

**Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí**

**Charles University, Faculty of Science
Institute for Environmental Studies**

Doktorský studijní program: Environmentální vědy
Doctoral study programme: Environmental Science

Autoreferát disertační práce
Summary of the Doctoral thesis



Atmosférický aerosol ve vysokém časovém rozlišení
Atmospheric aerosol in high time resolution

Ing. Otakar Makeš

Školitel/Supervisor: Ing. Jaroslav Schwarz, CSc.

Praha, 2021

Abstrakt

V průběhu posledních dekád se ukazuje, že velikostní a chemické složení atmosférického aerosolu (AA) má zásadní vliv jak na lidské zdraví, tak na řadu procesů probíhajících v atmosféře. Ačkoliv stále roste snaha o popis chování AA, mnoha jevům stále nerozumíme dostatečně, abychom byli schopni chování aerosolů a jevy s nimi spojené v uspokojivé míře předpovídat.

Tato dizertační práce popisuje chování aerosolu ve vysokém časovém rozlišení v rámci tří hlavních témat. Prvním tématem je popis chemického a velikostního složení frakce non-refractory PM_{10} (NR- PM_{10}) na příměstské stanici Praha – Suchdol a studium vlivu meteorologických jevů na chování tohoto aerosolu. Kvůli identifikaci sezónních vlivů probíhala měření v letním i zimním období. V souvislosti s popisem aerosolu na stanici byla provedena Positive Matrix Factorization (PMF) analýza, která identifikovala chemicky rozlišené hmotnostní profily zdrojů aerosolu a jejich časový průběh.

Druhým tématem je pronikání aerosolových částic z venkovního do vnitřního prostředí. Souběžným měřením vně a uvnitř budovy byl prozkoumán vliv velikostního a chemického složení částic na jejich penetraci z venkovního do vnitřního prostředí. Také byl zkoumán vliv meteorologických podmínek a sezónnosti na míru penetrace. Během tohoto experimentu byl identifikován zdroj monoethylaminu (MEA) ve vnitřním prostředí, pro který byla nejprve nově vyvinuta metodika identifikace MEA pomocí aerosolového hmotnostního spektrometru (AMS).

Třetím tématem byl popis procesu aktivace aerosolových částic, tedy velikostní charakteristika částic, které slouží jako kondenzační jádra oblačných kapek a definování podmínek, za kterých aktivace nastává. Měřicí kampaň probíhala na observatoři Milešovka s dlouhodobě velmi častým výskytem mlh. Byla identifikována velikostní spektra aktivovaných částic a byla vypočtena aktivovaná frakce pro každou velikostní třídu. Dále byly popsány podmínky v atmosféře, za kterých dochází k aktivaci částic a identifikovány vzduchové hmoty, při kterých dochází k aktivaci nejčastěji.

Abstract

Over the last decades, it has become clear that the size and chemical composition of atmospheric aerosol (AA) has a major impact on both human health and a number of processes in the atmosphere. Although there are increasing efforts to describe the behavior of AA, many phenomena are still not sufficiently understood to be able to predict aerosol behavior and associated phenomena to a satisfactory degree.

This PhD thesis describes aerosol behavior at high temporal resolution within three main topics. The first topic is the description of the chemical and size composition of the non-refractory PM₁ (NR-PM₁) fraction at the Prague – Suchbátka suburban station and the study of the influence of meteorological phenomena on the behavior of this aerosol. In order to identify seasonal effects, measurements were carried out in summer and winter. Positive Matrix Factorization (PMF) analysis was performed in connection with the aerosol description at the station, which identified chemically resolved mass profiles of aerosol sources and their temporal evolution.

The second topic is the penetration of aerosol particles from the outdoor to the indoor environment. The influence of particle size and chemical composition on the penetration of particles from the outdoor to the indoor environment was investigated by simultaneous measurements outside and inside the building. The effect of meteorological conditions and seasonality on penetration rates was also investigated. During this experiment, a source of monoethylamine (MEA) in the indoor environment was identified, for which a new methodology for MEA identification using an aerosol mass spectrometer (AMS) was first developed.

The third topic was the description of the aerosol particle activation process, i.e. the size characteristics of the particles that serve as condensation nuclei of cloud droplets and the definition of the conditions under which activation occurs. The measurement campaign was carried out at the Milešovka Observatory with a long term very frequent occurrence of fogs. The size spectra of activated particles were identified and the activated fraction for each size class was calculated. Furthermore, the conditions in the atmosphere under which particle activation occurs were described and the air masses at which activation occurs most frequently were identified.

1. Úvod

Atmosférický aerosol (AA) je směs pevných, kapalných nebo kombinovaných částic suspendovaných ve vzduchu, které mají různé chemické složení a rozpětí velikosti od jednotek nanometrů až do sta mikrometrů [1]. Aerosolové částice hrají významnou roli v mnoha přírodních procesech jako je koloběh vody [2], [3], globální změna klimatu [4], [5], dohlednost [6] a v neposlední řadě mají vliv také na lidské zdraví. Mnoho studií [7]–[9] ukazuje, že znečištěné ovzduší významně zvyšuje riziko infarktu, astmatu, rakoviny plic a dalších nemocí dýchací a oběhové soustavy.

Při měření aerosolů můžeme využít buď offline metod, tedy vzorkování částic na vhodný filtrační substrát, nebo využít online přístrojů, které jsou schopny měřit kontinuálně přímo v místě odběru. Pokud chceme lépe porozumět dynamickým procesům probíhajícím v atmosféře, je velmi žádoucí měřit částice a jejich složení ve vysokém časovém rozlišení, v rádech jednotek až desítek minut. Spolu s chemickým složením aerosolu je nejdůležitější charakteristikou částic jejich velikost, která má největší vliv na chování částic. S měnící se velikostí částic se mění také míra vlivu jednotlivých fyzikálních zákonů, které řídí chování těchto částic [1]. Z hlediska způsobu vzniku můžeme AA rozdělit na částice primární a částice sekundární. Jako primární aerosolové částice označujeme ty, které jsou z různých zdrojů vypouštěny přímo do atmosféry. Tyto zdroje částic lze dále rozdělit do kategorií přírodní a antropogenní. Mezi primární přírodní zdroje patří například přirozeně vzniklé požáry, sopečná činnost, mořský aerosol, resuspenze prachových částic vlivem větru či bioaerosol. Antropogenní primární zdroje zahrnují převážně spalovací procesy, ale i částice z dopravy vznikající z otěru brzd a pneumatik [10] a také aerosol vznikající v souvislosti s přípravou pokrmů [11]. Sekundární aerosol pak vzniká přímo v atmosféře z plynných prekurzorů, které kondenzují na zárodečných jádrech, nebo heterogenní nukleací.

Odhaduje se, že přibližně 90 % našeho času trávíme uvnitř budov [12], a proto je důležité soustředit se i na koncentrace aerosolu ve vnitřních prostorech. Koncentrace aerosolů ze zdrojů ve vnitřních pobytových prostorech mohou dosahovat velmi vysokých hodnot, ale bývají zpravidla krátkodobé.

Pokud měříme aerosolové částice v terénu, jednou z klíčových otázek je určení zdroje těchto částic. Vhodným nástrojem pro tento typ úlohy se ukazuje být receptorové modelování. Velkou výhodou tohoto přístupu je relativní jednoduchost těchto modelů v porovnání s modelováním šíření částic přímo ze zdroje [13]. Receptorový model může poskytnout odhad příspěvku hmoty všech identifikovaných zdrojů v místě měření na základě nalezení optimální lineární kombinace chemických profilů jednotlivých zdrojů [14]. Často využívaným zástupcem této skupiny je Pozitivní Matrix Factorization (PMF) model [15], [16] umožňující identifikaci zdrojů AA i kvantitativní odhad jejich příspěvku v receptoru. PMF analýze je věnováno jádro této práce. Zároveň je analýza chemického složení AA a identifikace jeho zdrojů mým hlavním odborným zaměřením.

