

**METODIKA
PRO VÝPOČET EMISÍ ČÁSTIC
POCHÁZEJÍCÍCH Z RESUSPENZE
ZE SILNIČNÍ DOPRAVY**

Metodika pro výpočet emisí částic pocházejících z resuspenze ze silniční dopravy

ZADAL:

Ministerstvo životního prostředí

Vršovická 65
100 10 Praha 10

ZPRACOVAL:

CENEST, s. r. o.

Košťálkova 1/1105
182 00 Praha 8
e-mail: cenest@cenest.cz
tel.: 774 092 210

VEDOUCÍ PROJEKTU:

Mgr. Jan Karel

SPOLUPRÁCE:

Mgr. Radek Jareš
Ing. Josef Martinovský
Mgr. Robert Polák
Ing. Eva Smolová
RNDr. Kateřina Šimonová

Aktualizace – prosinec 2019

O B S A H

SEZNAM ZKRATEK	5
1. ÚVOD.....	8
2. RESUSPENZE PRACHOVÝCH ČÁSTIC Z DOPRAVY	10
3. METODIKY PRO STANOVENÍ EMISNÍHO FAKTORU	16
3.1.1 Metodika US EPA AP-42	16
3.1.2 Metodika Lohmeyer – Düring.....	17
3.1.3 Použití v ČR – modifikovaná metodika AP-42	18
4. CHARAKTERISTIKA PROBLEMATIKY A POSTUP ŘEŠENÍ.....	21
4.1. Charakteristika řešeného problému	21
4.2. Postup řešení úkolu	27
5. VLIV POSUZOVANÝCH FAKTORŮ NA MNOŽSTVÍ ČÁSTIC DEPONOVANÝCH NA VOZOVCE A PRODUKCI EMISÍ.....	29
5.1.1 Přehled studií věnujících se hodnotě „sL“	29
5.1.1.1 Studie z jižní a střední Evropy	29
5.1.1.2 Skandinávské studie.....	34
5.1.2 Faktory ovlivňující hodnotu „sL“.....	37
5.1.2.1 Intenzita dopravy.....	37
5.1.2.2 Rychlost vozidel.....	42
5.1.2.3 Typ povrchu	51
5.1.2.4 Zimní údržba komunikace – posyp a solení	58
5.1.2.5 Zemědělské práce.....	64
6. ODVOZENÍ VÝPOČETNÍCH ROVNIC PRO KVANTIFIKACI VLIVŮ JEDNOTLIVÝCH FAKTORŮ NA VELIKOST SL/EMISE	66
6.1. Faktory ovlivňující hodnotu sL	66
6.1.1 Intenzita dopravy na komunikaci	66
6.1.2 Typ a stav povrchu komunikace.....	72
6.1.3 Vliv zimní údržby komunikací.....	78
6.1.4 Vliv zemědělských prací v okolí komunikace.....	81
6.1.5 Vliv staveništní dopravy.....	81
6.2. Ostatní faktory působící na velikost emise.....	83
6.2.1 Rychlost vozidla.....	83
6.2.2 Hmotnost vozidla	89
7. NÁVRH VÝPOČETNÍ METODIKY.....	90
7.1. Základní konstrukce emisní metodiky.....	90
7.2. Zvláštní případy výpočtu.....	93
7.2.1 Vliv rozdílné rychlosti jízdy vozidel	93

7.2.2	Vliv zemědělských prací	95
7.2.3	Vliv staveništní dopravy.....	95
7.2.3.1	Přímý vliv – emise ze staveništní dopravy	95
7.2.3.2	Nepřímý vliv – nárůst emisí z ostatní dopravy	96
8.	OVĚŘENÍ NAVRŽENÉ METODIKY	98
8.1.	Porovnání s výsledky imisního monitoringu v ČR (rok 2011)	98
8.1.1	Výběr stanic	98
8.1.2	Vstupní data a metodika výpočtu	102
	Stanovení emisí z dopravy.....	102
	Ostatní zdroje emisí.....	102
	Modelování rozptylu částic PM ₁₀ v okolí komunikací	103
8.1.3	Výsledky hodnocení.....	103
	Porovnání měřených a modelovaných hodnot.....	103
	Příspěvek resuspenze k modelovaným hodnotám	107
	Porovnání se stávající metodikou pro výpočet resuspenze	111
8.2.	Porovnání s výsledky imisního monitoringu v Praze (roky 2013 a 2015).....	114
8.3.	Aplikace metodiky na vybrané území	118
9.	PODÍL ZÁSTUPCŮ PAH A TĚŽKÝCH KOVŮ V RESUSPENDOVANÉM PRACHU	120
9.1.	Rešerše prací	121
9.1.1	Polycyklické aromatické uhlovodíky.....	121
9.1.2	Těžké kovy	132
9.2.	Návrh výpočetního postupu.....	138
9.2.1	Návrh hodnot pro benzo(a)pyren	138
9.2.2	Návrh hodnot pro těžké kovy (As, Ni, Cd, Pb)	141
10.	NÁVRH KOMPLEXNÍHO ŘEŠENÍ PROBLEMATIKY RESUSPENZE Z DOPRAVY.....	142
11.	ZÁVĚR.....	144
12.	LITERATURA	147

SEZNAM ZKRATEK

AC	Asfaltový beton
ACE, AcN	Acenaften
AcNapt, ACY	Acenaftylen
AcPh	Acefenantrylen
AP 42	<i>Compilation of Air Pollutant Emission Factors</i> – Souhrn emisních faktorů atmosférických polutantů
AIM	Automatizovaný imisní monitoring
Al ₂ O ₃	Oxid hlinitý
Ant, ANT	Antracen
As	Arsen
AR	Pryžový asfalt
ATEM	Ateliér ekologických modelů
BaA	Benzo[a]antracen
BaP	Benzo(a)pyren
BbF,BbFLAN	Benzo[b]fluoranten
BbFL	Benzo[b]fluoren
BeP	Benzo(e)pyren
BgP, BghiP	Benzo[g,h,i]perylene
BghiFlu	Benzo[g,h,i]fluoranten
BkF	Benzo[k]fluoranten
BNA	Benzacenaftylen
C	Beton
Ca	Vápník
Cd	Kadmium
CHR, Chry	Chrysen
Cor	koronen
Cr	Chrom
Cu	Měď
DahAnt, DBA	Dibenzo[a,h] antracen
DMFl	Dimetylfluoreny

DMPhe	Dimethylfenantreny a dimetylantraceny
DRI	<i>Desert Research Institute</i>
EF	Emisní faktor
EMEP/EEA	<i>European Monitoring and Evaluation Programme/European Environment Agency</i>
Fe	Železo
Fl, FLU	Fluoren
Flu, FLUH	Fluoranten
HDV	<i>Heavy duty vehicle</i> – nákladní automobil
Hg	Rtuť
IcdFlu	Indeno[1,2,3-cd]fluoranten
IcdP, IDP	Indeno[1,2,3-cd]pyren
LDV	<i>Light duty vehicle</i> – standardně lehký nákladní automobil, v některých studiích se však jedná o všechna vozidla do velikosti HDV, tzn. včetně osobních automobilů
MD	Ministerstvo dopravy
MEFA	Metodika pro výpočet emisí z automobilové dopravy
Mn	Mangan
mNA, MPyr	Methylfluoranteny a metylpyreny
MPhe	Metylfenantreny a metylantraceny
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NAP, Nap	Naftalen
Ni	Nikl
NL	Lehký nákladní automobil
NORTRIP	<i>Non-exhaust Road TRaffic Induced Particle emissions</i>
OA	Osobní automobil
PA	Porézní asfalt
PAH	Polycyklické aromatické uhlovodíky
Pb	Olovo
Per	Perylen
PHE	Fenantren
PM	Suspendované částice
PM ₁	Suspendované částice o aerodynamickém průměru menším než 1 mikrometr
PM ₁₀	Suspendované částice o aerodynamickém průměru menším než 10 mikrometrů

PM ₁₋₁₀	Suspendované částice o aerodynamickém průměru mezi 1 a 10 mikrometrů
PM _{2,5}	Suspendované částice o aerodynamickém průměru menším než 2,5 mikrometru
PM ₇₅	Suspendované částice o aerodynamickém průměru menším než 75 mikrometrů
PMF	metoda <i>Positive Matrix Factorization</i>
Pyr, PYR	Pyren
RD	Road dust – prach z povrchu komunikace
RD10	Prach z povrchu komunikace – frakce PM ₁₀
Ret	Reten
SD	Směrodatná odchylka
SiO ₂	Oxid křemičitý
sL	<i>Silt loading</i> – množství prachových částic na vozovce (dle standardní metodiky EPA jde o částice PM ₇₅)
SMA	Asfaltový koberec mastixový
SOKP	Silniční okruh kolem Prahy
TA	Technická agentura
TiO C	TiOmix beton (beton s přídavkem oxidu titaničitého)
TMPhe	Methyl(benz[a]antraceny, chrysen, trifenyleny
TSP	Celkové suspendované částice
US EPA	<i>Environmental Protection Agency</i> – Agentura pro ochranu životního prostředí USA
V	Vanad
VKT	Vozokilometr
VTI	Statens väg- och transportforskningsinstitut – švédský národní silniční a dopravní výzkumný institut
Zn	Zinek

1. ÚVOD

Emisní a imisní zatížení z automobilové dopravy představuje dlouhodobě nejvýznamnější problém ochrany ovzduší na území většiny měst a obcí České republiky. Největší problém představují tzv. suspendované částice, jejichž imisní limity jsou plošně překračovány prakticky ve všech silněji dopravně zatížených oblastech – zejména ve městech, ale i v menších obcích podél hlavních dopravních tahů. Automobilová doprava je jednoznačně hlavním zdrojem zvýšené imisní zátěže suspendovaných částic v těchto oblastech.

Zatímco u plynných polutantů dochází k zásadnímu snižování měrných emisí z automobilů v důsledku obměny vozového parku, tj. nahrazování starších vozidel novými automobily, v případě emisí částic se tento pozitivní jev uplatňuje jen ve velmi omezené míře. Podstatná část je totiž tvořena tzv. resuspenzí, tj. částicemi zviřenými z povrchu vozovky. Při průjezdu vozidla po komunikaci jsou prachové částice, usazené na povrchu vozovky, vynášeny do ovzduší, a to zejména působením stříhu větru a mechanických turbulencí vznikajících za vozidlem. Zásadním aspektem těchto emisí je skutečnost, že částice může být po zviření deponována zpět na povrch komunikace a opětovně vynášena do ovzduší, právě proto se pro tento efekt používá výraz „resuspenze“.

Snižování emisí u nových automobilů pomocí emisních limitů, které vede k poklesu celkových emisí v dopravním proudu, se ovšem týká pouze výfukových emisí a složku resuspenze nijak neovlivňuje. Omezení celkové emisní a imisní zátěže suspendovaných částic je tak nutno vyvažovat kombinací více dílčích opatření, aby bylo dosaženo potřebného zlepšení kvality ovzduší při zachování dopravy v území a také při únosných nákladech. Základním předpokladem správného rozhodování o těchto opatřeních jsou podrobné a přesné informace o emisích z dopravy a o účinnosti jednotlivých opatření.

Podmínkou je ovšem použití takových metodik či modelů pro stanovení emisí, které co nejpřesněji vyjádří reálné podmínky modelované situace, a právě v případě stanovení emisí z resuspenze se ukazuje, že aktuálně používaná metodika přináší některé poměrně závažné problémy. Jedná se zejména o ovlivnění výpočtu parametrem „množství jemných prachových částic na povrchu vozovky“, který je dle metodiky stanovován v inverzní závislosti na intenzitě dopravy na komunikaci.

Z tohoto důvodu zadalo Ministerstvo životního prostředí v roce 2015 zpracování přesnější metody pro výpočet emisí částic pocházejících z resuspenze ze

silniční dopravy, jehož výstupy jsou shrnuty v předkládané zprávě. Řešení úkolu principiálně vychází z platné metodiky, zaměřuje se však na prověření a upřesnění jejích parametrů a závislostí. Využity jsou přitom do značné míry i dřívější výzkumné práce v tomto oboru, jakož i rešerše domácích a zahraničních prací k řešené problematice. Pro vlastní řešení je pak kromě rešerší existujících materiálů využito postupů receptorového modelování, jehož cílem je odhadnout pravděpodobné hodnoty vstupních parametrů emisního výpočtu na základě výsledných příspěvků automobilové dopravy k imisním koncentracím znečišťujících látek. Na základě komparace a kritické analýzy literárních i vlastních modelových dat je pak vypracován doporučený postup pro určení emisí částic z resuspenze z dopravy, v závislosti na vstupních charakteristikách příslušné komunikace.

