

# ZLEPŠENÍ METOD HODNOCENÍ ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ ČÁSTICEMI PM<sub>10</sub> NA ÚZEMÍ ČESKÉ REPUBLIKY

Jana Maznová, Iva Hůnová, Ondřej Vlček, Helena Hnilicová  
Český hydrometeorologický ústav, Praha, hunova@chmi.cz

Lektoroval: RNDr. Josef Keder, CSc.

## ABSTRAKT

Předkládaný příspěvek shrnuje hlavní výsledky rešerše odborné literatury připravené v prvním roce řešení projektu CZ 0049 „Zlepšení metod hodnocení znečištění ovzduší částicemi PM<sub>10</sub> na území České republiky“. Stručně jsou uvedeny informace o velikostním rozdělení částic, jejich chemickém složení, účincích na zdraví i vegetaci, je popsána imisní zátěž částicemi na území ČR. Pozornost je zaměřena na indikaci řešení problémových okruhů spojených s modelováním imisních úrovní aerosolu frakce PM<sub>10</sub> a disgregací emisí ze zdrojů. Cílem projektu je zdokonalit metody hodnocení zátěže území republiky částicemi aerosolu frakce PM<sub>10</sub>. Pro řešení projektu byl zvolen model CAMx (Comprehensive Air quality Model with extensions) umožňující, v porovnání s modely dosud používanými na ČHMÚ, úplnější a přesnější popis atmosférických reakcí a přenosu znečišťujících příměsí v atmosféře, včetně vzniku sekundárních částic. Nadlimitním koncentracím PM<sub>10</sub> je, podle pravidelně prováděných hodnocení Úseku ochrany čistoty ovzduší ČHMÚ, exponována významná část populace. Vzhledem k závažným negativním dopadům na lidské zdraví je tato situace poměrně závažná. Nezbytným východiskem pro nalézání účinných řešení je co nejpřesnější popis reálné situace.

**Klíčová slova:** aerosol, CAMx, emise, imise, modelování

## IMPROVEMENT OF THE ASSESSMENT METHODS OF AMBIENT AIR POLLUTION LOADS OF PM<sub>10</sub> IN THE CZECH REPUBLIC

*The contribution collates the major results of the scientific literature review prepared within the 1st year of the project CZ 0049 "Improvement of the assessment methods of ambient air pollution loads of PM<sub>10</sub> in the Czech Republic". We summarize the information on particle size distribution, the chemical composition, impacts on human health and vegetation, and characterize the particulate matter load in the CR. We focus on indication of solving the problem areas linked to the PM<sub>10</sub> modeling and emission disaggregation. The project aims to improve the assessment methods for PM<sub>10</sub>. We selected the CAMx (Comprehensive Air quality Model with extensions) model providing – as compared to the models used so far in the CHMI – more detailed and accurate description of chemical reactions and pollutant atmospheric transport, including the secondary particle formation. According to the CHMI regular ambient air quality assessment the significant part of the Czech population is exposed to the above-limit PM<sub>10</sub> levels. Considering the substantial human health impacts the situation is rather alarming. The inevitable starting point for finding of the efficient measures is the most thorough description of the reality.*

**Key words:** ambient air quality, aerosol, CAMx, emissions, modeling

## ÚVOD

V současné době představuje imisní zátěž území částicemi jeden z největších problémů nejen v České republice, ale prakticky v celé Evropě. Z hlediska zdravotních rizik jsou nejproblematictější zvláště jemné částice. Existující informace o chemickém složení a velikostním rozložení částic nejsou zcela dostatečné. Přitom lepší popis těchto charakteristik může poskytnout cenné vodítko při úsilí snížit imisní zátěž, zejména pro vytipování zdrojů podílejících se největší měrou na znečišťování. Dalším problémem, zejména z pohledu modelového hodnocení území, je nedostatečný popis a kvantifikace procesů vedoucích k resuspenzi a tvorbě sekundárních částic. Toto ve svém důsledku vede k významnému podhodnocování imisní zátěže částicemi při využití disperzních modelů. Přispět k řešení výše uvedených problémů si klade za cíl projekt „Zlepšení metod hodnocení znečištění ovzduší částicemi PM<sub>10</sub> na území České republiky“ („Improvement of the assessment methods of ambient air pollution loads of PM<sub>10</sub> in the Czech Republic“). Je řešen od dubna 2007 v Českém hydrometeorologickém ústavu (ČHMÚ) ve spolupráci s Ústavem chemických procesů AV ČR a norským Ústavem pro výzkum ovzduší NILU (Norwegian Institute for Air Research). Projekt je financován v rámci programu Finančního mechanismu EHP/Norska. Cílem projektu je především zdokonalit metody hodnocení zátěže území republiky aerosolem frakce PM<sub>10</sub>.

V současné době se v ČHMÚ používá postup hodnocení koncentrací částic PM<sub>10</sub> zahrnující sekundární částice vznikající chemi-

kými procesy v atmosféře pouze v omezeném rozsahu. Oproti tomu disperzní model CAMx umožňuje úplnější a přesnější popis chemismu a transportu znečištění, včetně vzniku sekundárních částic. To vyžaduje propojení modelu pro výpočet imisních koncentrací s meteorologickým předpovědním modelem a modelem emisí prekurzorů částic. Sekundární částice (jejichž hlavními plynnými prekurzory jsou kyslík, vodní pára, ozon, hydroxylové a dusičnanové radikály, oxid siřičitý a oxidy dusíku a organické látky z přírodních i antropogenních zdrojů) vznikají nukleací nízkotlakých par nebo chemickými reakcemi, kondenzací plynů na existující částice a koagulací částic. Tak může jedna částice obsahovat příspěvek z celé řady zdrojů (EPA, 2004).

Předkládaný příspěvek připravený autorským kolektivem ČHMÚ představuje souhrn dostupných informací v dané problematice vypracovaný v rámci projektu CZ 0049 a indikaci řešení problémových okruhů spojených s modelováním imisních úrovní aerosolu frakce PM<sub>10</sub> a disgregací emisí ze zdrojů. Detailní informace o aktivitách a dosavadních výsledcích projektu je možné nalézt na speciálně zřízené webové stránce [www.chmi.cz/uoco/prj/cz0049/index.html](http://www.chmi.cz/uoco/prj/cz0049/index.html).

