

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ochrana životního prostředí

Studijní obor: Ekologie a ochrana prostředí



Karolína Nechvátalová

**Expozice dětí aerosolovými částicemi v přívěsných vozících
za jízdním kolem**

Child exposure to aerosol particles inside bicycle trailer during the usual ride

Bakalářská práce

Školitel: Mgr. Jan Bendl

Konzultant: RNDr. Jan Hovorka, Ph.D.

Praha, 2019

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně a použila k tomu informační zdroje a literaturu, jejichž seznam je přiložen k bakalářské práci. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu. Tištěná verze práce je shodná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne

Podpis:

Poděkování:

Ráda bych zde vyjádřila poděkování vedoucímu této bakalářské práce Mgr. Janu Bendlovi za jeho cenné rady, čas věnovaný společným konzultacím a pomoc při provádění terénního měření. Rovněž děkuji RNDr. Janu Hovorkovi, Ph.D., jemuž vděčím za cenné rady ohledně vyhodnocení dat. Dále děkuji své rodině a příteli za veškerou podporu.

Experimentální část práce byla podpořena projektem GA UK č. 1474217: „Jaká je expozice dětí aerosolovými částicemi v přívěsných vozících za jízdním kolem?“.

Abstrakt

Přívěsné vozíky za jízdním kolem představují oblíbený způsob přepravy dětí při cyklistice, nicméně zvýšené expozice aerosolovými částicemi vzniklé z důvodu umístění vozíku těsně nad vozovkou a do bezprostřední blízkosti cyklistického kola mohou představovat zdravotní riziko. Některé aerosolové částice mohou způsobovat respirační, ale i závažnější onemocnění, protože povrch cest může obsahovat i toxické látky vzniklé například automobilovou dopravou. Děti jsou přitom oproti dospělým náchylnější ke vzniku respiračních a dalších onemocnění, a proto je potřeba věnovat této problematice zvýšenou pozornost. Cílem práce je zjistit, kolikrát větší koncentrace aerosolových částic velikostních frakcí PM_{10} , PM_4 , $PM_{2,5}$ a PM_1 a početních koncentrací dýchá dítě v přívěsném vozíku oproti cyklistovi před ním při různých rychlostech jízdy na prašných stezkách a potvrdit tak hypotézu, že dochází k resuspenzi částic povrchu vozovky a jejich pronikání do vozíku, což doposud nebylo kvantifikováno. V práci jsou diskutovány i možné zdravotní důsledky. Experimentální část byla provedena formou tří terénních měření na dvou zhruba 200 m dlouhých prašných úsecích cyklostezek v Praze (lesopark Stromovka, cyklostezka A22 v Braníku). Pro měření byl upraven přívěsný vozík (Chariot Cougar 2, Thule) a zhotoven box na řídítka. V boxu i ve vozíku se nacházel identický set přístrojů DustTrak DRX (8533, TSI) a P-Trak (8525, TSI) se vzorkovacími hlavicemi v dýchacích zónách cyklisty a dítěte. K záznamu polohy byla použita GPS (GPSMAP 64s, Garmin) a kamera (Sony HDR AS200V). V blízkosti počátečního úseku měření byla umístěna meteorologická stanice (WMR 300, Oregon Scientific) společně s přístroji P-Trak (8525, TSI) a optickým spektrometrem velikosti částic (OPS 3330, TSI) pro sledování meteorologických podmínek a pozadových koncentrací částic v ovzduší neovlivněném jízdami. Bylo zjištěno, že koncentrace PM_x ve vozíku jsou při všech sledovaných rychlostech vyšší než v dýchací zóně cyklisty. Poměr koncentrací PM_x ve vozíku a v dýchací zóně cyklisty roste s rostoucí rychlostí a zároveň se zvyšujícím se aerodynamickým průměrem částic. Poměr PNC se v závislosti na rychlosti v lokalitách bez významných zdrojů UFP příliš nemění. Měření jízd se sítkou či pláštěnkou na vozíku překvapivě ukázalo, že koncentrace (a tedy i poměry) ve vozíku s pláštěnkou jsou výrazně vyšší než ve vozíku se sítkou.

Klíčová slova: aerosol, PM, expozice, cyklistika, přívěsný vozík, kvalita městského ovzduší, zdraví

Abstract

Bicycle trailers represent a popular way of transporting children during cycling, however increased exposure to aerosol particles due to the location of the trailer in the immediate vicinity of the cycle path surface and of the bike tire may pose a health risk. Some aerosol particles can cause respiratory as well as other severe diseases, since the surface of the paths may also contain toxic substances, such as those produced by traffic. Children are more prone to developing respiratory and other diseases than adults, and therefore more attention is needed. The aim of this project is to find out how many times are the concentrations of PM_{10} , PM_4 , $PM_{2.5}$ and PM_1 aerosol size fractions and the particle number concentrations higher in the trailer in comparison to the cyclist in front of it at different driving speeds while driving on dusty roads and to confirm the hypothesis that the particles are resuspended from the surface of the road and penetrate into the trailer, which has not been quantified so far. The possible health consequences are also discussed in this project. We did three measurements on two roughly 200 m long dusty sections of cycle paths (Stromovka park, cycle path A22 in Braník) in Prague. For the measurement, the trailer (Chariot Cougar 2, Thule) and the box placed on the handlebar holder were modified. There was an identical set of DustTrak DRX (8533, TSI) and P-Trak (8525, TSI) in the box and in the trailer with inlets placed in the cyclist's and baby's breathing zone. GPS (GPSMAP 64s, Garmin) and camera (Sony HDR AS200V) were used to register the location. A meteorological station (WMR 300, Oregon Scientific) was placed at an outlying site of the initial measurement section along with P-Trak (8525, TSI) and optical particle sizer (OPS 3330, TSI) to monitor meteorological conditions and background airborne concentrations. It has been found that PM_x concentrations in the trailer are higher at all speeds than in the breathing zone of the cyclist. The ratio of PM_x concentrations in the trailer and in the breathing zone of the cyclist increases with increasing speed and also with increasing aerodynamic diameter of the particles. The PNC ratio at locations without significant resources of UFP does not change much with the speed. Measurement of rides of trailer with waterproof shield has surprisingly shown that the concentrations (and also the ratios) in the trailer with the waterproof shield are significantly higher than in the trailer with the net.

Key words: aerosol, PM, exposure, cycling, bicycle trailer, urban air quality, health

Obsah

1 Seznam použitých zkratek.....	7
2 Úvod.....	8
3 Cíle práce.....	9
4 Atmosférický aerosol.....	9
4.1 Definice atmosférického aerosolu	9
4.2 Zdroje atmosférického aerosolu	9
4.3 Velikostní rozlišení atmosférického aerosolu	10
4.3.1 Hrubé částice	10
4.3.2 Jemné částice.....	10
4.3.2.1 Akumulační mód.....	11
4.3.2.2 Nukleační mód (ultrajemné částice).....	11
5 Městský aerosol.....	11
5.1 Emise z automobilové dopravy	12
5.1.1 Výfukové zdroje emisí automobilové dopravy	12
5.1.2 Nevýfukové zdroje emisí automobilové dopravy	12
5.1.2.1 Otěry z brzd.....	13
5.1.2.2 Otěry z pneumatik	13
5.1.2.3 Železo a jeho sloučeniny	14
6 Atmosférická depozice PM.....	14
7 Resuspenze.....	14
7.1 Resuspenze silničního prachu	15
8 Vliv expozice člověka aerosolovými částicemi na zdraví.....	15
8.1 Expozice cyklistů aerosolovým částicím z hlediska zdraví	16
9 Problematika cyklodopravy ve městech.....	17
9.1 Blízkost cyklostezek a vozovek	17
9.2 Cyklistika ve srovnání s jinými druhy městské dopravy.....	18
10 Přívěsné vozíky za kolo.....	19
10.1 Legislativa	19
10.2 Bezpečnost dítěte v přívěsném vozíku	19
10.3 Druhy přívěsných vozíků a komplementy	20
Experimentální část.....	21
11 Metodika.....	21
11.1 Přístrojové vybavení.....	21
11.1.1 DustTrak DRX	21
11.1.2 P-Trak.....	22

11.1.3 Optický spektrometr velikosti částic (OPS)	22
11.2 Příprava přístrojů a kolokace.....	22
11.3 Uspořádání experimentu	23
11.3.1 Umístění přístrojů na jízdním kole.....	23
11.3.2 Umístění přístrojů v přívěsném vozíku	24
11.3.3 Umístění meteostanice	25
11.4 Lokality měření	26
11.4.1 Průběh měření	27
11.4.2 Lesopark Stromovka I.....	27
11.4.3 Lesopark Stromovka II.....	27
11.4.4 Cyklostezka A22	27
11.4.5 Měření koncentrací aerosolu u stojící jízdní soupravy.....	27
12 Zpracování dat.....	28
12.1 Postup vyhodnocení dat	28
13 Výsledky.....	29
13.1 Kolokace přístrojů.....	29
13.2 Terénní měření	30
13.2.1 Měření v lesoparku Stromovka I.....	30
13.2.2 Měření v lesoparku Stromovka II.....	31
13.2.3 Měření na cyklostezce A22 v Braníku	32
13.3 Meteorologické podmínky a pozad'ové koncentrace aerosolu na cyklostezce A22	33
13.4 Porovnání prašného úseku cyklostezky s asfaltovými úseky.....	34
14 Diskuse.....	35
14.1 Přístroje	35
14.2 Terénní měření	35
14.2.1 Měření v lesoparku Stromovka I.....	36
14.2.2 Měření v lesoparku Stromovka II.....	36
14.2.3 Měření na cyklostezce A22 v Braníku	37
14.2.4 Meteorologické podmínky a pozad'ové koncentrace aerosolu na cyklostezce A22 ..	37
14.2.5 Porovnání prašného úseku cyklostezky s asfaltovými úseky.....	38
14.2.6 Možnosti dalšího rozšíření práce.....	38
15 Závěr.....	39
16 Použitá literatura.....	40

1 Seznam použitých zkratek

Zkratka	Význam
AAP	American Agency of Pediatrics (Americká pediatriká agentura)
AQG	Air Quality Guidelines (směrnice o kvalitě ovzduší)
BC	black carbon (černý uhlík)
EC	elementary carbon (elementární uhlík)
HC	hydrocarbons (uhlovodíky)
IARC	International Agency for Research on Cancer (Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny)
NAAQS	National Ambient Air Quality Standards (národní standardy kvality venkovního ovzduší)
NO _x	oxidy dusíku (NO nebo NO ₂)
OPS	optical particle sizer (optický spektrometr velikosti částic)
PAHs	polyaromatic hydrocarbons (polycyklické aromatické uhlovodíky)
PM	particulate matter (suspendované částice)
PM _x	suspendované částice o aerodynamickém průměru menším než x mikrometrů (např. PM _{0,1} , PM ₁ , PM _{2,5} , PM ₄ , PM ₁₀)
PM _{TOTAL}	všechny suspendované částice detekovatelné přístroji DustTrak DRX a OPS
PNC	particle number concentration (početní koncentrace částic)
POPs	persistent organic pollutants (perzistentní organické polutanty)
UFP	ultrafine particles (ultrajemné částice)
US EPA	United States Environmental Protection Agency (Agentura ochrany životního prostředí Spojených států)
VOC	volatile organic compounds (těkavé organické sloučeniny)
WHO	World Health Organization (Světová zdravotnická organizace)

2 Úvod

Znečištění ovzduší patří mezi hlavní environmentální problémy, a to především kvůli prokázaným negativním vlivům na lidské zdraví. V rámci programu udržitelného rozvoje v oblasti zdraví je kvalita ovzduší globální prioritou. Dle Světové zdravotnické organizace (WHO) žije 92 % světové populace v prostředí, kde dochází k překračování směrnic o kvalitě ovzduší (AQG) (WHO, 2016). Epidemiologické studie z celého světa souhlasně potvrzují existenci vazeb mezi expozicí částicemi z okolí a nepříznivými zdravotními následky. To dokazuje i častější výskyt respiračních a kardiovaskulárních onemocnění, onemocnění kůže, hospitalizací a předčasných úmrtí (Air et al., 2006; Cohen et al., 2017; Nawrot et al., 2007). Ročně zemrou v důsledku znečištění venkovního ovzduší přibližně 4,3 miliony lidí, přičemž většinu těchto úmrtí způsobují nepřenosné nemoci (Guo et al., 2018; Lelieveld, 2017). Mezi nejvíce ohrožené patří starší lidé, osoby s diagnostikou respirační choroby a děti (Guo, Huang, & Chen, 2018; Hertz-Picciotto et al., 2007; Yadav et al., 2004). Riziko se také zvyšuje při provozování fyzicky náročných aktivit (Schwartz, 1997).

Cyklistika je obecně považována za zdraví prospěšnou činnost, ale v nevhodném prostředí může představovat zdravotní riziko. Existuje mnoho studií, které se zabývají měřením vdechovaných částic cyklistou (Apparicio et al., 2016; Berghmans et al., 2009; Boogaard, 2009; Cole et al., 2018; Okokon et al., 2017; Panis et al., 2010; Ramos et al., 2017; Saksena et al., 2008; Targino et al., 2018; Tainio et al., 2015; Wang et al., 2018; Zhao et al., 2018; Zuurbier et al., 2009; Zuurbier et al., 2010), avšak doposud se žádná studie nezabývala tímto měřením u dětí v přívěsných vozících. Právě děti v předškolním věku jsou jedni z nejvíce náchylných ke vzniku onemocnění v souvislosti s dýcháním znečištěného ovzduší (Hertz-Picciotto et al., 2007). Domníváme se, že koncentrace částic vdechovaných dětmi mohou být významné, neboť děti dýchají oproti cyklistovi vzduch z vrstvy blíže k zemskému povrchu, a navíc se v jejich blízkosti nachází jízdní kolo, které svým pohybem víří materiál povrchu vozovky a představuje tak zdroj zvýšených koncentrací aerosolových částic ve svém okolí. Těmito aerosolovými částicemi jsou nejen částice uvolněné přímo z materiálu cyklostezky, ale i částice deponované z okolí (mimo jiné např. otěry z brzd a pneumatik dopravních vozidel). Velikost těchto částic se pohybuje v rozmezí od submikronových rozměrů až po makroskopické částice a jejich zdrojem mohou být zdroje přirozené i antropogenní.

3 Cíle práce

Cílem této práce je experimentálně zjistit poměr koncentrací počtu (PNC) a hmotnosti aerosolových částic PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_4 (respirabilní frakce) a PM_{10} v dýchací zóně dítěte v přívěsném vozíku a cyklisty a vyhodnotit vliv rychlosti jízdy a přítomnosti pláštěnky či sítě na přívěsném vozíku.

Je očekáváno, že:

- poměr PM_x bude větší než jedna, tj. koncentrace ve vozíku budou vyšší.
- poměr PM_x bude růst se zvyšujícím se hraničním aerodynamickým průměrem částic.
- poměr PM_x bude růst s navyšující se rychlostí jízdy a poklesne v případě nasazení pláštěnky.
- se poměr PNC při různých rychlostech nebude v místech bez blízkých zdrojů znečištění příliš měnit.

Cílem práce je také upozornit na možná zdravotní rizika spojená s používáním přívěsných vozíků a doporučit možná opatření pro eliminaci těchto rizik.

4 Atmosférický aerosol

4.1 Definice atmosférického aerosolu

Atmosférický aerosol je polyfázový systém skládající se z pevných, kapalných nebo směsných částic a plynu, ve kterém jsou částice rozptýleny. Velikost částic se pohybuje v rozsahu 1 nm – 100 μm . Je vyjádřena pomocí tzv. aerodynamického průměru částic (aerodynamický průměr je průměr kulové částice o hustotě 1000 kg/m^3 , která má stejnou rychlost usazování jako sledovaná částice). Aerosoly významně ovlivňují viditelnost, klima a kvalitu života. Sledování aerosolu v atmosféře je důležité především kvůli jeho působení na vegetaci, živočichy, lidské výtvořiny a lidské zdraví (Braníš et al., 2009; Hinds, 1999)

4.2 Zdroje atmosférického aerosolu

Aerosol může pocházet z přirozených nebo antropogenních zdrojů. Podle vzniku rozlišujeme primární a sekundární aerosol. Primární aerosol (např. saze, minerální aerosol, bioaerosol, vulkanický prach, mořská sůl) má přímý emisní zdroj. Sekundární aerosol (např. sulfáty z SO_2 a biogenních zdrojů, nitráty z NO_x , organická hmota z těkavých organických látek) vzniká při chemických či fotochemických reakcích různých látek v atmosféře. Zároveň

do sekundárního aerosolu řadíme i resuspendované částice, které se do ovzduší dostávají zvířením v důsledku lidské činnosti (Hinds, 1999).