V následujícím textu je podrobněji charakterizován uvedený problém aplikace metodiky, je představen použitý postup řešení projektu, jsou prezentovány výsledky modelových výpočtů a následně i návrh úpravy výpočetních vztahů ve formě výpočetní metodiky pro stanovení emisí z resuspenze z automobilové dopravy.

2. RESUSPENZE PRACHOVÝCH ČÁSTIC Z DOPRAVY

Jak již bylo uvedeno, je třeba při stanovení emisí tuhých částic z automobilové dopravy rozlišovat dvě základní složky emise:

- výfukové emise (tzv. primární prašnost), tj. produkty spalovacích procesů v motorech automobilů emitované přímo do ovzduší (převážně uhlíkové saze)
- nevýfukové emise – do této skupiny patří několik mechanických procesů, které emitují prachové částice při jízdě automobilů a zahrnují: obrušování brzdových destiček, pneumatik a povrchu vozovky a především resuspenzi usazených částic díky turbulenci vzniklé pohybem kol [1,2].

Obr. 2.1.: Rozdělení emisí z dopravy



Podle <http://simonwolff.org.uk/content/pallavi-pant-report>

Řada studií poukazuje na to, že význam nevýfukových emisí je srovnatelný nebo i větší než emise vzniklé spalováním pohonných hmot [3,4]. V některých státech Evropy (zejména ve Skandinávii) pak bylo zjištěno, že emise výfukových plynů

přispívají pouze 10 % k emisím PM_{10} z dopravy, ze zbývajících emisí je největší podíl přičítán resuspenzi deponovaných částic [28 in 5, 29].

Resuspenze je pravděpodobně nejvýznamnějším zdrojem nevýfukových emisí. Emisním zdrojem jsou částice deponované na povrchu komunikace, které jsou schopné se rozptýlovat a následně se znovu usadit [5] – právě proto je tento jev označován jako „re-suspenze“. Při průjezdu vozidla po komunikaci jsou tyto prachové částice vynášeny do ovzduší koly vozidel, a to zejména působením turbulentního proudění vzduchu (tzv. turbulentní stříh). Silná turbulence vzniká podél kol, mezi zemským povrchem a podvozkem automobilu i za projíždějícími automobily. K tomuto jevu tedy dochází vždy při každém průjezdu vozidla, bez ohledu na typ vozidla, používané palivo apod., a tedy včetně tzv. bezemisních vozidel (tramvaje apod.).

Množství prachových částic, které jsou takto zvířeny (resuspendovány) závisí na mnoha faktorech. Za hlavní činitele jsou považovány:

- dopravní parametry
 - intenzita dopravy (počet vozidel za časovou jednotku)
 - zastoupení nákladních vozidel resp. hmotnost vozidel
 - rozměry vozidel
 - rychlost jízdy
 - plynulost jízdy
- charakter povrchu vozovky
 - zpevněná / nezpevněná komunikace
 - množství prachových částic na vozovce
 - použitý povrchový materiál vozovky
 - stav opotřebení vozovky
 - čištění komunikace
 - zimní posyp
- meteorologické faktory
 - frekvence a intenzita srážek
 - rychlost větru
 - vlhkost vzduchu
 - délka suchých období
 - délka zimního období

V posledních letech byla realizována řada studií zaměřených na problematiku resuspenze částic, přičemž obvykle jsou předmětem zájmu pouze částice s průměrem pod 10 μm . Sledována je jak celková úroveň emisí popř. imisních příspěvků resuspenze, tak i údaje o primárních zdrojích, které se podílejí na tvorbě prachu deponovaného na vozovce. Odhad jejich příspěvků je problematický a doposud nebyl nalezen jednoznačný identifikátor, existuje však několik alternativních přístupů:

- přímé měření emisí za vozidlem
- receptorové modelování
- emisní faktory a disperzní modelování
- použití náhradních veličin (minerální prach, výskyt hrubých prachových částic podél obrubníků, atd.)
- kombinace dat o množství částic a jejich velikostní distribuci

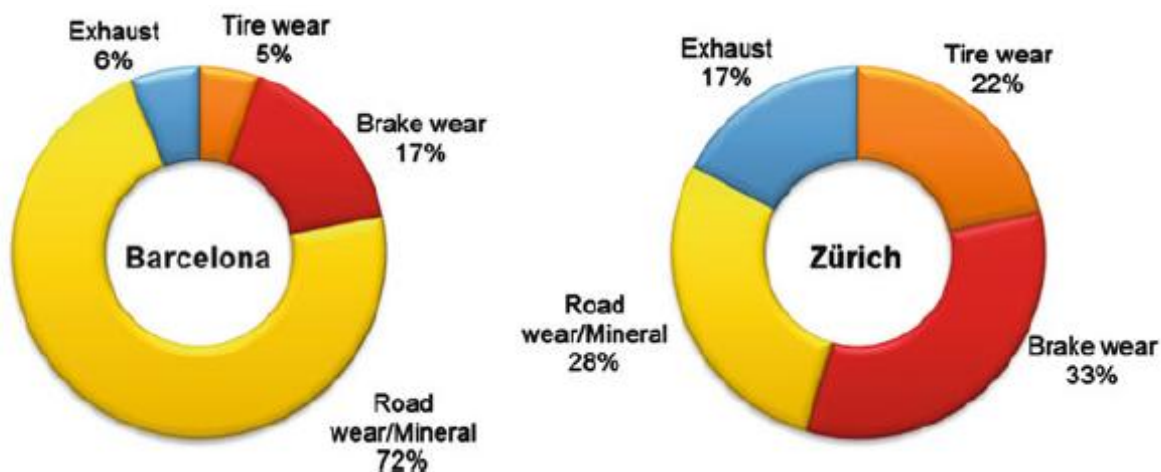
Přímá měření jsou založena obvykle na sledování množství zvířeného prachu za jedoucím vozidlem pomocí laserového paprsku, případně na měření koncentrací po obou stranách komunikace, kdy je emise odvozena z rozdílu koncentrací na návětrné a závětrné straně.

Zařízení pro sledování emisí resuspendovaných částic za jedoucím vozidlem byla nejprve vyvinuta a využívána v USA pro sledování prašnosti v aridních oblastech (Nevada, Kalifornie atd.). Jedním z prvních je pravděpodobně měřicí sestava, vyvinutá Fitzem pro California Air Resources Board [63, 65], sestávající ze tří jednoduchých prachových monitorů DustTrak, umístěných na přívěsném vozíku za automobilem. Technologicky pokročilejší obdobou byl měřicí vůz TRAKER (Testing Re-entrained Aerosol Kinetic Emissions from Roads) používaný Desert Research Institute [23, 58, 64]. Na stejném principu fungují i vozidla EMMA a SNIFFER, která se používají ve Skandinávii [53, 54]. V současné době jsou nejvíce používána dvě zařízení pro odhad množství prachu na komunikaci vhodného pro resuspenzi: IDPS („Inhalable Deposited Particles Sampler“), který sbírá mobilní částice pod 10 μm z určené části povrchu komunikace pro následnou gravimetrickou a chemickou analýzu, a PI-SWERL (Portable In-Situ Wind Erosion Laboratory), sestávající se z optického čítače pro odhad množství částic PM_{10} resuspendovaných pomocí rotační spirály v uzavřené komoře [5]. Zatímco používání zařízení PI-SWERL je omezeno pouze na americké studie [6, 7 in 5], IDPS byl použit v několika evropských městech (Barcelona, Curych, Utrecht, Madrid, Paříž a Rotterdam) a umožnil tak první evropské hodnocení intenzity emisí ze silničního prachu.

Receptorové modely jsou často používaným nástrojem pro určení poměrného zastoupení koncentrací znečišťujících látek u různých zdrojů. Může se jednat o metody faktorové analýzy (např. PMF, PCA) nebo chemické hmotnostní rovnováhy (CMB). Na jednu stranu se tyto metody ukázaly jako velmi hodnotné při identifikování hlavních zdrojů nebo kategorií prachových znečišťujících částic (doprava, druhotné částice, spalování olejových paliv, mořská sůl, atd.), na druhou stranu je u nich obtížné oddělit kolineární zdroje jako minerální prach (přírodní resuspenze) a silniční prach (antropogenní) nebo kovariantní zdroje jako výfukové plyny a silniční prach [10, 11, 12 in 5]. Významný pokrok přišel při použití kombinace modelů nebo provázaných modelů jako Multilinear Engine (ME-2).

Na základě těchto metod je možné posoudit, do jaké míry pocházejí částice deponované na vozovce přímo z vozidel, z ohrusu povrchového materiálu vozovky, z okolní půdy a podobně. Obvykle je možné identifikovat 4 hlavní zdroje: minerální zdroj (např. opotřebení povrchu komunikace), opotřebení brzdových destiček, opotřebení pneumatik a emise výfukových plynů.

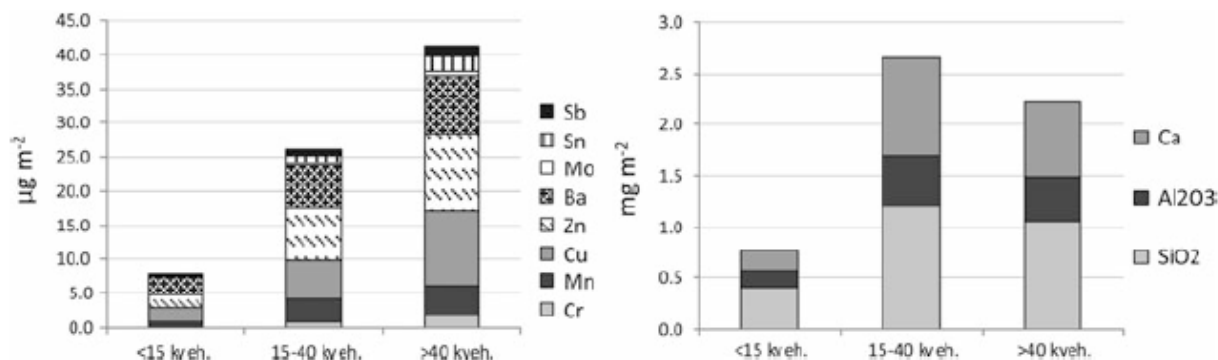
Obr. 2.2: Průměrné příspěvky zdrojů k množství prachových částic na komunikacích na různých místech v Barceloně a Curychu [5]



Následující obrázek ukazuje variabilitu několika komponentů s rostoucí intenzitou dopravy. Kovy, které souvisejí s opotřebením brzdových destiček vykazují nárůst s větším objemem dopravy (levý graf). V současné době je předmětem výzkumu, zdali k tomuto jevu dochází v důsledku vyšších intenzit automobilové dopravy nebo vyšší frekvence brždění. Pravý graf ukazuje, že množství typických minerálních látek (Ca, Al₂O₃ a SiO₂) se mění nezávisle na intenzitě dopravy, což je

dáno skutečností, že jejich primárním zdrojem není jen opotřebení povrchu komunikace.

Obr. 2.3.: Variabilita složek silničního prachu s nárůstem objemu dopravy [9]



Významným aspektem, na který je nutno brát ohled při analýze dat získaných literární rešerší, je geografická variabilita v úrovních emisí prachových částic a jejich příspěvků ke znečištění ovzduší. Obecně se udává, že množství emisí prachových částic je v rámci Evropy vyšší jak v jižní Evropě tak i ve skandinávských zemích, naopak ve státech střední Evropy bývá nižší [8, 9]. Obdobné trendy vykazuje i podíl minerální složky v rámci resuspendovaných částic. Vyšší úroveň emisí v jihoevropských státech je přirozeně spojována s nižšími srážkovými úhrny a delším obdobím sucha; dalším faktorem je nižší zastoupení vegetačního pokryvu, díky čemuž se na komunikaci snáze přenášejí prachové částice půdního původu. Určitou roli hrají též sporadické, ale intenzivní epizody depozice písku ze Sahary a také prach z nekontrolovaných stavebních nebo demoličních prací. V případě skandinávských zemí jsou rozhodujícím faktorem zimní podmínky, a to z několika hledisek. Používá se zde podstatně větší množství inertního posypu (písek), a to po delší období v roce, v zimě jsou též zcela běžné tzv. hřebíkové pneumatiky, které jednak způsobují výraznější obrus povrchu vozovky, především však při jejich použití dochází ve větší míře k mechanické fragmentaci zrn posypového materiálu na jemný prach, který je pak suspendován do ovzduší. Ve skandinávských státech proto také obsahují emise silničního prachu větší podíl hrubých částic, které pocházejí právě z rozdrčeného posypového materiálu.