## VELIKOSTNÍ ROZDĚLENÍ ČÁSTIC

Běžně se rozlišuje tzv. hrubá frakce, „coarse particles“ (o aerodynamickém průměru 2,5–10 μm), jemná frakce, „fine particles“ (0,1–2,5 μm) a ultrajemná frakce, „ultrafine particles“ (< 0,1 μm). Ve starší odborné literatuře byla jako hru-

bá frakce nazývána frakce částic  $> 10 \mu\text{m}$  (Englert, 2004). Různé velikostní frakce obvykle vznikají rozdílnými způsoby, jinak jsou transformovány, rozdílnými mechanismy jsou odstraňovány, liší se i jejich chemické složení a liší se také jejich účinky na zdraví. Whitby and Sverdrup (1980) rozdělují částice obsažené v atmosféře do 3 módů: nukleační mód, „nuclei mode“ ( $< 0,1 \mu\text{m}$ ), akumulární mód, „accumulation mode“ ( $0,1 - 1 \mu\text{m}$ ) a hrubý mód „coarse mode“ ( $> 1 \mu\text{m}$ ). Částice akumulárního módu tvoří většinu povrchu částic obsažených v atmosféře. Vznikají koagulací částic nukleačního módu nebo kondenzací par na částice nukleačního módu, které tak dorůstají do velikosti částic akumulárního módu. Název akumulární vychází ze skutečnosti, že částice této velikosti jsou méně efektivně odstraňovány z atmosféry než částice nukleačního módu nebo částice hrubého módu a dochází tak k jejich akumulaci v atmosféře. Částice nukleačního módu jsou zdaleka nejpočetnější, tvoří však jen několik málo procent celkové hmotnosti částic v atmosféře. Tyto částice vznikají především kondenzací plynů a par vzniklých během spalovacích procesů.

## CHEMICKÉ SLOŽENÍ ČÁSTIC

Chemické složení částic nalézajících se v atmosféře je klíčové pro určení jejich zdrojů, popř. možných rizik s nimi spojených. Pro jednotlivé velikostní frakce částic je typické určité chemické složení odpovídající mechanismu jejich vzniku.

Sírany, amoniak, vodíkové ionty, elementární uhlík, sekundární organické sloučeniny a některé přechodné kovy se nalézají především v částicích jemné frakce. Prvky zemské kůry jako např. vápník, hliník, křemík, hořčík a železo, stejně jako některé organické materiály, jako jsou pyly, spóry a zbytky rostlin a živočichů, jsou obsaženy především v částicích hrubé frakce. Některé látky jako např. draslík nebo dusičnany lze nalézt v obou frakcích, nicméně do každé se dostávají jiným způsobem.

Uhlík, významná složka aerosolu, se nalézá buď ve formě elementární, nebo ve formě organické. Elementární uhlík (EC, elementary carbon) je emitován vždy přímo, především při spalovacích procesech, částičky organického uhlíku (OC, organic carbon) mohou být emitovány přímo nebo mohou vzniknout při kondenzaci málo těkavých organických plynů. Dle (Seinfeld and Pandis, 1998) tvoří uhlíkaté částice 10–50 % celkové hmoty frakce  $\text{PM}_{10}$ . Organický materiál ve frakci  $\text{PM}_{2,5}$  má svůj původ ve spalovacích procesech nebo v oxidaci těkavých organických látek (VOC, volatile organic compounds), organický materiál obsažený ve frakci  $\text{PM}_{2,5-10}$  pochází především ze zbytků biologických materiálů (Putaud et al., 2004).

## ÚČINKY AEROSOLOVÝCH ČÁSTIC

### Účinky na lidské zdraví

Zdravotní účinky vdechnutých částic jsou dány jejich velikostí, tvarem a chemickým složením. Vyhodnocení velikosti jako jediné proměnné ve vztahu k možným negativním účinkům je poměrně obtížné, neboť pro jistý velikostní mód je vždy typické určité chemické složení, jako např. výskyt kovů převážně v jemné frakci a prvků zemské kůry převážně ve frakci hrubé. Důkazy, které jsou doposud k dispozici, neposkytují jednoznačnou odpověď na případný nespecifický vliv velikosti částic PM na jejich možnou míru toxicity (WHO, 2006). Nicméně je známou sku-

tečností, že částice jemné frakce se v porovnání s většími částicemi dostávají hlouběji do dýchací soustavy, setrvávají zde delší dobu, snadněji se dostávají do vnitřního prostředí organismu a mohou být v organismu transportovány na delší vzdálenosti. Z tohoto důvodu představují jemné částice významnější riziko pro lidské zdraví (Pope III and Dockery, 2006). Kromě velikosti částice významně ovlivňují místo usazování částic charakteristiky dýchání (EPA, 2004), jako je objem vdechnutého vzduchu, frekvence dechu, cesta vzduchu (nosem či ústy).

Expoziční studie na lidech a zvířatech ukázaly, že vdechnuté částice mohou mít přímé účinky na dýchací ústrojí a to především některým z následujících způsobů: vznik zánětů, zhoršení již existujících onemocnění dýchacích cest, zhoršení plicních obranných mechanismů, zvýšení produkce specifických imunoglobulinů, změna reaktivity dýchacích cest vůči antigenům, změna schopnosti plic reagovat vůči bakteriím a zvýšení citlivosti vůči mikrobiální infekci. Vznik zánětů je prvotní příčinou mnoha negativních zdravotních účinků způsobených částicemi (WHO, 2006).

Řada prací prokázala schopnost vdechnutých částic způsobovat oxidativní stres (např. Donaldson et al., 2003). Zvýšené imisní koncentrace dále přispívají ke kardiovaskulárním chorobám a akutním trombotickým komplikacím. Vzhledem ke svým koagulačním vlastnostem mohou zvyšovat riziko mozkové nebo srdeční příhody. Při chronickém působení mohou způsobovat rozvoj aterosklerózy (kornatění tepen). Částice mohou mít také přímý účinek na činnost srdce prostřednictvím jejich absorpce krví a v důsledku uvolňování chemických látek v nich obsažených do krevního oběhu, což následně může ovlivňovat jak srdeční funkce, tak i kardiovaskulární soustavu pomocí autonomního (vegetativního) nervového systému (WHO, 2006). Při chronickém působení mohou zvýšené koncentrace částic zvyšovat úmrtnost, resp. snižovat očekávanou délku života (WHO, 2006). V práci (Horálek et al., 2007) jsou uvedeny výsledky odhadů počtu předčasných úmrtí z důvodu dlouhodobých zvýšených koncentrací částic  $\text{PM}_{10}$  nad úroveň požadové koncentrace. Pro uvedených 28 evropských států se odhad pohybuje v rozmezí 283 716 resp. 371 743 osob za rok v závislosti na stanovené úrovni požadové koncentrace 5 resp.  $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Pro Českou republiku se odhadnutý počet rovnal hodnotě 7443 resp. 9366 osob za rok.

