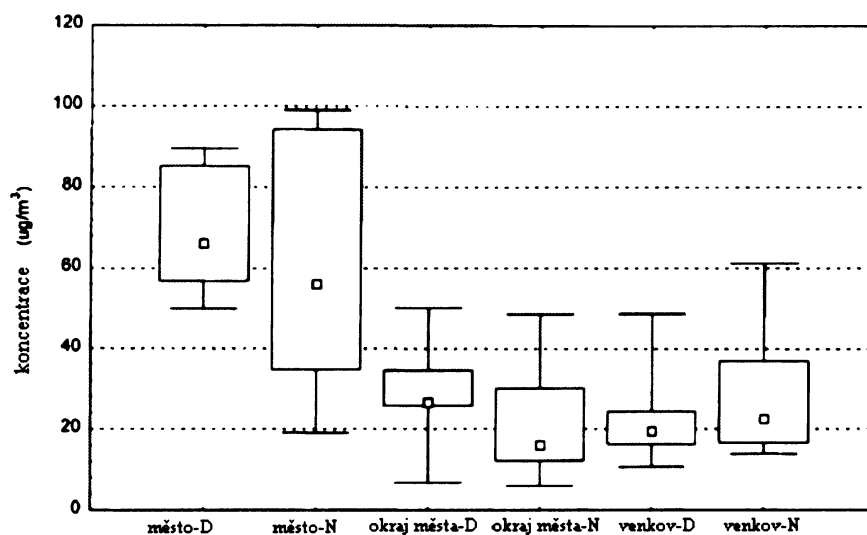
Obr. 5 Velikostní distribuce sulfátů, nitrátů a organické složky měřená v Slovan Park a Langley. (Zdroj: Alfarra et al., 2004)

Měření atmosférického aerosolu je také popsáno z Asie, z oblasti centrálního Taiwanu. Byly opět vybrány tři reprezentativní stanice srovnávající městskou, příměstskou a ven-



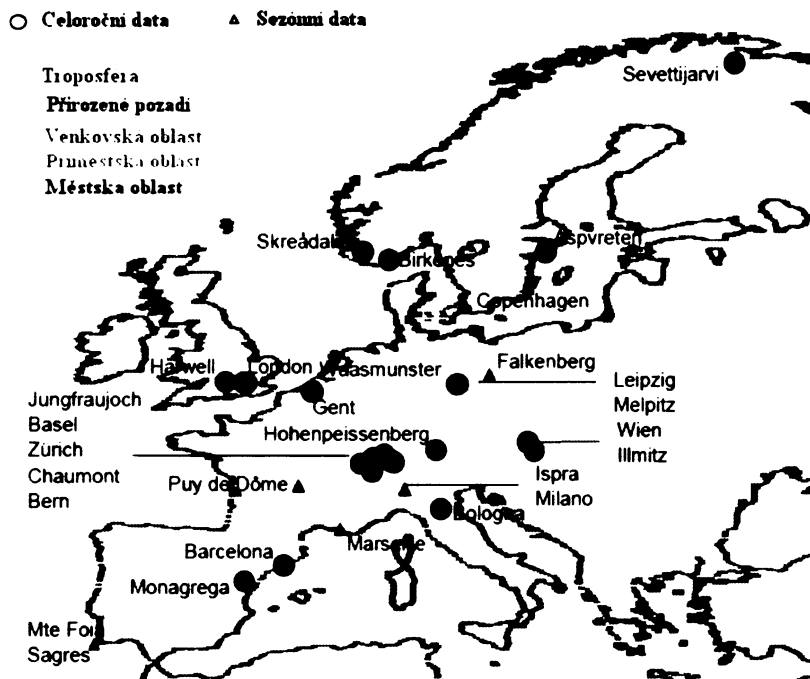
kovskou lokalitu (ovlivněna hlavně domácím vytápěním). Autoři (Fang et al., 2000) se zde zaměřili na velikostní frakci PM_{10} a $PM_{2,5}$ a na jejich chemické složení.

Srovnání průměrné koncentrace $PM_{2,5}$ v denních a nočních hodinách ukazuje obr. 6. Zatímco ve městě byla koncentrace $PM_{2,5}$ vyšší v denních hodinách, na venkově tomu bylo přesně naopak. Koncentrace $PM_{2,5}$ se pohybovala v rozmezí od $6.79 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ do $89.53 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v denních hodinách a v rozmezí od 6.04 do $99.12 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v nočních hodinách. Koncentrace PM_{10} pak v rozmezí od 14.19 do $139.46 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v denních hodinách a od 19.21 do $191.38 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v nočních hodinách. Koncentrace chloridů, sulfátů a nitrátů v $PM_{2,5}$ byla v denní i noční době vyšší na venkově než ve městě. Vysvětlením může být umístění v blízkosti mořského pobřeží a přítomnost nedaleké tepelné elektrárny.