V prostředí jižní Evropy a skandinávských zemí tak dosahují sledované imisní příspěvky resuspenze ke koncentracím PM₁₀ často hodnoty kolem 10 µg.m⁻³ a více, zatímco ve střední Evropě jsou obvykle uváděny hodnoty podstatně nižší. Např. Querol et al. [11 in 5] uvádí, že ve Španělsku dosahuje příspěvek způsobený resuspenzí

z dopravy $10 - 16 \mu\text{g.m}^{-3}$, pro Barcelonu a Madrid uvádí příspěvky $3 - 9 \mu\text{g.m}^{-3}$. V téže studii se uvádí, že ve Švédsku činí příspěvek minerálních aerosolů v městském pozadí $7 - 9 \mu\text{g.m}^{-3}$, v blízkosti komunikací však již činí $9 - 24 \mu\text{g.m}^{-3}$ a v silně dopravně zatížených lokalitách dokonce $17 - 36 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Co se týče údajů ze středoevropských zemí, Querol et al. [11 in 5] uvádí, že ve střední Evropě se tyto příspěvky ve městech pohybují mezi 3 a $7 \mu\text{g.m}^{-3}$, Beuck et al. [13 in 5] v Německu zjistil příspěvky silničního prachu částic PM_{10} ve městech ve výši $2,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ a na regionálně pozadových lokalitách $0,3 \mu\text{g.m}^{-3}$. V Utrechtu byly hodnoty množství prachových částic na silnici nejčastěji v rozmezí $0,5 - 2,5 \text{ mg.m}^{-2}$, nejnižší hodnoty byly zjištěny pravděpodobně při měření v Curychu, a to $0,2 - 1,3 \text{ mg.m}^{-2}$.

3. METODIKY PRO STANOVENÍ EMISNÍHO FAKTORU

Emisní faktory (EF) pro emise silničního prachu, vyjádřené v mg na vozidlo na ujetý km (mg.vkt^{-1}) mohou být odvozeny z hodnot množství silničního prachu (mg.m^{-2}). Výpočtem emisního faktoru tvořeného resuspenzí se zabývá řada studií, a to z různých úhlů pohledu [9,30]. Nejčastěji používanou metodikou pro výpočet resuspenze je metodika US EPA Compilation of Air Pollutant Emission Factors (AP-42)¹ [30]. Tato metodika je často užívána i v evropských studiích zaměřených na stanovení emisní bilance automobilové dopravy v rámci větších oblastí.

3.1.1 Metodika US EPA AP-42

Podle této metodiky se množství emisí zvířených prachových částic ze suché vozovky určuje podle následujícího vzorce:

$$E = k \times sL^{0.91} \times W^{1.02}$$

kde:

- E = emisní faktor pro příslušnou velikostní skupinu částic, vyjádřený ve stejných jednotkách jako koeficient k (emisní faktor je stanoven pro suchou vozovku)
- k = koeficient pro danou velikostní skupinu částic
- sL = množství prachových částic o velikosti menší než $75 \mu\text{m}$ usazených na povrchu vozovky (g.m^{-2})
- W = průměrná hmotnost vozidel (tzv. krátké tuny¹)

Rovnice představuje empirický vztah, odvozený na základě analýzy několika set měření [63]. Metodika byla navíc postupně upřesňována a aktualizována. Původní výpočetní postup z r. 1993 prošel silně kritickou diskusí [32] a byl následně aktualizován [88]. Poslední aktualizace byla vydána v prosinci 2011.

U množství prachu (částice menší než $75 \mu\text{m}$) na povrchu vozovky není na rozdíl od výpočtu pro nezpevněné komunikace uvažován procentuální podíl, ale jeho celkový obsah v gramech na 1 m^2 . Stanovení skutečného množství těchto částic na komunikacích je obtížný úkol, což je i určitým omezujícím faktorem z hlediska

¹ 1 krátká tuna (short ton) = 907,1847kg

využitelnosti výpočetního postupu. Samotná metodika doporučuje provést vzorkování konkrétní komunikace, pro niž je výpočet proveden a určit charakteristickou hodnotu sL pro konkrétní lokalitu.

V případech, kdy není možné vzorkování provést, uvádí metodika následující doporučené hodnoty pro veřejné zpevněné komunikace (tab. 3.1.).

Tab. 3.1.: Množství prachu (částice menší než 75 µm) na povrchu vozovky

	Průměrné denní intenzity dopravy			
	< 500	500 – 5 000	5 000 - 10 000	> 10 000
Základní hodnota sL	0,6	0,2	0,06	0,03
Násobek pro zimní období	x4	x3	x2	x1
Jednorázové navýšení po provedení zimního posypu komunikace (g/m ²)	2	2	2	2
Doba do dosažení původních podmínek (dny)	7	3	1	0,5

Z tabulky je patrné, že EPA uvažuje hodnotu sL výrazně odstupňovanou v závislosti na charakteru komunikace, která je vyjádřena prostřednictvím průměrné intenzity dopravy. Na dálnicích, kde počet aut přesahuje 10 tisíc denně, je uvažována 20 x nižší hodnota sL, než na místních komunikacích s velmi nízkou dopravní zátěží.

Přesto, že jde o nejpoužívanější metodiku, má řadu omezení a někteří autoři její používání stále kritizují, a to ze dvou hlavních důvodů: slabá mechanická základna [31, 32] a nesoulad s emisními faktory experimentálně zjištěnými v daném místě [25, 33, 34].

Venkatram [31] následně zhodnotil, že metodika AP-42 není schopna poskytovat adekvátní odhady emisí PM₁₀ ze zpevněných komunikací vzhledem k tomu, že spoléhá na vstupní proměnnou „silt loading“ (sL), kterou není možné jednoznačně stanovit. Navíc kritiku doplňuje o fakt, že metodika předpokládá závislost emisí pouze na proměnné sL a váze vozidla. Řada dalších studií přitom prokázala, že existují další faktory, které mohou množství emisí ovlivnit [35].

3.1.2 Metodika Lohmeyer – Düring

Obdobnou metodikou je evropská metodika dle Lohmeyera a Düringa [77], která byla aplikována v několika studiích pro evropská města. Výpočetní vzorec má obdobný tvar jako v předchozím případě (někdy je také označován jako „modifikovaná rovnice EPA“), liší se však hodnotami jednotlivých koeficientů:

$$E = \frac{a \times k \times sL^{0,52} \times W^{2,14} \times \left(1 - \frac{P}{2N}\right)}{0,85}$$

Význam členů rovnice je stejný jako v předchozím případě, člen a vyjadřuje stav vozovky a nabývá hodnot 0,2 pro „dobrý stav“ a 0,8 pro „špatný stav“ povrchu komunikace.

Při porovnání obou metodik z hlediska vlivu na hmotnosti a parametru sL lze říci, že při nižších hodnotách daného parametru se metodiky víceméně shodují, zatímco při vyšších hodnotách se výrazně odlišují, přičemž v obou případech emise rostou podstatně rychleji při výpočtu dle Lohmeyera. V případě hmotnosti se projevuje skutečnost, že pro nákladní automobily o vysokých hmotnostech je k dispozici malé množství měřených emisních hodnot. V případě parametru sL nutno uvést, že hodnota sL v komunálním prostředí dle dostupných podkladů obvykle nepřesahuje $0,4 \text{ g.m}^{-2}$, tj. pro běžný rozsah vstupních dat používají obě metodiky obdobný výpočetní postup.

3.1.3 Použití v ČR – modifikovaná metodika AP-42

V současné době se pro vyčíslení emisí z resuspenze z komunikací používá výpočetní postup, který vychází z metodiky US EPA AP-42 [89]. Metodika používá vzorec:

$$E = \left[k \times sL^{0,91} \times (W \times 1,1)^{1,02} \right] \times (1 - P / 4N)$$

Kde:

E emisní faktor (g/km ujetý kilometr)

k násobitel závislý na velikosti řešené frakce (g/km ujetý vozidlem), viz tab. 3.2.

sL zátěž povrchu silnice prachovými částicemi (g.m^{-2}), viz. obr. 3.1.-3.2.

W průměrná hmotnost vozidla (t)

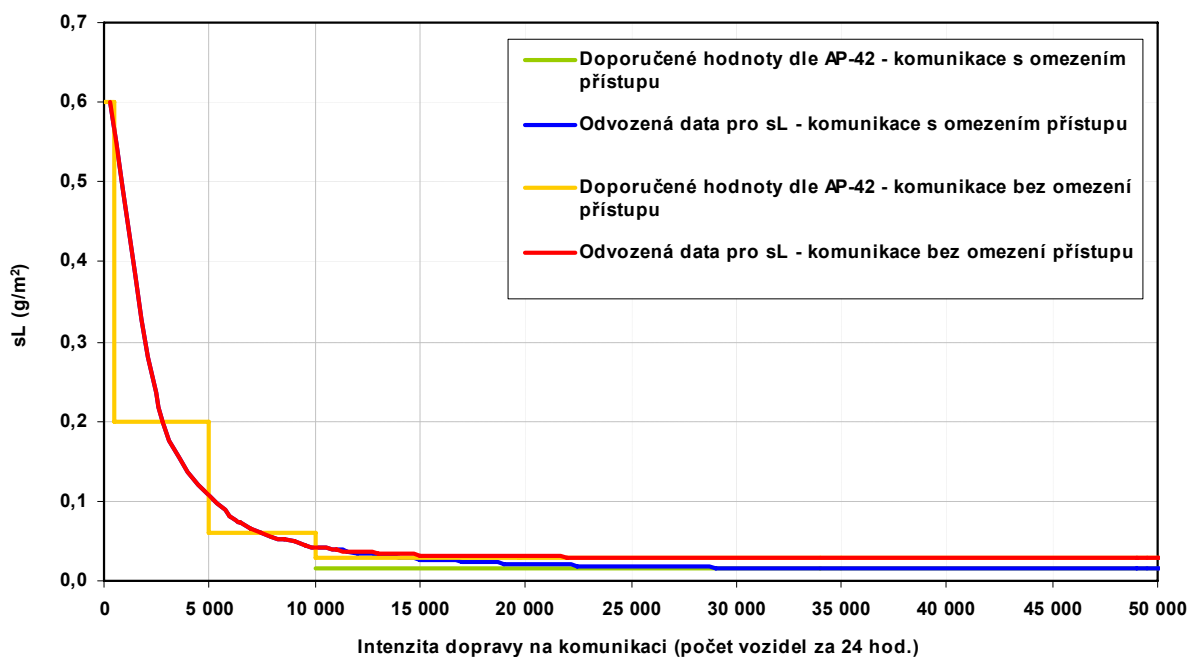
P počet dnů s úrovní srážek 1 mm z celkového počtu dnů N , pokud je hodnocena průměrná roční emise, pak je $N = 365$

Tab. 3.2.: Hodnoty násobitele „k“ pro jednotlivé frakce

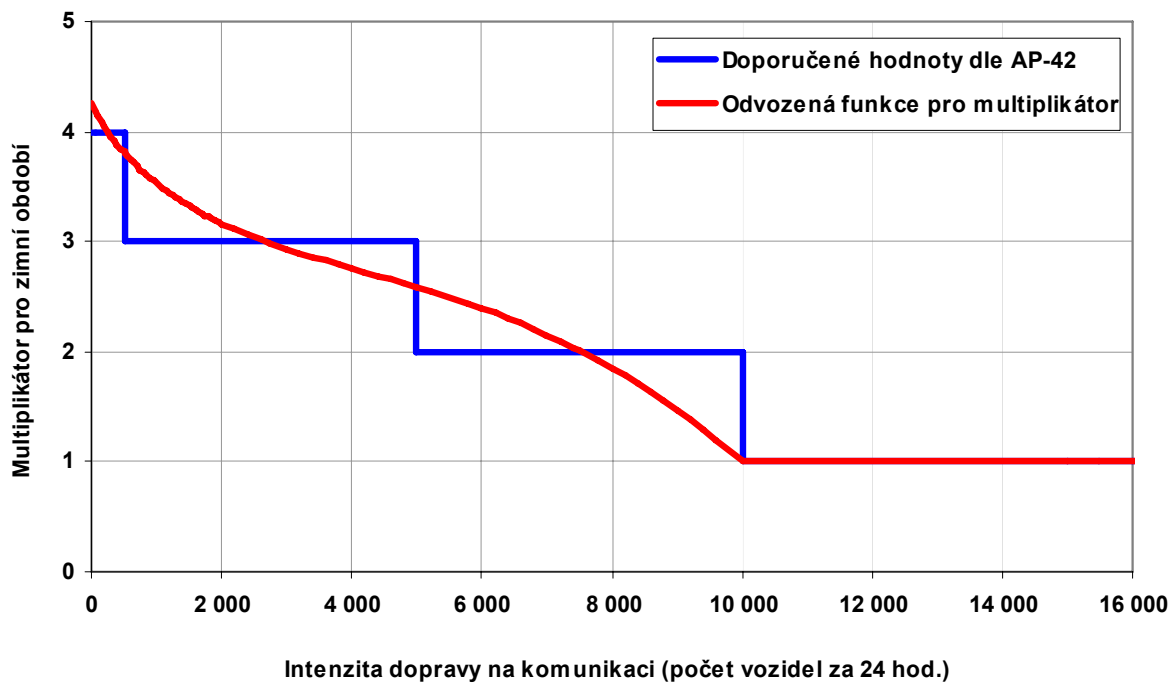
Frakce PM	k
PM _{2,5}	0,15
PM ₁₀	0,62
PM ₁₅	0,77
PM ₃₀	3,23

Největší rozdíl oproti původní metodice EPA US AP-42, ze které modifikovaná metodika vychází, je ten, že modifikovaná metodika používá pro určení hodnoty sL regresní křivky proložené hodnotami sL určenými pro jednotlivé kategorie dle intenzity dopravy. Regresní křivka byla zpracována pro letní období s tím, že pro zimní část roku se použije křivka navržená na základě multiplikátorů (obr. 3.2.).

