



ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV

ÚSEK OCHRANY ČISTOTY OVZDUŠÍ

PODKLADOVÉ MATERIÁLY

pro závěrečný kontrolní den projektu

**Výzkum, vývoj a implementace nových měřicích metod
pro hodnocení znečištění ovzduší a využití v rámci legislativy ES**

Přidělené evidenční označení projektu: VaV/740/2/02

Přidělené evidenční označení programu: SF

Praha, prosinec 2003

AUTOŘI ZPRÁVY

DP 1:

zodpovědný řešitel: Ing. Jiří Novák, CSc.¹⁾

Ing. Jan Abraham²⁾

Šárka Běláková⁴⁾

RNDr. Irena Brožová¹⁾

Ing. Miloš Brůna¹⁾

RNDr. Iva Hůnová, Ph.D.³⁾

Ing. Eva Chalupníčková¹⁾

Ing. Helena Plachá²⁾

Ing. Radek Pokorný¹⁾

¹⁾ Český hydrometeorologický ústav, Praha 4 – Libuš

²⁾ Český hydrometeorologický ústav, Ústí nad Labem – Kočkov

³⁾ Český hydrometeorologický ústav, Praha – Komořany

⁴⁾ Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta UK, Praha

DP 2:

zodpovědný řešitel: RNDr. Jiří Bubník¹⁾

RNDr. Josef Keder, CSc.¹⁾

Jan Macoun, Ph.D.¹⁾

RNDr. Jan Maňák²⁾

¹⁾ Český hydrometeorologický ústav, Praha – Komořany

²⁾ EKOAIR – Služby čistotě ovzduší, Praha

DP 3:

zodpovědný řešitel: Jan Macoun, Ph.D.¹⁾

RNDr. Kryštof Eben, CSc.²⁾

Mgr. Pavel Juruš²⁾

RNDr. Josef Keder, CSc.¹⁾

Doc. Ing. Emil Pelikán, CSc.²⁾

Ing. Miroslav Rozložník, Dr.²⁾

Bc. Hana Škáchová¹⁾

¹⁾ Český hydrometeorologický ústav, Praha 4 – Komořany

²⁾ Ústav informatiky Akademie věd ČR

OBSAH

DP 1	Vývoj a aplikace nových měřicích metod	1
DP 1:	1. Aplikace stanovení SO ₂ na impregnovaných filtrech, jako náhrada metody West-gaeke. Aplikace pasivních metod pro indikativní měření a kalibraci modelů (pasivní měření SO ₂ a NO ₂).....	3
DP 1:	2. Měření koncentrace benzenu pomocí pasivních dozimetrů	11
DP 1:	2.1. Úvod	11
DP 1:	2.2. Seznam stanovišť	11
DP 1:	2.3. Princip metody a výpočty	11
DP 1:	2.4. Závěry	14
DP 1:	3. Měření prašného aerosolu	15
DP 1:	4. Měření polyaromatických uhlovodíků v rámci státní imisní sítě ČHMÚ - návrh systému a stav prací	22
DP 1:	4.1. Úvod	22
DP 1:	4.2. Měření PAU v ČHMÚ	22
DP 1:	4.2.1. Princip stanovení:	23
DP 1:	4.2.2. Režim měření a souvisejících prací do konce r.2003	23
DP 1:	4.2.3. Zpracování vzorků	24
DP 1:	4.2.4. Měření na GC/MS	24
DP 1:	4.2.5. QA/QC	26
DP 1:	4.3. Závěr	26
DP 1:	5. Výsledky měření koncentrací přízemního ozonu pasivními dosimetry na Vysoké v Novohradských horách v r. 2003	27
DP 1:	5.1. Úvod	27
DP 1:	5.2. Metodika	28
DP 1:	5.2.1. Odběrové lokality	28
DP 1:	5.2.2. Časový rozvrh odběrů	30
DP 1:	5.2.3. Pasivní dosimetrie	31
DP 1:	5.3. Výsledky a diskuse	33
DP 1:	5.4. Závěr	35
DP 1:	5.5. Návrhy a doporučení	36
	Literatura	38
DP 2	Inovace a doplnění souboru modelů pro rozptylové studie dle direktiv EU a zákona	40
DP 2:	1. Zahnutí situací s bezvětrím do výpočtu	42
DP 2:	1.1. Efektivní výška zdroje	42
DP 2:	1.2. Rychlost větru	43
DP 2:	1.3. Rozptylové parametry	43
DP 2:	1.4. Depozice a transformace znečišťujících látek	44
DP 2:	1.5. Konverze NO na NO ₂	45
DP 2:	1.6. Vzdálenost, do které působí zdroje za bezvětrí	45
DP 2:	1.7. Výpočet ročních průměrů a doby překročení zvolených koncentrací	46
DP 2:	2. Zohlednění resuspenze částic ze zemského povrchu	47
DP 2:	3. Zářezy silnic do terénu	53
DP 2:	4. Stanovení výšky komína s ohledem na okolní zástavbu	58
DP 2:	5. Výpočet denních koncentrací s přihlédnutím k denní provozní době	64
DP 2:	6. Návrh modelového postupu pro hodnocení rozptylu pachových látek	65
DP 2:	6.1. Základní pojmy, spojené s problematikou pachů	65
DP 2:	6.2. Specifika a odlišnosti modelování pachových látek	67
DP 2:	6.3. Modely používané v světě	68
DP 2:	6.4. Návrh postupu modelování přenosu a rozptylu pachových látek	70
DP 2:	6.4.1. Výpočet pro jeden zdroj	70

DP 2: 6.4.2.	Výpočet pro více zdrojů.....	71
DP 2: 6.4.3.	Interpretace výsledků modelování šíření pachových látek	72
DP 2: 7.	Verifikace a ověření používaných modelů ve vztahu k legislativě ČR a Směrnicím EU (ATEM a AEOLIUS)	73
DP 2: 7.1.	Metodika verifikace	73
DP 2: 7.1.1.	Návrh kritérií pro hodnocení rozptylových modelů	73
DP 2: 7.1.2.	Limitní hodnoty kritérií	74
DP 2: 7.2.	Verifikace modelu SYMOS'97	75
DP 2: 7.3.	Výsledky testování pro roční průměry	75
DP 2: 7.3.1.	Výsledky testování pro oxid siřičitý	75
DP 2: 7.3.2.	Výsledky testování pro oxidy dusíku	78
DP 2: 7.3.3.	Shrnutí výsledků testování systému SYMOS	80
DP 2: 7.4.	Verifikace modelu ATEM.....	80
DP 2: 7.4.1.	Výsledky porovnání modelu s měřeními	80
DP 2: 7.4.2.	Shrnutí porovnání	82
DP 2: 7.5.	Verifikace modelu AEOLIUS	83
DP 2: 7.5.1.	Datové soubory pro testování úspěšnosti modelu při odhadu hodinových koncentrací.....	83
DP 2: 7.5.2.	Výsledky testování pro hodinové hodnoty	83
Literatura		88
DP 3	Vývoj a aplikace Eulerovského modelu	90
DP 3: 1.	Model CAMx	92
DP 3: 1.1.	Základní charakteristiky	92
DP 3: 1.2.	Moduly dostupné v modelu.....	92
DP 3: 2.	Vstupní údaje.....	95
DP 3: 2.1.	Výpočetní oblast.....	95
DP 3: 2.2.	Pokryv terénu	96
DP 3: 2.2.1.	USGS databáze pokryvu terénu.....	97
DP 3: 2.3.	Emisní údaje.....	102
DP 3: 2.3.1.	EMEP.....	103
DP 3: 2.3.2.	REZZO	103
DP 3: 2.3.3.	Chody emisí	105
DP 3: 2.3.4.	Emise VOC.....	108
DP 3: 2.4.	Meteorologická data.....	110
DP 3: 3.	Výsledky modelu.....	111
DP 3: 4.	Závěr.....	115
Literatura		123

SEZNAM TABULEK

Tab. 1-1	Kampaň č.1 měření koncentrace benzenu v ovzduší	12
Tab. 1-2	Kampaň č.2 měření koncentrace benzenu v ovzduší	12
Tab. 1-3	Kampaň č.3 měření koncentrace benzenu v ovzduší	13
Tab. 1-4	Přehled stanic pro odběr vzorků PAU	24
Tab. 1-5	Výsledky prvních měření na GC/MS.....	25
Tab. 1-6	Přehled jednotlivých lokalit pro měření přízemního ozonu.....	29
Tab. 1-7	Odběry provedené ve vegetační sezóně 2003	34
Tab. 2-1	Hodnoty konstant pro výpočet rozptylových parametrů	44
Tab. 2-2	Hodnoty konstant pro výpočet rozptylových parametrů při 8-mi hodinové průměrovací době	44
Tab. 2-3	Závislost maximální velikosti resuspendovaných částic na jejich hustotě při rychlosti 20 m.s ⁻¹	49

Tab. 2-4	Hodnoty koeficientu typu povrchu pro výpočet resuspenze	51
Tab. 2-5	Hodnoty koeficientu pro přepočet průměrných hodinových koncentrací pachových látek na špičkové koncentrace	70
Tab. 2-6	Hodnoty testovacích kritérií pro roční průměry oxidu siřičitého v letech 1999 a 2000, model SYMOS'97	76
Tab. 2-7	Hodnoty testovacích kritérií pro roční průměry oxidů dusíku v letech 1999 a 2000, model SYMOS'97	78
Tab. 2-8	Porovnání měřených a modelových koncentrací benzenu – model ATEM.....	81
Tab. 2-9	Porovnání měřených a modelových koncentrací oxidu dusičitého – model ATEM.....	81
Tab. 2-10	Porovnání měřených a modelových koncentrací oxidu uhelnatého – model ATEM	81
Tab. 2-11	Výsledky testování modelu AEOLIUS.....	83
Tab. 3-1	Definice projekce gridu modelu ALADIN	95
Tab. 3-2	Seznam kategorií pokryvu terénu používaných v modelu CAMx.....	96
Tab. 3-3	Seznam kategorií pokryvu terénu používaných v databázi USGS, přiřazení kategorií CAMx	97
Tab. 3-4	Význam zkratk pro rozpočet VOC.....	108

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1-1	Srovnávací měření síry na Kočkově, prosinec 2001 – březen 2002	4
Obr. 1-2	Porovnání měření koncentrace síry, Ústí nad Labem - Kočkov	4
Obr. 1-3	Paralelní měření pasivními samplery – NO ₂ , Praha - Libuš	6
Obr. 1-4	Paralelní měření pasivními samplery – NO ₂ , Ústí nad Labem - Kočkov	6
Obr. 1-5	Regresní závislost PD1/PD2 – NO ₂ , Praha - Libuš	7
Obr. 1-6	Regresní závislost PD1/PD2 - NO ₂ , Ústí nad Labem - Kočkov	7
Obr. 1-7	Paralelní měření pasivními samplery - SO ₂	7
Obr. 1-8	Paralelní měření pasivními samplery - SO ₂	8
Obr. 1-9	Regresní závislost PD1/PD2 - SO ₂	8
Obr. 1-10	Měření NO ₂ guajakolem a pasivními samplery	9
Obr. 1-11	Měření SO ₂ West-Gaeke a pasivními samplery.....	9
Obr. 1-12	Regresní závislost PD / guajakol - NO ₂ , Praha - Libuš.....	10
Obr. 1-13	Regresní závislost PD / West-Gaeke – SO ₂ , Praha-Libuš.....	10
Obr. 1-14	Kontinuální analyzátor – srovnání (2003)	13
Obr. 1-15	Pasivní dozimetry – srovnání (2003)	13
Obr. 1-16	Srovnání teflonových filtrů porozity 1 µm a 2 µm	17
Obr. 1-17	Porovnání koncentrací prašného aerosolu frakce PM ₁₀ a TSP na stanici v Košetcích v letním období	19
Obr. 1-18	Porovnání koncentrací prašného aerosolu frakce PM ₁₀ a TSP na stanici v Košetcích v zimním období	19
Obr. 1-19	Obsah prvků v odebraných vzorcích (TSP, PM ₁₀).....	20
Obr. 1-20	Výsledky prvních měření naGC/MS.....	25
Obr. 1-21	Odběrové lokality na jihozápadním svahu Vysoké a referenční stanice AIM Hojná Voda.....	30
Obr. 1-22	Schéma pasivního dosimetru, držák dosimetrů a jeho upevnění na kmeni stromu	30
Obr. 1-23	Průměrné 24hod koncentrace O ₃ naměřené na odběrových lokalitách 15.-16.7., 16.-17.8. a 15-18.9.2003. Čísla lokalit na ose x jsou seřazena podle rostoucí nadmořské výšky	35
Obr. 2-1	Schéma proudění v kaňonu.....	53
Obr. 2-2	Porovnání základního výpočtu a zjednodušené verze (zobrazeny rozdíly základního výpočetního vzorce a zjednodušeného vyjádření v procentech)	55
Obr. 2-3	Závislost doby setrvání polutantu v kaňonu na rychlosti proudění (poměr H:W=1:1).....	55
Obr. 2-4	Závislost doby setrvání polutantu v kaňonu na rychlosti proudění (poměr H:W=2:1).....	56
Obr. 2-5	Závislost doby setrvání polutantu v kaňonu na rychlosti proudění (poměr H:W=1:2).....	56

Obr. 2-6	Model proudění kolem budovy podle Woo, Peterka, Cermak a Hunt et al. (převzato z podkladu [35] a [44], str. 48, obr. 1).....	58
Obr. 2-7	Schéma rozdělení hlavních oblastí proudění na závětrné straně budovy (převzato z [35] a [40], str. 452, obr. 10.10)	58
Obr. 2-8	Oblast vlivu budovy na proudění (definice úplavu) podle Beranka pro (a) vysokou úzkou budovu, (b) vysokou širokou budovu a (c) velmi širokou budovu (převzato z [35] a [44], str. 56, obr. 9).....	60
Obr. 2-9	Efekt maskování pachových látek při rozptylu v ovzduší	66
Obr. 2-10	Vliv fluktuace koncentrace na vnímání pachu.....	68
Obr. 2-11	Porovnání modelových a měřených hodnot ročních průměrů oxidu siřičitého v roce 1999, rozlišení podle typu monitorovací stanice, model SYMOS'97	76
Obr. 2-12	Porovnání modelových a měřených hodnot ročních průměrů oxidu siřičitého v roce 2000, rozlišení podle typu monitorovací stanice, model SYMOS'97	77
Obr. 2-13	Porovnání modelových a měřených hodnot ročních průměrů oxidu siřičitého pro roky 1999 a 2000, model SYMOS'97	77
Obr. 2-14	Porovnání modelových a měřených hodnot ročních průměrů oxidů dusíku v roce 1999, rozlišení podle typu monitorovací stanice, model SYMOS'97	79
Obr. 2-15	Porovnání modelových a měřených hodnot ročních průměrů oxidů dusíku v roce 2000, rozlišení podle typu monitorovací stanice, model SYMOS'97	79
Obr. 2-16	Porovnání modelových a měřených hodnot ročních průměrů oxidů dusíku pro roky 1999 a 2000, model SYMOS'97	80
Obr. 2-17	Porovnání měřených a modelových koncentrací oxidu dusičitého – model ATEM	82
Obr. 2-18	Porovnání měřených a modelových koncentrací oxidu uhelnatého – model ATEM	82
Obr. 2-19	Porovnání modelových a měřených hodnot hodinových průměrů oxidu dusičitého na stanici Legerova.....	84
Obr. 2-20	Porovnání modelových a měřených hodnot hodinových průměrů oxidu uhelnatého na stanici Legerova.....	84
Obr. 2-21	Porovnání modelových a měřených hodnot hodinových průměrů benzenu na stanici Legerova	85
Obr. 2-22	Porovnání časových řad modelových a měřených hodnot hodinových průměrů oxidu dusičitého na stanici Legerova.....	85
Obr. 2-23	Porovnání časových řad modelových a měřených hodnot hodinových průměrů oxidu uhelnatého na stanici Legerova	86
Obr. 2-24	Porovnání časových řad modelových a měřených hodnot hodinových průměrů benzenu na stanici Legerova.....	86
Obr. 3-1	Výpočetní oblast (černě – základní síť 36,528 x 36,528 km, červeně podrobná síť 12,176 x 12,176 km).....	96
Obr. 3-2	Modelové pokrytí terénu – kategorie CAMx 1 (městská zástavba).....	98
Obr. 3-3	Modelové pokrytí terénu – kategorie CAMx 2 (zemědělská půda).....	99
Obr. 3-4	Modelové pokrytí terénu – kategorie CAMx 4 (listnatý les)	100
Obr. 3-5	Modelové pokrytí terénu – kategorie CAMx 5 (jehličnatý les, zalesněné mokřiny)	101
Obr. 3-6	Modelové pokrytí terénu – kategorie CAMx 7 (vodní plochy)	102
Obr. 3-7	Emisní intenzity oxidů dusíku na základní výpočetní síti [$\text{t.km}^{-2}.\text{rok}^{-1}$]	103
Obr. 3-8	Emisní intenzity oxidů dusíku na podrobné výpočetní síti, REZZO 1, [$\text{t.km}^{-2}.\text{rok}^{-1}$].....	104
Obr. 3-9	Emisní intenzity oxidů dusíku na podrobné výpočetní síti, REZZO 2, [$\text{t.km}^{-2}.\text{rok}^{-1}$].....	104
Obr. 3-10	Emisní intenzity oxidů dusíku na podrobné výpočetní síti, REZZO 3, [$\text{t.km}^{-2}.\text{rok}^{-1}$].....	104
Obr. 3-11	Emisní intenzity oxidů dusíku na podrobné výpočetní síti, REZZO 4, [$\text{t.km}^{-2}.\text{rok}^{-1}$].....	105
Obr. 3-12	Emise oxidů dusíku z vybraných bodových zdrojů, [t.rok^{-1}].....	105
Obr. 3-13	Roční, týdenní a denní chody emisí zdrojů REZZO 1 (údaje v %/100)	106
Obr. 3-14	Roční, týdenní a denní chody emisí zdrojů REZZO 2 (údaje v %/100)	106
Obr. 3-15	Roční, týdenní a denní chody emisí zdrojů REZZO 3 (údaje v %/100)	107
Obr. 3-16	Roční, týdenní a denní chody emisí zdrojů REZZO 4 (údaje v %/100)	108
Obr. 3-17	Rozpočet emisí VOC podle typu zdrojů	109
Obr. 3-18	Porovnání výsledků modelu s měřeními, stanice Praha – Libuš (0774), 3.-9.8.2003.....	111

Obr. 3-19	Porovnání výsledků modelu s měřeními, stanice Košetice (1138), 3.-9.8.2003	112
Obr. 3-20	Plošné porovnání modelových koncentrací ozonu s měřeními, 6.8.2003, 13:00 h.....	114



VaV/740/2/02

DP 1 VÝVOJ A APLIKACE NOVÝCH MĚŘICÍCH METOD

DP 1: Vývoj a aplikace nových měřicích metod

Řešitelská organizace, zodpovědný řešitel:

ČHMÚ, Praha, Ing. Jiří Novák, CSc.

Východiska a postup řešení:

V rámci dílčího projektu 1 byly v roce 2002 vyhodnoceny možnosti vylepšení stávajících měření v manuální síti a navrženy další měřicí metody nových znečišťujících látek (těžké kovy, PAHs, jemné částice a benzen). Byl zpracován přehled dostupných technik ve vazbě na platné i očekávané dceřinné direktivy EU a českou legislativu, s důrazem na městské prostředí. Na základě tohoto přehledu byly vybrány vhodné metody měření, které budou v roce 2003 testovány a ověřovány v reálných podmínkách.

Na základě zkušeností s provozem budou pro měřicí metody vybrané pro nasazení v rámci České republiky vypracovány metodické postupy pro měření, včetně zásad umísťování měřicích bodů, klasifikace stanic a postupů QA/QC. Dále bude zpracován návrh zásad pro statistické zpracování a vyhodnocení naměřených dat. Používané metody vycházejí z ISO norem a tyto jsou aplikovány na podmínky České republiky.

Klíčové úkoly v DP 1:

- návrh, ověření a systém zajištění měření PM_{10} (event. $PM_{2.5}$) v nově rekonstruované státní síti MIM, včetně měření kovů (návrh provozního a analytického systému a systému QA/QC)
- měření PAHs v síti MIM (návrh provozního a analytického systému a systému QA/QC)
- výzkum – aplikace měření benzenu pomocí adsorpčních trubic (návrh technických řešení pro odběrový a analytický program včetně technického zařízení, systém QA/QC)
- aplikace pasivních metod pro indikativní měření a kalibraci modelů (návrh provozního systému pro SO_2 , NO_2/NO_x , benzen a O_3 (zásady pro návrh sítě pasivních dozimetrů, organizaci rozmísťování, následného sběru exponovaných dozimetrů a jejich analýzy, včetně postupů QA/QC)
- Metodický postup aplikace pasivních samplerů bude ověřen na dvou měřicích kampaních pro benzen (severní Čechy a Ostravsko)
- V rámci projektu bude zohledněno využití nového měřicího vozu, zejména jeho zapojení do měřicích kampaní s pasivními dozimetry.
- Metodika analýz i vlastní analýzy samplerů budou zajišťovány formou služeb u akreditované laboratoře.

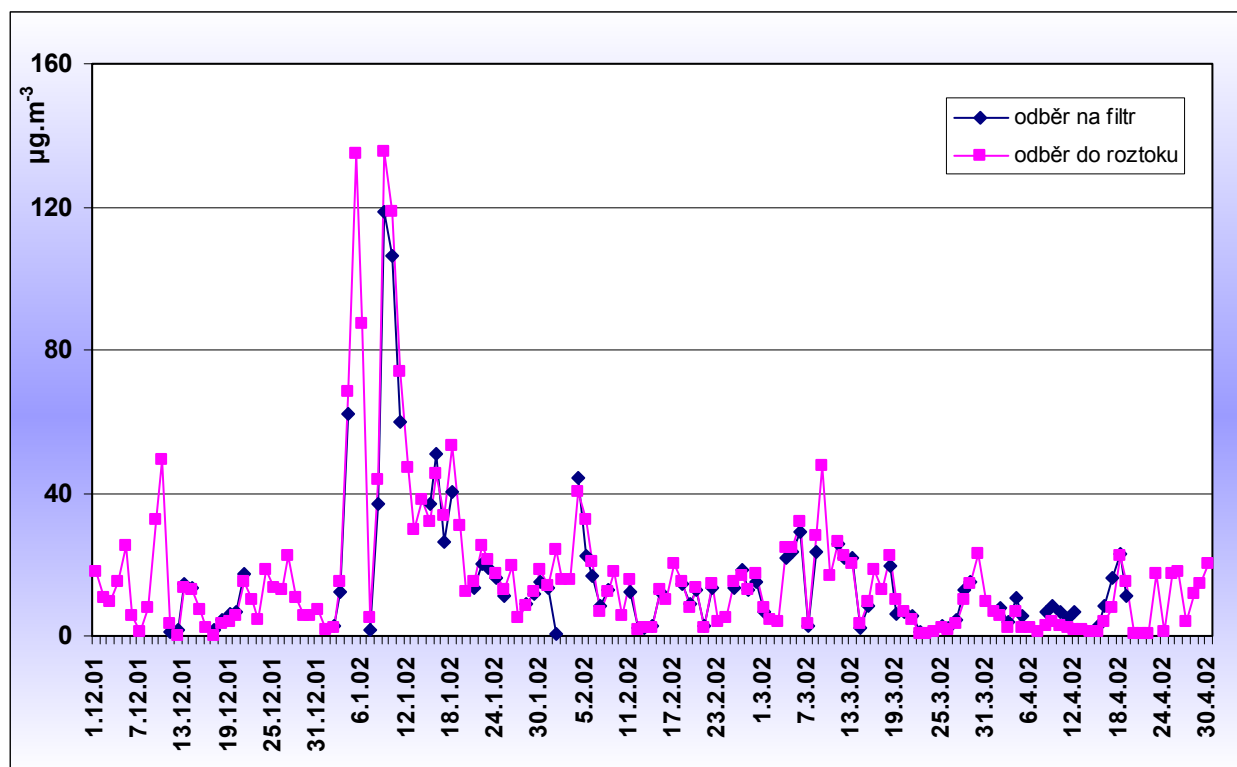
DP 1: 1. APLIKACE STANOVENÍ SO₂ NA IMPREGNOVANÝCH FILTRECH, JAKO NÁHRADA METODY WEST-GAEKE. APLIKACE PASIVNÍCH METOD PRO INDIKATIVNÍ MĚŘENÍ A KALIBRACI MODELŮ (PASIVNÍ MĚŘENÍ SO₂ A NO₂)

V souvislosti se začleňováním České republiky do evropských struktur a tím vyvolanými změnami v legislativě životního prostředí, vyvstává nutnost podřídit skladbu měřených škodlivin a metod, používaných k jejich stanovení, novým podmínkám, kdy středem zájmu se stává ochrana zdraví obyvatelstva. Pozornost se tak přesouvá z oblastí volné krajiny na sídelní aglomerace a jejich ovlivnění dopravou. V souvislosti s radikálním odsířením hlavních zdrojů SO₂ v České republice výrazně poklesly imisní koncentrace této škodliviny v ovzduší. Naopak ale, především v důsledku vzrůstající intensity silniční dopravy a plynofikace zdrojů, dochází k postupnému nárůstu imisních koncentrací oxidů dusíku. Těmto faktům bylo třeba operativně přizpůsobit výběr metod měření a skladbu měřicích sítí. Současně je ale nutno akceptovat finanční možnosti, které jsou pro zajišťování požadovaných úkolů k dispozici. V neposlední řadě i respektovat stále přísnější požadavky na ochranu prostředí před škodlivými látkami, vyplývající z nového zákona o chemických látkách a přecházet na nové analytické postupy, které jsou z těchto hledisek výrazně šetrnější a bezpečnější.

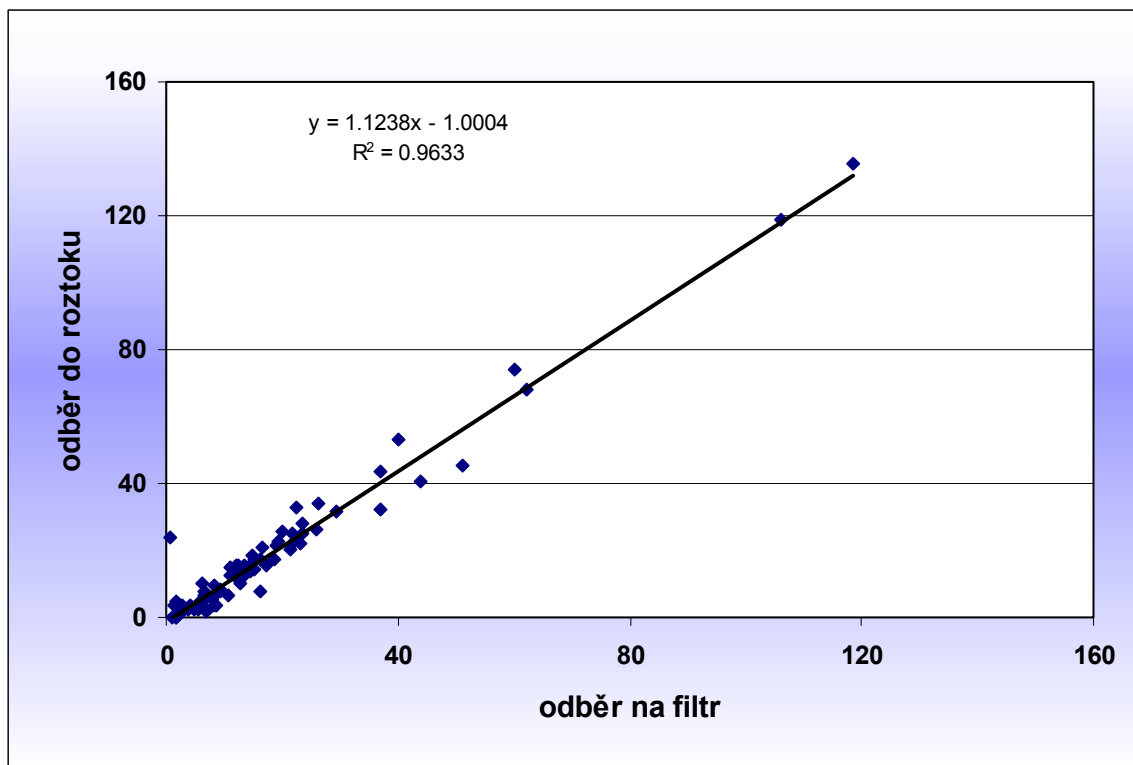
Z těchto skutečností vycházela strategie ústavu při tvorbě restrukturalizované státní imisní sítě a tvorbě programů měření.

Pro manuální stanovení denních koncentrací oxidu siřičitého ve volném ovzduší ve státní imisní síti je výrazně omezeno měření metodou West-Gaeke, při níž je nutno pracovat s jedovatým tetrachlorortuťnatanem a měření bylo převedeno na stanovení suchou cestou na alkalicky impregnovaných filtrech, s následnou analýzou iontovou chromatografií. Tímto postupem je v souladu se smyslem nového zákona o chemických látkách výrazně omezeno množství toxických odpadů i rizika, spojená s jejich používáním. Iontová chromatografie je stále více aplikována v řadě oblastí analytiky životního prostředí a v nejbližších letech metodu West-Gaeke pro měření SO₂ pravděpodobně zcela vytlačí. Pro zabezpečení návaznosti obou metod bylo provedeno 4 měsíční srovnávací měření, kdy ekvivalentní metoda iontové chromatografie byla srovnávána s metodou West-Gaeke (viz. Obr. 1-1 a Obr. 1-2).

Obr. 1-1 Srovnávací měření síry na Kočkově, prosinec 2001 – březen 2002



Obr. 1-2 Porovnání měření koncentrace síry, Ústí nad Labem - Kočkov



Pro sledování dlouhodobějších trendů a vlivů škodlivin na ekosystémy, nebo v takových případech, kdy není ve sledovaných lokalitách nutné, nebo možné měřit denní koncentrace škodlivin, ale postačují 14 denní, měsíční, nebo roční průměry a především pro účely screeningu, bylo ve státní imisní síti zahájeno měření pomocí pasivních samplerů. Jejich hlavní předností, ve srovnání s klasickým aktivním vzorkováním, je výrazná jednoduchost jejich aplikace, nenáročnost obsluhy, i jisté finanční úspory.

Pasivní samplery vyrábí a dodává řada firem, proto bylo nejprve vytipováno několik z nich, které mají s jejich konstrukcí a provozem dlouholeté zkušenosti. Mezi takové patří např. firmy Passam, Radiello, Gradko International, Markes International nebo Ogawa. Při výběru dodavatele bylo v první řadě přihlášeno ke vhodnosti (dodávaných) samplerů pro daný účel a pokud možno nejlépe a nejkompaktněji propracované validaci. Po zvážení všech hledisek byly pro realizaci ve státní imisní síti navrženy pasivní samplery Radiello a v září 2002 bylo objednáno 100 kusů pro zkušební měření SO_2 a NO_2 ve volném ovzduší a 20 kusů pro měření benzenu. V souladu se schváleným projektem inovované státní imisní sítě byla během první poloviny roku 2003 zajišťována potřebná měřicí technika pro osazení stanic pasivními samplery a ihned po prvních dodávkách zahájena zkušební měření.

Od ledna 2003 bylo zahájeno ověřovací měření pasivními samplery pro SO_2 a NO_2 na stanici Praha Libuš, která svým charakterem reprezentuje pozadí městské aglomerace. Podobné ověřovací měření bylo od dubna 2003 zahájeno i na stanici Ústí n/L-Kočkov, která je představitelem vysloveně městské aglomerace s vyšší úrovní znečištění. Účelem těchto měření bylo získání zkušeností s touto technikou, která je v ČR zatím jen velmi omezeně užívána a s níž jsou zatím jen sporadické a mnohdy značně rozporuplné zkušenosti.

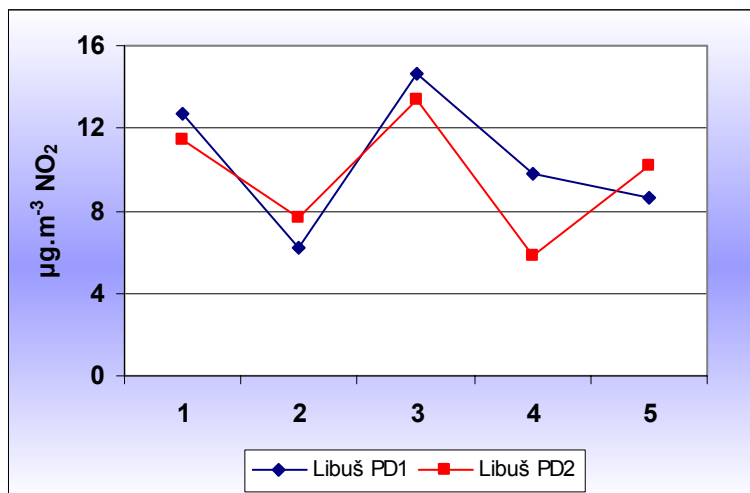
Pomocí pasivního vzorkování bylo od července 2003 zahájeno v síti ČHMÚ měření oxidu siřičitého a oxidu dusičitého na 24 lokalitách státní imisní sítě, zčásti jako náhrada za aktivní měření West-Gaekovou metodou na stávajících stanicích, zčásti na nových lokalitách, zaměřených na sledování vlivu těchto škodlivin na lesní ekosystémy. Pro analýzu exponovaných pasivních samplerů byl do chemické laboratoře P-ČHMÚ v Ostravě zakoupen koncem roku 2002 iontový kapalinový chromatograf Dionex, na němž probíhal v 1. čtvrtletí 2003 zkušební provoz. Po počátečních těžkostech, způsobených vadnými moduly v přístroji, je od května tento chromatograf již v pravidelném provozu. Jsou na něm analyzovány exponované pasivní samplery ze stanic imisní sítě, tak, jak se na nich postupně rozbíhá měření. V současné době je z 50 plánovaných odběrových lokalit osazeno 38, na nichž již bylo měření zahájeno a průběžně jsou osazovány i další, tak, aby do konce roku 2003 bylo v provozu měření na všech plánovaných stanicích.

V rámci ověřovacího provozu pasivních samplerů na stanicích Praha Libuš a Ústí n/L-Kočkov je od dubna t.r. sledován a vyhodnocován paralelní chod dvou identických samplerů, umístěných ve vzájemné vzdálenosti do 10 cm. Výsledky tohoto paralelního měření poskytují informaci o přesnosti měření a slouží pro výpočet jeho nejistoty.

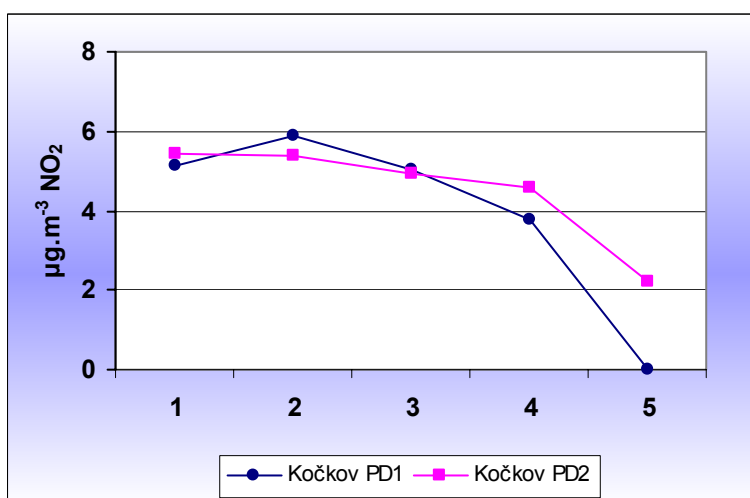
Vzhledem k tomu, že samplery jsou exponovány vždy po dobu 14 dnů, není dosud získaný počet naměřených dat dostatečně reprezentativní pro komplexní a objektivní vyhodnocení. I

přesto však je na některé závěry možno usuzovat již nyní. Výsledky paralelních měření jsou graficky presentovány na příložených grafech (Obr. 1-3 - Obr. 1-9).

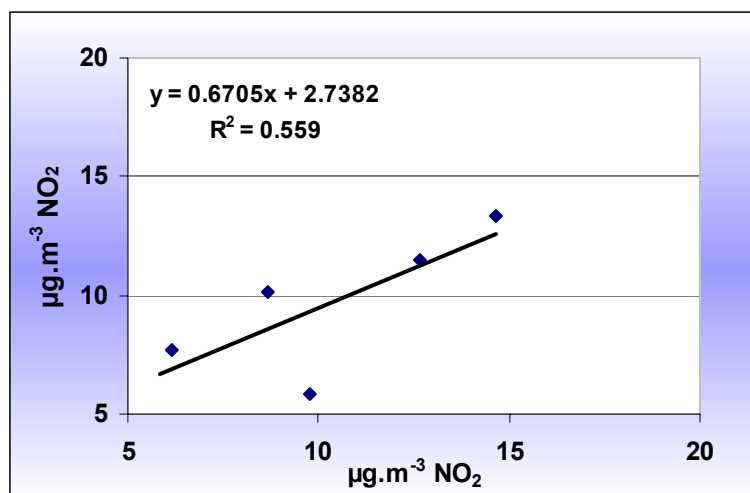
Obr. 1-3 Paralelní měření pasivními samplery – NO_2 , Praha - Libuš



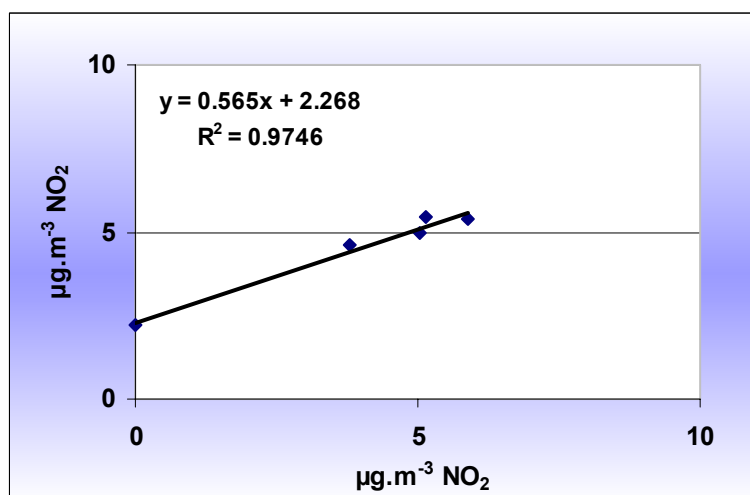
Obr. 1-4 Paralelní měření pasivními samplery – NO_2 , Ústí nad Labem - Kočkov



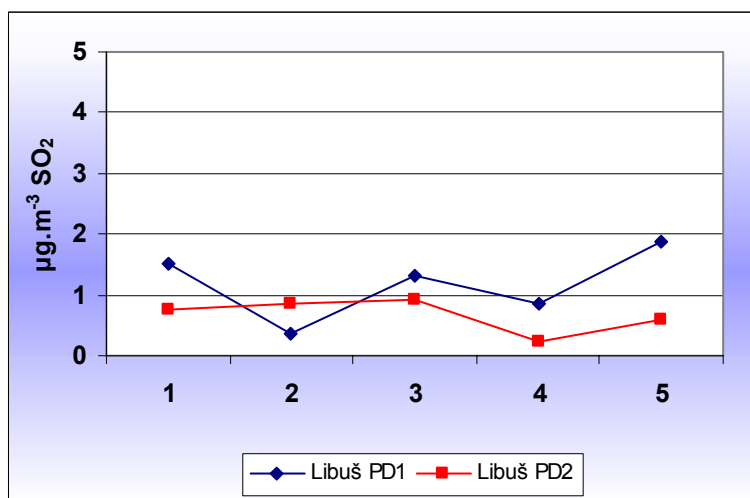
Obr. 1-5 Regresní závislost PD1/PD2 – NO₂, Praha - Libuš



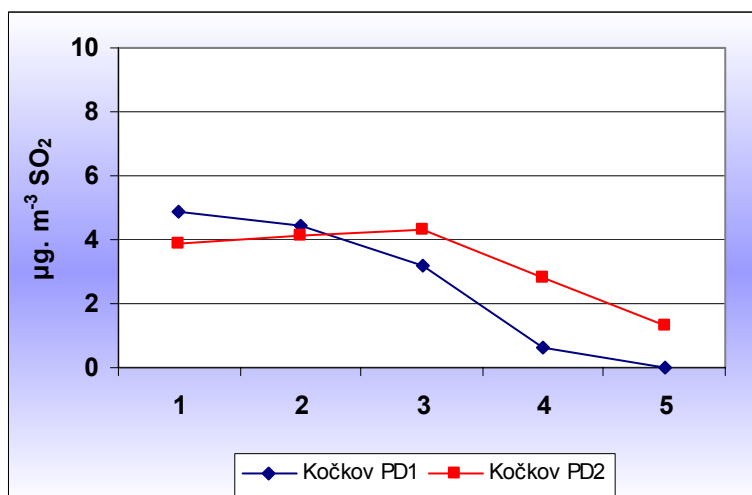
Obr. 1-6 Regresní závislost PD1/PD2 - NO₂, Ústí nad Labem - Kočkov



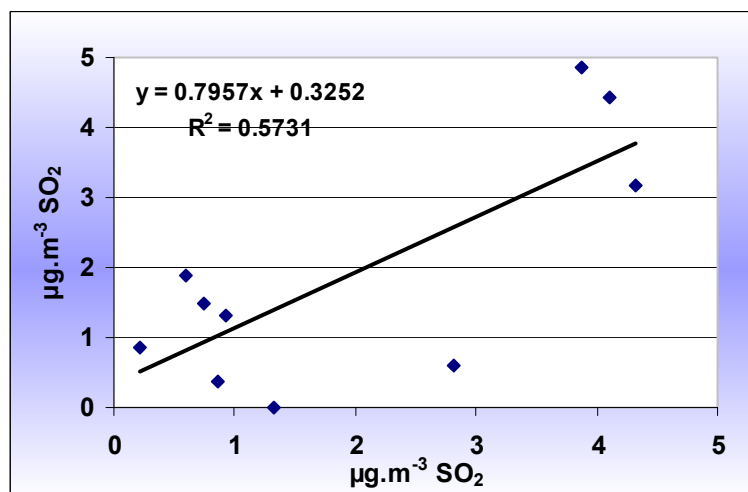
Obr. 1-7 Paralelní měření pasivními samplery - SO₂



Obr. 1-8 Paralelní měření pasivními samplery - SO_2



Obr. 1-9 Regresní závislost PD1/PD2 - SO_2



Z dosud získaných hodnot vychází regresní závislost mezi měřením SO_2 pasivním samplrem PD₁ vůči samplru PD₂ ve tvaru :

$$\text{PD}_2 = 0,796 \text{ PD}_1 + 0,325 \quad \text{Regresní koeficient } R^2 = 0,573, \text{ s korelačním koeficientem } 0,757.$$

Pro NO_2 vychází regresní závislost mezi PD₁ a PD₂ :

pro stanici Praha-Libuš

$$\text{PD}_2 = 0,671 \text{ PD}_1 + 2,738 \quad \text{s koeficientem regrese } R^2 = 0,559 \text{ a koeficientem korelace } 0,748$$

a pro stanici Ústí n/L-Kočkov

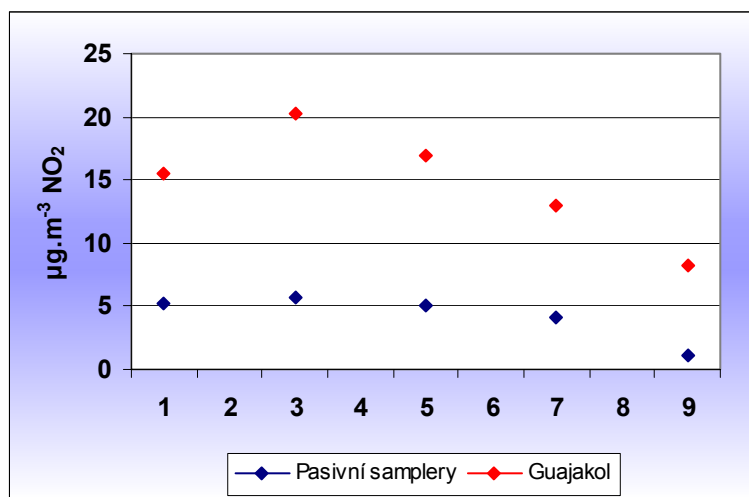
$$\text{PD}_2 = 0,565 \text{ PD}_1 + 2,268 \quad \text{s koeficientem regrese } R^2 = 0,975 \text{ a koeficientem korelace } 0,987.$$

První výsledky tedy zatím naznačují, že přesnost měření pasivními samplery bude pro daný účel dostatečná, otevřená je zatím otázka správnosti měření a jeho srovnatelnosti s ostatními aktivními způsoby vzorkování.

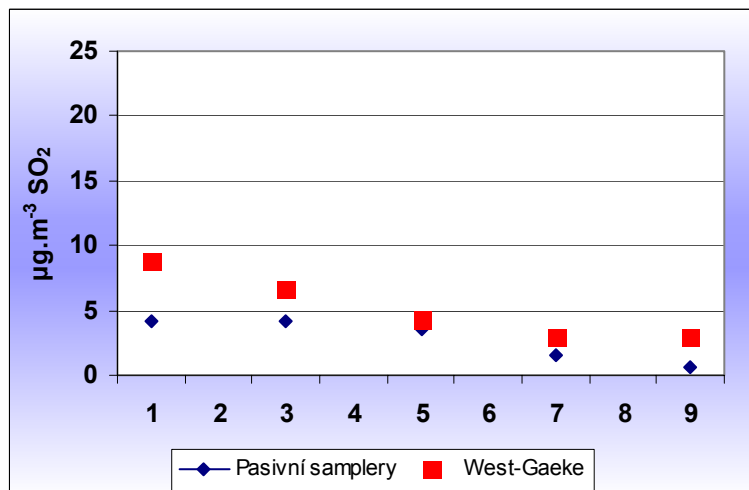
Současně s paralelním měřením bylo proto na obou stanicích zahájeno i srovnávací měření pasivních samplerů s automatickým analyzátelem SO_2 (který pracuje na principu ultrafialové absorpce a je uzákoněn jako referenční metoda), a s manuálním měřením SO_2 na impregnovaných filtrech (ekvivalentní metoda) a u oxidu dusičitého s automatickým analyzátelem (referenční chemiluminescenční metoda) a manuálním aktivním vzorkováním guajakolovou metodou (ekvivalentní metoda).