Obr. 6 Srovnání průměrné koncentrace $PM_{2,5}$ v denních a nočních hodinách ve městě a na venkově. (Zdroj: Fang et al., 2000)

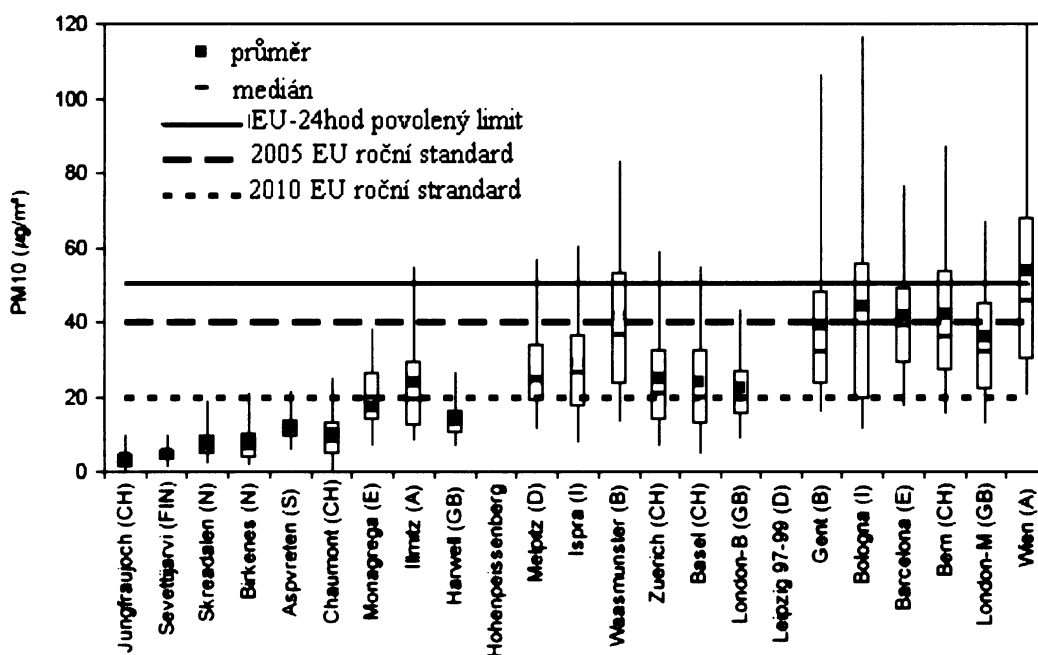
Velmi zajímavý je článek od Putaud et. al (2004), ve kterém jsou soustředěny údaje o aerosolu, jeho koncentraci a velikostní distribuci získané během posledního desetiletí v Evropě. Jsou zde srovnávána data získaná z 31 míst v Evropě a zahrnující oblasti přirozené (bez ovlivnění člověka – tzv. přirozené pozadí), venkovské, příměstské i městské. Obrázek 7 ukazuje 31 vybraných míst. Při výběru byla dodržována tato kritéria: přírodní pozadí – vzdálenost od zdrojů znečištění > 50 km, venkovská oblast – 10-50 km, příměstská oblast – 3-10 km a město – projede méně než 2 500 aut za den.

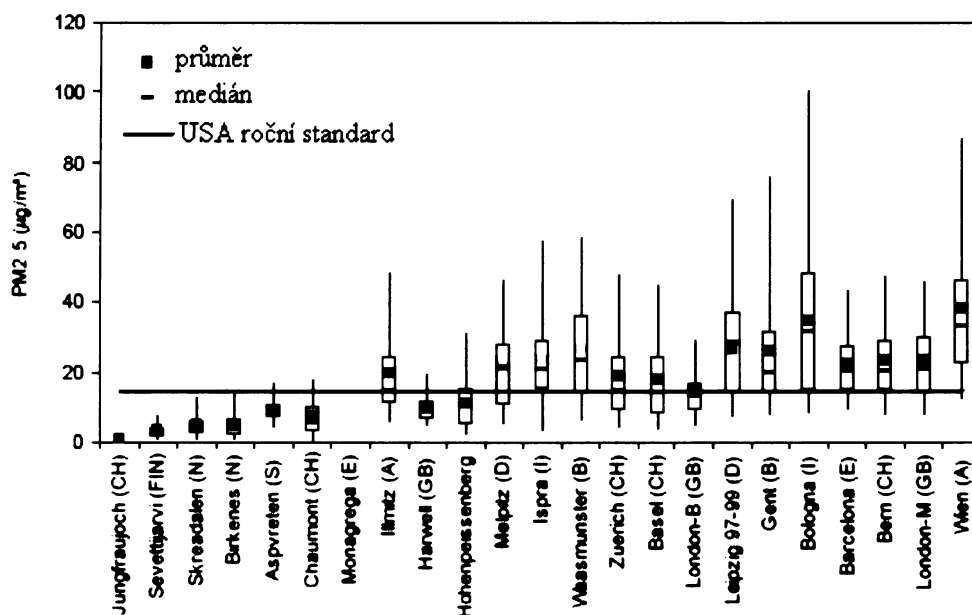


Obr. 7 Umístění měřicích stanic

(Zdroj: Putaud et al., 2004)

Většina dat byla získána během let 1998-2000 a měření trvalo od 1 do 3 let. Data o velikostní distribuci částic byla získána v období 1997-2000. Počet částic v aerosolu vykazuje větší variabilitu než jejich koncentrace, především částice s aerodynamickým průměrem pod 100 nm jsou silně ovlivněny lokálními emisemi a atmosférickými procesy, jako jsou nukleace, kondenzace a koagulace. Obrázek 8 znázorňuje průměrné koncentrace PM_{10} a $PM_{2,5}$ v různých lokalitách. Bylo zjištěno, že pozadové průměrné roční hodnoty koncentrace PM_{10} a $PM_{2,5}$ se pro Evropu pohybují mezi 7.0 ± 4.1 a $4.8 \pm 2.4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.