### Účinky na vegetaci

Usazování částic na povrchu vegetace závisí na velikosti částic a v menší míře také na jejich chemickém složení.

Pokrytí vegetace částicemi může způsobovat jednak mechanické poškození (např. při písečných bouřích), jednak může docházet ke snižování toku fotonů potřebných pro fotosyntézu. Významnější se ale ukazuje jejich interakce na chemické úrovni. Kyselé a alkalické sloučeniny mohou způsobovat poškození povrchu listů (Grantz et al., 2003). Např. v blízkosti zdroje cementového prachu byl pozorován nárůst hodnot pH na listech až k hodnotě 12. Za těchto podmínek dochází k hydrolýze lipidů a vosků, k průniku přes kutikulu a ke změně vlastností bílkovin v listech (Guderian, 1986).

Usazené částice mohou ovlivňovat i tzv. fylosféru, tedy mikroprostředí obklopující nadzemní části rostlin. Houby, mikroorganismy a členovci žijící na listech stromů mají vliv na rozkladné procesy po jejich opadu. Narušením těchto spole-

čerstvosti v důsledku usazení částic může dojít ke zpomalování rozkladu a ke změnám v dostupnosti některých látek pro rostliny (Miller et al., 1982).

Dostupná data indikují, že hlavní účinky na vegetaci probíhají prostřednictvím půdy. Nejčastější mechanismus vlivu na vegetaci je prostřednictvím rhizosféry, tedy povrchu a bezprostředního okolí kořenového systému. Částice usazené na povrch země mohou v závislosti na svém chemickém složení ovlivňovat bakterie nezbytné v koloběhu živin, které pro rostliny zpřístupňují dusík a síru potřebné pro jejich růst, a dále ovlivňují houby, které se spolupodílejí na mykorrhize, při níž se dodává rostlinám voda s rozpuštěnými minerálními látkami nezbytnými pro jejich růst. Takové působení je většinou chronické a jeho důsledky se mohou projevit až po delší době.

Kromě vlivu na půdní biotu dodávají usazené částice do půdy chemické prvky. Významný je dusík, který ovlivňuje bakterie a houby rhizosféry. Je důležitý pro růst a hraje významnou úlohu v metabolismu rostlin (ovlivňuje využití fosforu, draslíku a dalších prvků, má vliv také na fotosyntézu). Podle (Aber et al., 1998) se mikrobiální půdní společenstva v důsledku saturace dusíkem pozměňují, a to tak, že vzrůstá množství bakterií na úkor hub. Rostliny se také liší ve schopnosti přijímat dusík dodávaný vlivem antropogenní činnosti, čímž může docházet k narušování přirozené rovnováhy jednotlivých druhů (Bowman, 2000). Částice s obsahem síry a dusíku, podobně jako kyselá srážka, ovlivňují pH půdy, na kterém je např. závislé uvolňování fytotoxického hliníku. Ten snižuje příjem vápníku, což má za následek snížení rychlosti tvorby dřeva a zvýšenou náchylnost stromů k nejrůznějším nemocem (Smith, 1990).

## IMISNÍ SITUACE V ČESKÉ REPUBLICE

Současné koncentrace částic velikostní frakce  $PM_{10}$  v ovzduší ČR jsou vzhledem k jejich závažnosti ve vztahu k lidskému zdraví a míře expozice populace nadlimitním koncentracím vážným problémem. Z pravidelně publikovaných hodnocení prováděných Úsekem ochrany čistoty ovzduší Českého hydrometeorologického ústavu je zřejmé, že každoročně je nadlimitním koncentracím exponovaná značná část populace, zejména v Moravskoslezském kraji (Ostravsko a Karvinsko) a v Praze. Imisní limit pro 24hodinovou průměrnou koncentraci frakce  $PM_{10}$  byl v roce 2007 překročen na 6,3 % území republiky, limit pro roční průměrnou koncentraci byl překročen na 0,7 % území ČR. V oblastech, kde koncentrace  $PM_{10}$  v roce 2007 překročily imisní limity, žije téměř 32 % populace. Oproti předchozím letům došlo sice v roce 2007 ke zmenšení plochy vykazující překročení limitů  $PM_{10}$ , to je však dáno snížením znečištění na celém území ČR v důsledku příznivějších meteorologických a rozptylových podmínek v hodnoceném roce. Od roku 2003 se v ČR měří také jemná frakce suspendovaných částic  $PM_{2,5}$ . Srovnáme-li výsledky s ročním limitem definovaným v nové směrnici 2008/50/EC ( $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) je zřejmé, že na 5 lokalitách z celkového počtu 32 byl tento limit v roce 2007 překročen.

Měření indikují, že poměr frakce  $PM_{2,5}$  a  $PM_{10}$  není konstantní, ale vykazuje určitý sezónní chod. V r. 2007 se tento průměrný poměr frakcí (měsíční průměr poměrů denních koncentrací) pohyboval v rozmezí 0,35–0,91, s nižšími hodnotami v letním období (Maznová, 2008).

Sezónní průběh poměru frakce  $PM_{2,5}/PM_{10}$  souvisí se sezónním charakterem některých emisních zdrojů. Emise ze spa-

lovacích zdrojů totiž vykazují vyšší zastoupení frakce  $PM_{2,5}$  než např. emise ze zemědělské činnosti a reemise při suchém a větrném počasí. Vytápění v zimním období roku může být tedy důvodem vyššího podílu frakce  $PM_{2,5}$  oproti frakci  $PM_{10}$ . Pokles během jarního období a začátku léta je v některých pracích vysvětlován nárůstem množství větších částic biogenní povahy, např. pylů (Gehrig and Buchmann, 2003).