Výsledky dosavadního měření jsou graficky presentovány na grafech č.8 – 11. Podobně, jako u paralelního měření, je pro dostatečně reprezentativní, komplexní a objektivní vyhodnocení dosud malý počet dat, takže konečné závěry je možno zpracovat až po nashromáždění dostatečného počtu dat.

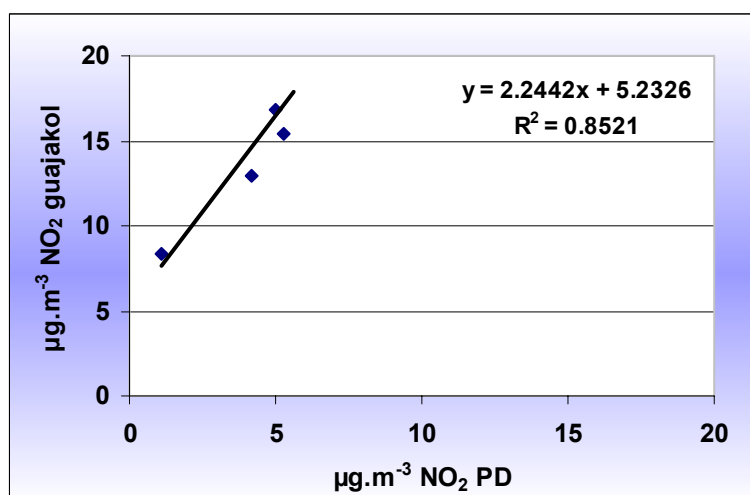
Obr. 1-10 Měření NO_2 guajakolem a pasivními samplery



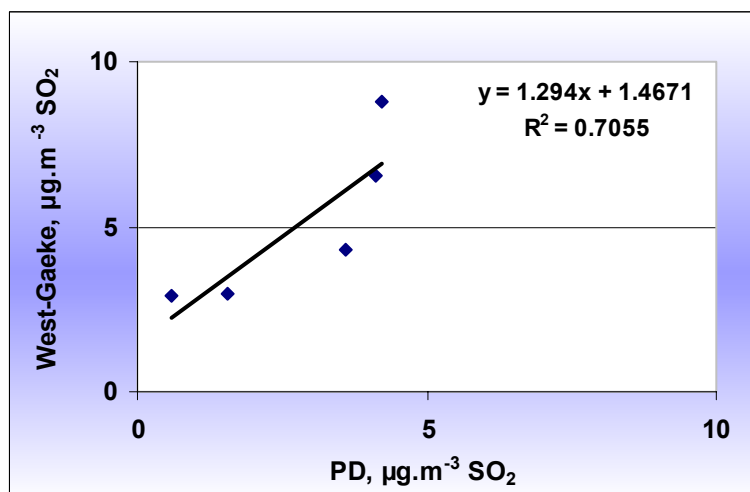
Obr. 1-11 Měření SO_2 West-Gaeke a pasivními samplery



Obr. 1-12 Regresní závislost PD / guajakol - NO_2 , Praha - Libuš



Obr. 1-13 Regresní závislost PD / West-Gaeke – SO_2 , Praha-Libuš



Ověřovací provoz nové restrukturalizované státní imisní sítě, v níž jsou uvedené nové metody měření aplikovány, by měl probíhat do konce r.2003 tak, aby na základě získaných poznatků byl rutinní provoz zahájen od ledna r. 2004.

DP 1: 2. MĚŘENÍ KONCENTRACE BENZENU POMOCÍ PASIVNÍCH DOZIMETRŮ

DP 1: 2.1. Úvod

Legislativa zemí evropské unie ukládá členským státům monitorovat znečištění ovzduší s ohledem na látky, které jsou prokazatelně karcinogenní pro lidský organismus. Jednou z těchto látek je benzen, jehož koncentrace se v posledních letech v městském prostředí zvyšuje zejména vlivem vzrůstajícího automobilového provozu. Bylo vypracováno několik metodických postupů, jak měřit koncentraci benzenu ve venkovním ovzduší. V současné době se v zemích evropské unie prosazuje metoda pasivní dozimetrie, vzhledem k direktivě EU č. 2002/3/EC a zákonu 350 Sb., protože je relativně nenáročná na obsluhu a podmínky měření. Směrnice evropského parlamentu 2000/69/EC uvádí limity pro organické látky znečišťující ovzduší. Roční průměrná koncentrace benzenu by neměla přesáhnout hodnotu $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Těchto limitů by mělo být v České republice dosaženo v roce 2010.

V první fázi projektu, který navazuje na rekonstrukci a modernizaci manuální sítě, bylo zvoleno pět stanovišť (odběrových míst). Nejprve se v červenci 2003 uskutečnilo měření na stanovištích Praha Libuš a Strahov s cílem zjistit závislost koncentrace benzenu na době expozice a z těchto výsledků odvodit optimální dobu expozice. Po jednodenní expozici na stanovišti Pha Libuš bylo množství benzenu na pasivním dozimetru asi 0,1 ng, což představuje detekční limit metody. Teprve po týdnu expozice překročilo naměřené množství benzenu hodnotu 2 ng. Hodnoty menší než 2 ng jsou zatíženy až 50% chybou stanovení. Na základě těchto výsledků jsme se rozhodli pro dobu expozice 14 dnů na všech vybraných stanovištích

DP 1: 2.2. SEZNAM STANOVIŠŤ

- Praha Libuš (background station)
- Praha Strahov
- Ostrava Přívoz
- Ústí nad Labem-Kočkov
- Tušimice

Tato odběrová místa byla vybrána, že zde již jsou nebo budou instalovány kontinuální analyzátory, a tudíž bude možné obě metody porovnat v rámci QA/QC systému.

DP 1: 2.3. PRINCIP METODY A VÝPOČTY

Zařízení pro difuzní odběr vzorku se po určitý časový interval vystaví působení ovzduší. Organické páry migrují trubičkou vlivem difúze a jsou adsorbovány na vhodný sorpční materiál (modifikované saze, molekulová síta, polymerní materiály a podobně). Zachycené organické páry se desorbují působením tepla a převádějí proudem inertního nosného plynu do plynového

chromatografu vybaveného kapilární kolonou a plamenovým ionizačním detektorem nebo jiným vhodným detektorem, kterým jsou analyzovány.

Protože měření pomocí pasivních dozimetrů poskytuje pouze hmotnost analytu, který se nasorbuje za určité období, je nutné provést přepočet na koncentraci vyjádřenou v $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Hmotnostní koncentrace analytu ve vzorku vzduchu se vypočte podle následující rovnice:

$$P = (m_a - m_b) q_v^{-1} t^{-1} 10^6$$

kde:

P je hmotnostní koncentrace analytu v odebraném vzorku vzduchu za teploty a tlaku vzorkovaného ovzduší v $\mu\text{g}/\text{m}^3$

m_a je hmotnost analytu nalezená v odebraném vzorku

m_b je hmotnost analytu nalezená ve slepém pokusu

q_v je rychlost difúzní sorpce v cm^3/min . hodnoty pro danou soustavu analyt – sorbent lze nalézt například v ČSN EN ISO 16017-2.

Tabulky s výsledky a grafy jsou přiloženy v samostatném souboru. Hmotnost analytu m_a zjištěná v pasivním dozimetru je aritmetickým průměrem dvou paralelních měření.

Tab. 1-1 Kampaň č.1 měření koncentrace benzenu v ovzduší

Lokalita	Období	Doba sorpce	Pasivní dozimetr $[\mu\text{g}.\text{m}^{-3}]$	Kontinuální analyzátor $[\mu\text{g}.\text{m}^{-3}]$
Libuš	5/8-19/8	14 dní	0,41	0,67
Ostrava	5/8-19/8	14 dní	5,93	7,82
Strahov	5/8-19/8	14 dní	0,85	1,78
Tušimice	5/8-19/8	14 dní	0,35	-
Ústí n.Labem	5/8-19/8	14 dní	0,41	-

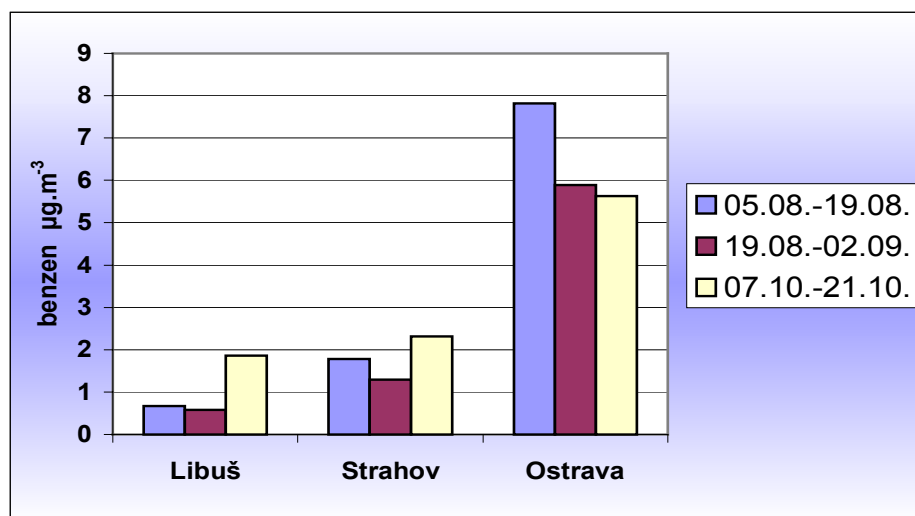
Tab. 1-2 Kampaň č.2 měření koncentrace benzenu v ovzduší

Lokalita	Období	Doba sorpce	Pasivní dozimetr $[\mu\text{g}.\text{m}^{-3}]$	Kontinuální analyzátor $[\mu\text{g}.\text{m}^{-3}]$
Libuš	19/8-2/9	14 dní	0,41	0,58
Ostrava	19/8-2/9	14 dní	4,13	5,89
Strahov	19/8-2/9	14 dní	1,47	1,29
Tušimice	19/8-2/9	14 dní	1,46	-
Ústí n.Labem	19/8-2/9	14 dní	0,37	-

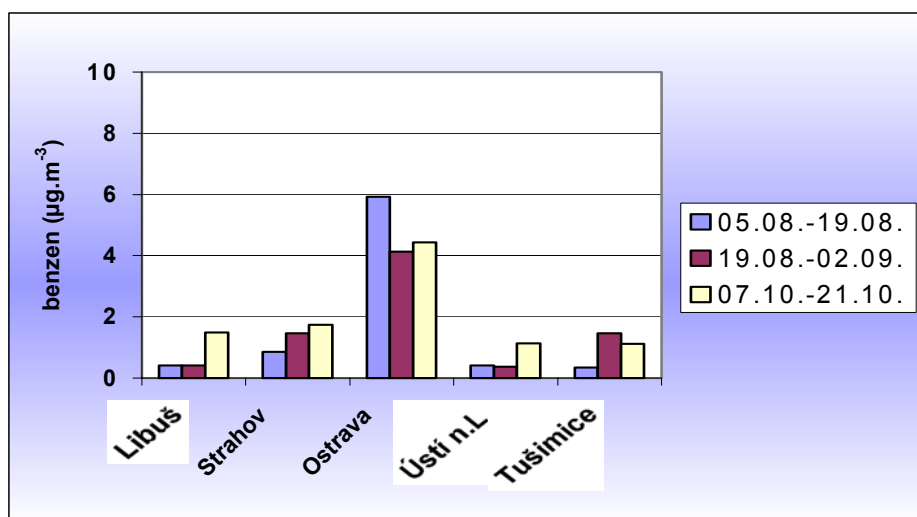
Tab. 1-3 Kampaň č.3 měření koncentrace benzenu v ovzduší

Lokalita	Období	Doba sorpce	Pasivní dozimetr [$\mu\text{g.m}^{-3}$]	Kontinuální analyzátor [$\mu\text{g.m}^{-3}$]
Libuš	7/10-21/10	14 dní	1,49	1,86
Ostrava	7/10-21/10	14 dní	4,44	5,63
Strahov	7/10-21/10	14 dní	1,74	2,31
Tušimice	7/10-21/10	14 dní	1,12	-
Ústí n.L.	7/10-21/10	14 dní	1,13	-

Obr. 1-14 Kontinuální analyzátor – srovnání (2003)



Obr. 1-15 Pasivní dozimetry – srovnání (2003)



DP 1: 2.4. ZÁVĚRY

V souvislosti s plněním úkolu DP1 – Vývoj a aplikace nových měřících metod – nelze měřit koncentraci benzenu ve venkovním prostředí pomocí adsorpčních trubic, neboť tato metoda se týká aktivního vzorkování na trubičku s využitím personálních čerpadel. Tento postup je vhodný pouze pro krátkodobé expozice, například v chemických provozech, kdy doba expozice nepřesahuje 24 hodin. Pro měření koncentrací benzenu ve venkovním prostředí v delších časových obdobích (1 týden a více) je vhodná metoda pasivní dozimetrie. Z hlediska přesnosti a spolehlivosti měření je důležité vybrat vhodný sorbent. Na základě zahraničních studií a zkušeností, týkajících se stability a fyzikálních vlastností sorbentů, jsme se rozhodli pro plnivo na bázi uhlíku (modifikované saze), které je stabilní i při teplotách kolem 380 °C. Další měřicí kampaně budou opět probíhat v 14 denních intervalech na stejných stanovištích až do konce roku 2003 tak, aby od příštího roku mohl být zahájen pravidelný provoz v rámci emisní sítě.

DP 1: 3. MĚŘENÍ PRAŠNÉHO AEROSOLU

V celé síti manuálního imisního monitoringu, tak jak ji po léta provozuje ČHMÚ, došlo během roku 2003 k výrazným změnám, které vyplynuly z předem diskutovaných požadavků respektujících celkovou národní strategii péče o ovzduší, vycházející z požadavků Evropské unie pro kvalitu venkovního ovzduší. Rekonstrukce sítě probíhala postupně, v souladu s budováním nových a přestavbou stávajících laboratorních prostor, i s ohledem na dodávky vybrané techniky. Nová síť pro odběr vzorků atmosférického aerosolu je koncipována na použití komerčních nízkoobjemových odběrových zařízení používajících k zachytu filtry o průměru 47 resp. 50 mm, konstruované pro denní obsluhu či jako sekvenční s uspořádáním umožňujícím automaticky sérii 14-16 po sobě jdoucích čtyřadvacetihodinových odběrů.

Změny, ke kterým došlo, je možné shrnout do následujících bodů -

- Odběr celkového prašného aerosolu (TSP) byl na jednotlivých stanicích postupně ukončen a kompletně nahrazen odběrem frakcionovaným – PM_{10} ; na vybraných lokalitách $PM_{2,5}$.
- Dosavadní odběrové zařízení MARA, používané k odběru vzorků pro následnou analýzu těžkých kovů (TK) bylo postupně nahrazeno vybranými typy vzorkovacích zařízení jak sekvenčních např. LECKEL SEQ 47/50 (Praha-Libuš, Svatouch, Červená, Bílý Kříž, Kuchařovice, Churáňov, Rýchory), FH 95 SEQ (Košetice PM_{10}), resp. PARTISOL PLUS Model 2025 Sequential Air Sampler (Jizerka), tak nesequenčních např. LECKEL - SMALL FILTER DEVICE, který je zároveň odběrovým zařízením referenčním (Ostrava-Poruba). Stejným způsobem byly obměněny stanice pro gravimetrická stanovení. V případě potřeby odběrů pro stanovení atmosférických koncentrací PAH byl zvolen typ odběrového zařízení LVS REFERENCE SAMPLER FH 95 KF ($2,3 \text{ m}^3 \cdot \text{hod}^{-1}$), který režimovou úpravou umožní získávání vzorků i pro prosté stanovení gravimetrické respektive na vybraných stanicích i pro následnou analýzu TK – toto zařízení je nesequenční. Režimová úprava je zmíněna v následujícím bodě. Převážně pro gravimetrická stanovení jsou příslušné stanice vybaveny dalším typem sekvenčního zařízení Micro PNS 16 – Sequential Sampler for 47 mm Filter. Všechna v síti použitá odběrová zařízení jsou vybavena referenční vstupní hlavicí podle specifikace normy EN ČSN 12341.
- Frekvence odběrů pro následnou analýzu těžkých kovů byla změněna – odběrovým dnem je každý druhý den na rozdíl od dřívějších intervalů představujících dvou či pětidenní pauzu mezi jednotlivými odběry. Na kombinovaných stanicích, které budou zároveň sloužit ke sledování koncentrací PAH i TK je rytmus odběrů takovýto – odběr PAH každý třetí den – TK zbývající dva dny mezi.
- Odběry frakce PM_{10} ve standardní inovované manuální monitorovací síti jsou nízkoobjemové čtyřadvacetihodinové, představující kontinuální filtraci vzduchu o konstantním průtoku $2,3 \text{ m}^3 \cdot \text{hod}^{-1}$ (hodnota požadovaná u referenčních zařízení)

přepočítaném na standardní podmínky (273,15 K, 101,32 kPa) - výjimkou je Partisol (zařízení ekvivalentní) s průtokovou rychlostí $1 \text{ m}^3 \cdot \text{hod}^{-1}$.

- V problematice analýzy TK používaným filtračním materiálem pro následnou nedestruktivní analýzu metodou XRF zůstává teflon, pouze došlo k přechodu z filtrů jednomikronových na dvoumikronové (velikost pórů). Pro destruktivní metody (techniky AAS, resp. ICP-MS, vyžadující mineralizaci vzorku i s matricí) byl nově zvolen membránový filtr z derivátů celulózy značky Millipore pro jeho lépe definované složení. Oba typy filtrů (T, M) se periodicky střídají podle odběrového kalendáře s ohledem na typ analýzy TK, který bude následovat. Pro gravimetrická stanovení byly membránové nitrocelulóзовé filtry Pragopor jednotně nahrazeny filtry Millipore, kterými jsou všechny gravimetrické manuální stanice zásobovány centrálně z CLI Praha.
- Na stanici observatoř Košetice jsou instalovány dva přístroje FH 95 SEQ v paralelním provozu, pro možnost kontroly QA/QC, resp. pro zhodnocení porovnání používaných metod následné analýzy TK.
- Pro gravimetrické stanovení koncentrací daných frakcí prašného aerosolu at' s následnou analýzou TK, nebo ne, byla všechna příslušná pracoviště ČHMÚ (CLI Praha Libuš, Pobočky Ústí nad Labem, Ostrava, Brno) vybavena klimatizovanými váhovnami, které jsou v souladu s evropskými normami a opatřena odpovídajícími mikrováhami Mettler Toledo (10^{-6} g), určenými výhradně pro práci s filtry o průměru 47/50 mm. Doba stabilizace před vážením i všechny operace prováděné s filtry před i po expozici jsou v klimatizované váhovně vždy shodné. Oproti původně požadovaným podmínkám na klimatizovanou váhovnu (40% relativní vlhkosti, 20°C s příslušnou tolerancí $\pm 10\%$ pro oba parametry) jsou všechny váhovny nyní nastaveny v souladu s normou EN ČSN 12341 ($50 \pm 5\%$, $20 \pm 1^\circ\text{C}$). Za těchto podmínek je nutná stabilizace filtrů Millipore před vážením minimálně 3 dny.
- Ke změně došlo i v komunikaci při vybavování stanic i předávání vzorků. Místo využívání státní pošty jsou vzorky sváženy v přepravních boxech podnikovými auty, podle harmonogramu vyplývajících z požadavku optimalizovaného logicky řízeného toku vzorků, sloužících k monitorování různých typů škodlivin mezi všemi články sítě ČHMÚ.
- V souvislosti s dobudováním nových laboratorních prostor pro CLI v Praze na Libuši došlo z analytického hlediska jednak k modernizaci jednotky pro mikrovlnný rozklad a především k rozšíření o novou analytickou metodu ICP-MS, která bude po ověřovacím provozu používána k rutinní analýze vybraných těžkých kovů v atmosférickém aerosolu. Spektrum stanovovaných prvků odpovídá normativním požadavkům.

Poznámky k prezentaci dále uvedených některých experimentálních výsledků a jejich zhodnocení.

V prvním grafu je dokumentována shoda při použití dvou teflonových filtrů různé porozity - původně používaný filtr o velikosti pórů $1 \mu\text{m}$ a nově $2 \mu\text{m}$. Srovnávací paralelní měření

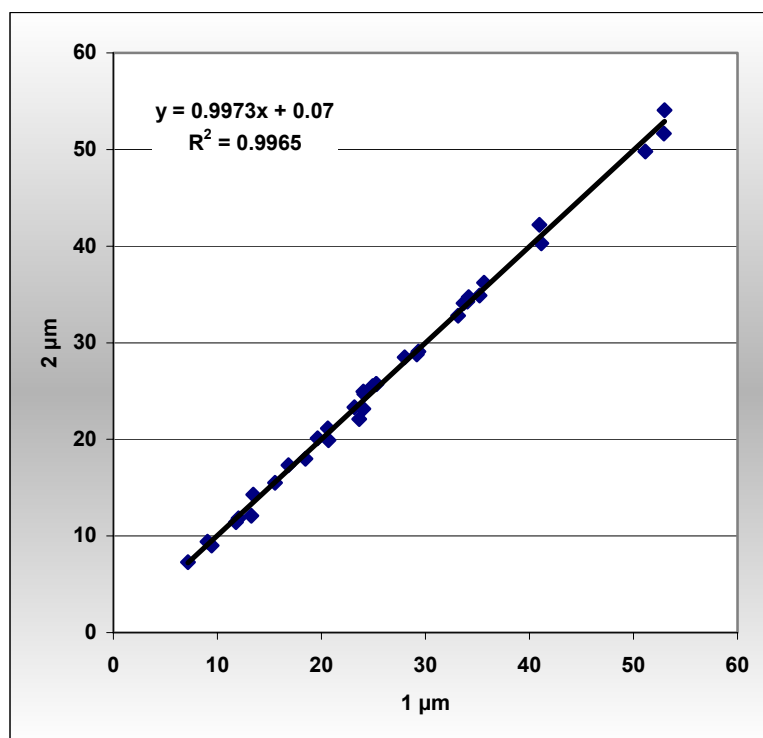
probíhalo na stanici Praha Libuš – 58 dní v zimním období (prosinec – únor), kdy jsou celkově zhoršené podmínky. Srovnání bylo provedeno dvěma paralelně stojícími odběrovými zařízeními Partisol, provozovanými identicky, za výše uvedených podmínek. V soupravě označené Partisol A byly použity filtry 2 μm , v soupravě Partisol B filtry 1 μm užívané v síti původně. K předčasnému ukončení odběru z důvodů zanesení filtru a tím poklesu průtokové rychlosti pod danou hranici došlo během experimentu u obou souprav, ale ve výrazně rozdílném počtu:

- Partisol A - filtr 2 μm - 2 x (3%)
- Partisol B - filtr 1 μm - 15 x (26%)

Ze srovnání byly vyřazeny všechny hodnoty, kde došlo k předčasnému ukončení odběru z důvodu zanesení filtru na jedné ze souprav – hodnoceny byly tedy pouze odběry kompletní - 24 hodinové. Soupravy byly hodnoceny jako paralelka – vztažmo k soupravě B, v níž byly filtry používány původně.

Jako závěr z provedeného srovnání vyplývá potvrzení racionálního důvodu pro přechod na filtry 2 μm , které jsou přímo doporučeny pro analýzu frakcionovaného aerosolu.

Obr. 1-16 Srovnání tetlonových filtrů porozity 1 μm a 2 μm



Druhý graf ilustruje výsledky srovnání manuálních nízkoobjemových odběrů prašného aerosolu frakce PM_{10} (po instalaci výše uvedeného přístroje FH 95 SEQ) a TSP (odebíraného způsobem původním - před recentní rekonstrukcí sítě - pro získávání vzorků určených k následné analýze TK) na observatoři ČHMÚ v Košeticích.

Podmínky odběrů:

- **místo srovnání:** Observatoř ČHMÚ – Košetice
- **charakter stanice:** čistá, pozad'ová na Pelhřimovsku - v síti EMEP
- **termín zkušebních odběrů:** 11.3. - 15. 7. 2002
- **termín hodnocených odběrů:**
 - **letní období:** 18. 7. - 28. 9. 2002
 - **zimní období:** 16. 10. 2002 - 2. 1. 2003
- **použité filtry**
 - Whatman teflon (Cat.No.7592-104) – 2 μm , 47 mm
 - Pragopor 4 - 0,85 μm , 50 mm
- váženy v klimatizované váhově, relativní vlhkost 40 %, teplota 20°C (oboje s tolerancí $\pm 10\%$)
- všechny (před expozicí i po expozici) vždy společně
- **použité váhy:** Mettler Toledo – MT 5
- **doba stabilizace filtrů ve váhově před každým vážením:** 48 hod.
- uvažovány jsou objemy vztažené na standardní podmínky: 273 K, 101,32 kPa
- **podmínky odběru:** čtyřiašedesahodinové
- **výměna filtrů ve stejnou dobu:** 7.00 hod. aktuálního SEČ

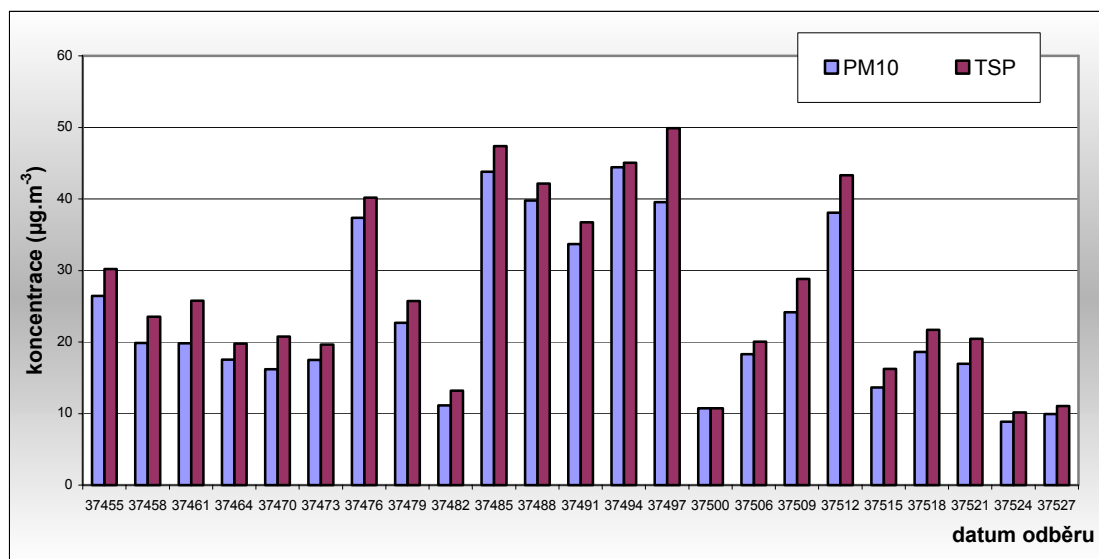
PM₁₀ - FH 95 SEQ

- **regulovaný odběr:** nastavený průtok 2,3 m³.hod⁻¹
- **s tolerancí:** $\pm 5\%$

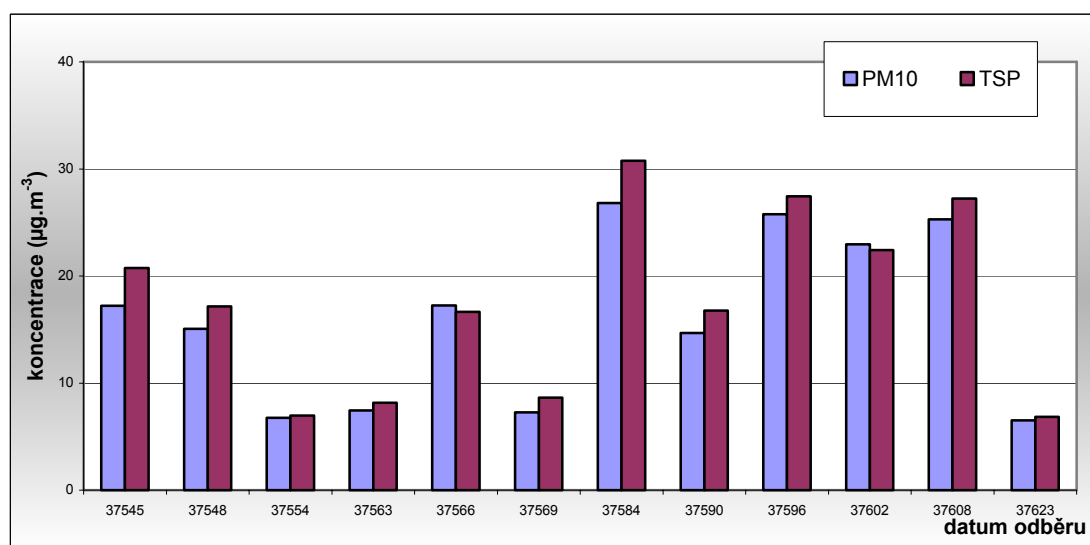
TSP - MARA

- **regulovaný odběr:** nastavený průtok 28 l.min⁻¹. (1,68 m³.hod⁻¹)
- **s tolerancí:** $\pm 10\%$
- **v letním období** (1. 4. - 30. 9.): kontinuální
- **v zimním období** (1. 10. - 31. 3.): cyklováný (1 hod. odběr, 1 hod. pauza)

Obr. 1-17 Porovnání koncentrací prашného aerosolu frakce PM₁₀ a TSP na stanici v Košetcích v letním období



Obr. 1-18 Porovnání koncentrací prашného aerosolu frakce PM₁₀ a TSP na stanici v Košetcích v zimním období

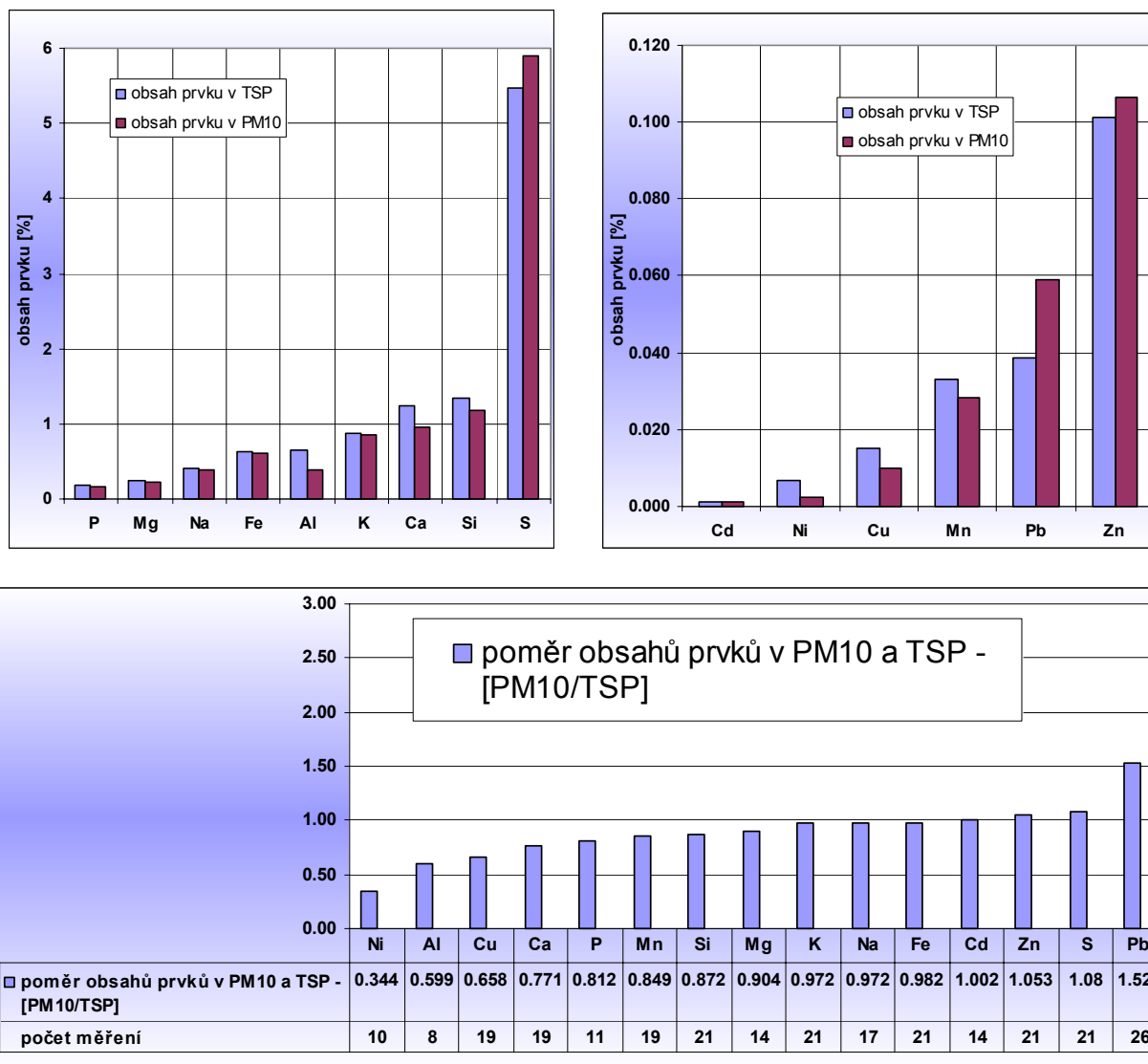


Závěrem lze konstatovat, že z výše uvedených grafů je patrný, shodný chod koncentrací prашného aerosolu TSP i PM₁₀ v tomto sledovaném období. V souladu s předpokladem i dosavadními zkušenostmi jsou koncentrace na takovémto typu stanice v zimním období nižší; rozdíl mezi PM₁₀ a TSP je menší, v několika případech se liší jen nepatrně. Získané koncentrace PM₁₀ jsou pro letní období v průměru $88 \pm 6 \%$ TSP, pro zimní období $92 \pm 7 \%$. Hodnoty atmosférických koncentrací TSP použité pro toto srovnání jsou identické s hodnotami uloženými v databázi ČHMÚ a publikovanými v Ročence 2002, spolu se stanovenými koncentracemi vybraných těžkých kovů metodami AAS a XRF.

V odebraných vzorcích bylo stanoveno 15 prvků. Třináct z nich (Na, Mg, Al, Si, P, S, K, Ca, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn) je stanoveno metodou rentgenové fluorescence (XRF), jeden - Cd metodou atomové absorpce s grafitovou kyvetou (GFAAS) a rovněž jeden - Pb oběma metodami. Sezónně (léto, zima) i celoročně jsou vyjádřeny průměrné atmosférické koncentrace příslušných prvků, i jejich procentuální koncentrace v odebraném aerosolu. Shodně pro celý soubor.

Uvedené skutečnosti jsou dále znázorněny graficky.

Obr. 1-19 Obsah prvků v odebraných vzorcích (TSP, PM₁₀)



Pro většinu prvků platí, že jejich obsah v TSP je vyšší, než ve frakci PM₁₀. Pouze pro Pb, S, Zn a Cd tento poměr neplatí – jejich obsah je naopak vyšší ve frakci PM₁₀. Což je patrné i z poměru PM₁₀/TSP.

Závěrem lze shrnout, že uvedené skutečnosti potvrzují předpoklad, že olovem, sírou, kadmíem a zinkem jsou nabohaceny menší částice (frakce PM₁₀).

Vzhledem k tomu, že odběr TSP , jak bylo uvedeno na začátku, byl již ukončen a naopak z vybraných lokalit, mezi něž patří i Košetice, budou k dispozici hodnoty koncentrací PM_{2,5} bude žádoucí pokračovat ve stejném sledování a hodnocení poměrů koncentrací obou frakcí na větších souborech.

DP 1: 4. MĚŘENÍ POLYAROMATICKÝCH UHLOVODÍKŮ V RÁMCI STÁTNÍ IMISNÍ SÍTĚ ČHMÚ - NÁVRH SYSTÉMU A STAV PRACÍ

DP 1: 4.1. Úvod

Polyaromatické uhlovodíky (PAU) se v ovzduší vyskytují v pevné i v plynné formě. Jsou široce rozšířeny v okolním prostředí a to jak v průmyslových a městských oblastech, tak i v oblastech daleko vzdálených od průmyslových center. Do prostředí se dostávají jak z přírodních zdrojů (např. biosyntéza, rozklady půdy), tak i z antropogenních zdrojů. Hlavním tímto zdrojem jsou spalovací procesy za vysokých teplot (např. vysoké pece, hliníkárny), ale i doprava a domácí topeniště na tuhá paliva jsou významnými zdroji. V posledních letech jsou stále většími zdroji i lesní požáry a to nejen ve Středomoří.

PAU jsou poměrně stabilní sloučeniny, tvořené dvěma nebo více kondenzovanými jádry. Patří do skupiny persistentních organických polutantů a řada z nich jsou potenciální karcinogeny a mutageny, mnohé mají toxické vlastnosti. Tyto vlastnosti se ještě více projevují u substituovaných derivátů, hlavně u nitroderivátů. Jako základ pro hodnocení rizika karcinogenity PAU je používán karcinogenní faktor benzo(a)pyrenu (BaP) a k němu se vztahují ostatní PAU.

EU připravuje pro PAU direktivu s předpokládanou platností od r. 2007. V současnosti pro měření doporučuje metodu EPA TO 13 a ISO 12884, obě tyto metody stanovují PAU v pevné i v plynné fázi.

V ČR Nařízení vlády 350/02 stanovuje roční imisní limit BaP 1 ng/m³ platný od r.2010 (do r. 2010 platí imisní limit zvýšený o meze tolerance tj. např. 8 ng/m³ pro r.2003, 7 ng/m³ pro r. 2004) a referenční metodu pro stanovení PAU HPLC nebo GC/MS podle US EPA TO 13. Vyhláška 553/02 ukládá zpřístupňovat veřejnosti informace o úrovni znečištění BaP jednou ročně, v případě překračování ročních imisních limitů jednou měsíčně.

Imisní limit BaP je vybrán na základě toho, že BaP je vhodným markérem pro hodnocení celkového zatížení PAU. Jelikož se BaP prakticky vyskytuje pouze v pevné fázi, uvažuje se v rámci přípravy evropské direktivy o odběru pouze pevné fáze a „povinném“ stanovení pouze BaP na většině měřicích stanic. Odběr pevné i plynné fáze a stanovení širšího spektra PAU je pak požadováno na zbývajících menších částech měřicích stanic, čili pouze na vybraných lokalitách za účelem kontroly vývoje celkové imisní situace PAU a reprezentativnosti BaP jako markéru PAU.

DP 1: 4.2. MĚŘENÍ PAU v ČHMÚ

ČHMÚ zahajuje v roce 2003 v souladu s vyhláškou č.350/2002 Sb. v rámci tohoto úkolu VaV měření PAU aplikací modifikované metody US EPA TO 13 A.

DP 1: 4.2.1. PRINCIP STANOVENÍ:

Vzorkování - prosáváním vzduchu frakce PM₁₀ přes předem vyčištěný filtrační a sorpční materiál dojde k zachytu pevné resp. plynné formy PAU. Ke vzorkování se používá nízkoobjemový vzorkovač frakce PM₁₀ – Thermo ESM Andersen FH95 (případně na vybraných lokalitách vysokoobjemový vzorkovač např. Digitel DH A 80).

Laboratorní analýza - využívá rozpustnosti PAU v organických rozpouštědlech s následným stanovením koncentrace jednotlivých PAU ve vzorcích pomocí plynové chromatografie s detekcí na hmotovém spektrometru (GC/MS) .

- Vzorky ze stanic jsou extrahovány, čištěny sloupcovou chromatografií a zakoncentrovány, vše v prostředí příslušných organických rozpouštědel.
- Pro vlastní analýzu GC/MS je používán plynový chromatograf Finnigan, typ Trace GC vybavený autosamplerem AS 2000. K detekci stanovovaných PAU využívá hmotového spektrometru typu Trace DSQ. Provoz celého analyzátoru je řízen a vyhodnocován počítačem pomocí účelového SW Xcalibur.
- Důležitou složkou zajištění kvality a kvantity celého procesu stanovení je systém používání vnitřních a kalibračních standardů.

DP 1: 4.2.2. REŽIM MĚŘENÍ A SOUVISEJÍCÍCH PRACÍ DO KONCE R.2003

V rámci nekontinuálního (indikativního) měření byly prováděny 24 hodinové odběry vzorků ovzduší. Pro území ČR z celkem navržených 20 měřicích stanic je v současnosti uvedeno do provozu 11 stanic. Na těchto stanicích jsou nyní prováděny odběry v intervalu 3 dnů. Odběr je standardně prováděn na Quarz filtr, postupně se testují i odběry na filtry PUF.

Na základě ověření kapacitních možností a provozních zkušeností z období do konce r.2003 bude event. navržena úprava provozního režimu měření PAU (zejména intervaly odběrů, případně spojování vzorků k analýze).

Zahájení jednotlivých odběrů a transportů vzorků včetně zaškolení obsluhy je prováděno společně pracovníky příslušné pobočky a pracovníky laboratoře PAU. V prosinci 2003 proběhlo i setkání pracovníků poboček zainteresovaných na měření PAU se zástupci laboratoře PAU. Na této schůzce byly zdůrazněny zásady správného odběru, transportu a uchování vzorků a řešily se problémy, vzniklé při prvních zkušenostech vzorkování.

V laboratoři PAU na pobočce v Ústí nad Labem je metoda pro měření PAU ve venkovním ovzduší ve zkušebním provozu. Od 1.1. 2004 bude prováděna analýza pravidelně odebíraných vzorků ze všech stanic, které budou v provozu.

V současnosti je prováděn odběr vzorků na těchto stanicích:

Tab. 1-4 Přehled stanic pro odběr vzorků PAU

Název stanice	Pobočka	Počet vzorkovačů	Měření od
Kočkov	Ústí nad Labem	2	
Rudolice	Ústí nad Labem	1	15.11.2003
Sokolov	Ústí nad Labem	1	21.11.2003
Teplice	Ústí nad Labem	1	
Libuš	Praha	1	15.10.2003
Košetice	Praha	1	1.9.2003
Hradec Králové	Hradec Králové	2	
Pardubice - Dukla	Hradec Králové	1	
Brno - Kroftova	Brno	1	
Ostrava – Poruba	Ostrava	1	
Ostrava - Přívoz	Ostrava	1	

DP 1: 4.2.3. ZPRACOVÁNÍ VZORKŮ

První extrakce byly provedeny na koncentrátoru Büchi 10% diethyletherem v hexanu. Byly vyzkoušeny různé možnosti nastavení délky extrakce a teplotní režimy, vybrán ten nejúčinnější a zkontrolován extrakcí standardu Urban Dust. Výťažnost nižších polyaromátů vyhovuje nastaveným parametrům. U vyšších polyaromatických uhlovodíků však výťažnost klesla pod 70%. Proto byla vyzkoušena směs 30% diethyletheru v hexanu, která je polárnější. A zároveň i 7% methanol v dichlormethanu. V tomto případě jsme testovali použití směsi při extrahování filtru jak na koncentrátoru Büchi, tak i v ultrazvukové lázni. Jako nejvýhodnější se zatím ukazuje směs dichlormetanu a methanolu pro filtry, výťažnost na extraktoru Büchi a v ultrazvukové lázni je porovnatelná. Podle množství materiálu ke zpracování budeme moci využívat obě metody k vlastní extrakci, převedení do méně polárního hexanu bude preferováno na extraktoru Büchi. V případě potřeby je možné využít koncentrátoru Zymark nebo vakuové odparky.

Čistění na sloupcové chromatografii a zakoncentrování na koncentrátoru Zymark bylo ověřeno přidávkem deuterovaných standardů.

Veškeré postupy jsou popsány v návrhu SOP PAU a v příslušných návodech přístrojů.

DP 1: 4.2.4. MĚŘENÍ NA GC/MS

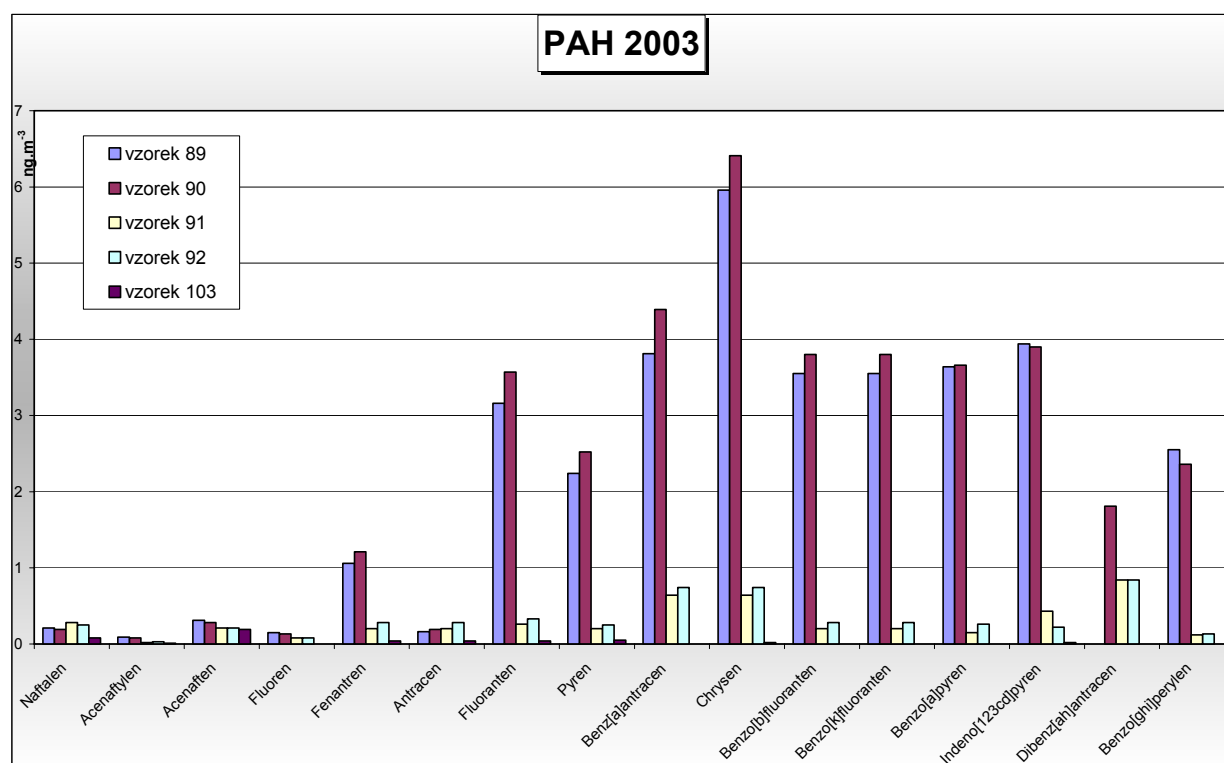
Byla optimalizována metoda měření, doba a teplota nástřiku. Byl zaveden systém měření vzorků, ověřena linearita a stabilita systému. Poté byly provedeny analýzy prvních zpracovaných vzorků.