4.3 Velikostní rozlišení atmosférického aerosolu

Velikost částic je jedním z nejdůležitějších parametrů pro popis fyzikálních vlastností a chování částic. Částice se dělí na jemné a hrubé. Dělicím rozměrem je aerodynamický průměr částic přibližně 2,5 μm (Braníš et al., 2009). Určení přesné hranice mezi jemnými a hrubými částicemi je obtížné, protože v prostředí s vysokou relativní vlhkostí mohou jemné částice (obzvláště částice akumulární módu) přerůst do frakce hrubých částic a naopak v suchých oblastech může dojít k tomu, že se původně hrubé částice stanou součástí jemného aerosolu (Claiborn, 2000; Geller, 2004).

Kvůli hodnocení atmosférických aerosolů z hlediska zdravotních dopadů na člověka byly definovány velikostní skupiny označované jako PM_x (suspendované částice o velikosti menší než x), kde x je hraniční aerodynamický průměr v mikrometrech, nejčastěji 10 μm , 2,5 μm nebo 1 μm (Hinds, 1999). V evropských zemích a Spojených státech amerických jsou dle NAAQS (národní standardy kvality venkovního ovzduší) ustanovených Agenturou ochrany životního prostředí Spojených států (US EPA) definovány jemné částice jako $\text{PM}_{2,5}$ (částice s aerodynamickým průměrem menším než 2,5 μm) zahrnující též frakci ultrajemných částic $\text{PM}_{0,1}$ (částice s aerodynamickým průměrem menším než 0,1 μm) a hrubé částice jako PM_{10} (částice s aerodynamickým průměrem menším než 10 μm) (US EPA, 2018). Na většině území Evropy tvoří $\text{PM}_{2,5}$ 50 – 70 % PM_{10} (Bae & Hong, 2013).

4.3.1 Hrubé částice

Aerodynamický průměr hrubých částic se většinou udává větší než 2,5 μm a částice patří do tzv. hrubého módu (Hinds, 1999). Jedná se především o primární aerosoly vzniklé působením mechanických sil na pevnou hmotu jako například částice z povrchové těžby, zemědělství, průmyslu, půdní částice, mořský aerosol, částice produkované vulkanickou činností, některé bioaerosoly a resuspendované částice (Hinds, 1999; Hůnová & Janoušková, 2004). Většinu hmotnosti hrubého aerosolu tvoří materiál zemské kůry a bioaerosol. Doba setrvání v atmosféře je pouze několik hodin nebo dní. Důvodem je poměrně velká velikost částic a tím relativně vysoká rychlost sedimentace. Ve vzduchu může částice zdržet turbulentní proudění (Hinds, 1999).

4.3.2 Jemné částice

Jemné částice tvoří dva módy – akumulární a nukleační. V částicích jsou obsaženy hlavně sulfáty, nitráty, amonné ionty, organický a elementární uhlík a některé kovy (Braníš et al., 2009). Monitoring jemných částic je důležitý především z hlediska vlivu na zdraví (viz kapitola 8).

4.3.2.1 Akumulační mód

Částice akumulčního módu tvoří podstatnou část hmotnosti atmosférického aerosolu a převážnou část povrchu. Zároveň jsou také nejpočetnější skupinou v troposféře. Velikost částic se pohybuje v rozmezí od 0,1 μm do 0,5 μm . V atmosféře setrvávají dny až týdny. Tato poměrně dlouhá doba setrvání v atmosféře je dána jejich nízkou rychlostí sedimentace. Z atmosféry jsou odstraňovány především mokrou depozicí (Braníš et al., 2009).

4.3.2.2 Nukleační mód (ultrajemné částice)

Ultrajemné částice (UFP či $\text{PM}_{0,1}$) jsou částice s aerodynamickým průměrem menším než 0,1 μm . Tato frakce je sice velmi početná, ale k celkové hmotnosti aerosolu přispívá jen málo (Pekkanen et al., 2007; Donaldson et al., 1998). V prostředí měst jsou dominantními zdroji UFP přímé emise z výfuků motorových vozidel a sekundárními zdroji částice vytvářené fotochemickými nebo fyzikálními procesy v atmosféře. Vzhledem k rychlé schopnosti koagulace s většími částicemi (částice akumulčního módu) je doba setrvání UFP v atmosféře velmi krátká, a to v rádech vteřin až několika desítek minut (Fine et al., 2004; Deng et al., 2019).

Je známo, že početní koncentrace aerosolu (PNC) může vypovídat o jeho možných zdravotních rizicích lépe než hmotnostní koncentrace PM_{10} , protože většinu hmoty PM_{10} tvoří velké částice, které jsou zpravidla méně rizikové než UFP dominující naopak v početních koncentracích. Studie prokázaly, že UFP jsou toxičtější než větší částice (Pietropaoli et al., 2004; Schmitz et al., 2008). Nebezpečí s nimi spojené spočívá hlavně v jejich vysoké alveolární depozici, velkému povrchu, schopnosti vázat toxické částice a schopnosti dostat se až do krevního řečiště a vyvolat zánět či oxidační stres (Berghmans et al., 2009; Schmitz et al., 2008).

Reaktivita či toxicita aerosolových částic jsou funkcemi zejména povrchu částic (Braníš et al., 2009). Na jednotku hmotnosti mají UFP stokrát až tisíckrát větší plochu než jemné částice a přibližně sto tisíckrát větší plochu než hrubé částice (Harrison et al., 2000). Právě tento efekt relativně velkého povrchu vzhledem k velmi malé velikosti částice může společně se schopností usazovat se v oblasti plicních sklípků ovlivnit relativní toxicitu UFP na dýchací systém (Hughes et al., 1998).

5 Městský aerosol

Městský aerosol tvoří suspendované částice, které se nacházejí v ovzduší velkých do výšky 1 km nad povrchem. Pro městský aerosol je typické jeho komplikované chemické složení, což je dáno tím, že k jeho vzniku přispívá velká škála zdrojů jako jsou automobilová doprava, průmysl

nebo domácí topeniště) (Hinds, 1999). Jemné částice mohou snadno adsorbovat toxické látky. Vzhledem k malé velikosti těchto částic jsou na nich navázané toxické sloučeniny schopny projít dýchacím traktem člověka a potenciálně poškodit lidské zdraví (Seaman, 2000; Wang et al., 2006).

5.1 Emise z automobilové dopravy

Automobilová doprava je speciálním zdrojem městského aerosolu, neboť při ní dochází ke generování jednak částic nových, ale současně dochází i k resuspenzi částic již sedimentovaných. Odhaduje se, že emise způsobené dopravou představují ve městech více než 50 % celkových emisí PM (suspendované částice) (Han & Naehrer, 2006). V současné době tráví lidé hodně času v mikroprostředí dopravy a městských ulic a právě zde jsou expozice vůči znečišťujícím látkám ve srovnání s jinými prostředími často několikanásobně větší (Brunekreef et al., 1997). Mnohé studie považují emise z vozidel za hlavní příčinu některých onemocnění (hlavně kardiovaskulárních a plicních) (Goel et al., 2016; Katsoulis et al., 2014; Samoli et al., 2016). Jsou dokázány například souvislosti účinků krátkodobé expozice znečištěnému ovzduší z dopravy (zejména PM a UFP) s hospitalizacemi či úmrtími (McCreanor et al., 2007; Michaels & Kleinman, 2000).

5.1.1 Výfukové zdroje emisí automobilové dopravy

Výfukové emise tvoří směs mnoha látek, přičemž velké množství z nich významně přispívá ke znečištění ovzduší. Jedná se o různé uhlovodíky (HC), oxid uhličitý (CO₂), oxid uhelnatý (CO), NO_x a PM, přičemž HC a PM mohou dále obsahovat další na sobě navázané nebezpečné látky s různým stupněm toxicity (Sayin, 2013).

Spalování paliva (především nafty) v motorech aut je jedním z hlavních zdrojů PM_{2,5} a UFP (Bengalli et al., 2019; Kittelson, 1998). Částice se emitují z výfuku ve formě aglomerátů tvořených pevným uhlíkatým materiálem a popelem, na nichž jsou často adsorbovány další většinou zdraví škodlivé látky jako těkavé organické sloučeniny (VOC), polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) a sloučeniny síry (Kittelson, 1998; Savary et al., 2018). Mnoho z nich je mutagenních nebo karcinogenních. Po vdechnutí se mohou tyto látky desorbovat z částic a působit toxicky na epitelové buňky plic a způsobit až rakovinu (Savary et al., 2018). Z toho důvodu zařadila Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC) emise naftových aut na seznam karcinogenů do skupiny 1. Emise benzinových aut patří do skupiny 2B (IARC, 2015).

5.1.2 Nevýfukové zdroje emisí automobilové dopravy

Nezanedbatelnou součástí aerosolu tvoří především ve městech nebo v blízkosti frekventovaných dopravních cest také otěry z brzd a pneumatik automobilů a otěry z opotřebování vozovek. Kvůli zvyšujícímu se celkovému množství emisí z dopravy způsobeného rostoucí

automobilovou dopravou je zároveň v ovzduší značná přítomnost i takovýchto látek z nevýfukových zdrojů. Jejich podíl na celkové koncentraci PM může být roven příspěvku částic generovaných spalovacími procesy v automobilech, jež se do ovzduší dostávají společně s výfukovými plyny (Verma et al., 2016). Na rozdíl od ostatních zdrojů souvisejících s dopravou mají částice vzniklé opotřebením brzd nebo pneumatik vyšší oxidační potenciál a jejich účinek je silně lokální (nejdále 50 – 100 m od zdroje) (Yanosky et al., 2012).

5.1.2.1 Otěry z brzd

Brzdy zpomalují pohyb automobilových kol pomocí tření brzdových destiček tlačících proti brzdovému kotouči. Během toho dochází k opotřebování součástek, čímž se do okolní atmosféry uvolňuje velké množství nečistot (Verma et al., 2016). Tyto opotřebené zbytky brzdových systémů obsahují některé nebezpečné těžké kovy (např. Zn, Sn, Cu, Sb, Fe, Mn), které mohou interagovat s DNA živých organismů a způsobit karcinogenezi. Nebezpečí toxických prvků také spočívá ve schopnosti vázat se na povrch PM. Pomocí nich se transportují do místa depozice (většinou blízko u zdroje), kde se kumulují a ovlivňují tak okolní vegetaci, půdu a ekosystémy, skrze které pak mohou působit na zvířata a lidi (Von Uexküll et al., 2005). Například depozicí PM obsahujících nebezpečné látky na cyklostezky v okolí silnic a dálnic a jejich resuspenzí při průjezdu cyklistických kol a následnému vdechnutí cyklistou či dítětem může vzniknout zdravotní riziko.

5.1.2.2 Otěry z pneumatik

Pneumatiky ztrácejí během své životnosti zhruba 1 – 1,5 kg hmotnosti, přičemž více než 90 % materiálu emitovaného v důsledku jejich opotřebenění tvoří částice s průměrem větším než 10 μm (Finley et al., 2009; Gualtieri et al., 2008). Hmotnostní podíl částic oddělených z pneumatik na okolních PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$ se pohybuje kolem 0,8 – 8,5 % a 0,25 – 3 % (Grigoratos & Martini, 2014). Například Panko et al., (2018) ve své nedávno publikované studii uvádějí tento podíl jako 0,2 – 10 % pro PM_{10} a 1 – 7 % pro $\text{PM}_{2,5}$.

Otěry z pneumatik jsou přítomné ve všech složkách životního prostředí (Wik & Dave, 2009). Co se týče jejich možných nepříznivých zdravotních účinků na lidské zdraví, vyplývají ze studia odborných prací rozporuplné závěry. Například spolek Tire Industry Project (TIP) oznámil, že v souvislosti s částicemi vzniklými opotřebením pneumatik nebyla identifikována žádná specifická nebo závažná hrozba pro lidské zdraví (Panko et al., 2013). Na druhou stranu toxikologické testy jiných vědeckých společností prováděné in-vitro nebo na zvířatech prokázaly jasné negativní účinky (Gualtieri et al., 2008; Mantecca et al., 2007; Sadiktsis et al., 2012).

5.1.2.3 Železo a jeho sloučeniny

V silničním prachu jsou také často přítomny částice obsahující sloučeniny železa, jejichž zdrojem je proces opotřebovávání kolejí vlivem jízd vlaků, tramvají či metra. Uvolněné železo reaguje v atmosféře s kyslíkem, takže kromě elementárního železa se můžeme setkat i s jeho oxidy jako je například magnetit (Fe_2O_3) nebo hematit ($\alpha\text{-Fe}_3\text{O}_4$) (Loxham et al., 2013).

6 Atmosférická depozice PM

Částice se z atmosféry dostávají na zemský povrch atmosférickou depozicí. Při depozici dochází jednak k samočištění atmosféry, ale zároveň také k přechodu znečišťujících látek do jiných složek prostředí. Pomocí dějů spojených s atmosférickou depozicí se mohou znečišťující látky transportovat i do jinak čistých míst.

V oblastech s významnými emisními zdroji (města, průmyslové oblasti) převládá tzv. suchá atmosférická depozice. Částice se deponují gravitační sedimentací. Mezi nejvýznamnější faktory ovlivňující tento proces patří atmosférická turbulence, chemické vlastnosti deponovaných látek a fyzikální vlastnosti povrchu, na který se částice deponují. Oproti mokré depozici probíhá suchá depozice neustále, zato pomaleji. Tímto způsobem se například mohou usazovat částice vzniklé dopravou na povrch cyklostezek.

Mokrá atmosférická depozice je spojena s atmosférickými srážkami (vertikálními i horizontálními). Na rozdíl od suché atmosférické depozice má epizodický charakter a je významnější hlavně v pozadových či regionálních oblastech bez významných vlastních emisních zdrojů. U vertikální mokré depozice dochází buď k vypršení (rainout) nebo k vymývání (washout) látek z atmosféry. Při vypršení tvoří znečišťující látky kondenzační jádra přímo umožňující vznik srážek. Horizontální srážky bývají oproti vertikálním srážkám v kontaktu s povrchem země mnohem déle. V některých oblastech (např. ve vyšších nadmořských výškách) mohou významně přispívat k celkové atmosférické depozici (Braníš et al., 2009).

7 Resuspenze

Resuspenze neboli sekundární prašnost je proces, při kterém dochází ke vznosu již deponovaných částic z povrchu a jejich transportu do jiných míst (Hinds, 1999). Může ale také docházet k opětovné depozici na stejné místo, z něhož se částice původně resuspendovaly

(např. vozovky) (Karel, 2015). Resuspenze se projevuje především jako důsledek působení mechanických sil (proudění větru, pohyb stád, antropogenní činnost) na daný povrch. Dále může být vyvolána například působením elektrostatických sil mezi částicemi (Hinds, 1999).

Resuspenze je považována za nejvýznamnější zdroj nevyfukových emisí a značně přispívá k celkovým koncentracím PM v ovzduší (Karel et al., 2015). Činnostmi generujícími významná množství resuspendovaných aerosolových částic ve městech jsou hlavně doprava, stavebnictví a demoliční práce (Chow & Watson, 2002).