Obr. 3.1: Hodnoty „sL“ pro letní období v závislosti na intenzitě dopravy



Obr. 3.2: Hodnoty multiplikátoru v závislosti na intenzitě dopravy ke stanovení hodnoty „sL“ pro zimní období



4. CHARAKTERISTIKA PROBLEMATIKY A POSTUP ŘEŠENÍ

4.1. CHARAKTERISTIKA ŘEŠENÉHO PROBLÉMU

Pro výpočet emisí z resuspenze ze silniční dopravy nebyla až do roku 2013 v ČR zakotvena žádná oficiální metodika, v rozptylových studiích však byla obvykle používána metodika US EPA „AP-42, *Compilation of Air Pollutant Emission Factors*“, část „13.2.1. *Paved roads*“ [30], dále jen metodika AP-42.

Již tehdy bylo zřejmé, že aplikace metodiky AP-42 přináší poměrně závažný problém, spojený se stanovením vstupní veličiny sL (*silt loading*), definované jako množství částic menších než 75 µm usazených na povrchu vozovky, vyjádřeno v gramech na m² povrchu (zjednodušeně „množství prachu na vozovce“). Jedná se o veličinu, která ovlivňuje výslednou emisi prakticky v lineární závislosti (člen sL^{0,91}).

Hodnota sL však představuje veličinu zatíženou vysokou nejistotou. Metodika AP-42 proto doporučuje její stanovení na základě přímých měření – sběrem vzorků, oddělením frakce PM₇₅ na kalibrovaných sítích a následné gravimetrické stanovení. V případě, že není možné měření provést, je možné vycházet z doporučených hodnot, stanovených metodikou pro komunikace s různou intenzitou dopravy. V praxi se však hodnota sL v terénu téměř nikdy nesleduje, namísto toho se až do roku 2013 používaly buď výše uvedené tabelární hodnoty, nebo individuální odhady řešitelů jednotlivých odborných studií. Použití doporučených hodnot s sebou však přinášelo množství problémů, neboť:

- 1) hodnota sL zejména u komunikací se střední a nízkou dopravní zátěží extrémně narůstá s klesající intenzitou dopravy. Například na nejvíce zatížených dálničních tazích se vyskytuje 40 – 160 × méně prachových částic o velikosti do 75 µm, než na nejméně zatížených ulicích s intenzitami do 500 vozidel za den.
- 2) v „hraničních oblastech“ intenzit dopravy dochází ke skokovým změnám hodnoty sL při mírné změně intenzity dopravy. Tento jev se v ročním průměru dále znásobuje použitím různých hodnot multiplikátoru pro zimní období.

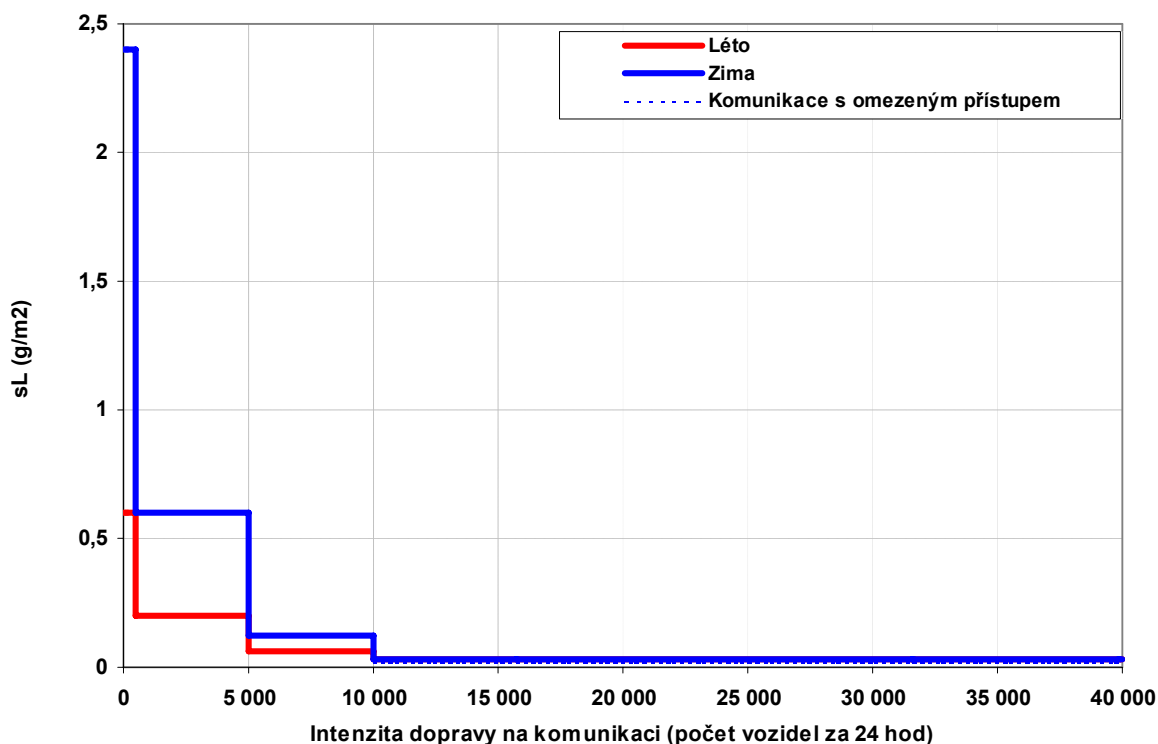
Oba jevy se pak výrazně projevovaly zejména při hodnocení vlivů investičních záměrů na kvalitu ovzduší, kdy po navýšení počtu automobilů na komunikaci vlivem posuzované investice docházelo k poklesu emisí, v některých případech (byla-li intenzita dopravy těsně pod „hraniční mezí“) pak i ke skokovému snížení na zlomek původní hodnoty. Navíc v oblasti uvnitř příslušného intervalu, kde se hodnota sL

nemění, emise z komunikace s rostoucí intenzitou dopravy lineárně narůstá, dalším aspektem použití výše uvedených vstupů je tedy fakt, že se zvyšující se intenzitou dopravy dochází opakovaně k postupným nárůstům a následným skokovým poklesům celkové emise z liniového úseku.

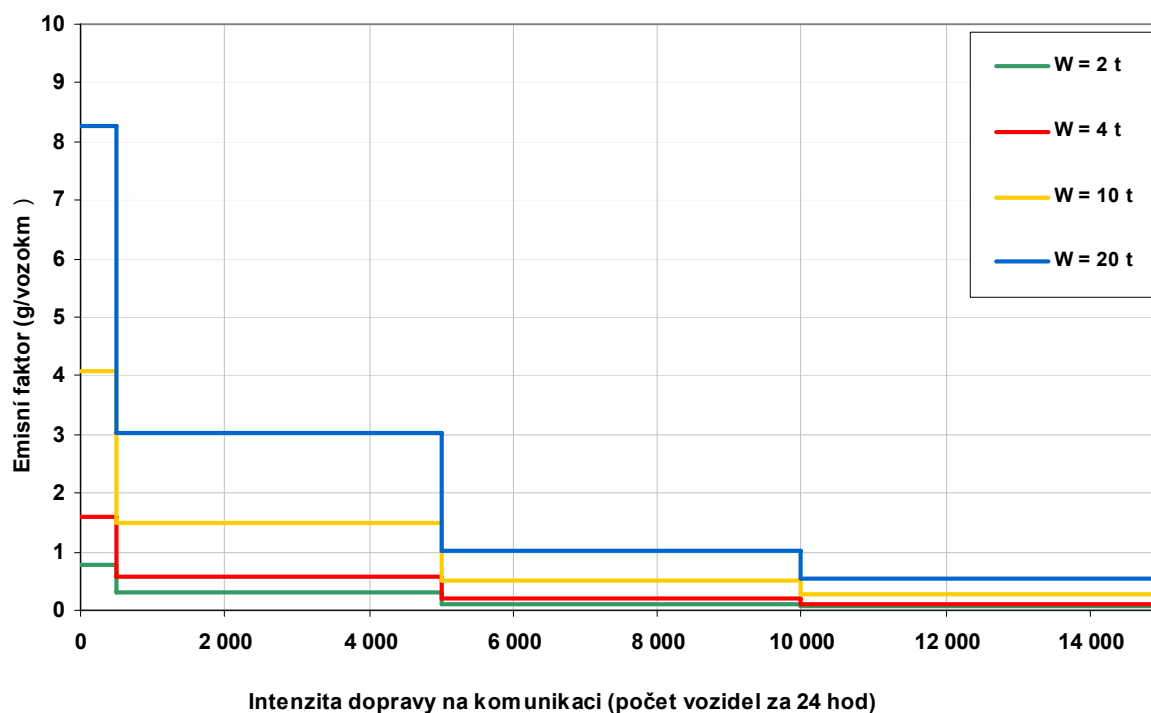
Oba jevy jsou názorně ilustrovány na následujících obrázcích. Na obr. 4.1. jsou do grafu vyneseny doporučené hodnoty parametru sL . Na obr. 4.2. jsou pak zobrazeny úrovně jednotkových emisních faktorů v gramech na vozokilometr v závislosti na intenzitě dopravy na komunikaci, pro silnice s různou hodnotou průměrné hmotnosti dopravního proudu. Jak je zřejmé, je nastavení parametru sL zcela rozhodující pro výsledné stanovení emisního faktoru.

Graf na obr. 4.3. pak ukazuje, jakým způsobem se daný výpočetní postup projeví v celkové produkci emisí z úseku komunikace, tj. po vynásobení počtem vozidel. V jednotlivých intervalech intenzity dopravy (0 – 500 voz./den, 500 – 5 000 voz./den, atd.) se při konstantním sL zvyšuje emise lineárně s intenzitou dopravy. V „hraničních“ místech však dochází ke skokovému poklesu emisní hodnoty o desítky procent. Lokálního maxima je dosaženo při intenzitě 5 000 voz./den, srovnatelná emise je pak znovu dosažena až při intenzitě 28 100 voz./den.

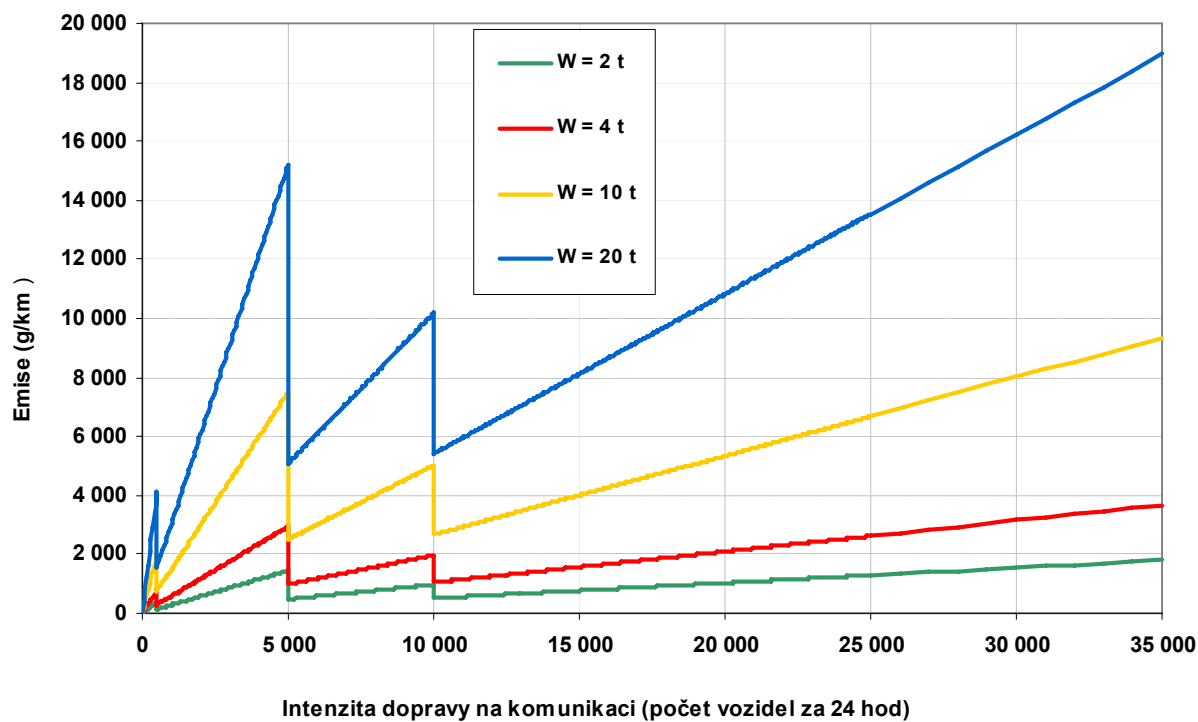
Obr. 4.1.: Doporučené hodnoty sL v závislosti na intenzitě dopravy dle AP-42