Výsledky prvních měření jsou uvedeny v tabulce a grafu:

Tab. 1-5 Výsledky prvních měření na GC/MS

Datum odběru	13.10.03	13.10.03	18.9.03	20.9.03	filtr z 18.8.03
Místo odběru	Kočkov L	Kočkov P	Košetice	Košetice	Košetice-blank
	[ng.m ⁻³]	[ng.m ⁻³]	[ng.m ⁻³]	[ng.m ⁻³]	[ng.m ⁻³]
	vzorek 89	vzorek 90	vzorek 91	vzorek 92	vzorek 103
Naftalen	0,21	0,19	0,28	0,25	0,08
Acenaphtylen	0,09	0,08	0,02	0,03	0,01
Acenaphten	0,31	0,28	0,21	0,21	0,19
Fluoren	0,15	0,13	0,08	0,08	
Fenanthren	1,06	1,21	0,20	0,28	0,04
Antracen	0,16	0,19	0,20	0,28	0,04
Fluoranthen	3,16	3,57	0,26	0,33	0,04
Pyren	2,24	2,52	0,20	0,25	0,05
Benz[a]antracen	3,81	4,39	0,64	0,74	
Chrysen	5,96	6,41	0,64	0,74	0,02
Benzo[b]fluoranthen	3,55	3,80	0,20	0,28	
Benzo[k]fluoranthen	3,55	3,80	0,20	0,28	
Benzo[a]pyren	3,64	3,66	0,15	0,26	
Indeno[123cd]pyren	3,94	3,90	0,43	0,22	0,02
Dibenz[ah]antracen		1,81	0,84	0,84	
Benzo[ghi]perylene	2,55	2,36	0,12	0,13	
Suma PAU	34,38	38,3	4,67	5,2	0,49

Obr. 1-20 Výsledky prvních měření na GC/MS



DP 1: 4.2.5. QA/QC

Celá metoda bude v průběhu zkušebního provozu zvalidována, bude zajištěna pravidelná kontrola všech kroků, od vzorkování až po vlastní měření. Plán zajištění kvality měření bude součástí řízené dokumentace laboratoří ÚOČO ČHMÚ.

DP 1: 4.3. ZÁVĚR

Během prvního pololetí roku 2004 bude ukončen zkušební provoz laboratoře PAU OOČO a zprovozněna většina zbývajících stanic pro měření polyaromatických uhlovodíků. V případě, že nebude možno na některých z navržených lokalit instalovat vzorkovače FH 95K z důvodu nevydání stavebních povolení k stavbě oplocení, budou vybrány náhradní lokality ve spolupráci s příslušnou pobočkou ČHMÚ.

DP 1: 5. VÝSLEDKY MĚŘENÍ KONCENTRACÍ PŘÍZEMNÍHO OZONU PASIVNÍMI DOSIMETRY NA VYSOKÉ V NOVOHRADSKÝCH HORÁCH V R. 2003

DP 1: 5.1. Úvod

Přízemní ozon (O_3) je sekundární škodlivinou v ovzduší. Nemá vlastní významný emisní zdroj, ale vzniká řadou složitých fotochemických reakcí z tzv. prekursorů, kterými jsou oxidy dusíku (NO_x) a těkavé organické sloučeniny (VOC) za přítomnosti slunečního záření. O_3 je nejdůležitějším plynem, který se účastní fotochemických reakcí v atmosféře a je základní složkou fotochemického smogu (Colbeck a Mackenzie, 1994; Seinfeld, 1996; Warneck, 1988).

O_3 je silným oxidačním činidlem a vykazuje významné negativní působení na zdraví, vegetaci a ekosystémy (Ashmore, 2003), i na materiály. Účinky jsou prokázány již při běžně se vyskytujících koncentracích. V Evropě (Stanners a Bourdeau eds., 1995; EEA, 1998; EEA, 2003) i USA již delší dobu vzbuzují obavy jeho rostoucí koncentrace a plošná distribuce. V poslední době se na přízemní ozon začíná pohlížet dokonce jako na problém globální (Ashmore, 2003), protože roste množství důkazů o jeho negativním působení i v Asii, Africe a Latinské Americe.

Ozon je látkou prokazatelně fyto toxickou (US EPA, 1996). Účinky ozonu na rostliny na úrovni biochemické, buněčné a fyziologické jsou známy (Long and Naidu, 2002). Znalosti o poškození dřevin ozonem jsou založeny na výsledcích řízených experimentů v tzv. fumigačních komorách, kdy dochází k expozici izolovaných mladých jedinců. Extrapolace účinků expozice na dospělé dřeviny je však značně problematická (Kelly et al., 1995). I když je oxidativní stress dřevin ozonem pokládán za jednu z příčin poškozování lesa (Stanners and Bourdeau eds., 1995), poškození dřevin ozonem v přirozených podmínkách bylo jednoznačně prokázáno pouze na několika málo stanovištích. Výsledky výzkumu naznačují, že působení ozonu na les může vést, kromě ovlivnění růstu dřevin, především k zásadním změnám v predispozici k parazitárním poškozením a ke ztrátě genetické diversity (Matyssek and Innes, 1999). V souvislosti se sledováním účinků přízemního ozonu na lesy se stále více odborníků zaměřuje na studie prostorové a časové variability koncentrací ozonu v horských oblastech (Bytnerowitz et al. eds., 2003).

V České republice se měří koncentrace O_3 od r. 1993 kontinuálně sítí automatických stanic, k r. 2003 jejich počet dosahoval 64. K měření se používá metoda UV-absorbce, která je referenční metodou (EC, 2002; Nařízení, 2002). Základními údaji jsou 30 min koncentrace.

V oblasti Novohradských hor měří od r. 1994 v rámci národní monitorovací sítě kvality ovzduší automatická stanice Hojná Voda spravovaná Českým hydrometeorologickým ústavem (ČHMÚ). Stanice je umístěna v horské poloze v nadmořské výšce 818 m n. m. Jedná se o typickou regionální stanici, která není pod bezprostředním vlivem emisních zdrojů a jejímž cílem je sledovat celkové hladiny pozadíových koncentrací. Reprezentuje území o rozloze několika desítek km^2 . Měřicí kontejner je umístěn na horské louce v sedle mezi Vysokou (1034 m n.m.) a Kraví horou (953 m n.m.) asi 300 m jihozápadně nad obcí Hojná Voda. Kromě O_3 se měří i SO_2 , NO , NO_2 , NO_x , PM_{10} , směr a rychlost větru, atmosférický tlak, relativní vlhkost vzduchu,

množství srážek, sluneční záření a teplota ve výšce cca 2 m nad terénem. Měřené údaje ze stanice byly zpracovány v příspěvku (Hůnová et al., 2002), na nebezpečí zvýšených koncentrací O_3 a překročení kritické hodnoty expozičního indexu AOT40 v Novohradských horách bylo upozorněno (Hůnová, 2002).

Cílem práce bylo podrobnějším proměřením zjistit gradient koncentrací O_3 v závislosti na nadmořské výšce a zjistit orientačně rozdíly koncentrací O_3 v lesním porostu a mimo něj. Pro odběr vzorků byla zvolena pasivní dosimetrie. Jedná se o metodu získávající ve světě rychle popularitu při kvantifikaci koncentrací plyných polutantů v ovzduší zejména ve venkovských oblastech (Krupa and Legge, 2000). V USA se této metody běžně používá při zjišťování koncentrací ozonu na území Národních parků a je pokládána za nejvhodnější nástroj pro získání informací o expozici ozonu v oblastech, kde nelze použít kontinuální měření.

Pracovní hypotézy byly formulovány následovně:

- Koncentrace O_3 s rostoucí nadmořskou výškou roste.
- Koncentrace O_3 v lesním porostu jsou nižší než na okraji porostu (v závislosti na intenzitě slunečního záření).
- Koncentrace O_3 v Novohradských horách překračují hodnoty kritických úrovní pro ochranu vegetace (24hod průměr – $65 \mu g \cdot m^{-3}$) a O_3 tedy může významným způsobem ovlivnit porosty.
- Metoda pasivních dosimetrů je vhodnou metodou pro sledování koncentrací znečišťujících příměsí v relativně čistých oblastech

DP 1: 5.2. METODIKA

DP 1: 5.2.1. ODBĚROVÉ LOKALITY

Monitorovací lokality jsou umístěny v transektu jihozápadního svahu hory Vysoká (1034 m n.m.), viz Obr. 1-21.

Celková vzdálenost monitorovacích lokalit je 4,07 km. Jednotlivá stanoviště jsou od sebe vzdálena cca 100 – 500 m. Výjimkou je referenční lokalita s kontejnerem AIM, která je od nejbližší lokality vzdálena 1,8 km. Rozdíl nadmořské výšky mezi nejvýše (1032 m n.m.) a nejnižší (770 m n.m.) položenou lokalitou činí 264 m. Poloha odběrových lokalit a jejich vzdálenost byla zjištěna přístrojem GPS 12XL GARMIN. Tab. 1-6 uvádí bližší charakteristiku odběrových lokalit.

Pro měření byla zvolena oblast Hojně Vody proto, aby odběry mohly být navázány na jedinou lokalitu, kde probíhá v Novohradských horách kontinuální měření koncentrací O_3 . Jihozápadní svah Vysoké byl zvolen proto, že je snadno přístupný a vzhledem ke známému mechanismu vzniku O_3 lze předpokládat vyšší koncentrace než v severním sektoru.

Tab. 1-6 Přehled jednotlivých lokalit pro měření přízemního ozonu

Lokalita	Název stanoviště	Zeměpisné souřadnice ^{*)}		Nadmořská výška (m n.m.) ^{**)}	Světelnost (*20 kLUX) ^{***)}	Vzdálenost od předchozího stanoviště (m)	Popis stanoviště
0	Vzorek kolokovaný se stanicí AIM	48°43'27,8"N	14°43'27"E	821	4,4	1800	ve výšce cca 2,5 m
1	Bříza u potoka	48°42'35,6"N	14°42'54"E	770	3,24	X	
2A	Posed	48°42'40"N	14°43'6,4"E	786	4,5	300	cca 2 m nad zemí na noze posedu
2B				792			cca 6 m nad zemí u střechy posedu
3A	Pod silnicí	48°42'45,3"N	14°43'19,7"E	820	1,36	300	starý listnatý strom u cesty
3B		48°42'46"N	14°43'20,1"E	820	0,06		velký zastíněný smrk vpravo od cesty
3C		48°42'45,9"N	14°43'19,2"E	820	1,44		10-20 let starý smrkový porost
4	U kamenného kvádrů	48°42'41,7"N	14°43'39,7"E	840	0,14	400	nad silnicí, starý smrkový porost (60-80let)
5	Pod skalou	48°42'44,1"N	14°43'45,1"E	900	0,75	100	nad terénním skokem, smrk s mnoha větvemi, starý smrkový porost (80-100 let)
6	Na skále	48°42'45,7"N	14°43'47,5"E	930	1,11	100	modřín, otevřenější poloha
7	Smrk v balvanech	48°42'54,5"N	14°44'4,9"E	970	0,28	500	nad skalou u záhybu cesty, pod vyhlídkovou trasou
8A	Vrchol, pod skálou	48°42'53,6"N	14°44'18,5"E	1025	0,2	300	starý smrkový porost (80-100 let)
8B	Na vrcholu skály, osvětlený smrk	48°42'53,1"N	14°44'18,7"E	1032	3,3		
9	Mýtinka	48°43'0,9"N	14°44'31,8"E	1025	0,87	400	za vrcholem, křižovatka cest, smrk v otevřenější poloze

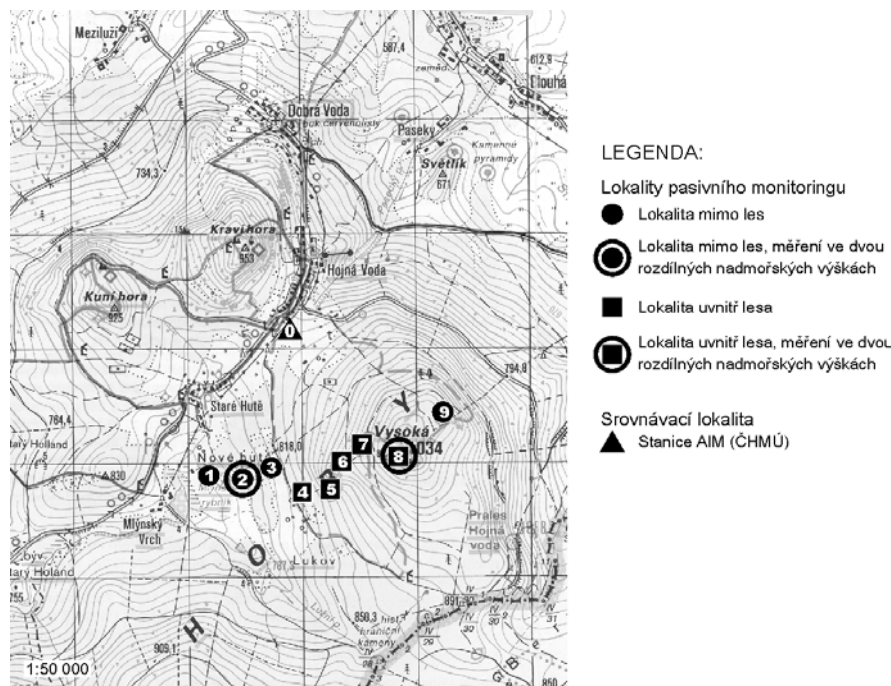
^{*)} měřeno GPS 12XL GARMIN

^{**)} měřeno přístrojem Electronic altimeter 43-ALTIMATIC, BARIGO, chyba měření ± 5 m

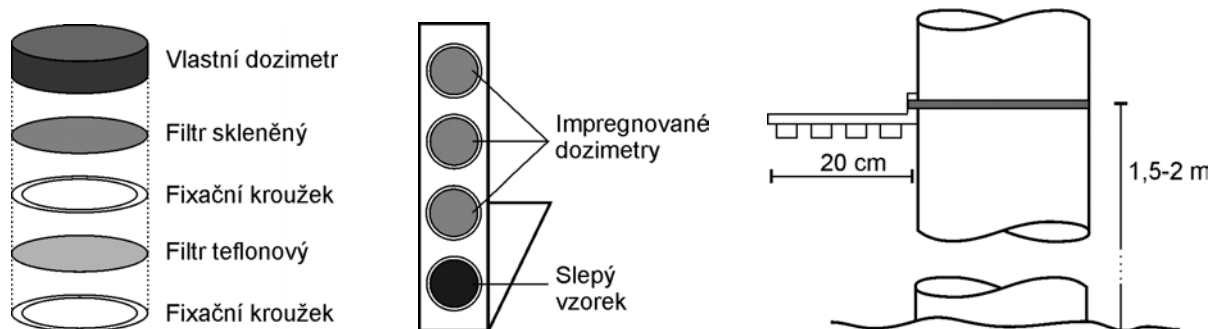
^{***)} měřeno 5.4.2003, zataženo, sněhové přeháňky; přístroj luxmetr PU 550 s číslíkovou indikací, chyba měření ± 1%

Pasivní dosimetry byly uchyceny na kmenech stromů ve výšce nad terénem cca 1,5–2 m. Orientovány byly jihozápadním směrem a otočeny směrem dolů k zemi, aby se zabránilo případné kontaminaci filtru (Obr. 1-22). Dosimetry nebyly žádným způsobem zakrytovány. Pokud došlo v důsledku výskytu srážek k navlhnutí filtru, byla chemická analýza provedena a pro další vyhodnocování dat byla brána v potaz.

Obr. 1-21 Odběrové lokality na jihozápadním svahu Vysoké a referenční stanice AIM Hojná Voda



Obr. 1-22 Schéma pasivního dosimetru, držák dosimetrů a jeho upevnění na kmeni stromu



DP 1: 5.2.2. ČASOVÝ ROZVRH ODBĚRŮ

Vzhledem ke známému sezónnímu chodu O_3 s výrazným maximem v letní polovině roku byly odběry prováděny v období duben–září 2003. Měřicí kampaň trvala vždy 3-4 dny (zahrnutí víkendu a pracovních dní s ním souvisejících) a opakovala se přibližně ve 14 denních intervalech. Kromě toho byly provedeny 2 kampaně trvající 10-14 po sobě jdoucích dnů, a to v červenci a září. Byly měřeny 24 hod koncentrace 9.00–9.00 hod SELČ (tedy 7.00–7.00 hod UTC). Při otevírání dosimetrů se postupovalo vždy stejně, od vrcholu Vysoké směrem dolů. Optimalizací postupu návštěvy odběrových lokalit a kombinací pěší chůze v obtížném přístupném terénu a jízdy na kole v terénu mírnějším, se podařilo dosáhnout časového rozdílu mezi otevřením prvního a posledního dosimetru cca 1 hod při tomtéž odběru. Tento časový rozdíl lze pokládat za přijatelný.

Původním záměrem bylo pokusit se použít Willemsovy dosimetry nejen pro odběr 24hod., ale i pro dlouhodobější 14denní odběr. Na filtr byl opatrně postupně aplikován cca 10-14násobek

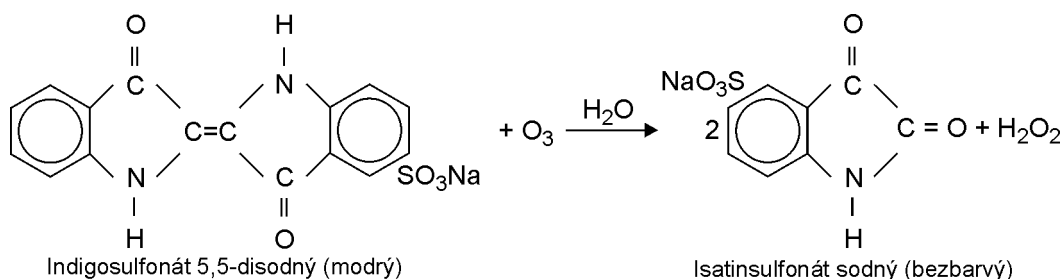
absorbentu a filtry byly poté exponovány podobu 14 dnů. Při testování se však ukázalo, že použití Willemsových dosimetrů pro dlouhodobější odběry není možné.

DP 1: 5.2.3. PASIVNÍ DOSIMETRIE

Koncentrace plynných látek v ovzduší je možné stanovovat buď aktivními nebo pasivními metodami. Aktivní metody jsou založené na nasávání vzduchu čerpadlem, většinou jsou přímo napojeny na analyzátor, který je schopen stanovit okamžitou a poměrně přesnou koncentraci sledované látky. Tato zařízení jsou ovšem objemná, závislá minimálně na přívodu elektrické energie a jejich pořízení i provoz je finančně nákladný. K nesporným metodám pasivní dosimetrie patří fakt, že ji lze použít v obtížně přístupném terénu, k podrobnějšímu proměření kvality ovzduší, tedy v případech kdy by objemně, těžké, finančně nákladné a na přívodu elektrické energie závislé zařízení bylo méně vhodné nebo zcela nepoužitelné. Nevýhodou pasivní dosimetrie je menší přesnost měření, časově náročná příprava i zpracování vzorků a nutnost porovnání s metodou aktivní k získání údajů o celkovém odporu pasivního dosimetru.

Princip pasivní dosimetrie plynných polutantů je popsán a podrobně diskutován např. v (Krupa and Legge, 2000; Molín, 2000a; Molín, 2000b). Této metody se s výhodou používá v horských zalesněných oblastech. V ČR bylo metody pasivní dosimetrie využito např. pro měření 24hod. koncentrací ozonu v oblasti Libínského sedla u Prachatic (Trojanová, 1999) a na Kleti v CHKO Blanský les (Šišková, 2001).

Odběry byly prováděny Willemsovým dosimetrem (Willems, 1993). Původně byl tento typ dosimetru vyvinut na Zemědělské Universitě v holandském Wageningen (WAU) a byl určen pro stanovení koncentrací amoniaku (Willems, 1989), později se začal používat i pro měření koncentrací oxidu dusičitého, oxidu siřičitého a ozonu (Willems, 1993). Metoda je založena na reakci ozónu s indigosulfátem (IDS), kterým je impregnován skleněný filtr v dosimetrech. Produktem reakce je bezbarvý isatin. Modré barvivo IDS má absorpční optimum při vlnové délce $\lambda=610$ nm. Ze snížení absorpce (rozdíl mezi slepým vzorkem a exponovaným) při $\lambda=610$ nm lze tedy vypočítat množství zreagovaného IDS. V impregnačním roztoku je kromě IDS obsažen ethandiol, viskózní kapalina udržující určité množství vody ve filtru i po vysušení, a aceton, který napomáhá rovnoměrnému rozložení IDS na filtru.



Použité laboratorní vybavení:

- laminární box HB 2436 Holten
- spektrofotometr VITALAB 10 Vital scientific Instrumenten
- ultrazvuková lázeň TESON 4 Tesla
- centrifuga MPW – 340 Mechanika Precyzyjna
- laboratorní váhy MC1 Sartorius
- sušárna KBC G-100/250 Premed
- Willemsovy dosimetry
- Whatmann GF-A skleněné filtry
- Schleicher a Schuell TE 38 5μm hydrofobní teflonové membrány
- Laminární box MSC 12 STANDARD – JOUAN (laboratoř ČAV Nové Hradky)
- UV/VIS spectrometer – LAMBDA 35 – Perkin Elmer (laboratoř ČAV Nové Hradky)

Použité chemikálie:

- aceton, p.a.
- etanol (96%), čistý
- etandiol, p.a.
- indigosulfonát-5,5-disodný, p.a. (dále jen IDS)

Uváděné koncentrace jsou používány při 24 hodinové expozici dozimetřů!

Příprava pasivních dosimetrů:

Prvním bodem práce je důkladné vyčištění samplerů od všech nečistot. Skleněné filtry jsou promyty v horké deionizované vodě (pod bodem varu) a poté dvakrát propláchnuty v acetonu. Teflonové membrány jsou oplachované ve směsi deionizované vody a ethanolu (poměr 1:1) a nakonec v čistém ethanolu. Všechny ostatní části dosimetrů jsou čištěny v ultrazvukové lázni. Sušení filtrů i samotných dosimetrů probíhá v laminárním boxu.

Roztok IDS o koncentraci $0,0012 \text{ mol.l}^{-1}$, kterým se impregnují skleněné filtry, je připravován z 28 mg IDS, 5 ml etandiolu, 9,2 ml deionizované vody a acetonu. Nejprve se několik gramů IDS suší 2 h při 120°C a poté se uloží do exsikátoru k vychladnutí. 28 ml IDS se rozpustí v 9,2 ml deionizované vody v teplé vodní lázni. Po dokonalém rozpuštění a vychladnutí roztoku se přidá 5 ml etandiolu a následně se roztok homogenizuje po dobu 10 min v ultrazvukové lázni. Acetonem je roztok doplněn do požadovaného množství 50 ml. Po důkladném protřepání je roztok chráněn před světlem zabalením baňky do hliníkové folie a do použití skladován v chladničce.

Impregnace skleněných filtrů probíhá v laminárním boxu. Na hladší stranu filtrů, umístěných v laminárním boxu na skleněných lamelových destičkách, je pipetou nanášen roztok IDS v množství 400 μl . Sušení probíhá přibližně 30 min. Sestavení dosimetrů probíhá v laminárním

boxu pomocí pinzety. Po sestavení jsou samplery skladovány v lednici a do terénu převáženy v termoboxu.

Analýza vzorků:

Exponované dosimetry jsou skladovány v chladu a do laboratoře převezeny opět v termoboxu. Rozebírání probíhá opět v laminárním boxu. Použité skleněné filtry jsou vloženy do zkumavek a protřepány v 5 ml deionizované vody. Aby se barvivo lépe vyluhovalo, je užita 5 min ultrazvuková lázeň a poté 10 min odstředování při 3000 otáčkách.min⁻¹. Nakonec jsou filtry vyjmuty a vzorky spektrofotometricky proměřovány při 610 nm.

Stanovení kalibrační křivky:

Několik gramů IDS bylo sušeno 2 hodiny při 120°C a poté vloženo do exsikátoru k vychladnutí. 28 mg IDS bylo doplněno deionizovanou vodou do 50 ml. Dále bylo odpipetováno 0; 0,125; 0,25; 0,375; 0,5; 0,625; 0,75; 0,875 a 10 ml připraveného roztoku a doplněno do 10 ml. Absorbance těchto roztoků byla měřena při vlnové délce 610 nm. Z naměřených absorbancí jednotlivých přesných koncentrací byla sestrojena kalibrační křivka. Lineární regresí byl nalezen vztah $y = 81,59x - 12,37$.

Koncentrace ozonu v ovzduší se vypočte podle vzorce:

$$C = \frac{Q}{P \cdot t} \cdot R_t,$$

kde

C je koncentrace ozonu naměřená pasivním dosimetrem v [$\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$],

Q je hmotnost ozonu zachyceného na skleněném filtru impregnovaném absorpčním médiem v [μg],

P je plocha skleněného filtru v [m^2],

t je doba expozice v [h],

R_t je celkový odpor dozimetru v [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$].

Celkový odpor dosimetru R_t byl určen na základě parametrů měření stanice AIM na Hojně Vodě. Protože se však jednalo, vzhledem k tříměsíční prodlevě mezi pořízením dat a jejich verifikací, o data operativní, předkládané výsledky je nutné označit jako předběžné. Po verifikaci koncentrací O_3 ze stanice AIMu Hojná Voda za celé sledované období duben- září 2003 budou výsledky celkového odporu dosimetru přepočteny. Výsledné koncentrace O_3 naměřené pasivními dosimetry se tedy mohou od výsledků prezentovaných v tomto projektu poněkud změnit. Výrazné změny se však nepředpokládají.

DP 1: 5.3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Tab. 1-7 přehledně sumarizuje, kdy byly ve vegetační sezóně 2003 provedeny odběry vzorků a které výsledky analýz byly použitelné.

Tab. 1-7 Odběry provedené ve vegetační sezóně 2003

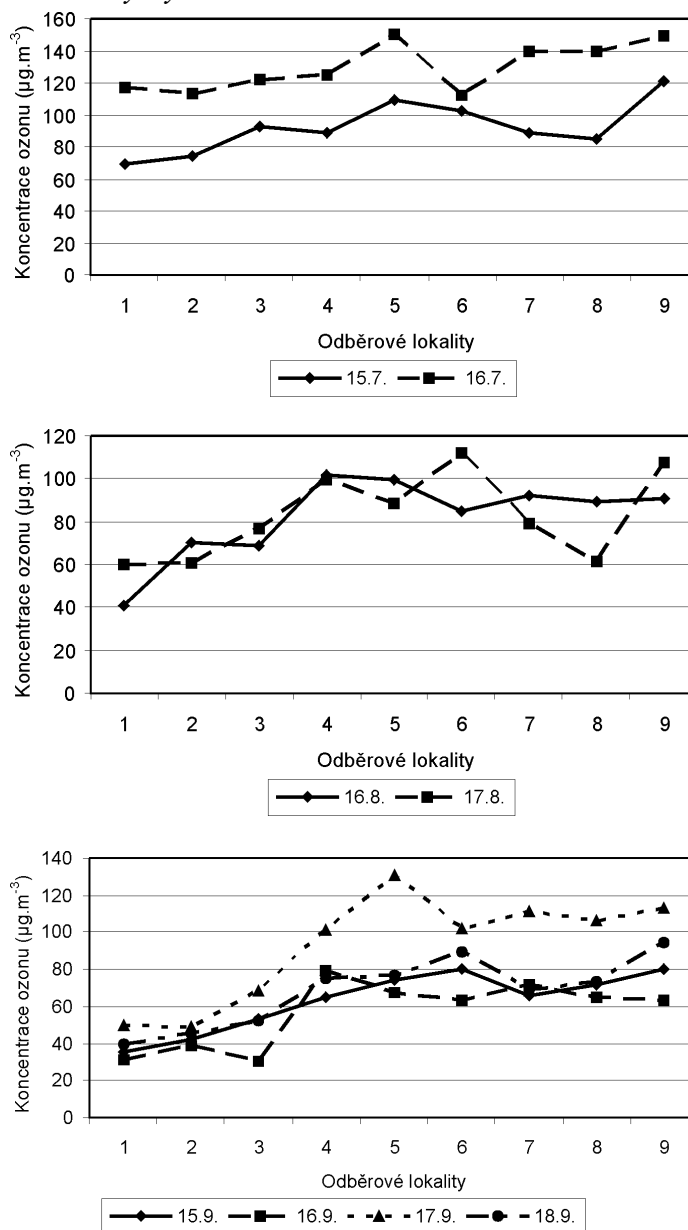
14denní expozice (neúspěšné odběry)	24hod expozice
5.4.-18.4.	29.5.-1.6.
18.4.-1.5.	7.7.-11.7.
2.5.-15.5.	15.7.-20.7.
16.5.-29.5.	16.8.-18.8.
	15.9.-22.9.
	31.10.

Obr. 1-23 znázorňuje vybrané průměrné 24hod koncentrace přízemního ozonu naměřené na jednotlivých lokalitách v různých měsících. Koncentrace naměřené v jednotlivých měsících byly v závislosti na počasí velmi rozdílné. Nejvyšší koncentrace byly naměřeny v červenci. Průměrné 24hod. koncentrace 16.7.2003 se na odběrových lokalitách pohybovaly v rozmezí 110-150 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (24hod koncentrace změřená stanicí AIM činila 143,6 $\mu\text{g.m}^{-3}$), kritická hodnota pro poškození vegetace 65 $\mu\text{g.m}^{-3}$ byla tedy překročena o více než 100 %. Rozdíly mezi koncentracemi měřenými referenční metodou na stanici AIM ČHMÚ a kolokovaným pasivním dosimetrem se pohybovaly v rozmezí 2-15 %, výjimečně se vyskytly difference vyšší (do 30 %).

Kritická hodnota pro ochranu vegetace 65 $\mu\text{g.m}^{-3}$ je v Novohradských horách překračována ve vegetačním období zcela běžně. V r. 2003 však byla výška tohoto překročení zcela mimořádná vzhledem k extrémně vysokým teplotám, které trvaly po velkou většinu vegetačního období. Z výsledků referenční metody AIM vyplývá, že ve vegetační sezóně 1.4-30.9.2003 byla 24hod koncentrace nižší než 65 $\mu\text{g.m}^{-3}$ v pouhých 6 dnech (z celkově měřených 162 dnů, 15 dnů v září: 1.-9.9. a 20.-26.9. nebylo z důvodu výpadku techniky měřeno).

Určitou slabinou odběrů je fakt, že dosimetry nebyly opatřeny speciálními kryty (stříškami), které se často používají proti dešti a větru. Při odběrech v lesním porostu je však rychlost větru a turbulence zanedbatelná. Podle výsledků zanalyzovaných vlhkých filtrů (namočených buď v důsledku výskytu deště, mlhy či rosy) se zdá, že pokud k navlhnutí dojde až po delší době expozice (večer, v noci či ráno před výměnou filtrů) výsledky jsou, jak vyplývá z porovnání s výsledky z téhož odběru na jiných lokalitách, věrohodné, a lze je tedy použít k další datové analýze. Pokud však k navlhnutí dojde brzy po počátku expozice, vlhký filtr brání oxidaci IDS na isatin. Výsledky jsou nevěrohodné a je potřeba je vyřadit.

Obr. 1-23 Průměrné 24hod koncentrace O_3 naměřené na odběrových lokalitách 15.-16.7., 16.-17.8. a 15-18.9.2003. Čísla lokalit na ose x jsou seřazena podle rostoucí nadmořské výšky



DP 1: 5.4. ZÁVĚR

Předběžné výsledky indikují výrazné rozdíly v koncentracích ozonu na lokalitách uvnitř a vně porostu, dále ve výsledcích z jediné lokality v případě odběru provedeného v různé výšce nad zemí (odběr ve výšce 1,5-2 m a 6 m). Ve většině případů (ne však vždy) se ukazuje i výrazný rozdíl mezi koncentracemi měřenými na úpatí a vrcholu kopce. Určitou zajímavostí je, že nelze zobecnit výskyt vyšších koncentrací v jedné lokalitě, ale že se toto mění podle měsíce, kdy byl odběr proveden. To patrně záleží na oslunění lokalit, které se v průběhu roku výrazně mění.

Ze srovnání výsledků koncentrací na lokalitě 1-9 s lokalitou 0 (vzorek pasivní kolokovaný s odběrem AIMu) jasně vyplývá, že lokality 1-9 měří koncentrace výrazně nižší. Měřené koncentrace přesahují pravidelně na všech sledovaných lokalitách kritickou úroveň pro ochranu vegetace (24hod průměr – $65 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), v extrémních případech dokonce o více než 100 % (16.7.2003). Eventuelní poškození porostů v souvislosti se zvýšenými koncentracemi ozonu je však třeba hodnotit velmi opatrně, protože stomatární příjem ozonu je výrazně ovlivňován řadou faktorů (fenologických, fyziologických, environmentálních).

Na podzim bude proveden na všech lokalitách jednorázově odběr jehličí smrku. To bude následně ve spolupráci s VÚLHM analyzováno na koncentraci malonildyaldehydu (MDA). Jedná se o látku, která je v organismu produktem oxidačního stresu a jejíž zvýšená koncentrace v porostech by měla prokázat eventuální vliv O_3 na zdravotní stav lesa.

Metoda pasivní dosimetrie je velmi vhodná pro měření koncentrací ve venkovských oblastech, 24 hod odběr je však relativně náročný na pracovní sílu a je tedy vhodnější využívat odběrů týdenních až čtrnáctidenních.

DP 1: 5.5. NÁVRHY A DOPORUČENÍ

Na základě provedených prací a výsledků z nich je zřejmé, že metoda pasivní dosimetrie je velmi vhodnou metodou pro zjišťování koncentrací ozonu v odlehlých zalesněných oblastech. Na základě vlastních zkušeností doporučujeme však odběry týdenní až čtrnáctidenní realizované pomocí komerčních dosimetrů. Na základě prostudování recentní odborné literatury se jeví jako vhodný typ odběrového zařízení, používaný k zjišťování koncentrací ozonu ve venkovním ovzduší ve vztahu k možnému negativnímu působení na lesy, sampler OGAWA (<http://www.ogawausa.com>) vyvinutý firmou Ogawa & Co., vyráběný firmou Rupprecht a Patachnik v USA. Běžně se používá pro měření koncentrací ozonu v národních parcích USA, kde s ním jsou velmi dobré zkušenosti (Ray, 2001).

Kromě USA se tento dosimetr osvědčil při zjišťování úrovní přízemního ozonu v rámci projektů a studií v následujících evropských regionech: v oblasti Krakova v jižním Polsku (Godzik, 1997), v Karpatech a oblasti Kieva na Ukrajině (Blum et al., 1997) a při měření na vrcholu Praha v České republice (Bytnerowitz et al., 1995). V poslední době byly samplery OGAWA použity k měření koncentrací ozonu v celé rozsáhlé oblasti Karpat ve střední Evropě (Bytnerowitz et al., 2002).

Dosimetr pracuje na principu oxidace dusitanu na dusičnan. Používá se komerčně připravený filtr impregnovaný roztokem dusitanu, ten je ozonem oxidován na dusičnan. Po expozici je filtr extrahován deionizovanou vodou a extrakt je analyzován iontovou chromatografií. Na základě změřené koncentrace dusičnanu se vypočte množství zreagovaného ozonu.

Odborná literatura uvádí, že tato reakce je pro ozon selektivní, odpověď je lineární a relativně nezávislá na změnách meteorologických parametrů – teploty, vlhkosti, solární radiaci a atmosférickém tlaku. Koutrakis et al. (1993) uvádí, že fluktuace relativní vlhkosti (10-80 %) a

teploty (0 °C-40 °C) neovlivňují funkci dosimetru při měření běžných koncentrací O₃ (40-100 ppb). Určité interference s jinými látkami jsou popsány, projevují se však pouze při jejich vysokých koncentracích např. v blízkosti zdrojových oblastí. Ray (2001) uvádí, že výsledky z těchto pasivních samplerů jsou lineární v širokém spektru monitorovacích lokalit, nadmořských výšek, ekosystémů a meteorologických podmínek v Severní Americe a ve srovnání s EPAou certifikovanými monitory ozonu vykazují odchylky do 10 %.

LITERATURA

- [1] Ashmore M. R. (2003): Surface Ozone Effects on Vegetation. In: Holton J. R., Curry J. A. and Pyle J. A. eds.: *Encyclopedia of Atmospheric Sciences*. Academic Press, Elsevier Science, Ltd., London.
- [2] Blum O., Bytnerowitz A., Manning W. and Popovicheva L. (1997): Ambient tropospheric ozone in the Ukrainian Carpathian Mountains and Kiev Region: Detection with passive samplers and bioindicator plants. *Environ. Pollut.* 98, 299-304.
- [3] Buffoni A. (2002): Ozone and nitrogen dioxide measurements in the framework of the National Integrated Programme for the Control of Forest Ecosystems (CONECOFOR). In: Mosello R., Petriccione B. and Marchetto A. eds.: *Long-term ecological research in Italian forest ecosystems*. *J. Limnol.*, 61 (Suppl. 1): 69-76.
- [4] Bytnerowitz A., Glaubig R., Cerny M., Michalec M., Musselmann R. and Zeller K. (1995): Ozone concentrations in forested areas of the Brdy and Sumava mountains, Czech Republic. Presented at the 88th annual meeting of the Air and Waste Management Association, San Antonio, TX, June 18-23.
- [5] Bytnerowitz A., Godzik B., Fraczek W., Grodzinska K., Krywult M., Badea M., Barančok P., Blum O., Černý M., Godzik S., Mankovska B., Manning W., Moravčík P., Musselman R., Oszlanyi J., Postelnicu D., Szdzuj J., Varšavova M and Zota M. (2002): Distribution of ozone and other air pollutants in forests in the Carpathian Mountains in central Europe. *Environ. Pollut.* 116, 3-25.
- [6] Bytnerowitz A., Arbaugh M. J. and Alonso R. eds. (2003): *Ozone Air Pollution in the Sierra Nevada-Distribution and Effects on Forests*. Elsevier, Amsterdam.
- [7] Colbeck I. and Mackenzie A. R. (1994): *Air Pollution by Photochemical Oxidants*. Elsevier Amsterdam.
- [8] EC (2002): Directive 2002/3/EC of the European Parliament and of the Council of 12 February 2002 relating to ozone in ambient air. *OJEC*, No. L 67, pp. 14-30.
- [9] EEA (1998): *Europe's Environment: The Second Assessment*. Elsevier, Kidlington.
- [10] EEA (2003): *Europe's environment: the third assessment*. EEA, Copenhagen.
- [11] Godzik B. (1997): Ground-level ozone concentrations in the Krakow Region, southern Poland. *Environ. Pollut.* 98, 273-280.
- [12] Hůnová I. (2002): Je znečištění venkovního ovzduší rizikovým faktorem pro ekosystémy Novohradských hor? In: Papáček M. ed. (2002): *Biodiverzita a přírodní podmínky Novohradských hor*. Jihočeská univerzita a Entomologický ústav AV ČR, 10.-11.1.2002, 285 s. ISBN 80-7040-524-4; 80-901250-7-7. str. 75-79.
- [13] Hůnová I., Livorová H. and Ostatnická J. (2003): Potential Ambient Ozone Impact on Ecosystems in the Czech Republic as Indicated by Exposure Index AOT40. *Ecological Indicators* 3, pp. 35-47.
- [14] Hůnová I., Roubal Z. and Ostatnická J. (2002): Kvalita venkovního ovzduší Novohradských hor. In: Papáček M. ed. (2002): *Biodiverzita a přírodní podmínky Novohradských hor*. Jihočeská univerzita a Entomologický ústav AV ČR, 10.-11.1.2002, 285 s. ISBN 80-7040-524-4; 80-901250-7-7. str. 69-73.
- [15] Kelly J. M., Samuelson L., Edwards G., Hanson P., Kelting D., Mays A. and Wullschlegel S. (1995): Are seedlings reasonable surrogates for trees? An analysis of ozone impacts on *Quercus rubra*. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 1317-1324.

- [16] Koutrakis P., Wolfson J. M., Bunyarovich A., Froelich S. E., Koichiro H. and Mulik J. D. (1993): Measurement of ambient ozone using a nitrite-coated filter. *Anal. Chem.* 65, 209-214.
- [17] Krupa S. V. and Legge A. H. (2000): Passive sampling of ambient, gaseous air pollutants: an assessment from an ecological perspective. *Environmental Pollution* 107, pp. 31-45.
- [18] Long S. P. and Naidu S. L. (2002): Effects of oxidants at the biochemical, cell and physiological levels, with particular reference to ozone. In: Bell J. N. B. and Treshow M. eds.: *Air Pollution and Plant Life*. John Wiley and Sons, Chichester.
- [19] Matyssek R. and Innes J. L. (1999): Ozone – a risk factor for trees and forests in Europe? *Water, Air and Soil Poll.* 116, pp. 199-226.
- [20] Molín R. (2000a): Pasivní dozimetr nové konstrukce. Část 1. Teoretické vztahy. *Meteorologické zprávy* 53, pp. 89-92.
- [21] Molín R. (2000b): Pasivní dozimetr nové konstrukce. Část 2. Validace v laboratorních podmínkách. *Meteorologické zprávy* 53, pp. 118-123.
- [22] Nařízení vlády č. 350/2002 Sb., kterým se stanoví imisní limity a podmínky a způsob sledování, posuzování, hodnocení a řízení kvality ovzduší.
- [23] Ray J. D. (2001): Spatial Distribution of Tropospheric Ozone in National Parks of California: Interpretation of Passive-Sampler Data. *The Scientific World* 1, 483-497.
- [24] Seinfeld J.H. (1986): *Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution*. John Wiley & Sons, New York.
- [25] Stanners D. and Bourdeau P. eds. (1995): *Europe's Environment: The Dobbris Assessment*. EEA, Copenhagen.
- [26] Šišková M. (2001): Měření O₃ a NO₂ pasivní dosimetrií na hoře Kleti. Diplomová práce. ÚŽP PřF UK, Praha.
- [27] Trojanová T. (1999): Využití pasivní dosimetrie a testu MDA pro hodnocení zdravotního stavu buků (*Fagus sylvatica*). Disertační práce. ÚŽP PřF UK, Praha.
- [28] US EPA (1996): *Air Quality Criteria for Ozone and Other Photochemical Oxidants*. Voll. II. EPA-600/P-93/06bF. US EPA, Research Triangle Park, NC.
- [29] Warneck P. (1988): *Chemistry of the Natural Atmosphere*. Academic Press, Inc., San Diego.
- [30] Willems J. J. H. (1989): *Passieve monstername van ammoniak onder buitenluchtomstandigheden*. Agricultural University, Wageningen.
- [31] Willems J. J. H. (1993): *Low cost methods for measuring air pollutants. A training program*. Agricultural University, Wageningen.

VaV/740/2/02

**DP 2 INOVACE A DOPLNĚNÍ SOUBORU MODELŮ PRO ROZPTYLOVÉ
STUDIE DLE DIREKTIV EU A ZÁKONA**

DP 2: Inovace a doplnění souboru modelů pro rozptylové studie dle direktiv EU a zákona

Řešitelská organizace, zodpovědný řešitel:

ČHMÚ, Praha, RNDr. Jiří Bubník

Východiska a postup řešení:

V současné době jsou v České republice pro posudkovou činnost využívány modely, které jsou s odpovídající přesností schopny pracovat v komplexním terénu s málo reaktivními látkami. Problematické jsou výpočty koncentrací polévatého prachu. Stávající modely totiž neumožňují zahrnutí sekundárních částic (částice vzniklé chemickými reakcemi v atmosféře) ani sekundární prašnosti (částice resuspendované ze zemského povrchu). Zatímco nemožnost zahrnutí rychle reagujících polutantů nepředstavuje z pohledu posudkové činnosti zas tak velký problém (situace je řešena ve většině případů v lokálním měřítku, kde se vliv chemických reakcí nestačí projevit), nemožnost provádění kompletních výpočtů prašného aerosolu představuje vážný problém.

Další potíže přinášejí časté požadavky na výpočty v městské zástavbě, které jsou jen obtížně zpracovatelné. Stávající modely totiž neumožňují provádění výpočtů v zástavbě pod úrovní střech. Pozornost v rámci tohoto projektu bude tedy věnována alespoň částečnému zohlednění efektů zástavby apod. (Nelze očekávat, že by byl v dohledné době vyvinut model, který by kompletně zohledňoval veškerou zástavbu ve městě...)

S ohledem na novou legislativu hrají též významnou roli i látky obtěžující okolí pachem. Zpracovatel prověří možnosti modelového hodnocení pachových látek rešeršním způsobem a navrhne výpočetní postupy pro jejich hodnocení v rámci České republiky.