7.1 Resuspenze silničního prachu

Silniční prach je přítomen na povrchu všech vozovek a je tvořen nanočásticemi a mikročásticemi z antropogenních i přirozených zdrojů. Jeho přítomnost často bývá příčinou znečištění okolní biosféry (včetně atmosféry), do níž se dostává resuspenzí (Colbanova et al., 2019). Resuspenze silničního prachu je majoritním zdrojem pro koncentrace PM ve městech (Jancsek-Turóczi et al., 2013). Chow & Watson (2002) uvádějí, že resuspendované částice silničního prachu mohou tvořit až 30 % podíl frakcí PM₁₀ i PM_{2,5}.

Nejvýznamnějším zdrojem resuspendovaných částic ve městech a podél hlavních dopravních tahů je jednoznačně automobilová doprava. Vozidlo pohybem po vozovce víří usazené částice, a to zejména působením stříhu větru a mechanických turbulencí vznikajících za vozidlem. Hlavními zdroji silničního prachu jsou minerální zdroje (např. opotřebovaný povrch vozovky), otěry z brzd, otěry z pneumatik a emise výfukových plynů. Částice produkované těmito zdroji mohou být prostřednictvím resuspenze transportovány na velké vzdálenosti a znovu usazovány suchou či mokrou depozicí (Karel et al., 2015). Tímto způsobem může dojít i ke kontaminaci cyklostezek vedoucích v blízkosti dopravních cest.

8 Vliv expozice člověka aerosolovými částicemi na zdraví

Podle Světové zdravotnické organizace (WHO) patří částice PM společně s ozonem (O₃), oxidem siřičitým (SO₂) a oxidem dusičitým (NO₂) mezi globálně nejnebezpečnější polutanty z hlediska lidského zdraví (WHO, 2018). V roce 2013 je IARC zařadila na seznam karcinogenních látek do skupiny 1, neboť průkazně způsobují rakovinu plic (IARC, 2013). V posledních letech je patrné, že k významným expozicím aerosolovými částicemi dochází po celém světě, a to zejména v rychle se rozvíjejících zemích s velkými populacemi (Ramos et al., 2017). Studie z posledních desetiletí ukázaly, že vysoké koncentrace znečišťujících látek (zejména PM) vedly ke zvýšení počtu hospitalizací z důvodů onemocnění dýchacích a kardiovaskulárních systémů (Fusco et al.,

2001; Hosseinpoor et al., 2005; Kassomenos et al., 2008; Le Tertre et al., 2002; Wilson et al., 2005). Dokonce i nízké úrovně znečištění ovzduší jsou spojeny s negativními účinky na zdraví (Brunekreef & Holgate, 2002; Touloumi et al., 1996). Nutno také dodat, že neexistují žádné důkazy o bezpečné úrovni expozice nebo prahové hodnoty, pod kterými by nedocházelo k žádným nepříznivým účinkům na zdraví. Důvodem je skutečnost, že PM je komplexní směs mikroskopických částic obohacených o různé chemikálie (včetně těžkých kovů) z antropogenních i přírodních zdrojů. Je proto velmi pravděpodobné, že chemické složení PM může oproti jiným vlastnostem (např. hmotnosti a velikosti) lépe předvídat účinky na zdraví (Ramos et al., 2017).

Kromě chemického složení závisí míra negativních účinků na zdraví vdechovaných částic také na koncentraci látky, délce a způsobu expozice a místě depozice v dýchací soustavě člověka (Braníš et al., 2009; Hinds, 1999). Nejlépe jsou popsány účinky na zdraví u částic PM₁₀ a PM_{2,5}, přičemž za nejvíce nebezpečné se považují PM_{2,5} (Bae & Hong, 2013). Oproti částicím s větším aerodynamickým průměrem se mohou ukládat hluboko v plicích, což může vyvolat oxidační stres a různá onemocnění dýchací soustavy (Shiraiwa et al., 2017). Hrozí také jejich transport do krevního řečiště, kde mohou vyvolat kardiovaskulární onemocnění (Nakhlé et al., 2015). Na rozdíl od větších částic obsahují částice PM_{2,5} také často vyšší podíl nebezpečných látek. Za nejvíce nebezpečné jsou považovány pevné látky a kapaliny nasorbované na aerosolové částice. Jedná se o různé VOC, těžké kovy, azbest, radioaktivní látky, některé toxiny a především o perzistentní organické polutanty (POPs) (Guha et al., 2015).

Mezi POPs patří mimo jiné PAHs. Jedná se o běžné polutanty vznikající především nedokonalým spalováním organické hmoty (např. spalování odpadu, výroba energie, doprava). Řada látek je škodlivá (mutagenní, teratogenní, toxické, karcinogenní). K nejvýznamnějším patří benzo(a)pyren, jež IARC zařadila do 1. kategorie karcinogenních látek (IARC, 2015) a jež se využívá jako marker pro zjišťování přítomnosti PAHs v ovzduší. V atmosféře se váže na pevné částice a může se transportovat na velké vzdálenosti. Pro člověka je nebezpečná jeho konzumace, kontakt s pokožkou a především vdechnutí. Důsledkem toho pak může dojít k poškození dýchacího či trávicího ústrojí, vzniku rakoviny, poškození imunitního systému, snížení reprodukční schopnosti nebo k nitroděložní retardaci plodu (Bourgart et al., 2019; Wang et al., 2019; Yi et al., 2019; Zhang et al., 2018).

8.1 Expozice cyklistů aerosolovým částicím z hlediska zdraví

Hlavními látkami znečišťujícími ovzduší a souvisejícími se zdravotními riziky pro cyklisty pohybujícími se v blízkosti dopravy jsou oxid uhelnatý (CO), oxidy dusíku (NO_x) včetně oxidu

dusnatého (NO) a oxidu dusičitého (NO₂), těžké organické sloučeniny (VOC) a aerosolové částice (PM) o různé velikosti a různém chemickém složení (Cepeda et al., 2017).

Pohybem jízdního kola dochází k resuspenzi prachových částic, které jsou dobře zachycovány v horních cestách dýchacích a nepředstavují tak žádné významné zdravotní riziko. Možnou komplikací může být teoreticky silikóza, což je onemocnění způsobené usazováním jemných částic oxidu křemičitého v plicích (Leung et al., 2012). Doposud však neexistuje žádná studie zabývající se přímou souvislostí mezi tímto onemocněním a cyklistikou.

Společně s prachovými částicemi se však resuspendují i jemné částice. Jejich depozice v dýchacím traktu může mít za následek zdravotní potíže, a to obzvláště v případech, kdy jsou na ně nasorbované toxické částice například z dopravy (PAHs, těžké kovy, černý uhlík) (Kecorius et al., 2019).

Při jízdě na kole také dochází ke zrychlenému dýchání cyklisty provozováním fyzické aktivity (Ramos et al., 2017). Hinds (1999) uvádí, že při namáhavé aktivitě se frekvence i množství vdechovaného a vydechovaného vzduchu zvýší až třikrát. Současně se zvětšením objemu vzduchu potřebného k dýchání dochází zároveň i k nárůstu množství vdechovaných polutantů. Navíc často dochází k dýchání ústy, které není tak účinné v zachytu znečišťujících částic jako dýchání nosem.

9 Problematika cyklodopravy ve městech

Cyklisté mohou být ve městech vystavováni vysokým koncentracím aerosolu, a to především kvůli blízkosti dopravy a jiných antropogenních zdrojů PM, škodlivých plynů, toxických látek atd. Následující podkapitoly shrnují některé poznatky týkající se expozice cyklistů aerosoly na cyklostezkách v blízkosti vozovek a expozice cyklistů aerosoly v porovnání s lidmi využívajícími jiné druhy transportu.

9.1 Blízkost cyklostezek a vozovek

Přestože je cyklistika vhodnou alternativou ke zmírnění dopravního přetížení některých oblastí a také vhodným komplementem k systému veřejné dopravy a obecně přináší mnohé klady (např. šetření životního prostředí, vitalita cyklistů apod.), je zřejmé, že uspořádání sítí mnoha cyklistických stezek nebere v potaz expozici cyklistů polutanty z dopravy. Například Targino et al. (2018) se ve své práci zaměřil na kontroverzní cyklostezku vybudovanou v roce 2015 ve městě São Paulo přímo v jedné z nejrušnějších ulic v centru města. Jako indikátor množství spálených fosilních paliv dopravními prostředky použil černý uhlík (BC), jakožto jeden ze zdravotně

nejrizikovějších polutantů. Naměřené koncentrace byly velmi vysoké. Extrémní hodnoty se pohybovaly až kolem $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro porovnání byly změřeny koncentrace BC také na cyklostezce vedoucí nedalekou klidnější čtvrtí. Měření ukázalo, že zde byly koncentrace 1,6krát poklesly. Důvodem byl především mírnější provoz a také absence světelných křižovatek a autobusových zastávek, takže se zde vozidla nemusela zastavovat a znovu rozjíždět. K podobnému závěru došel například i Ramos et al. (2017), avšak s měřením koncentrací PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$.

Obě studie ukazují, jaké důsledky může mít nevhodná infrastruktura. Výstavba cyklostezek by měla vždy probíhat ve větší vzdálenosti od hlavních silničních tahů. Pokud to není možné, měly by být mezi vozovkou a cyklostezkou umístěn pás vysokých keřů (nejlépe jehličnatých či s velkými listy), který by alespoň částečně filtroval vzduch znečištěný dopravou (Janhäll, 2015).

Cyklisté by se měli vyhýbat dopravním špičkám nebo jiným časovým úsekům se zvýšeným dopravním přetížením. Omezení expozici PM lze také docílit používáním filtračních masek (Langrish et al., 2009). Například Pacitto et al. (2019) ve své studii zaměřené na expozici cyklistů městskému aerosolu testoval devět filtračních masek a zjistil, že dokáží v průměru zachytit až 48 % $\text{PM}_{2,5}$, 19 % BC a 19 % UFP.

9.2 Cyklistika ve srovnání s jinými druhy městské dopravy

Zuurbier et al. (2010) porovnával množství vdechovaných PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, PNC a elementárního uhlíku (EC) u lidí cestujících do práce v ranních dopravních špičkách v dieselových a elektrických autobusech, v autech poháněných naftou a benzínem a na kolech na dvou cyklostezkách, přičemž jedna se nacházela v blízkosti dopravy a druhá v klidnější oblasti. Na cyklostezce vedoucí kolem hlavní silnice byly expozice PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, PNC a EC vyšší než na druhé cyklostezce, a to hlavně pro PNC (o 40 % vyšší hodnoty) a EC (o 35 % vyšší hodnoty). Koncentrace EC a PM_{10} byly na obou cyklostezkách nižší než v autech a autobusech. Koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ byly vyšší u cyklostezek a v autech než v autobusech. Expozice PNC byla nejvyšší u cyklostezky vedoucí rušnou ulicí. Do vyhodnocení bylo zahrnuto také průměrné množství vdechovaného vzduchu, jenž bylo oproti cestujícím v autobusech (12,7 l/min) a řidičům aut (11,8 l/min) největší u cyklistů (23,5 l/min) (Zuurbier et al., 2009). Z výsledků poté vyplynulo, že kvůli zrychlenému dýchání je expozice všemi studovanými polutanty nejvyšší u cyklistů. Například vdechované množství PNC bylo u cyklistů až dvakrát větší než u ostatních. Podobnými studiemi porovnávající expozici lidí polutantům v ovzduší v různých dopravních prostředcích se dále zabývali například Panis et al. (2010), který upozorňuje na zanedbávání rychlejšího dýchání cyklistů mnoha studiemi, Okokon et al. (2017), jehož výsledky ukazují, že lidé cestující

hromadnou dopravou nebo na kole jsou mnohem více vystavováni znečišťujícím částicím než lidé cestující automobily, a další (Boogaard et al., 2009; Kingham et al., 2013; Saksena et al., 2008).

Studie zabývající se důsledky dlouhodobé expozice na zdraví ukazují zvýšené riziko rozvoje astmatu, snížení funkce plic, zvýšení krevního tlaku a smrtelných onemocnění srdce a plic. Na druhou stranu studií hodnotících krátkodobé expozice velmi vysokým koncentracím znečišťujících látek z dopravy existuje jen velmi málo (Zuurbier et al., 2011).

10 Přívěsné vozíky za kolo

Přívěsné vozíky za kolo jsou zařízení, která společně s dětskými cyklosedačkami a přívěsnými cyklistickými koly slouží pro přepravu malých dětí při provozování cyklistiky. V současné době jsou k vidění čím dál častěji. Jejich obliba úzce souvisí se stále se zvyšujícím počtem cyklistů (Oxley et al., 2016). Mezi nejznámější výrobce přívěsných vozíků patří například Chariot Carriers, Burley nebo InStep. Průměrná cena vozíku se pohybuje kolem 25 000 Kč. Jedná se sice o nejdražší možnou variantu, jak s sebou na kole vozit malé děti, ale například z hlediska bezpečnosti je dle Americké pediatrické akademie (AAP) užívání těchto zařízení nejvíce doporučováno (AAP, 1994).

10.1 Legislativa

V přívěsných vozících, které splňují technické podmínky stanovené zvláštním předpisem, smí vozit děti osoba starší 18 let. Ve vozíku mohou jet maximálně dvě děti mladší 10 let. Tyto a další podmínky užívání přívěsných vozíků jsou upraveny v Zákoně č. 361/2000 Sb., o provozu na pozemních komunikacích (§ 58 ods. 6). Zákon vstoupil v platnost v květnu roku 2012. Do této doby nebylo používání dětských přívěsných vozíků povoleno. Zákon totiž považoval dětský vozík za přípojné vozidlo, v němž není přeprava osob povolena.

Důvodem legalizace přívěsných vozíků byla především inspirace některými okolními státy (Belgie, Rakousko, Německo, Nizozemsko atd.), ve kterých již bylo používání vozíku povoleno, a větší bezpečnost při převážení dětí než například v cyklosedačkách. Odpůrci přijetí zákona argumentovali, že dítě ve vozíku je mnohem více ohroženo míjejícími auty a vdechuje více výfukových plynů a prachu než v cyklosedačce.

10.2 Bezpečnost dítěte v přívěsném vozíku

V současné době jsou přívěsné vozíky za kolo považovány za jednu z nejbezpečnějších variant, jak s sebou přepravovat malé děti na kole. Konstrukce vozíku vykazuje dobrou stabilitu.

I při pádu cyklistického kola zůstává vozík stát a nepřeklopí se, a to z důvodu nízko položené podstavy s koly umístěnými daleko od sebe a také kvůli speciálně navržené tažné tyči, jež je v místech zapojení pohyblivá (Murray & Ryan-Krause, 2009; Roth, 2003). Uvnitř je dítě fyzicky chráněno pevným rámem a dalšími bezpečnostními prvky jako jsou například pětibodové bezpečnostní pásy, polstrování a ochranná opěrka kolem hlavy. Výhodou je také dobré odpružení. Dále je dítě chráněno proti vnějším vlivům jako je například déšť, vítr nebo sluneční záření (Murray & Ryan-Krause, 2009). Kvůli snížení rizika zranění je také žádoucí, aby mělo dítě nasazenou helmu (Miyamoto & Inoue, 2010).

Vozík musí být při přítomnosti dítěte ve vozíku označen žlutým nebo oranžovým praporkem či štítkem o rozměrech 30 x 30 cm vztyčeným ve výšce 120 – 160 cm nad úroveň vozovky. Na zádi vozíku musí být co nejbližší k bočním obrysům vozíku umístěné dvě červené odrazky netrojúhelníkového tvaru (Zákon č. 361/2000 Sb.). Také výrobci se snaží o vytvoření co nejlepšího vizuálního vzhledu (jasné barvy, odrazky, vlajky). Díky těmto a dalším bezpečnostním opatřením je dítě ve vozíku chráněno lépe než například v dětské cyklosedačce (Murray & Ryan-Krause, 2009).

10.3 Druhy přívěsných vozíků a komplementy

Přívěsné vozíky jsou silnou konkurencí pro cyklosedačky nejen kvůli zaručení lepší bezpečnosti, ale také kvůli pohodlnějšímu užívání a větší praktičnosti. Ke každému vozíku je možné přikoupit různé komplementy a vozík pak lze používat třeba jako kočárek nebo vozík vhodný k běhání či in-line bruslení. K některým modelům lze přimontovat ližiny a používat vozík i v zimě.