Na dopravních stanicích je studovaný poměr  $PM_{2,5}/PM_{10}$  nejnižší. Při spalování paliva z dopravy se emitované částice nalézají především ve frakci  $PM_{2,5}$  a očekávaný poměr by měl být tedy u dopravních lokalit vysoký. To, že tomu tak není, potvrzuje význam emisí větších částic z otěrů pneumatik, brzdového obložení a silnic.

## MODELY ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ

Matematické modely rozptylu znečištění ovzduší jsou, vedle monitorování koncentrací těchto látek, nástrojem pro posuzování kvality ovzduší v územních celcích různého měřítka. Modely umožňují doplnit informace o úrovni znečištění ovzduší v oblastech, kde je monitorovací síť řídká, popřípadě není vůbec vybudována. Nezastupitelná je úloha rozptylových modelů při predikci budoucí imisní zátěže nebo při variantním posuzování efektivity navrhovaných opatření ke zlepšení kvality ovzduší.

### Přehled modelů

Pro modelování aerosolu a dalších znečišťujících látek ve venkovním ovzduší se používají modely různé složitosti. V české legislativě, v nařízení vlády č. 597/2006 Sb., jsou jako referenční stanoveny modely ATEM, SYMOS'97 a AEOLIUS. První dva jsou gaussovské modely s výpočetní oblastí do 100 km od zdroje znečištění. ATEM je navržený pro použití v městských oblastech nad úroveň budov a SYMOS'97 ve venkovských oblastech. AEOLIUS (UK Met Office) je specializovaný pro modelování znečištění z mobilních zdrojů v jednotlivých uličních kaňonech. Tyto modely však nejsou vhodné pro modelování rychle reagujících látek (např. troposférický ozón) ani nezahrnují sekundární a resuspendované částice  $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$ . Dále se v minulosti v ČR používaly např. modely MEDIA (eulerovský model vyvinutý Meteo France) a statistický model APROPOS. Pro účely celostátního rozsahu se v současné době jeví jako nejvhodnější komplexní eulerovské modely využívající vstupy z numerických modelů předpovědi počasí. Oproti referenčním gaussovským modelům poskytují několik zásadních zlepšení: výpočetní oblast městského až kontinentálního měřítka; úplnější a přesnější popis transportu znečištění i jeho chemismu; popis tvorby sekundárních aerosolů; modelování troposférického ozonu. Ve světě se často používají modely CAMx a CMAQ.

CAMx (Comprehensive Air quality Model with extensions), současná verze 4.51, je trojrozměrný eulerovský disperzní fotochemický model pro plynné a aerosolové složky znečištění ovzduší. Jedná se o veřejně dostupný software s otevřeným zdrojovým kódem (tzn. že zdrojový kód si mohou uživatelé prohlížet a za určitých podmínek i upravovat.) Vytvořil jej americká společnost Environ se sídlem v Novatu v Kalifornii. Mezi jeho klíčové vlastnosti patří možnost definovat v rámci hlavní výpočetní oblasti dvojicemi vnořené oblasti s vyšším rozlišením; chemické mechanismy Carbon Bond IV, SAPRC99 a CB05; modelování

aerosolů v dvoufrakčním nebo v uživatelem definovaném více-frakčním módu; termodynamický popis tvorby a rozkladu sekundárních organických aerosolů (SOA) a schéma RADM pro vodní chemii. Model CAMx obsahuje několik modulů pro zpětnou analýzu, které je možné použít pro analýzu procesů probíhajících v modelu i pro navrhování opatření pro regulaci emisí, a zároveň je díky své struktuře vhodný pro zavádění uživatelem definovaných modulů (např. Gaydos et al., 2007).

CMAQ (Community Multi-scale Air Quality), současná verze 4.6, je také veřejně přístupný software s otevřeným zdrojovým kódem pro modelování znečištění ovzduší. Vyvíjí jej oddělení atmosférického modelování americké agentury EPA (Environment Protection Agency). Základní vlastnosti jsou dynamická reprezentace rozdělení PM využívající tři lognormálních módů; rovnovážná výměna hmoty mezi aerosolovou a plynnou složkou; předpoklad, že se všechny sekundární aerosoly vyskytují v jemné frakci; rovnovážné složení aerosolů modelované schématem ISORROPIA (Nenes et al. 1998) a schéma RADM pro vodní chemii (Byun and Ching, 1999).

Oba výše uvedené modely jsou si relativně podobné, přesto vykazují jisté rozdíly podmíněné upřednostněnými technickými řešeními a historickým vývojem. V rámci projektu VISTAS (<http://www.vistas-sesarm.org/>) byla provedena rozsáhlá srovnávací studie (např. Tesche et al., 2006, Morris et al., 2006) uvedených dvou modelů. Studie zahrnovala celý rok 2002, modelová doména pokrývala území USA s rozlišením  $36 \times 36$  km; jihovýchod USA byl popsán s rozlišením  $12 \times 12$  km. Studie byla zaměřena na schopnost modelů reprodukovat přízemní koncentrace plynných složek znečištění a jejich prekurzorů, aerosoly ovlivňující viditelnost, celkovou hmotu  $PM_{2.5}$  a mokrou depozici. Ukázalo se, že modely jsou srovnatelné na obou modelových oblastech a časových měřítkách od 1 hodiny do 1 roku. Pro použití v ČHMÚ byl s ohledem na zkušenosti, které s ním jsou v Ústavu Informatiky AV ČR, se kterým ČHMÚ dlouhodobě spolupracuje, vybrán model CAMx.

Model CAMx je ve světě využíván např. k posuzování vlivu emisních scénářů na koncentrace ozonu (Andreani-Aksoyoglu et al., 2008), modelování emisí z lesních požárů (Junquera et al., 2005) či modelování dohlednosti (např. Morris et al., 2006). Tento model je také operativně provozován rakouskou meteorologickou službou (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik).