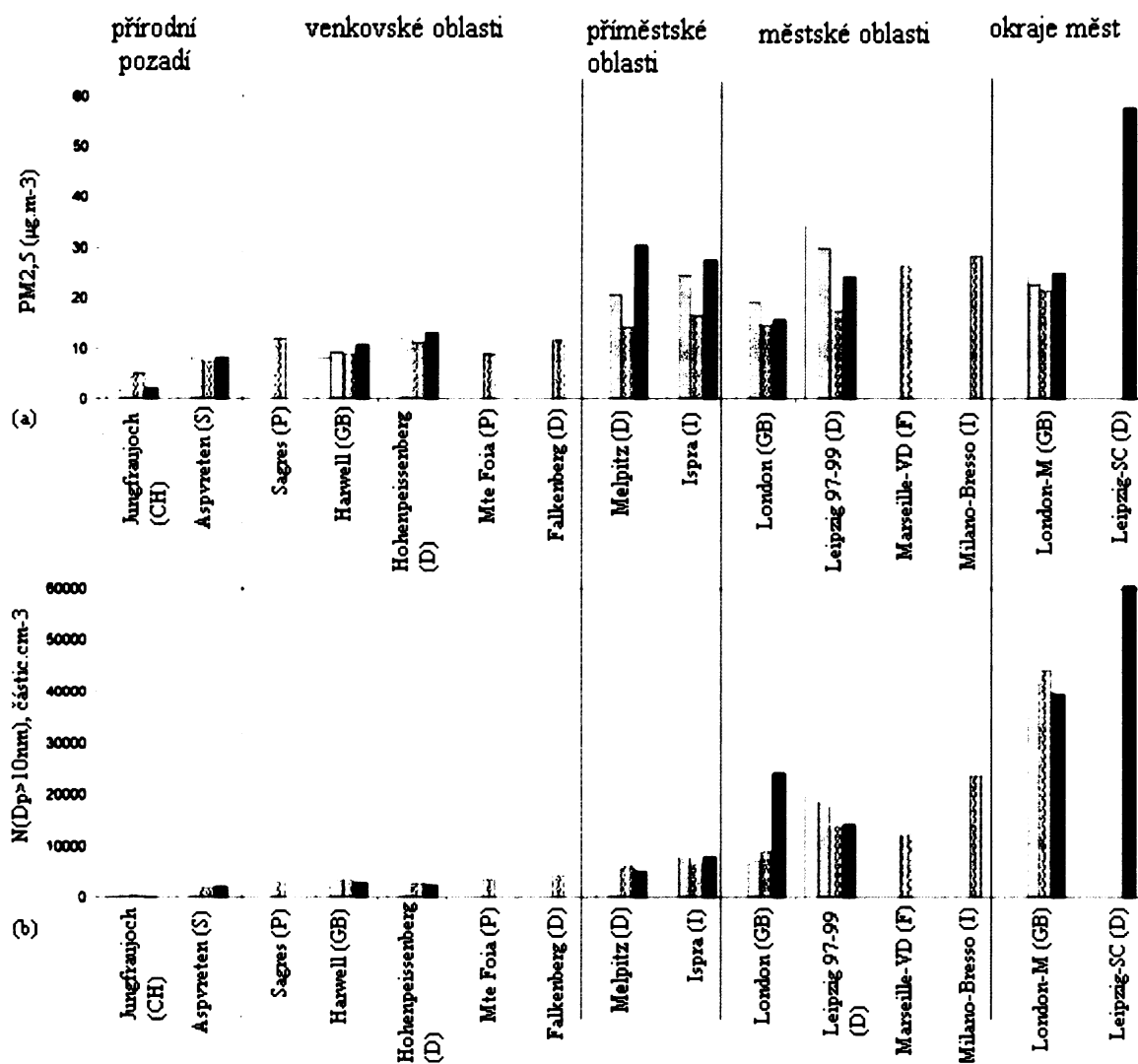


Obr. 8 Roční průměrná hmotnostní koncentrace PM_{10} a $PM_{2,5}$.

(Zdroj: Putaud et al., 2004)

Velikostní distribuce částic byla zjišťována na 15 místech. Získaná data byla rozdělena do 3 period (ráno, poledne a večer). Zatímco ráno je velikostní distribuce částic ovlivněna hlavně dopravou, odpoledne jsou dominantní fotochemické procesy. V městských oblastech byla velikostní distribuce částic bimodální, první mod s maximem mezi 20-30 nm a druhý okolo 100 nm. Počet částic v obou modech výrazně vzrostl v ranních hodinách v souvislosti s intenzivní dopravou. Ve venkovských lokalitách se také objevilo maximum okolo aerodynamického průměru částic 10-30 nm.

Průměrnou sezónní hmotnostní koncentraci $PM_{2,5}$ a koncentraci četnosti částic aerosolu ukazuje obr. 9. Důležitým zjištěním je, že všechny epizody znečištění byly charakterizovány zvýšenou koncentrací jemného aerosolu. Ve všech městech byly hmotnostní koncentrace PM_{10} a $PM_{2,5}$ stejně jako počet částic nejvyšší během zimního období. Průměrná povolená roční hodnota dle EPY pro PM_{10} , která je $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, stejně tak jako roční průměrná hodnota pro $PM_{2,5}$, která je $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, byla překročena na pěti místech.