Na trhu jsou k dispozici dvoukolové vozíky pro jedno či dvě děti. Existuje i jednokolá konstrukce, která umožňuje využívat vozík i na obtížnějších terénních tratích a úzkých stezkách. I při běžném provozu po silnicích je vozík bezpečnější, neboť nosné kolo vozíku jede vždy ve stopě kola a nezasahuje do stran jako kola u dvoukolých vozíků. Kromě vozíků za kolo sloužících k přepravě dětí se vyrábí také nákladní vozíky, vozíky pro domácí mazlíčky a nákladní přívěsy za kolo.

Experimentální část

11 Metodika

11.1 Přístrojové vybavení

K měření koncentrací aerosolových částic byly použity tři přístroje P-Trak (model 8525, TSI), dva přístroje DustTrak DRX (model 8533, TSI) a OPS (optický spektrometr velikosti částic, model 3330, TSI). Dále byla použita GPS (model GPSMAP 64s, Garmin), profesionální meteorologická stanice Oregon Scientific (model WMR 300) a kamera (model Sony HDR AS200V).

Interval záznamu přístrojů P-Trak, DustTrak DRX, OPS a GPS byl nastaven na jednu vteřinu. Interval záznamu meteorologické stanice Oregon Scientific byl nastaven na jednu minutu, jakožto nejnižší možný instalovaný čas frekvence záznamu. Kamera pořizovala fotografie každých pět vteřin. Pro přehlednost je k dispozici Tab. 1.

Tab. 1: Přehled použitých přístrojů a integrační doby záznamu

Přístroj	Model	Výrobce	Integrační čas (s)	Počet
P-Trak	8525	TSI	1	3
DustTrak DRX	8533	TSI	1	2
OPS	3330	TSI	1	1
GPS	GPSMAP 64s	Garmin	1	1
Meteostanice	WMR 300	Oregon Scientific	60	1
Kamera	HDR AS200V	Sony	5	1

11.1.1 DustTrak DRX

DustTrak DRX (model 8533, TSI) je laserový nefelometr, který měří rozptyl světla částicemi a počítá hmotnostní koncentrace aerosolových částic pěti velikostních frakcí ($PM_{1,}$ $PM_{2,5,}$ $PM_{4,}$ PM_{10} a PM_{TOTAL}) v reálném čase. Vypočítání hodnot pro jednotlivé frakce je založeno na rozptylu světla laserového paprsku na aerosolových částicích. Přístroj je schopen pracovat v rozmezí koncentrací aerosolu od $0,001 \text{ mg/m}^3$ do 150 mg/m^3 a měří částice o velikosti $0,1 - 15 \text{ } \mu\text{m}$. Za jednu minutu jím proteče vzduch o objemu 2 l. (Manuál dostupný z: https://www.tsi.com/getmedia/3699890e-4adf-452f-9029-f3725612d5d1/8533-8534-DustTrak_DRX-6001898-Manual-US?ext=.pdf).

Vzhledem k tomu, že jsou přístroje DustTrak DRX kalibrovány na arizonský silniční prach (tzv. Arizona Road Dust), je třeba počítat s tím, že naměřené hodnoty suspendovaných částic v našich podmínkách mohou být vyšší, zejména pokud se jedná o částice vzniklé spalovacími procesy (Wang et al., 2009).

11.1.2 P-Trak

P-Trak (model 8525, TSI) je přístroj měřící koncentraci UFP v reálném čase. Naměřené hodnoty vyjadřují počet částic v 1 cm^3 . (Manuál dostupný z: https://www.tsi.com/getmedia/d1f26f38-5f1d-4851-80a2-b99d95c7c9c8/Model-8525-P-Trak-Op_Svc_Mnl_1980380?ext=.pdf).

11.1.3 Optický spektrometr velikosti částic (OPS)

Optický spektrometr velikosti částic (model 3330, TSI) slouží k zjištění koncentrací a velikostní distribuci aerosolových částic. Přístroj dokáže detekovat aerosolové částice o velikosti $0,3 - 10 \mu\text{m}$. Toto rozmezí může být rozděleno až do 16 velikostních frakcí. Detekovatelné množství aerosolu se nachází v rozmezí $0 - 3000$ částic na 1 cm^3 . Souběžně je měřena teplota, vlhkost a tlak okolního vzduchu. (Manuál dostupný z: https://www.wmo-gaw-wcc-aerosol-physics.org/files/ops_3330.pdf).

11.2 Příprava přístrojů a kolokace

Před každým měřením byly všechny přístroje shodně nastaveny. Zásadní bylo nastavení aktuálního času shodného s časem GPS s vteřinovou přesností. Integrovaný čas záznamu byl nastaven na 1 s. Všechny přístroje (P-Trak, DustTrak DRX a OPS) byly před každým měřením kalibrovány na nulové koncentrace.

V rámci kolokace byly přístroje v Laboratoři studia kvality ovzduší na Ústavu pro životní prostředí umístěny na stůl vzorkovacími hlavicemi co nejbližší k sobě (Obr. 1) a měřily společně po dobu 75 minut, kdy byly ponechány v uzavřené laboratoři bez přítomnosti osob. Jelikož jsou koncentrace aerosolových částic v laboratoři přirozeně nízké a přístroje je třeba porovnat v přibližném rozsahu měřených venkovních koncentrací, byl ve středu místnosti v určitý čas na několik minut zapálen plamen svíčky. Promíchání vzduchu bylo zajištěno pomocí přenosného ventilátoru, který zajistil, aby byly koncentrace v laboratoři co nejvíce homogenní. Kolokace pokračovala po zhasnutí svíčky, kdy docházelo k postupné sedimentaci částic až na hodnotu počátečních koncentrací.

Proložením souboru dat naměřených přístroji stejného typu přímkou byly získány rovnice lineární regrese $y = a \cdot x + b$ s koeficienty a a b . Příslušné rovnice a koeficienty determinace (R^2) jsou uvedeny v Tab. 2 a Tab. 3 v kapitole Výsledky. Aby byly mezi sebou přístroje stejného typu porovnatelné, byl proveden pomocí získaných koeficientů přepočítání hodnot naměřených všemi

ostatními přístroji kromě referenčního přístroje. Za referenční přístroje jsme považovali přístroje umístované do vozíku, neboť měli nejpozději provedenou kalibraci.



Obr. 1: Kolokace přístrojů DustTrak, P-Trak a OPS v laboratoři Ústavu pro životní prostředí.

11.3 Uspořádání experimentu

11.3.1 Umístění přístrojů na jízdním kole

Pro terénní měření bylo vybráno horské kolo Cube Acid s novými pneumatikami Schwalbe Smart Sam. Na řídkách kola byl ve speciálně upraveném boxu uložen jeden P-Trak a jeden DustTrak DRX (Obr. 2). Nasávání vzduchu probíhalo prostřednictvím vzorkovacích hlavic, které procházely otvory vytvořenými ve víku boxu. Vedle boxu byla z důvodu přesného monitorování polohy a okamžité rychlosti jízdní soupravy umístěna GPS. Pro pořizování fotografií během jízdy byla do přední části cyklistického kola umístěna kamera. Pořízené fotografie sloužily jako uchování informace o tom, na kterém místě, v jaký čas a s jakým zdrojem znečištění (např. jiný cyklista, oheň, kolemjdoucí kuřák apod.) se jízdní souprava během měření setkala.



Obr. 2: Otevřený box s přístroji P-Trak a DustTrak DRX umístovaný na řídky cyklistického kola.

11.3.2 Umístění přístrojů v přívěsném vozíku

Do vozíku určeného pro převoz dvou dětí (model Chariot Cougar 2, Thule) byl umístěn jeden P-Trak a jeden DustTrak DRX (Obr. 3). Jejich stabilní polohu a ochranu proti otřesům během jízdy zajišťovalo speciálně upravené polstrování z molitanu a polystyrenu.

Umístění dvojice stejných přístrojů (P-Trak a DustTrak DRX) do dýchacích zón cyklisty na kole a dítěte ve vozíku umožnilo později porovnat, o kolik více či méně koncentrací dýchá dítě během jízdy po prašné komunikaci za různých podmínek a rychlosti. Celá jízdni souprava je znázorněna na Obr. 4.



Obr. 3: Vozík s přístroji P-Trak a DustTrak DRX, zde s ochrannou sítíkou.



Obr. 4: Jízdni souprava cyklistického kola a přívěsného vozíku s měřicími přístroji.

11.3.3 Umístění meteostanice

Na lokalitách měření se také nacházela profesionální meteorologická stanice Oregon Scientific, která zaznamenávala teplotu vzduchu, relativní vlhkost, rosný bod, srážky, rychlost větru, směr větru, směr poryvů větru a rychlost poryvů větru. Vedle stanice se nacházel P-Trak společně s OPS za účelem monitorování pozadřových koncentrací aerosolových částic ve vzduchu během měření (Obr. 5). Umístění stanice a ostatních přístrojů bylo zvoleno tak, aby jejich okolní prostředí nebylo při provádění terénního měření ovlivněno jízdou.



Obr. 5: Meteorologická stanice Oregon Scientific (model WMR 300) a přístroje P-Trak a OPS v lesoparku Stromovka (50.1077N, 14.4125E).

11.4 Lokality měření

Terénní měření byla provedena v Praze ve dnech 26. – 27. května 2018 v pražském lesoparku Stromovka (GPS: 50.1078N, 14.4131E) a 2. června 2018 na cyklostezce A22 v Braníku (GPS: 50.0332N, 14.4265E). Na obou lokalitách byly pro měření vybrány prašné cesty (Obr. 6 a 7), které jsou běžně využívány cyklisty. V den každého měření ani několik dní před ním se na lokalitě nevyskytly žádné dešťové srážky.



Obr. 6: část měřeného úseku cesty v lesoparku Stromovka (GPS: 50.1078N, 14.4131E).



Obr. 7: část měřeného úseku cyklostezky A22 v Braníku (GPS: 50.0332N, 14.4265E).

11.4.1 Průběh měření

Na cestách byl zvolen úsek dlouhý 150 metrů. Za jednu jízdu byla považována trasa tam a zpět, tedy délka 300 metrů. Otočky a akcelerace byly z měření vyřazeny. Kromě měření jízdní soupravy v pohybu bylo také provedeno měření, kdy souprava stála.

11.4.2 Lesopark Stromovka I

Dne 26. května 2018 proběhlo měření v lesoparku Stromovka v časovém rozmezí od 19:00 do 19:48. Cílem tohoto měření bylo zjistit vliv rychlosti na množství vdechovaných aerosolových částic. Pro jednotlivé jízdy byly zvoleny rychlosti 5 km/h, 10 km/h, 15 km/h, 20 km/h a 25 km/h. Pro každou z uvedených rychlostí bylo provedeno pět jízd. Vozík měl při všech měřeních síťku. Meteorologická stanice byla umístěna na travnaté ploše v blízkosti cesty (50.1077N, 14.4125E).

11.4.3 Lesopark Stromovka II

Dne 27. května 2018 bylo provedeno druhé měření ve Stromovce v časovém rozmezí od 16:06 do 17:06. Cílem bylo nově i zjištění vlivu přítomnosti pláštěnky na vozíku na množství vdechovaných aerosolových částic. Rychlost jízd byla určena na 5 km/h, 15 km/h a 25 km/h. U každé rychlosti bylo provedeno pět měření se síťkou a pět měření s pláštěnkou. Pozice meteorologické stanice byla stejná jako předešlý den (GPS: 50.1077N, 14.4125E).

11.4.4 Cyklostezka A22

Dne 2.6.2018 bylo provedeno měření na cyklostezce A22 v Braníku v časovém rozmezí od 16:38 do 18:07. Rychlosti jízd byly určeny na 5 km/h, 15 km/h a 25 km/h. Pro každou rychlost bylo zopakováno pět jízd se síťkou a pět jízd s pláštěnkou. Meteorologická stanice byla umístěna na travnaté ploše v blízkosti cesty (GPS: 50.0334N, 14.4261E).

11.4.5 Měření koncentrací aerosolu u stojící jízdní soupravy

Pro porovnání koncentrací aerosolových částic naměřených při rychlostech určených pro experimentální jízdy byla důležitá také rychlost nulová. Koncentrace aerosolu u stojící soupravy byly měřeny dne 8. června 2018 po dobu 8 minut a získaná data byla vyhodnocena a pro přehlednost přidána ke grafům experimentálních jízd (viz kapitola 13).

12 Zpracování dat

Data z vnitřního úložiště přístrojů P-Trak, DustTrak DRX a OPS byla stažena prostřednictvím softwaru TrakPro (TSI). Data z GPS byla stažena prostřednictvím softwaru BaseCamp (Garmin). Zpracování a vyhodnocení dat bylo provedeno v programech Microsoft Excel, ArcGIS a CoPlot.

12.1 Postup vyhodnocení dat

Data naměřená přístroji P-Trak, DustTrak DRX a GPS v přívěsném vozíku a na řídkách cyklistického kola byla vyhodnocena v programu Microsoft Excel. Pro každé z pěti opakování dané jízdy (např. jízda rychlostí 10 km/h bez pláštěnky) byla vytvořena tabulka obsahující data z přístrojů příslušná jednotlivým vteřinovým časovým úsekům záznamu. Úseky, ve kterých docházelo ke zpomalení a následnému otočení jízdní soupravy, byly odstraněny. Dále byly vypočítány poměry počtu (PNC) a velikosti (PM_1 , $PM_{2,5}$, PM_4 , PM_{10}) velikostních frakcí aerosolových částic ve vozíku a koncentracemi na řídkách cyklistického kola pro každý časový záznam. Ze všech hodnot poměrů náležících dané velikostní frakci byl vypočítán medián.

Pro každou jízdu tak vzniklo na základě jejích pěti opakování pro každou velikostní frakci pět mediánů poměrů. Z těchto pěti mediánů každé velikostní frakce byl vypočítán medián, jehož hodnota byla použita do výsledných grafů (Obr. 8 – Obr. 12). Pomocí funkce STDEVA byly vypočítány směrodatné odchylky, které jsou také znázorněny v grafech.

V programu CoPlot bylo provedeno vyhodnocení dat meteorologických podmínek a pozad'ových koncentrací lokalit měřených meteostanicí Oregon Scientific a přístroji OPS a P-Trak (Obr.13).

V programu ArcGIS byla na základě dat z GPS a přístrojů DustTrak DRX a P-Trak jízdní soupravy vytvořena mapa zobrazující poměry koncentrací PM_{10} v závislosti na souřadnicích pohybující se soupravy (Obr. 14).

13 Výsledky

V následujících podkapitolách jsou shrnuty výsledky kolokace přístrojů a vyhodnocení výsledků terénních měření.

13.1 Kolokace přístrojů

Cílem kolokačního měření bylo zjistit koeficienty determinace (R^2) a rovnice lineární regrese s koeficienty a a b pro kolokaci přístrojů. Přístroje byly kolokovány mezi sebou, nikoliv k referenčnímu přístroji, a tak se od reálných hodnot mohou nepatrně lišit. Tab. 2 ukazuje výstup kolokačního měření mezi přístroji DustTrak DRX a Tab. 3 výstup kolokačního měření mezi přístroji P-Trak.