Klíčové úkoly v DP 2:

- vylepšení stávajících event. implementace nových modelů tak, aby se zkvalitnily poskytované informace o poli koncentrací v městské zástavbě
- navržení metody pro výpočty znečištění prašným aerosolem
- verifikace a ověření používaných modelů ve vztahu k legislativě ČR a Směrnicím EU (zejména referenční modely ATEM a AEOLIUS.
- navržení postupů pro hodnocení zátěže území pachem

DP 2: 1. ZAHNUTÍ SITUACÍ S BEZVĚTRÍM DO VÝPOČTU

V současné době metodika SYMOS umožňuje počítat s nejnižší rychlostí větru $1,5 \text{ m.s}^{-1}$. Při rychlostech blížících se nule by vypočtené koncentrace v blízkosti zdrojů rostly nade všechny meze, což zjevně odporuje realitě. Proto se v současné době četnost výskytu bezvětrí rozpočítává do 1. třídy rychlosti větru a počítá se s třídní rychlostí větru $1,7 \text{ m.s}^{-1}$ (pro výpočet ročních průměrů) nebo s rychlostí $1,5 \text{ m.s}^{-1}$ (pro výpočet maxim) i pro případy bezvětrí.

Tento postup ovšem vede k podhodnocování vypočtených ročních průměrů koncentrací, protože v modelu jsou exhalace za bezvětrí "odváty" i slabým prouděním do poměrně velké vzdálenosti, zatímco ve skutečnosti se rozptylují v blízkosti zdroje v důsledku slabých a nepravidelných zejména horizontálních pohybů vzduchu a působí tak po delší dobu v nevelké vzdálenosti od zdrojů, čímž zvyšují průměrnou koncentraci.

K nápravě tohoto stavu je možné do výpočtu zavést zvláštní kategorii "bezvětrí", ve které se budou krátkodobé koncentrace počítat s nízkou rychlostí větru, ale na druhé straně s podstatně silnějším horizontálním rozptylem, který bude odpovídat silně meandrující vleče znečištěného vzduchu, ke které často za situací s velmi slabým prouděním dochází. Ve větrné růžici, která je jedním ze základních vstupních údajů pro výpočet, se četnost bezvětrí v jednotlivých třídách stability ovzduší rozpočítá stejným dílem do 8 základních směrů větru a takto nově vzniklé kategorii se přiřadí rychlost větru $0,5 \text{ m.s}^{-1}$.

Vlastní výpočet bude v kategorii "bezvětrí" probíhat podle stejné základní rovnice uvedené v metodice [36] pod označením (3.1):

$$c = \frac{10^6 \cdot M_z}{2\pi(\sigma_y + \sigma_{y0})(\sigma_z + \sigma_{z0})u_{h1} + V_s} \cdot \exp\left(\frac{-y_L^2}{2(\sigma_y + \sigma_{y0})^2}\right) \cdot \exp\left(-k_u \frac{x_L}{u_{h1}}\right) \cdot K_h \cdot \left[\exp\left(-\frac{(z' - h_1)^2}{2(\sigma_z + \sigma_{z0})^2}\right) + (1 - g) \cdot \exp\left(-\frac{(z'' + h_1)^2}{2(\sigma_z + \sigma_{z0})^2}\right) + g \cdot \exp\left(-\frac{(z''' - h_1)^2}{2(\sigma_z + \sigma_{z0})^2}\right) \right]$$

Rozdíly oproti základní metodice jsou uvedeny v následujících kapitolách.

DP 2: 1.1. EFEKTIVNÍ VÝŠKA ZDROJE

Efektivní výška zdroje se bude počítat stejným způsobem jaký popisuje kapitola 3.2.3. v metodice [36], tj. podle rovnic

$$\begin{aligned} h_1 &= z_m + \varepsilon \cdot h & \text{pro } z_m > (1 - \varepsilon) \cdot h \\ h_1 &= h & \text{pro } z_m \leq (1 - \varepsilon) \cdot h \end{aligned}$$

$$h = H + \Delta h$$

$$\Delta h = (1 + \beta) \frac{1,5 \cdot w_0 \cdot d}{u_H} + \beta \cdot \frac{K_s \cdot A \cdot Q^B}{u_H} \cdot \left(\frac{x}{K_m \cdot \sqrt{Q}} \right)^{2/3} \quad \text{pro } x < K_m \cdot \sqrt{Q}$$

$$\Delta h = (1 + \beta) \frac{1,5 \cdot w_0 \cdot d}{u_H} + \beta \cdot \frac{K_s \cdot A \cdot Q^B}{u_H} \quad \text{pro } x \leq K_m \cdot \sqrt{Q}$$

ale za u_H se bude dosazovat rychlost větru ve výšce koruny komína (výduchu) počítaná z rychlosti větru $1,5 \text{ m.s}^{-1}$ ve výšce 10 m nad terénem, nikoli tedy z rychlosti $0,5 \text{ m.s}^{-1}$ stanovené pro kategorii bezvětrí. Důvod pro toto opatření je stejný jako vztahu pro výpočet koncentrace: pro velmi nízké rychlosti větru by vypočtená efektivní výška zdrojů dosahovala hodnot, které neodpovídají realitě.

DP 2: 1.2. RYCHLOST VĚTRU

Rychlost větru pro kategorii bezvětrí bude počítaná podle rovnic (3.34) a (3.35) v metodice [36]. Jak již bylo uvedeno v předcházejícím odstavci, pro výpočet efektivní výšky se použije základní rychlost $1,5 \text{ m/s}$, takže

$$u_H = 1,5 \text{ m/s} \quad \text{pro } H \leq 10 \text{ m}$$

$$u_H = 1,5 \cdot \left(\frac{H}{10} \right)^p \quad \text{pro } 10 < H < 200 \text{ m}$$

$$u_H = 1,5 \cdot 20^p \quad \text{pro } H \geq 200 \text{ m}$$

Pro výpočet koncentrace podle základního vztahu se použije rychlost větru $0,5 \text{ m.s}^{-1}$ ve výšce 10 m nad zemí, takže bude platit

$$u_{h1} = 0,5 \text{ m.s}^{-1} \quad \text{pro } h_1 \leq 10 \text{ m}$$

$$u_{h1} = 0,5 \cdot \left(\frac{h_1}{10} \right)^p \quad \text{pro } 10 < h_1 < 200 \text{ m}$$

$$u_{h1} = 0,5 \cdot 20^p \quad \text{pro } h_1 \geq 200 \text{ m}$$

DP 2: 1.3. ROZPTYLOVÉ PARAMETRY

Silnější horizontální rozptyl vlečky znečištěného vzduchu za bezvětrí lze popsat zvětšením horizontálního parametru rozptylu σ_y . K tomu postačí zvýšit hodnoty konstant a_y ze vztahu (3.37) v metodice [36], ovšem modifikované v dodatku [37] k metodice na trojnásobek. Pro výpočet rozptylových parametrů popisujících 1-hodinové průměry koncentrací za bezvětrí pak bude platit

$$\sigma_y = a_y \cdot x_L^{b_y}$$

$$\sigma_z = a_z \cdot x_L^{b_z}$$

kde hodnoty konstant budou

Tab. 2-1 Hodnoty konstant pro výpočet rozptylových parametrů

Třída stability	a_y	b_y	a_z	b_z
I	0,3591	0,8844	0,6273	0,5076
II	0,4119	0,8930	0,5721	0,5797
III	0,4824	0,8986	0,4849	0,6563
IV	0,5802	0,9018	0,3628	0,7549
V	0,9987	0,8831	0,1999	0,9729

Pro 8-hodinovou průměrovací dobu používanou pro výpočet koncentrací CO budou mít konstanty hodnoty:

Tab. 2-2 Hodnoty konstant pro výpočet rozptylových parametrů při 8-mi hodinové průměrovací době

Třída stability	a_y	b_y	a_z	b_z
I	0,5442	0,8844	0,9508	0,5076
II	0,6243	0,8930	0,8671	0,5797
III	0,7314	0,8986	0,7349	0,6563
IV	0,8796	0,9018	0,5498	0,7549
V	1,5138	0,8831	0,3030	0,9729

Výpočet počátečních rozptylových parametrů σ_{y0} a σ_{z0} pro liniové a plošné zdroje zůstane beze změny.

DP 2: 1.4. DEPOZICE A TRANSFORMACE ZNEČIŠŤUJÍCÍCH LÁTEK

Během trvání bezvětrí, kdy znečištěný vzduch zůstává dlouhou dobu v nevelké vzdálenosti od zdrojů, nabývají na významu procesy depozice a transformace, které tak mohou významně ovlivnit úroveň vypočtené koncentrace. Pro kategorii bezvětrí proto zavedeme novou veličinu T_b , která bude popisovat průměrnou dobu nepřetržitého trvání bezvětrí v zájmové oblasti, ve které se provádí výpočet. Veličina T_b závisí pro každou třídu stability na relativní četnosti bezvětrí f_0 . Konkrétní tvar závislosti bude stanoven v metodickém předpisu a bude odvozen za využití měřených dat včetně roku 2003.

V základní rovnici popisuje depozici a transformaci člen $\exp\left(-k_u \cdot \frac{x_L}{u_{h1}}\right)$. Pro zvýraznění vlivu depozice a transformace nahradíme podíl $\frac{x_L}{u_{h1}}$ v tomto členu průměrnou dobou trvání bezvětrí T_b , takže depoziční a transformační člen bude mít pro bezvětrí hodnotu $\exp(-k_u \cdot T_b)$.

DP 2: 1.5. KONVERZE NO NA NO₂

S transformačními procesy souvisí i tvorba NO₂ v atmosféře. V dodatku [37] k metodice [36] je popsán způsob výpočtu koncentrací NO₂, pokud známe emise NO_x ze zdroje. Rovnice určující koncentraci NO₂ s přihlédnutím ke konverzi NO na NO₂ má tvar

$$c = c_0 \cdot \left(0,1 + 0,8 \cdot \left(1 - \exp\left(-k_p \cdot \frac{x_L}{u_{h1}}\right) \right) \right)$$

kde

c_0 je koncentrace NO_x vypočtená z množství emisí NO_x
 c je koncentrace NO₂.

V případech bezvětrí se může vzduch, do kterého byl emitován NO, pohybovat po dostatečně dlouhou dobu v blízkosti zdrojů, aby bylo dost času na konverzi NO na NO₂. Zvýraznění procesu této konverze za bezvětrí dosáhneme stejným způsobem jako v kapitole DP 2: 1.4. , tj. nahrazením podílu $\frac{x_L}{u_{h1}}$ střední dobou trvání nepřetržitého bezvětrí T_b . Pro bezvětrí pak bude mít rovnice tvar:

$$c = c_0 \cdot \left(0,1 + 0,8 \cdot \left(1 - \exp(-k_p \cdot T_b) \right) \right)$$

DP 2: 1.6. VZDÁLENOST, DO KTERÉ PŮSOBÍ ZDROJE ZA BEZVĚTRÍ

Bezvětrí značně omezuje vzdálenost, do které se exhalace z daného zdroje mohou dostat. Budeme předpokládat, že maximální vzdálenost, do které se mohou exhalace ze zdroje dostat bude rovna součinu rychlosti větru u_{h1} (počítané z rychlosti větru 0,5 m.s⁻¹) a střední doby trvání bezvětrí T_b . Je-li x_L vzdálenost referenčního bodu od zdroje, pak

pro $x_L \leq u_{h1} \cdot T_b$ se budou koncentrace za bezvětrí počítat podle výše popsané metody a

pro $x_L > u_{h1} \cdot T_b$ se budou koncentrace za bezvětrí počítat původním způsobem, tj. s použitím rychlosti větru 1,5 m.s⁻¹ ve výšce 10 m a s použitím rozptylových parametrů σ_y pro stavy mimo bezvětrí.

DP 2: 1.7. VÝPOČET ROČNÍCH PRŮMĚRŮ A DOBY PŘEKROČENÍ ZVOLENÝCH KONCENTRACÍ

Tyto veličiny se i nadále budou počítat postupem popsáním v kapitole 3.3.2. a 3.3.3. metodiky [36], pouze bude potřeba při přípravě těchto výpočtů rozšířit třídy rychlosti větru o bezvětří v každé z 5 tříd stability atmosféry a do jednotlivých směrů větru ve třídě "bezvětří" rozpočítat četnost celkového bezvětří v dané třídě stability.

Četnost celkového bezvětří v dané třídě stability se tedy nebude jako doposud rozpočítávat do 1. třídy rychlosti větru.

DP 2: 2. ZOHLEDNĚNÍ RESUSPENZE ČÁSTIC ZE ZEMSKÉHO POVRCHU

Prašné částice zviřené větrem z povrchu země tvoří značnou část obsahu tuhých látek v ovzduší. Stanovení koncentrace zviřeného prachu v závislosti na rychlosti větru, typu terénu, zrnitosti prašných částic a atmosférických podmínkách je obsahem této kapitoly. Při stanovení těchto koncentrací se vychází z práce [47], kde je uvedené i teoretické odvození použitých vztahů. Zde je uvedený pouze stručný přehled.

Intenzita emise prachu závisí na poměru síly, která zdvihá prašnou částici od povrchu do výšky, a váhy částice. Tento poměr nazýváme parametr sekundární emise prachu a označujeme C_1 .

Váha částice se dá vyjádřit:

$$G = C_2 \cdot d^3 \cdot \rho_c \cdot g$$

kde

- d charakteristický rozměr částice (u kulové částice průměr) v metrech
- C_2 konstanta určující poměr mezi objemem částice a jejím charakteristickým rozměrem
- ρ_c hustota částice v $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$
- g tíhové zrychlení v $\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$

Velikost konstanty C_2 byla zjišťována experimentálně a její hodnota určena na $C_2 = 0,8$.

Síla zdvihající částici od povrchu do výšky je třecí síla při obtékání částice vzduchem, kde roli rychlosti obtékání hraje velikost vertikální složky turbulentního proudu v nejnižší vrstvě nad povrchem terénu. Tato síla se dá vyjádřit:

$$F = 3\pi \cdot \nu \cdot \rho \cdot d \cdot u_* + C_3 \cdot \rho \cdot d^2 \cdot u_*^2$$

kde

- první člen představuje laminární a druhý turbulentní složku třecí síly;
- ρ hustota vzduchu, předpokládáme $\rho = 1,3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$
- ν kinematická viskozita vzduchu, $\nu = 15 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
- C_3 součinitel odporu tření, experimentálně zjištěná průměrná hodnota je $C_3 = 0,6$.
- u_* dynamická rychlost v $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$

Z logaritmického zákona pro profil rychlost větru v přízemní vrstvě vyplývá, že dynamická rychlost vzrůstá lineárně s rychlostí větru. To ale platí jen do takové rychlosti větru, než začne víření prašných částic na povrchu terénu, což podle experimentů začíná při rychlosti větru $4,3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Při víření prašných částic značně vzrůstá aerodynamická drsnost povrchu, což má za následek rychlejší než lineární vzrůst u_* při růstu rychlosti proudění. Z experimentů zmiňovaných v [47] a pomocí regresní analýzy se dá odvodit vztah pro průměrnou hodnotu dynamické rychlosti:

$$u_* = a \cdot u^b + 0,12 \quad (\text{m} \cdot \text{s}^{-1})$$

kde $a = a_0 \cdot (1 + \alpha(\rho_c - 2700))$

$$a_0 = 0,0028 \text{ (m/s)}^{1-b}, \quad \alpha = -1,91 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$$

$$a \quad b = b_0 \cdot (1 + \beta(\rho_c - 2700))$$

$$b_0 = 2,016, \quad \beta = 4,65 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$$

Po dosazení za odporovou sílu a váhu získáme vztah pro parametr sekundární emise prachu:

$$C_1 = \frac{3\pi \cdot \nu \cdot \rho}{C_2 \cdot \rho_c \cdot g} \cdot \frac{u_*}{d^2} + \frac{C_3 \cdot \rho}{C_2 \cdot \rho_c \cdot g} \cdot \frac{u_*^2}{d}$$

Hraniční podmínka pro emise resuspendovaných částic je $C_1 = 1$. Pro menší hodnoty C_1 budou emise prachu rovné nule, pro $C_1 > 1$ porostou lineárně se vzrůstem hodnoty $C_1 - 1$.

Velikost intenzity emise resuspendovaných částic pak bude

$$Q = N \cdot m_c \cdot (C_1 - 1)$$

kde

m_c je hmotnost částice ($m_c = C_2 \cdot \rho_c \cdot d^3$)

N je počet částic, které se za podmínek $C_1 - 1 = 1$ zvednou za 1 sekundu z 1 m^2 prašné plochy

Hodnota N byla opět zjišťována experimentálně a bylo zjištěno, že

$$N = E \cdot \frac{u_*}{\rho_c \cdot d}$$

kde konstanta úměrnosti má hodnotu $E = 1957 \text{ kg/m}^5$, pokud bereme do výpočtu pouze takové velikosti částic, které se mohou účastnit prašných emisí při rychlosti větru 20 m.s^{-1} , kterou považujeme v našich podmínkách za maximální.

Pro intenzitu prašné emise v i -tém intervalu velikosti částic d_i , které se v tomto intervalu vyskytují s relativní četností α_{pi} procent pak bude platit

$$Q_i = \frac{\alpha_{pi}}{100} \cdot E \cdot C_2 \cdot u_* \cdot d_i^2 \cdot (C_1 - 1) \quad [\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}]$$

a celková prašná emise z plochy S pak bude

$$M_E = S \cdot \sum_{i=1}^m Q_i \quad [\text{kg} \cdot \text{s}^{-1}]$$

Rozptyl zvířeného prachu se potom bude počítat podle upravené rovnice (3.9) pro plošné zdroje z metodiky [36]. Úprava spočívá jednak v tom, že hodnotu prašné emise musíme vložit do sumy přes všechny třídy velikosti částic, protože závisí na velikosti částic v dané třídě, a jednak v nahrazení rozměrové konstanty 10^6 konstantou 10^9 , protože prašná emise vychází v jednotkách kg/s a koncentraci počítáme v $\mu\text{g/m}^3$. Rovnice pro koncentraci pak bude mít tvar

$$c = \frac{10^9 \cdot S \cdot E \cdot C_2 \cdot u_*}{2\pi \cdot (\sigma_y + \sigma_{y0})(\sigma_z + \sigma_{z0}) \cdot u_{h1}} \cdot \exp\left(-\frac{y_L^2}{2 \cdot (\sigma_y + \sigma_{y0})^2}\right) \cdot K_h \cdot \sum_{i=1}^m \left[\frac{\alpha_{pi}}{100} \cdot d_i^2 \cdot (C_{li} - 1) \cdot \left(\exp\left(-\frac{(z' - (h_1 - h_{gi}))^2}{2 \cdot (\sigma_z + \sigma_{z0})^2}\right) + (1 - g) \cdot \exp\left(-\frac{(z'' + h_1 + h_{gi})^2}{2 \cdot (\sigma_z + \sigma_{z0})^2}\right) + g \cdot \exp\left(-\frac{(z''' - (h_1 + h_{gi}))^2}{2 \cdot (\sigma_z + \sigma_{z0})^2}\right) \right) \right]$$

Velikost prašného spadu pak obdobně vypočteme tak, že člen za sumou vynásobíme pádovou rychlostí částic v i-té třídě jejich velikosti, tj.

$$W = \frac{10^9 \cdot S \cdot E \cdot C_2 \cdot u_*}{2\pi \cdot (\sigma_y + \sigma_{y0})(\sigma_z + \sigma_{z0}) \cdot u_{h1}} \cdot \exp\left(-\frac{y_L^2}{2 \cdot (\sigma_y + \sigma_{y0})^2}\right) \cdot K_h \cdot \sum_{i=1}^m \left[\frac{\alpha_{pi}}{100} \cdot d_i^2 \cdot (C_{li} - 1) \cdot v_{gi} \cdot \left(\exp\left(-\frac{(z' - (h_1 - h_{gi}))^2}{2 \cdot (\sigma_z + \sigma_{z0})^2}\right) + (1 - g) \cdot \exp\left(-\frac{(z'' + h_1 + h_{gi})^2}{2 \cdot (\sigma_z + \sigma_{z0})^2}\right) + g \cdot \exp\left(-\frac{(z''' - (h_1 + h_{gi}))^2}{2 \cdot (\sigma_z + \sigma_{z0})^2}\right) \right) \right]$$

kde v_{gi} se vypočte podle vztahu (3.49) z metodiky [36]

$$v_{gi} = -\frac{3\pi \cdot v}{2 \cdot C_3 \cdot d_i} + \sqrt{\left(\frac{3\pi \cdot v}{2 \cdot C_3 \cdot d_i}\right)^2 + \frac{C_2 \cdot \rho_c \cdot g \cdot d_i}{C_3 \cdot \rho}}$$

Tyto rovnice lze použít i pro elementy liniového zdroje, pokud za plochu elementu S použijeme součin délky a šířky elementu.

Při praktickém použití uvedeného postupu je nutné předem znát hustotu prašných částic na povrchu země a jejich křivku zrnitosti. Pomocí vztahu

$$d_m = \frac{C_3 \cdot \rho}{2C_2 \cdot \rho_c \cdot g} \cdot u_*^2 + \sqrt{\frac{3\pi \cdot v \cdot \rho}{C_3 \cdot \rho_c \cdot g} \cdot u_* + \left(\frac{C_3 \cdot \rho}{2C_2 \cdot \rho_c \cdot g} \cdot u_*^2\right)^2}$$

kde se pro výpočet dynamické rychlosti u_* podle (15) použije maximální rychlost větru $u = 20 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, určíme velikost d_m největších částic, které se mohou zúčastnit prašných emisí. Ta závisí na hustotě částic ρ_c a pro názornost uvádíme její hodnoty pro rychlost větru $20 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

Tab. 2-3 Závislost maximální velikosti resuspendovaných částic na jejich hustotě při rychlosti $20 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$

Hustota ρ_c [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$]	1000	1500	2000	2500	3000	3500
Velikost d_m [μm]	228	185	161	146	135	126

Podle křivky zrnitosti částic vytvoříme m tříd jejich velikostí d_i od 0 do d_m a přiřadíme jim četnosti α_{pi} v procentech tak, aby součet četností v třídách od 0 do d_m byl 100 %. Pro velikosti částic od 0 do $10 \mu\text{m}$ se volí jedna třída velikosti částic s třídní velikostí $d_i = 10 \mu\text{m}$ (viz [37], kapitola 5).

Při hodnocení úrovně znečištění ovzduší prachem bývají vypočtené imisní charakteristiky srovnávané se stanovenými imisními limity. Z hlediska celkové prašnosti je však Nařízením vlády [48] limitován pouze prašný spad, zatímco limity pro koncentrace prachu v ovzduší se týkají pouze jemné frakce prachu označované jako PM_{10} . Do frakce prachu PM_{10} patří prašné částice, jejichž aerodynamický průměr nepřekračuje $10\ \mu m$. Aerodynamický průměr d_a částice o skutečném průměru d a hustotě ρ_c je definován jako průměr sférické částice, která by měla hustotu $\rho_a = 1000\ kg.m^{-3}$ a přitom stejnou pádovou rychlost ve vzduchu jako daná prašná částice.

U drobných částic s malou pádovou rychlostí můžeme zanedbat turbulentní složku třecí síly, takže třecí síla při pádu částice bude

$$F = 3\pi \cdot v \cdot \rho \cdot d \cdot v_g$$

Z rovnosti $F = G$, kde G je váha částice, při ustálené pádové rychlosti pak pro drobné částice vyplývá

$$v_g = \frac{C_2 \cdot g}{3\pi \cdot v \cdot \rho} \cdot \rho_c \cdot d^2$$

Stejný vztah ale musí platit i pro částici s průměrem d_a a hustotou $\rho_a = 1000\ kg.m^{-3}$. Srovnáním obou vztahů pak pro aerodynamický průměr částice dostáváme

$$d_a = d \cdot \sqrt{\frac{\rho_c}{\rho_a}} = d \cdot \sqrt{\frac{\rho_c}{1000\ kg / m^3}}$$

Protože prašné částice mají ve své většině větší hustotu než voda, bude aerodynamický průměr d_a větší než skutečný průměr d . Jestliže tedy do frakce PM_{10} patří částice s aerodynamickým průměrem nejvýše $10\ \mu m$, budou tam patřit částice se skutečným průměrem nejvýše

$$d_{PM} = d_a \cdot \sqrt{\frac{1000\ kg / m^3}{\rho_c}}$$

V praxi to bude znamenat, že pokud budeme chtít namísto celkové prašnosti hodnotit pouze frakci prachu PM_{10} , pro jejíž koncentrace existují imisní limity, vybereme z křivky zrnitosti pouze jedinou třídu velikosti částic s rozmezím velikostí od 0 do d_{PM} a s α_{pi} podle skutečnosti. Jako třídní velikost částic volíme hodnotu $d_i = 10\ \mu m$, protože skutečná depoziční rychlost takto malých částic je v skutečnosti vyšší, než jaká by vyplývala z teorie pádových rychlostí, a to z důvodu vymývání atmosféry srážkami apod. Pádová rychlost částic o velikosti $10\ \mu m$ přitom velmi dobře souhlasí s depoziční rychlostí pro malé částice $0,01\ m.s^{-1}$ uvedenou v [36] v kapitole o spadu prachu.

Takovýto způsob výpočtu koncentrace, resp. prašného spadu, však platí jen pro případ zdroje, který má suchý povrch a kde může vítr neomezeně vířit částice prachu. V realitě však této podmínce odpovídají pouze některé prašné plochy jako skládky sypkého materiálu, odkaliště popílku apod. Na většině ostatních povrchů je buď prašných částic málo, takže první silnější

náraz větru je odvané a další již nemá co zvířit, nebo je prašný povrch ztvrdlý a k emisím dochází pouze v omezené míře. Zavádí se proto koeficient typu povrchu K_{TP} , kterým se vynásobí vypočtená koncentrace, resp. spád prachu, abychom získali skutečnou hodnotu koncentrace c_E od daného elementu zdroje, takže

$$c_E = c \cdot K_{TP}, \quad W_E = W \cdot K_{TP}$$

Koeficient K_{TP} bude vstupním údajem pro každý element plošného nebo liniového zdroje resuspendovaných prašných částic. Jeho hodnoty obsahuje následující tabulka:

Tab. 2-4 Hodnoty koeficientu typu povrchu pro výpočet resuspenze

Typ povrchu	Koeficient K_{TP}
Suchý, sypký, s dostatečnou vrstvou prašných částic (odkaliště popílku, skládky prachového materiálu se sypkým povrchem, plochy s tlustou vrstvou prachu, kterou nárazy větru neodvanou)	1
Suchý, sypký, s tenkou vrstvou prašných částic (prašné cesty, lomy, plochy bez vegetace s neztvrdlým povrchem, nárazy větru mohou prach odvádět)	0,15
Suchý ztvrdlý povrch s tenkou vrstvou prachu (prašné cesty a plochy se ztvrdlým povrchem, skládky sypkého materiálu se ztvrdlou kůrou na povrchu)	0,10
Plochy s větším množstvím pouze usazeného prachu a pole jen s částečnou vegetací	0,01
Zpevněné plochy s malým množstvím pouze usazeného prachu	0,005
Povrch s vegetací, louky, lesy	0

Při výpočtu nejvyšší průměrné denní koncentrace resuspendovaných prašných částic použijeme hodnota P_h rovnou 24 hodinám. Pro určení krátkodobých (1-hodnových) koncentrací se pro tento účel zvolí rychlost větru 11 m.s^{-1} (tj. třídní rychlost ve 3.třídě rychlosti větru ve větrné růžici).

Výpočet průměrných ročních koncentrací resuspendovaného prachu a doby překročení zvolených koncentrací se provádí způsobem popsáním v metodice [36] v kapitolách 3.3.2. a 3.3.3., rozdílné je pouze použití větrné růžice. Bezvětrí a nízké rychlosti větru pro emise resuspendovaného prachu nemají význam, proto se při výpočtu nemusíme zabývat četnostmi v 1. třídě rychlosti větru ve větrných růžicích používaných v metodice SYMOS. Naopak, vysoká rychlost větru vede k vysokým koncentracím resuspendovaného prachu a může značně přispět k vyšším hodnotám ročních průměrů. Proto se před výpočtem průměrných ročních koncentrací rozdělí 3. třída rychlosti větru (s třídní rychlostí 11 m.s^{-1}) na třídy dvě. Pro třídní rychlost větru 11 m/s se počítá s četnostmi které mají hodnoty 93,75 % původních četností v 3. třídě rychlosti větru a zavádí se 4. třída s rychlostí 20 m.s^{-1} a s četnostmi, které mají hodnotu 6,25 % původních četností ve 3. třídě rychlosti větru. Samozřejmě, že toto rozdělení má smysl pouze pro III. a IV.třidu stability atmosféry, protože v jiných stabilitních třídách se takto vysoké rychlosti větru nevyskytují a četnosti 3. třídy rychlosti větru jsou v nich nulové. Procentuelní rozdělení 3. třídy rychlosti větru odpovídá průměrné pravděpodobnosti výskytu takto vysokých rychlostí.

Výpočet ročních průměrů a doby překročení zvolených koncentrací pak tedy probíhá pouze v třídách rychlosti větru 5, 11 a 20 m.s⁻¹ s četnostmi podle takto upravené větrné růžice.

Veličina α (relativní roční využití max. výkonu) používaná ve výpočtu průměrných ročních koncentrací a doby překročení zvolených koncentrací má při výpočtu koncentrací resuspendovaného prachu význam poměru mezi dobou, kdy může být daná plocha zdrojem prachu a celkovou dobou v roce. V praxi to znamená, že je-li povrch zdroje vlhký, pod sněhem apod., k prašným emisím nemůže docházet. Jestliže je povrch zdroje po P_s hodin za rok suchý a po P_z hodin za rok zmrzlý, bude hodnota α :

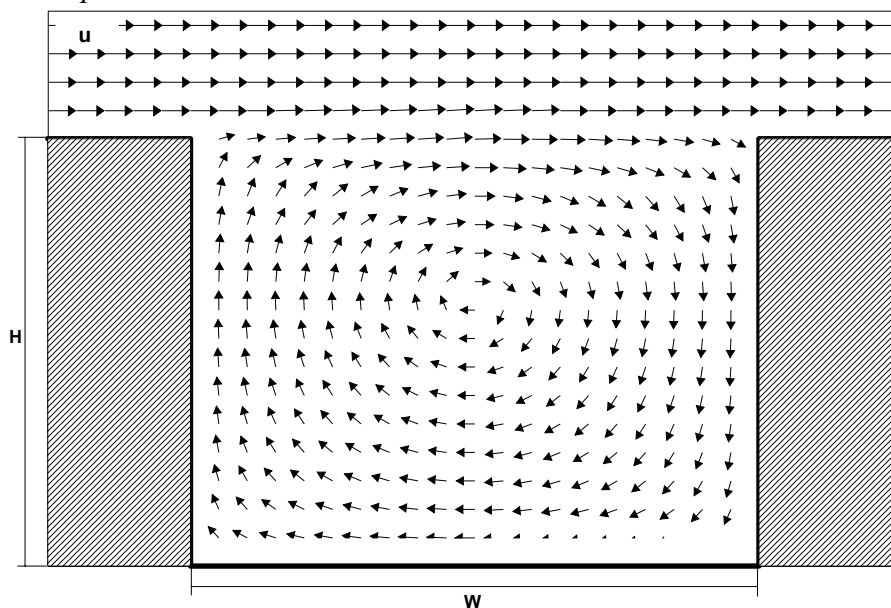
$$\alpha = \frac{P_s + 0,5.P_z}{8760}$$

(Počet hodin zmrzlého povrchu se započítává jen polovinou vzhledem k omezení emisí z takového typu povrchu). Protože použití hodnot P_s a P_z by znamenalo další rozšíření vstupních údajů pro výpočet (a nadto o veličiny nesnadno dostupné), byla závislost α na těchto hodnotách nahrazena závislostí na nadmořské výšce zdroje z_z . Můžeme totiž předpokládat, že čím výše leží zdroj, tím po delší dobu v roce bude mít povrch vlhký nebo pod sněhem v důsledku toho, že ve vyšších nadmořských výškách je více srážek a nižší teplota. Zpracováním souboru dat o stavu půdy na meteorologických stanicích za roky poslední roky (včetně roku 2003) budou zjištěné průměrné roční hodnoty P_s a P_z a regresní analýzou určena jejich závislost na nadmořské výšce. Tyto hodnoty budou součástí doplňku k metodice.

DP 2: 3. ZÁŘEZY SILNIC DO TERÉNU

Pokud dochází k emisi v uzavřeném kaňonu tvořeném například svahy zářezu komunikace, budovami apod., není veškerá emitovaná hmota okamžitě uvolněna do atmosféry, ale po nějakou dobu setrvává v kaňonu. V této době dochází, mimo jiné, i k transformaci NO na NO₂, což má za následek, že do volného okolí odchází více oxidu dusičitého než případě emise v rovině. Tento proces lze kvantifikovat pomocí odhadu doby setrvání polutantu v kaňonu.

Obr. 2-1 Schéma proudění v kaňonu



Při odhadu doby „zdržení“ polutantu v kaňonu navrhujeme použít postupu uvedeného v modelu CPBM, ve kterém je stanovována pomocí odhadu advekční a difuzní složky ventilace.

$$\tau_c^{-1} = \tau_A^{-1} + \tau_D^{-1}$$

kde:

- τ_c je doba setrvání polutantu v kaňonu
- τ_A je příspěvek advekce k ventilaci kaňonu
- τ_D je příspěvek difúze k ventilaci kaňonu

Jednotlivé příspěvky jsou parametrizovány:

$$\tau_A^{-1} = \frac{\sqrt{2\pi} \sigma_f w_f}{H W}$$

$$\tau_D^{-1} = \frac{(W - 2\sqrt{2\pi} \sigma_f) \sigma_{wt}}{\sqrt{2\pi} H W}$$

kde:

- σ_f je rozměr proudu čistého vzduchu vnikajícího do kaňonu (na základě měření byla tato hodnota stanovena na $\sigma_f = 0.25$ m)
- w_f rychlost proudu venkovního vzduch

σ_{wt} je turbulentní rychlost na horní hraně kaňonu
 H je výška kaňonu
 W je šířka kaňonu

Pro odhad turbulentní rychlosti na horní hraně kaňonu je ve shodě s [32] použit vztah:

$$\sigma_{wt} = 0.1 u$$

kde:

u je základní rychlost proudění nad úrovní kaňonu

Pro výpočet rychlosti proudu venkovního vzduchu vnikajícího do kaňonu byl použit zjednodušený model proudění v uličním kaňonu, který publikovali Hotchkiss a Harlow v roce 1973 (viz. [32]). Vertikální složka rychlosti byla počítána ve vzdálenosti σ_f od návětrné strany kaňonu ve výšce $z = 0.9 H$. Výpočetní vztah má potom tvar:

$$w_f = -Ay(e^{ky} - \beta e^{-ky}) \cos(k(0.5W - \sigma_f))$$

kde

$$k = \frac{\pi}{W} \quad y = -0.1H$$

$$\beta = e^{-2kH} \quad A = \frac{k u}{1 - \beta}$$

Podle autorů původního modelu se nedopustíme příliš velké chyby, pokud zanedbáme advekční složku ventilace, tj. položíme $\sigma_f = 0$ m. Výsledný vztah se pak zjednoduší na

$$\tau_c = \tau_D$$

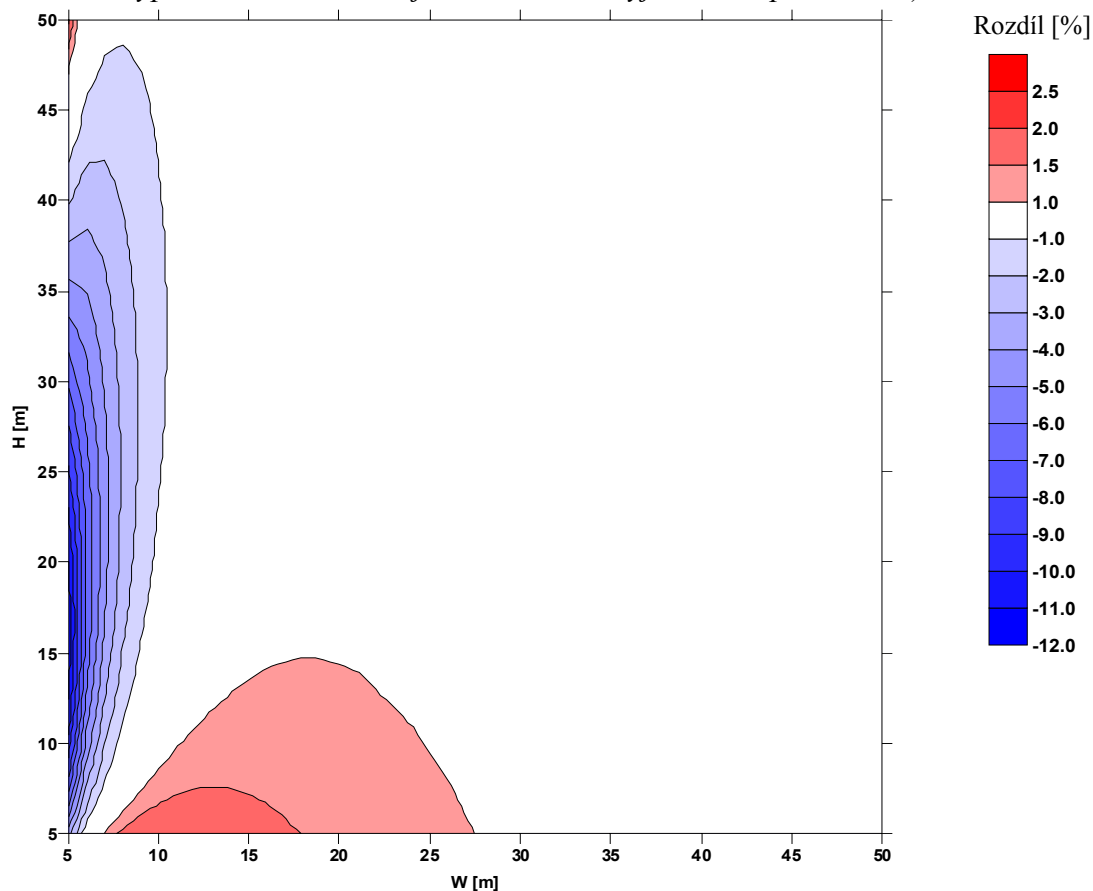
Na základě porovnávání zjednodušeného vzorce se základní variantou navrhuje úpravu předchozího vztahu:

$$\tau_c = \tau_D \left(1 + \frac{1}{W} \right)$$

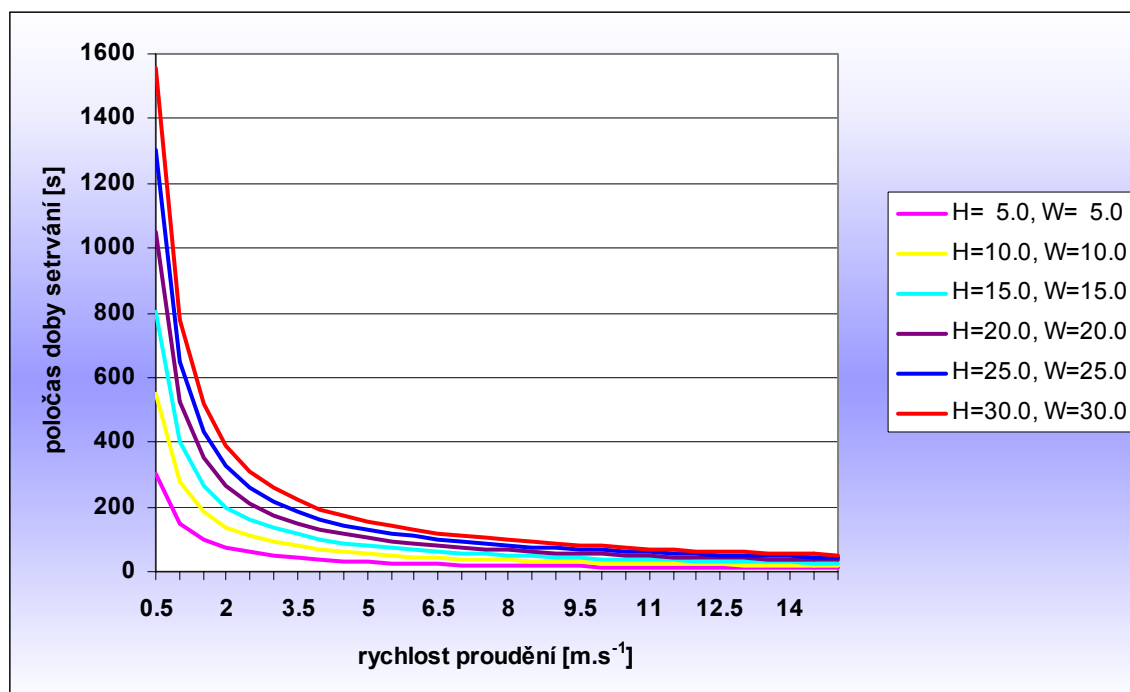
(tato úprava byla stanovena empiricky na základě snahy o lepší shodu mezi zjednodušeným vzorcem a původním tvarem – při jejím použití je shoda těchto vztahů v reálných situacích lepší než 10% – viz. Obr. 2-2, což považujeme za přijatelnou nepřesnost odůvodněnou značným zjednodušením výpočtu).

Grafy na Obr. 2-3 až Obr. 2-5 ukazují závislost doby setrvání polutantu v kaňonu na charakteristikách kaňonu a rychlosti proudění.

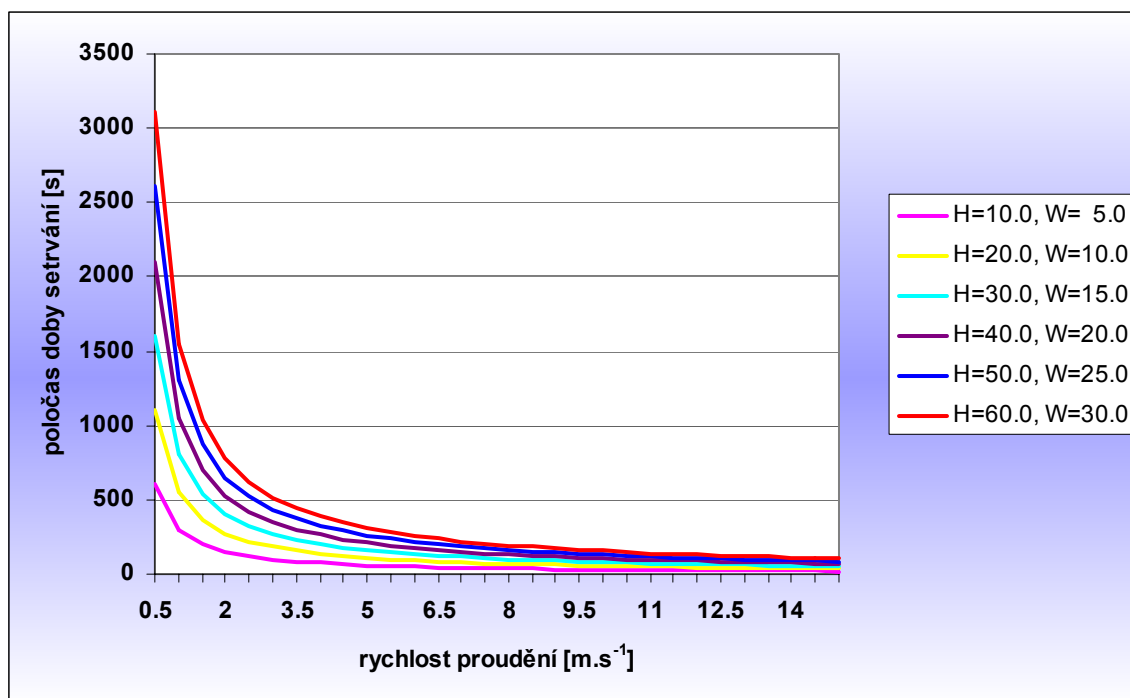
Obr. 2-2 Porovnání základního výpočtu a zjednodušené verze (zobrazeny rozdíly základního výpočetního vzorce a zjednodušeného vyjádřené v procentech)



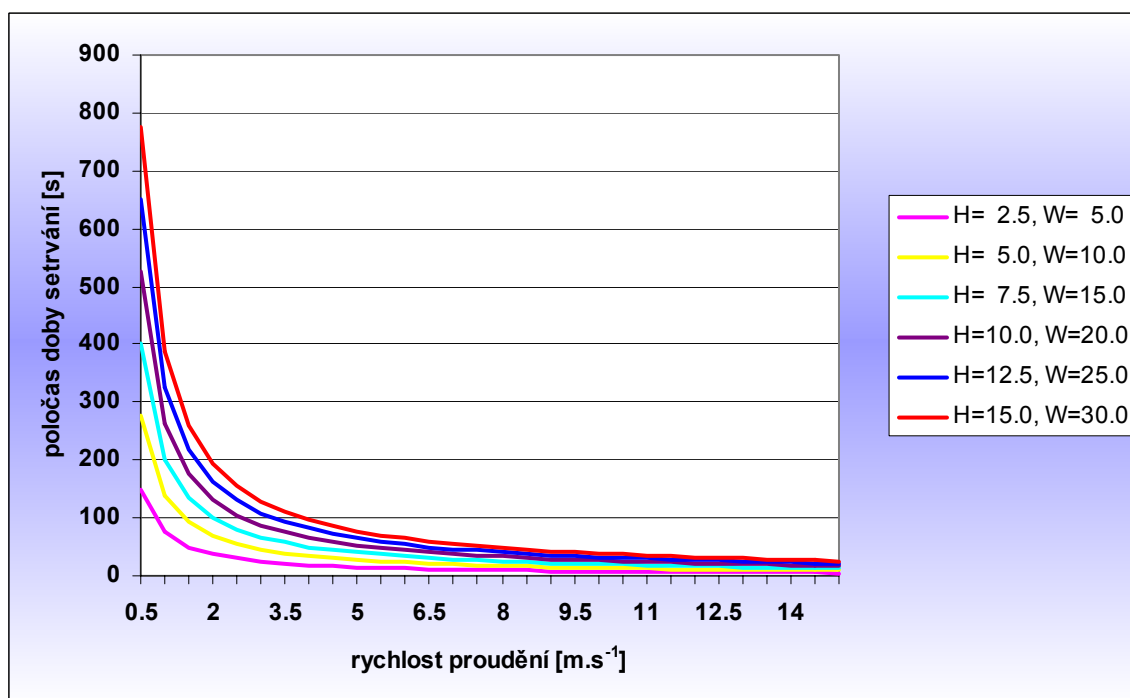
Obr. 2-3 Závislost doby setrvání polutantu v kaňonu na rychlosti proudění (poměr $H:W=1:1$)



Obr. 2-4 Závislost doby setrvání polutantu v kaňonu na rychlosti proudění (poměr $H:W=2:1$)



Obr. 2-5 Závislost doby setrvání polutantu v kaňonu na rychlosti proudění (poměr $H:W=1:2$)



Ve výpočetním vztahu pro transformaci NO na NO₂ (viz. doplněk k metodice SYMOS'97 z roku 2002:

$$c = c_0 \cdot \left(k_0 + (1 - k_0 - k_N) \cdot \left(1 - \exp \left(- \frac{\tau}{\lambda_p} \right) \right) \right)$$

dosazujeme v případě komunikace vedené v zářezu za čas τ výraz:

$$\tau_D^{-1} = \frac{(W - 2\sqrt{2\pi} \sigma_f) \sigma_{wt}}{\sqrt{2\pi} H W} \quad \tau = \frac{x_L}{u_{h1}} + \tau_c$$

kde podle velikosti úhlu nabíhajícího proudění a osy komunikace platí:

$$\tau_c = \frac{\sqrt{2\pi} H}{\sigma_{wt}} \left(1 + \frac{1}{W} \right) \quad \text{pro } \zeta \leq 30^\circ$$

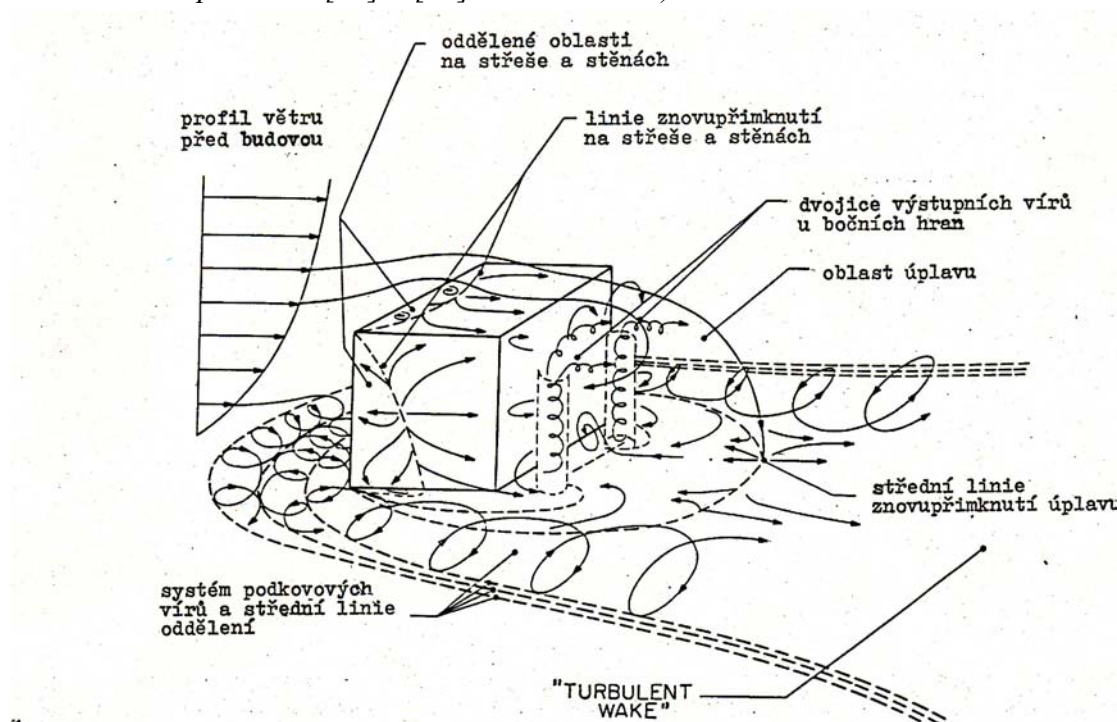
$$\tau_c = 0 \quad \text{pro } \zeta > 30^\circ$$

Výpočty v kaňonu mají reálný smysl pro výšku kaňonu větší než 5 m. V ostatních případech můžeme změnu výsledné koncentrace zanedbat.