2. Cíle práce

Předkládaná práce obsahuje soubor sedmi impaktovaných vědeckých článků, které vznikly na základě třech nezávislých měřicích kampaní. Pořadové číslovky uváděné u článků souhlasí s pořadím, ve kterém jsou články seřazeny v příloze této práce.

Cílem první kampaně bylo popsat velikostní a chemické složení AA a jejich vývoj v čase na pozadřové stanici Praha-Suchdol. Dalším cílem bylo určit chemické profily zdrojů, které přispívají k celkové koncentraci aerosolů na této stanici a prozkoumat vliv různých

meteorologických prvků na změny koncentrací a chemického složení částic. Výsledky této kampaně jsou publikovány v prvním a druhém článku.

Cílem druhé kampaně bylo určit, do jaké míry jsou koncentrace částic ve vnitřním prostředí ovlivňovány koncentracemi ve vnějším prostředí a jak rychle se změny koncentrací venku projeví uvnitř budovy. Dalším cílem bylo popsat změny ve velikostních distribucích a chemickém složení částic po jejich transportu z vnějšího do vnitřního prostředí. Jedna z otázek se vynořila až v průběhu kampaně, kdy byla při provádění experimentu ve vnitřním prostředí rozpoznána nestandardní odezva jednoho z přístrojů, která spočívala v chybném určení chemického složení aerosolu. Dalším cílem tedy bylo nalezení vysvětlení pro tuto chybu. Výsledky této kampaně, která probíhala rovněž na Suchdole jsou publikovány v článcích tři, čtyři a pět.

Třetí kampaň, která proběhla na observatoři Milešovka měla za úkol popsat proces aktivace částic AA, ze kterých vzniknou oblačné kapénky a faktory, které ovlivňují efektivitu a rychlost této přeměny a závislost těchto faktorů na velikosti částic AA pro různé typy hydrometeorů. Výsledky této kampaně jsou publikovány v článcích šest a sedm.

3. Materiál a metodika

Klíčovým přístrojem v měřicí kampani pro určení velikostního a chemického složení AA byl aerosolový hmotnostní spektrometr (AMS), konkrétně Compact Time-of-Flight Mass Spectrometer (C-ToF AMS, Aerodyne, MA, USA) [17], který umožňuje získávat údaje o chemickém složení velikostně rozdělených aerosolových částic s vysokým časovým rozlišením. Dále byly během kampaní použity tyto přístroje. Semi-Continuous OC-EC Field Analyzer (Sunset Laboratories) [18], který na základě termo-optické analýzy získává informace o elementárním uhlíku (EC) a organickém uhlíku (OC); sekvenční Bernerův nízkotlaký impaktor (Berner Low-pressure Impactor, BLPI) s deseti patry; Kondenzační čítač částic (Condensation Particle Counter, CPC), který zaznamenává početní koncentrace aerosolových částic ve velikostech od jednotek nanometrů v závislosti na modelu přístroje; Elektrostatický klasifikátor slouží k výběru částic zvolené velikosti, který vypočítává elektromobilitní průměr částice na základě její pohyblivosti v elektrickém poli; Skenovací třídič pohyblivosti částic (Scanning Mobility Particle Sizer SMPS), který je spojením elektrostatického klasifikátoru a CPC. SMPS měří spektra velikostně rozlišeného aerosolu. Během kampaní nejčastěji přístroj měřil ve velikostním rozsahu 15 nm – 720 nm v 5-ti minutovém časovém kroku; Aerodynamický spektrometr částic (Aerodynamic Particle sizer, APS), který měří velikostní spektra pro částic od velikosti 0.5 μm do 20 μm . APS měří aerodynamický průměr částice na principu urychlení částice kritickou tryskou; Present-Weather Detector (PWD) je senzor, který rozlišuje meteorologické fenomény podle kódovací tabulky Světové meteorologické organizace (World Meteorological Organization, WMO).

Obě měřicí kampaně publikované v článcích 1 – 5 proběhly na stanici Praha – Suchdol (50°07'36.473'' S, 14°23'05.513'' V), která se nachází na severozápadním předměstí Prahy ve vzdálenosti přibližně 5 km od centra města. Areál měřicí stanice na východní straně přímo sousedí s novou obytnou zástavbou. Měřicí kampaň publikovaná ve článcích 1 a 2 probíhala ve dvou fázích v létě 2012 (21. 6. – 31. 7.) a v zimě 2013 (8. 1. – 19. 2.). Kampaň probíhající v létě 2014 (16. 8. – 8. 9.) a v zimě 2015 (5. 2. – 24. 2.) byla publikována v článcích 3, 4 a 5.

Články 6 a 7 se zabývají velikostním rozdělením částic, které slouží jako zárodečná jádra oblačných kapek. Jako optimální místo pro tento výzkum byla vybrána observatoř Milešovka patřící Ústavu Fyziky Atmosféry AV ČR, protože se jedná o místo s častým výskytem mlžných epizod [19] a stanice je vybavena širokým spektrem přístrojů sloužících k měření

meteorologických prvků a jevů. Observatoř se nachází na vrcholu hory Milešovka (837 m), která stojí v krajíně osamocené a převyšuje okolní terén přibližně o 400 m.

Během první kampaně byly přístroje umístěny v samostatně stojícím kontejneru na pozemku měřicí stanice. Data naměřená přístrojem AMS byla použita jako vstup pro faktorovou analýzu, s jejíž pomocí byly identifikovány zdroje atmosférického aerosolu. Analýza byla provedena v programu SoFi Pro (verze 8.0.3.1) využívajícím algoritmus Multilinear Engine (ME-2) [20], [21]. Jejím principem je iterativní hledání optimálních proměnných pomocí multilineární regrese.

Během druhé kampaně byla měřicí aparatura situována do neobývaného přízemního bytu, který se nachází v areálu měřicí stanice. Přístroje AMS, SMPS a EC/OC byly umístěny do samostatné uzavřené místnosti, aby jejich provoz neovlivnil mikroklima odběrové místnosti, do které byla skrze vyvrtaný otvor ve zdi prostrčena odběrová sonda a ve které byl umístěn BLPI. Odběr z venkovního prostoru byl zajištěn pomocí sondy vedené skrze okno. Odběrové sondy byly připojeny k automaticky ovládanému tří cestnému ventilu, který každých 10 min přepínal mezi vzorkováním zvenku nebo zevnitř. Naměřená data velikostních distribucí a chemického složení z vnějšího a vnitřního prostředí byla porovnána při různých meteorologických podmínkách i ročních sezónách. Během experimentu s kuchyňským čističem byly identifikovány pomocí iontové chromatografie ionty monoethanolaminu (MEA). Vhodnou úpravou fragmentační tabulky se pak podařilo identifikovat MEA také pomocí AMS.

V průběhu třetí kampaně byly přístroje umístěny v kontejneru pozemku observatoře Milešovka. Přístroje byly připojeny na dva inlety přes trojcestný automaticky ovládaný ventil, který se přepínal každých 5 min. Doba trvání vzorkování jednotlivých spekter byla proto u přístrojů APS a SMPS nastavena tak, aby se vešla do intervalu mezi přepnutím ventilu. Prvním inletem byl tak zvaný whole-air inlet (WAI) [22], který odebíral ze vzduchu částice všech velikostí a druhým byl PM_{2.5} inlet. Za oběma inlety byly umístěny difuzní silikagelové sušiče, které udržovaly průměrnou 21% relativní vlhkost (RH) měřeného aerosolu. To znamená, že všechny navzorkované mlžné kapénky se vypařily a zůstala pouze jejich pevná aktivační jádra. Vzhledem k tomu, že velikostní distribuce mlžných kapének se pohybují v rozpětí 5 μm – 20 μm, můžeme získat informace o velikostních distribucích aktivačních jader (aPNSD, activated particle number size distribution) prostým rozdílem distribucí mezi WAI a PM_{2.5} inletem. Dále bylo možné stanovit aktivovanou frakci jako podíl aPNSD ku celkové velikostní distribuci změřené přes WAI.