Tab. 2: Rovnice lineární regrese a koeficienty determinace jednotlivých velikostních frakcí pro kolokaci mezi přístroji DustTrak DRX

Velikostní skupina aerosolu PM_x	Rovnice lineární regrese $y = a \cdot x + b$	Koeficient determinace R^2
PM₁	$y = 1,10x + 1,12$	0,996
PM_{2,5}	$y = 1,16x + 1,62$	0,996
PM₄	$y = 1,16x + 1,24$	0,996
PM₁₀	$y = 1,16x + 0,93$	0,996

Tab. 3: Rovnice lineární regrese a koeficient determinace pro kolokaci mezi přístroji P-Trak

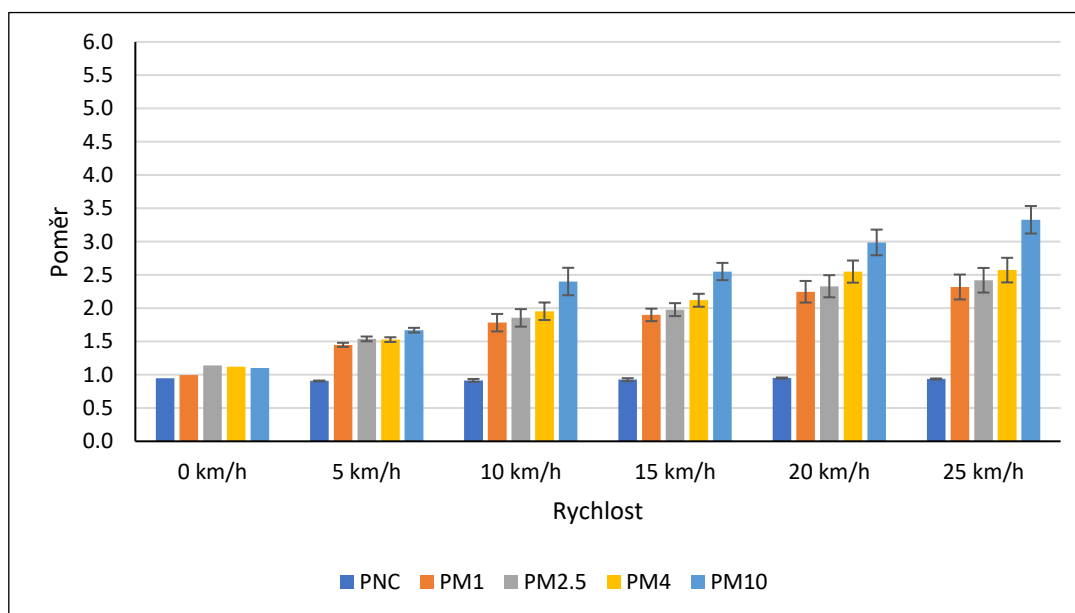
Hodnota měřená přístrojem P-Trak	Rovnice lineární regrese $y = a \cdot x + b$	Koeficient determinace R^2
PNC	$y = 0,99x - 66,4$	0,987

13.2 Terénní měření

Výsledky jsou terénního měření jsou uvedeny níže a jsou zpracovány zvlášť pro jednotlivé dny, v nichž měření probíhala.

13.2.1 Měření v lesoparku Stromovka I

Na Obr. 8 jsou znázorněny poměry koncentrací PM_x a PNC naměřených v přívěsném vozíku a na cyklickém kole v závislosti na rychlosti jízdní soupravy při prvním terénním měření v lesoparku Stromovka (26. května 2018) a příslušné směrodatné odchylky. Z grafu je mimo jiné patrné, že se zvyšující se rychlostí rostou i jednotlivé poměry PM_x a poměry PNC jsou téměř konstantní. Tab. 4 obsahuje početní koncentrace PNC a hmotnostní koncentrace PM_x detekované v dýchací zóně cyklisty a dítěte vypočítané jako mediány z mediánů ze všech opakování jízd pro danou rychlost a slouží tak jako přehled nejčastěji detekovaných hodnot.



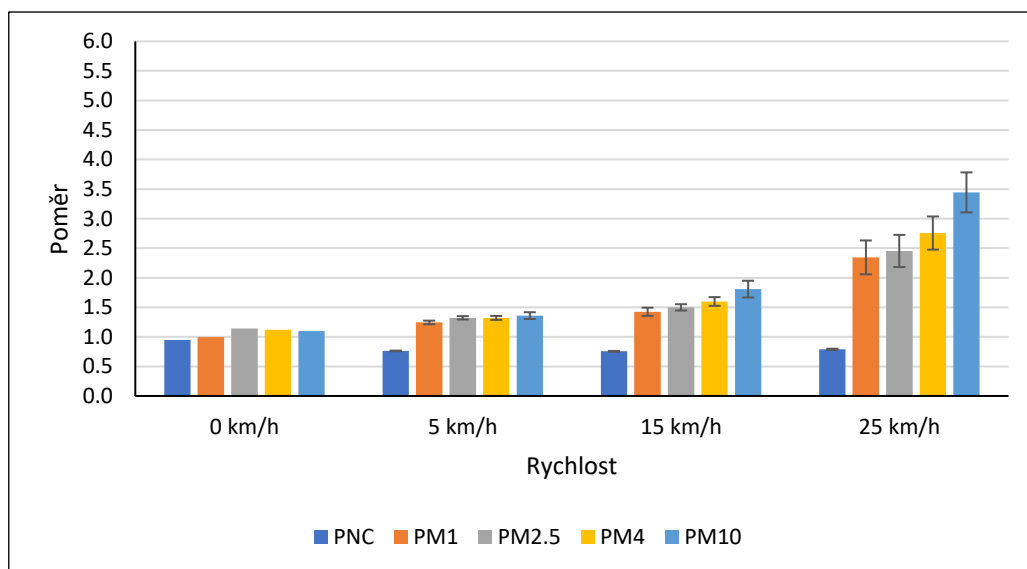
Obr. 8: Závislost poměrů jednotlivých velikostních frakcí (PM_x) a početních koncentrací (PNC) aerosolových částic naměřených v přívěsném vozíku se sítkou a na řídítkách cyklistického kola na rychlosti jízdy (lesopark Stromovka, 26. května 2018).

Tab.4: Početní koncentrace PNC (cm^{-3}) a hmotnostní koncentrace PM_x ($\mu g m^{-3}$) detekované v dýchací zóně cyklisty na cyklistickém kole a dýchací zóně dítěte v přívěsném vozíku (lesopark Stromovka, 26. května 2018).

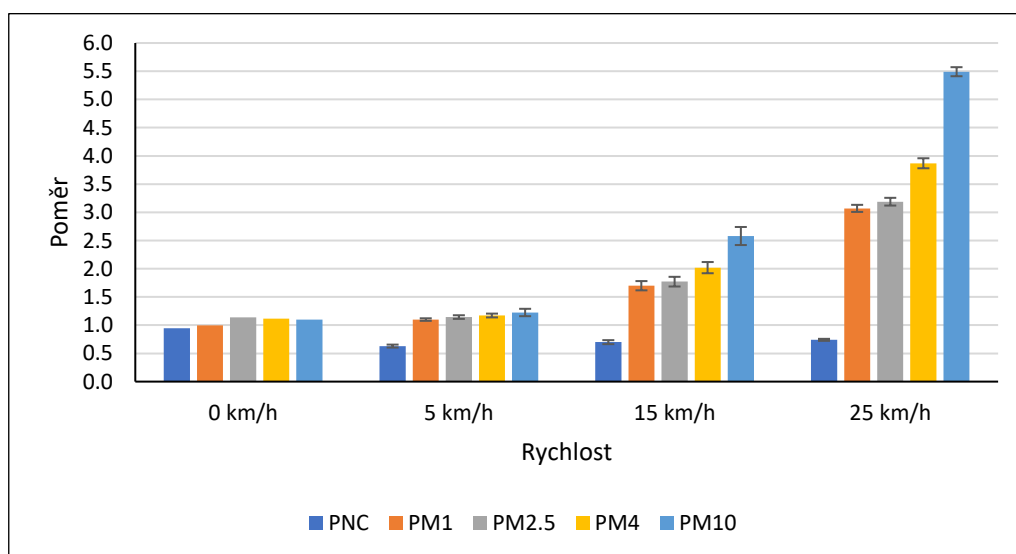
Rychlost	PNC cyklista	PM ₁ cyklista	PM _{2,5} cyklista	PM ₄ cyklista	PM ₁₀ cyklista	PNC dítě	PM ₁ dítě	PM _{2,5} dítě	PM ₄ dítě	PM ₁₀ dítě
5 km/h	5450	16	16	16	18	4945	24	24	25	30
10 km/h	5450	17	17	18	21	5025	35	35	39	61
15 km/h	6973	26	24	25	32	6480	55	55	61	102
20 km/h	6068	30	29	30	43	5710	68	68	79	143
25 km/h	7360	34	32	33	44	6810	96	97	113	209

13.2.2 Měření v lesoparku Stromovka II

Na Obr. 9 a Obr. 10 jsou znázorněny poměry koncentrací jednotlivých velikostních frakcí aerosolu naměřených v přívěsném vozíku a na cyklickém kole v závislosti na rychlosti jízdy soupravy při druhém terénním měření v lesoparku Stromovka (27. května 2018), přičemž první graf (Obr. 9) ukazuje výsledky zahrnující koncentrace naměřené ve vozíku se sítkou a druhý graf (Obr. 10) ukazuje výsledky zahrnující koncentrace naměřené ve vozíku s pláštěnkou. Po porovnání grafů je patrné, že u vyšších rychlostí jízdy (15 km/h a 25 km/h) s pláštěnkou jsou dané poměry vyšší než u stejných rychlostí jízdy se sítkou.



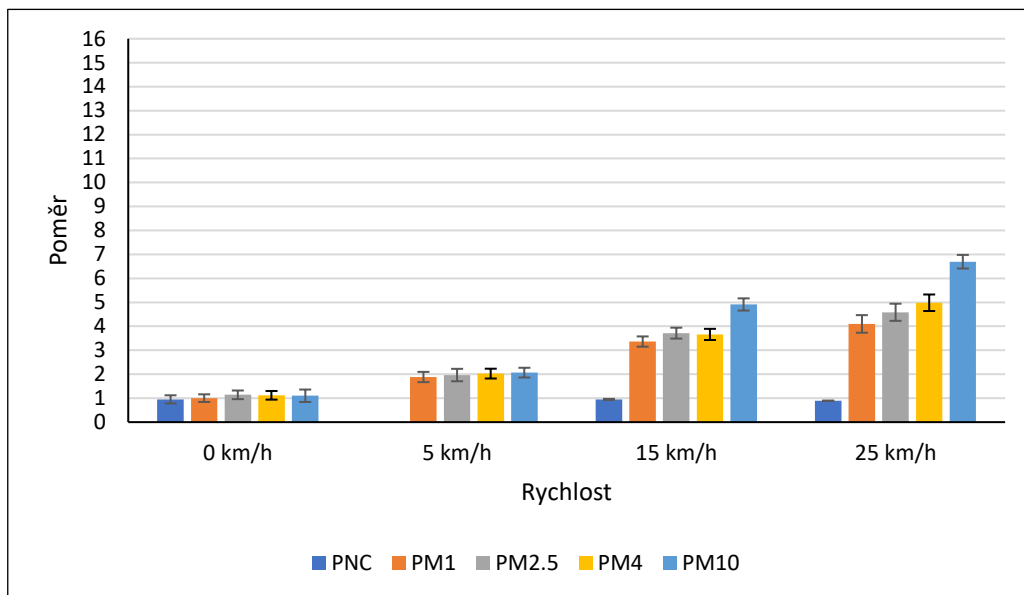
Obr. 9: Závislost poměrů jednotlivých velikostních frakcí (PM_x) a početních koncentrací (PNC) aerosolových částic naměřených v přívěsném vozíku se sítkou a na řídítkách cyklistického kola na rychlosti jízdy (lesopark Stromovka, 27. května 2018).



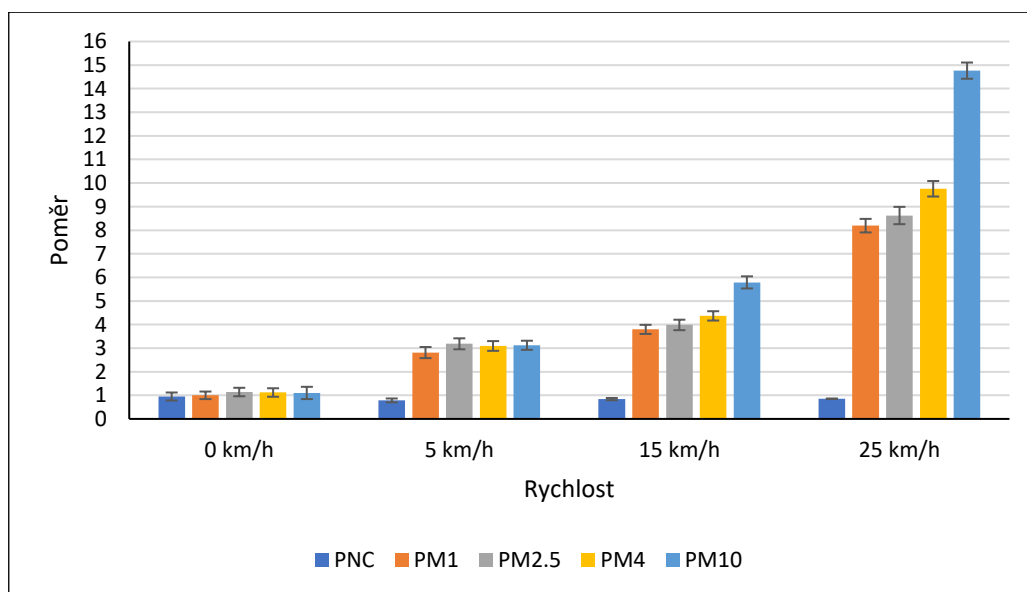
Obr. 10: Závislost poměrů jednotlivých velikostních frakcí (PM_x) a početních koncentrací (PNC) aerosolových částic naměřených v přívěsném vozíku s pláštěnkou a na řídítkách cyklistického kola na rychlosti jízdy (lesopark Stromovka, 27. května 2018).

13.2.3 Měření na cyklostezce A22 v Braníku

Obr. 11 a Obr. 12 znázorňují výsledky stejného měření jako je měření v lesoparku Stromovka II, avšak na cyklostezce A22 v Braníku (2. června 2018). I z těchto grafů je patrné, že u jízd s pláštěnkou jsou dané poměry vyšší než u jízd se sítkou (zde při všech sledovaných rychlostech). Přístroj P-Trak se během jízd rychlostí 5 km/h vypnul, a proto u této rychlosti v grafu chybí poměr PNC.



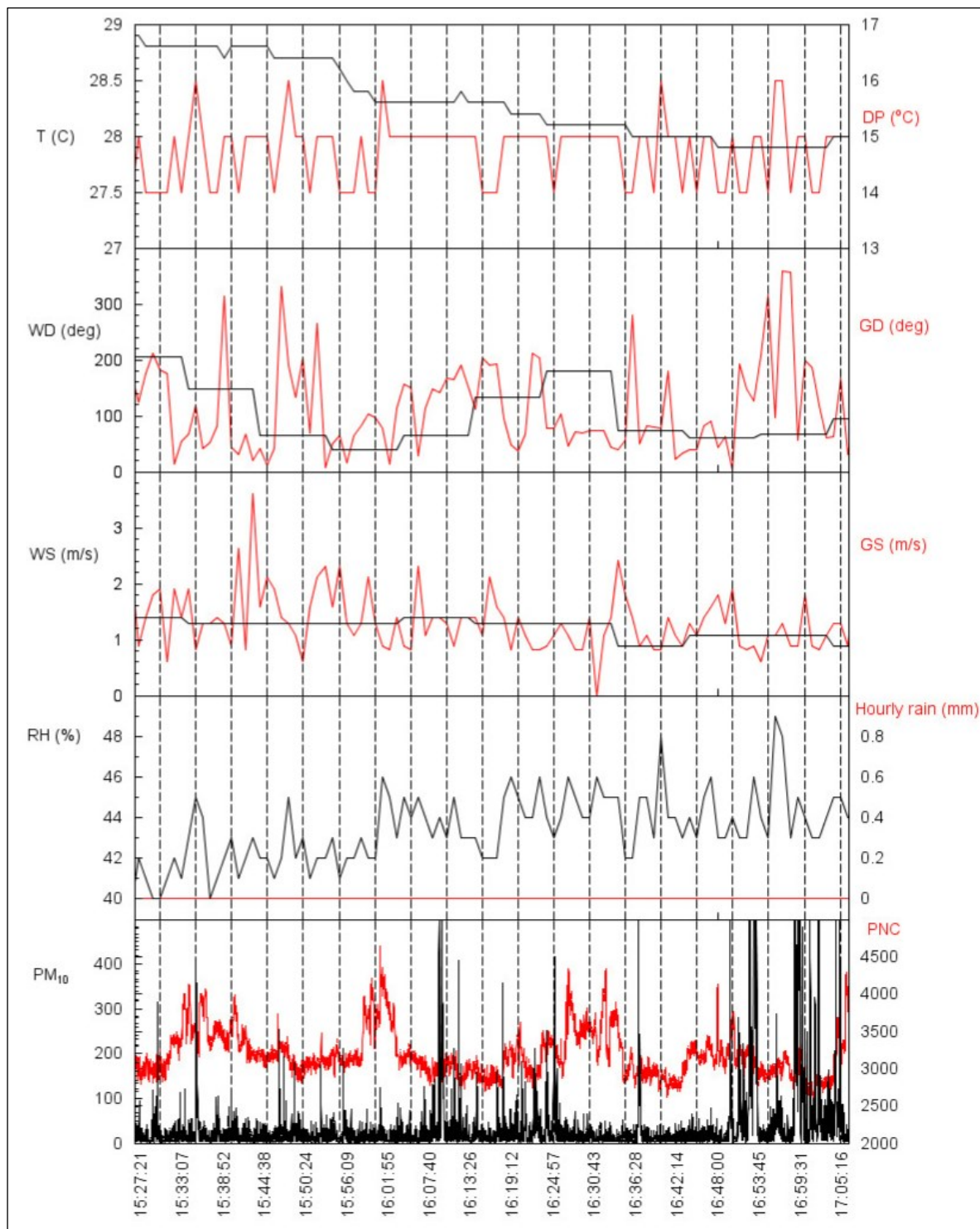
Obr. 11: Závislost poměrů jednotlivých velikostních frakcí (PM_x) a početních koncentrací (PNC) aerosolových částic naměřených v přívěsném vozíku se sítkou a na řídítkách cyklistického kola na rychlosti jízdy (cyklostezka A22 v Braníku, 2. června 2018).