Obr. 4.2.: Určení jednotkového emisního faktoru PM_{10} v závislosti na intenzitě dopravy při použití doporučených hodnot sL pro různé průměrné hmotnosti vozidel

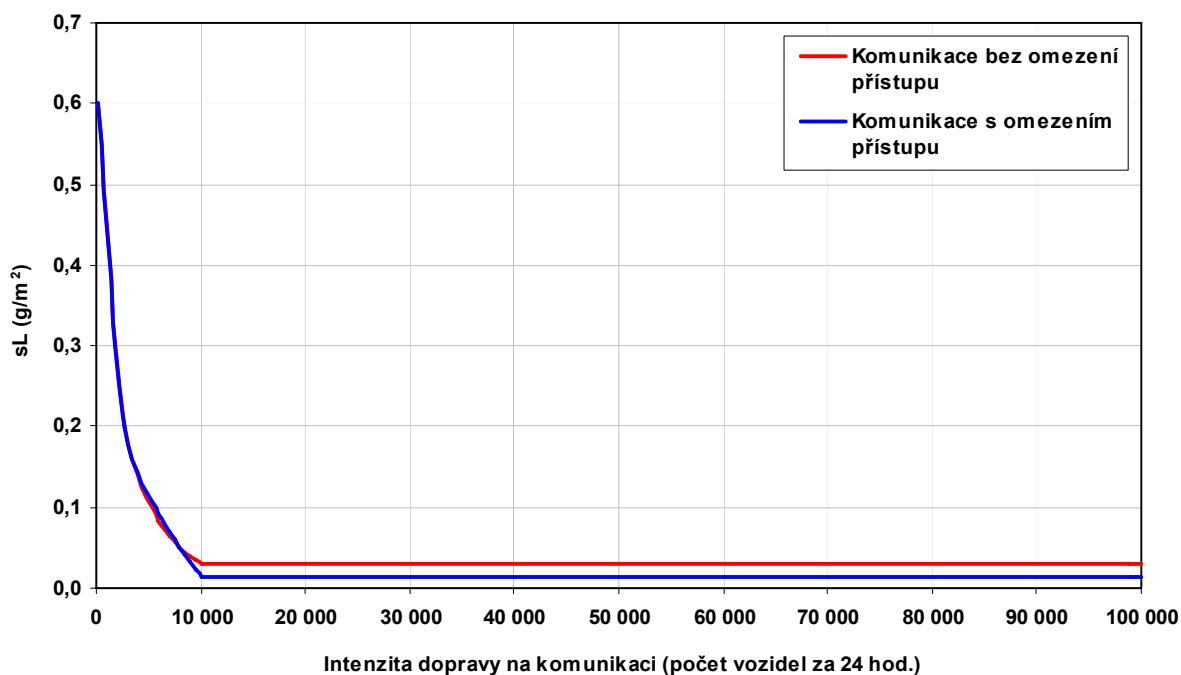


Obr. 4.3.: Výpočet produkce emisí PM_{10} z 1 km komunikace v závislosti na intenzitě dopravy při použití doporučených hodnot sL



Popsané problémy vedly řadu řešitelů k tomu, že pro stanovení sL používali vlastní hodnoty, odvozené na základě odborného odhadu. Tato skutečnost se přirozeně jevila jako nevyhovující, jelikož jak je patrné, hodnota sL má zásadní vliv na výslednou emisi, takže se pak i samotný výpočet emise posouvá spíše do roviny odborného odhadu. Z tohoto důvodu v roce 2013 Ministerstvo životního prostředí v rámci vydávaného Metodického pokynu ke zpracování rozptylových studií [89] mimo jiné stanovilo závazný postup metodiky výpočtu resuspenze tuhých znečišťujících látek do ovzduší vlivem provozu na komunikacích. Určený postup vychází z metodiky AP-42, avšak s tím rozdílem, že hodnota sL se v něm neurčuje skokově na základě intervalů intenzit dopravy, ale spojitě pomocí funkce, která nabývá odpovídajících hodnot sL vždy pro střední hodnotu daného intervalu, jak ukazuje obr. 4.4.

Obr. 4.4.: Řešení spojitě funkce ke stanovení sL



Uvedená úprava tedy odstranila skokové změny emisí, zůstává však zachován velmi strmý pokles hodnoty sL s narůstající intenzitou automobilové dopravy při dopravním zatížení do 10 tis. vozidel za den. Tento vztah je předmětem výrazných diskusí, neboť jednak přináší výše popsané praktické problémy při hodnocení vlivů investičních záměrů v území, kdy navýšení objemu dopravy po realizaci záměru vyvolává snížení emisí, navíc se pak z dosud provedených modelových výpočtů ukazuje, že takto nastavená hodnota sL velmi výrazně podhodnocuje produkci emisí na hlavních dopravních tazích. Při aplikaci metodiky v rozptylových studiích dochází

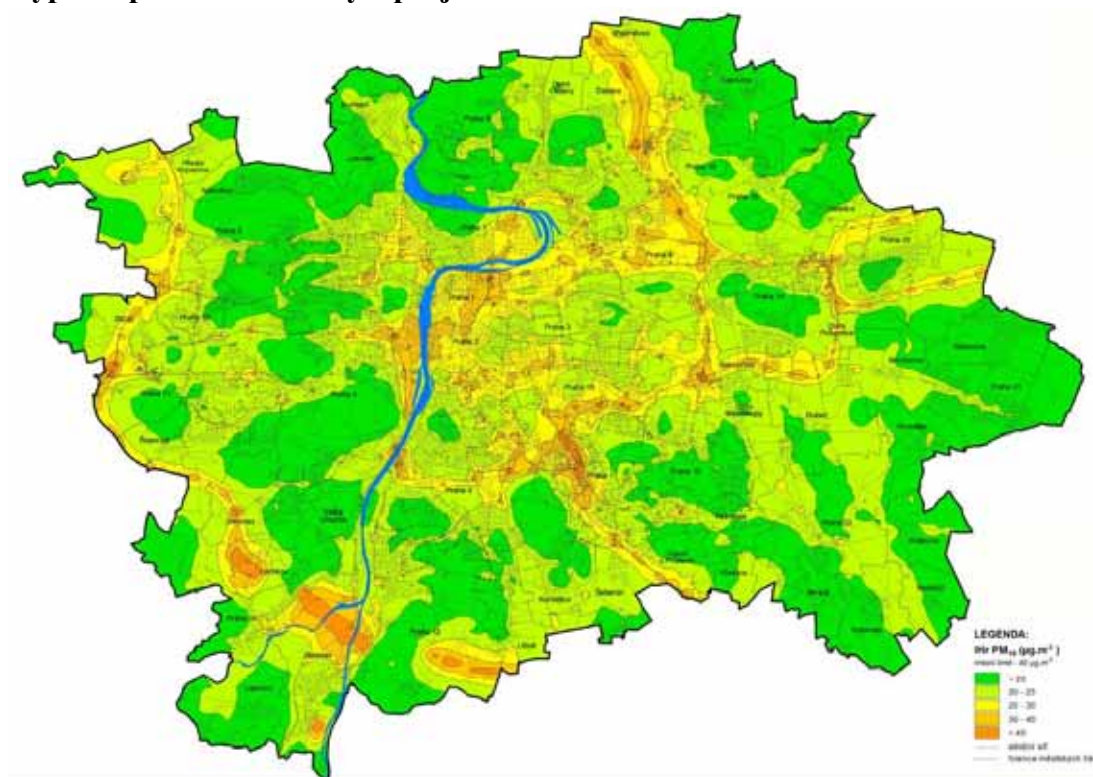
k výraznému „zploštění“ pole koncentrací, tzn. k minimalizaci rozdílů v imisním zatížení oblastí podél hlavních komunikací a oblastí málo zatížených automobilovou dopravou.

Tento efekt lze dokumentovat na příkladu rozložení modelových hodnot průměrných ročních koncentrací PM_{10} pro území hl. m. Prahy. V Praze je dlouhodobě realizován projekt modelového hodnocení kvality ovzduší, v jehož rámci jsou v pravidelných dvouletých intervalech zpracovávány mapy znečištění ovzduší. Pro zpracování map je používán rozptylový model, jehož vstupem jsou mimo jiné emise z dopravy, stanovené výpočtem na základě metodik platných v době zpracování. Při každé aktualizaci (tj. jednou za dva roky) je vydána jak mapa platného stavu, tak pro srovnání i mapa předchozího období; přičemž došlo-li v uplynulé době ke změně výpočetní metodiky, je i předchozí mapa přepočtena tak, aby oba výpočty byly metodicky shodné a tudíž porovnatelné. V roce 2012 byl proveden výpočet, v němž byly emise pocházející z resuspenze na komunikacích zpracovány pomocí metodiky, vytvořené firmou ATEM v rámci výzkumného projektu Ministerstva dopravy č. 1F54E/121/520 [91]. Tato metodika si kladla za cíl odstranit nedostatky tehdy již zastaralé metodiky AP-42 a výpočet dále rozvinout, mimo jiné parametrizací dalších faktorů, zohledněním jejich vzájemného ovlivnění atd. Kromě toho však uváděla také podstatně mírnější pokles sL s intenzitou dopravy a v důsledku tedy i vyšší hodnoty sL na silně dopravně zatížených komunikacích. Metodika byla po určitou dobu nasazena do praxe v rámci vlastní činnosti řešitele a předpokládala se její diseminace odborné veřejnosti formou aktualizace emisního modelu MEFA, mezitím však byla v roce 2012 vydána aktualizace metodiky AP-42 a v rámci resortů dopravy i životního prostředí byla shodně vyjádřena podpora využití této metodiky, výstupy projektu MD v této oblasti tak dosud nebyly širě využity. V roce 2014 tak již byly provedeny modelové výpočty znečištění ovzduší v Praze s pomocí aktualizované metodiky AP-42, a protože se jednalo o významnou metodickou změnu, byl znovu přepočten i rok 2012.

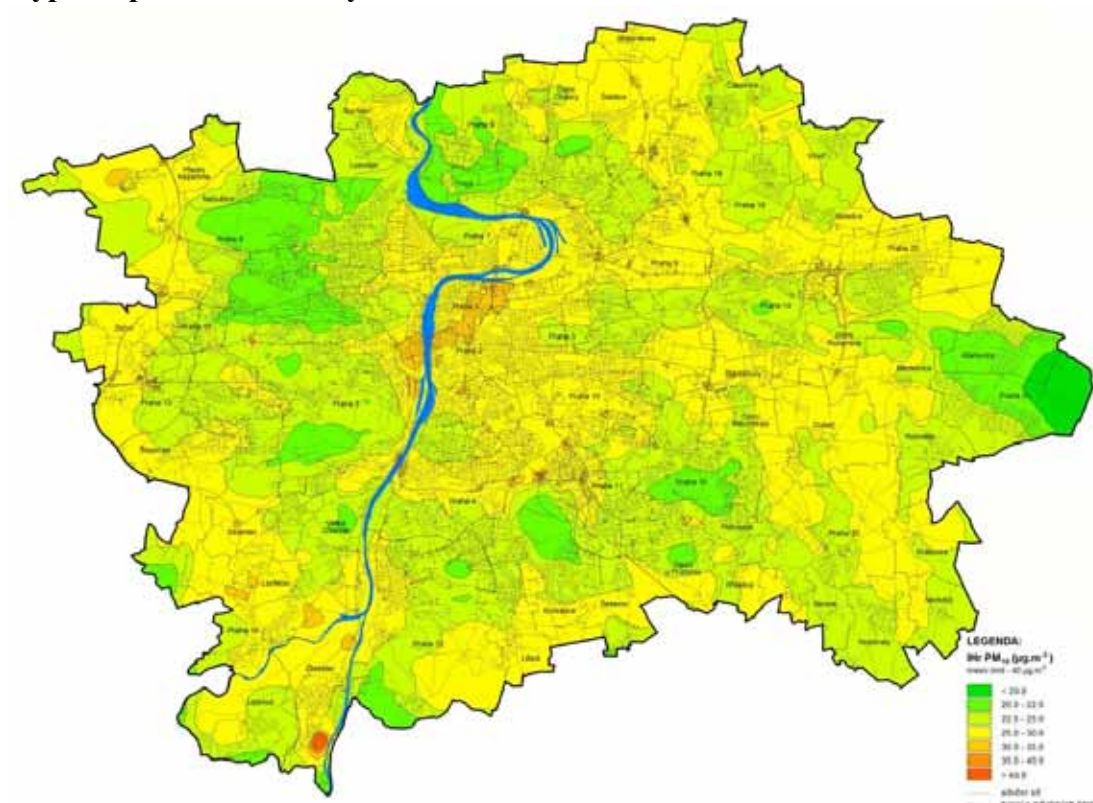
Výsledky projektu tedy umožňují porovnat, jaký efekt má odlišné nastavení hodnoty sL na výsledné modelové pole koncentrací PM_{10} při stejném zadání všech ostatních vstupních hodnot. Na obr. 4.5. je nahoře uveden výpočet pomocí metodiky vytvořené v projektu MD, v dolní části pak výpočet pomocí metodiky AP-42.