4. Výsledky a diskuse

V rámci jednotlivých kampaní byly identifikovány tyto výsledky.

1. kampaň:

Rozdíly v chemickém složení mezi létem a zimou jsou způsobeny přítomností specifických sezónních zdrojů, jako je vytápění pevnými palivy (zima), nebo biogenní aerosol (léto) a různými fyzikálními vlastnostmi jednotlivých sloučenin souvisejícími s meteorologickými rozdíly mezi sezónami.

V zimě byl zjištěn zřetelný inverzní vztah mezi výškou mezní vrstvy atmosféry a celkovou úrovní znečištění. Na nízkou úroveň znečištění měl vliv nejen ředící efekt zvýšené mezní vrstvy, ale také vyšší rychlost větru a vyšší teplota, která měla za následek méně intenzivní vytápění domácností. V obou ročních obdobích byly nízké koncentrace aerosolů spojeny také s maritimními vzduchovými hmotami, zatímco v kontinentálních hmotách byly průměrné koncentrace aerosolů vyšší.

V obou sezónách byla při vyšších koncentracích aerosolu posunuta maxima jemného módu směrem k větším částicím ve srovnání s epizodami s nižšími koncentracemi.

Poměr mezi organickou hmotou měřenou pomocí AMS a organickým uhlíkem měřeným OC/EC analyzátozem byl 1,89 ($\pm 0,49$) v létě a 1,31 ($\pm 0,19$) v zimě. Velmi nízký poměr v zimě ukazuje na vliv vytápění domácností uhlím. Naopak relativně vysoká letní hodnota je pravděpodobně způsobena zejména fotochemickými reakcemi vedoucími k většímu množství oxidovaných organických látek.

Obecně lze říci, že vysoce časově rozlišené měření NR-PM₁ složení aerosolu umožnilo identifikovat další mechanismy změn aerosolové zátěže ve srovnání s předchozími pracemi na lokalitě Praha-Suchdol.

Následně byla data naměřená přístrojem C-ToF AMS analyzována metodou PMF. Nejprve byly analyzovány pouze organické části hmotnostních spekter. V dalším kroku byly výsledky této analýzy použity jako dodatečné vstupy pro zpřesnění analýzy celých hmotnostních spekter včetně anorganických iontů. Výsledky jsou pak diskutovány nejen z hlediska rozdílů mezi jednotlivými sezónami, ale také rozdílů mezi analýzami organických a kombinovaných spekter v rámci jedné sezóny.

Analýzou organické části hmotnostních spekter byly v obou sezónách shodně identifikovány čtyři faktory, z nichž dva jsou primární a dva sekundární. Analýza celých hmotnostních spekter kombinujících organické a anorganické ionty vedla v obou sezónách k šesti-faktorovému řešení. Ke čtyřem faktorům, jejichž organické části profilů jsou velmi podobné výsledkům analýzy organických spekter, přibýly v létě i v zimě dva faktory zahrnující převážně anorganické ionty. Tyto dva anorganické faktory se v jednotlivých ročních obdobích lišily jen nepatrně. Přestože faktory organických spekter mají velmi podobné profily jako faktory spekter kombinovaných, jejich denní trendy se v některých případech výrazně liší, zejména v zimním období. Konkrétně denní průběhy faktorů HOA a faktorů lokálního oxidovaného aerosolu vykazují velmi nízkou shodu. Výsledky obou analýz nejen mapují chemické složení aerosolu a jeho sezónní změny v dané oblasti, ale také ukazují stabilitu nalezených řešení a zároveň naznačují, jak mohou různé modelové vstupy ovlivnit výsledné zatížení faktorů, a tím i jejich interpretaci.

2. kampaň:

Denní trendy hmotnostních koncentrací se chovaly v letní sezóně inverzně k trendům početních koncentrací částic. Nejnižší naměřené hmoty v interiéru i exteriéru jsou pozorovány v odpoledních hodinách, kdy byly početní koncentrace nejvyšší. Z měření pomocí AMS vyplývá, že nejvyšších koncentrací dosahovaly organické látky a sírany. Průměrné hmotnostní koncentrace za celou kampaň představovaly u organických látek polovinu celkové hmotnosti aerosolů venku [$3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$] i uvnitř [$2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$], zatímco sírany představovaly téměř třetinu hmoty venku [$2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$] i uvnitř [$1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$]. Vzhledem k tomu, že tyto poměry jsou velmi podobné pro interiér i exteriér, lze předpokládat, že podobné byly i teploty a relativní vlhkosti v interiéru a exteriéru během dne. Díky tomu se dají předpokládat minimální fyzikálně-chemické změny při penetraci částic do vnitřního prostředí.

Navzdory sezónním rozdílům ve zdrojích a propadech byly celkové početní koncentrace částic v letním a zimním období podobné. Tyto sezónní rozdíly zachycují velikostně rozlišená spektra částic, která v létě zobrazují odpolední nárůst koncentrací částic způsobený formováním sekundárních organických aerosolů a v zimě podvečerní maxima způsobená vytápěním domácností a nízkou výškou mezní vrstvy atmosféry. Pozorovaná průměrná denní velikostně rozlišená spektra početních koncentrací ve venkovních prostorech vykazovala

trimodální strukturu typickou pro městské pozadové lokality. Uvnitř byl zjištěn dominantní mód mezi 70 a 100 nm. Mody menších částic nebyly ve vnitřních prostorech detekovatelné, což bylo přičítáno difuznímu zachytávání ultrajemných částic na povrchu budovy. Mody velikostních distribucí uvnitř budovy reagovaly na změny distribucí venku a vykazovaly silný vztah mezi vnitřními a venkovními prostory.

Poměr částic penetrujících do vnitřních prostor se pohyboval v rozmezí od 0,4 (pro částice < 40 nm) do 0,65 (pro částice 80-200 nm). Tento I/O poměr, který byl vypočten během epizody tvorby nových částic, byl testován na základě srovnání I/O pro AMS, SMPS a BLPI. Všechna porovnání potvrdila poměr I/O mezi 0,65 a 0,69. Síraný, elementární uhlík a organické látky vykazovaly vyšší hodnoty I/O, než předpokládaný poměr 0,65. Předpokládá se, že navázání organických látek na částice elementárního uhlíku a nízká těkavost síranů mohou umožnit pozorování vyšších poměrných koncentrací těchto druhů v interiéru.

Studie publikovaná v pátém článku představuje první pozorování vícedenní přeměny aerosolu v interiéru v souvislosti s kuchyňským odmašťovacím přípravkem obsahujícím monoethanolamin (MEA). MEA, který zůstal na čištěných površích a na papírové utěrce v odpadkovém koši, byl schopen transformovat síran amonný a dusičnan amonný na $(\text{MEA})_2\text{SO}_4$ a $(\text{MEA})\text{NO}_3$. Tento vliv přetrvával po dobu nejméně 60 h navzdory vysoké průměrné rychlosti větrání. Tento vliv byl pozorován jak pomocí offline (filtry a impaktory analyzované iontovou chromatografií), tak online (AMS) technik a představuje novou cestu expozice osob MEA ve vnitřním prostředí. Stabilizační účinek na dusičnany ve vnitřním prostředí také způsobuje vyšší expozici dusičnanům v jemné velikostní frakci ve vnitřním prostředí.