Obr. 9 Sezónní průměrná (a) hmotnostní koncentrace PM_{2.5} a (b) koncentrace četnosti částic aerosolu (D_p > 10 nm). Zima (bílá barva), léto (šedá), jaro (čárkovaně) a podzim (černá barva). (Zdroj: Putaud et al., 2004)

Obecně lze z této studie usuzovat, že většina míst nebude mít v budoucnu problém s dodržováním imisních limitů pro aerosolové částice. Místa, která by na tom mohla být hůře, jsou místa s intenzivní průmyslovou činností a dopravou anebo místa, která jsou ovlivněna nejen antropogenními, ale také přírodními zdroji aerosolu. Příkladem může být problém již zmiňovaného Španělska, kde se na znečištění významně podílí dálkový přenos znečištěných vzduchových hmot ze severní Afriky. Dodržování imisních limitů bude proto pro země s podobnými podmínkami nesnadným úkolem.

7. Stav v České republice

Zatímco měření aerosolů na venkově je v zahraničí dnes již poměrně rozšířené, v České republice je informací stále poměrně málo. Přitom, jak jsem se již zmínila v úvodu, žije v České republice velká část obyvatelstva právě v malých sídlech. Řada těchto sídel je umístěna ve špatně provětrávaných údolích s vyšší četností výskytu inverzí, což spolu s lokálními topeništi, ve kterých je mnohdy spalován i domácí odpad, může vést k výskytům vysokých koncentrací znečišťujících látek (Kotlík a kol., 2005). Kromě toho je řada menších sídel situována podél silnic s vysokou intenzitou dopravy a již zmíněné studie ze zahraničí ukazují, že mnoho aerosolových částic, s negativními účinky na lidské zdraví, je emitováno právě dopravou.

Jednou ze stěžejních prací je případová studie měření koncentrace PM_{10} v malé obci během zimních období 1997/98 a 1998/99 (Braniš et al., 2000). Měření 24hodinových koncentrací PM_{10} bylo prováděno v obci Žloutkovice na Berounsku. Obec se nachází 50 km západním směrem od Prahy v zaříznutém údolí řeky Berounky. Obec se vyznačuje majoritním spalováním dřeva a uhlí (především hnědého – 70% domácností). V obci nebyl kromě lokálních topenišť žádný jiný zdroj znečišťování ovzduší.

Data ze Žloutkovic byla porovnána s daty z Berouna, ze Slaného a z Prahy (změřená v rámci automatizovaného imisního monitoringu Českého hydrometeorologického ústavu - AIM). Hodnoty koncentrací za celé sledované období se nejčastěji pohybovaly v rozmezí od 15-20 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Nejvyšší průměrné koncentrace byly pro všechny čtyři lokality naměřeny v únoru a v prosinci. Výsledné hodnoty 24hodinových koncentrací PM_{10} v Praze a ve Žloutkovicích ukazuje tabulka 6. Tato studie ukazuje, že hodnoty naměřené v malých sídlech mohou být srovnatelné s hodnotami získanými z velkých měst (Braniš et al., 2000). Nicméně si musíme uvědomit, že na venkově dochází k výrazně vyšší mezisezónní variabilitě, kdy jsou koncentrace soustředěny do několika zimních měsíců topné sezóny.

Tab. 6 Průměrné koncentrace PM_{10} (v $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) v obci Žloutkovice v zimních a letním období, srovnání s hodnotami naměřenými v Praze (Zdroj: Braniš et al.,2000)

období	Žloutkovice			Praha		
	zima 97/98	léto 1998	zima 98/99	zima 97/98	léto 1998	zima 98/99
Průměrná koncentrace	38,22	27,53	40,99	33,87	27,24	32,10
Maximum	106,36	66,91	118,71	115,03	94,65	102,08
Minimum	9,71	11,80	8,48	10,24	13,18	10,78
Medián	37,68	25,15	35,30	29,10	21,63	28,25

25% kvantil	20,19	20,84	23,65	20,52	18,61	21,90
75% kvantil	51,92	32,00	52,66	41,60	27,52	37,23
Počet sledovaných dnů	101	45	133	110	44	145

Další studie, která se týkala kvality ovzduší na českých vesnicích (nebyla publikována v zahraničních časopisech), je pro nás dalším cenným zdrojem informací. Kotlík a kol. (2005) provedli výzkum, jehož cílem bylo dlouhodobé měření koncentrací znečišťujících látek v ovzduší vybraných malých sídel. Tři vybraná malá sídla se odlišovala velikostí - od osady Habartice (cca 10 km od Klatov s přibližně 200 obyvateli), přes vesnici Havlovice (15 km od Trutnova, 850 stálých obyvatel), až po malé městečko Třešť (20 km od Jihlavy s téměř 4,5 tis. obyvateli), jakož i různými typy a zastoupením používaných paliv. Byly zvoleny oblasti s minimálním dálkovým přenosem škodlivin a bez významného zdroje znečištění ovzduší – majoritní podíl tedy měla domácí topeniště. Habartice se vyznačují majoritním spalováním dřeva, Havlovice výraznou převahou spalování uhlí a v Třešti je kombinované vytápění uhlím a plynem.

Z měřených hodnot suspendovaných částic (TSP) a následného přepočtu na frakce PM₁₀ je patrné, že nejzatiženější jsou místa s převažujícím spalováním uhlí (viz tab. 7). V obci Havlovice, kde je dosud ve velké míře spalováno uhlí, byly naměřené hodnoty oproti dalším dvěma místům nejvyšší. A dokonce zde došlo i k překročení imisního limitu, to je více jak 35 24hodinových hodnot > 50 µg.m⁻³. Jinak jsou však hodnoty ročních aritmetických průměrů částic frakce PM₁₀ přibližně ve středu rozsahu běžných imisních charakteristik.