Obr. 12: Závislost poměrů jednotlivých velikostních frakcí (PM_x) a početních koncentrací (PNC) aerosolových částic naměřených v přívěsném vozíku s pláštěnkou a na řídítkách cyklistického kola na rychlosti jízdy (cyklostezka A22 v Braníku, 2. června 2018).

13.3 Meteorologické podmínky a pozad'ové koncentrace aerosolu na cyklostezce A22

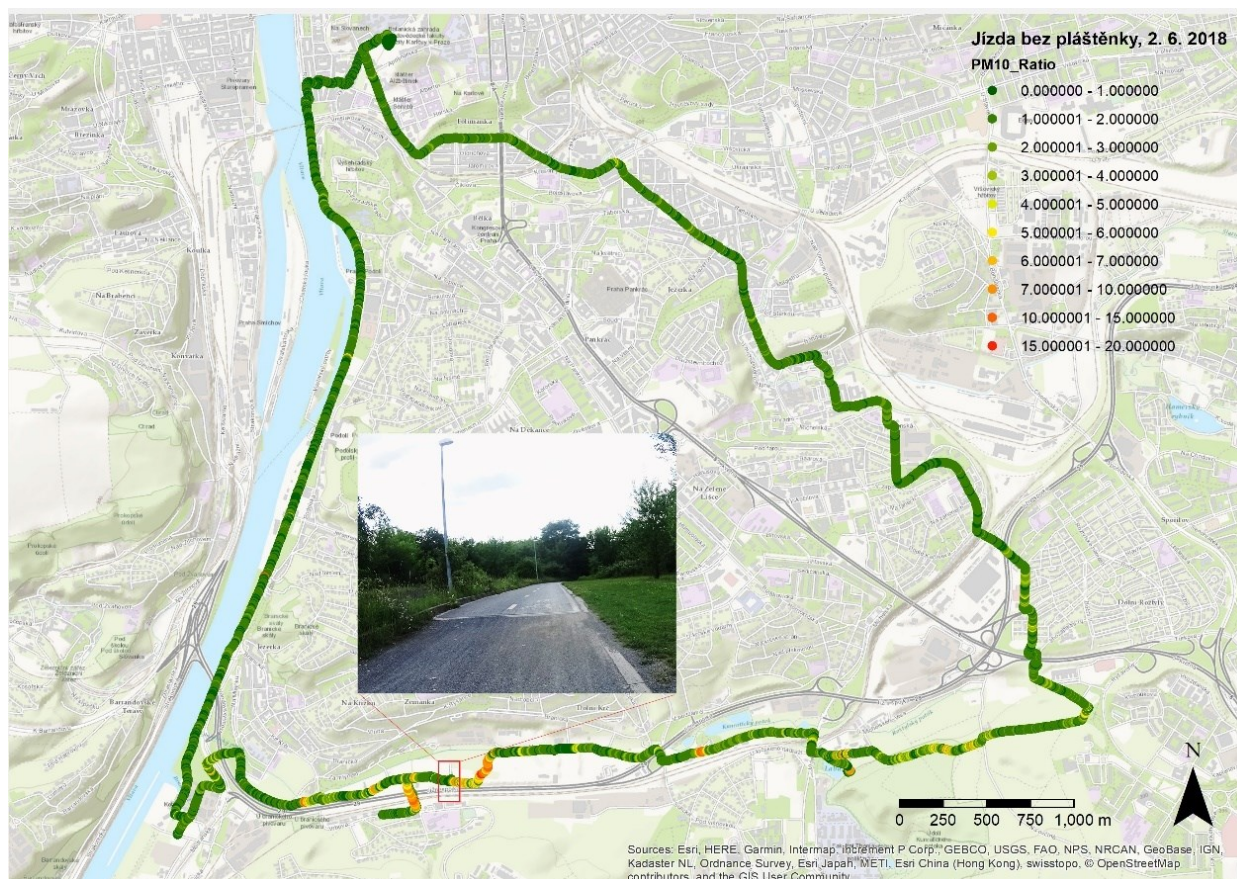
Obr. 13 zobrazuje vyhodnocení meteorologických podmínek měřených profesionální meteorologickou stanicí Oregon Scientific a pozad'ových koncentrací aerosolu měřených přístroji OPS a P-Trak v blízkosti lokality měření na cyklostezce A22 v Braníku (2. června 2018).



Obr. 13: Průběh teploty (T), rosného bodu (DP), směru větru (WD), směru poryvů větru (GD), rychlosti větru (WS), rychlosti poryvů větru, relativní vlhkosti (RH), srážek (hourly rain), PM_{10} a početní koncentrace částic (PNC) měřených na meteostanici (cyklostezka A22 v Braníku, 27. května 2018).

13.4 Porovnání prašného úseku cyklostezky s asfaltovými úseky

Obr. 14 znázorňuje celkovou trasu jízdní soupravy, která zahrnuje nejen samotnou lokalitu, kde probíhalo terénní měření (cyklostezka A22 v Braníku, 2. června 2018), ale také cestu na lokalitu a z lokality. Barevná škála reprezentuje poměry koncentrací PM_{10} mezi vozíkem a cyklistickým kolem. Je zřejmé, že na asfaltových úsecích dochází k menší prašnosti než na nezpevněných úsecích cyklostezky a poměry jsou zde menší.



Obr. 14: Celková trasa jízdní soupravy včetně úseku, na němž proběhlo terénní měření (cyklostezka A22 v Braníku, 2. června 2018). Jednotlivé barvy vyjadřují poměr koncentrací částic PM_{10} v přivěsném vozíku / na řídkách cyklistického kola. Fotografie zachycuje prašný úsek cyklostezky, na kterém probíhalo terénní měření, a navazující asfaltový úsek.

14 Diskuse

Hlavním výsledkem bakalářské práce je zjištěný rostoucí poměr koncentrací aerosolových částic PM_x při rostoucí rychlosti, konstantní poměr koncentrací PNC při všech rychlostech a rostoucí poměr PM_x v závislosti se zvyšujícím se hraničním aerodynamickým průměru částic. Dále bylo zjištěno, že použití pláštěnky má za důsledek vyšší poměry mezi koncentracemi naměřenými na řídkách cyklistického kola a ve vozíku.

14.1 Přístroje

Použité přístroje byly pro terénní měření vybrány kvůli své stabilitě a schopnosti měřit aerosol venkovního prostředí.

Kolokační měření přístrojů P-Trak a DustTrak DRX ukázalo, že přístroje se mezi sebou příliš neliší. Koeficienty determinace (R^2) (Tab. 2 a Tab. 3) ukazují téměř 100% shodu (mezi jednotlivými velikostními frakcemi měřenými přístroji DustTrak DRX je R^2 vždy roven 0,996 a mezi přístroji P-Trak je roven 0,987). Získáním koeficientů byl u přístrojů měřících v boxu na řídkách cyklistického kola proveden přepočítání hodnot, aby bylo jejich porovnání s přístroji v přívěsném vozíku co nejpřesnější. Za referenční přístroje byly určeny přístroje s nejpozději provedenou kalibrací a ty byly umístěny do vozíku.

Vzorkovací hlavice přístrojů v boxu a ve vozíku byly umístěny do dýchacích zón cyklisty a dítěte, aby byly koncentrace aerosolu měřeny v místě vstupu do organismu. V práci však nebylo uvažováno množství vdechovaného vzduchu dítětem a cyklistou. Dýchání cyklisty je totiž při provádění fyzicky náročné aktivity rychlejší (Panis et al., 2010, Zuurbier et al., 2009). Oproti němu dítě dýchá klidněji, zato má ale menší kapacitu plic a je zpravidla citlivější ke vzniku respiračních onemocnění (Hertz-Picciotto et al., 2007).

14.2 Terénní měření

Pro terénní měření byla vybrána prašná cesta v lesoparku Stromovka a prašná část cyklostezky A22 (Obr. 6 a Obr. 7), neboť obě patří k cyklisty často využívaným stezkám a zároveň byla u prašných cest očekávána vyšší (tedy potenciálně zdraví nebezpečnější) expozice aerosolovými částicemi než například u asfaltových cest.

Rychlosti sledovaných jízd byly zvoleny na 5 km/h, 10 km/h, 15 km/h, 20 km/h a 25 km/h. Rozmezí od 5 km/h do 25 km/h považujeme za dostačující, neboť pomalejší jízda než 5 km/h je obtížná a velmi nepravděpodobná (cyklista je na kole nestabilní) a rychlost vyšší než 25 km/h je s přívěsným vozíkem poměrně nebezpečná. Během jednotlivých jízd nebyla vždy dodržena konstantní rychlost a docházelo k drobným výkyvům, a to maximálně 10 % od sledované rychlosti.

14.2.1 Měření v lesoparku Stromovka I

Cílem tohoto terénního měření bylo zjistit vliv rychlosti (5 km/h, 10 km/h, 15 km/h, 20 km/h a 25 km/h) na množství aerosolu přítomného u cyklisty a v přívěsném vozíku se sítíkou (Obr. 8).

U všech velikostních frakcí se projevil trend, že s rostoucí rychlostí roste i poměr příslušných PM_x , přičemž tento poměr je vždy větší než 1 (tzn. ve vozíku jsou vyšší koncentrace PM_x než u cyklisty). Například pro $PM_{2,5}$ bylo zjištěno, že při rychlostech 5 km/h, 10 km/h, 15 km/h, 20 km/h a 25 km/h jsou přibližné koncentrace ve vozíku až postupně 1,5krát, 1,9krát, 2,0krát, 2,3krát a 2,4krát vyšší. Poměr PM_x také rostl se zvyšujícím se aerodynamickým průměrem částic, a to z toho důvodu, že v materiálu prашné cyklostezky dominují především větší částice (částice hrubého módu). Ty se vlivem jízdy dostaly do vzduchu resuspenzí společně s menšími částicemi (částice jemného módu), avšak těch bylo na cyklostezce méně.

Poměr PNC se dle očekávání s rychlostí příliš neměnil (hodnoty v rozmezí 0,91 – 0,94) neboť se v blízkosti lokality nevyskytoval žádný významný zdroj UFP, a tudíž lze předpokládat jejich homogenní prostorovou distribuci.

14.2.2 Měření v lesoparku Stromovka II

Cílem druhého terénního měření ve Stromovce bylo zjistit vliv rychlosti (5 km/h, 15 km/h a 25 km/h) na množství aerosolu přítomného u cyklisty a v přívěsném vozíku a zároveň vyhodnotit rozdíl použití sítíky a pláštěnky na vozíku (Obr. 9 a Obr. 10).

Jízdy s vozíkem se sítíkou potvrdily trend rostoucího poměru PM_x se zvyšující se rychlostí a růstu poměru PM_x se zvyšujícím se aerodynamickým průměrem částic zjištěných při prvním měření. Všechny poměry byly vždy větší než 1. Stejně tak byl zjištěn téměř neměnicí se poměr PNC u jízd se sítíkou i s pláštěnkou.

Při porovnání jízd s pláštěnkou a se sítíkou bylo zjištěno, že koncentrace ve vozíku s pláštěnkou jsou vyšší než koncentrace ve vozíku se sítíkou, a to především při vyšších rychlostech (15 km/h a 25 km/h). Výsledky ukazují, že například při jízdě 25 km/h jsou koncentrace PM_{10} ve vozíku se sítíkou až 3,4krát vyšší než u cyklisty a ve vozíku se sítíkou dokonce až 5,5krát vyšší. Tento trend se objevil i u jemných částic. Koncentrace PM_1 byly při jízdě bez pláštěnky rychlostí 25 km/h až 2,3krát vyšší a při jízdě s pláštěnkou až 3,1krát vyšší. Příčinou je nejspíše fakt, že se zvyšující rychlostí proudění vzduchu se aerosolové částice pronikají snadněji postranními prodyšnými stěnami do vozíku, odkud se těžko odvětrávají.

14.2.3 Měření na cyklostezce A22 v Braníku

Terénní měření na cyklostezce A22 v Braníku mělo za cíl zjistit vliv rychlosti (5 km/h, 15 km/h a 25 km/h) na množství aerosolu přítomného u cyklisty a v přívěsném vozíku a vyhodnotit rozdíl použití sítky a pláštěnky na přívěsném vozíku (Obr. 11 a Obr. 12).

Opět bylo zjištěno, že poměr PM_x mezi koncentracemi ve vozíku a koncentracemi na řídicích cyklistického kola roste se zvyšující se rychlostí a s rostoucím aerodynamickým průměrem částic a je vždy větší než 1. Poměr PNC se u jízd se sítkou i s pláštěnkou v různých rychlostech téměř nemění, neboť ani v blízkosti této lokality se nenachází žádný významný zdroj UFP. Dále byl znovu zaznamenán trend vyšších koncentrací (a tedy i poměrů) aerosolu ve vozíku s pláštěnkou oproti vozíku se sítkou. Například při rychlosti 25 km/h byly ve vozíku s pláštěnkou až 8,2krát vyšší koncentrace PM_1 , 8,6krát vyšší koncentrace $PM_{2,5}$, 9,8krát vyšší koncentrace PM_4 a dokonce až 14,8krát vyšší koncentrace PM_{10} než u cyklisty. Při stejné rychlosti byly ve vozíku se sítkou oproti vzduchu v blízkosti cyklistického kola až 4,1krát vyšší koncentrace PM_1 , 4,6krát vyšší koncentrace $PM_{2,5}$, 5,0krát vyšší koncentrace PM_4 a 6,7krát vyšší koncentrace PM_{10} . Při nižších rychlostech byly tyto koncentrace (poměry) ve vozíku mnohem menší. Například při jízdě 15 km/h s vozíkem s pláštěnkou byly koncentrace ve vozíku oproti koncentracím v dýchací zóně cyklisty až 3,8 krát vyšší pro PM_1 , 4,0krát vyšší pro $PM_{2,5}$, 4,4krát vyšší pro PM_4 a 5,8krát vyšší pro PM_{10} .