3. kampaň

Ačkoliv se soubor dat skládá z měření zaznamenaných na podzim a na jaře, aktivační vlastnosti byly v obou ročních obdobích téměř totožné, což naznačuje malou závislost aktivačního procesu na složení AA a/nebo velmi podobné podmínky na stanici v průběhu celého roku. Hlavní rozdíl v aktivaci mezi čtyřmi typy epizod (mlha, mrznoucí mlha, opar a déšť s mlhou) byl zjištěn u oparu. Během epizod, kdy byl detekován opar, nebyly v aPNSD pozorovány žádné mody, což naznačuje, že částice odpovědné za snížení viditelnosti nebyly aktivovány, ale pouze hydratovány.

Během dešťových epizod se většina výsledků lišila od epizod mlhy a mrznoucí mlhy, s výjimkou viditelnosti (někdy přesahující 1000 m). Byl pozorován silnější vztah mezi dohledností, efektivním poloměrem kapek a původem vzduchové hmoty než u ostatních jevů. To pravděpodobně souvisí s vymýváním částic, protože byly pozorovány nižší koncentrace intersticiálních ($\text{PM}_{2.5}$) i aktivovaných částic. Méně účinná aktivace a menší oblačné kapičky mohly souviset s dešťovými srážkami, které z oblaků odstranily část obsahu vody.

Při porovnání aktivovaných částic během epizod mlhy a mrznoucí mlhy se většina rozdílů vešla do rozmezí nejistot měření, přestože pro každý jev bylo odebráno více než 1000 spekter aPNSD. Aktivovaný podíl dosáhl více než 90 % u částic větších než 450 nm během mlhy a 510 nm během mrznoucí mlhy. Nejmenší aktivovaný průměr byl během mlhy i mrznoucí mlhy shodný, a to 130 nm. Rychlost aktivačního procesu byla během mlhy a mrznoucí mlhy rovněž podobná. Přibližně 120 min po zahájení mlžné epizody dosáhne proces ustáleného stavu, opět srovnatelného během mlhy i mrznoucí mlhy.

Analýza vztahu mezi meteorologickými podmínkami a aktivací jader naznačila, že různé hydrometeory pozorované na observatoři byly často spojeny s různými vzduchovými hmotami s různými podmínkami. Hlavní rozdíl byl zjištěn mezi pomalými kontinentálními vzduchovými hmotami a vzduchovou hmotou s maritimní historií v předchozích třech dnech. Při popisu změn

aktivace nebyl zjištěn vliv fotochemie, naopak se ukázala určitá závislost na relativní vlhkosti, teplotě, rychlosti větru a zejména na obsahu kapalné vody ve vzduchu.

Rychlost větru neměla výrazný vliv na aktivaci až do rychlosti 10 ms^{-1} . Při rychlostech větru nad 10 ms^{-1} se rozptýl v aktivaci zvýšil. Pravděpodobně v důsledku vyšší turbulence, nebo díky narušení inverzní vrstvy.

5. Závěry

Předložená disertační práce se zabývá zkoumáním atmosférického aerosolu ve vysokém časovém rozlišení, jeho vlastnostmi a jeho chemickými a velikostními změnami v závislosti na daných podmínkách. Ukazuje se, zejména v kontextu klimatických změn a možném příspěvku AA k lidskému zdraví, že důležitost výzkumu AA v poslední době významně roste.

Hlavním cílem práce bylo popsat vlastnosti a změny AA ve vysokém rozlišení v různých zkoumaných podmínkách. Prvním cílem bylo získat popis chemického a velikostního složení frakce NR-PM₁ na příměstské stanici Praha-Suchdol a popis vlivu meteorologických jevů na chování tohoto aerosolu. Druhým tématem bylo zkoumání pronikání aerosolových částic z venkovního do vnitřního prostředí. Třetím tématem byl popis procesu aktivace aerosolových částic, tedy velikostní charakteristika částic, které slouží jako kondenzační jádra oblačných kapének a definování podmínek, za kterých aktivace nastává.

Hlavními přínosy práce jsou popis chemického a velikostního složení AA na stanici Praha-Suchdol a identifikace zdrojů znečištění na této stanici. Dalšími přínosy práce jsou identifikace a analýza faktorů ovlivňující míru penetrace částic do vnitřního prostředí, vytvoření metodiky pro identifikaci MEA pomocí AMS a popis stavů atmosféry, při kterých dochází k aktivaci kondenzačních jader.

Hlavními zjištěními práce jsou tak zjištění komentovaná v sekci 4 – Výsledky a diskuse, které naplnily všechny cíle uvedené v druhé kapitole.

6. Použitá literatura

- [1] W. C. Hinds, *Aerosol technology*. JOHN WILEY & SONS LTD, 1999.
- [2] R. Tuckermann and H. K. Cammenga, “The surface tension of aqueous solutions of some atmospheric water-soluble organic compounds,” *Atmos. Environ.*, vol. 38, no. 36, pp. 6135–6138, 2004, doi: 10.1016/j.atmosenv.2004.08.005.
- [3] C. Pan *et al.*, “The fast response of the atmospheric water cycle to anthropogenic black carbon aerosols during summer in East Asia,” *J. Clim.*, vol. 34, no. 8, pp. 3049–3065, 2021, doi: 10.1175/JCLI-D-20-0492.1.
- [4] G. Engling and A. Gelencsér, “Atmospheric brown clouds: From local air pollution to climate change,” *Elements*, vol. 6, no. 4, pp. 223–228, 2010, doi: 10.2113/gselements.6.4.223.
- [5] IPCC, *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*. 2014.
- [6] A. Singh and S. Dey, “Influence of aerosol composition on visibility in megacity Delhi,” *Atmos. Environ.*, vol. 62, pp. 367–373, 2012, doi: 10.1016/j.atmosenv.2012.08.048.
- [7] P. Saxena and S. Sonwani, *Criteria Air Pollutants: Chemistry, Sources and Sinks*. 2019.
- [8] H. N. B. Khalaf, M. Y. A. Mostafa, and M. Zhukovsky, “Particulate matter variation for different types of cigarettes in indoor air,” *AIP Conf. Proc.*, vol. 2313, no. December, 2020, doi: 10.1063/5.0032162.
- [9] M. C. G. Chalbot, T. A. Jones, and I. G. Kavouras, “Trends of non-accidental, cardiovascular, stroke and lung cancer mortality in Arkansas are associated with ambient PM_{2.5} reductions,” *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 11, no. 7, pp. 7442–7455, 2014, doi: 10.3390/ijerph110707442.