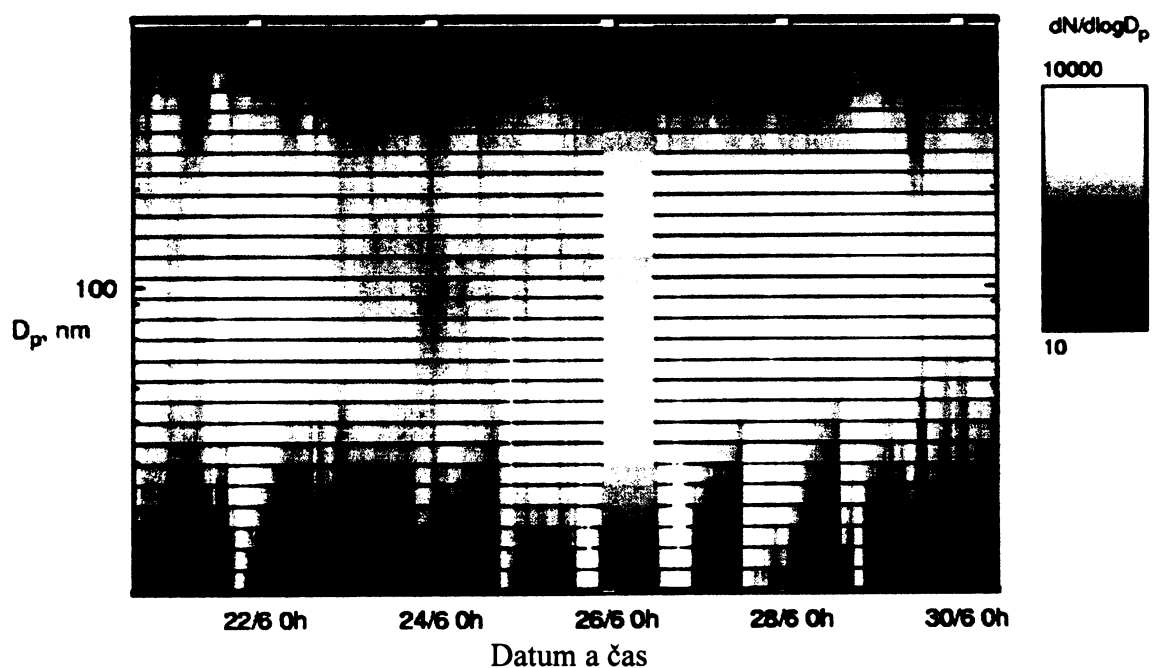
Tab. 7 Základní popisné charakteristiky TSP a následný přepočet na frakci PM₁₀

(Zdroj: Kotlík et al., 2004)

Sídlo	TSP (µg.m ⁻³)			Přepočet TSP na PM ₁₀ (µg.m ⁻³)		
	Třešť	Havlovice	Habartice	Třešť	Havlovice	Habartice
Aritmetický roční průměr	32	40	27	26	32	22
25% kvantil	20	20	21	16	16	17
Medián	29	35	23	23	28	18
75% kvantil	41	54	32	32	43	26
Maximum	123	143	42	98	114	34
36 maximální hodnota				43,2	50,4	30,3

Práce Mikušky a kol. (2005) se snažila prověřit dynamiku početních rozdělení velikostí částic atmosférického aerosolu na ekologickém experimentálním pracovišti Bílý Kříž ve dnech 20 - 30. 6. 2001. Pracoviště se nachází v oblasti Moravsko-Slezské Beskydy mimo dosah přímých zdrojů znečištění. Obr. 10 ukazuje dynamiku velikostních rozdělení aerosolových částic. Nejtmavší odstíny označují nejnižší koncentraci a naopak čím světlejší odstín, tím je koncentrace vyšší.

Z meteorologického hlediska měla kampaň dvě části. V první polovině převládalo chladnější počasí a celkové koncentrace částic klesly na přibližně $1\ 000\ \text{částic}\cdot\text{cm}^{-3}$ a rozdělení částic bylo bimodální s prvním maximem kolem Aitkenova modu okolo 60 nm a druhým maximem v akumulčním modu kolem 250 nm. Koncentrace částic v akumulčním modu byly okolo $50\ \text{částic}\cdot\text{cm}^{-3}$. V druhé části kampaně se začalo projevovat letní počasí. Maxima celkových početních koncentrací dosahovala $30\ 000\ \text{částic}\cdot\text{cm}^{-3}$ s rozhodujícím podílem částic v nukleačním modu.



Obr. 10 Dynamika velikostních rozdělení aerosolových částic.

(Zdroj: Moravec a kol., 2005)

Měření submikronových částic je však v České republice stále vzácné. V současnosti probíhá měření těchto částic v malém sídle blízko dálnice ve vesnici Koberovice (Staňková, Hovorka, 2006). Výsledky studie však zatím nejsou zveřejněny.

Vzhledem k uvedeným výsledkům studií, které potvrzují důležitost věnovat se sledování atmosférického aerosolu na venkově, a současným znalostem o vlivu jemných částic aerosolu na zdraví člověka, bych se ve své budoucí diplomové práci ráda věnovala měření submikronových částic aerosolu ve vybrané obci, o které se nyní zmíním a ve které by se měření mělo uskutečnit.