Na základě porovnání materiálů odebraných z cest obou lokalit bylo posouzeno, že cesta na cyklostezce A22 se skládá z jemnějšího materiálu než cesta v lesoparku Stromovka. Vyšší koncentrace naměřené na cyklostezce A22 oproti koncentracím naměřených při stejných jízdách v lesoparku Stromovka jsou tedy přičítány tomu, že menší (lehčí) částice se snadněji resuspendovaly a navíc byla jejich doba setrvání ve vzduchu delší a částice se tak mohly transportovat na delší vzdálenost (zde do vozíku či do dýchací zóny cyklisty). Pro budoucí rozšíření práce by bylo vhodné zjistit přesnou zrnitost vzorků a sledovat její korelaci s naměřenými koncentracemi.

14.2.4 Meteorologické podmínky a pozad'ové koncentrace aerosolu na cyklostezce A22

Vyhodnocení meteorologických podmínek na cyklostezce A22 (Obr. 13) ukazuje, že měření probíhalo za velmi teplého dne (teploty kolem 28,5 °C) s nulovými srážkami, přičemž podobné podmínky se na lokalitě vyskytovaly i několik dní před uskutečněním měření. Cyklostezka byla z těchto důvodů velmi suchá a prašná a naměřené koncentrace na dané lokalitě lze považovat za maximální možné.

Silnější vítr by mohl být důvodem přítomnosti větších koncentrací aerosolu ve vzduchu a směr jeho šíření by mohl způsobit například rozdíly mezi hodnotami jízd v obou směrech (tedy jízd tam a zpět po vytyčené trase). Vzhledem k tomu, že se rychlost větru pohybovala kolem 1 m/s a nikdy nepřesáhla 1,5 m/s, nebyl do výsledků zohledňován jeho možný vliv.

Pozad'ové koncentrace PM_{10} byly dle očekávání nižší než koncentrace při jízdách na cyklostezce, protože v ovzduší neovlivněném jízdou nedocházelo ke vznosu částic, a to ani pomocí větru (viz výše).

V ostatních dnech měření se na lokalitách vyskytovaly velmi podobné podmínky, a proto lze závěry vyhodnocení meteorologických podmínek a pozad'ových koncentrací aerosolu aplikovat i na zbylá měření.

14.2.5 Porovnání prašného úseku cyklostezky s asfaltovými úseky

Vzhledem k tomu, že přístroje měřily vždy i při cestě na lokalitu a zpět, bylo možné provést porovnání prašných úseků s asfaltovými. Na Obr. 14 je vidět, že na prašné části cyklostezky jsou poměry PM_{10} vyšší než na asfaltových úsecích tvořících zbylou trasu. To platí i pro koncentrace ostatních velikostních frakcí aerosolu. Lze tedy předpokládat, že asfaltové či jinak zpevněné cyklostezky budou z hlediska expozice cyklistů a dětí aerosolovými částicemi příznivější a cyklisté vozící děti v přívěsném vozíku by při plánování vyjížděk měli brát v potaz nejen např. blízkost dopravy, ale i materiál daných cest. Na základě námi provedených měření doporučujeme na prašných úsecích snížit rychlost jízdy, neboť tím se významně zamezí vysokým expozicím dětí aerosolovými částicemi.

14.2.6 Možnosti dalšího rozšíření práce

Pro budoucí rozšíření práce je uvažováno:

- porovnání různých povrchů cyklostezek (především asfaltové a prašné cesty).
- měření koncentrací aerosolu u cyklisty a dítěte ve vozíku jedoucích ve větší skupině cyklistů, kde by mohlo docházet k mnohonásobně větší resuspenzi částic vlivem pohybu cyklistických kol.
- měření vlivu různých druhů pneumatik (a jejich vzorků) na resuspenzi.
- měření koncentrací aerosolu na cyklostezkách za vlhkých a suchých podmínek.
- porovnání pravidelného čištění cyklostezek oproti neudržovaným.

15 Závěr

Pro porovnání expozic dětí a cyklistů aerosolovými částicemi byly do speciálně upraveného přívěsného vozíku (Chariot Cougar 2, Thule) a boxu na řídítkách cyklistického kola (Cube Acid) umístěny dvojice stejných přístrojů (P-Trak 8525 a DustTrak DRX 8533, TSI) s vteřinovou rezolucí pro měření hmotnostních koncentrací PM_{10} , PM_4 , $PM_{2,5}$, PM_1 a početních koncentrací submikronových částic. Na cyklistické kolo byla dále připevněna GPS a kamera pro snímání pozice jízdní soupravy. Současně byly na lokalitách měření monitorovány meteorologické podmínky a pozadřové koncentrace aerosolu.

Bylo zjištěno, že při všech sledovaných rychlostech (5 km/h, 10 km/h, 15 km/h, 20 km/h a 25 km/h) se v dýchací zóně dítěte ve vozíku nachází vyšší koncentrace PM_x než v dýchací zóně cyklisty. Při nulové rychlosti se tyto koncentrace neliší. Dále bylo zjištěno, že poměr mezi koncentracemi PM_x ve vozíku (se sítíčkou i s pláštěnkou) a koncentracemi u cyklisty vždy roste s rostoucí rychlostí a se zvyšujícím se aerodynamickým průměrem částic. Například v lesoparku Stromovka byly při rychlosti 10 km/h zjištěny až 1,9krát vyšší koncentrace $PM_{2,5}$ ve vozíku (se sítíčkou), kdežto při rychlosti 20 km/h byly až 2,3krát vyšší. U frakce PM_4 byly tyto koncentrace při rychlosti 10 km/h až 2,3krát vyšší a při rychlosti 20 km/h až 2,6krát vyšší. Poměr PNC se vlivem rychlosti jízdy příliš nemění. Byl zjištěn významný rozdíl mezi jízdami se sítíčkou a pláštěnkou. Měření ukázala, že koncentrace (a tedy i poměry) ve vozíku s pláštěnkou jsou vyšší než ve vozíku se sítíčkou. Například při rychlosti 25 km/h bylo na cyklostezce A22 zjištěno, že ve vozíku se sítíčkou jsou koncentrace PM_{10} v dýchací zóně dítěte oproti koncentracím v dýchací zóně cyklisty až 6,7krát vyšší a ve vozíku s pláštěnkou až 14,8krát vyšší.

V rámci hlubšího pochopení problematiky by bylo vhodné zohlednit množství vdechovaného vzduchu dítětem a cyklistou, provést analýzu odebraných vzorků materiálu cyklostezek a další porovnávací měření na různých površích.

Vzhledem k tomu, že dětem na základě vysokých expozic aerosolovými částicemi hrozí rozvoj různých onemocnění, je třeba, aby byl vždy brán ohled na výběr vhodných cyklostezek. Cyklostezky by měly být co nejméně prašné. Pokud se prašným úsekům nelze vyhnout, měla by na nich být co nejvíce snížena rychlost, aby byl materiál cyklostezek co nejméně resuspendován. Pláštěnka vnikání aerosolových částic do vozíku nezamezí, naopak zabraňuje jejich účelnému odvětrávání.

16 Použitá literatura

- Apparicio, P., Carrier, M., Gelb, J., Séguin, A., & Kingham, S. (2016). Cyclists' exposure to air pollution and road traffic noise in central city neighbourhoods of Montreal. *JTRG*, 57, 63–69. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2016.09.014>
- Bae, S., & Hong, Y. C. (2013). Health effects of particulate matter. Policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia (2013). *Journal of the Korean Medical Association*, 61(12), 749–755. <https://doi.org/10.5124/jkma.2018.61.12.749>
- Bengalli, R., Zerboni, A., Marchetti, S., Longhin, E., Priola, M., Camatini, M., & Mantecca, P. (2019). In vitro pulmonary and vascular effects induced by different diesel exhaust particles. *Toxicology Letters*, 306(June 2018), 13–24. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2019.01.017>
- Berghmans, P., Bleux, N., Panis, L. I., Mishra, V. K., Torfs, R., & Van Poppel, M. (2009). Exposure assessment of a cyclist to PM10 and ultrafine particles. *Science of the Total Environment*, 407(4), 1286–1298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.041>
- Boogaard, H., Borgman, F., Kamminga, J., & Hoek, G. (2009). Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. *Atmospheric Environment*, 43(27), 4234–4242. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.05.035>
- Bourgart, E., Barbeau, D., Marques, M., Koschimbahr, A. Von, Béal, D., Persoons, R., ... Anne, D. (2019). Toxicokinetics and metabolism a realistic human skin model to study benzo(a)pyrene cutaneous absorption in order to determine the most relevant biomarker for carcinogenic exposure. *Archives of Toxicology*, 93(1), 81–93. <https://doi.org/10.1007/s00204-018-2329-2>
- Braňiš, M., Hůnová, I., & (Eds.). (2009). Atmosféra a klima: aktuální otázky znečištění ovzduší. Praha, Karolinum. ISBN: 978-80-246-1598-1.
- Brunekreef, B., & Holgate, S. T. (2002). Air Pollution and Health Consequences. *Organization & Environment*, 360(9341), 1233–1242. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(02\)11274-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(02)11274-8)
- Brunekreef, B., Janssen, N. A. H., Hartog, J. de, Harssema, H., Knape, M., & Vliet, P. van. (1997). Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways. *Epidemiology*, 8(3), 298–303.
- Cepeda, M., Schoufour, J., Freak-Poli, R., Koolhaas, C. M., Dhana, K., Bramer, W. M., & Franco, O. H. (2017). Levels of ambient air pollution according to mode of transport: a systematic review. *The Lancet Public Health*, 2(1), e23–e34. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(16\)30021-4](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(16)30021-4)
- Chow, J. C., & Watson, J. G. (2002). Review of PM2.5 and PM10 apportionment for fossil fuel combustion and other sources by the Chemical Mass Balance receptor model. *Energy and Fuels*, 16(2), 222–260. <https://doi.org/10.1021/ef0101715>
- Claiborn, C. S., Finn, D., Larson, T. V., & Koenig, J. Q. (2000). Windblown dust contributes to high PM2.5 concentrations. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 50(8), 1440–1445. <https://doi.org/10.1080/10473289.2000.10464179>
- Cohen, A. J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H. R., Frostad, J., Estep, K., ... Forouzanfar, M. H. (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *The Lancet*, 389(10082), 1907–1918. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)30505-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)30505-6)

- Colbanova, K., Motyka, O., Peikertova, P., Seidlerova, J., Olivkova, I., & Kukutschova, J. (2019). Settled Dust from Urban and Suburban Roads in an Industrial City Area: Location and Seasonal Differences in Metal Content. *Journal of Nanoscience and Nanotechnology*, *19*(5), 3035–3040. <https://doi.org/10.1166/jnn.2019.15843>
- Cole, C. A., Carlsten, C., Koehle, M., & Brauer, M. (2018). Particulate matter exposure and health impacts of urban cyclists: A randomized crossover study. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, *17*(1), 1–14. <https://doi.org/10.1186/s12940-018-0424-8>
- Donaldson, K., Li, X. Y., & MacNee, W. (1998). Ultrafine (nanometre) particle mediated lung injury. *Journal of Aerosol Science*, *29*(5–6), 553–560. [https://doi.org/10.1016/S0021-8502\(97\)00464-3](https://doi.org/10.1016/S0021-8502(97)00464-3)
- Fine, P. M., Chakrabarti, B., Krudysz, M., Schauer, J. J., & Sioutas, C. (2004). Diurnal Variations of Individual Organic Compound Constituents of Ultrafine and Accumulation Mode Particulate Matter in the Los Angeles Basin. *Environmental Science and Technology*, *38*(5), 1296–1304. <https://doi.org/10.1021/es0348389>
- Finley, B. L., Sweet, L. I., Panko, J. M., McAtee, B. L., & Kreider, M. L. (2009). Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies. *Science of The Total Environment*, *408*(3), 652–659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.016>
- Fusco, D., Forastiere, F., Michelozzi, P., Spadea, T., Ostro, B., Arcà, M., & Perucci, C. A. (2001). Air pollution and hospital admissions for respiratory conditions in Rome, Italy. *European Respiratory Journal*, *17*(6), 1143–1150. <https://doi.org/10.1183/09031936.01.00005501>
- Geller, M. D., Fine, P. M., & Sioutas, C. (2004). The relationship between real-time and time-integrated coarse (2.5–10 μm), Intermodal (1–2.5 μm), and Fine (<2.5 μm) particulate matter in the los angeles basin. *Journal of the Air and Waste Management Association*, *54*(9), 1029–1039. <https://doi.org/10.1080/10473289.2004.10470980>
- Goel, R., Mohan, D., Guttikunda, S. K., & Tiwari, G. (2016). Assessment of motor vehicle use characteristics in three Indian cities. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, *44*, 254–265. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2015.05.006>
- Grigoratos, T., & Martini, G. (2014). *Non-exhaust traffic related emissions. Brake and tyre wear PM - Literature review. Science and Policy Report by the Joint Research Centre, the European Commission's in-house science service.* <https://doi.org/10.2790/21481>
- Gualtieri, M., Mantecca, P., Cetta, F., & Camatini, M. (2008). Organic compounds in tire particle induce reactive oxygen species and heat-shock proteins in the human alveolar cell line A549. *Environment International*, *34*(4), 437–442. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.09.010>
- Guha, N., Cohen, A., Laden, F., Samet, J. M., Vineis, P., Particulate, O., & Perspectives, M. E. H. (2015). Outdoor Particulate Matter Exposure and Lung Cancer : A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environmental Health Perspectives*, *122*(9), 906–911. <https://doi.org/10.1289/ehp/1408092>
- Guo, H., Huang, S., & Chen, M. (2018). Air pollutants and asthma patient visits: Indication of source influence. *Science of the Total Environment*, *625*, 355–362. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.298>
- Han, X., & Naeher, L. P. (2006). A review of traffic-related air pollution exposure assessment studies in the developing world. *Environment International*, *32*(1), 106–120. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.05.020>

- Harrison, R. M., Shi, J. P., Xi, S., Khan, A., Mark, D., Kinnersley, R., & Yin, J. (2000). Measurement of Number, Mass and Size Distribution of Particles in the Atmosphere. *Philosophical Transactions: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 358(1775), 2567–2580. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2666940>
- Hertz-Picciotto, I., Baker, R. J., Yap, P. S., Dostál, M., Joad, J. P., Lipsett, M., ... Šrám, R. (2007). Early childhood lower respiratory illness and air pollution. *Environmental Health Perspectives*, 115(10), 1510–1518. <https://doi.org/10.1289/ehp.9617>
- Hinds, W. C. (1999). *Aerosol Technology: Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles*. *Journal of Aerosol Science*. [https://doi.org/10.1016/0021-8502\(83\)90049-6](https://doi.org/10.1016/0021-8502(83)90049-6)
- Hosseinpoor, A. R., Forouzanfar, M. H., Yunesian, M., Asghari, F., Naieni, K. H., & Farhood, D. (2005). Air pollution and hospitalization due to angina pectoris in Tehran, Iran: A time-series study. *Environmental Research*, 99(1), 126–131. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2004.12.004>
- Hughes, L. S., Cass, G. R., Gone, J., Ames, M., & Olmez, I. (1998). Physical and chemical characterization of atmospheric ultrafine particles in the Los Angeles area. *Environmental Science and Technology*, 32(9), 1153–1161. <https://doi.org/10.1021/es970280r>
- IARC. (2013). Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths. *IARC Press Release*, (October), 2–5. <https://doi.org/10.1002/em>
- Jancsek-Turóczi, B., Hoffer, A., Nyíró-Kósa, I., & Gelencsér, A. (2013). Sampling and characterization of resuspended and respirable road dust. *Journal of Aerosol Science*, 65, 69–76. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2013.07.006>
- Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, 130–137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>
- Karel, J., Martinovský, J., Polák, R., Smolová, E., & Šimonová, K. (2015). *Metodika pro výpočet emisí částic pocházejících z resuspenze ze silniční dopravy*.
- Kassomenos, P., Papaloukas, C., Petrakis, M., & Karakitsios, S. (2008). Assessment and prediction of short term hospital admissions: the case of Athens, Greece. *Atmospheric Environment*, 42(30), 7078–7086. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.06.011>
- Katsoulis, M., Dimakopoulou, K., Pedeli, X., Trichopoulos, D., Gryparis, A., Trichopoulou, A., & Katsouyanni, K. (2014). Long-term exposure to traffic-related air pollution and cardiovascular health in a Greek cohort study. *Science of the Total Environment*, 490, 934–940. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.058>
- Kecorius, S., Madueño, L., Löndahl, J., Vallar, E., Cecilia, M., Idolor, L. F., ... Wiedensohler, A. (2019). Respiratory tract deposition of inhaled roadside ultra fine refractory particles in a polluted megacity of South-East Asia. *Science of the Total Environment*, 663, 265–274. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.338>
- Kingham, S., Longley, I., Salmond, J., Pattinson, W., & Shrestha, K. (2013). Variations in exposure to traffic pollution while travelling by different modes in a low density, less congested city. *Environmental Pollution*, 181, 211–218. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.06.030>
- Kittelson, D. B. (1998). Engines and nanoparticles: A review. *Journal of Aerosol Science*, 29(5–6), 575–588. [https://doi.org/10.1016/S0021-8502\(97\)10037-4](https://doi.org/10.1016/S0021-8502(97)10037-4)