Obr. 4.5.: Porovnání metodických přístupů ke stanovení emisí z resuspenze na příkladu modelového výpočtu ročních koncentrací PM_{10} v Praze (rok 2012)

Výpočet pomocí metodiky z projektu VaV MD 1F54E/121/520:



Výpočet pomocí metodiky AP-42:



Je tedy zřejmé, že aplikace metody stanovení hodnoty sL má zásadní vliv i na výsledné rozložení imisních hodnot. Z tohoto důvodu jsou opakovaně vedeny diskuse o tom, zda a na jakém základě je uvažován natolik zásadní pokles hodnoty sL s rostoucí intenzitou dopravy. Samotná agentura EPA k tomu uvádí dva důvody:

- více zatížené ulice jsou lépe udržovány, mají lepší povrch, jsou vybaveny zpevněnými krajinami a jsou pravidelně čištěny
- projíždějící auta prach „vyfoukají“ pryč z vozovky

Je otázkou do jaké míry se první faktor v ČR uplatňuje, protože i málo zatížené komunikace bývají v poměrně dobrém stavu a jsou pravidelně udržované, zejména pokud jde o ulice v intravilánech měst. Druhý faktor z logiky věci na celkovou emisi působí, otázkou ovšem je, zda výsledná diference má být takto extrémní.

Nalezení takových výpočetních vztahů, které by lépe odpovídaly reálné situaci komunikační sítě ČR (jak pro vstupní hodnoty sL, tak i pro vlastní stanovení emisí) je proto hlavním cílem tohoto projektu.

4.2. POSTUP ŘEŠENÍ ÚKOLU

V souladu se zadáním byl pro řešení zvolen postup, vycházející z analýzy existujících dat, publikovaných výzkumných a metodických prací v této oblasti, literární rešerše a receptorového modelování. Realizace úkolu tak sestává z následujících kroků:

- vstupní analýza problematiky, vyhodnocení výsledků poskytovaných stávající metodikou pro různé kombinace vstupních dat, ověření chování výpočetního postupu pro různé kombinace vstupních parametrů, změny výsledných emisí při změnách intenzit dopravy i dalších parametrů.
- rešerše domácích a zahraničních experimentálních prací, věnovaných zjišťování hodnoty sL na komunikacích, jakož i výzkumných projektů a metodických prací v dané oblasti; seřazení výsledků těchto prací a provedení komparace a analýzy ve vazbě na charakter území, typ komunikace, intenzitu dopravy atd.
- citlivostní analýza pro parametr množství prachu na vozovce v intervalu hodnot zjištěných v rámci rešerše a rovněž pro ostatní parametry, ovlivňující výslednou emisi resuspendovaného prachu.
- receptorové modelování, jehož cílem bylo odhadnout pravděpodobné hodnoty vstupního parametru sL na základě výsledných příspěvků automobilové dopravy k imisním koncentracím znečišťujících látek.

- návrh postupu pro určení množství prachu na vozovce a množství emise resuspendovaných částic vlivem projíždějících automobilů.
- provedení modelových výpočtů pro ověření navržených metodických postupů, testování chování metodiky a vzájemný vztah hodnot pro různé změny jednotlivých parametrů, které je možné očekávat v reálné situaci, optimalizace nastavení výpočetních vztahů
- výsledná formulace návrhu metodického postupu na základě provedených výpočtů a kritické analýzy všech dosud získaných výsledků (rešerše, metodiky jiných autorů, imisní data, receptorové modelování, citlivostní analýzy).
- rešerše a analýza problematiky zastoupení PAH (zejména benzo(a)pyrenu) a těžkých kovů v silničním prachu, resp. v emisi resuspendovaných částic
- návrh komplexního řešení dané problematiky, založeného na experimentální a výzkumné práci.

5. VLIV POSUZOVANÝCH FAKTORŮ NA MNOŽSTVÍ ČÁSTIC DEPONOVANÝCH NA VOZOVCE A PRODUKCI EMISÍ

5.1.1 Přehled studií věnujících se hodnotě „sL“

Jak bylo uvedeno výše, je představuje množství prachových částic na vozovce (tedy faktor „sL“ podle metodiky AP-42) zásadní proměnnou při výpočtu emisí z resuspenze silničního prachu, současně však jde o faktor velmi obtížně stanovitelný, protože ho ovlivňuje řada faktorů, které jsou silně vázané na konkrétní lokalitu. Mezi hlavní faktory patří intenzita projíždějících vozidel, typ komunikace, rychlost projíždějících vozidel, povrch komunikace, typ krajnice a přítomnost stavení nebo pole v blízkém okolí [36]. Někteří autoři k daným faktorům přidávají ještě vlhkost komunikace a vliv údržby komunikace (solení a posyp v zimních měsících) [37]. Z výše uvedených faktorů vyplývá, že je velmi obtížné určit hodnotu „sL“ tak, aby byla univerzálně použitelná pro různé lokality.

Existuje řada studií, které se věnují zjišťování množství prachu na komunikacích. Některé z nich pracují, podobně jako metodika AP-42, s množstvím částic menším než 75 μm , některé určují množství v kategorii pod 63 μm (např. dle německých norem je tato hodnota považována za mezní pro rozlišení písku a prachu [38]) a některé dávají přednost určení množství pouze pro částice menší než 10 μm . Studií, které pracují přímo s hodnotami do 75 μm je poměrně málo, proto byl v této rešerši dán prostor všem studiím zabývajícím se určením množství prachu na komunikacích v různých velikostních kategoriích, avšak vždy menších než 75 μm . Nejčastěji jde o určení prachových částic v kategorii pod 10 μm .

Studie je možné rozdělit geograficky podle oblastí, kterých se týkají (jižní Evropa, střední Evropa, Skandinávie). Existují i studie mimo území Evropy, ty ale vzhledem k často odlišným podmínkám byly zařazeny jen sporadicky.

5.1.1.1 Studie z jižní a střední Evropy

Největší základnou pro studie týkající se množství prachu na komunikaci, jeho chování, chemického složení, případně opatření k jeho snížení je Španělsko a výzkumný tým v okolí Fulvia Amata z Institutu environmentálního hodnocení a vodního hospodářství v Barceloně. Tento výzkumný tým publikoval řadu studií věnujících se danému tématu.

Studie se věnují jednak odebírání vzorků prachu v blízkosti obrubníků a jejich následné analýze z hlediska složení nebo chování [39, 40-43] a jednak porovnání výsledků z měření s výsledky předpovědních modelů pro kvalitu ovzduší používaných ve Španělsku na různých prostorových úrovních [8, 44-46]. Všechny studie vycházejí z množství prachu na komunikaci ve velikostní frakci menší než 10 μm . Přehled použitých studií shrnuje následující tabulka. Přestože všechny studie jsou psané ve spolupráci se španělským institutem environmentálního hodnocení a vodního hospodářství v Barceloně, mají některé z nich přesah i do střední Evropy. Tyto studie jsou označené kurzívou.

Tab. 5.1.: Přehled vybraných studií z jižní Evropy a střední Evropy

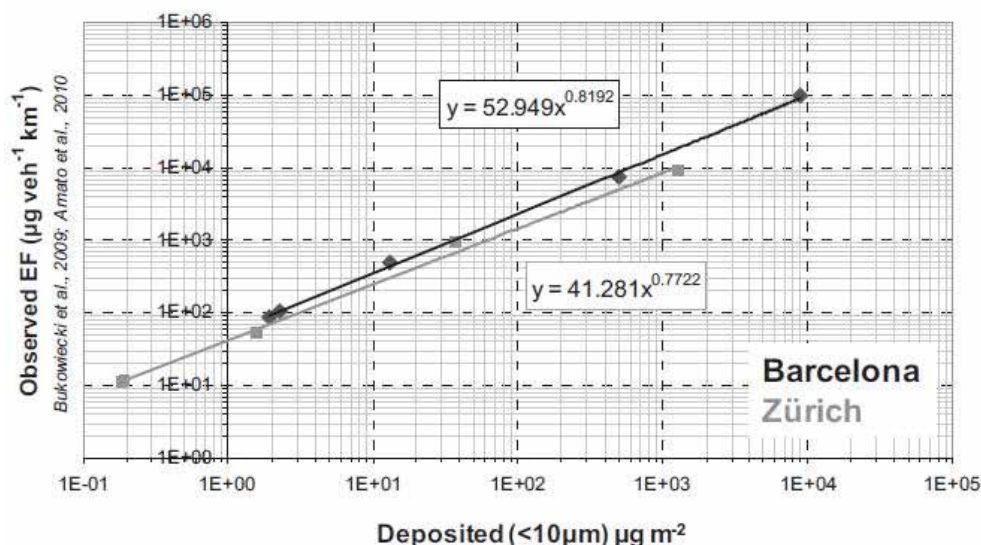
Autor	Rok	Název článku	Hlavní řešená témata
Amato et al.	2009	Spatial and chemical patterns of PM_{10} in road dust deposited in urban environment	Měření $\text{RD} < 10 \mu\text{m}$ v Barceloně, určení chemického složení - TK
Amato et al.	2009	Quantifying road dust resuspension in urban environment by Multilinear Engine: A comparison with PMF2	Použití modelu k výpočtu příspěvků RD ke koncentracím $\text{PM}_{2,5}$ a PM_{10} v prostředí Barcelony
Bukowiecki et al.	2010	<i>PM_{10} emission factors for non-exhaust particles generated by road traffic in an urban street canyon and along a freeway in Switzerland</i>	<i>Měření $\text{RD} < 10 \mu\text{m}$ ve Švýcarsku, určení příspěvků zdrojů RD</i>
Pay et al.	2011	Implementation of resuspension from paved roads for the improvement of CALIOPE air quality system in Spain	Zahrnutí příspěvků z resuspenze RD do emisního modelu HERMES, který je implementován do předpovědního systému CALIOPE
Amato et al.	2011	<i>Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities</i>	<i>Měření $\text{RD} < 10 \mu\text{m}$ v Curychu, Gironě a Barceloně, určení chemického složení - TK</i>
Amato et al.	2012	<i>Effect of rain events on the mobility of road dust load in two Dutch and Spanish roads</i>	<i>Měření $\text{RD} < 10 \mu\text{m}$ v Barceloně a Utrechtu a sledování mobility RD po dešti</i>
Amato et al.	2012	Emission factors from road dust resuspension in a Mediterranean freeway	Odvození emisních faktorů podle kategorie vozidla a charakteristických komponentů RD a s použitím vertikálních profilů odebraných vzorků
Amato et al.	2013	Impact of traffic intensity and pavement aggregate size on road dust particles loading	Měření $\text{RD} < 10 \mu\text{m}$, vliv intenzity dopravy, velikosti agregátů v povrchu komunikace a vzdálenosti od křižovatky
Paz et al.	2015	Implementation of road dust resuspension in air quality simulations of particulate matter in Madrid (Spain)	Výpočet emisních faktorů pro různé typy vozidel a následná modelace emisí pomocí modelů OSPM a CMAQ v rámci předpovědního systému CALIOPE pro Madrid
Amato et al.	2016	<i>Traffic induced particle resuspension in Paris: Emission factors and source contributions</i>	<i>Měření $\text{RD} < 10 \mu\text{m}$ na různých površích, určení příspěvků zdrojů RD</i>

Autor	Rok	Název článku	Hlavní řešená témata
Amato et al.	2016	Improving the modeling of road dust levels for Barcelona at urban scale and street level	Modelování kvality ovzduší s použitím disperzního modelu URBIS a využitím dat o množství RD

Studie prostorově zahrnují oblast Španělska (Barcelonu, Gironu, Cordobu, Seville, Malagu, Granadu a Algeciras Bay) [9, 41, 43] a střední Evropy (Curych, Paříž a Utrecht) [9, 42, 48]. Při srovnání prostorového uspořádání prachových částic PM₁₀ usazených na komunikacích v jižní a střední Evropě, v místech s odlišnou polohou, zalidněním a znečištěním, se ukazuje, že hodnoty naměřené v jižní Evropě jsou několikrát vyšší než hodnoty ve střední Evropě. Na některých lokalitách byly naměřené hodnoty výrazně nižší než na ostatních lokalitách, jako např. v Curychu [9]. V tomto případě autoři studie vysvětlují nižší hodnoty např. použitím nových povrchů s jiným složením asfaltu, který má hladší povrch a proto nezachytává tolik částic a zároveň obsahuje živice, které na sebe prach nalepí, a proto ho pravděpodobně vzorkovací zařízení zachytilo méně.