8. Obec Mokré

Obec Mokré se nachází v Královéhradeckém kraji na úpatí Orlických hor v rovinném terénu v nadmořské výšce 252 m.n.m., 4 km od města Opočno a 2 km od Českého Meziříčí a svým katastrálním územím zaujímá rozlohu 589 ha (obr.11). Město Hradec Králové je jihozápadním směrem ve vzdálenosti cca 25 km. Katastr obce patří do II. ochranného vodního pásma. V obci je postaveno 74 domů, z toho asi 50 trvale obydlených (viz obr. 12), zbytek je využíván k rekreaci chalupáři. Žije zde okolo 160 obyvatel.

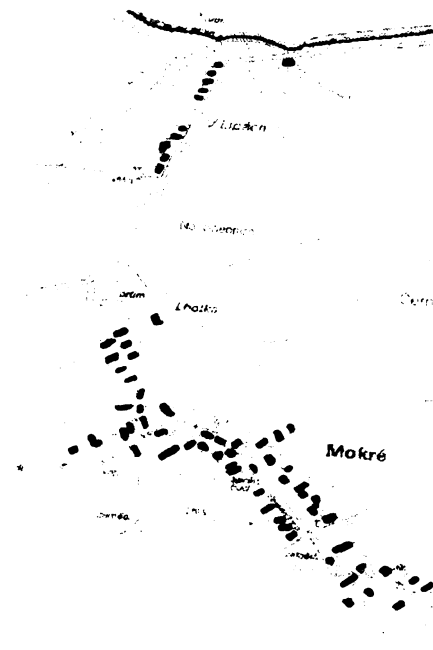
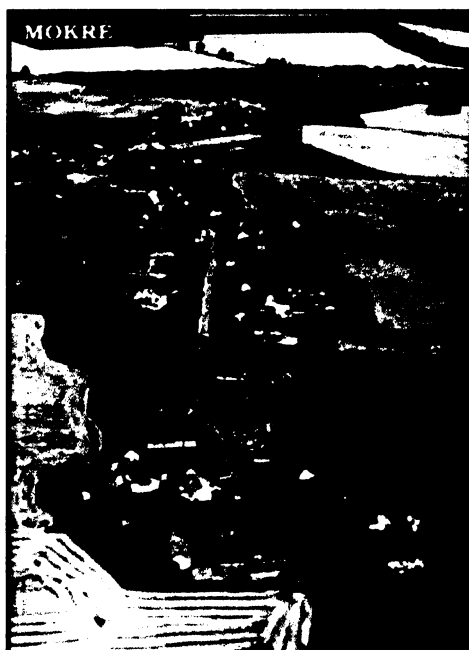
Po klimatické stránce patří území do mírně chladné oblasti. Rostou zde rostliny charakteristické pro mírné pásmo. Na polích se pěstuje především kukuřice, obilí, řepka olejka, také koření a mokerské zelí. Na katastru obce se nacházejí i lokality s chráněnými rostlinami a v posledních letech se znovu ve větší míře objevily i rozsáhlé mokřiny. V rámci protipovodňových opatření je téměř zcela zrekonstruován Podlažický potok, který protéká obcí. Na levém břehu obci obklopují pole a lesy a na pravém břehu louky a pole (obr. 13).

V blízkosti obce se nenachází žádný významný bodový zdroj znečištění. Obcí prochází místní silnice o délce 2 km, která však není významným liniovým zdrojem znečištění. Z pozorování bylo zjištěno, že maximum aut - 35 aut.hod⁻¹ bylo v době mezi 16 hod a 17 hod, kdy se lidé vrací z práce, jinak se hodnoty pohybovaly kolem 15 aut.hod⁻¹. 6krát denně v týdnu projíždí obcí linkový autobus. Za den zde projelo 19 nákladních aut a 8 traktorů. Nedaleko obce se nachází železniční trať směrem do Opočna pro osobní a nákladní vlaky.

Zdrojem znečištění zde tedy mohou být lokální topeniště, nebo dálkový přenos vzduchových hmot z nedalekých měst. Kvůli zjištění typu používaného paliva bylo provedeno šetření, kterého se zúčastnilo 136 lidí (48 domácností) a výsledkem jsou následující informace: 31 % obyvatel používá k vytápění dřevo, 18,2 % elektriku, 18 % uhlí, 16,6 % topí kombinací dřeva a uhlí a 16,2 % používá plyn. Řada domácností má díky plynofikaci obce zaveden plyn, někteří lidé se však vracejí k vytápění dřevem kvůli vzrůstajícím cenám za vytápění plynem. Tento trend podporuje také fakt, že se v obci nachází pila na zpracování dřeva a není proto problém sehnat dřevo k vytápění.



Obr. 11 Umístění Mokrého na mapě



Obr. 12 Pohled z Mokrého a vedle vlastní zpracování mapy Mokrého, zeleně jsou vyznačeny trvale obydlené domy, černě neobydlené domy nebo chaty sloužící k rekreaci, a červeně jsou vyznačena veřejná místa (obchod a obecní úřad).



Obr. 13 Letecký pohled na Mokré s okolní krajinou

(Zdroj: www.obecmokre.cz)

9. Závěr

Většina z nás vnímá venkov jako relativně čisté prostředí, kde není třeba se obávat zdravotních problémů spojených se znečištěním ovzduší. Studie provedené v zahraničí toto celkem potvrzují, neboť ve venkovských lokalitách byly téměř vždy naměřeny menší koncentrace než ve městech. Koncentrace aerosolových částic v ovzduší byla ovlivněna především místními zdroji jako jsou doprava, průmysl v dané oblasti a způsob vytápění. Na některých místech se na znečištění podílely také přírodní podmínky (blízkost moře, prach z pouští přenášený větrem apod.).