## Popis modelu CAMx

Model CAMx potřebuje na vstupu meteorologické proměnné (výšku/tlak, horizontální vítr, teplotu, vertikální difuzivitu, relativní vlhkost, oblačnost a srážky), emise a kategorie zemského povrchu. Vhodným preprocesorem emisních vstupů je program SMOKE ([www.smoke-model.org/](http://www.smoke-model.org/)). Hlavní výpočetní oblast modelu může obsahovat dvoucestně vnořené oblasti s vyšším rozlišením. Jsou přípustné až čtyři úrovně vnoření. Slovo dvoucestně zde znamená, že zpřesněné koncentrace znečišťujících látek vstupují zpětně do hlavní výpočetní oblasti. Vnořené oblasti je možné přidávat/odebírat i za běhu modelu (tzv. *flexi-nesting*). Toho lze využít např. k modelování inicializační fáze na oblasti s hrubším rozlišením a k přidání vnořené oblasti až pro modelování epizodního úseku. Pro potřeby detailního modelování vleček z velkých zdrojů v subgridovém měřítku je k dispozici modul vlečka v gridu (*Plume-in-*

*Grid; PiG*). Může být použit buďto jako *IRON PiG* pro simulaci úplné fotochemie plynné fáze či zjednodušeně jako *GREASD PiG* k popisu raných fází vývoje rozsáhlého zdroje  $NO_x$ .

Mezi rozšíření modelu CAMx patří modul pro časovou a prostorovou lokalizaci zdrojů a prekurzorů ozonu (*Ozone Source Apportionment Technology; OSAT*). Modul PSAT slouží ve spojení s chemickým mechanismem CB4 nebo CB05 k lokalizaci zdrojů PM. Pro zjištění citlivosti koncentrací i jiných látek než ozonu na počátečních, okrajových podmínkách a emisích slouží modul DDM (*Decoupled Direct Method*). Analýza procesů (*PA*) umožňuje porozumět hlouběji fyzikálním a chemickým procesům v modelu. *PA* poskytuje informace o příspěvku jednotlivých procesů (advekce, difuze, depozice, emise, chemie ...) k imisní koncentraci vybrané látky a o reakčních poměrech chemických reakcí v buňce. Mezi rozšíření patří i *Reactive Tracer (RTRAC)*, který umožňuje souběžně s během CAMx pro různé látky a aerosolové částice modelovat jejich emise, disperzi, chemii a depozici v subgridovém měřítku.

## Rovnice časových změn koncentrace uvažovaná modelem CAMx

Pro libovolnou modelovanou látku je v každém bodě a časovém kroku řešena rovnice časových změn její koncentrace. Časový krok integrace je typicky 5–15 minut pro horizontální rozlišení 10–50 km a minuta či méně pro horizontální rozlišení 1–2 km.

$$\frac{\partial c_l}{\partial t} = \underbrace{-\nabla_H \cdot v_H c_l}_{\text{horizontální advekce}} + \underbrace{\left[ \frac{\partial(c_l \eta)}{\partial z} - c_l \frac{\partial(\frac{\partial h}{\partial t})}{\partial z} \right]}_{\text{vertikální advekce}} + \underbrace{\nabla \cdot \rho K \nabla(c_l / \rho)}_{\text{turbulentní difuze v subgridovém měřítku}} + \frac{\partial c_l}{\partial t} \Big|_{\text{chemie}} + \frac{\partial c_l}{\partial t} \Big|_{\text{emise}} + \frac{\partial c_l}{\partial t} \Big|_{\text{vymývání}}$$

Jednotlivé členy rovnice se řeší v následujícím pořadí:

### 1. Emise

$$\frac{\partial c_l}{\partial t} \Big|_{\text{emise}} = m^2 \frac{E_l}{\partial x \partial y z}$$

$c_l$  koncentrace látky  $l$  [ $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$  pro plyny a  $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  pro aerosoly];  
 $E_l$  emise látky  $l$  [ $\mu\text{mol} \cdot \text{s}^{-1}$  pro plyny a  $\mu\text{g} \cdot \text{s}^{-1}$  pro aerosoly];  
 $m$  poměr transformované vzdálenosti v dané projekci a vzdálenosti skutečné ( $m = 1$  pro sférické křivočaré souřadnice – zem. šířka/délka).

### 2. a 3. Horizontální advekce

Pořadí x-ové a y-ové advekce se v každém časovém kroku zamění, aby se předešlo numerickým chybám.

$$\frac{\partial c_l}{\partial t} \Big|_{x \text{ advekce}} = -\frac{m^2}{A_{yz}} \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{u A_{yz} c_l}{m} \right)$$

$A_{yz}$  plocha řezu buňkou v rovině  $yz$  [ $\text{m}^2$ ];

$u$  rychlost horizontálního proudění ve směru osy  $x$  [ $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ].

### 4. Vertikální advekce

$$\frac{\partial c_l}{\partial t} \Big|_{\text{vert advekce}} = \frac{\partial(c_l \eta)}{\partial z} - c_l \frac{\partial(\frac{\partial h}{\partial t})}{\partial z}$$

- $\eta$  vertikální směšovací poměr ( $\eta = \partial h / \partial t + w(\rho, u, v)$ );  
 $w$  vertikální rychlost (určuje se lokální integrací rovnice kontinuity přes celý sloupec);  
 $h$  výška rozhraní vrstvy [m].

### 5. Vertikální difuze

$$\left. \frac{\partial c_l}{\partial t} \right|_{\text{vert difuze}} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ \rho K_v \frac{\partial (c_l / \rho)}{\partial z} \right]$$

- $K_v$  koeficient vertikální turbulentní difuze (vstupuje z meteorologického modelu);  
 $\rho$  hustota vzduchu [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ].

### 6. Horizontální difuze

$$\left. \frac{\partial c_l}{\partial t} \right|_{XY \text{ difuze}} = m \left\{ \frac{\partial}{\partial x} \left[ m \rho K_X \frac{\partial (c_l / \rho)}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[ m \rho K_Y \frac{\partial (c_l / \rho)}{\partial y} \right] \right\}$$

- $K_{xy}$  koeficient horizontální turbulentní výměny ( $K_{xy} = K_{xy}(u, v, \Delta x, \Delta y, \Delta t)$ ) je určován podle Smagorinsky (1963).

### 7. Vymývání

$$\left. \frac{\partial c_l}{\partial t} \right|_{\text{vymývání}} = -\Lambda_l c_l$$

Koeficient  $\Lambda_l$  [ $\text{s}^{-1}$ ] je určován zvláště pro plyny a aerosoly podle Seinfeld and Pandis (1998). Mimo jiné se předpokládá, že veškeré aerosolové částice uvnitř oblaku jsou obsaženy ve vodních kapkách. Suchá depozice není uvažována jako samostatný proces, ale jako okrajová podmínka pro vertikální difuzi na dolní hranici výpočetní oblasti. Pro plyny je depoziční rychlost počítána jako  $v_d = (r_a + r_b + r_s)^{-1}$ , kde  $r_a$  je aerodynamický odpor způsobený turbulentní difuzí,  $r_b$  je odpor laminární podvrstvy a  $r_s$  odpor povrchu. Pro aerosoly je depoziční rychlost určována jako  $v_d = v_{\text{sed}} + (r_a + r_b + r_a r_b v_{\text{sed}})^{-1}$ , podrobnosti uvedeny v Environ (2008).