- [10] M. Vojtišek-Lom *et al.*, “Effects of braking conditions on nanoparticle emissions from passenger car friction brakes,” *Sci. Total Environ.*, vol. 788, 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.147779.
- [11] C. Mohr *et al.*, “Characterization of primary organic aerosol emissions from meat cooking, trash burning, and motor vehicles with high-resolution aerosol mass spectrometry and comparison with ambient and chamber observations,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 43, pp. 2443–2449, 2009, doi: 10.1021/es8011518.
- [12] K. Williamson, S. Das, A. R. Ferro, and S. Chellam, “Elemental composition of indoor and outdoor coarse particulate matter at an inner-city high school,” *Atmos. Environ.*, vol. 261, no. June, p. 118559, 2021, doi: 10.1016/j.atmosenv.2021.118559.
- [13] J. G. Watson, “Overview of Receptor Model Principles,” *J. Air Pollut. Control Assoc.*, vol. 34, no. 6, pp. 619–623, 1984, doi: 10.1080/00022470.1984.10465780.
- [14] C. H. Jung, J. Y. Lee, J. Um, S. S. Lee, Y. J. Yoon, and Y. P. Kim, “Estimation of source-based aerosol optical properties for polydisperse aerosols from receptor models,” *Appl. Sci.*, vol. 9, no. 7, 2019, doi: 10.3390/app9071443.
- [15] P. Paatero and U. Tapper, “Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values,” *Environmetrics*, vol. 5, no. 2, pp. 111–126, 1994, doi: 10.1002/env.3170050203.
- [16] F. Canonaco *et al.*, “A new method for long-term source apportionment with time-dependent factor profiles and uncertainty assessment using SoFi Pro: Application to 1 year of organic aerosol data,” *Atmos. Meas. Tech.*, vol. 14, no. 2, pp. 923–943, 2021, doi: 10.5194/amt-14-923-2021.
- [17] F. Drewnick *et al.*, “A New Time-of-Flight Aerosol Mass Spectrometer (TOF-AMS)—Instrument Description and First Field Deployment,” *Aerosol Sci. Technol.*, vol. 39, pp. 637–658, 2005, doi: 10.1080/02786820500182040.
- [18] M. S. Bae, J. J. Schauer, J. T. DeMinter, J. R. Turner, D. Smith, and R. A. Cary, “Validation of a semi-continuous instrument for elemental carbon and organic carbon using a thermal-optical method,” *Atmos. Environ.*, vol. 38, no. 18, pp. 2885–2893, 2004, doi: 10.1016/j.atmosenv.2004.02.027.
- [19] J. Fisak, M. Tesar, and D. Fottova, “Pollutant concentrations in the rime and fog water at the milesovka observatory,” *Water. Air. Soil Pollut.*, vol. 196, no. 1–4, pp. 273–285, 2009, doi: 10.1007/s11270-008-9775-z.
- [20] P. Paatero, “The Multilinear Engine: A Table-Driven, Least Squares Program for Solving Multilinear Problems, Including the n - Way Parallel Factor Analysis Model,” *J. Comput. Graph. Stat.*, vol. 8, no. 4, pp. 854–888, 1999, doi: 10.1080/10618600.1999.10474853.
- [21] F. Canonaco, M. Crippa, J. G. Slowik, U. Baltensperger, and a. S. H. Prévôt, “SoFi, an IGOR-based interface for the efficient use of the generalized multilinear engine (ME-2) for the source apportionment: ME-2 application to aerosol mass spectrometer data,” *Atmos. Meas. Tech.*, vol. 6, pp. 3649–3661, 2013, doi: 10.5194/amt-6-3649-2013.
- [22] A. Wiedensohler, W. Birmili, J. P. Putaud, and J. a. Ogren, *Aerosol Science: Technology and Applications*. Willey, 2014.

1. Introduction

Atmospheric aerosol (AA) is a mixture of solid, liquid, or combined particles suspended in the air with different chemical composition and size ranges from nanometer to hundreds of micrometers [1]. Aerosol particles play an important role in many natural processes such as the water cycle [2], [3], global climate change [4], [5], visibility [6], and also have an impact on human health. Many studies [7]-[9] show that air pollution significantly increases the risk of heart attack, asthma, lung cancer and other respiratory and circulatory diseases.

Aerosol measurements can be performed using either offline methods, i.e., sampling particles on a suitable filter substrate, or using online instruments that are capable of continuous on-site measurements. If we want to understand better the dynamic processes taking place in the atmosphere, it is highly desirable to measure particles and their composition at high temporal resolution, on the order of units to tens of minutes. Along with the chemical composition of the aerosol, the most important characteristic of the particles is their size, which has the greatest influence on particle behaviour. As the particle size changes, so does the importance of the individual physical laws that govern the behaviour of these particles [1]. In terms of the way of formation, AAs can be divided into primary particles and secondary particles. Primary aerosol particles are those that are emitted directly into the atmosphere from various sources. These particle sources can be further classified as natural or anthropogenic. Primary natural sources include, for example, naturally occurring fires, volcanic activity, marine aerosol, wind resuspension of dust particles and bioaerosol. Anthropogenic primary sources include mainly combustion processes, but also transport particles from brake and tyre abrasion [10] and aerosol from food preparation [11]. Secondary aerosol is formed directly in the atmosphere from gaseous precursors that condense on nuclei or by heterogeneous nucleation.

It is estimated that we spend approximately 90% of our time indoors [12], and therefore it is important to focus on indoor aerosol concentrations as well. Aerosol concentrations from indoor sources can reach very high values, but are usually short-lived.

When measuring aerosol particles outdoors, one of the key issues is determining the source of these particles. Receptor modelling appears to be a suitable tool for this type of task. A major advantage of this approach is the relative simplicity of these models compared to modeling the propagation of particles directly from the source [13]. A receptor model can provide an estimate of the mass contribution of all identified sources at the measurement site by finding the optimal linear combination of the chemical profiles of each source [14]. A frequently used representative of this group is the Positive Matrix Factorization (PMF) model [15], [16], which allows both the identification of AA sources and the quantitative estimation of their contribution at the receptor. PMF analysis is the focus of the present work, because the analysis of the chemical composition of AA and the identification of its sources is my main area of expertise.

2. Aims of the study

The presented work contains a collection of seven impacted scientific articles, which were written on the basis of three independent measurement campaigns. The order numerals given for the articles correspond to the order in which the articles are listed in the appendix of this thesis.

The aim of the first campaign was to describe the size and chemical composition of AAs and their evolution over time at the Prague-Suchdol background station. Another objective was to determine the chemical profiles of the sources contributing to the total aerosol concentration

at this station and to investigate the influence of different meteorological conditions on the changes in particle concentrations and chemical composition. The results of this campaign are published in the first and second article.

The aim of the second campaign was to determine to what extent indoor particle concentrations are affected by outdoor concentrations and how quickly changes in outdoor concentrations are reflected indoors. Another objective was to describe changes in the size distributions and chemical composition of particles following their transport from the outdoor to the indoor environment. One of the challenges emerged during the course of the campaign when a non-standard response of one of the instruments was recognized while conducting an experiment in the indoor environment. The response was based on a misidentification of the chemical composition of the aerosol. The next objective was therefore to find an explanation for this error. The results of this campaign, which also took place at Suchdol, are published in papers three, four and five.

The third campaign, which was carried out at the Milešovka Observatory, was aimed at describing the process of activation of AA particles that form cloud droplets and the factors that affect the efficiency and speed of this conversion and the dependence of these factors on the size of AA particles for different types of hydrometeors. The results of this campaign are published in papers six and seven.

3. Material and methods

A crucial instrument in the measurement campaign to determine the size and chemical composition of AA was the Aerosol Mass Spectrometer (AMS), specifically the Compact Time-of-Flight Mass Spectrometer (C-ToF AMS, Aerodyne, MA, USA) [17], which allows to obtain high temporal resolution data of the chemical composition of size-resolved aerosol particles. In addition, the following devices were used during the campaigns. The Semi-Continuous OC-EC Field Analyzer (Sunset Laboratories) [18], which provides information about elemental carbon (EC) and organic carbon (OC) on the basis of thermo-optical analysis; the sequential Berner Low-Pressure Impactor (BLPI) with ten stages; Condensation Particle Counter (CPC), which records numerical concentrations of aerosol particles in sizes from the units of nanometers, depending on the instrument model; An Electrostatic Classifier used to select particles of a chosen size, which calculates the electromobility diameter of a particle based on its mobility in an electric field; The Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS), which is a combination of the electrostatic classifier and the CPC. The SMPS measures size resolved aerosol spectra. During the campaigns, the instrument most often measured in the size range of 15 nm - 720 nm in a 5-minute time step; Aerodynamic Particle Sizer (APS), which measures size spectra for particles from 0.5 μm to 20 μm . The APS measures the aerodynamic diameter of a particle based on the principle of particle acceleration by a critical nozzle; The Present-Weather Detector (PWD) is a sensor that distinguishes meteorological phenomena according to the World Meteorological Organization (WMO) coding table.