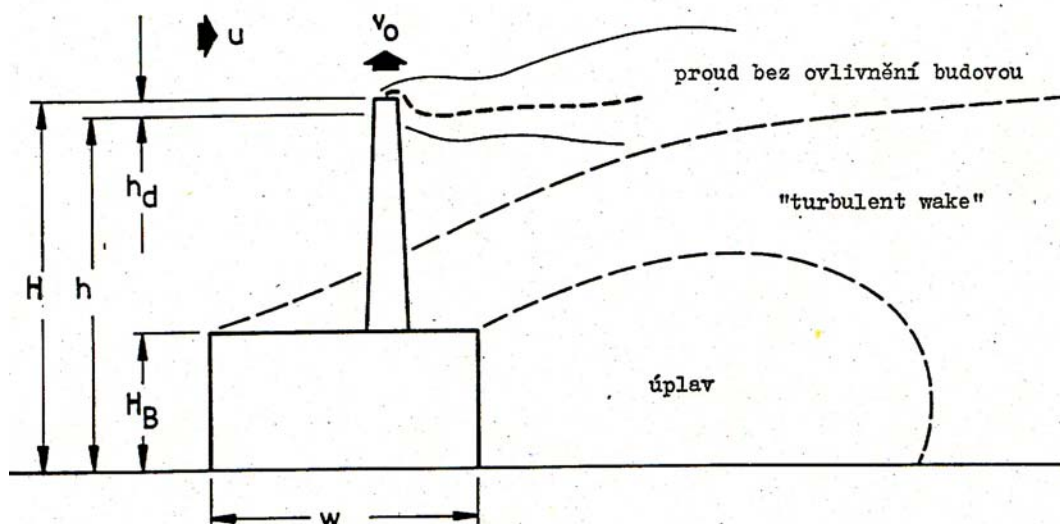
DP 2: 4. STANOVENÍ VÝŠKY KOMÍNA S OHLEDEM NA OKOLNÍ ZÁSTAVBU

Proudění kolem budov je velmi složité. Jako příklad byl převzat obrázek z publikace [44] a je uveden na Obr. 2-6. Tento problém si zjednodušíme následovně. Na Obr. 2-7 jsou znázorněné tři hlavní oblasti různého typu proudění na závětrné straně budovy. V oblasti volného proudu nedochází k žádnému ovlivnění rozptylu exhalací budovou.

Obr. 2-6 Model proudění kolem budovy podle Woo, Peterka, Cermak a Hunt et al. (převzato z podkladu [35] a [44], str. 48, obr. 1)



Obr. 2-7 Schéma rozdělení hlavních oblastí proudění na závětrné straně budovy (převzato z [35] a [40], str. 452, obr. 10.10)



V oblasti „turbulent wake“ (český název pravděpodobně neexistuje) již dochází k ovlivnění kouřové vlečky. Exhalace jsou unášeny mírně turbulentním prouděním, které může způsobit i přímý dotek vlečky s povrchem země, zvláště v dolní části oblasti.

V oblasti úplavu, kde dochází k úplnému odtržení proudu vzduchu od hlavního proudu a k jeho osamostatnění, vzniká uzavřený vír. V jeho horní části je směr víru totožný se směrem hlavního proudu, v dolní části je směr proudění opačný, u budovy je ve víru výstupné proudění a ve vzdálenější části víru proudění sestupné. Pokud jsou v úplavu vypouštěny exhalace, dochází k jejich kumulaci a je nebezpečí značného překračování přípustných koncentrací znečišťujících látek. K přenosu exhalací z úplavu do sousední oblasti může dojít jen v omezené míře difúzí nebo při rozpadu úplavu.

Pokud se zdroj exhalací nachází přímo u stěny budovy (v praxi se tak umísťují výduchy ze vzduchotechniky) dostávají se exhalace do výstupního proudu, který nad výduchem (vlivem turbulence i v malé vzdálenosti pod výduchem) znečistí celou stěnu budovy.

V této souvislosti je též důležitá skutečnost, že u nízkých komínů umístěných vedle budov nebo komínů na střechách budov je nutno při malé výstupní rychlosti spalin počítat i s možností snížení osy vlečky pod stavební výšku komína. Pro toto snížení výšky vlečky podle [40] a [43] platí

$$h_d = 0 \quad \text{pro } \frac{v_0}{u} \geq 1,5$$
$$h_d = 2 \cdot d_0 \cdot \left(1,5 - \frac{v_0}{u}\right) \quad \text{pro } \frac{v_0}{u} \leq 1,5$$

kde

h_d je snížení osy vlečky pod stavební výšku komína [m],
 d_0 vnitřní průměr koruny komína [m],
 v_0 výstupní rychlost exhalací v koruně komína [m.s^{-1}] a
 u rychlost větru [m.s^{-1}]

Pak efektivní výška zdroje je

$$h' = H - h_d,$$

kde

H je stavební výška komína [m]

Definujme dále veličinu

$$l_{Ba} = \min(W, H_B),$$

kde

H_B je výška budovy
 W šířka budovy

Jestliže

$h' > H_B + 1,5 \cdot l_{Ba}$, je vlečka v oblasti volného proudu,

$H_B + 0,5 \cdot l_B < h' < H_B + 1,5 \cdot l_{Ba}$, je vlečka v „turbulent wake“ a

$h' < H_B + 0,5 \cdot l_{Ba}$, je vlečka v oblasti úplavu.

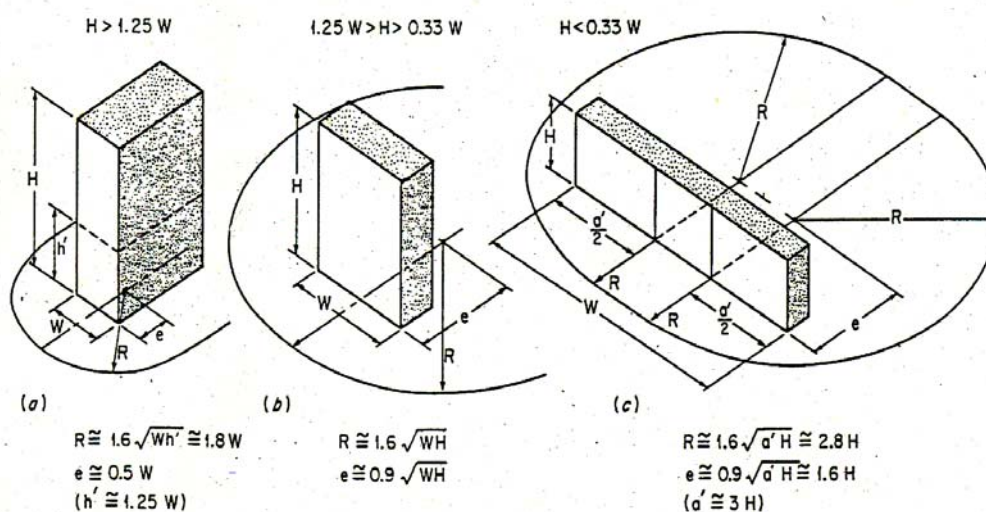
Problémem je stanovení rozměrů nejhoršího případu, tj. úplavu. Podle Hoskera [44] je pro kubickou budovu úplav dlouhý 2,5 násobek výšky budovy a pro velmi širokou a úzkou budovu (tzv. dvourozměrný případ) je úplav dlouhý asi 10násobek výšky budovy.

Podle Meroneyho [40] bývá u kubické budovy úplav vysoký 1,5násobek výšky budovy a délka 2,5 až 3,0násobek výšky budovy měřené na návětrné straně. Jestliže je budova velmi široká (dvourozměrná), výška úplavu vzrůstá a délka se zvětšuje až na 12násobek výšky budovy. Tyto zásady platí pro proudění vzduchu kolmé ke stěně budovy. Pokud by proudění vzduchu svíralo se stěnou budovy úhel 45° , snižuje se výška úplavu, ale jeho délka může podle Hansena a Cermaka vzrůst až na 80násobek výšky budovy, což je značná vzdálenost.

Všechny výše uvedené hodnoty jsou však silně ovlivňovány tvarem a spádem střechy budovy, rychlostí větru, teplotní stabilitou ovzduší apod.

Beranek [44] navrhl praktické určení rozsahu úplavu kolem jednotlivých budov. Obr. 2-8 velmi ilustrativně dává návod k určení hranic vlivu budovy na velikost úplavu, v tomto případě ve shodě s Obr. 2-6 též vymezuje velikost úplavu na návětrné straně. Další text, který komentuje Obr. 2-8, je převzat z [44].

Obr. 2-8 Oblast vlivu budovy na proudění (definice úplavu) podle Beranka pro (a) vysokou úzkou budovu, (b) vysokou širokou budovu a (c) velmi širokou budovy (převzato z [35] a [44], str. 56, obr 9)



V dalších vztazích používáme symboly s následujícím významem:

H_B výška budovy,

- W šířka budovy,
R poloměr kružnice definující rozsah úplavu a
e vzdálenost středu kružnice definující rozsah úplavu od návětrné strany ve směru proudění.

Beranek navrhuje, že pro úměrně vysoké budovy, kde W/H je menší než 0,8, jenom ta část budovy, která je pod výškou $h' = 1,25 \cdot W$, ovlivňuje rozsah oblasti vlivu a R tak musí být nezávislé na skutečné výšce budovy:

$$R = 1,6 \cdot \sqrt{W \cdot h'} = 1,8 \cdot W$$

Pro takto vysoké budovy je umístění středu kružnice vlivu také nezávislé na H :

$$e = 0,5 \cdot W$$

Pro budovy se středním frontálním stranovým poměrem, kde $0,8 < \frac{W}{H} < 3,0$, závisí poloměr kružnice vlivu na obou rozměrech

$$\frac{R}{H} = 1,6 \cdot \sqrt{\frac{W}{H}}$$

Střed kružnice je ve vzdálenosti

$$\frac{e}{H} = 0,9 \cdot \sqrt{\frac{W}{H}}$$

za průčelím budovy proti větru.

Pro úměrně široké budovy, kde $\frac{W}{H}$ je větší než 3, oblast vlivu je aproximována dvěma propojenými kružnicemi, jejichž poloměr nezávisí na šířce budov:

$$\frac{R}{H} = 2,8$$

Středů těchto budov mají rozteč W až $3 \cdot H$ a jsou ve vzdálenosti po větru

$$\frac{e}{H} = 1,6$$

od průčelí budovy. (Konec citace)

V práci [44] jsou pak dále diskutovány tyto empirické vztahy a autor dochází k názoru, že se zdá nejlepší omezit Berankovy vztahy na geometrie, kde platí $\frac{L}{H} \leq 0,5$ a $\frac{W}{H} \leq 3$. L je hloubka budovy. Přesto Hocker považuje Berankovy kružnice za velmi užitečné, zvláště ke zjištění interference dvou sousedících budov. Ta nastává, když jednotlivé kružnice se překrývají.

Z výše uvedeného pro naši praxi navrhujeme následující pravidla.

1. Rozsah úplavu:

- a) Výška úplavu se rovná výrazu $H + 0,5 \cdot l_B$
- b) Úplav začíná v následující vzdálenosti před návětrnou stranou budovy
 - (a) $1,3 \cdot W$ pro $H_B > 1,25 \cdot W$
 - (b) $0,7 \cdot \sqrt{W \cdot H}$ pro $1,25 \cdot W > H_B > 0,33 \cdot W$
 - (c) $1,2 \cdot H$ pro $H_B < 0,33 \cdot W$
- c) Hloubka úplavu (vzdálenost vzdálené hranice úplavu od návětrné strany budovy) je následující
 - (a) $2,3 \cdot l_B - L$ pro $H_B > 1,25 \cdot W$
 - (b) $2,5 \cdot \sqrt{W \cdot H_B} - L$ pro $1,25 \cdot W > H_B > 0,33 \cdot W$
 - (c) $4,4 \cdot l_B - L$ pro $H_B < 0,33 \cdot W$

kde

H_B je výška budovy [m],
 W šířka budovy [m],
 L délka budovy [m] a
 $l_B = \min(H_B, \max(W, L))$

Pro vysokou úzkou budovu (případ (a)) v případě, že $2,3 \cdot l_B < 1,3 \cdot W$, budeme definovat délku úplavu až do vzdálenosti $2,3 \cdot l_B$ za závětrnou stranou budovy.

2. Pro komín umístěný v úplavu nebo na budově a jeho vypočtená výška převyšuje budovu méně než o 0,5 násobek veličiny l_B (tj. minimální hodnoty výšky a šířky budovy), je třeba ke snížení nepříznivého vlivu budovy na hodnoty koncentrací korigovat výšku komína, kterou vypočteme z podmínky nepřekročení imisních limitů, podle upraveného vzorce:

$$H' = \frac{H + 1,5 \cdot l_B}{1,6}$$

kde

H' je výška komína korigovaná s ohledem na sousední zástavbu,
 H vypočtená stavební výška za podmínky nepřekročení přípustných koncentrací a
 $l_B = \min(H_B, \max(W, L))$.

Upravená korekce představuje upravené Lukasovo pravidlo, kde výška budovy je nahrazena hodnotou l_B .

3. Takto vypočtenou výšku H' je třeba ještě upravit podle následujících vzorců na možnost snížení výšky vlečky v důsledku malé výstupní rychlosti spalin.

$$h_d = 0 \quad \text{pro} \quad \frac{v_0}{u} \geq 1,5$$

$$h_d = 2 \cdot d_0 \cdot \left(1,5 - \frac{v_0}{u} \right) \quad \text{pro} \quad \frac{v_0}{u} \leq 1,5$$

kde

- h_d je snížení osy vlečky pod stavební výšku komína [m],
 d_0 vnitřní průměr koruny komína [m],
 v_0 výstupní rychlost exhalací v koruně komína [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$] a
 u rychlost větru [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]

Pak upravená efektivní výška zdroje je

$$H'' = H' + h_d,$$

Za rychlost větru dosazujeme maximální rychlost větru, která se v dané krajině může vyskytnout. V praxi stačí hodnota asi $20 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Pokud se spokojíme s maximální chybou asi 7 % v určení hodnoty h_d , lze pro rychlost větru větší než je desetinásobek výstupní rychlosti spalin použít přibližného vzorce

$$H'' = H' + 3 \cdot d_0$$

Tento vzorec platí přesně pro rychlost větru u blížíící se k nekonečnu. Při zmenšování poměru v_0/u se chyba zmenšuje. Při poměru $v_0/u = 0,5$ je chyba 16,7 %, při poměru 0,1 je chyba 6,7 %, při poměru 0,05 je chyba 1,67 % a při poměru 0,01 je chyba 0,67 %.

DP 2: 5. VÝPOČET DENNÍCH KONCENTRACÍ S PŘÍHLÉDNUTÍM K DENNÍ PROVOZNÍ DOBĚ

Znečištění ovzduší SO₂ a tuhými částicemi (frakcí prachu PM₁₀) se hodnotí mimo jiné i na základě průměrných denních koncentrací. Způsob stanovení průměrných denních koncentrací je popsán v dodatku [37] k metodice SYMOS, chybí však zde doplněk výpočtu v případě, že daný zdroj je v činnosti pouze po část dne. Označíme-li C_h maximální hodinovou koncentraci a C_d nejvyšší průměrnou denní koncentraci, pak pro C_d platí:

Pro SO₂:

$$\begin{aligned} C_d &= 0,867 \cdot C_h && \text{pro } C_h \leq 160 \mu\text{g.m}^{-3} \\ C_d &= 78,129 \cdot \ln C_h - 257,8 && \text{pro } C_h > 160 \mu\text{g.m}^{-3} \end{aligned}$$

Pro PM₁₀:

$$\begin{aligned} C_d &= 0,808 \cdot C_h && \text{pro } C_h \leq 350 \mu\text{g.m}^{-3} \\ C_d &= 220,35 \cdot \ln C_h - 1008 && \text{pro } C_h > 350 \mu\text{g.m}^{-3} \end{aligned}$$

Pokud je však zdroj v činnosti pouze po část dne, např. po P_h hodin, je nutné přizpůsobit průměrnou denní koncentraci tomuto počtu hodin, protože jinak by krátkodobý zdroj měl na denní průměr stejný vliv jako zdroj, který je v činnosti po 24 hodin denně. Vztahy pro výpočet průměrných denních koncentrací hodinových vypočtených hodnot pak budou mít tvar:

Pro SO₂:

$$\begin{aligned} C_d &= \frac{P_h}{24} \cdot 0,867 \cdot C_h && \text{pro } C_h \leq 160 \mu\text{g.m}^{-3} \\ C_d &= \frac{P_h}{24} \cdot (78,129 \cdot \ln C_h - 257,8) && \text{pro } C_h > 160 \mu\text{g.m}^{-3} \end{aligned}$$

Pro PM₁₀:

$$\begin{aligned} C_d &= \frac{P_h}{24} \cdot 0,808 \cdot C_h && \text{pro } C_h \leq 350 \mu\text{g.m}^{-3} \\ C_d &= \frac{P_h}{24} \cdot (220,35 \cdot \ln C_h - 1008) && \text{pro } C_h > 350 \mu\text{g.m}^{-3} \end{aligned}$$

DP 2: 6. NÁVRH MODELOVÉHO POSTUPU PRO HODNOCENÍ ROZPTYLU PACHOVÝCH LÁTEK

DP 2: 6.1. ZÁKLADNÍ POJMY, SPOJENÉ S PROBLEMATIKOU PACHŮ.

Pach je subjektivní smyslová odezva člověka na inhalaci vzduchu, obsahujícího chemikálii nebo jejich směs. Smyslové receptory umístěné v nose vysílají po kontaktu s chemikálií do mozku signál, který je interpretován jako zápach. Při vyhodnocení tohoto signálu jsou důležitým jak intenzita, tak typ zápachu. Většina vnímaných zápachů je vyvolána působením složitých směsí pachových látek. V důsledku toho, že lidské vnímání zápachu emocionální odezva na něj jsou syntetizovány v mozku, může být takové vnímání a vzbuzené emoce výrazně ovlivněno životními zkušenostmi jednotlivých individuů nebo kulturním prostředím a zvyklostmi lidské skupiny.

Zápach způsobuje především obtěžování, nicméně ve vážnějších případech se mohou projevit i přímé zdravotní potíže, jako nevolnost, bolesti hlavy nebo dýchací potíže. Delší expozice pachovým látkám vyvolává psychické potíže jako pocit stísněnosti, podrážděnost, nechutenství a nespavost. Míra negativního působení pachu na jednotlivá individua závisí na četnosti výskytu zápachu, délce jeho trvání a na tom, zda je pach vnímán jako příjemný nebo nepříjemný. Významný vliv má rovněž vazba subjektu na lokalitu, v níž se pach vyskytuje.

Následkem těchto specifík je stanovení zápachu a jeho kvantifikace mnohem složitější než u jiných znečišťujících látek, kde postačí jistění jejich koncentrace.

Ke kvantifikaci pachu slouží **evropská pachová jednotka (EOU – European odour unit)**, definovaná evropskou normou EN13725 jako množství pachových látek, které odpařeno do 1 m³ neutrálního plynu za normálních podmínek (teplota 273.15 K, tlak 101.325 kPa) vyvolá testujících pozorovatelů stejný smyslový vjem, jako 123 µg n-butanolu, rozptýleného v objemu 1 m³ neutrálního plynu za normálních podmínek (Evropská referenční pachová hmotnost – EROM).

Nejrozšířenějším postupem při měření pachových látek je dynamická olfaktometrie. Olfaktometrické měření je založeno na postupném zředění vzorku, obsahujícího pachovou látku, čistým vzduchem do té míry, kdy polovina panelu zkušebních osob není schopna rozlišit nařazený vzorek od vzduchu zapáchající látky prostého. Tato měření nemohou poskytnout přímou informaci o pravděpodobných účincích pachu, jeho vnímané intenzitě, ani o tom, zda bude vnímán jako příjemný nebo obtěžující.

Intenzita zápachu popisuje relativní stupeň vnímání pachu určitou osobou. Těmto stupňům může být přiřazen verbální popis a numerická hodnota. Vztah mezi intenzitou pachu, což je psychologická veličina, a koncentrací pachu vyjadřuje Stevensův zákon, který obdobně platí i pro intenzitu dalších smyslových vjemů, například hluku nebo světla:

$$I = k(C - C_0)^n$$

kde

I je psychologická intenzita pachu,

k a n jsou konstanty,

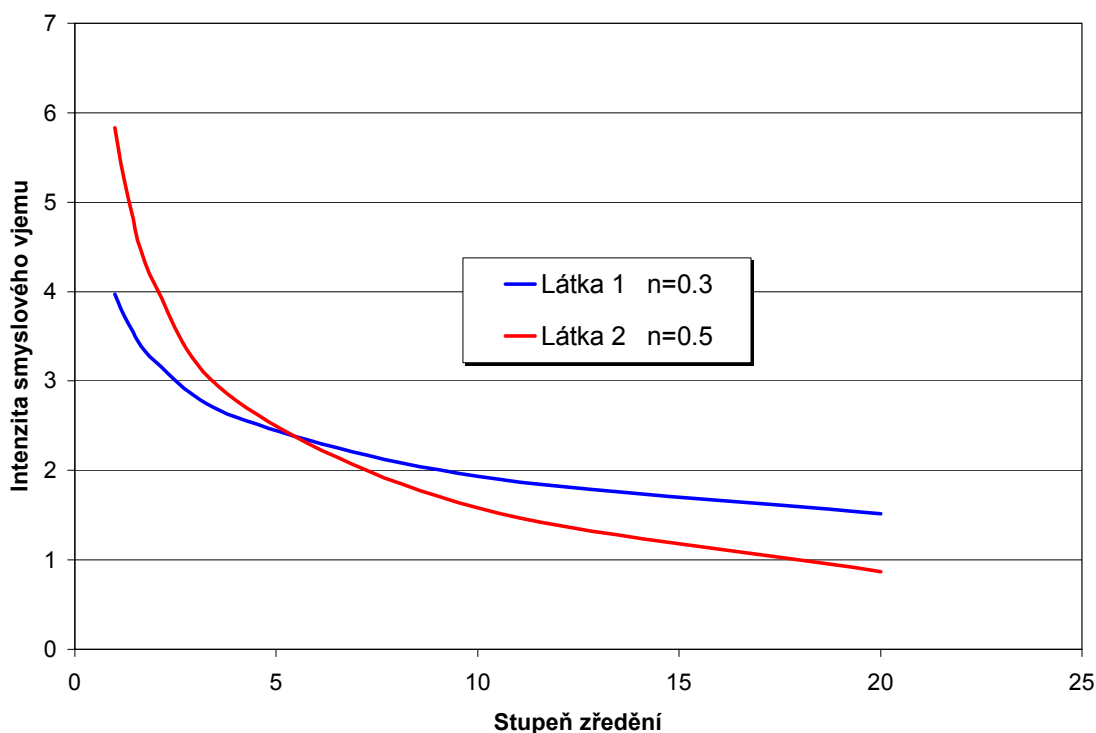
C je aktuální koncentrace pachu

C_0 je koncentrace odpovídající prahu detekce pachu.

Hodnota n udávaná v literatuře se pohybuje v rozmezí 0.07 do 0.8, v závislosti na druhu zápachu. Prahová koncentrace detekce pachu je nejmenší množství pachové látky, při které polovina respondentů je schopna detekovat přítomnost pachu, není však ještě schopna jej identifikovat. Prahová koncentrace rozpoznání pachu je nejmenší koncentrace, kdy polovina zkoumajících respondentů je schopna pach identifikovat. Tato koncentrace je obvykle o 3 OU vyšší než prahová koncentrace detekce pachu.

Ze Stevensova zákona vyplývá, že stejná redukce koncentrace pachové látky nevyvolá shodnou změnu ve smyslovém vnímání intenzity zápachu. Například pro pachovou látku s hodnotou $n=0.2$ vyvolá desetinásobný pokles koncentrace pouze 1.6 násobný pokles intenzity smyslového vnímání, zatímco pro látku s $n=0.8$ je pokles 6.8 násobný. Pokud se tedy například v ovzduší šíří a rozptyluje směs dvou pachových látek, které mají u zdroje rozdílnou koncentraci a pro něž je hodnota exponentu n různá, může dojít k efektu maskování. Vliv jedné látky dominuje v blízkosti zdroje, zatímco ve větší vzdálenosti, kde jsou obě látky více zředěny, převládne pachový vjem vyvolaný látkou druhou (Obr. 2-9)

Obr. 2-9 Efekt maskování pachových látek při rozptylu v ovzduší



Dalším jevem, komplikujícím situaci při zjišťování a kvantifikaci pachových látek v ovzduší, je schopnost adaptace vnímajícího subjektu na působení pachu. Při delším pobytu v prostředí s intenzivním pachem se čichový orgán přizpůsobí a intenzita smyslového vjemu je méně výrazná než při prvním styku s pachovou látkou. K této skutečnosti se musí přihlížet při organizaci olfaktometrických měření.

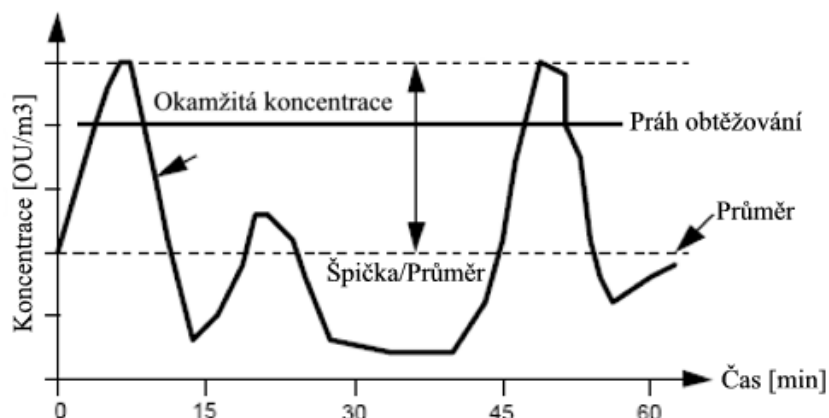
DP 2: 6.2. SPECIFIKA A ODLIŠNOSTI MODELOVÁNÍ PACHOVÝCH LÁTEK

Podobně jako u znečišťujících látek je nutno při hodnocení zátěže území pachovými látkami upřednostňovat měření, jakkoliv je spojeno s obtížemi, vyplývajícími ze subjektivního charakteru vnímání pachu. Měřicí kampaně, ať prováděné formou dotazníkových akcí nebo založená na olfaktometrii, nejsou ovšem aplikovatelná v situacích, kdy je potřeba řešit úlohu, v níž figuruje dosud v realitě nefungující zdroj nebo dosud nerealizovaná úprava zdroje stávajícího. V tomto případě, stejně jako u znečišťujících látek, je taková úloha řešitelná pouze pomocí rozptylových modelů.

Z dlouholetých zkušeností s aplikací rozptylových modelů je známa řada nejistot, vyplývajících ze samotného stochastického charakteru šíření znečišťujících látek v ovzduší, nutného zjednodušení modelových předpokladů a z nejistot ve vstupních emisních a meteorologických datech. K těmto známým neurčitostem přistupují v případě modelování přenosu a rozptylu pachových látek další obtíže a nejistoty, vyplývající z dříve zmíněných specifíků ve vnímání a kvantifikaci pachu:

- Stanovení emise pachových látek ze zdroje je zatíženo ještě větší chybou než v případě znečišťujících látek v důsledku obtížné a subjektivní kvantifikace pachu a komplikované struktury zdrojů, obvykle pozůstávající z nespécifikovaných úniků, ventilačních výdechů, komínů a velkých plošných zdrojů.
- Působení pachových látek není obvykle kumulativní a nelze tudíž přistupovat k jejich modelování stejným způsobem jako u znečišťujících látek. Účinky pachových látek z jednoho zdroje mohou zcela maskovat látky pocházející z jiného zdroje. V důsledku Stevensova zákona je maskovací efekt závislý na stupni nařazení pachové látky a tudíž na rozptylových podmínkách a na vzdálenosti od zdroje.
- Pachové látky se mohou v ovzduší transformovat v důsledku změn teploty, vzdušné vlhkosti a slunečního záření způsobem, který dosud není uspokojivým způsobem popsán.
- Nejkratší časový interval, pro který rozptylové modely predikují průměrné koncentrace, je obvykle 1 hodina. Během tohoto intervalu může koncentrace pachové látky fluktuovat kolem této průměrné hodnoty v širokém rozmezí. Smyslová reakce člověka na pach je velmi rychlá, obvykle v řádu milisekund, nejdéle v řádu trvání jednoho nádechu. Intenzita vjemu je určena špičkovými hodnotami koncentrace, nikoliv průměrnou hodnotou. Úvahy založené na průměrné koncentraci by vedly k podcenění účinků koncentrací pachových látek do modelu musí být proto zabudována příslušná korekce na poměr Špička/Průměr (Peak-to-Mean, P/M ratio) (obrázek x2).

Obr. 2-10 Vliv fluktuace koncentrace na vnímání pachu



DP 2: 6.3. MODELÝ POUŽÍVANÉ V SVĚTĚ

Modelování šíření pachových látek nabývá na významu zejména v zemích, kde byly v principu vyřešeny nebo podstatnou měrou asanovány problémy s „klasickými“ znečišťujícími látkami anebo tam, kde tyto látky nepředstavovaly závažný problém ani v minulosti, například v Austrálii či na novém Zélandu.

V literatuře lze vysledovat dva základní přístupy. Prvním z nich adaptace osvědčených rozptylových modelů pro výpočet průměrné koncentrace tak, aby byla respektována specifika pachových látek. Druhý přístup, vyžadující velmi výkonnou výpočetní techniku, je založen na přímém modelování fluktuací koncentrace. Systematický přehled o používaných modelech podává například [34]. Pro praktické aplikace jsou prozatím preferovány poměrně jednoduché a zavedené modely pro výpočet průměrné koncentrace, modifikované pomocí poměru *Špička/Průměr*. Pro modelování v přibližně rovinném terénu se používají gaussovské modely, při složitém terénu je vhodnější použít puff-modely nebo lagrangeovské čističové modely.

Korekce na poměr *P/M* se provádí různými způsoby. V SRN se používá tzv. Faktor 10 model [52]. Uplatňuje se pravidlo, pach může být pocíťován již tehdy, když průměrná koncentrace dosáhne 0.1 OU/m³. Obecně je pro stanovení poměru *Špička/Průměr* používán vztah, navržený Turnerem [54]:

$$C_p = C_m \left(\frac{t_m}{t_p} \right)^p$$

kde

C_p je špičková koncentrace

C_m je průměrná koncentrace vypočítaná modelem

t_m je doba průměrování použitá v modelu (obvykle 60 min)

t_p je doba trvání špičkové koncentrace.

Exponent p závisí na třídě stability atmosféry. Výzkum shrnutý v [45] však ukázal, že tento vztah je příliš zjednodušující a neplatí ve většině případů. Výsledkem je silné podcenění krátkodobých koncentrací.

V Austrálii a na Novém Zélandu se pro přepočet průměrných koncentrací na špičkové používá sada převodních faktorů, stanovených na základě rozsáhlé studie společnosti Katestone Scientific [45]. Špičková koncentrace je v této práci definována jako maximální koncentrace, pro kterou je pravděpodobnost překročení v průběhu sledovaného rovno 10^{-3} . Na základ teoretických úvah, statistické analýzy dostupných měření, numerických simulací a měření v aerodynamickém tunelu byla navržena sada poměrů P/M, vztažená na hodinový průměr koncentrace, získaný rozptylovým modelem. Hodnota poměru závisí na typu zdroje, stabilitě atmosféry a vzdálenosti od zdroje.

Jsou uvažovány tyto typy zdrojů:

- **Bodové** – emise probíhá z malé plochy, jejíž rozměry jsou zanedbatelné v porovnání se vzdáleností k nejbližšímu receptorovému bodu a jehož struktura není významná.
- **Plošné** – vyznačuje se zřetelnou dvojrozměrnou strukturou, vertikální rozsah je omezený.
- **Liniové** – speciální případ plošného zdroje, kde je šířka zdroje menší než jeho délka; zdroje, jejichž šířka přesahuje 20% délky, jsou považovány za zdroje plošné.
- **Objemové** – mají trojrozměrnou strukturu a obsahují dostatečné množství emitujících bodů, aby jejich emise mohla být považována za homogenní.
- **Komín** – vyvýšený bodový zdroj; má poměrně malé horizontální rozměry obvykle vypouští horké emise. Jako „vysoké“ se označují komíny se stavební výškou, přesahující tloušťku přízemní vrstvy (30-50 m).

Komíny neovlivněné závětrnými efekty – převyšující nejvyšší okolní budovy alespoň 2.5 krát, vlečky těchto zdrojů nejsou okolními budovami ovlivněny. Není-li tato podmínka splněna, předpokládá se, že bodový zdroj je **závětrnými efekty ovlivněn**.

V následující tabulce je sada P/M faktorů pro převod průměrných hodinových koncentrací na koncentrace špičkové, navržené ve zprávě Katestone Scientific.

Tab. 2-5 Hodnoty koeficientu pro přepočet průměrných hodinových koncentrací pachových látek na špičkové koncentrace

Typ zdroje	Třída stability	Poměr P/M (vztažený na 60-minutové průměry)	
		Blízká oblast	Vzdálená oblast
Plošný	IV	2.5	2.3
	I, II, III	2.3	1.9
	V	2.5	2.3
Liniový	IV	6	6
	I, II, III	6	6
	V	6	6
Přízemní bodový	IV	25	5-7
	I, II, III	25	5-7
	V	12	3-4
Vysoký komín, bez závětrných efektů	IV	35	6
	I, II, III	35	6
	V	17	3
Bodový, závětrné efekty	IV, V	2.3	2.3
Objemový	všechny třídy	2.3	2.3

Blízká oblast se rozprostírá do takové vzdálenosti od zdroje, kde struktura zdroje ještě ovlivňuje tvar a rozptyl vlečky. Vymezuje se **desetinásobkem** největšího rozměru zdroje (výšky nebo šířky).

Vzdálená oblast navazuje na oblast blízkou, vzhled a rozptyl vlečky se již plně projevil, vlečka je dobře promíchána.

DP 2: 6.4. NÁVRH POSTUPU MODELOVÁNÍ PŘENOSU A ROZPTYLU PACHOVÝCH LÁTEK

Na základě provedeného rozboru literárních pramenů se navrhuje využití gaussovského modelu SYMOS, modifikovaného s ohledem na specifika vnímání pachových látek. Výpočet bude založen na stanovení nejvyšších možných hodinových koncentrací a počtu překročení zadané limitní koncentrace v referenčních bodech ([36]). Předpokládá se, že výpočet bude zpravidla prováděn pouze pro jeden zdroj. V případě výpočtu pro více zdrojů **nelze uplatnit sčítání** vypočítaných koncentrací pro jednotlivé zdroje jako u znečišťujících látek a je nutno použít postup navržený dále. Při popisu postupu modelování se budeme odkazovat na metodickou příručku SYMOS, ve znění platných dodatků, podrobně budou popsány pouze modifikace postupu popsaného v [45], [52].

DP 2: 6.4.1. VÝPOČET PRO JEDEN ZDROJ

1. Vstupní data – shodná jako v SYMOS, emise pachové látky se zadává v $\text{OU} \cdot \text{s}^{-1}$
2. Pro řešení problematiky pachových látek jsou relevantní pouze maximální krátkodobé koncentrace a doba překročení zadané limitní koncentrace. Pro výpočet těchto koncentrací se uplatní postup podle [36], odstavec 3.3.1 s tím, že počet zdrojů $P=1$. Sčítání koncentrací od různých zdrojů podle vzorců 3.52 až 3.54 se neprovádí.

3. Pro každý referenční bod se postupem podle bodu 3.3.1 získá sada hodnot maximální hodinové koncentrace pachové látky (v OU/m^3) pro 11 různých režimů rozptylových podmínek a jedna hodnota absolutního maxima. Tyto hodnoty se přepočítají pomocí faktoru P/M na špičkové koncentrace.
4. Hodnota poměru P/M se vybere v závislosti na typu zdroje, třídě stability a vzdálenosti referenčního bodu od zdroje (určuje, zda bod padne do blízké nebo vzdálené oblasti).
5. Při výpočtu doby překročení zvolených koncentrací se postupuje podle [36], odstavec 3.3.3, přičemž opět počet zdrojů $P=1$. V důsledku toho se v algoritmu nepoužije řazení zdrojů podle klesající hodnoty relativního ročního využití maximálního výkonu.
6. Každá hodnota koncentrace pro daný směr větru a danou kombinaci rozptylových podmínek se převede na špičkovou koncentraci; hodnota faktoru P/M se vybere v závislosti na třídě stability a na vzdálenosti referenčního bodu od zdroje (v blízké nebo vzdálené oblasti).
7. Doba překročení zadané koncentrace pro každý referenční bod v hodinách za rok se stanoví podle vzorců 3.61 a 3.62 v odstavci 3.3.3, ([36]). Veličinu α v těchto vztazích nelze ovšem obecně chápat jako relativní roční využití maximálního výkonu zdroje, neboť takovému režimu provozu zdroje nemusí odpovídat maximální emise pachových látek. Za veličinu α tedy budeme označovat relativní trvání takového provozního režimu zdroje v průběhu roku, během níž je jeho emise maximální.
8. Pokud se emise zdroje mění v průběhu roku, použije se postup podle odstavce 4.4, [36].

DP 2: 6.4.2. VÝPOČET PRO VÍCE ZDROJŮ

Výpočet v případě kombinovaného vlivu více zdrojů pachových představuje ještě složitější problém než u znečišťujících látek. Působení pachových látek není aditivní, může dominovat pouze jeden zdroj. Chování vleček zdrojů není korelováno špičkové koncentrace, vyvolané jednotlivými zdroji, nemusí nastat ve stejný okamžik. Za této situace se jeví praktičtější uvažovat špičkové koncentrace pocházející od různých zdrojů individuálně a přepočet z průměrných hodnot na špičkové provádět odděleně pro každý zdroj. Navrhuje se následující postup.

1. Příspěvky jednotlivých zdrojů v referenčních bodech se **nesčítají**.
2. Pro každý referenční bod se pro každý jednotlivý zdroj získá postupem podle bodu 3.3.1 sada hodnot maximální hodinové koncentrace pachové látky (v OU/m^3) pro 11 různých režimů rozptylových podmínek. Tyto hodnoty se přepočítají pomocí faktoru P/M na špičkové koncentrace.
3. Hodnota poměru P/M se vybere v závislosti na typu zdroje, třídě stability a vzdálenosti referenčního bodu od zdroje (určuje, zda bod padne do blízké nebo vzdálené oblasti).
4. Pro každou z 11 kombinací rozptylových podmínek tak k dispozici P hodnot špičkových koncentrací. Pro každou kombinaci rozptylových podmínek se vybere maximum z těchto P hodnot a stanoví se absolutní maximum.
5. Při výpočtu doby překročení zvolených koncentrací se použije modifikovaný postup podle [35], odstavec 3.3.3.

6. Zdroje se seřadí podle klesající hodnoty α (relativní trvání takového provozního režimu zdroje v průběhu roku, během níž je jeho emise maximální). V každém referenčním bodě se pro každý směr větru a každou kombinaci rozptylových podmínek počítají příspěvky jednotlivých zdrojů, počínaje zdrojem s největším α .
7. Každý takto vypočtený příspěvek r -tého zdroje se přepočítá na špičkovou koncentraci pomocí P/M koeficientu, vybranému v závislosti na typu zdroje, třídě stability a vzdálenosti referenčního bodu od zdroje.
8. Špičková koncentrace se porovná se zadanou hodnotou zvolené koncentrace c_R . Jestliže dojde u r -tého zdroje v řadě k překročení této hodnoty, dosadí se hodnota α_r (relativní trvání takového provozního režimu r -tého zdroje v průběhu roku, během níž je jeho emise maximální), do vztahu 3.61 ([36]). Stanovení celkové doby překročení zadané koncentrace v referenčním bodě se pak dokončí postupem popsáním v odstavci 3.3.3, [36].

Při vhodně zvolené hustotě sítě referenčních bodů umožňují popsané postupy stanovit, na jaké ploše zájmového území a po jakou dobu může být zápach vnímán jako obtěžující.

DP 2: 6.4.3. INTERPRETACE VÝSLEDKŮ MODELOVÁNÍ ŠÍŘENÍ PACHOVÝCH LÁTEK

S přihlédnutím k výše popsaným zvláštnostem a obtížím, spojeným s modelováním přenosu rozptylu pachových látek, je nutno k výsledkům modelových výpočtů přistupovat ještě uvážlivěji než v případě látek znečišťujících a možnosti takových modelů nepřeceňovat. Ve shodě s [41] je možno konstatovat, že na základě interpretace výsledků modelových výpočtů pachových látek je možno především

- Indikovat směry šíření pachových vleček a pomoci vytipovat místa, kde je nutno očekávat největší impakt.
- Pokud jsou k dispozici potřebné meteorologické údaje, stanovit **pravděpodobnou** četnost překročení limitních hodnot na specifikovaných lokalitách
- Porovnat podíly jednotlivých zdrojů
- Odhadnout důsledky možných poruch na zdrojích
- Porovnat efekt navrhovaných opatření na zdrojích

S měřením a zejména s modelováním pachových látek není v ČR zatím dostatek zkušeností. Navrženou metodu výpočtu bude nutno verifikovat a upravit na základě experimentálních dat.

DP 2: 7. VERIFIKACE A OVĚŘENÍ POUŽÍVANÝCH MODELŮ VE VZTAHU K LEGISLATIVĚ ČR A SMĚNICÍM EU (ATEM A AEOLIUS)

DP 2: 7.1. METODIKA VERIFIKACE

DP 2: 7.1.1. NÁVRH KRITÉRIÍ PRO HODNOCENÍ ROZPTYLOVÝCH MODELŮ

Základní idea hodnocení kvality modelů transportu a rozptylu znečišťujících látek spočívá v porovnání modelem predikovaných koncentrací C_{pr} s reálně naměřenými hodnotami koncentrací C_{ob} . Z těchto hodnot lze konstruovat dva základní typy charakteristik úspěšnosti modelů:

- Míru difference
- Míru korelace

Míra difference reprezentuje kvantitativní odhad velikosti rozdílu mezi modelem předpovídanými a naměřenými hodnotami, zatímco míra korelace kvantifikuje těsnost statistické vazby mezi pozorovanými a modelovanými hodnotami.