V České republice byla však situace poněkud odlišná. Ve všech sledovaných lokalitách se hodnoty naměřené na venkově téměř srovnávaly s hodnotami zjištěnými ve městech. Hlavními zdroji znečištění zde byla lokální topeniště spalující hlavně uhlí.

Problém zvýšených koncentrací aerosolových částic v ovzduší je úzce spojen s cenami energie a ekonomickým vývojem. V současnosti lze podle údajů prezentovaných v různých médiích zajistit vytápění rodinného domu na rok plynem za cca 40 tis. Kč, podobně je na tom vytápění elektřinou, uhlím za 20 tis. Kč a dřívím za 10-15 tis. Kč. Z těchto důvodů se mnoho lidí vrací kvůli zdražování cen energií zpět k vytápění dřevem a uhlím, místo plynu a elektřiny. Následky tohoto jednání však mohou mít dle uvedených studií velmi neblahý vliv na kvalitu ovzduší a zdraví lidí.

Tento trend je nyní velmi diskutován a je snaha ho řešit pomocí dvou opatření. Prvním z nich je daňová ekologická reforma, která by znevýhodnila paliva, která mají největší negativní vliv na životní prostředí. Zároveň by se začaly podporovat obnovitelné zdroje energie a diskutuje se také o zavedení finančních příspěvků pro občany na nákup nových kotlů na spalování biomasy, či jiných obnovitelných zdrojů (Kotlík a kol., 2006). To vše je však dnes v „plenkách“. Budoucí snahou je začlenit problematiku znečištění ovzduší atmosférickým aerosolem do rozhodování o ekonomickém rozvoji a brát jej v úvahu při městském plánování (Davidson et al., 2005).

Přestože se v posledních letech postoj občanů k životnímu prostředí zlepšil, je stále potřeba informovat obyvatele o možných nebezpečích. Každý si musí uvědomit, že svým chováním, druhem používaných paliv a způsobem vytápění ovlivňuje nejen sebe, ale také ostatní. Množství atmosférického aerosolu v ovzduší vzhledem k jeho přirozenému původu nelze úplně ovlivnit, lze však snížit jeho příspěvek z antropogenních zdrojů vhodným a zodpovědným chováním všech lidí a odstraněním lidské lhostejnosti ke svému okolí.

10. Použitá literatura

Acker K., Auel R., Brüggemann E., Chemnitzer R., Galgon D., Gnauk T., Hermann H., Jaeschke W., Möller D., Müller K., Rüd C., Wiedensohler A., Wieprecht W. (2005): Aerosol characterisation at the FEBUKO upwind station Goldlauter (I): Particle mass, main ionic components, OCEC, and mass closure, *Atmospheric Environment* 39 (2005): 4209-4218

Alfarra M. R., Coe H., Allan J. D., Bower K. N., Boudries H., Canagaratna M. R., Jimenez J. L., Jayne J. T., Garforth A. A., Li S., Worsnop D. R. (2004): Characterization of Urban and Regional Organic Aerosols in the Lower Fraser Valley Using Two Aerodyne Aerosol Mass Spectrometers, *Atmospheric Environment* 38 (2004): 5745-5758

Beilke S., Berg R., Bieber E., Uhse K., Wallasch M. (2002): Jahresbericht 2001 aus dem Messnetz des UBA: Messungen von Feinstaub im Messnetz des Umweltbundesamtes. Texte 69/02, pp. 3-27

Bobak M. (2000): Outdoor pollution, low birth weight, and prematurity. *Environmental Health Perspectives* 108, 173–176

Braniš M., Domasová M., Kožnarová J. (2000): Znečištění ovzduší z lokálních zdrojů – případová studie měření koncentrace PM₁₀ v malé obci během zimních období 1997/98 a 1998/99, *Ochrana ovzduší*, roč. 12, č. 4-5, str. 16-28

Cheng L., Sandhu H.S., Angle R.P., Mc Donald K.M., Myrick R.H. (2000): Rural particulate matter in Alberta, Canada, *Atmospheric Environment* 34, 3365-3372.

Davidson I.C., Phalen F.R., Solomon A.P. (2005): Airborne particulate matter and Human health: A review, *Aerosol Science and Technology* 39, 737-749

Englert N. (2004): Fine particles and human health – a review of epidemiological studies, *Toxicology Letters* 149, 235-242

Fang C.-G., Cheng N.-C., Wu S.-Y., Wang P.-N., Wang V., Fu P., Yang G.-D., Chen C.-S. (2000): Comparison of particulate mass, chemical species for urban, suburban and rural areas in central Taiwan, Taichung, *Chemosphere* 41(2000), 1349-1359

Gehrig R., Buchmann B. (2003): Characterising seasonal variations and spatial distribution of ambient PM₁₀ and PM_{2,5} concentrations based on long-term Swiss monitoring data, *Atmospheric Environment* 37 (2003), 2571-2580

Godleski J. J., Verrier R. L., Koutrakis P., Catalano P., Coull B., Reinisch U. (2000): Mechanisms of morbidity and mortality from exposure to ambient air particles. *Res Rep Health Eff Inst* 91, 5–88

Hauck H., Berner A., Frischer T., Gomiscek B., Kundi M., Neuberger M., Puxbaum H., Preining O., Auphep – Team (2004): AUPHEP – Austrian project on health effects of particulates – general overview, *Atmospheric Environment* 38 (2004), 3905-3915