### 8. Chemie

Změny koncentrace v závislosti na zvoleném chemickém mechanismu.

#### Chemie plynné fáze

CAMx dává na výběr mezi několika stupni složitosti mechanismu *CB4* (Gery et al., 1989), mechanismem *SAPRC99* (Carter, 2000) a vylepšeným karbonovým cyklem – mechanismem *CB05* (Yarwood et al., 2005). Dále umožňuje uživateli definovat vlastní chemický mechanismus. Na výběr je i mezi několika metodami řešení chemických mechanismů. V mechanismu *CB05* je počítáno s 51 organickými i anorganickými sloučeninami.

#### Aerosolová chemie

Aerosoly je v současnosti možné modelovat ve spojení s mechanismy *CB4* a *CB05* (od příští verze modelu i se *SAPRC99*). Na výběr je mezi dvoufrakčním módem (*coarse-fine CF*) a vícefrazčním módem (*CMF*) s intervaly velikostí definovanými uživatelem. Při modelování aerosolů jsou vždy zahrnuty následující plynné prekurzory:  $\text{NH}_3$  (pro anorganické aerosoly),  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (pro sulfátové aerosoly),  $\text{HCl}$ , kondenzace schopné

organické plyny (*CG*) (prekurzor *SOA*) a organické plyny, které tvoří *CG* prostřednictvím oxidačních reakcí: toluen, xylen, monoterpeny, sesquiterpeny a isopren.

Aerosolová chemie zahrnuje následující procesy:

- Vznik síranů a dusičnanů ve vodní fázi na kapičkách mlhy popsaný mechanismem *RADM* (Chang et al., 1987);
- Tvorbu *SOA* z *CG* popsanou schématem *SOAP* (Strader et al., 1999);
- Popis rovnováhy anorganických látek (síraný, dusičnaný, amonné a sodíkové ionty a chloridy) mezi plynnou a aerosolovou fází termodynamickým modulem *ISORROPIA* (Nenes et al., 1998, 1999).

### EMISE TUHÝCH ČÁSTIC

Emise tuhých částic pocházejí z přírodních a antropogenních zdrojů. Jak z přírodních, tak i z antropogenních zdrojů mohou být emitovány přímo jako částice (primární aerosol) nebo vznikají v ovzduší chemickými reakcemi z emitovaných prekurzorů (sekundární aerosol).

Hlavní zdroje přírodních primárních emisí jsou sopky, prach z písečných bouří, požáry travních a lesních porostů a mořský aerosol. Zdrojem přírodních sekundárních emisí jsou oxidy síry a dusíku z přírodních požárů, emise uvolňované z půdy a těkavé organické látky z lesních porostů.

Nejvýznamnější zdroje antropogenních emisí jsou spalovací procesy, a to jak ze zdrojů stacionárních (výroba tepla a elektřiny), tak mobilních (doprava). Dalšími zdroji jsou průmyslové procesy, stavební činnost a s ní spojené pracovní operace a zemědělství. V globálním měřítku je podíl antropogenních emisí na celkovém množství emisí tuhých částic odhadován na 10 %.

#### Příprava emisních dat pro modelové výpočty znečištění

Pro krátkodobé hodnocení zdravotních rizik a vlivu zdrojů znečištění ovzduší na životní prostředí je nutné provést rozklad celkových ročních emisí a stanovit momentální emisní situaci. Časová disagregace emisí bude též významným vstupem do modelu CAMx. Podíl jednotlivých měsíců (dnů, hodin) můžeme stanovit pomocí časových faktorů  $f_T$

$$f_T(t) = \frac{I(t) \times T_p}{\sum_{t=1} T_p}$$

kde

$T_p$  je počet časových úseků v periodě, kde perioda je rok, týden nebo den,

$I$  je indikátor (např. spotřeba paliva nebo množství produkce),

$t$  je časový úsek periody (např. měsíc, den, hodina).

Časový faktor vyjadřuje poměr hodnoty indikátoru v daném časovém úseku  $t$  k průměrné hodnotě tohoto indikátoru za časový úsek  $t$ .

Množství emisí v časovém úseku periody se pak stanoví následovně:

- měsíční emise  
 $E_M = f_M * E_R / 12$

– denní emise

$$E_D = f_D * f_M * E_R / 365$$

– hodinové emise

$$E_H = f_H * f_D * f_M * E_R / 365 / 24$$

kde  $f_M, f_D, f_H$  jsou měsíční, denní a hodinový faktor  $E_R$  jsou roční emise.

### Časově variabilní zdroje emisí

Nejvýraznější časovou variabilitu mají zdroje emisí na výrobu tepla a elektřiny a doprava. Podíl emisí tuhých znečišťujících látek ze spalování paliv (elektrárny, teplárny, domácí topeniště, technologická výroba tepla) je asi 55 % všech emisí tuhých látek České republiky a příspěvek dopravy je 13 %. Navíc spalování pro výrobu tepla produkuje největší podíl škodlivin v době nepříznivých rozptylových podmínek. Proto se při časovém rozkladu emisí zaměříme hlavně na tyto typy zdrojů.

### Stacionární spalovací zdroje

Časový průběh emisí ze spalovacích zdrojů souvisí s požadavkem na dodávku energií. To lze konstatovat proto, že skladování tepla a elektrické energie není efektivní a výroba musí souviset se spotřebou, a ta je závislá na venkovní teplotě (Friedrich et al., 2003). Abychom objektivně roztrídili časové průběhy do přirozených skupin, byla aplikována na diagramy spotřeby shluková analýza. Shluková analýza je vícerozměrná statistická metoda, která se používá ke klasifikaci objektů. Slouží k třídění jednotek do skupin (shluků) tak, aby si jednotky náležící do stejné skupiny byly podobnější než objekty ze skupin různých.