Rešerší dostupné literatury ([55], [46]) byla získána řada statistických parametrů, navržených pro hodnocení úspěšnosti rozptylových modelů a pro jejich porovnávání mezi sebou. Mezi nejčastěji používané patří:

Vychýlení (Bias)

$$Vychýlení = \overline{C_{pr}} - \overline{C_{ob}}$$

charakterizuje střední chybu modelu

Standardizované vychýlení (fractional bias)

$$FB = 2 \frac{\overline{C_{pr}} - \overline{C_{ob}}}{\overline{C_{pr}} + \overline{C_{ob}}}$$

je normalizovaná bezrozměrná charakteristika, nabývající hodnot mezi +2 (extrémní nadhodnocení) a -2 (extrémní podhodnocení), přičemž pro dokonalý model je rovna nule. Hodnoty +0.67 a -0.67 po řadě odpovídají dvojnásobnému nadhodnocení (podhodnocení) skutečnosti modelem.

Normalizovaná střední kvadratická chyba

$$NMSE = \frac{\overline{(C_{pr} - C_{ob})^2}}{\overline{C_{pr} C_{ob}}}$$

postihuje rozptyl celého datového souboru. Malé hodnoty této statistiky odpovídají kvalitnějšímu modelu.

Korelační koeficient

$$r = \frac{(\overline{C_{pr}} - \overline{C_{pr}})(\overline{C_{ob}} - \overline{C_{ob}})}{\sigma_{pr}\sigma_{ob}}$$

je známou a široce používanou charakteristikou těsnosti lineární vazby mezi dvěma náhodnými veličinami. Hodnota blízká 1 ukazuje na dobrou kvalitu modelu.

S ohledem na předpokládané logaritmicko-normální rozložení koncentrací se dále používají **geometrické střední vychýlení**

$$MG = \exp((\ln(C_{pr}) - \ln(C_{ob})))$$

a **geometrická směrodatná odchylka**

$$VG = \exp((\ln(C_{pr}) - \ln(C_{ob}))^2)$$

Charakteristika označovaná jako **násobek 2 (factor of two)** vystihuje procentuální podíl modelem predikovaných hodnot, které jsou větší než polovina a menší než dvojnásobek odpovídající měřené koncentrace

$$FA2 = \text{podíl dat, pro něž } 0.5 \leq \frac{C_{pr}}{C_{ob}} \leq 2$$

Ideální hodnota FA2=100%.

DP 2: 7.1.2. LIMITNÍ HODNOTY KRITÉRIÍ

Mezi odborníky, zabývajícími se disperzním modelováním a hodnocením modelů je o optimálním výběru sady testovacích kritérií vedena permanentní diskuse a názory se neustále tříbí a vyvíjejí. Vynikající platformu pro výměnu těchto názorů představuje zejména serie konferencí o harmonizaci modelů ([51]). V rámci této harmonizační iniciativy byl vytvořen a dále je aktualizován nástroj pro hodnocení kvality modelů, tzv. Model Validation Kit ([50]). Za další stupeň ve vývoji statistických metod hodnocení modelů je považována nedávno publikovaná práce, kterou se dosud nepodařilo získat ([39]) Pro potřeby hodnocení modelů v ČR byly v této fázi řešení projektu navrženy limitní hodnoty testovacích kritérií, navržené v [46] a [55].

Za disperzní model dobré kvality se navrhuje považovat takový, pro nějž testovací parametry splňují dále uvedené podmínky.

- a) **Standardizované vychýlení** blízké 0
- b) **Normalizovaná střední kvadratická chyba** $NMSE \leq 0.5$
- c) **Geometrické střední vychýlení a geometrická směrodatná odchylka** blízké 1

$$0.75 \leq MG \leq 1.25$$

$$0.75 \leq VG \leq 1.25$$

- d) **Standardizované vychýlení v intervalu**

$$-0.5 \leq FB \leq +0.5$$

- e) **Faktor 2 v intervalu**

$$FA2 \geq 0.80$$

US EPA ([55]) zavedla testování úspěšnosti modelu při predikci nejvyšších koncentrací ze souboru. K tomuto účelu se využívá parametr FB, aplikovaný na 25 nejvyšších hodnot ze souborů monitorovaných a modelovaných dat (dále značen jako FB25). Za vyhovující se považuje hodnota

- f) **FB25 v intervalu**

$$-0.67 \leq FB25 \leq +0.67$$

DP 2: 7.2. VERIFIKACE MODELU SYMOS'97

DP 2: 7.3. VÝSLEDKY TESTOVÁNÍ PRO ROČNÍ PRŮMĚRY

Model SYMOS'97 byl porovnáván s reálnými měřeními na území České republiky. Při hodnocení je třeba mít na paměti, že se do nejistoty modelových odhadů koncentrací promítá řada dalších neurčitostí ve vstupních datech modelu, zejména v emisních datech a vlivu složitého terénu. Pro porovnání modelovaných ročních průměrů koncentrace s údaji měřenými na monitorovacích stanicích byla použita testovací kritéria navržená v předchozí kapitole. Protože míra shody mezi modelovými a měřenými daty může být ovlivněna umístěním a reprezentativností stanice, bylo srovnání provedeno jednak pro všechny stanice bez rozlišení jejich typu, jednak zvlášť pro stanice venkovské a stanice městského a předměstského typu.

DP 2: 7.3.1. VÝSLEDKY TESTOVÁNÍ PRO OXID SIŘIČITÝ

Výsledky testování kvality modelu jsou sumarizovány v Tab. 2-6. Hodnoty testovacích kritérií, splňujících limitní hodnoty, jsou v tabulce zvýrazněny.

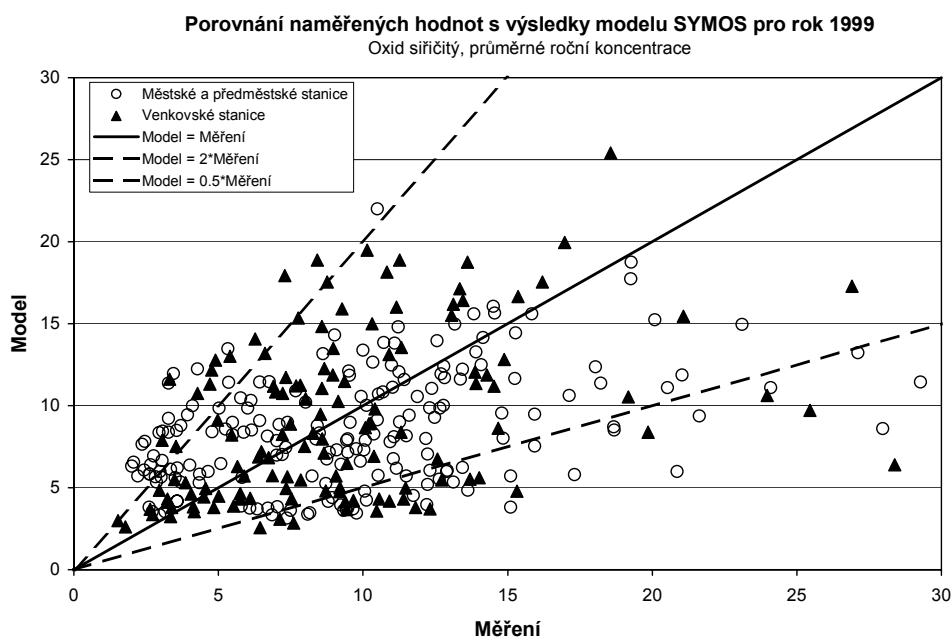
Tab. 2-6 Hodnoty testovacích kritérií pro roční průměry oxidu siřičitého v letech 1999 a 2000, model SYMOS'97

Rok	Typ stanice	Vychýlení	FB	FB25	NMSE	Corr	MG	VG	FA2
1999	Všechny	-0.8	-0.08	-0.21	0.33	0.39	0.96	1.00	69.2
	Venkovské	-0.2	-0.02	-0.01	0.35	0.40	0.97	1.00	74.2
	Městské a předměstské	-1.2	-0.13	-0.28	0.33	0.41	0.95	1.00	65.8
2000	Všechny	-2.8	-0.43	-0.31	0.70	0.45	0.60	1.30	57.8
	Venkovské	-2.4	-0.42	-0.24	0.69	0.56	0.57	1.38	53.6
	Městské a předměstské	-3.1	-0.44	-0.34	0.70	0.34	0.63	1.24	61.2

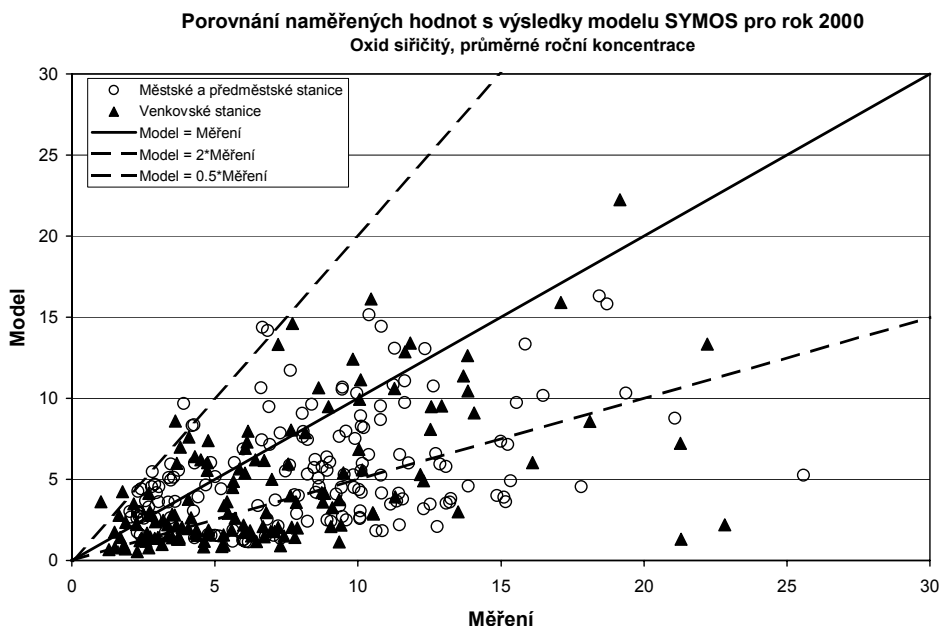
Vychýlení (bias), standardizované vychýlení a standardizované vychýlení pro 25 nejvyšších hodnot ukazuje na mírné podcenění ročních koncentrací modelem, rozdíl je však velmi malý pro všechny typy stanic v obou letech. Hodnota faktoru 2 nepřesáhla ani v jenom z případů navrženou limitní hodnotu 80%, nejlepší hodnota tohoto parametru byla dosažena v roce 1999 pro venkovské stanice. Kvalita modelování byla lepší v roce 1999 než v roce následujícím, kdy parametry NMSE, MG a VG vybočily z tolerančního pásma.

Následující obrázky zachycují rozptylové diagramy, porovnávající měřené a modelované hodnoty ročních průměrů SO₂. Na grafech jsou vyznačeny hranice oblasti, kde modelované hodnoty splňují podmínku $0.5 \leq \frac{C_{pr}}{C_{ob}} \leq 2$.

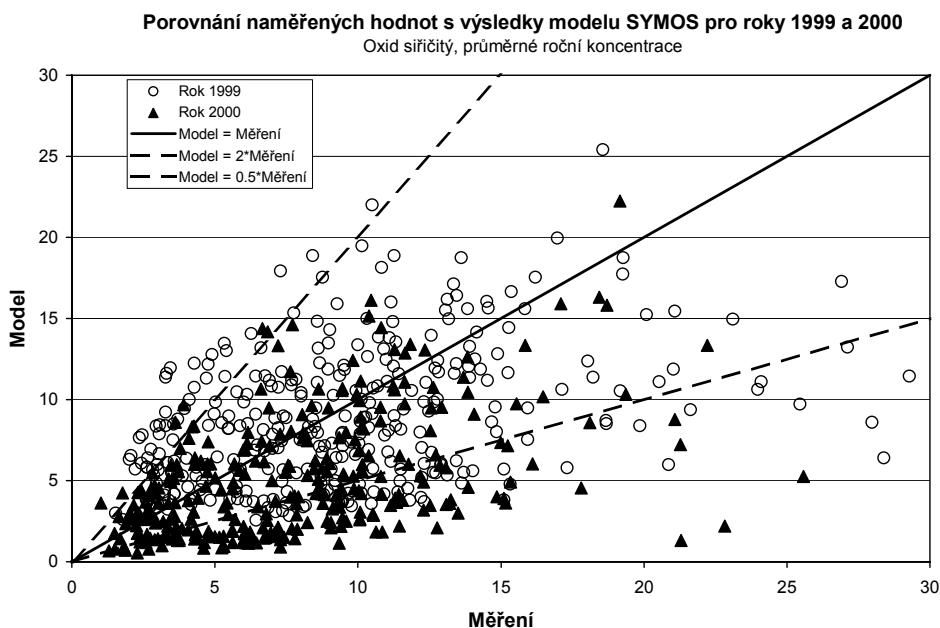
Obr. 2-11 Porovnání modelových a měřených hodnot ročních průměrů oxidu siřičitého v roce 1999, rozlišení podle typu monitorovací stanice, model SYMOS'97



Obr. 2-12 Porovnání modelových a měřených hodnot ročních průměrů oxidu siřičitého v roce 2000, rozlišení podle typu monitorovací stanice, model SYMOS'97



Obr. 2-13 Porovnání modelových a měřených hodnot ročních průměrů oxidu siřičitého pro roky 1999 a 2000, model SYMOS'97



Rozptylové grafy potvrzují závěr, že v roce 2000 byla kvalita modelového odhadu horší ve srovnání s rokem 1999. Nejsou zřetelné rozdíly mezi hodnocením pro venkovské a městské stanice. Některé dílčí výsledky, které nebyly do zprávy zahrnuty, nicméně naznačily, že by bylo vhodné provést srovnání mezi modelem a měřením též s ohledem na provozovatele jednotlivých stanic.

DP 2: 7.3.2. VÝSLEDKY TESTOVÁNÍ PRO OXIDY DUSÍKU

Výsledky testování kvality modelu pro oxidy dusíku jsou shrnuty v Tab. 2-7. Hodnoty testovacích kritérií, splňujících limitní hodnoty, jsou v tabulce zvýrazněny.

Tab. 2-7 Hodnoty testovacích kritérií pro roční průměry oxidů dusíku v letech 1999 a 2000, model SYMOS'97

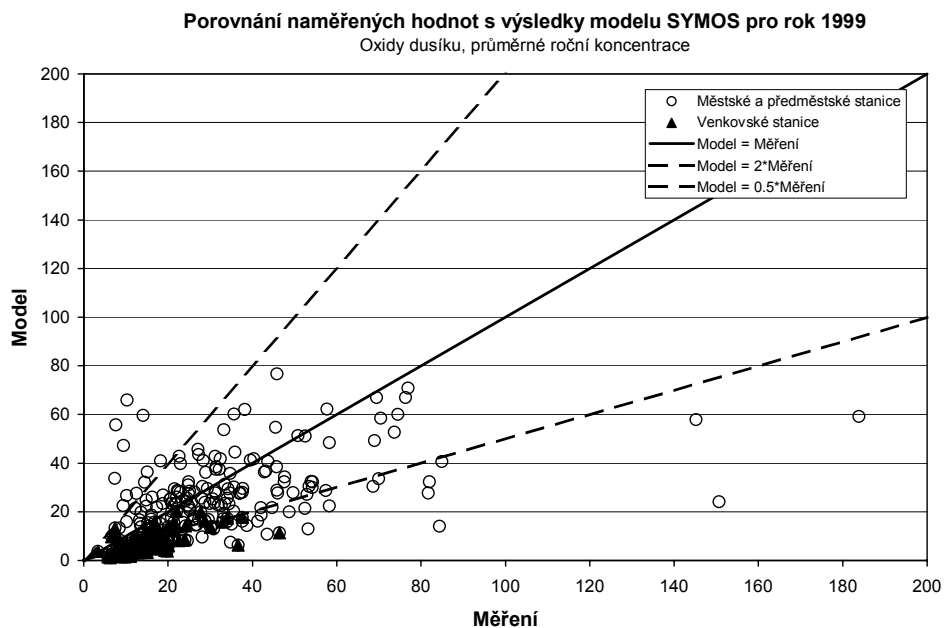
Rok	Typ stanice	Vychýlení	FB	FB25	NMSE	Corr	MG	VG	FA2
1999	Všechny	-7.0	-0.29	-0.32	0.66	0.57	0.66	1.19	60.9
	Venkovské	-8.0	-0.72	-0.58	0.88	0.64	0.43	2.07	36.3
	Městské a předměstské	-6.3	-0.20	-0.32	0.54	0.40	0.86	1.02	75.7
2000	Všechny	-8.5	-0.39	-0.43	0.78	0.62	0.61	1.28	58.8
	Venkovské	-7.4	-0.71	-0.60	0.83	0.64	0.43	2.05	42.2
	Městské a předměstské	-9.3	-0.32	-0.43	0.64	0.47	0.76	1.08	69.7

Z hodnot parametrů vychýlení, standardizované vychýlení a standardizované vychýlení pro 25 nejvyšších hodnot lze usoudit na výraznější podcenění ročních koncentrací oxidů dusíku modelem pro všechny typy stanic v obou letech, než tomu bylo pro oxid siřičitý. Hodnota faktoru 2 nepřesáhla ani v tomto případě 80%, nejlepší hodnota tohoto parametru byla dosažena v roce 1999 pro městské a předměstské stanice. Kvalita modelování byla lepší v roce 1999, v roce 2000 bylo zjištěno výraznější podcenění koncentrací NO_x modelem.

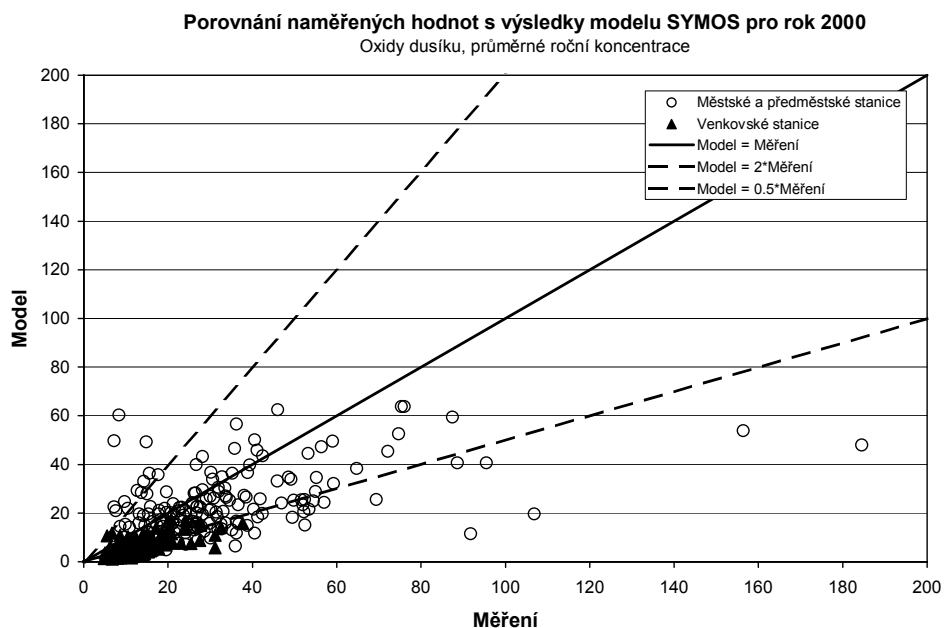
Z vyhodnocení rozptylových grafů na Obr. 2-14 - Obr. 2-16 vyplývá shodný závěr: v roce 1999 byl modelový odhad lepší pro městské a předměstské stanice. Na venkovských stanicích byly hodnoty koncentrací podhodnoceny s faktorem přibližně 0.5. V roce 2000 je podcenění průměrných ročních koncentrací oxidů dusíku modelem zřetelné u obou typů stanic, výraznější je opět pro stanice venkovské. Z meziročního srovnání, bez rozlišení typu stanic, vyplývá výraznější podcenění koncentrací modelovými výpočty v roce 2000 než v roce 1999.

Podobně jako v případě oxidu siřičitého se objevila řada stanic, pro něž porovnávané párované hodnoty měření-model leží mimo oblast, vymezenou hranicemi pro FA2. Rovněž pro NO_x by tudíž zřejmě bylo vhodné provést testování s ohledem na provozovatele stanic a ověřit, zda se výrazné rozdíly nekumulují u stanic provozovaných stejným subjektem.

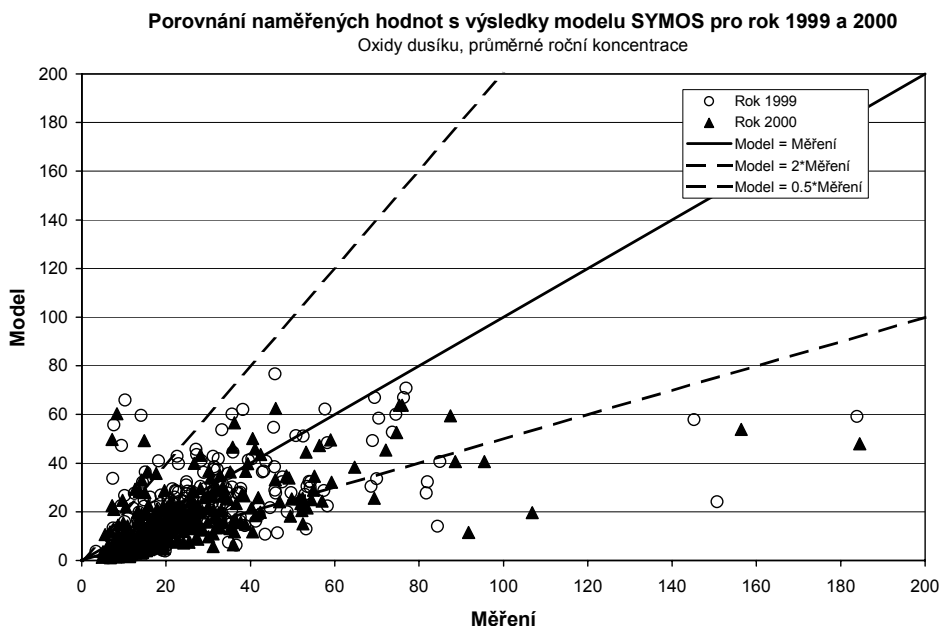
Obr. 2-14 Porovnání modelových a měřených hodnot ročních průměrů oxidů dusíku v roce 1999, rozlišení podle typu monitorovací stanice, model SYMOS'97



Obr. 2-15 Porovnání modelových a měřených hodnot ročních průměrů oxidů dusíku v roce 2000, rozlišení podle typu monitorovací stanice, model SYMOS'97



Obr. 2-16 Porovnání modelových a měřených hodnot ročních průměrů oxidů dusíku pro roky 1999 a 2000, model SYMOS'97



DP 2: 7.3.3. SHRnutí VÝSLEDKŮ TESTOVÁNÍ SYSTÉMU SYMOS

Výsledky modelování ročních průměrných koncentrací oxidu siřičitého pro roky 1999 a 2000 jsou uspokojivé. Pro markantní rozdíly mezi modelovými a měřenými hodnotami, zejména takové, kdy příslušné datové body leží mimo toleranční pásmo pro parametr FA2, je nutno prověřit, zda nebyly způsobeny systematickými odchylkami měření.

Model SYMOS podceňuje hodnoty ročních průměrů koncentrace oxidů dusíku, zjištěné v monitorovací síti v letech 1999 a 2000. Oproti původnímu očekávání, že budou nalezeny větší rozdíly mezi modelem a měřením pro stanice městského typu se ukázalo, že podcenění ročních průměrů je větší pro venkovské stanice.

DP 2: 7.4. VERIFIKACE MODELU ATEM

DP 2: 7.4.1. VÝSLEDKY POROVNÁNÍ MODELU S MĚŘENÍMI

Firma ATEM vypočetla na základě požadavku ČHMÚ na pražských měřicích stanicích AIM (a manuální stanici na Libuši) roční průměrné koncentrace benzenu, oxidu dusičitého a oxidu uhelnatého pro rok 2001. Tyto hodnoty byly následně porovnány s měřeními koncentracemi.

Vzhledem k tomu, že v posledních letech došlo ke změnám vlastního modelu ATEM i ke změnám v postupu přípravy emisních dat bylo by zavádějící použít pro toto srovnání i starší výsledky. Nedostatek dat v porovnávání neumožňuje zpracování kompletní statistiky podle postupu navrženého v kapitole DP 2: 7.1. .

Tab. 2-8 Porovnání měřených a modelových koncentrací benzenu – model ATEM

Indikativ	Stanice	Měření	Model	Model/Měření
1177	Libuš	1.3	1.19	92%
774	Libuš (AIM)	1.3	1.34	103%
1459	Smíchov	-	4.94	-

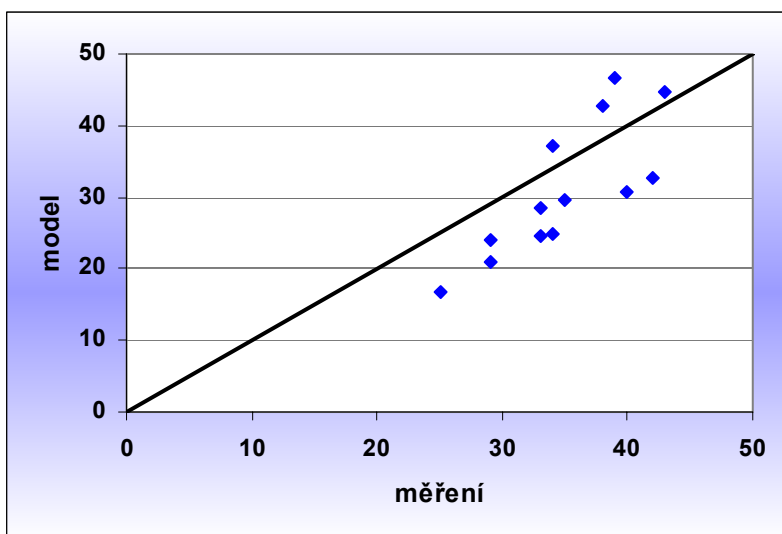
Tab. 2-9 Porovnání měřených a modelových koncentrací oxidu dusičitého – model ATEM

Indikativ	Stanice	Měření	Model	Model/Měření
771	nám. Republiky	43	44.7	104%
772	Riegrovy sady	34	37.2	110%
773	Braník	38	42.7	112%
774	Libuš	25	16.8	67%
775	Mlynářka	40	30.8	77%
776	Santinka	29	24.0	83%
777	Veslavín	29	20.9	72%
779	Kobylisy	34	24.9	73%
780	Vysočany	35	29.7	85%
804	Počernická	33	24.6	75%
805	Vršovice	42	32.7	78%
1300	Lyčkovo nám.	33	28.6	87%
1459	Smíchov	39	46.6	120%

Tab. 2-10 Porovnání měřených a modelových koncentrací oxidu uhelnatého – model ATEM

Indikativ	Stanice	Měření	Model	Model/Měření
771	nám. Republiky	811	728	90%
774	Libuš	565	588	104%
775	Mlynářka	796	616	77%
780	Vysočany	714	609	85%
1459	Smíchov	813	732	90%

Obr. 2-17 Porovnání měřených a modelových koncentrací oxidu dusičitého – model ATEM

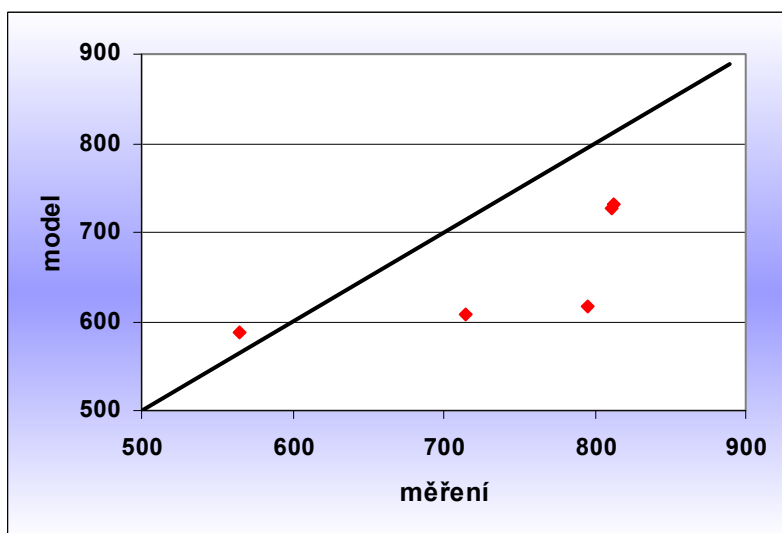

korelační koeficient:

0.799

násobek 2:

1.0

Obr. 2-18 Porovnání měřených a modelových koncentrací oxidu uhelnatého – model ATEM


korelační koeficient:

0.730

násobek 2:

1.0

DP 2: 7.4.2. SHRUTÍ POROVNÁNÍ

Modelové hodnoty koncentrací jsou v dobré shodě s reálnými měřeními. V obou případech, zvláště pak pro oxid uhelnatý, model vykazuje jistou tendenci k podhodnocení výsledků. Toto je obecný problém rozptylových modelů či spíše v případě CO emisních modelů. Korelační koeficient i hodnota násobku 2 toto potvrzuje.

DP 2: 7.5. VERIFIKACE MODELU AEOLIUS

DP 2: 7.5.1. DATOVÉ SOUBORY PRO TESTOVÁNÍ ÚSPĚŠNOSTI MODELU PŘI ODHADU HODINOVÝCH KONCENTRACÍ

Modelové výpočty pomocí systému AEOLIUS se používají pro výpočet hodinových průměrných koncentrací znečišťujících látek uličních kaňonech, na úrovni chodníku. Pro účely ověření kvality modelu byly použity výsledky modelových výpočtů hodinových průměrů koncentrace oxidu dusičitého, oxidu uhelnatého a benzenu z nově zprovozněné monitorovací stanice AIM Praha 4-Legerova. Monitorovaná komunikace je typický uliční kaňon s velmi silným provozem. Byly porovnány hodnoty koncentrací uvedených znečišťujících látek za měsíc listopad 2003.

Pro výpočet modelových hodnoty byly jako meteorologické vstupy použity údaje z meteorologické observatoře Praha-Karlov která leží v blízkosti měřicího místa. Jako emisní vstupy byly aplikovány údaje o intenzitě autoprovozu, složení dopravního proudu a denních a týdenních variacích těchto charakteristik, publikované na internetových stránkách <http://www.udi-praha.cz/rocenky/> a <http://www.metropol.cz/zp/rocenk98/>. Pro emisní faktory byly použity hodnoty navržené v dokumentaci modelu.

DP 2: 7.5.2. VÝSLEDKY TESTOVÁNÍ PRO HODINOVÉ HODNOTY

Výsledky testování kvality modelu jsou sumarizovány v Tab. 2-11. Hodnoty testovacích kritérií, splňujících limitní hodnoty, jsou v tabulce zvýrazněny.

Tab. 2-11 Výsledky testování modelu AEOLIUS

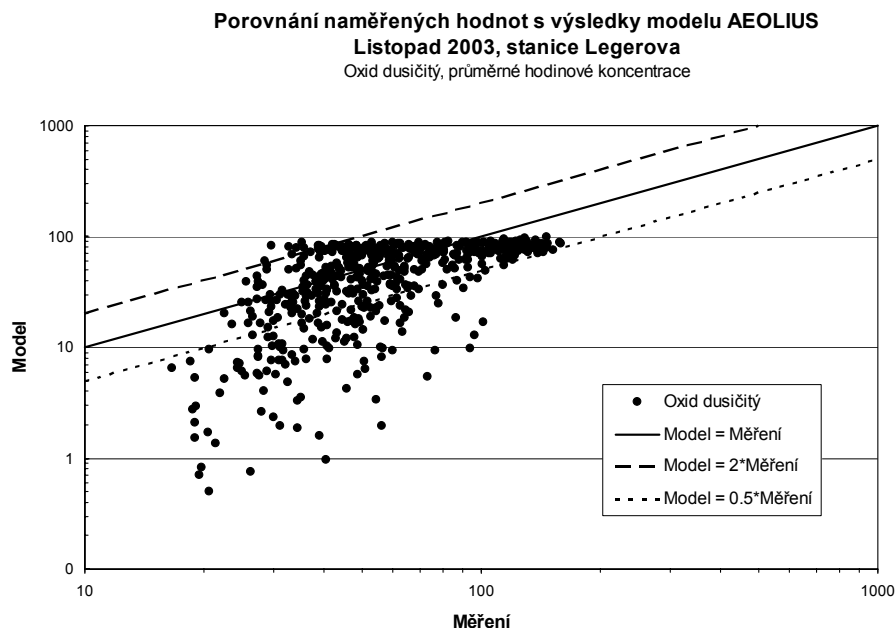
Látka	Vychýlení	FB	FB25	NMSE	Corr	MG	VG	FA2
Oxid dusičitý	-12.08	-0.21	-0.43	0.26	0.63	0.67	1.17	74.44
Oxid uhelnatý	-1301.78	-0.56	-0.16	0.61	0.65	0.33	3.48	42.59
Benzen	-1.65	-0.53	-0.55	1.17	0.50	0.55	1.44	35.77

Vychýlení (bias), standardizované vychýlení a standardizované vychýlení pro 25 nejvyšších hodnot ukazuje na podcenění hodinových koncentrací modelem. Modelované hodnoty jsou poměrně dobře korelované s měřením. Hodnota faktoru 2 nepřesáhla ani v jenom z případů navrženou limitní hodnotu 80%.

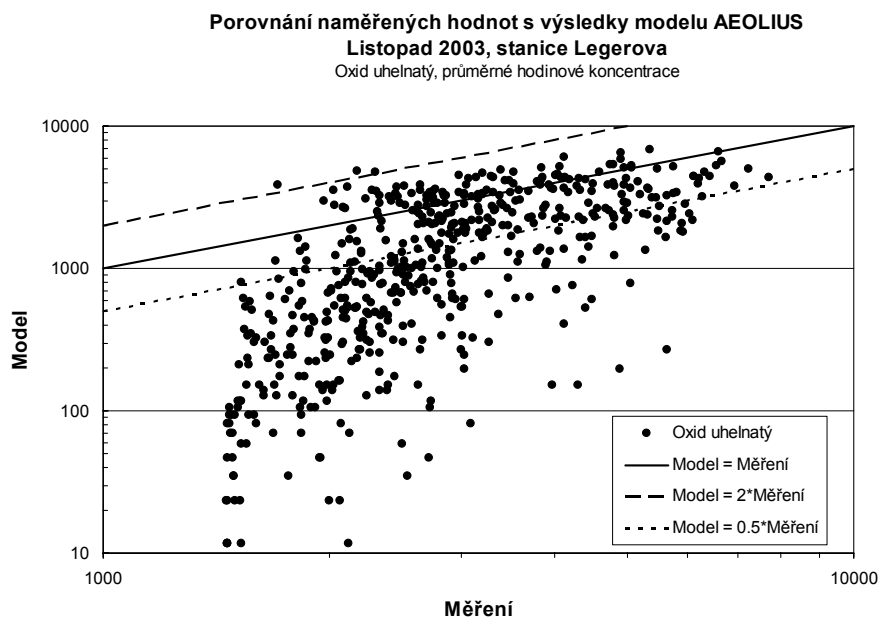
Následující obrázky zachycují rozptylové diagramy, porovnávající měřené a modelované hodnoty hodinových průměrů koncentrací modelovaných látek. Na grafech jsou vyznačeny

hranice oblasti, kde modelované hodnoty splňují podmínku $0.5 \leq \frac{C_{pr}}{C_{ob}} \leq 2$.

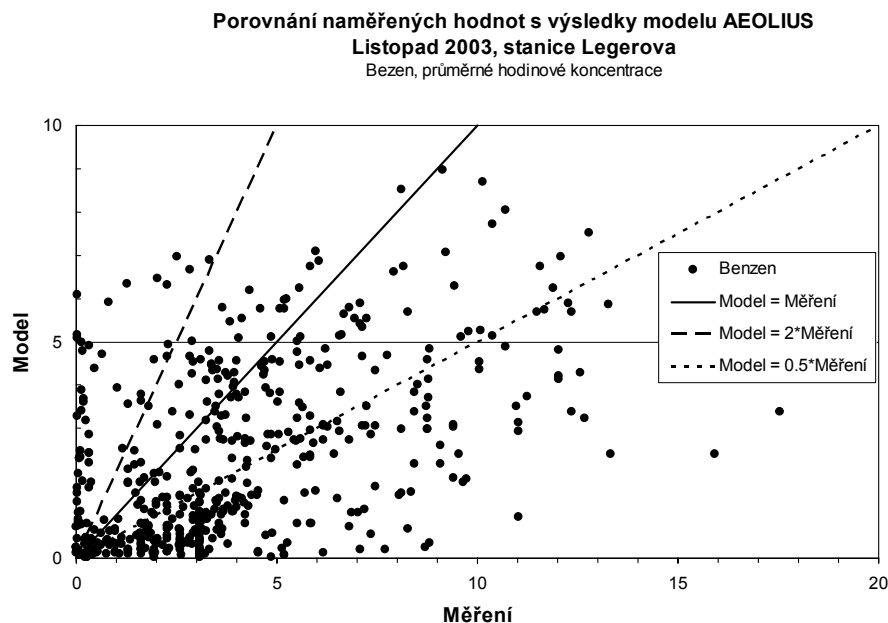
Obr. 2-19 Porovnání modelových a měřených hodnot hodinových průměrů oxidu dusičitého na stanici Legerova



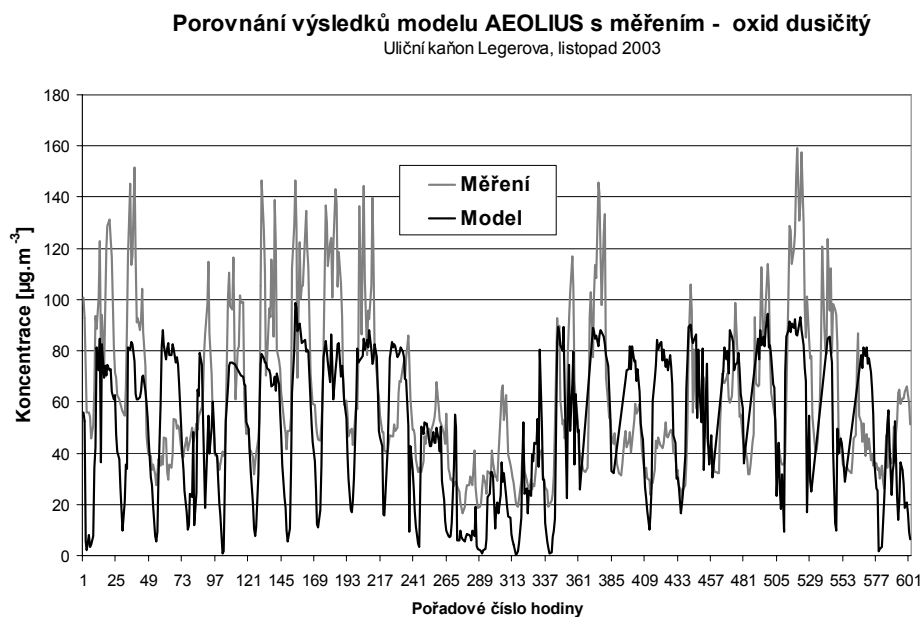
Obr. 2-20 Porovnání modelových a měřených hodnot hodinových průměrů oxidu uhelnatého na stanici Legerova



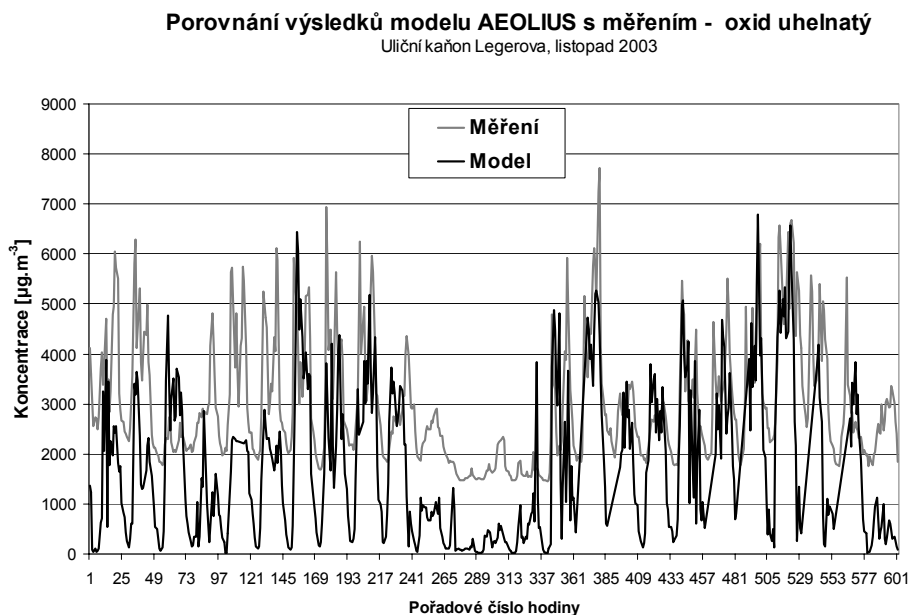
Obr. 2-21 Porovnání modelových a měřených hodnot hodinových průměrů benzenu na stanici Legerova



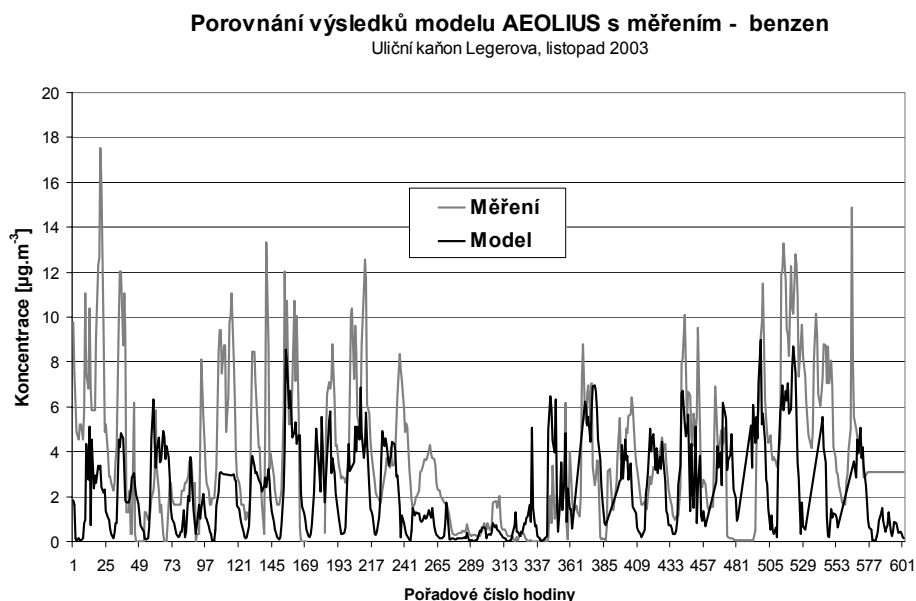
Obr. 2-22 Porovnání časových řad modelových a měřených hodnot hodinových průměrů oxidu dusičitého na stanici Legerova



Obr. 2-23 Porovnání časových řad modelových a měřených hodnot hodinových průměrů oxidu uhelnatého na stanici Legerova



Obr. 2-24 Porovnání časových řad modelových a měřených hodnot hodinových průměrů benzenu na stanici Legerova



Z porovnání průběhů časových řad modelových a měřených koncentrací znečišťujících látek je zřejmé, že model postihuje obecné rysy reálné časové řady a dobře odráží změny koncentrací v závislosti nemeteorologických podmínkách. Z grafických znázornění i statistických charakteristik je zřejmé, že model podceňuje měřené hodnoty u všech modelovaných znečišťujících látek. Jedním z důvodů může být fakt, že při modelových výpočtech byla ve všech případech použita nulová hodnota pozadové koncentrace. Přetrvávání pozadového znečištění

v kařonu Legerova je zřejmé z průběhů časových řad měřených hodnot, kdy ani minimální hodnoty v nočních hodinách s nejmenší intenzitou dopravy neklesají k nule.

Na Obr. 2-19 a méně výrazně na Obr. 2-20 je vidět, že modelové koncentrace jsou omezeny shora, například špičkové koncentrace NO_2 nepřekročily hodnotu 100. Tento jev, způsobující výrazné podcenění vysokých koncentrací, se zatím nepodařilo vysvětlit a musí být podroben další analýze.