Při určení vztahu mezi usazeným množstvím daného polutantu a korespondujícím emisním faktorem (PM₁₀) odhadnutým z jiných studií byla nalezena závislost, kterou znázorňuje následující obr.5.1. [9].

Obr. 5.1.: Pozorované emisní faktory (EF) v Barceloně a Curychu a průměrné množství silničního prachu ve frakci < 10 µm



Graf ukazuje jednak vztah, který potvrzuje, že naměřené emise jsou ve shodě s nahromaděným materiálem deponovaným na komunikaci a jednak, že obě křivky

jsou si podobné a při jejich kombinaci je možné novou křivku ($EF = 45,9 \times RD^{0,81}$) použít pro stanovení emisních faktorů ze známého množství částic menších než $10 \mu m$ usazeného na komunikaci. Vzhledem k malému množství dat, se kterými by bylo možné výsledky ověřit, je třeba tyto vztahy brát jako hrubý odhad a je možné je použít pouze v místech se stejnými klimatickými podmínkami. Tvar křivky navrhované rovnice má stejný tvar jako křivka pro stanovení emisního faktoru z množství prachových částic na vozovce (sL) v rovnici metodiky AP-42 ($EF = k \times sL^{0,91}$).

Výsledky ze studií, týkajících se resuspenze prachových částic z dopravy, byly zahrnuty do systému CALIOPE, který předpovídá kvalitu ovzduší ve Španělsku. Do systému je zahrnuto několik modelů, které umožňují provádět předpovědi pro různé prostorové úrovně. Na národní úrovni existuje emisní model HERMES [46], na středně prostorové úrovni model CMAQ [45] a na úrovni ulic model OSPM [45]. V případě národního modelu HERMES je emise z resuspenze počítána jako podíl k průměrné denní intenzitě vozidel měřené na 20 934 místech ve Španělsku. Hodinové emise jsou založeny na koeficientech počítaných z hodinového rozložení průměrných denních intenzit vozidel [46]. Naproti tomu u modelů OSPM (lokální úroveň) a CMAQ byly modifikované emise PM_{10} z dopravy včetně resuspenze a srážkové korekce uvažovány pro městské prostředí Madridu. Ve studii jsou použity empirické odhady emisních faktorů vyvinutých Amatem et. al [50]. Pro každý typ vozidla je odhadován poměr výpočtem z průměru různých váhových tříd. Emisní faktor pro každý typ vozidla je počítán přizpůsobením emisního faktoru ke složení dopravního proudu v městské zóně Madridu. Výsledky modelu byly porovnávány s hodnotami naměřenými v Madridu v roce 2009.

Při porovnání modelovaných a naměřených dat ze systému CALIOPE s a bez zahrnutí resuspenze byly zjištěny přesnější výsledky v případě zahrnutí výpočtu resuspenze do modelu. Model poskytuje dobré odhady v případě hustě osídlených lokalit, avšak v ostatních lokalitách je jeho přínos výrazně menší. Tabulka 5.2. ukazuje výsledné hodnoty modelu s a bez použití resuspenze.

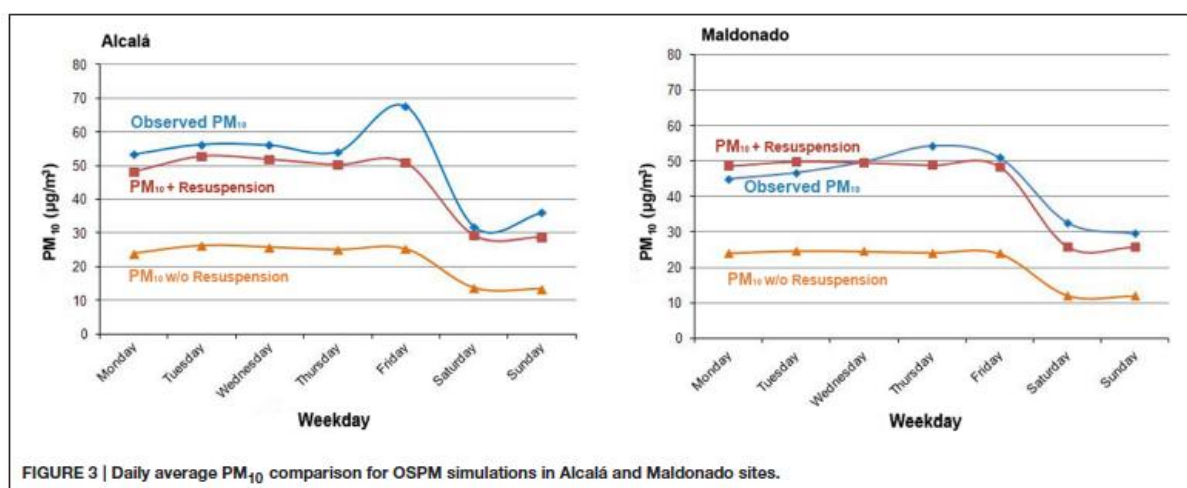
Tab. 5.2.: Roční statistika PM₁₀ získaná s použitím modelu CALIOPE s a bez zahrnutí resuspenze ze zpevněných cest z několika městských dopravních stanic

Station name	N	OM (µg.m ⁻³)	CALIOPE-IP						CALIOPE-IP-RPR					
			MM (µg.m ⁻³)	r	RMSE (µg.m ⁻³)	MB (µg.m ⁻³)	MFB (%)	MFE (%)	MM (µg.m ⁻³)	r	RMSE (µg.m ⁻³)	MB (µg.m ⁻³)	MFB (%)	MFE (%)
Madrid-Recoletos	8 740	36,3	10,2	0,49	38,1	-26,2	-104	109	14,4	0,50	35,1	-22,3	-80	90
Málaga-Ps. Martirkros	8 416	16,2	12,2	0,42	13,0	-3,9	-46	70	13,3	0,43	12,7	-2,8	-34	62
Castellón-Castellón	4 420	36,3	10,9	0,46	34,3	-26,8	-113	115	15,1	0,46	31,4	-23,0	-91	95
Madrid-Akrobendas	8 598	36,0	7,1	0,55	40,6	-28,9	-133	135	8,8	0,55	39,1	-27,2	-118	120
Global	30 171	30,6	9,3	0,38	33,7	-21,6	-101	108	12,8	0,41	31,4	-18,4	-80	92

N (počet stanic), OM (naměřená střední hodnota), MM (modelovaná střední hodnota), r (korelační koeficient), RMSE (standardní odchylka), MB (střední odchylka), MFB (mean fractional bias), MFE (mean fractional error)

Modely OSPM a CMAQ také zahrnují určení odpovídajícího podílu resuspenze prachových částic na emisích nevýfukových plynů. Emisní faktory resuspenze prachových částic byly pro oblast Madridu odvozeny ze vzorků odebraných v Barceloně [50] a vstupují do modelu jako průměrný emisní faktor resuspenze prachových částic v hodnotě 0,082 g.vkt⁻¹. Porovnání modelací se zahrnutím a bez zahrnutí resuspenze je uvedeno na obr 5.2. Z grafu je zřejmé, že zahrnutí resuspenze vedlo k dosažení výrazné shody mezi měřeními a modelovanými koncentracemi.

Obr. 5.2.: Srovnání denních průměrů koncentrací PM₁₀ pro simulaci modelu OSPM pro lokality Alcalá a Maldonado



5.1.1.2 Skandinávské studie

Ve Skandinávii vznikla řada studií (tabulka 5.3.) v rámci projektu NORTRIP, který si kladl za cíl vyvinout nové nástroje pro hodnocení vlivů na kvalitu ovzduší a hodnocení expozice částicím z nevýfukových emisí souvisejících s dopravou. Dalším velkým zdrojem informací je švédský národní institut výzkumu dopravy (VTI). Ten vybudoval laboratoř, která se zaměřuje mimo jiné i na zkoumání produkce prachových částic na komunikacích při různých vstupních podmínkách (druh povrchu, druh pneumatik). Studie ve většině případů nepracují s hodnotami sL, ale přímo s emisemi, protože k získání hodnot používají mobilní systém nasávající částice se vzduchem přímo za kolem jedoucího automobilu.

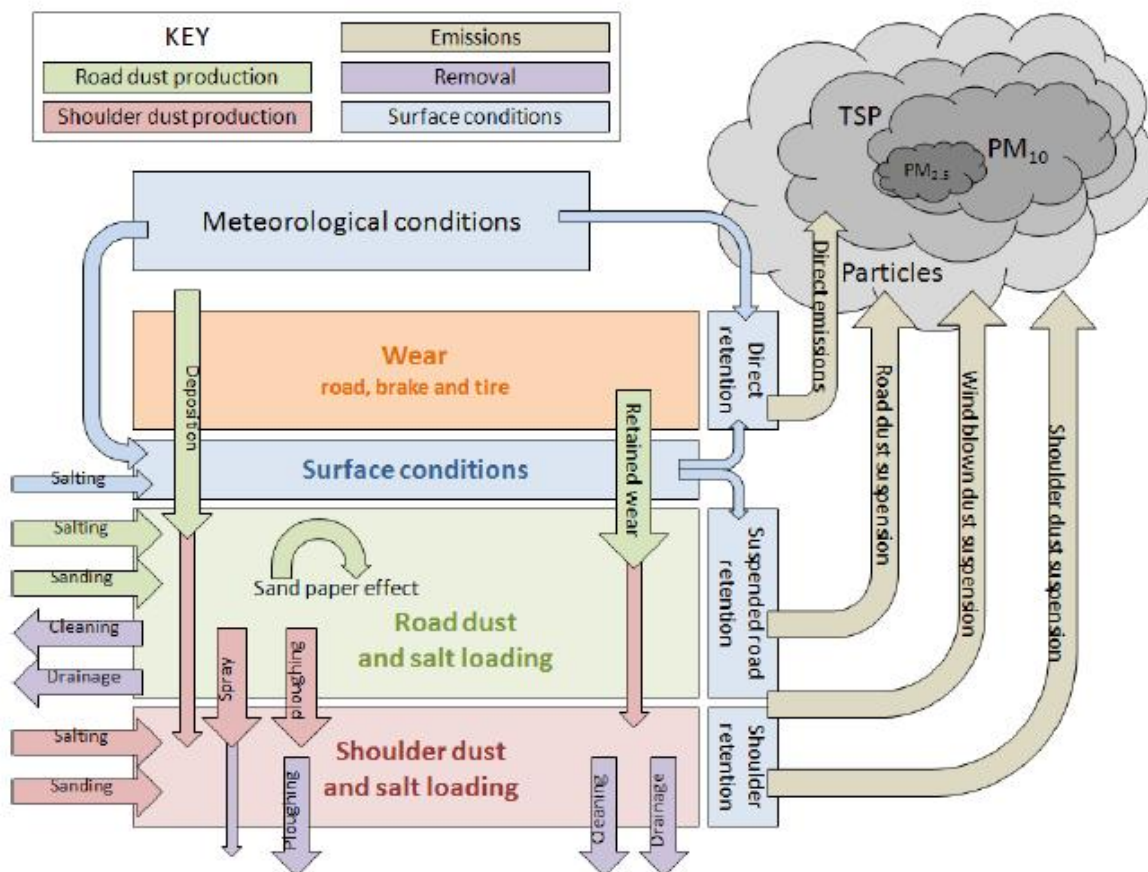
Tab. 5.3.: Přehled vybraných studií

Autor	Rok	Název článku	Hlavní řešená témata
Omstedt et al.	2005	A model for vehicle-induced nontailpipe emissions of particles along Swedish roads	Návrh modelu
Berger et al.	2010	A generalised model for traffic induced road dust emissions. Part 1: concept and model description	Návrh modelu
Pirjola et al.	2010	Road Dust Emissions from Paved Roads Measured Using Different Mobile Systems	Zjišťování emisí PM ₁₀ z povrchu komunikace s použitím mobilního sběrného vozu EMMA a SNIFFER
Gustafsson et al.	2011	Dust formation propensity of road pavements	Míra formování prachu na vozovce s různými typy povrchů (asfalt) v závislosti na typu použitých agregátů
Denby et al.	2012	NORTRIP model development and documentation	Návrh modelu a dokumentace (vychází z Omstedt et al. a Berger et al.)
Gustafsson et al.	2012	Road pavements and PM ₁₀ . Summary of the results of research funded by the Swedish Transport Administration on how the properties of road pavements influence emissions and the properties of wear particles	Formování prachu (PM ₁₀) na vozovce v závislosti na typu povrchu (asfalt, asfaltobeton) a rychlosti
Gustafsson et al.	2013	Wear of and particle emissions from concrete pavements	Formování prachu na vozovce (PM ₁₀) v závislosti na typu povrchu (beton, TOMix, asfalt)
Denby et al.	2013	A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: Road dust loading and suspension modelling	Popis modelu, vlivů na produkci RD, porovnání modelových a měřených dat v grafech

Hlavní snahou projektu NORTRIP bylo vytvořit nový emisní model. Ten vychází z prací Bergera a Denby [52] a Omstedta et al. [29] a má dvě části, a to „Road

dust sub-model“ a „Road surface moisture sub-model“ [37]. První zmíněný předpovídá množství prachu, písku a soli usazených na komunikacích prostřednictvím hmotnostní bilance a určuje emise prostřednictvím suspenze tohoto množství stejně jako přímého opotřebení komunikace, pneumatik a brzdových destiček. Schéma celého emisního modelu znázorňuje následující obrázek 5.3.