#### Elektrárny

##### Denní rozklad – stanovení hodinového faktoru $f_H$

Jako výchozí počet bylo zvoleno deset shluků. Analýzou členů jednotlivých skupin byl počet skupin redukován na šest, protože zbývající čtyři skupiny zahrnovaly dny s výjimečným průběhem spotřeby, například Nový rok, poslední den v roce, svátky. Těchto šest skupin rozděluje denní průběhy na pracovní dny, soboty a neděle, v chladném a teplém období.

##### Týdenní rozklad – stanovení denního faktoru $f_D$

Výchozí počet byl odhadnut na 4 shluky. Po rozboru dat přiřazených jednotlivým shlukům se ukázalo, že většina hodnot byla zařazena do jedné skupiny, zbývající skupiny zahrnovaly týdny se svátky, takže týdenní průběh není závislý na ročním období a je po celý rok přibližně stejný.

##### Roční rozklad – stanovení měsíčního faktoru $f_M$

Průběh byl stanoven na základě měsíční normalizované spotřeby elektřiny.

### Spotřeba tepla v domácnostech

Největší podíl spotřeby tepla v domácnostech je na vytápění, dále se část tepla (cca 20 %) spotřebuje na ohřev vody a na přípravu jídla. Jako vhodný indikátor rozdělení emisí se jeví spotřeba plynu v domácnostech v Praze, protože v Praze je podstatná část spotřeby tepla v domácnostech pokryta teplem z plynu. Průběh jeho spotřeby (<http://www.ppdistribece.cz/apptoky/index>) by mohl zhruba odpovídat časovým variacím emisí z tohoto sektoru.

### Denní rozklad – stanovení hodinového faktoru $f_H$

Na normalizované denní průběhy spotřeby plynu byla opět aplikována shluková analýza a soubor dat byl postupně rozdělen do různého počtu skupin. Jako nejpřirozenější rozdělení vyšlo rozdělení do dvou skupin, a to na období jarní a podzimní (zhruba od 15. 3. do 15. 5. a od 15. 9. do 31. 10.), kdy je potřeba v ranních a večerních hodinách přitápět, a zbytek roku. Rozdíl v průběhu spotřeby v letních a zimních měsících nebyl příliš patrný.

### Týdenní rozklad – stanovení denního faktoru $f_D$

Týdenní průběh spotřeby plynu v Praze vykazuje pokles spotřeby o víkendech, zvláště v sobotu, což je způsobeno tím, že obyvatelé na víkend, nejčastěji už v pátek v odpoledních hodinách, odjíždějí do svých víkendových objektů ve vesnicích a tam převažuje vytápění tuhými palivy. Protože tuhá paliva mají rozhodující vliv na množství emisí, nebude se zatím uvažovat o týdenních variacích a týdenní průběh bude považován za konstantní.

### Roční rozklad – stanovení měsíčního faktoru $f_M$

Pro roční rozklad bude použit typový diagram dodávky sestavený distributorem plynu na základě dlouhodobých zkušeností s roční variabilitou spotřeby.

### Doprava

Dalším důležitým variabilním zdrojem emisí je doprava. Tato problematika byla řešena Divizí dopravní infrastruktury a životního prostředí Centra dopravního výzkumu, v. v. i., Brno v rámci projektu MŽP Výzkum modelů pro šíření emisí znečišťujících látek VaV/740/4/03 a část výsledků tohoto projektu, včetně časových variací v dopravě, byla publikována v práci (Hnilicová et al., 2008).

### ZÁVĚR

O závažnosti problematiky aerosolových částic nejen v Evropě, ale prakticky na celém světě, svědčí značné množství publikací, které se problému věnují z hlediska nejrozličnějších aspektů. Každoročně jsou pořádány hojně navštěvované Evropské aerosolové konference i Aerosolové konference ve Spojených státech a na základě nejnovějších odborných poznatků se zpřísňují legislativní opatření vedoucí k lepšímu zabezpečení ochrany receptorů před nežádoucími účinky zvýšených imisních koncentrací. Nezbytným východiskem pro nalézání účinných řešení je co nejpřesnější popis reálné situace. K tomu budou sloužit i výsledky řešeného projektu.

### LITERATURA:

- [1] Aber, J., McDowell, W., Nadelhoffer, K., Magill, A., Berntson, G., Kamakea, M. (1998): Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *BioScience*, 48, 921–934.
- [2] Andreani-Aksoyoglu, S., Keller, J., Ordóñez, C., Tinguely, M., Schultz, M., Prévôt, A. S. H. (2008): Influence of various emission scenarios on ozone in Europe. *Ecological Modelling*, 217, 209–218.
- [3] Byun, D. W., Ching, J. K. S. (1999): Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling

- System. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. EPA/600/R-99/030.
- [4] Bowman, W. D. (2000): Biotic controls over ecosystem response to environmental change in alpine tundra of the Rocky Mountains. *Ambio*, 2000, 29, 396–400.
- [5] Carter, W. P. L. (2000): Documentation of the SAPRC-99 Chemical Mechanism for VOC Reactivity Assessment. Report to California Air Resources Board. [pah.cert.unc.edu/~scarter/absts.htm](http://pah.cert.unc.edu/~scarter/absts.htm).
- [6] Donaldson, K., Stone, V., Borm, P. J., Jimenez, L. A., Gilmour, P. S., Schins, R. P., Knaapen, A. M., Rahman, I., Faux, S. P., Brown, D. M., MacNee, W. (2003): Oxidative stress and calcium signalling in the adverse effects of environmental particles (PM<sub>10</sub>). *Free Radical Biology & Medicine*, 34, 1369–1382.
- [7] Englert, N. (2004): Fine particles and human health—a review of epidemiological studies. *Toxicology Letters*, 149, 235–242.
- [8] Environ (2008): User's guide to the comprehensive air quality model with extensions (CAMx). Version 4.50. ENVIRON International Corporation, Novato, California, USA
- [9] EPA (2004): Air Quality Criteria for Particulate Matter, 900.
- [10] Friedrich, R., Freibauer, A., Gallmann, E., Giannouli, M., Koch, D., Perlin, Ph., Pye, S., Riviere, E., San Jose, R., Winiwarter, W., Blank, P., Kühlwein, J., Pregger, T., Reis, S., Schulz, Y., Theloke, J., Babitech, A. (2003): Temporal and Spatial Resolution of Greenhouse Gas Emissions in Europe, CarboEurope-GHG, 4–24.
- [11] Gaydos, T. M., Pinder, R., Koo, B., Fahey, K. M., Yarwood, G., Pandis, S. N. (2007): Development and application of a three-dimensional aerosol chemical transport model, PMCAMx. *Atmospheric Environment*, 41, 2594–2611.
- [12] Gehrig, R., Buchmann, B. (2003): Characterising seasonal variations and spatial distribution of ambient PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> concentrations based on long-term Swiss monitoring data. *Atmospheric Environment*, 37, 2571–2580.
- [13] Gery, M. W., Whitten, G. Z., Killus, J. P., Dodge, M. C. (1989): A photochemical kinetics mechanism for urban and regional scale computer modeling. *Journal of Geophysical Research*, 94, 925–956.
- [14] Grantz, D. A., Garner, J. H. B., Johnson, D. W. (2003): Ecological effects of particulate matter. *Atmospheric Environment*, 29, 213–239.
- [15] Guderian, R. (1986): Terrestrial ecosystems: particulate deposition. In: Legge A. H., Krupa S. V., eds. *Air pollutants and their effects on the terrestrial ecosystem*. Advances in environmental science and technology, Vol.18, John Willey and son, 339–363.
- [16] Hnilicová, H., Dufek, J., Haboňová, J., Keder, J. (2008) Temporal resolution PM and their precursors, Advanced atmospheric symposium, Chemical Engineering Transactions, Vol. 16, ISSN1974-9791, 419–426.
- [17] Horálek, J., Derby, B., Smet, P., Leeuw, F., Kurfürst, P., Swart, R., Blije, T. (2007): Using the maps in impact assessments In: Spatial mapping of air quality for European scale assessment, ETC/ACC Technical Paper 2006/6 March 2007, 117–129.
- [18] Chang, J. S., Brost, R. A., Isaksen, I. S. A., Mandronich, S., Middleton, P., Stockwell, W. R., Walcek, C. J. (1987): A three-dimensional Eulerian acid deposition model: physical concept and formulation. *Journal of Geophysical Research*, 92, 14681–14700.
- [19] Junquera, V., Russell, M. M., Vizuete, W., Kimura, Y., Allen, D. (2005): Wildfires in eastern Texas in August and September 2000: Emissions, aircraft measurements, and impact on photochemistry. *Atmospheric Environment*, 39, 4983–4996.
- [20] Maznová, J. (2008): The ratios of suspended particles of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> in different types of sites, trends of PM<sub>10</sub> concentrations in the Czech Republic. European Aerosol Conference 2008, Thessaloniki, Abstract T10A051P
- [21] Miller, P., Taylor, O. C., Wilhour, R. G. (1982): Oxidant air pollution effects on a western coniferous forest ecosystem. EPA Report No. EPA-600/D-82-276, Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis
- [22] Morris, R. E., Koo, B., Guenther, A., Yarwood, G., McNally, D., Tesche, T. W., Tonnesen, G., Boylan, J., Brewer, P. (2006): Model sensitivity evaluation for organic carbon using two multi-pollutant air quality models that simulate regional haze in the southeastern United States. *Atmospheric Environment*, 40, 4960–4972.
- [23] Nenes, A., Pilinis, C., Pandis, N. S. (1998): ISORROPIA: a new thermodynamic model for multiphase multicomponent inorganic aerosols. *Aquatic geochemistry*, 4, 123–152.
- [24] Nenes, A., Pilinis, C., Pandis, N. S. (1999): Continued development and testing of a new thermodynamic aerosol module for urban and regional air quality models. *Atmospheric Environment*, 33, 1553–1560.
- [25] Pope, III C. A., Dockery, D. W. (2006): Health Effects of fine particulate air pollution: Lines that connect, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 56, 709–742.
- [26] Putaud, J. P., Raes, F., Dingenen, R., Brüggemann, E., Facchini, M. C., Decesari, S., Fuzzi, S., Gehring, R., Hüglin, C., Laj, P., Lorbeer, G., Maenhaut, W., Mihalopoulos, N., Miller, K., Querol, X., Rodriguez, S., Schneider, J., Špindler, G., Brink, H., T'Erse, K., Wiedensohler, A. (2004): A European aerosol phenomenology—2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment*, 38, 2579–2595.
- [27] Seinfeld, J., Pandis, S. N. (1998): Atmospheric chemistry and physics, From air pollution to climate change. John Willey and Sons, 1326.
- [28] Smagorinsky, J. (1963): General circulation experiments with the primitive equations: I. The basic experiment. *Monthly Weather Review*, 91, 99–164.
- [29] Smith, W. H. (1990): Forest as sinks for air contaminants: vegetative compartment. *Air pollution and forests: interactions between air contaminants and forest ecosystems*, 2nd ed. Series on environmental management. New York (NY): Springer-Verlag, p. 147–180.
- [30] Strader, R., Lurmann, F. W., Pandis, S. N. (1999): Evaluation of secondary organic aerosol formation in winter. *Atmospheric Environment*, 33, 4849–4864.
- [31] Tesche, T. W., Morris, R., Tonnesen, G., McNally, D., Boylan, J., Brewer, P. (2006): CMAQ/CAMx annual 2002 performance evaluation over the eastern US. *Atmospheric Environment*, 40, 4906–4919.
- [32] Whitby, K. T., Sverdrup, G. M. (1980): California aerosols: their physical and chemical characteristics. In: Hidy G. H., Mueller P. K., Grosjean D., Appel B. R., Weselowski J. J. eds. *The Character and Origins of Atmospheric Aerosols: A Digest of results from the California Aerosol Characterization Experiment (ACHEX)*. Advances in Environmental Science and Technology, Vol. 9, John Willey and son, 477–517.
- [33] WHO (2006): Particulate matter In: Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, 217–280.
- [34] Yarwood G., Rao S., Yocke M., Whitten G. Z. (2005): Updates to Carbon Bond chemical mechanism: CB05. Final Report prepared for US EPA. ([http://www.camx.com/publ/pdfs/CB05\\_Final\\_Report\\_120805.pdf](http://www.camx.com/publ/pdfs/CB05_Final_Report_120805.pdf))

Poděkování: Článek byl zpracován v rámci projektu CZ0049 finančně podpořeného v rámci programu Finančního mechanismu EHP/Norska.