LITERATURA

- [32] Batchvarova, E., Syrakov, D., (editors) 2002: Eighth International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes. Proceedings. Sofia, Bulgaria, 14-17 October 2002
- [33] Berkowitz R. a kol.: Modelling traffic pollution in streets, Advance copy on report in print, Ministry of Environment and Energy, National Environmental Research Institute, Dánsko, leden 1997
- [34] Boeker, P. a kol.: The Modelling of Odour Dispersion with Time-Resolved Models. Agrartechnische Forschung 6 (2000) Heft 4, S. E 84-E 89
- [35] Bubník, J.: Stanovení optimálních výšek komínů v městské zástavbě. Postgraduální práce na Matematicko – fyzikální fakultě, Praha 1987.
- [36] Bubník J., Keder J., Macoun J., Maňák J.: SYMOS'97 (Metodický pokyn pro výpočet znečištění ovzduší z bodových, plošných a liniových zdrojů, Věstník MŽP ČR, částka 3, 1998)
- [37] Bubník J., Keder J., Macoun J., Maňák J.: SYMOS'02 (Úpravy metodiky SYMOS'97 pro výpočet znečištění ovzduší, listopad 2002)
- [38] ČHMÚ, Znečištění ovzduší a atmosferická depozice v datech, Česká republika 2001, Český hydrometeorologický ústav, Praha, 2002
- [39] Eleveld, H., Slaper, H., 2002: Development and application of an extended methodology to validate short-range Quantitative methods for Current Environmental Issues, ed. Anderson C.W., Barnet, V., Chatwin, P.C., El-Shaaravi, A.H., Springer-Verlag, pp. 147-165
- [40] Engineering Meteorology. Edited by Erich J. Plate. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam – Oxford / New York, 1982.
- [41] Freeman, T., Cudmore, R.: Review of Odour Management in New Zealand, Air Duality Technical Report No.24, Ministry for the Environment Wellington, New Zealand (2003)
- [42] Gryning S.E., Lyck, E., 2002: The Copenhagen Tracer Experiments: Reporting of Measurements. Risø-R-1054(rev.1)(EN), Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark, August 2002.
- [43] Handbook of applied meteorology. Edited by David D. Houghton. A Wiley - Interscience Publication John Wiley and sons, 1985.
- [44] Hosker, R.P., Pendergrass, W.R.: Flow and Dispersion Near Clusters of Buildings. Prepared for Division of Radiation Programs and Earth Sciences. Office of Nuclear Regulatory Research. U.S. Nuclear Regulatory Commission. Washington, D.C., 1986.
- [45] Katestone Scientific (1998): Peak-to-Mean Ratios for Odour Assessments. Environment Protection Authority of New South Wales, Sydney, Australia.
- [46] Kumar, A., 2002: Evaluation of hazardous Release Models
- [47] Maňák J.: Sekundární prašnost z skládek popílku (MFF UK, Praha, 1987)
- [48] Nařízení vlády č. 350/2002 ze dne 3. července 2002
- [49] Olesen, H.R., 1995, 'Data Sets and Protocol for Model Validation'. Workshop on Operational Short-range Atmospheric Dispersion Models for Environmental Impact Assessment in Europe, Mol, Belgium, Nov. 1994, Int. J. Environment and Pollution, Vol. 5, Nos. 4-6, 693-701.

- [50] Olesen, H.R., 1999: Model Validation Kit –Recent Developments. Proc. of the 6th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purpose in Rouen, October 1999.
- [51] Olesen, H.R., 2002: Ten years of Harmonisation activities: Past, present and future
- [52] TAL Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (2000)
- [53] TNRCC, 1999: Texas Natural Resource Conservation Commission (TNRCC), Air Quality Modeling Guidelines RG-25 (revised), http://www.tnrcc.state.tx.us/permitting/airperm/nsr_permits/admt/guid_docs/rg25.pdf
- [54] Turner D.B., Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates,, Washington, D.C., HEW, USA, 1969.
- [55] US EPA, 1992: Protocol for Determining the Best Performing Model, EPA-454/R-92-025, US EPA, 1992 Office of Air Quality Planning and Standards, Technical Support Division, Research Triangle Park, NC 27711



VaV/740/2/02

DP 3 VÝVOJ A APLIKACE EULEROVSKÉHO MODELU

DP 3: Vývoj a aplikace Eulerovského modelu

Řešitelská organizace, zodpovědný řešitel:

ČHMÚ, Praha, Jan Macoun, Ph.D.

Východiska a postup řešení:

V České republice dlouhodobě chybí model, který by byl schopen počítat aktuální imisní zátěž v republikovém měřítku. Stávající modely hodnocení úrovně znečištění založené vesměs na Gaussovském přístupu nejsou pro výpočty aktuálních koncentrací příliš vhodné (v omezené míře poskytují pouze informace o tzv. maximální krátkodobé koncentraci). Tuto úlohu jsou nejlépe schopny postihnout Eulerovské modely založené na numerickém řešení rovnice difúze.

Eulerovské modely též umožňují zahrnutí plného chemismu polutantů v atmosféře. (Gaussovské modely zůstávají na úrovni jednoduché parametrizace chemických změn např. pomocí parametrizace doby setrvání polutantu v atmosféře). Význam tohoto nedostatku vyvstává zejména při výpočtech spojených s výpočty tvorby fotochemického smogu, které stávající modely v plné šíři nejsou schopny popsat.

Na základě výše uvedených skutečností proto bude jako součást projektu implementován vhodný Eulerovského modelu, který by tyto nedostatky odstraňoval. Při tvorbě tohoto modelu by byly zohledněny postupy vyvinuté v rámci VaV/520/2/98 (Vytvoření submodelu chemických a radioaktivních transformací pro modely transportu a rozptylu znečišťujících látek v ovzduší). Domníváme se, že takovýto model by byl vhodným nástrojem pro podporu integrovaného hodnocení a řízení kvality ovzduší na našem území.

Klíčové úkoly v DP 3:

- implementace vhodného Eulerovského modelu schopného pracovat v podmínkách České republiky
- adaptace modelového systému na podmínky ČR
- příprava nezbytných souborů vstupních dat
- verifikace systému
- uvedení modelu do provozu

DP 3: 1. MODEL CAMx

V roce 2002 byl v rámci tohoto projektu proveden průzkum dostupných modelů schopných vyhodnocovat koncentrace fotochemicky reaktivních polutantů. Jako nejvhodnější pro implementaci v Českém hydrometeorologickém ústavu byl vybrán model CAMx (Comprehensive Air quality Model with extensions). Tento model byl vyvinut v ENVIRON International Corporation, Kalifornie, USA. Model je volně dostupný po internetu (www.camx.com) společně se zdrojovým kódem a poměrně bohatou dokumentací.

DP 3: 1.1. ZÁKLADNÍ CHARAKTERISTIKY

Model CAMx je primárně určen pro hodnocení okamžité úrovně znečištění ovzduší a pro výpočty koncentrací fotochemicky aktivních polutantů. V závislosti na vstupních datech je schopen pracovat v městském až regionálním měřítku.

Model je založen na Eulerovském přístupu a obsahuje chemický/fotochemický modul umožňující integrované hodnocení znečištění plynnými látkami i prachovými částicemi.

DP 3: 1.2. MODULY DOSTUPNÉ V MODELU

Transport a rozptyl

Mezi nezbytné součásti každého Eulerovského disperzního modelu patří výpočetní modul pro stanovení horizontální a vertikální advekce a horizontálního a vertikálního rozptylu. V modelu CAMx jsou tyto úlohy řešeny pomocí Eulerovské rovnice kontinuity uzavřené pomocí K-teorie.

Suchá depozice

Suchá depozice představuje mechanismus odstraňování polutantu, kdy je díky sedimentační rychlosti a/nebo difúzi polutant zachytáván na zemském povrchu. V obecné rovině je velmi obtížné přímo měřit depoziční rychlosti jednotlivých polutantů. V modelu CAMx je použit rezistenční model, který počítá depoziční rychlost z primárních rezistencí:

$$v_d = \frac{1}{r_a + r_b + r_s}$$

kde:

- v_d je depoziční rychlost
- r_a je aerodynamická rezistence, která zohledňuje podmínky průchodu polutantu skrz vrstvu nejnižších 10ti m nad terénem
- r_b je rezistence kvazi-laminární vrstvy, která popisuje průchod polutantu tenkou kvazi-laminární vrstvou přiléhající těsně k povrchu
- r_s je povrchová rezistence popisující podmínky zachycení plynu na povrchu

Při výpočtu suché depozice aerosolu ve výše uvedeném vztahu figuruje namísto povrchové rezistence sedimentační rychlost částic.

Protože model CAMx je možno využívat i na větším rozlišení je nezbytné, aby depoziční rychlosti byly vyhodnoceny pro dílčí typy povrchu, které se v daném gridovém čtverci nacházejí.

Mokrá depozice

Mokrá depozice je proces odstraňování polutantu z ovzduší pomocí dešťových srážek. Zvláště významný je tento proces pro prašné částice, které mohou sloužit jako kondenzační jádra. Pro kategorii plyných látek hraje významnější roli u relativně dobře rozpustných polutantů. Je třeba podotknout, že tyto procesy jsou reverzibilní.

Model CAMx využívá model založený na rozpustnosti a Henryho zákonu.

Chemismus

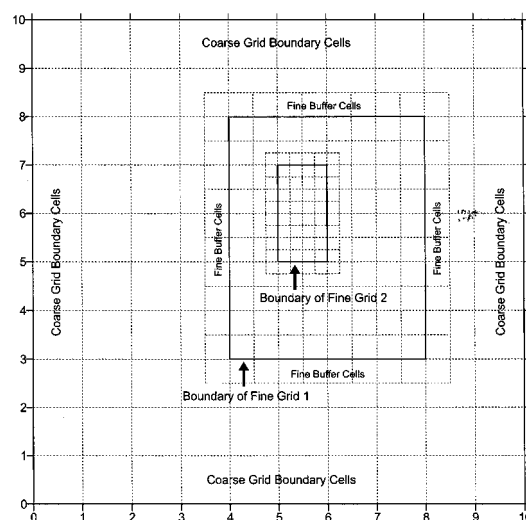
Modelování chemických transformací v ovzduší patří k poměrně obtížným úlohám. Problematické je i díky závislosti rychlosti a mnohdy i směru reakce na okolních podmínkách (teplota, přítomnost slunečního záření, koncentrace polutantů atd.) a díky velké šíři látek, které v reakcích vystupují.

V literatuře je možno nalézt řadu reakčních mechanismů (modelů). Model CAMx umožňuje použití v podstatě libovolného schématu. Přímě v modelu jsou obsaženy následující reakční schémata: CBM-IV, „Mechanismus 2“ (Carter, 1996) a SAPRC99 (včetně některých jejich modifikací).

„Vhnížděné“ gridy (nested grids)

Eulerovské modely pracují na zvoleném gridu, jehož velikost obvykle bývá tím větší, čím větší je výpočetní oblast. Tato skutečnost přináší problémy v případě kdy máme zájem o detailnější vyhodnocení určité oblasti. Zjemnění velikosti gridu na celém území je nevýhodné „ekonomicky“ (z hlediska výpočetní doby a potřebné paměti). Výpočty na menším území pak snižují přesnost výpočtu (chybí interakce s okolím). Východiskem je využití tzv. „vhnížděných“ gridů (nested grids), kdy se používají různá měřítka pro celou výpočetní oblast a pro zájmový region.

Model CAMx tuto možnost poskytuje. Je možné hodnotit současně několik území v detailu, přičemž tyto oblasti ovlivňují i jsou ovlivňovány děním na nadřazené úrovni.



„Vlečka v gridu“ (Plume-in-grid – PiG)

Nectností Eulerovských modelů je nepříliš korektní zahrnutí bodových zdrojů do výpočtu. Při emisi z takového zdroje je totiž celé množství uvolněné látky rovnoměrně rozptýleno do celého prostoru gridu. To vede potom k nepřesnostem při vyhodnocení koncentrací v blízkosti velkých zdrojů.

Model CAMx umožňuje zahrnout vybrané zdroje (podle doporučení zejména velké zdroje NO_x) jakožto bodové. Po stanovenou dobu je jejich vlečka hodnocena samostatně a teprve když dojde k dostatečnému rozptýlení polutantu přechází do gridového pole.

DP 3: 2. VSTUPNÍ ÚDAJE

Příprava dobrých vstupních dat patří při aplikaci Eulerovských modelů k relativně obtížným úlohám. Je třeba do detailů postihnout časovou i prostorovou variabilitu údajů, přičemž již samotné výchozí podklady (např. emisní inventury) jsou zpracovávány s velkou mírou nejistot. Proto se nedá v reálné situaci očekávat přesná shoda modelových výsledků se skutečností. Modelové výpočty jsou tak pouze jeden z podkladů pro vyhodnocení dané situace.

DP 3: 2.1. VÝPOČETNÍ OBLAST

Jak bude řečeno dále, pro rutinní využití modelu CAMx v Českém hydrometeorologickém ústavu bylo nutno zajistit jeho spolupráci s meteorologickým prognózním modelem ALADIN. Výpočetní oblast modelu CAMx byla proto zvolena s ohledem na charakteristiky výpočetní oblasti ALADINu.

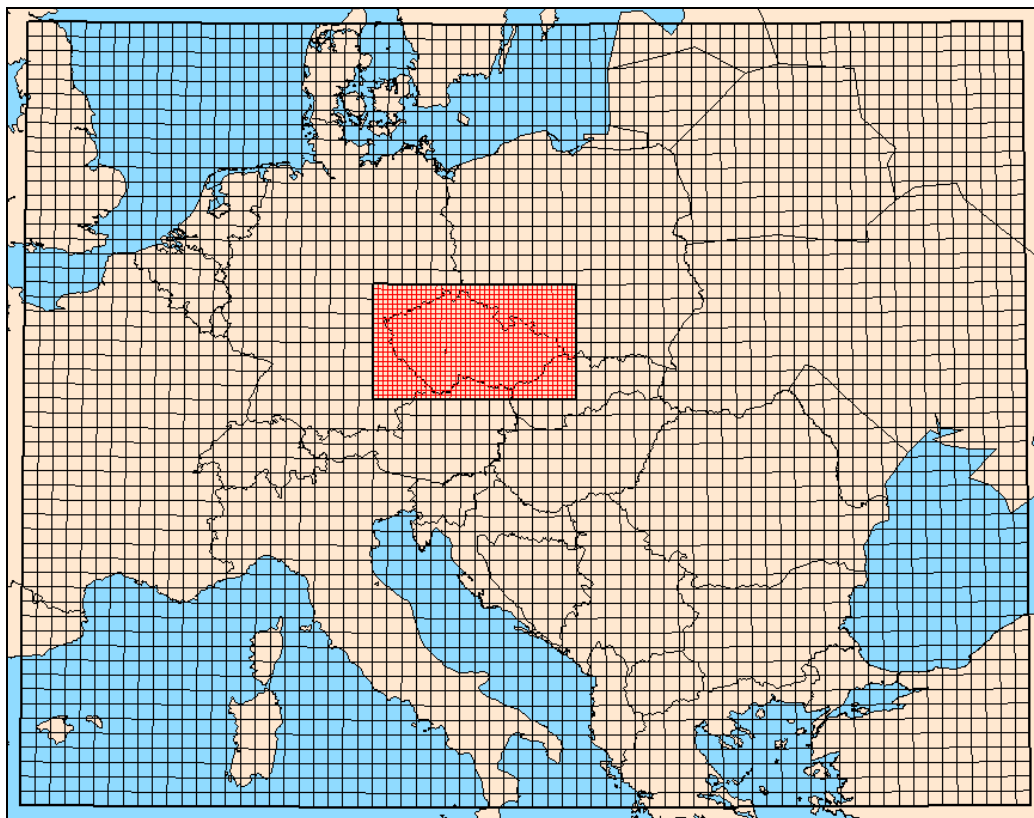
Tab. 3-1 Definice projekce gridu modelu ALADIN

Parametr	Jednotky	Hodnota
projekce	-	Lambertova
počet bodů na ose X	-	208
počet bodů na ose Y	-	163
zeměpisná šířka prvního bodu	°	37.757
zeměpisná délka prvního bodu	°	2.390
orientace gridu (osa Y rovnoběžná s λ)	°	17.000
krok sítě na ose X	km	12.176
krok sítě na ose Y	km	12.176
zeměpisná šířka průsečíku kónusu s glóblem	°	46.244

Při návrhu sítě bylo využito i metody „vhnížděných“ gridů (viz. výše). Krok základní sítě (střední Evropa) byl stanoven na 36,528 km (trojnásobek kroku sítě ALADIN), vnořený grid (Česká republika) má horizontální rozměr 12,176 km (viz. Obr. 3-1).

Na tomto místě je třeba podotknout, že v těchto dnech je výpočetní model ALADIN převáděn na rozlišení 8,997 km. Tomu bude nutno přizpůsobit výpočetní oblast modelu CAMx.

Obr. 3-1 Výpočetní oblast (černě – základní síť 36,528 x 36,528 km, červeně podrobná síť 12,176 x 12,176 km)



DP 3: 2.2. POKRYV TERÉNU

Pro získání informací o pokryvu terénu byla využita databáze EROS amerického geologického průzkumu, která je volně k dispozici na internetu (viz. [59]).

Tab. 3-2 Seznam kategorií pokryvu terénu používaných v modelu CAMx

Kategorie CAMx	Popis	Parametr drsnosti [m]	UV albedo
1	městská zástavba	3.00	0.08
2	zemědělská půda	0.25	0.05
3	pastviny	0.05	0.05
4	listnatý les	1.00	0.05
5	jehličnatý les, zalesněné mokřiny	1.00	0.05
6	smíšený les	1.00	0.05
7	vodní plochy	0.0001	0.04
8	neporostlé půdy	0.002	0.08
9	nezalesněné mokřiny	0.15	0.05
10	smíšená zemědělská půda a pastviny	0.10	0.05
11	skalnaté oblasti s křovinatým porostem	0.10	0.05

Model CAMx (Tab. 3-2) a databáze USGS (Tab. 3-3) pracují s odlišně definovanými kategoriemi pokryvu terénu, přičemž např. kategorie 11 (skalnatý povrch) není v databázi USGS vůbec obsažena. V Tab. 3-3 je proto provedeno přiřazení kategorií CAMx kategoriím USGS.

DP 3: 2.2.1. USGS DATABÁZE POKRYVU TERÉNU

Global Land Cover Characteristics Data Base (databáze USGS) vznikla jako společný projekt U.S. Geological Survey's, Earth Resources Observation System (EROS) Data Center, University of Nebraska-Lincoln (UNL) a Joint Research Center of European Commission (JRC).

Databáze je určena pro využití v celém spektru výzkumných úkolů v rámci ochrany životního prostředí a pro související modelové aplikace.

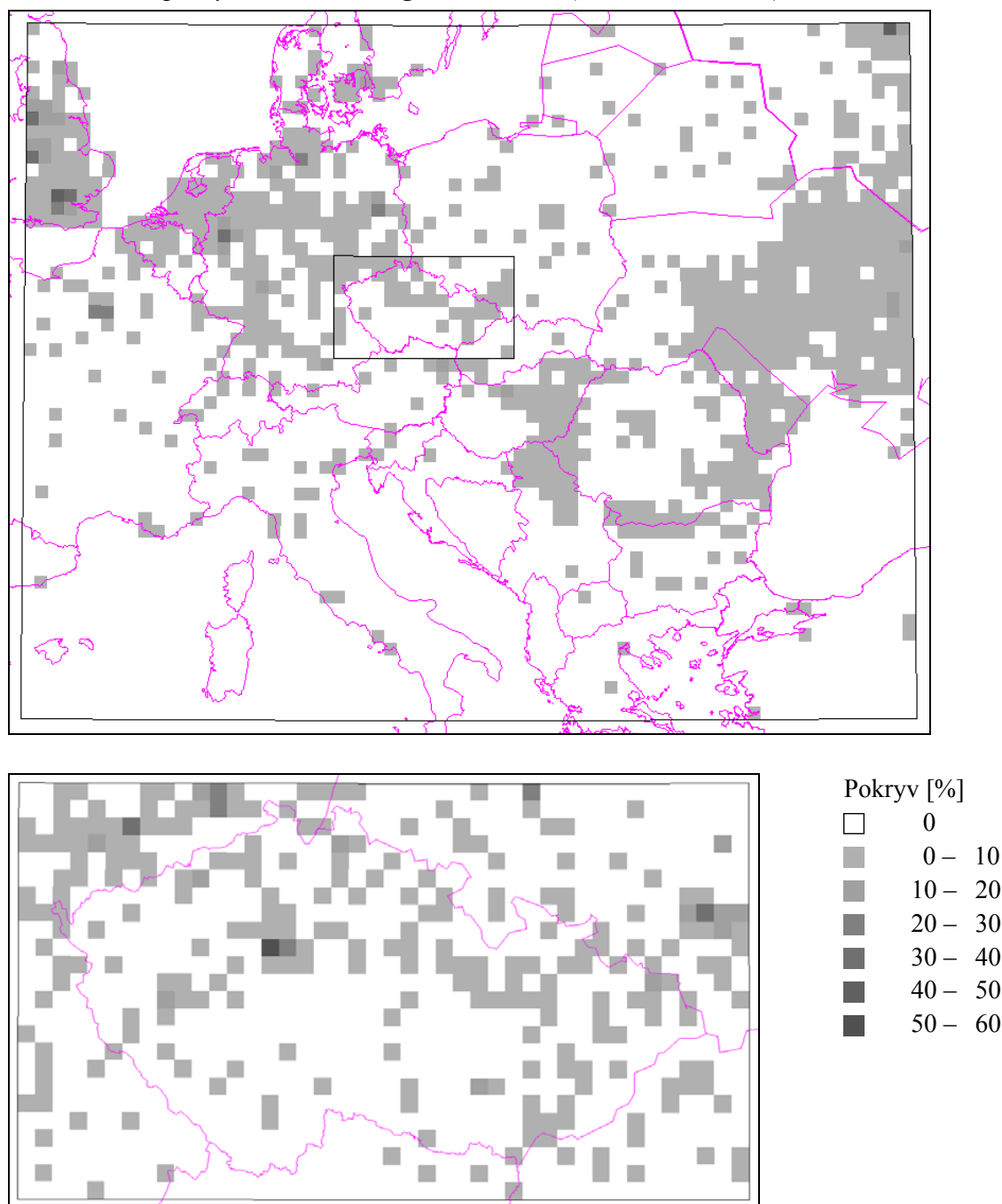
Tab. 3-3 Seznam kategorií pokryvu terénu používaných v databázi USGS, přiřazení kategorií CAMx

Kategorie USGS	Description	Kategorie CAMx
100	městská zástavba, zastavěné plochy	1
211	nezavlažovaná zemědělská půda a pastviny	2
212	zavlažovaná zemědělská půda a pastviny	2
213	smíšená zavlažovaná a nezavlažovaná zemědělská půda a pastviny	2
280	střídavě zemědělská půda a pastviny	10
290	střídavě zemědělská půda a lesíky	10
311	pastviny, lučiny	3
321	křoviny	3
330	pastviny s křovinami	3
332	savana	3
411	opadavý listnatý les	4
412	opadavý jehličnatý les	5
421	neopadavý listnatý les	4
422	neopadavý jehličnatý les	5
430	smíšený les	6
500	vodní plochy	7
620	travnaté mokřiny	9
610	zalesněné mokřiny	5
770	neporostlá nebo řídké porostlá půda	8
820	travnatá tundra	3
810	zalesněná tundra	6
850	smíšená tundra	3
830	neporostlá tundra	8
900	sníh, led	7

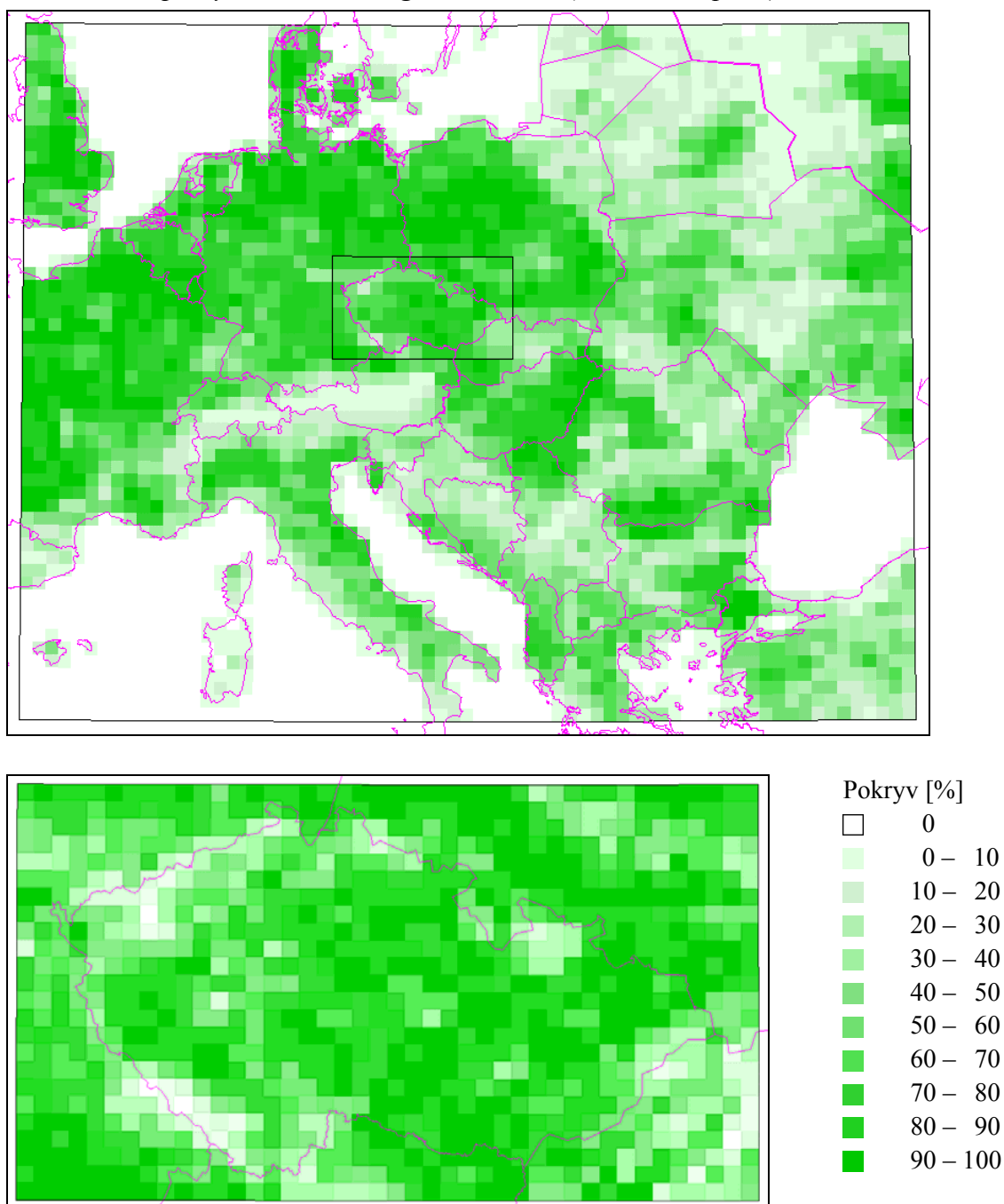
Originální data byla zpracována z radiometrických měření (AVHRR) v rozložení 1 km prováděných v rozmezí jednoho roku v období od dubna 1992 do března 1993 a je distribuována buď odděleně pro jednotlivé kontinenty (Lambertova projekce) nebo pro celou zeměkouli v rozlišení 1 km nebo 30". (Jako podklad pro model CAMx byla využita globální databáze s rozlišením 30".)

Následující obrázky ukazují poměrné zastoupení vybraných kategorií pokryvu terénu ve výpočetní síti.

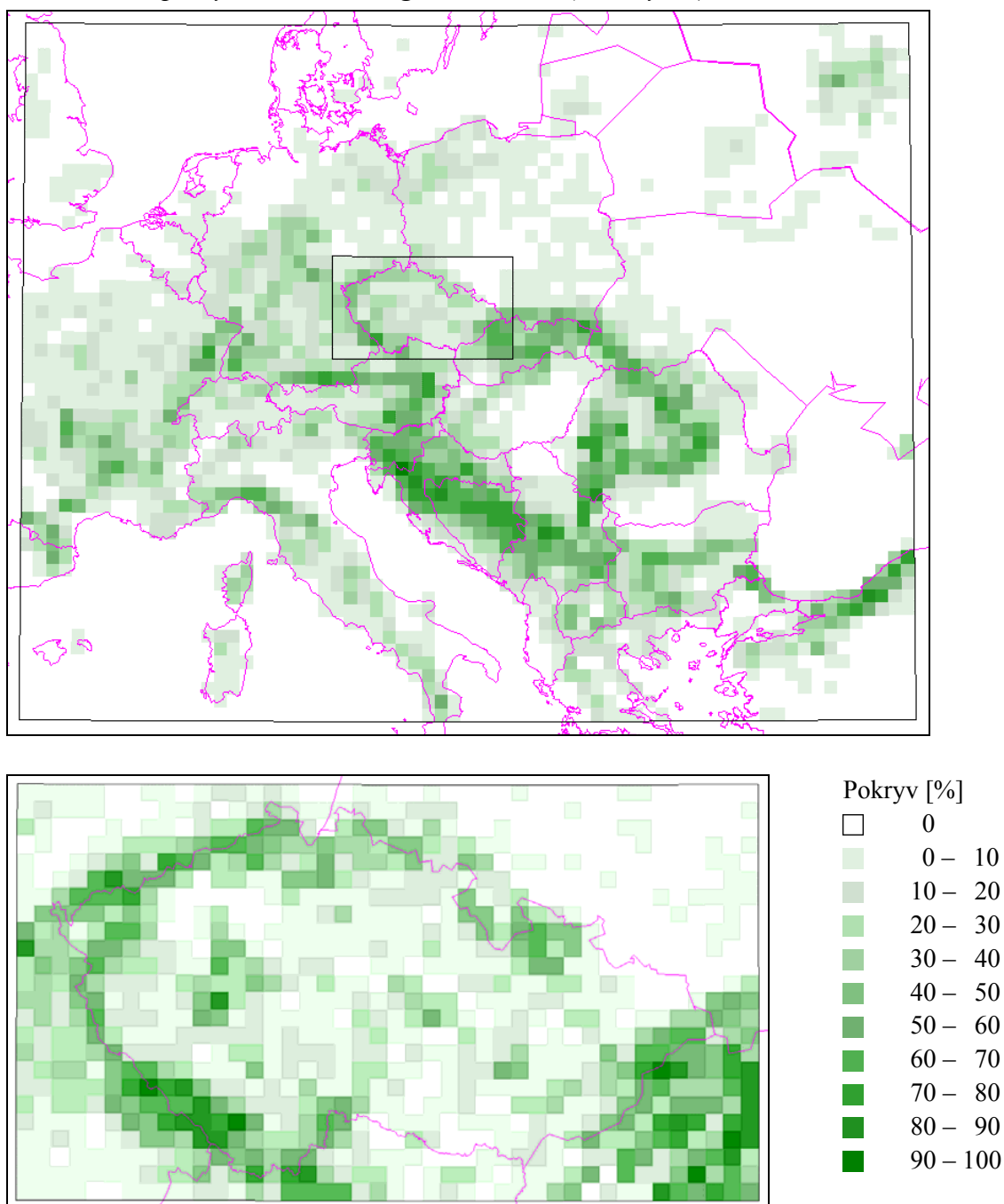
Obr. 3-2 Modelové pokrytí terénu – kategorie CAMx 1 (městská zástavba)



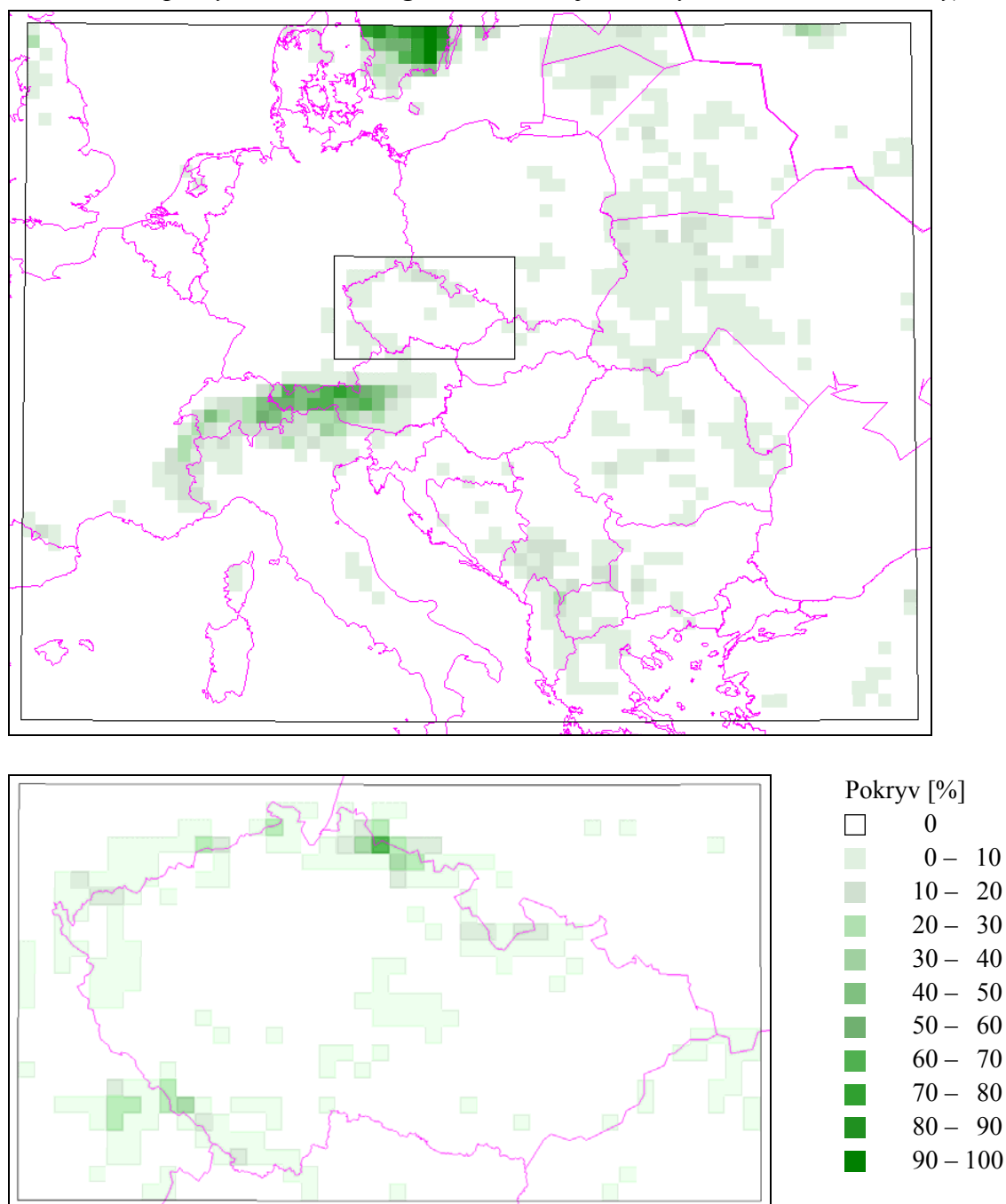
Obr. 3-3 Modelové pokrytí terénu – kategorie CAMx 2 (zemědělská půda)



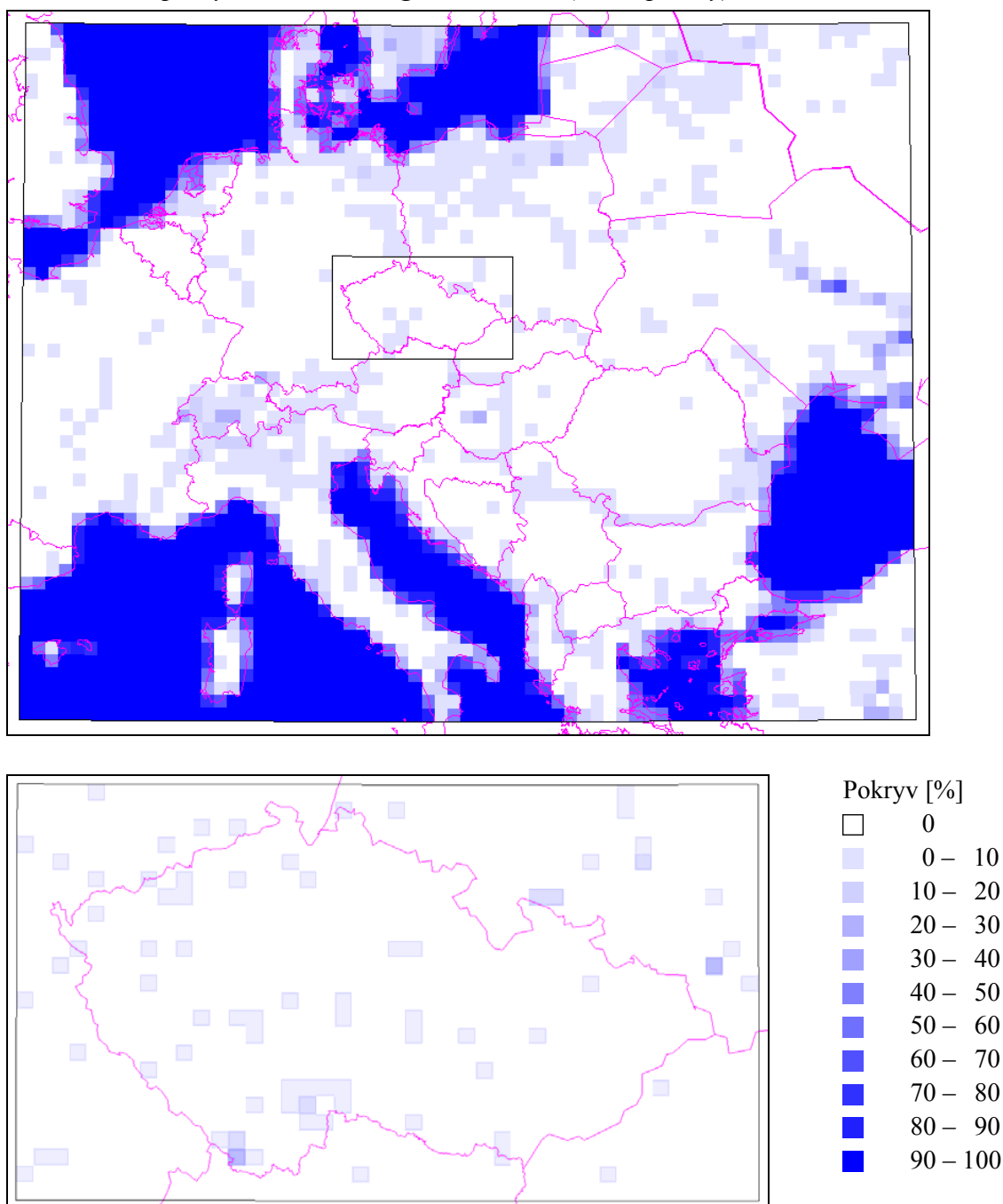
Obr. 3-4 Modelové pokrytí terénu – kategorie CAMx 4 (listnatý les)



Obr. 3-5 Modelové pokrytí terénu – kategorie CAMx 5 (jehličnatý les, zalesněné mokřiny)



Obr. 3-6 Modelové pokrytí terénu – kategorie CAMx 7 (vodní plochy)



DP 3: 2.3. EMISNÍ ÚDAJE

Model CAMx umožňuje pracovat jednak s emisními čtverci a jednak s vybranými bodovými zdroji. V emisních čtvercích jsou zpracovány menší zdroje, samostatně jsou uváděny významné zdroje. (Použití velkého počtu bodových zdrojů enormně zatěžuje paměť počítače a prodlužuje výpočetní čas.)

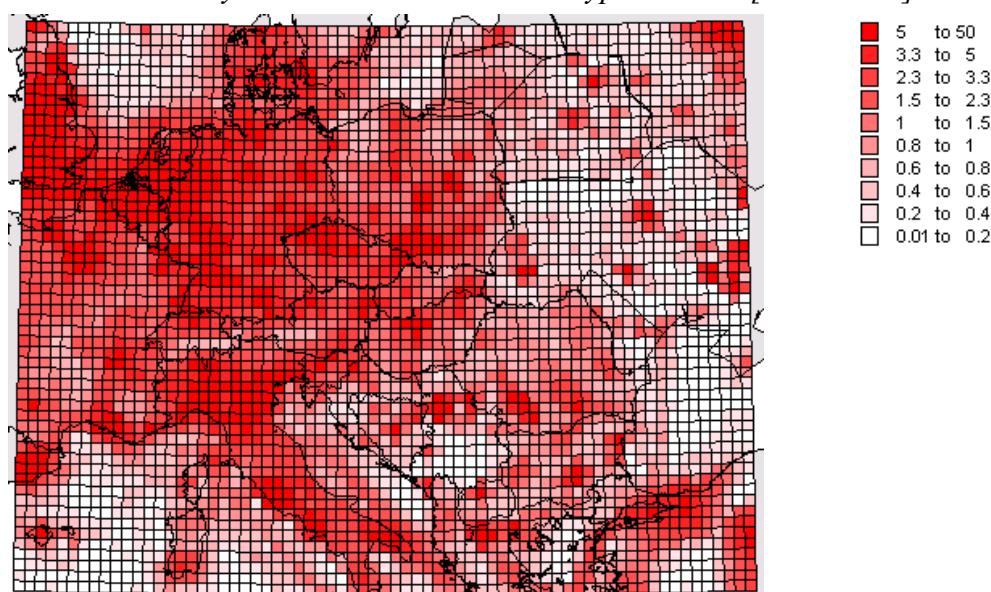
Jako podklady pro vytvoření emisních čtverců (v síti CAMx) byly využity databáze EMEP (evropské emise) a REZZO (údaje pro Českou republiku).

DP 3: 2.3.1. EMEP

Emisní síť EMEP je aktualizována v rámci Konvence o dálkovém transhraničním znečištění. Databáze je dostupná po internetu (www.emep.int) a poskytuje údaje o národních emisích ve čtvercích 50 x 50 km. Tato síť je otočena cca o 45° vůči severu. Dostupné jsou údaje o oxidu siřičitém, oxidech dusíku, oxidu uhelnatém a VOC (mimo metan).

Získaná data bylo nutno přetransformovat do výpočetní sítě modelu CAMx. Jako příklad jsou na Obr. 3-7 uvedeny emisní intenzity oxidů dusíku (NO_x) na základní síti CAMx.

Obr. 3-7 Emisní intenzity oxidů dusíku na základní výpočetní síti [$\text{t.km}^{-2}.\text{rok}^{-1}$]



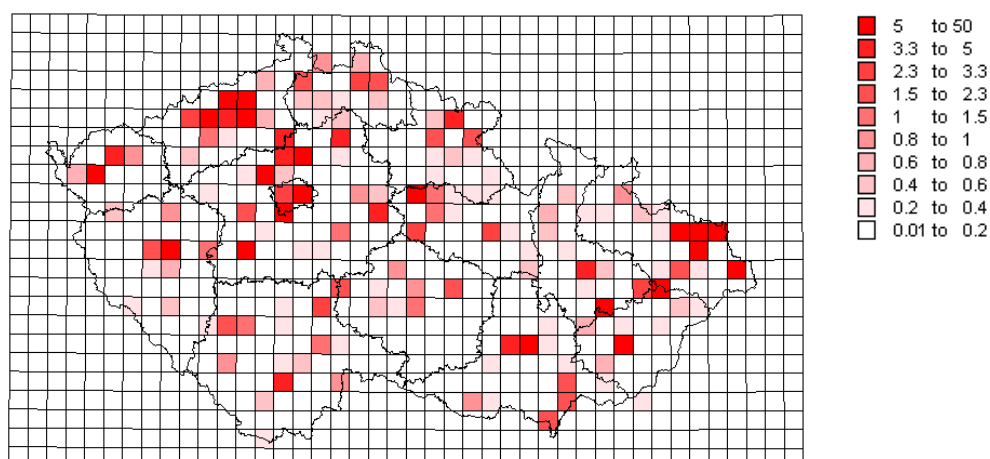
DP 3: 2.3.2. REZZO

Databáze REZZO shromažďuje údaje o zdrojích v České republice. Pro práci na tomto projektu byly využity informace agregované v emisních čtvercích 5 x 5 km, a to pro údaje REZZO 2, 3 a 4. Emise zdrojů REZZO 1 byly načteny přímo do modelové sítě. Velké zdroje NO_x (zdroje s emisí nad 2 000 t.rok^{-1}) byly v souladu s doporučením zahrnuty samostatně jako bodové zdroje.

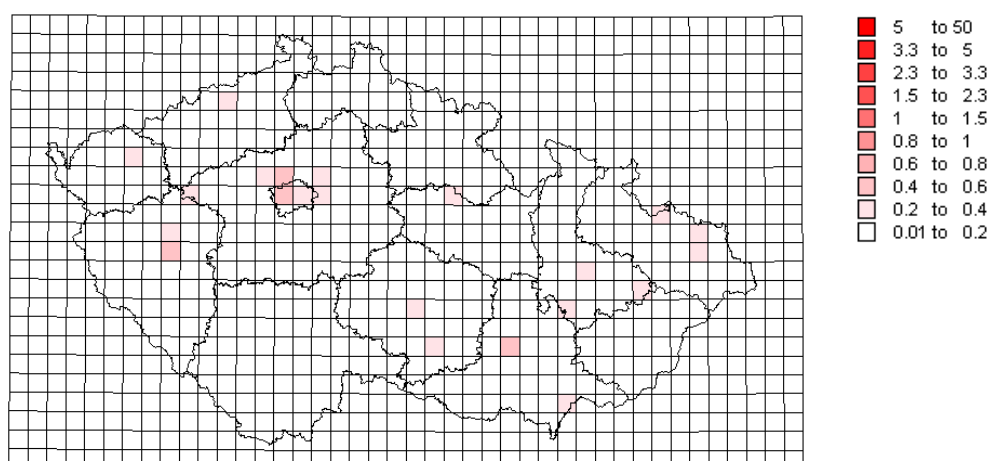
Následující obrázky ukazují příklad emisních hustot oxidů dusíku zpracovaných pro jednotlivé kategorie zdrojů (REZZO 1 – 4) v podrobné výpočetní síti (Obr. 3-8 - Obr. 3-11).

Na Obr. 3-12 jsou uvedeny vybrané bodové zdroje zohledněné v modelu samostatně. Jejich emise jsou vyneseny v t.rok^{-1} a jedná se vesměs o velké elektrárny.