The two measurement campaigns published in articles 1 - 5 were carried out at the Prague - Suchdol station (50°07'36.473'' N, 14°23'05.513'' E), located in the northwestern suburbs of Prague at a distance of approximately 5 km from the city centre. The measuring site is directly adjacent to new residential development on the eastern side. The measurement campaign published in papers 1 and 2 was carried out in two phases in summer 2012 (21. 6. – 31. 7.) and winter 2013 (8. 1. – 19. 2.). The campaign conducted in the summer of 2014 (16. 8. – 8. 9.) and winter of 2015 (5. 2. – 24. 2.) was published in articles 3, 4 and 5.

Articles 6 and 7 deal with the size distribution of the particles that serve as the condensation nuclei of cloud droplets. The Milešovka Observatory belonging to the Institute of Atmospheric Physics of the CAS was chosen as the optimal site for this research because it is a place with frequent occurrence of fog episodes [19] and the station is equipped with a wide range of instruments used for measuring meteorological properties and phenomena. The observatory is located on the top of Milešovka Mountain (837 m), which stands alone in the landscape and exceeds the surrounding terrain by approximately 400 m.

During the first campaign, the instruments were placed in a stand-alone container on the measuring site. The data measured by the AMS instrument were used as input for a factor analysis to identify atmospheric aerosol sources. The analysis was performed in SoFi Pro (version 8.0.3.1) using the Multilinear Engine (ME-2) algorithm [20], [21]. Its principle is an iterative search for optimal variables using multilinear regression.

During the second campaign, the measuring devices were located in an unoccupied ground-floor apartment located at the measuring site. The AMS, SMPS and EC/OC instruments were placed in a separate enclosed room so that their operation would not affect the microclimate of the sampling room, into which the sampling probe was inserted through a drilled hole in the wall and in which the BLPI was placed. The outdoor sampling was provided by a probe passed through a window. The sampling probes were connected to an automatically operated three-way valve that switched between sampling from outside or inside every 10 min. Measured data of size distributions and chemical composition from outside and inside were compared under different meteorological conditions and seasons. During the kitchen cleaner experiment, monoethanolamine (MEA) ions were identified by ion chromatography. By appropriate modification of the fragmentation table, MEA was then also identified by AMS.

During the third campaign, the instruments were placed in a container on the Milešovka Observatory site. The instruments were connected to two inlets via a three-way automatically controlled valve that was switched every 5 min. The sampling duration of each spectrum was therefore set to fit the interval between the valve switching for the APS and SMPS instruments. The first inlet was the so-called whole-air inlet (WAI) [22], which sampled particles of all sizes from the air, and the second was the PM_{2.5} inlet. Diffusive silica gel dryers were placed behind both inlets to maintain an average 21% relative humidity (RH) of the measured aerosol. This means that all the sampled fog droplets evaporated and only their solid activation nuclei remained. Since the size distributions of the fog droplets range from 5 μm - 20 μm , we can obtain information on the activated particle number size distributions (aPNSD) simply by the difference of the distributions between the WAI and the PM_{2.5} inlet. Furthermore, it was possible to determine the activated fraction as the ratio of aPNSD to the total size distribution measured via WAI.

4. Results and discussion

The following results were identified within each campaign.

Campaign 1:

The differences in chemical composition between summer and winter are due to the presence of specific seasonal sources such as solid fuel combustion (winter) or biogenic aerosol (summer) and the different physical properties of individual compounds related to meteorological differences between seasons.

In winter, a clear inverse relationship was found between the height of the atmospheric boundary layer and the total pollution level. The low pollution levels were not only due to the

dilution effect of the elevated boundary layer, but also to higher wind speeds and higher temperatures, which resulted in less intensive heating of households. In both seasons, low aerosol concentrations were also associated with the maritime air masses, while the continental air masses had higher average aerosol concentrations.

In both seasons, fine mode maxima were shifted towards larger particles at higher aerosol concentrations compared to episodes with lower concentrations.

The ratio between organic matter measured by AMS and organic carbon measured by the OC/EC analyzer was 1.89 (± 0.49) in summer and 1.31 (± 0.19) in winter. The very low ratio in winter indicates the influence of domestic coal heating. On the other hand, the relatively high summer value is probably mainly due to photochemical reactions leading to more oxidised organic matter.

In general, the highly time-resolved NR-PM₁ measurements of aerosol composition allowed the identification of additional mechanisms of aerosol load changes compared to previous work at the Prague-Suchbát site.

Subsequently, the data measured by the C-ToF AMS instrument were analyzed by the PMF method. First, only the organic parts of the mass spectra were analysed. In a further step, the results of this analysis were used as additional input to improve the analysis of the whole mass spectra including inorganic ions. The results are then discussed not only in terms of differences between seasons, but also differences between analyses of organic and combined spectra within a single season.

By analysing the organic part of the mass spectra, four factors were identified in both seasons, two of which are primary and two secondary. Analysis of the whole mass spectra combining organic and inorganic ions led to a six-factor solution in both seasons. To the four factors, whose organic parts of the profiles are very similar to the results of the analysis of the organic spectra, two factors involving mainly inorganic ions were added in both summer and winter. These two inorganic factors varied only slightly from season to season. Although the organic spectra factors have very similar profiles to the combined spectra factors, their diurnal trends differ significantly in some cases, especially in the winter season. Specifically, the daily trends of the HOA and local oxidized aerosol factors show very little agreement. The results of both analyses not only map the chemical composition of aerosol and its seasonal changes in a given area, but also show the stability of the solutions found, as well as suggesting how different model inputs may affect the resulting factor loadings and thus their interpretation.

Campaign 2:

The daily courses in mass concentrations behaved inversely to the trends in particle number concentrations during the summer season. The lowest indoor and outdoor mass concentrations were observed in the afternoon when the number concentrations were highest. The AMS measurements show that the highest concentrations were reached by organics and sulfates. The average mass concentrations for the entire campaign for organics accounted for half of the total aerosol mass both outdoors [$3.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$] and indoors [$2.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$], while sulfates accounted for almost one-third of the mass outdoors [$2.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$] and indoors [$1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$]. Since these ratios are very similar for indoors and outdoors, it can be assumed that the temperatures and relative humidities indoors and outdoors during the day were similar. As a result, minimal physico-chemical changes can be assumed as particles penetrate the indoor environment.

Despite seasonal differences in sources and sinks, total particle number concentrations were similar in summer and winter. These seasonal differences are captured by size-resolved particle

spectra, which show afternoon increases in particle concentrations in summer due to the formation of secondary organic aerosols and evening maxima in winter due to home heating and low atmospheric boundary layer height. The observed daily mean size-resolved spectra of outdoor number concentrations showed a trimodal structure typical of urban background locations. Indoors, a dominant mode between 70 and 100 nm was found. Modes of smaller particles were not detectable indoors, which was attributed to diffuse trapping of ultrafine particles on the building surface. The modes of the size distributions inside the building were sensitive to changes in the distributions outside and showed a strong relationship between indoor and outdoor spaces.

The ratio of particles penetrating the interior ranged from 0.4 (for particles < 40 nm) to 0.65 (for particles 80-200 nm). This I/O ratio, which was calculated during the new particle formation episode, was tested by comparing the I/O for AMS, SMPS and BLPI. All comparisons confirmed an I/O ratio between 0.65 and 0.69. Sulfate, elemental carbon, and organics showed higher I/O values than the predicted ratio of 0.65. It is hypothesized that the binding of organics to elemental carbon particles and the low volatility of sulfates may allow the observation of higher relative concentrations of these species indoors.

The study published in the fifth paper presents the first observation of multi-day aerosol transformation in indoor environments associated with a kitchen degreaser containing monoethanolamine (MEA). MEA, which remained on cleaned surfaces and on a paper towel in the waste bin, was able to transform ammonium sulfate and ammonium nitrate to $(\text{MEA})_2\text{SO}_4$ and $(\text{MEA})\text{NO}_3$. This effect persisted for at least 60 h despite the high average ventilation rate. This effect was observed using both offline (filters and impactors analysed by ion chromatography) and online (AMS) techniques and represents a new way of exposure of persons to MEA in indoor environments. The stabilizing effect on nitrate in the indoor environment also causes higher exposure to nitrate in the fine particle fraction in the indoor environment.