- Langrish, J. P., Mills, N. L., Chan, J. K. K., Leseman, D. L. A. C., Aitken, R. J., Fokkens, P. H. B., ... Jiang, L. (2009). Beneficial cardiovascular effects of reducing exposure to particulate air pollution with a simple facemask. *Particle and Fibre Toxicology*, 6, 1–9. <https://doi.org/10.1186/1743-8977-6-8>
- Le Tertre, A., Medina, S., Samoli, E., Forsberg, B., Michelozzi, P., Boumghar, A., ... Katsouyanni, K. (2002). Cardiovascular diseases in eight European cities. *Journal of Epidemiol Community Health*, 56(10), 773–779. <https://doi.org/10.1136/jech.56.10.773>
- Lelieveld, J. (2017). Clean air in the Anthropocene. *Faraday Discussions*, 200, 693–703. <https://doi.org/10.1039/c7fd90032e>
- Leung, C. C., Tak, I., Yu, S., & Chen, W. (2012). Silicosis. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(12\)60235-9](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)60235-9)
- Loxham, M., Cooper, M. J., Gerlofs-Nijland, M. E., Cassee, F. R., Davies, D. E., Palmer, M. R., & Teagle, D. A. H. (2013). Physicochemical characterization of airborne particulate matter at a mainline underground railway station. *Environmental Science and Technology*, 47(8), 3614–3622. <https://doi.org/10.1021/es304481m>
- Mantecca, P., Gualtieri, M., Andrioletti, M., Bacchetta, R., Vismara, C., Vailati, G., & Camatini, M. (2007). Tire debris organic extract affects *Xenopus* development. *Environment International*, 33(5), 642–648. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.01.007>
- McCreanor, J., Cullinan, P., Nieuwenhuijsen, M. J., Stewart-Evans, J., Malliarou, E., Jarup, L., ... Zhang, J. (2007). Respiratory Effects of Exposure to Diesel Traffic in Persons with Asthma. *New England Journal of Medicine*, 357(23), 2348–2358. <https://doi.org/10.1056/nejmoa071535>
- Michaels, R. A., & Kleinman, M. T. (2000). Incidence and apparent health significance of brief airborne particle excursions. *Aerosol Science and Technology*, 32(2), 93–105. <https://doi.org/10.1080/027868200303803>
- Miyamoto, S., & Inoue, S. (2010). Reality and risk of contact-type head injuries related to bicycle-mounted child seats. *Journal of Safety Research*, 41(6), 501–505. <https://doi.org/10.1016/j.jsr.2010.10.004>
- Murray, J., & Ryan-Krause, P. (2009). Bicycle Attachments for Children: Bicycle Seats, Trail-a-bikes, and Trailers. *Journal of Pediatric Health Care*, 23(1), 62–65. <https://doi.org/10.1016/j.pedhc.2008.10.003>
- Nakhlé, M. M., Farah, W., Ziadé, N., Abboud, M., Salameh, D., & Annesi-Maesano, I. (2015). Short-term relationships between emergency hospital admissions for respiratory and cardiovascular diseases and fine particulate air pollution in Beirut, Lebanon. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(4). <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4409-6>
- Nawrot, T. S., Torfs, R., Fierens, F., De Henauw, S., Hoet, P. H., Van Kersschaever, G., ... Nemery, B. (2007). Stronger associations between daily mortality and fine particulate air pollution in summer than in winter: Evidence from a heavily polluted region in western Europe. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 61(2), 146–149. <https://doi.org/10.1136/jech.2005.044263>
- Okokon, E. O., Yli-Tuomi, T., Turunen, A. W., Taimisto, P., Pennanen, A., Vouitsis, I., ... Lanki, T. (2017). Particulates and noise exposure during bicycle, bus and car commuting: A study in three European cities. *Environmental Research*, 154(November 2016), 181–189. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.12.012>

- Oxley, J., O'Hern, S., Raftery, S., & Woolley, J. (2016). How safe are children when transported by bicycle? *Traffic Injury Prevention, 17*, 163–167. <https://doi.org/10.1080/15389588.2016.1199866>
- Pacitto, A., Amato, F., Salmatonidis, A., Moreno, T., Alastuey, A., Reche, C., & Buonanno, G. (2019). Science of the Total Environment Effectiveness of commercial face masks to reduce personal PM exposure. *Science of the Total Environment, 650*, 1582–1590. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.109>
- Panis, L. I., de Geus, B., Vandenbulcke, G., Willems, H., Degraeuwe, B., Bleux, N., ... Meeusen, R. (2010). Exposure to particulate matter in traffic: A comparison of cyclists and car passengers. *Atmospheric Environment, 44*(19), 2263–2270. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.04.028>
- Panko, J. M., Chu, J., Kreider, M. L., & Unice, K. M. (2013). Measurement of airborne concentrations of tire and road wear particles in urban and rural areas of France, Japan, and the United States. *Atmospheric Environment, 72*, 192–199. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.040>
- Panko, J. M., Kreider, M., & Unice, K. . (2018). Review of Tire Wear Emissions. A Review of Tire Emission Measurement Studies: Identification of Gaps and Future Need. *Non-Exhaust Emissions An Urban Air Quality Problem for Public Health; Impact and Mitigation Measures*, 147–160.
- Pekkanen, J., Penttinen, P., Timonen, K. L., Tiittanen, P., Mirme, A., & Ruuskanen, J. (2007). Number Concentration and Size of Particles in Urban Air: Effects on Spirometric Lung Function in Adult Asthmatic Subjects. *Environmental Health Perspectives, 109*(4), 319. <https://doi.org/10.2307/3454889>
- Piropaoli, A. P., Frampton, M. W., Hyde, R. W., Morrow, P. E., Oberdörster, G., Cox, C., ... Utell, M. J. (2004). Pulmonary function, diffusing capacity, and inflammation in healthy and asthmatic subjects exposed to ultrafine particles. *Inhalation Toxicology, 16*(SUPPL. 1), 59–72. <https://doi.org/10.1080/08958370490443079>
- Pope, C. Arden, I., & Dockery, D. W. (2006). Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association, 56*(6), 709–742. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>
- Ramos, C. A., Silva, J. R., Faria, T., Wolterbeek, T. H., & Almeida, S. M. (2017). Exposure assessment of a cyclist to particles and chemical elements. *Environmental Science and Pollution Research, 24*(13), 11879–11889. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6365-2>
- Sadiktsis, I., Bergvall, C., Johansson, C., & Westerholm, R. (2012). Automobile tires-A potential source of highly carcinogenic dibenzopyrenes to the environment. *Environmental Science and Technology, 46*(6), 3326–3334. <https://doi.org/10.1021/es204257d>
- Saksena, S., Quang, T. N., Nguyen, T., Dang, P. N., & Flachsbar, P. (2008). Commuters' exposure to particulate matter and carbon monoxide in Hanoi, Vietnam. *Transportation Research Part D: Transport and Environment, 13*(3), 206–211. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2008.02.001>
- Samoli, E., Atkinson, R. W., Analitis, A., Fuller, G. W., Green, D. C., Mudway, I., ... Kelly, F. J. (2016). Associations of short-term exposure to traffic-related air pollution with cardiovascular and respiratory hospital admissions in London, UK. *Occupational and Environmental Medicine, 73*(5), 300–307. <https://doi.org/10.1136/oemed-2015-103136>

- Savary, C. C., Bellamri, N., Morzadec, C., Langouët, S., Lecureur, V., & Vernhet, L. (2018). Long term exposure to environmental concentrations of diesel exhaust particles does not impact the phenotype of human bronchial epithelial cells. *Toxicology in Vitro*, 52(June), 154–160. <https://doi.org/10.1016/j.tiv.2018.06.014>
- Sayin, C. (2013). Diesel engine emissions improvements by the use of sun flower methyl ester / diesel blends, 33(2), 83–88.
- Schmitz, D., Sioutas, C., Nel, A., Wang, M., Froines, J., Misra, C., ... Sempf, J. (2008). Ultrafine particulate pollutants induce oxidative stress and mitochondrial damage. *Environmental Health Perspectives*, 111(4), 455–460. <https://doi.org/10.1289/ehp.6000>
- Schwartz, A. T. (1997). *Chemistry in context: applying chemistry to society (2nd ed.)*. Boston: McGraw-Hill. ISBN: 0-697-29158-8.
- Seaman, N. L. (2000). Meteorological modeling for air-quality assessments. *Atmospheric Environment*, 34(12–14), 2231–2259. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00466-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00466-5)
- Shiraiwa, M., Ueda, K., Pozzer, A., Lammel, G., Kampf, C. J., Fushimi, A., ... Sato, K. (2017). Aerosol Health Effects from Molecular to Global Scales. *Environmental Science and Technology*, 51(23), 13545–13567. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04417>
- Tainio, M., de Nazelle, A. J., Götschi, T., Kahlmeier, S., Rojas-Rueda, D., Nieuwenhuijsen, M. J., ... Woodcock, J. (2015). Can air pollution negate the health benefits of cycling and walking? *Preventive Medicine*, 87, 233–236. <https://doi.org/10.1016/j.ypmed.2016.02.002>
- Targino, A. C., Krecl, P., Danziger Filho, J. E., Segura, J. F., & Gibson, M. D. (2018). Spatial variability of on-bicycle black carbon concentrations in the megacity of São Paulo: A pilot study. *Environmental Pollution*, 242, 539–543. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.003>
- Touloumi, G., Samoli, E., & Katsouyanni, K. (1996). Daily mortality and winter type air pollution in Athens, Greece - a time series analysis within the APHEA project. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 50(Suppl 1), 47–51. https://doi.org/10.1136/jech.50.Suppl_1.s47
- Verma, P. C., Alemani, M., Gialanella, S., Lutterotti, L., Olofsson, U., & Straffelini, G. (2016). Wear debris from brake system materials: A multi-analytical characterization approach. *Tribology International*, 94, 249–259. <https://doi.org/10.1016/j.triboint.2015.08.011>
- Von Uexküll, O., Skerfving, S., Doyle, R., & Braungart, M. (2005). Antimony in brake pads-a carcinogenic component? *Journal of Cleaner Production*, 13(1), 19–31. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2003.10.008>
- Wang, H., Zhu, Y., Chi, Y., & Dong, S. (2019). A human embryonic stem cell-based model for benzo [a] pyrene-induced embryotoxicity. *Reproductive Toxicology*, 85(1799), 26–33. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2019.01.008>
- Wang, J. Y. T., Dirks, K. N., Ehr Gott, M., Pearce, J., & Cheung, A. K. L. (2018). Supporting healthy route choice for commuter cyclists: The trade-off between travel time and pollutant dose. *Operations Research for Health Care*, 19, 156–164. <https://doi.org/10.1016/j.orhc.2018.04.001>
- Wang, X., Chancellor, G., Evenstad, J., Farnsworth, J. E., Hase, A., Olson, G. M., ... Agarwal, J. K. (2009). A Novel Optical Instrument for Estimating Size Segregated Aerosol Mass Concentration in Real Time. *Aerosol Science and Technology*. <https://doi.org/10.1080/02786820903045141>

- Wang, Y., Zhuang, G., Sun, Y., & An, Z. (2006). The variation of characteristics and formation mechanisms of aerosols in dust, haze, and clear days in Beijing. *Atmospheric Environment*, 40(34), 6579–6591. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.05.066>
- Wik, A., & Dave, G. (2009). Occurrence and effects of tire wear particles in the environment - A critical review and an initial risk assessment. *Environmental Pollution*, 157(1), 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.028>
- William C. Hinds. (1999). *Aerosol Technology Properties, behaviour, and Measurement of Airborne Particles*. *Journal of Aerosol Science*. [https://doi.org/10.1016/0021-8502\(83\)90049-6](https://doi.org/10.1016/0021-8502(83)90049-6)
- Yadav, J. S.; Wholey, M. H.; Kuntz, R. E., Fayad, Pierre; Katzen, B. T.; Mishkel, G. J.; Bajwa, T. K.; hitlow, P.; Strickman, N. E.; Jaff, M. R.; Popma, J.J.; Snead, D. B.; Cutlip, D. E.; Firth, B. G.; Ouriel, K. . (2004). New England Journal. *The New England Journal of Medicine*, 351(15), 1493–1501. <https://doi.org/10.1056/NEJMoa1402685>
- Yanosky, J. D., Tonne, C. C., Beevers, S. D., Wilkinson, P., & Kelly, F. J. (2012). Modeling exposures to the oxidative potential of PM10. *Environmental Science and Technology*, 46(14), 7612–7620. <https://doi.org/10.1021/es3010305>
- Yi, T., Liu, M., Wang, Y., & Chen, X. (2019). Benzo(a)pyrene inhibits endometrial cell apoptosis in early pregnant mice via the WNT5A pathway, (June 2018), 11119–11129. <https://doi.org/10.1002/jcp.27762>
- Zhang, F., Tian, C., Liu, W., Wang, K., Wei, Y., Wang, H., ... Liu, S. (2018). Determination of Benzopyrene-Induced Lung Inflammatory and Cytotoxic Injury in a Chemical Gradient-Integrated Microfluidic Bronchial Epithelium System. *ACS Sensors*, 3, 2716–2725. research-article. <https://doi.org/10.1021/acssensors.8b01370>
- Zhao, P., Li, S., Li, P., Liu, J., & Long, K. (2018). How does air pollution influence cycling behaviour? Evidence from Beijing. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 63, 826–838. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2018.07.015>
- Zuurbier, M., Hoek, G., Hazel, P. Van Den, & Brunekreef, B. (2009). Minute ventilation of cyclists, car and bus passengers: An experimental study. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 8(1), 1–10. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-8-48>
- Zuurbier, M., Hoek, G., Oldenwening, M., Lenters, V., Meliefste, K., van den Hazel, P., & Brunekreef, B. (2010). Commuters' exposure to particulate matter air pollution is affected by mode of transport, fuel type, and route. *Environmental Health Perspectives*, 118(6), 783–789. <https://doi.org/10.1289/ehp.0901622>
- Zuurbier, M., Hoek, G., Oldenwening, M., Meliefste, K., Krop, E., van den Hazel, P., & Brunekreef, B. (2011). In-traffic air pollution exposure and CC16, blood coagulation, and inflammation markers in healthy adults. *Environmental Health Perspectives*, 119(10), 1384–1389. <https://doi.org/10.1289/ehp.1003151>

Internetové zdroje:

AAP – American Academy of Pediatrics (1994): The child as a passenger on an adult's bicycle.

http://www.aap.org/family/tippad_ultbike.htm.

IARC – International Agency for Research on Cancer (2015): Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–123.

<http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>

Roth, D (2003) – In search of the ever elusive child bike trailer.

<http://www.roth.net/kids/BikeTrailer>

US EPA – United States Environmental Protection Agency (2018): Particulate Matter (PM) Pollution

<https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics#PM>

WHO – World Health Organization (2016): WHO releases country estimates on air pollution exposure and health impact

<https://www.who.int/en/news-room/detail/27-09-2016-who-releases-country-estimates-on-air-pollution-exposure-and-health-impact>

WHO – World Health Organization (2018): Ambient air pollution: Pollutants

<https://www.who.int/airpollution/ambient/pollutants/en/>