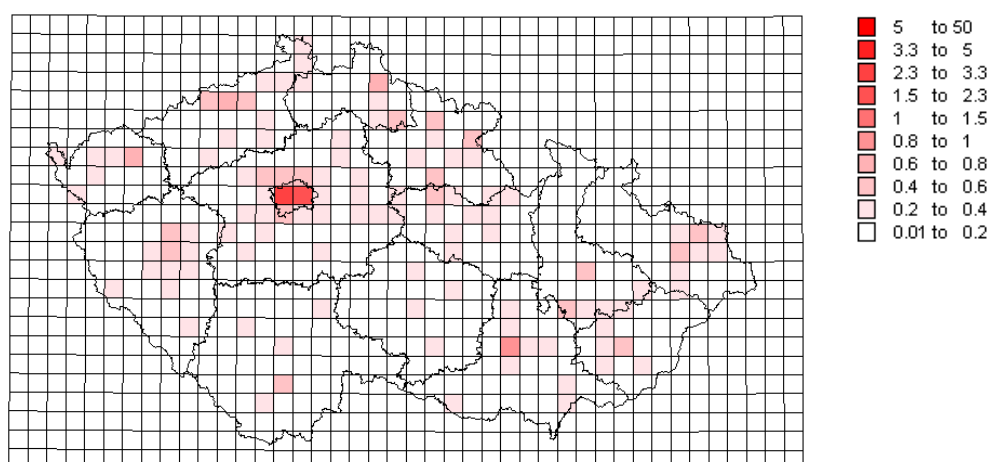
Obr. 3-8 Emisní intenzity oxidů dusíku na podrobné výpočetní síti, REZZO 1, $[t.km^{-2}.rok^{-1}]$



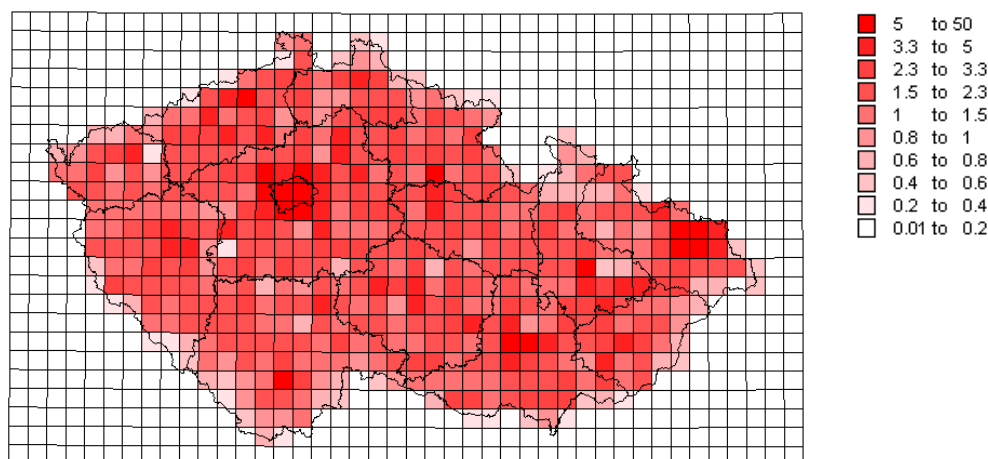
Obr. 3-9 Emisní intenzity oxidů dusíku na podrobné výpočetní síti, REZZO 2, $[t.km^{-2}.rok^{-1}]$



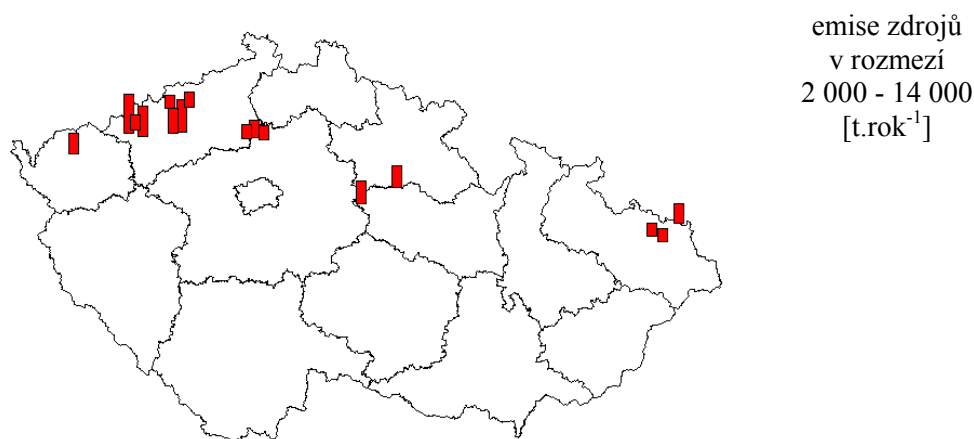
Obr. 3-10 Emisní intenzity oxidů dusíku na podrobné výpočetní síti, REZZO 3, $[t.km^{-2}.rok^{-1}]$



Obr. 3-11 Emisní intenzity oxidů dusíku na podrobné výpočetní síti, REZZO 4, $[t.km^{-2}.rok^{-1}]$



Obr. 3-12 Emise oxidů dusíku z vybraných bodových zdrojů, $[t.rok^{-1}]$

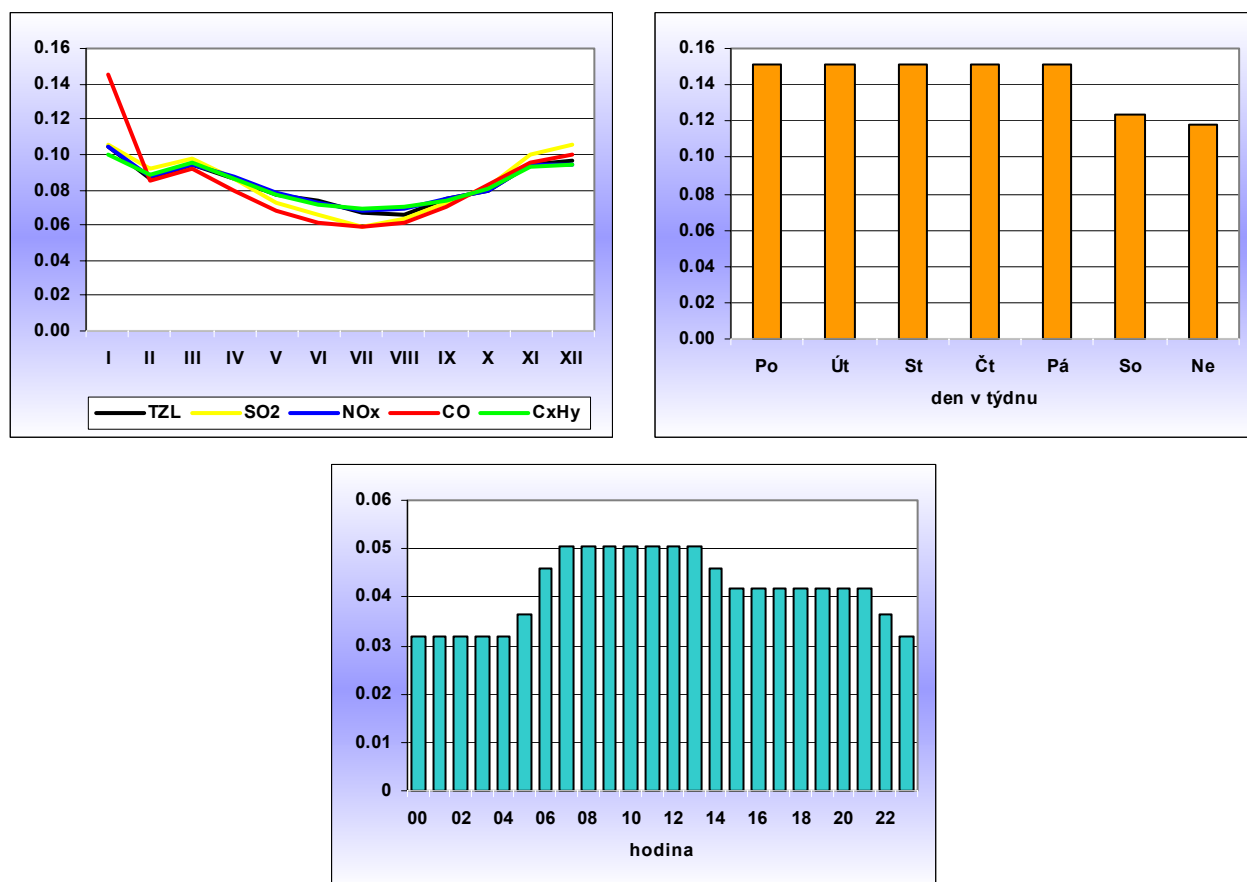


DP 3: 2.3.3. CHODY EMISÍ

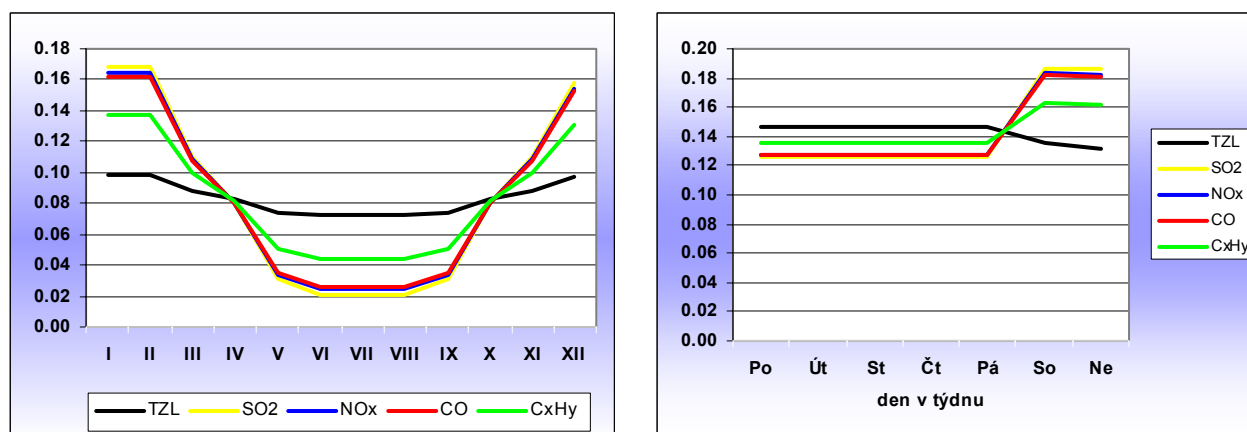
Protože modelově hodnotíme okamžité (hodinové) koncentrace znečišťujících látek je nutné znát i okamžitou (hodinovou) emisi. Její správné stanovení představuje velmi obtížný problém. Pro potřeby modelu CAMx ji parametrizujeme pomocí průměrných chodů emisí.

Na základě informací obsažených v databázi REZZO byly pro velké zdroje stanoveny průměrné roční, týdenní a denní chody zdrojů. Emisní chody zdrojů REZZO 2, 3 a 4 byly odhadnuty na základě konzultací s oddělením emisí a zdrojů. (Tyto hodnoty byly použity i pro zdroje mimo republiku, protože jiné informace nejsou k dispozici.)

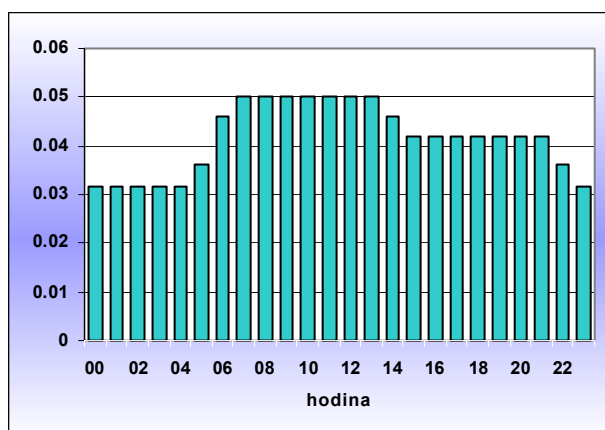
Obr. 3-13 Roční, týdenní a denní chody emisí zdrojů REZZO 1 (údaje v %/100)



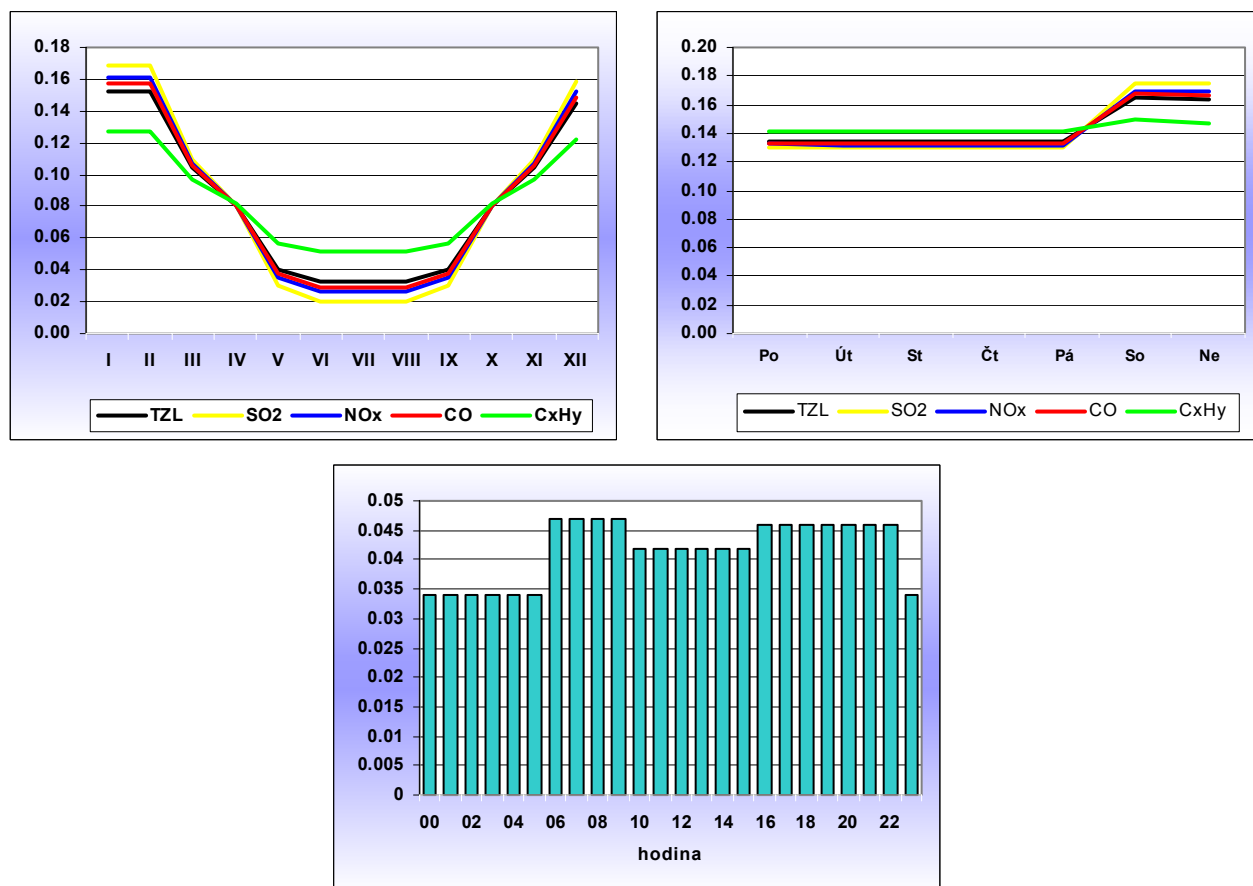
Obr. 3-14 Roční, týdenní a denní chody emisí zdrojů REZZO 2 (údaje v %/100)



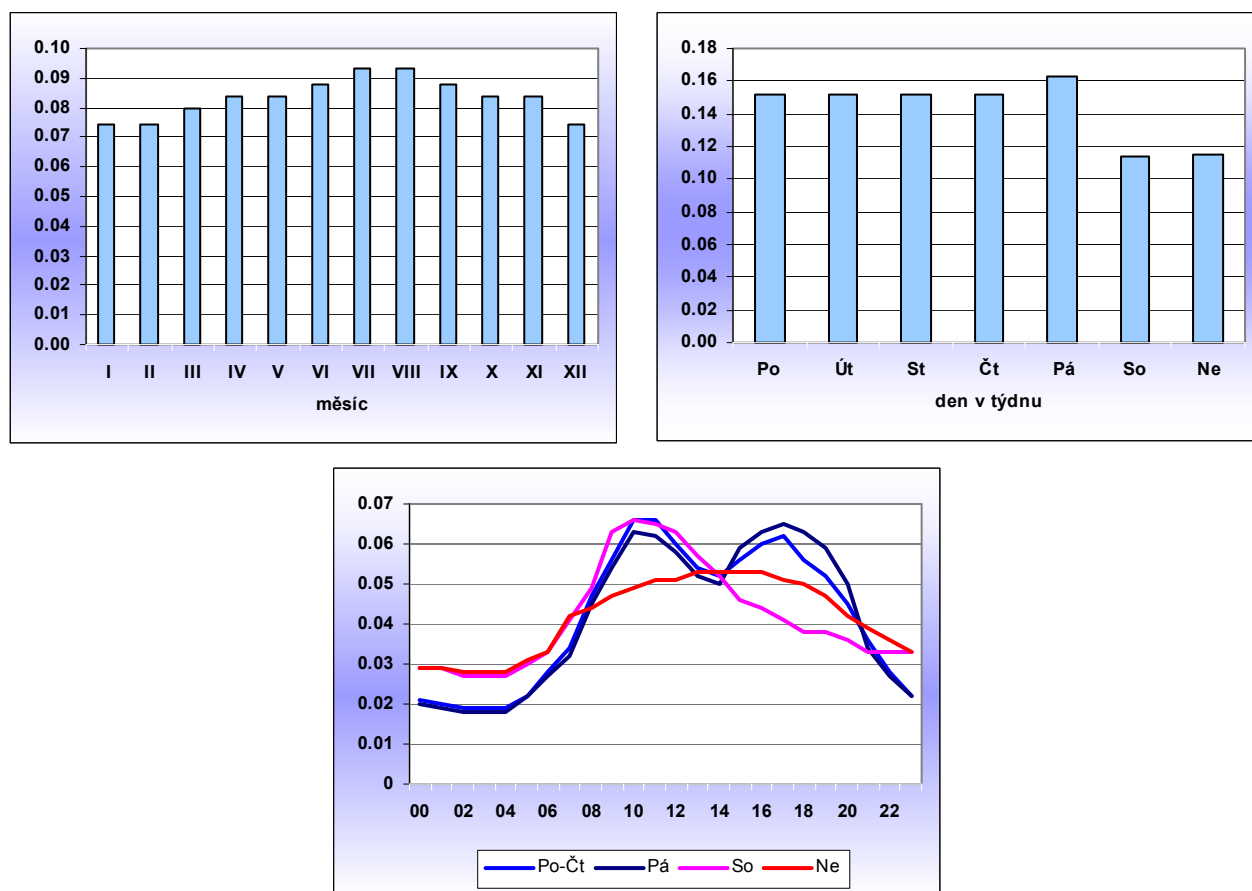
Obr. 3-14 Roční, týdenní a denní chody emisí zdrojů REZZO 2 (údaje v %/100) - pokračování



Obr. 3-15 Roční, týdenní a denní chody emisí zdrojů REZZO 3 (údaje v %/100)



Obr. 3-16 Roční, týdenní a denní chody emisí zdrojů REZZO 4 (údaje v %/100)



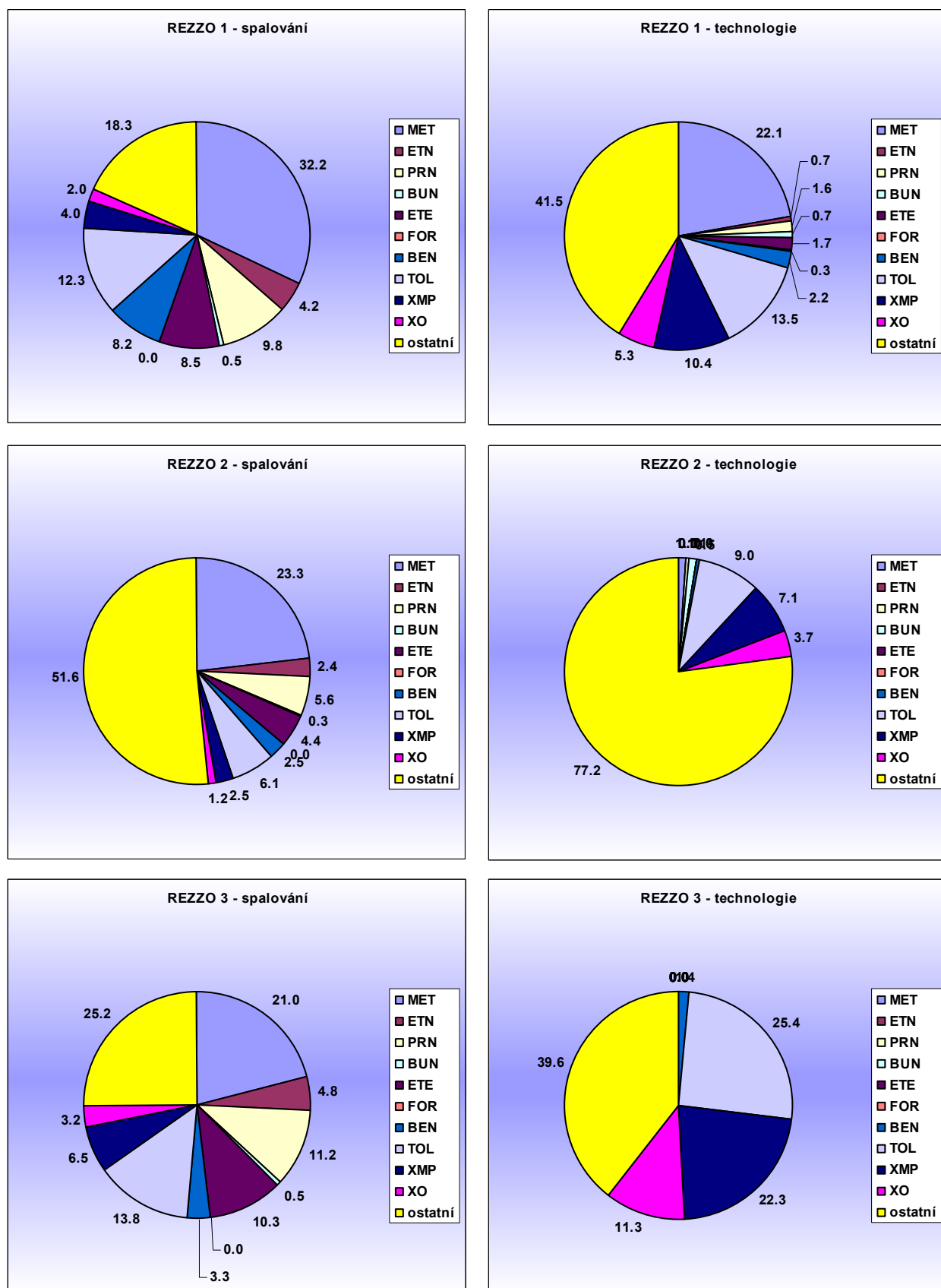
DP 3: 2.3.4. EMISE VOC

Emisní databáze typicky pracují s celkovou sumou VOC. Pro zohlednění chemických procesů v ovzduší je třeba tyto sumární hodnoty rozdělit na jednotlivé složky. Pro model CAMx jsme využili závěrů publikovaných v [67]. Následující obrázky představují procentuální rozdělení sumárních hodnot VOC na vybrané sloučeniny.

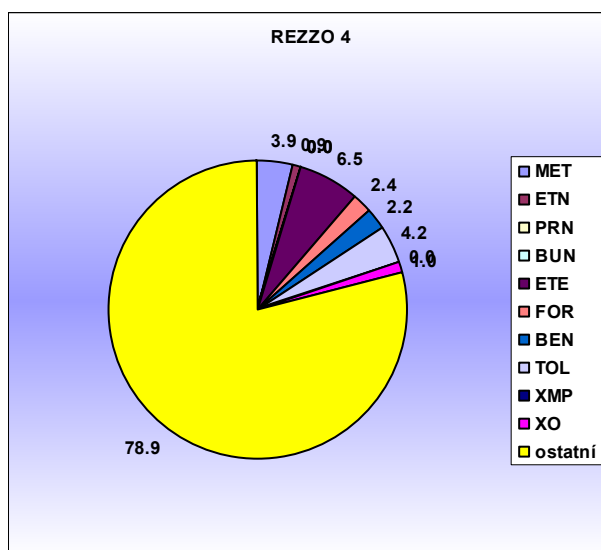
Tab. 3-4 Význam zkratk pro rozpočet VOC

Kód	Popis položky
MET	metan
ETN	etan
PRN	propan
BUN	n-butan
ETE	etylen
FOR	formaldehyd
BEN	benzen
TOL	toluen
XMP	m+p-xyleny
XO	o-xylen

Obr. 3-17 Rozpočet emisí VOC podle typu zdrojů



Obr 3-17 Rozpočet emisí VOC podle typu zdrojů – pokračování



DP 3: 2.4. METEOROLOGICKÁ DATA

Jak již bylo naznačeno výše, model CAMx přebírá údaje o stavu a vývoji počasí z meteorologického prognózního modelu ALADIN, který je operativně provozován v ČHMÚ. Jedná se převážně o 3-dimenzionální pole (vítr, teplota, vlhkost...) a některá 2-dimenzionální pole (srážky, přízemní teplota...).

Tato data jsou uživateli distribuována ve standardním formátu GRIB, který je zpracovatelským programem dekodován a upraven do formátu potřebného pro model CAMx.

Vzhledem k tomu, že v ČHMÚ nejsou operativně archivována data z předpovědí modelu ALADIN, byly lokálně uložena data pro červencový týden 7.-13.7.2003 a pro srpnový týden 3.-9.8.2003. (Archivace většího počtu termínů klade velké nároky na diskovou paměť.) Červencové termíny byly použity pro kalibraci modelu, výpočty provedené na základě srpnových hodnot jsou uvedeny na ukázkou v následující kapitole.

DP 3: 3. VÝSLEDKY MODELU

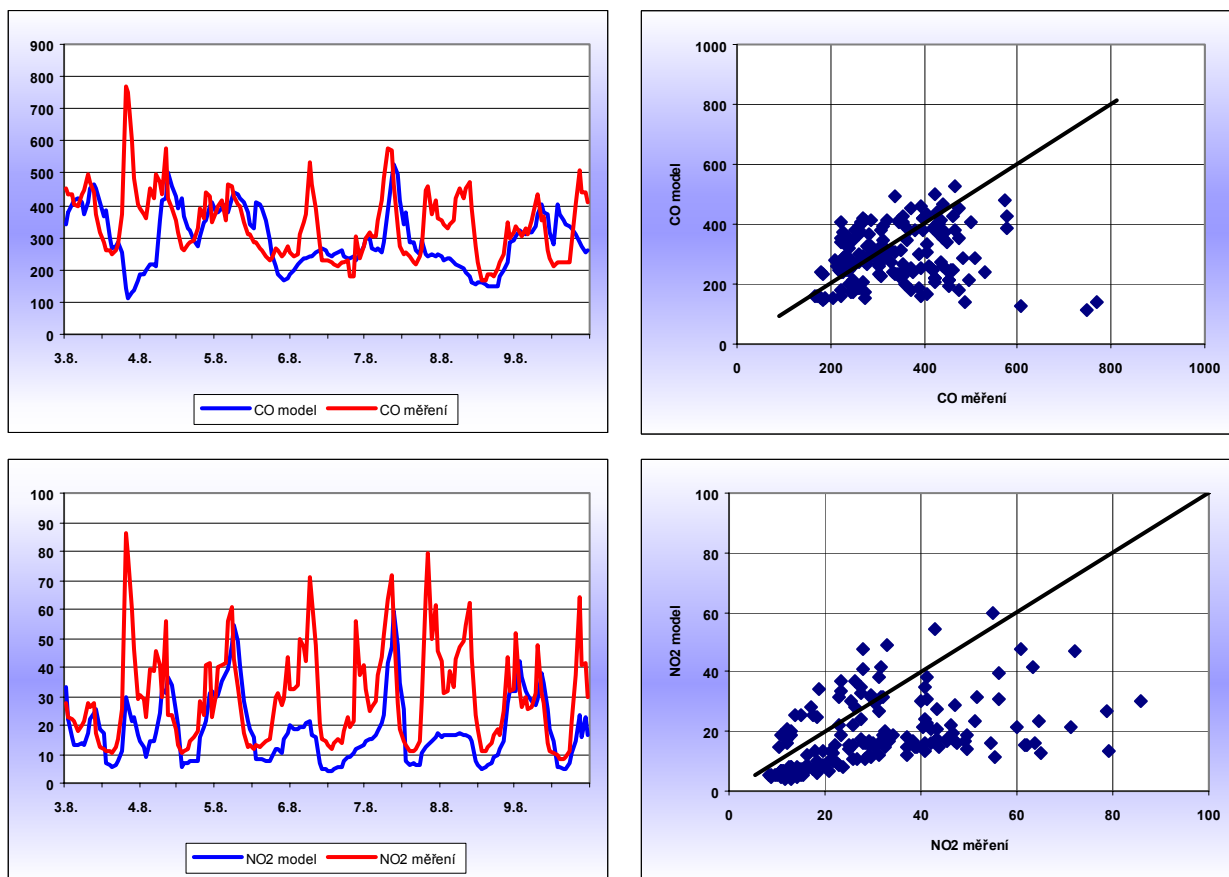
Následující obrázky ukazují některé výsledky získané při zkušebním běhu modelu. Model byl spuštěn na období 2.8. – 9.8.2003 (termín 2.8. byl z výsledků vypuštěn – model vyžaduje jistou dobu pro ustavení rovnováhy). Obrázky ukazují porovnání modelových a měřených koncentrací oxidu uhelnatého (CO), oxidu dusičitého (NO₂), ozonu (O₃) a oxidů dusíku (NO_x). Všechny hodnoty koncentrací v této kapitole jsou uváděny v $\mu\text{g.m}^{-3}$ a jedná se o hodinové průměrné koncentrace.

Grafy na Obr. 3-18 a Obr. 3-19 ukazují časový vývoj vybraných znečišťujících látek na stanicích Praha - Libuš a Košetice. První stanice charakterizuje městské pozadí, druhá je typicky pozadřovou stanicí.

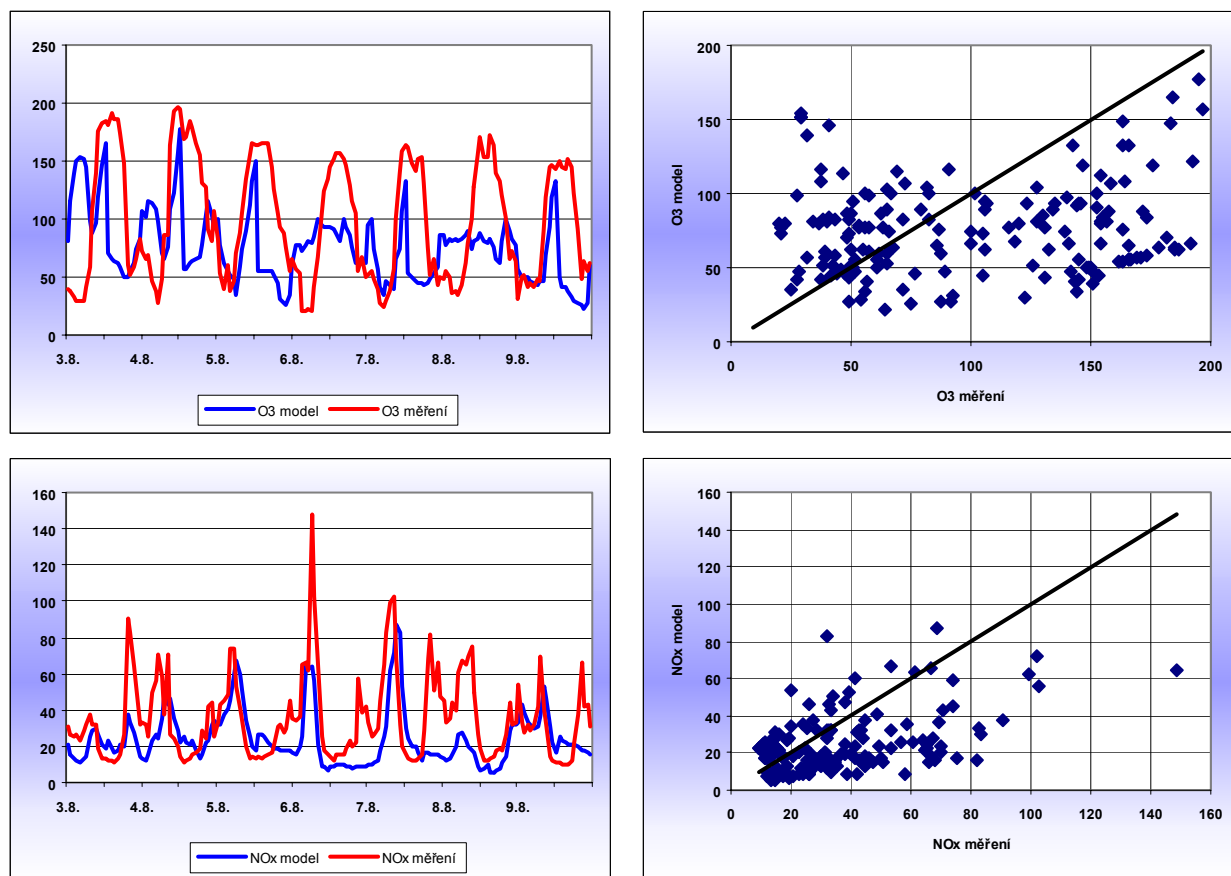
Výsledky ukazují poměrně dobrou shodu modelu s měřením pro CO, pro ostatní látky je shoda nižší. Zvláště je to patrné na stanici Košetice.

Na Obr. 3-20 je zobrazeno prostorové porovnání koncentrací ozonu na území České republiky (tj. na podrobnějším gridu). Koncentrace jsou vyneseny pro termín 6.8.2003, 13:00 hod. Velký propad modelových koncentrací ozonu na Ostravsku patrně způsoben nerovnováhou v emisích v této průmyslové oblasti.

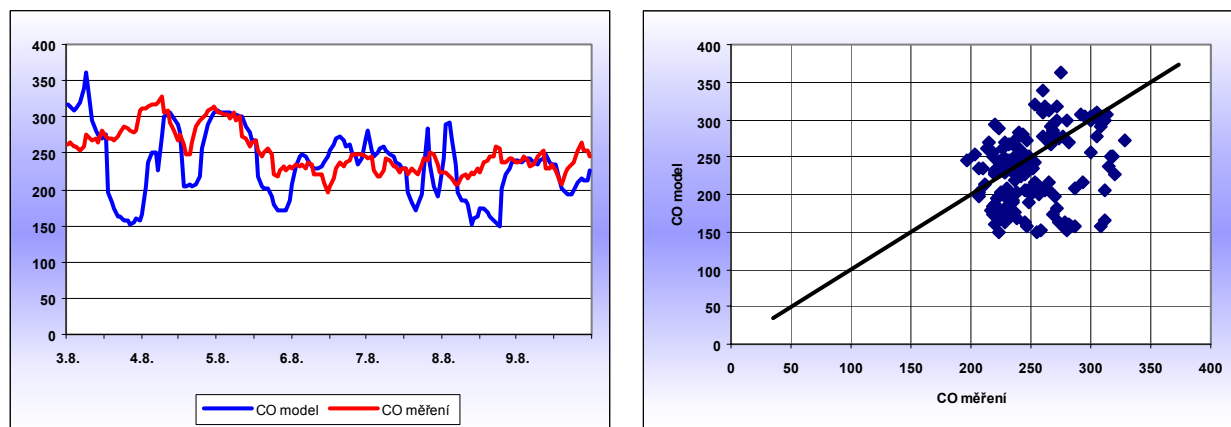
Obr. 3-18 Porovnání výsledků modelu s měřeními, stanice Praha – Libuš (0774), 3.-9.8.2003



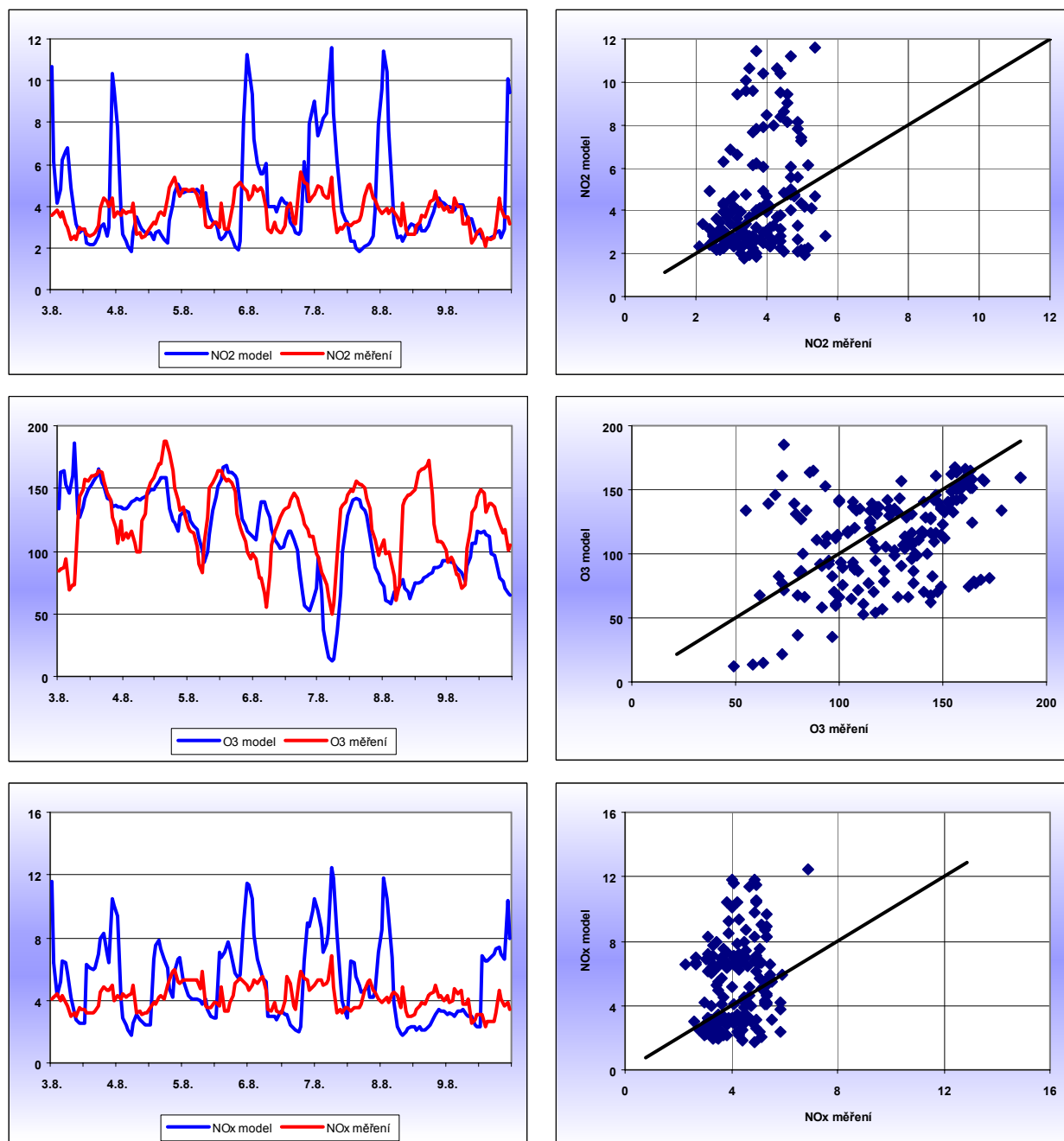
Obr. 3-18 Porovnání výsledků modelu s měřeními, stanice Praha – Libuš (0774), 3.-9.8.2003 – pokračování



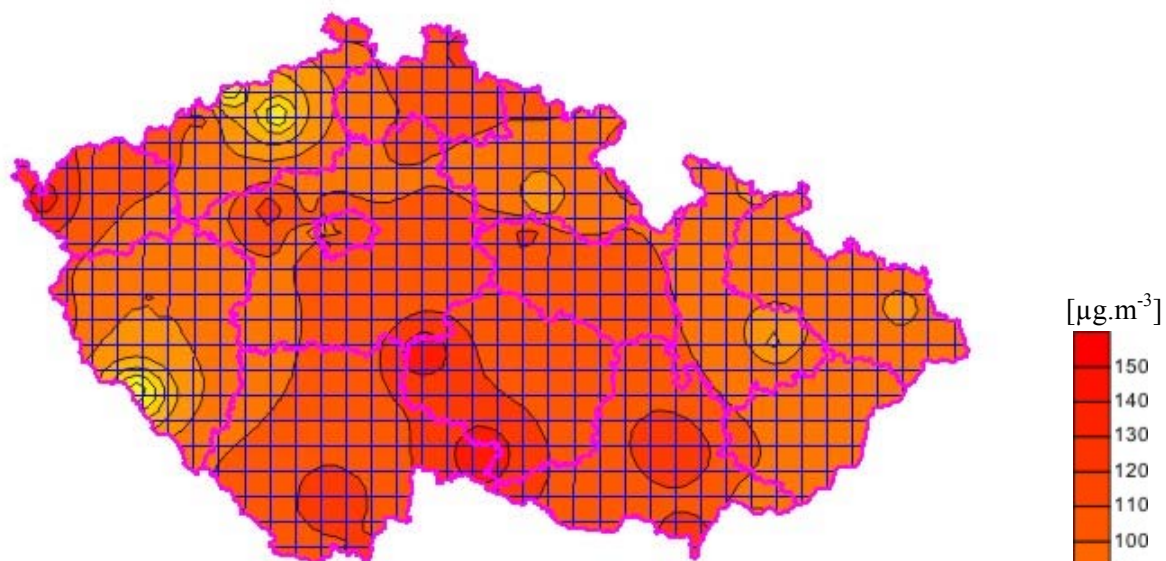
Obr. 3-19 Porovnání výsledků modelu s měřeními, stanice Košetice (1138), 3.-9.8.2003



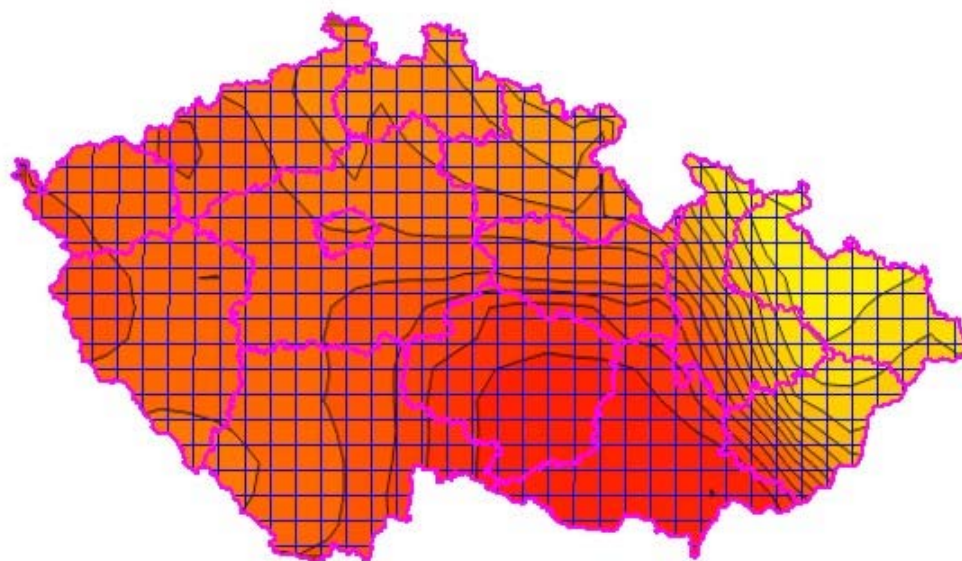
Obr 3-19 Porovnání výsledků modelu s měřeními, stanice Košetice (1138), 3.-9.8.2003 – pokračování



Obr. 3-20 Plošné porovnání modelových koncentrací ozonu s měřenými, 6.8.2003, 13:00 h
a) měřené hodnoty



b) modelové hodnoty



DP 3: 4. ZÁVĚR

Přestože model na demonstračním běhu ukázal svoji schopnost vyhodnocovat okamžité koncentrace znečišťujících látek na území republiky, zůstává zde řada oblastí, které bude vhodné při další práci s modelem prověřit.

Jednou z klíčových úloh je správné vyhodnocení emisí pro konkrétní termín. Zde očekáváme do budoucna lepší přiblížení k realitě, které by mělo vyplynout z práce oddělení emisí a zdrojů (mimo jiné i v rámci probíhající VaV/740/4/03). Bude též vhodné prověřit rozpočty emisí VOC na jednotlivé komponenty.

V současné době je prognózní model ALADIN převáděn na jemnější síť (cca. 9 km). V souvislosti s tím bude nutné znovu zpracovat vstupní údaje tak, aby s tímto rozlišením korespondovaly.

Předpokládáme, že model bude v rámci ČHMÚ využíván pro studium epizodických událostí, a tak přispěje k lepšímu porozumění vztahů mezi zdroji znečištění a imisní zátěží.

LITERATURA

- [56] GRIB (Edition 1), NOAA, Office note 388, leden 1996
- [57] Grining S-E., Batchvarova E.: Air Pollution Modeling and its Application XIII, Kluwer Academic / Plenum Publishers, New York, 1998
- [58] Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Proceedings, 7th International Conference, Belgirate, Italy, květen 2001
- [59] Internetová databáze Earth Resources Observation Systems (EROS) Data Center (EDC), U.S. Geological Survey's, <http://edc.usgs.gov>
- [60] Pechala F., Bednář J.: Příručka dynamické meteorologie, Academia, Praha, 1991
- [61] Podzimek J., Fysika oblaků a srážek, Nakladatelství Československé Akademie věd, Praha, 1959
- [62] Ranjeet S. S., Bartzis J. G.: Urban Air Quality – Recent Advances, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 2002
- [63] User's Guide, Comprehensive Air Quality Model with Extensions, Environ International Corporation, Novato, California, duben 2002
- [64] User's Guide to the Variable-Grid Urban Airshed Model (UAM-V), ICF Consulting, San Rafael, California, říjen 1999
- [65] www.camx.com
- [66] www.emep.int
- [67] Závěrečná zpráva projektu VaV/520/2/98 Vytvoření submodelu chemických a radioaktivních transformací pro modely transportu a rozptylu znečišťujících látek v ovzduší, ČHMÚ, listopad 1999
- [68] Zverev A. S., Synoptická meteorológia, ALFA, Bratislava, 1986