Holoubek I., Bednář J., Fara M., Fiala J., Hovorka J., Hůnová I., Klán P., Kohoutek J., Komprda J., Leníček J., Skybová M., Vokounová Š., Závodský D. (2005): *Troposférická chemie*, Masarykova univerzita, Brno, str. 76-87

Holoubek I., Hovorka J., Hůnová I., Kalvová J., Moldan B., Přibíl R. (2004): *Aktuální otázky znečištění ovzduší*. Karolinum, Praha, str. 65-75

Hinds C. W. (1999): *Aerosol technology : properties, behavior, and measurement of airborne particles*, Wiley, New York, 1-50

Jones M. A. , Harrison M. R. (2006): Assesment of natural component of PM₁₀ at UK urban and rural sites, *Atmospheric Environment* 40 (2006), 7733-7741

Keuken M., Sanderson E., Aalst R., Borken J., Schneider J. (2005): Contribution of traffic to levels of ambient air pollution in Europe. *Health effects of transport – related air pollution*, 53–84

Kotlík B., Kazmarová H., Kvasničková S., Keder J. (2005): *Kvalita ovzduší na českých vesnicích – stav v roce 2003 (malá sídla)*, *Ochrana ovzduší* 1/2005, 26-28

Kotlík B., Kazmarová H., Morávek J., Keder J. (2006): Kvalita ovzduší na českých vesnicích – příčiny a zamýšlení nad možnými způsoby nápravy, *Ochrana ovzduší* 4/2006, 5-8

Krzyzanowski M., Kuna-Dibbert B., Schneider J. (2005): Health effects of transport – related air pollution. World health organisation, Copenhagen

Kulmala M., Vehkamäki H., Petäjä T., Maso D.M., Lauri A., Kerminen M.-V., Birmili W., McMurry H.P. (2004): Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles a review of observations, *Aerosol Science* 35 (2004), 143-176

Kunzli N., Jerrett M., Mack W. J., Beckerman B., LaBree L., Gilliland F. (2005): Ambient air pollution and atherosclerosis in Los Angeles. *Environ Health Perspect* 113, 201–206

Langner J., Foltescu V.L., Johansson C., Gidhagen L. (2005): Urban scale modeling of particle number concentration in Stockholm, *Atmospheric Environment* 39 (2005), 1711-1725

Laakso L., Hussein T. (2003): Diurnal and annual characteristics of particle mass and number concentrations in urban, rural and Arctic environments in Finland, *Atmospheric Environment* 37 (2003), 2629-2641

Maheswar R., Richard L. W., Lohmann U. (2005): An intensive study of the size and composition of submicron atmospheric aerosols at a rural site in Ontario, Canada, *Aerosol Science and Technology* 39, 722-736

Mikuška M., Moravec P., Pokorný R., Smolík J., Večeřa Z., Ždímal V. (2005): Dynamika početních rozdělení velikostí aerosolových částic při experimentální kampani na stanici Bílý Kříž, *Ovzduší* 2005, 182-185

Pandis N.S., Seinfeld H.J. (2006): Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change, J.Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey

Pekkanen J. et al. (2002): Particulate air pollution and risk of ST-segment depression during repeated submaximal exercise tests aminy subjekt with coronary heart disease: the Exposure and Risk Assessment for Fine and Ultrafine Particles in Ambient Air (ULTRA) study *Circulation* 106 (8), 933 – 938

Peters A., Heier M., Trentinaglia I., Hormann A., Wichmann H. E. (2004): Exposure to traffic and the onset of myocardial infarction. *N Engl J Med* 351, 1721–1730

Pope C.A. III (2000): What Do Epidemiologic findings tell us about health effect of environmental aerosols? *J. Aerosols in Medicine* 13, 335-354

Putaud J.-P. et al. (2004): A European aerosol phenomenology: physical and chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban rural and background sites in Europe, *Atmospheric Environment* 38 (2004), 2561-2577

Querol X., Alastuey A., Moreno T., Viana M.M., Castillo S., Pey J., Rodríguez S., Artiñano B., Salvador P., Sánchez M., Garcia dos Santos S., Garraleta H.M.D., Fernandez-Patier R., Moreno-Grau S., Negral L., Minguillón M.C., Monfort E., Sanz M.J., Palomo-Marín R., Pinilla-Gil E., Cuevas E., Rosa J., Campa A. (2006): Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM₁₀ a PM_{2,5}) across Spain 1999-2005, *Atmospheric Environment*, In Press, Available online 21 December 2006, www.sciencedirect.com

Rodríguez S., Van Dingenen R., Putaud P.-J., Santos D.-M. S., Roselli D. (2005): Nucleation and growth of new particles in the rural atmosphere of Northern Italy: relationship to air quality monitoring, *Atmospheric Environment* 39 (2005), 6734-6746

Scheffe R. (2003): Presentation at the Conference Particulate Matter: Atmospheric Sciences, Exposure and the Fourth Colloquium on PM and Human Health, Pittsburgh, March 31 - April 4

U. S. Environmental Protection Agency (2004): Air Quality criteria for particulate matter, Volume I, dostupné na <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/partmatt.cfm>

Van Der Zee S.C., Hoek G., Harssema H., Brunekreef B. (1998): Characterization of particulate air pollution in urban and non-urban areas in the Netherlands, *Atmospheric Environment* 32, 3717–3729

Internetové zdroje:

www.epa.gov

www.obecmokre.cz

www.who.int