Campaign 3:

Although the dataset consists of measurements recorded in autumn and spring, the activation characteristics were almost identical in both seasons, indicating little dependence of the activation process on AA composition and/or very similar conditions at the station throughout the year. The main difference in activation between the four episode types (fog, freezing fog, mist, and rain with fog) was found for mist. During episodes when mist was detected, no modes were observed in the aPNSD, suggesting that the particles responsible for the visibility reduction were not activated but only hydrated.

During rain episodes, most results differed from fog and freezing fog episodes, except for visibility (sometimes exceeding 1000 m). A stronger relationship was observed between visibility, effective droplet radius and air mass origin than for the other phenomena. This is likely related to particle scavenging, as lower concentrations of both interstitial (PM_{2.5}) and activated particles were observed. The less effective activation and smaller cloud droplets could be related to rainfall that removed some of the water content from the clouds.

When comparing the activated particles during fog and freezing fog episodes, most of the differences fell within the measurement uncertainties, even though more than 1000 aPNSD spectra were taken for each event. The activated fraction reached more than 90% for particles larger than 450 nm during fog and 510 nm during freezing fog. The smallest activated diameter was the same during fog and freezing fog, 130 nm. The activation rate was also similar during

fog and freezing fog. Approximately 120 min after the initiation of the fog episode, the process reached a steady state, again comparable during both fog and freezing fog.

Analysis of the relationship between meteorological conditions and the activation of nuclei indicated that the different hydrometeors observed at the observatory were often associated with different air masses with different conditions. The main difference was found between slow continental air masses and air masses with a maritimal history in the previous three days. In describing the changes in activation, no influence of photochemistry was found, but instead some dependence on relative humidity, temperature, wind speed and especially on the liquid water content was found.

Wind speed had no significant effect on activation up to a speed of 10 ms^{-1} . At wind speeds above 10 ms^{-1} the variance in activation increased. Probably due to higher turbulence or due to disturbance of the inversion layer.

5. Conclusions

The present PhD thesis deals with the investigation of atmospheric aerosol at high temporal resolution, its properties and its chemical and size changes depending on the given conditions. It shows, especially in the context of climate change and the potential contribution of AA to human health, that the importance of AA research has recently increased significantly.

The main objective of this work was to describe the properties and changes of AA at high resolution under the different conditions investigated. The first objective was to obtain a description of the chemical and size composition of the NR-PM₁ fraction at the Prague-Suchdol suburban station and to describe the influence of meteorological phenomena on the behaviour of this aerosol. The second objective was to investigate the penetration of aerosol particles from the outdoor to the indoor environment. The third topic was the description of the aerosol particle activation process, i.e. the size characteristics of particles that serve as condensation nuclei of cloud droplets and the definition of conditions under which activation occurs.

The main contributions of the work are the description of the chemical and size composition of AA at the Prague-Suchdol station and the identification of pollution sources at this station. Other contributions of the thesis are the identification and analysis of factors influencing the penetration rate of particles into the indoor environment, the development of a methodology for the identification of MEAs by AMS and the description of the atmospheric states during which condensation nuclei are activated.

Thus, the main achievements of this thesis are the findings commented in Section 4 - Results and Discussion, which fulfilled all the objectives stated in Chapter 2.

6. References

- [1] W. C. Hinds, *Aerosol technology*. JOHN WILEY & SONS LTD, 1999.
- [2] R. Tuckermann and H. K. Cammenga, "The surface tension of aqueous solutions of some atmospheric water-soluble organic compounds," *Atmos. Environ.*, vol. 38, no. 36, pp. 6135–6138, 2004, doi: 10.1016/j.atmosenv.2004.08.005.
- [3] C. Pan *et al.*, "The fast response of the atmospheric water cycle to anthropogenic black carbon aerosols during summer in East Asia," *J. Clim.*, vol. 34, no. 8, pp. 3049–3065, 2021, doi: 10.1175/JCLI-D-20-0492.1.
- [4] G. Engling and A. Gelencsér, "Atmospheric brown clouds: From local air pollution to climate change," *Elements*, vol. 6, no. 4, pp. 223–228, 2010, doi: 10.2113/gselements.6.4.223.
- [5] IPCC, *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*. 2014.

- [6] A. Singh and S. Dey, "Influence of aerosol composition on visibility in megacity Delhi," *Atmos. Environ.*, vol. 62, pp. 367–373, 2012, doi: 10.1016/j.atmosenv.2012.08.048.
- [7] P. Saxena and S. Sonwani, *Criteria Air Pollutants: Chemistry, Sources and Sinks*. 2019.
- [8] H. N. B. Khalaf, M. Y. A. Mostafa, and M. Zhukovsky, "Particulate matter variation for different types of cigarettes in indoor air," *AIP Conf. Proc.*, vol. 2313, no. December, 2020, doi: 10.1063/5.0032162.
- [9] M. C. G. Chalbot, T. A. Jones, and I. G. Kavouras, "Trends of non-accidental, cardiovascular, stroke and lung cancer mortality in Arkansas are associated with ambient PM_{2.5} reductions," *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 11, no. 7, pp. 7442–7455, 2014, doi: 10.3390/ijerph110707442.
- [10] M. Vojtišek-Lom *et al.*, "Effects of braking conditions on nanoparticle emissions from passenger car friction brakes," *Sci. Total Environ.*, vol. 788, 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.147779.
- [11] C. Mohr *et al.*, "Characterization of primary organic aerosol emissions from meat cooking, trash burning, and motor vehicles with high-resolution aerosol mass spectrometry and comparison with ambient and chamber observations," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 43, pp. 2443–2449, 2009, doi: 10.1021/es8011518.
- [12] K. Williamson, S. Das, A. R. Ferro, and S. Chellam, "Elemental composition of indoor and outdoor coarse particulate matter at an inner-city high school," *Atmos. Environ.*, vol. 261, no. June, p. 118559, 2021, doi: 10.1016/j.atmosenv.2021.118559.
- [13] J. G. Watson, "Overview of Receptor Model Principles," *J. Air Pollut. Control Assoc.*, vol. 34, no. 6, pp. 619–623, 1984, doi: 10.1080/00022470.1984.10465780.
- [14] C. H. Jung, J. Y. Lee, J. Um, S. S. Lee, Y. J. Yoon, and Y. P. Kim, "Estimation of source-based aerosol optical properties for polydisperse aerosols from receptor models," *Appl. Sci.*, vol. 9, no. 7, 2019, doi: 10.3390/app9071443.
- [15] P. Paatero and U. Tapper, "Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values," *Environmetrics*, vol. 5, no. 2, pp. 111–126, 1994, doi: 10.1002/env.3170050203.
- [16] F. Canonaco *et al.*, "A new method for long-term source apportionment with time-dependent factor profiles and uncertainty assessment using SoFi Pro: Application to 1 year of organic aerosol data," *Atmos. Meas. Tech.*, vol. 14, no. 2, pp. 923–943, 2021, doi: 10.5194/amt-14-923-2021.
- [17] F. Drewnick *et al.*, "A New Time-of-Flight Aerosol Mass Spectrometer (TOF-AMS)—Instrument Description and First Field Deployment," *Aerosol Sci. Technol.*, vol. 39, pp. 637–658, 2005, doi: 10.1080/02786820500182040.
- [18] M. S. Bae, J. J. Schauer, J. T. DeMinter, J. R. Turner, D. Smith, and R. A. Cary, "Validation of a semi-continuous instrument for elemental carbon and organic carbon using a thermal-optical method," *Atmos. Environ.*, vol. 38, no. 18, pp. 2885–2893, 2004, doi: 10.1016/j.atmosenv.2004.02.027.
- [19] J. Fisak, M. Tesar, and D. Fottova, "Pollutant concentrations in the rime and fog water at the milesovka observatory," *Water. Air. Soil Pollut.*, vol. 196, no. 1–4, pp. 273–285, 2009, doi: 10.1007/s11270-008-9775-z.
- [20] P. Paatero, "The Multilinear Engine: A Table-Driven, Least Squares Program for Solving Multilinear Problems, Including the n - Way Parallel Factor Analysis Model," *J. Comput. Graph. Stat.*, vol. 8, no. 4, pp. 854–888, 1999, doi: 10.1080/10618600.1999.10474853.
- [21] F. Canonaco, M. Crippa, J. G. Slowik, U. Baltensperger, and a. S. H. Prévôt, "SoFi, an IGOR-based interface for the efficient use of the generalized multilinear engine (ME-2) for the source apportionment: ME-2 application to aerosol mass spectrometer data," *Atmos. Meas. Tech.*, vol. 6, pp. 3649–3661, 2013, doi: 10.5194/amt-6-3649-2013.
- [22] A. Wiedensohler, W. Birmili, J. P. Putaud, and J. a. Ogren, *Aerosol Science: Technology and Applications*. Willey, 2014.

Curriculum vitae

Education:

Ph.D. Environmental Science Charles University, Prague	Expected 2021
M.Sc. in Environmental modelling Czech University of Life Sciences Prague	2010
B.Sc. in Applied ecology Czech University of Life Sciences Prague	2007

Professional experience:

Expert worker in science and research, Laboratory of Aerosols Chemistry and Physics, Institute of Chemical Process Fundamentals of the CAS, v.v.i.	October 2011 – present
--	------------------------

International conferences:

International aerosol conference, St. Louis Comparison of Ambient Aerosol Sources at Rural and Suburban Background Sites in Central Europe	2018
European aerosol conference, Zurich Comparison of atmospheric aerosol volatility at a rural site in Central Europe	2017
European aerosol conference, Tours Characterization of submicron aerosol in Prague by source apportionment analysis of combined AMS data	2016
European aerosol conference, Milan Characterization of submicron aerosol in Prague by combined ME-2 factor analysis of AMS data	2015
European aerosol conference, Prague Characterization of submicron organic aerosol in Prague by ME 2 factor analysis of summer AMS data	2013

Specialized courses:

Training School on source apportionment of organic aerosol, Bologna	2019
SoFi Pro workshop, Bucharest	2018
SoFi meeting, Zurich	2015
Sofi meeting, Zurich	2013
Summer School on Atmospheric Aerosol Physics, Measurements, and Sampling, Finland	2013

Seznam publikací / Publication list

- Bressi, M., Cavalli, F., Putaud, J. P., Fröhlich, R., Petit, J. E., Aas, W., Äijälä, M., Alastuey, A., Allan, J. D., Aurela, M., Berico, M., Bougiatioti, A., Bukowiecki, N., Canonaco, F., Crenn, V., Dusanter, S., Ehn, M., Elsassler, M., Flentje, H., ... Prevot, A. S. H. (2021). A European aerosol phenomenology - 7: High-time resolution chemical characteristics of submicron particulate matter across Europe. *Atmospheric Environment: X*, *10*(July 2020).
<https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2021.100108>
- Kubelová, L., Vodička, P., Schwarz, J., Cusack, M., Makeš, O., Ondráček, J., & Ždímal, V. (2015). A study of summer and winter highly time-resolved submicron aerosol composition measured at a suburban site in Prague. *Atmospheric Environment*, *118*, 45–57.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.07.030>
- Makeš, O., Schwarz, J., Vodička, P., Engling, G., & Zdímal, V. (2021). *Determination of NR PM1 sources at the Prague background station using PMF analysis of combined aerosol mass spectra.* working paper
- Pelclova, D., Zdímal, V., Dvorackova, S., Komarc, M., Fenclova, Z., Vlckova, S., Schwarz, J., Ondráček, J., Makeš, O., Kacer, P., & Zakharov, S. (2017). Markers of oxidative stress are elevated in exhaled breath condensate of workers in nanocomposites production. *Toxicology Letters*, *280*, S182–S182. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2017.07.511>
- Pelclova, D., Zdímal, V., Kacer, P., Fenclova, Z., Vlckova, S., Komarc, M., Navratil, T., Schwarz, J., Zikova, N., Makes, O., Syslova, K., Belacek, J., & Zakharov, S. (2016). Leukotrienes in exhaled breath condensate and fractional exhaled nitric oxide in workers exposed to TiO₂ nanoparticles. *JOURNAL OF BREATH RESEARCH*, *10*(3). <https://doi.org/10.1088/1752-7155/10/3/036004>
- Pelclova, D., Zdímal, V., Kacer, P., Komarc, M., Fenclova, Z., Vlckova, S., Zikova, N., Schwarz, J., Makes, O., Navratil, T., Zakharov, S., & Bello, D. (2017). Markers of lipid oxidative damage among office workers exposed intermittently to air pollutants including nanoTiO₂ particles. *Reviews on Environmental Health*, *32*(1–2), 193–200. <https://doi.org/10.1515/reveh-2016-0030>
- Pelclova, D., Zdímal, V., Kacer, P., Vlckova, S., Fenclova, Z., Navratil, T., Komarc, M., Schwarz, J., Zikova, N., Makes, O., & Zakharov, S. (2016). Markers of nucleic acids and proteins oxidation among office workers exposed to air pollutants including (nano) TiO₂ particles. *NEUROENDOCRINOLOGY LETTERS*, *37*(1), 13–16.
- Pelclova, D., Zdímal, V., Kacer, P., Zikova, N., Komarc, M., Fenclova, Z., Vlckova, S., Schwarz, J., Makeš, O., Syslova, K., Navratil, T., Turci, F., Corazzari, I., Zakharov, S., & Bello, D. (2017). Markers of lipid oxidative damage in the exhaled breath condensate of nano TiO₂ production workers. *Nanotoxicology*, *11*(1), 52–63. <https://doi.org/10.1080/17435390.2016.1262921>
- Schwarz, J., Makeš, O., Ondráček, J., Cusack, M., Talbot, N., Vodička, P., Kubelová, L., & Ždímal, V. (2017). Single Usage of a Kitchen Degreaser Can Alter Indoor Aerosol Composition for Days. *Environmental Science and Technology*, *51*(11), 5907–5912.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06050>
- Talbot, N., Kubelova, L., Makes, O., Cusack, M., Ondracek, J., Vodička, P., Schwarz, J., & Zdímal, V. (2016). Outdoor and indoor aerosol size, number, mass and compositional dynamics at an urban background site during warm season. *Atmospheric Environment*, *131*, 171–184.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.01.055>
- Talbot, Nicholas, Kubelová, L., Makeš, O., Ondráček, J., Cusack, M., Schwarz, J., Vodička, P., Zíková, N., & Ždímal, V. (2017). Transformations of Aerosol Particles from an Outdoor to Indoor Environment. *Aerosol and Air Quality Research*, *17*(3), 653–665.

<https://doi.org/10.4209/aaqr.2016.08.0355>

Zíková, N., Pokorná, P., Makeš, O., Rotrekl, J., Sedlák, P., Pešice, P., & Ždímal, V. (2021). Variability in Activation Properties in Relation to Meteorological Phenomena. *Journal of Hydrometeorology*, 22(10), 2565–2579. <https://doi.org/10.1175/jhm-d-21-0064.1>

Zíková, N., Pokorná, P., Makeš, O., Sedlák, P., Pešice, P., & Ždímal, V. (2020). Activation of atmospheric aerosols in fog and low clouds. *Atmospheric Environment*, 230(April). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117490>