Obr. 5.3.: Schematický náhled Generalizovaného „Road dust“ emisního modelu. [37]



„Road dust“ model využívá celkovou míru opotřebení jako základ pro určení přímé emise částic pro naakumulovaný prach na povrchu komunikace. Zdrojem přímého opotřebení jsou: samotný povrch komunikace, pneumatiky (ve Skandinávii je to především používání pneumatik s hřebíky v zimním období) a brzdové destičky. Předpokládá se, že 25 % z celkového množství unikne do ovzduší a zbytek je deponován na komunikaci. Kromě zdrojů opotřebení započítává model i povrchovou akumulaci částic ze zimní údržby komunikace - solení a posypu. Postupné nahromadění částic na povrchu komunikace je určeno zvlášť pro prach a zvlášť pro sůl.

V rámci tvorby modelu proběhlo i měření množství prachu na komunikaci v terénu. Modelové výsledky byly porovnávány s hodnotami naměřenými na 7 místech

včetně Stockholmu a Kodaně za období 7 let. Model byl výrazně lépe schopen předpovídat hodnoty v oblasti, kde je časté používání pneumatik s hřebíky (Stockholm), zatímco tam, kde se tento typ pneumatik nepoužívá byly hodnoty méně přesné (Kodaň).

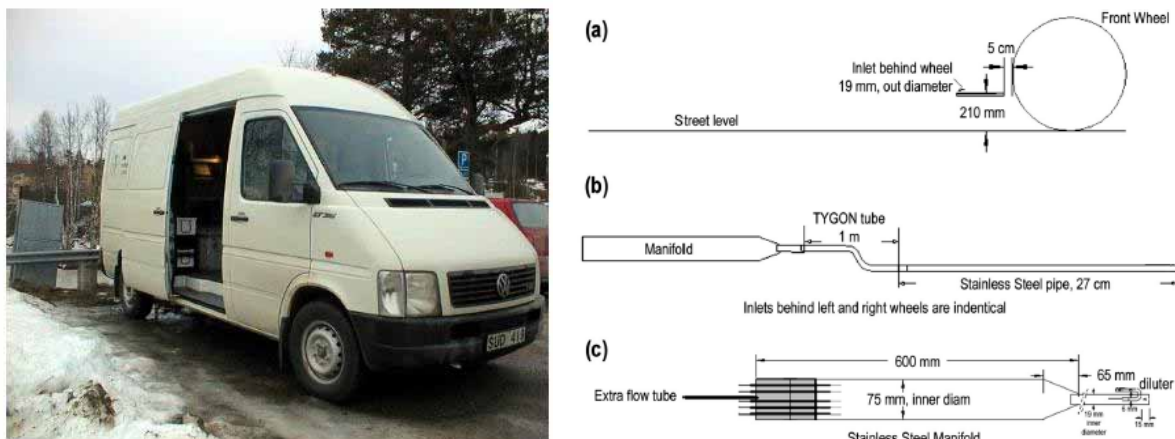
Švédský institut VTI, který se intenzivně věnuje problematice hřebíkových pneumatik, jakožto významnému faktoru ovlivňujícímu generování prachových částic na komunikaci, vybudoval silniční simulátor PVM (viz. obrázek 5.4.), který je schopný generovat abrazní částice z interakce mezi pneumatikou a povrchem za různých podmínek a umožňuje jejich další analýzy. [54]

Obr. 5.4.: Silniční simulátor



Výsledky ze simulátoru jsou publikované v řadě studiích [54 - 56] a některé jsou porovnávány s reálným měřením v terénu. Ve Skandinávii používají k odebrání vzorků mobilní zařízení EMMA nebo SNIFFER [53], které zachytávají prach v podobě emisí. Schéma odběrného zařízení je na následujícím obrázku.

Obr. 5.5.: Vzorkovací vůz EMMA a schéma sběrného zařízení



Studie se věnují určení koncentrací PM_{10} z prachu na komunikaci při použití hřebíkových / zimních / letních pneumatik a z různých typů asfaltů, asfaltobetonu a betonu a snaží se odvodit vzájemné vztahy. Řada studií klade důraz především na hřebíkové pneumatiky, které jsou hojně používány ve Skandinávii, avšak ve zbytku Evropy se nepoužívají.

5.1.2 Faktory ovlivňující hodnotu „sL“

V literatuře je udáván výčet řady faktorů, které ovlivňují tvorbu prachu na komunikaci. Komplexní kvantifikaci těchto faktorů se zabývala studie autorů Teng et al. [57]. Za hlavní faktory považují přítomnost obrubníku, zpevněnou krajnici, charakter povrchu komunikace a přítomnost staveníště v blízkém okolí.

Další autoři potvrzují význam těchto faktorů [2], ale i řady dalších. Mezi další faktory řadí intenzitu dopravy [39], typ pneumatik, typ povrchu komunikace nebo používání soli a posypu při zimní údržbě komunikací [29, 53]. Existují však i další faktory, které sice nemají takový vliv na množství prachu na komunikaci, ale ovlivňují výslednou emisi z resuspenze prachových částic, jedná se o rychlost jízdy vozidla a složení vozového parku (podíl osobních, lehkých nákladních a nákladních vozidel), potažmo váha vozidla.

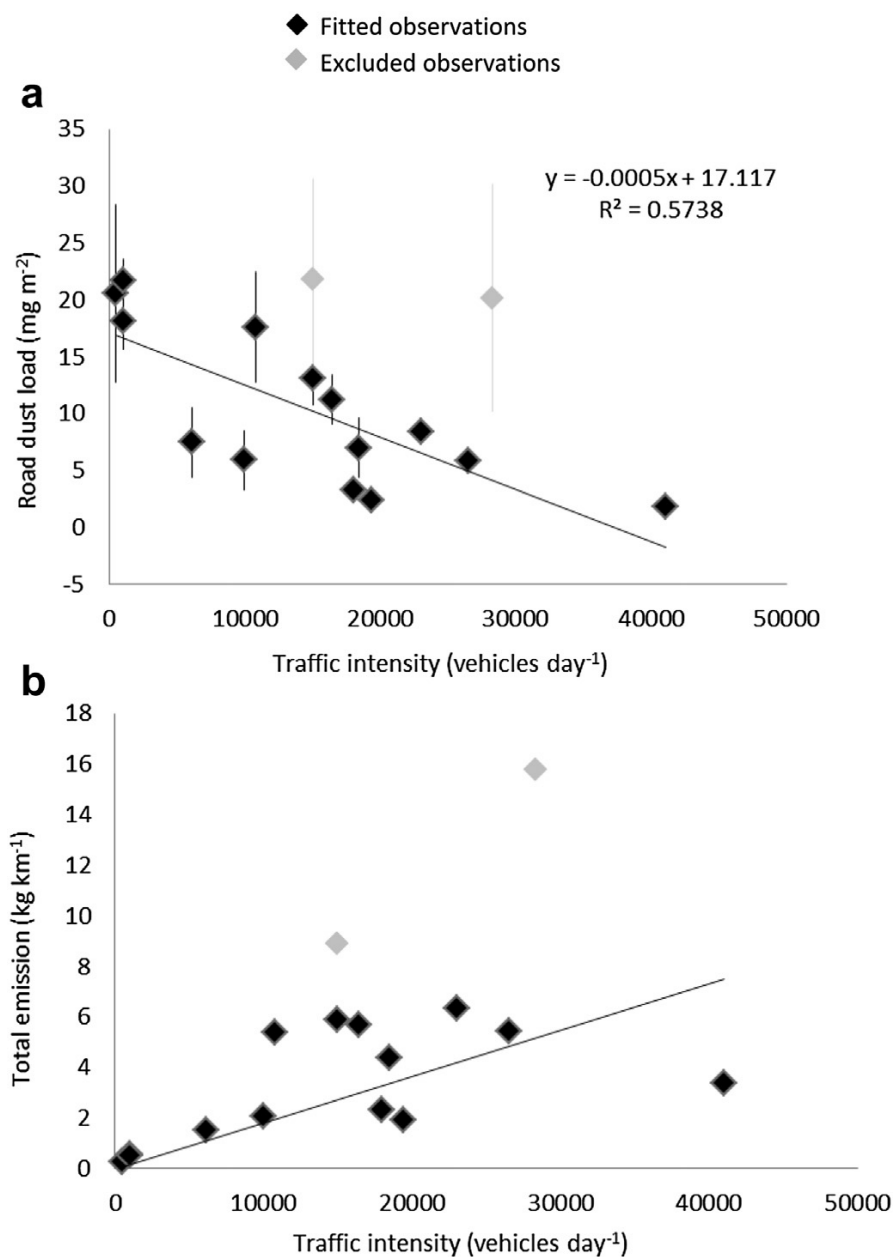
5.1.2.1 Intenzita dopravy

Intenzita dopravy je jedním z mnoha faktorů ovlivňujících množství prachu na komunikaci a následně i emisní faktor z resuspenze silničního prachu. Z literatury vyplývá, že současné disperzní modely nemají dostatek informací, aby byly schopné rozlišit různé emisní faktory pro městské a venkovské komunikace a dálnice s různou

intenzitou dopravy [60]. Při srovnání dostupné literatury k odhadům emisních faktorů se zdá, že v městském prostředí, resuspenze na 1 VKT (mg.vkt^{-1}) bývá výrazně vyšší než na dálnicích [49, 50, 58, 59]. Hlavním rozdílem jsou vyšší intenzity dopravy a vyšší průměrná rychlost vozidel na dálnicích ve srovnání s městskými komunikacemi, což vede ke snížení prachového rezervoáru na povrchu komunikace.

Amato et al. [39] sledoval vztah mezi množstvím prachu na komunikaci (emisním potenciálem) a intenzitou dopravy u městských komunikací s maximální povolenou rychlostí 50 km.h^{-1} . Výsledek ukazuje následující obrázek 5.6. Z něj vyplývá, že s rostoucí intenzitou dopravy se snižuje emisní faktor pro množství prachu na komunikaci, celkové emise na kilometr však rostou. Tento jev je způsobený faktem, že pokles emisního faktoru nevyrovná nárůst v počtu vozidel.

Obr. 5.6.: Závislost množství prachu na komunikaci na intenzitě dopravy (a) a závislost celkových emisí silničního prachu na kilometr komunikace na intenzitě dopravy (b) [39]



Amato et al. ve svých studiích provedl řadu měření množství prachu na komunikacích v závislosti na intenzitě dopravy, popřípadě rychlosti. Hodnoty naměřeného množství prachových částic na komunikaci v některých jeho studiích shrnuje následující tabulka.

Tab. 5.4.: Průměrné množství prachu na vozovce < 10 µm v různých lokalitách [9, 41, 42]

Město	Charakteristika povrchu	Intenzita dopravy		Rychlost (km/h)	RD < 10µm (mg/m ²)	SD
		LDV+HDV	HDV			
Curych ¹⁾	Městské pozadí (starý asfalt)	0	0	-	0,80	0,30
Curych ¹⁾	Rezidenční oblast	1 000	0	50	0,90	0,80
Curych ¹⁾	Exit, nový asfaltový povrch	13 000	910	50	0,20	0,10
Curych ¹⁾	Uliční kaňon, starý asfaltový povrch	21 000	1 470	50	1,30	1,30
Curych ¹⁾	Křižovatka, starý asfaltový povrch	26 000	1 820	50	0,60	0,40
Curych ¹⁾	Křižovatka, asfalt	31 000	2 170	50	0,60	0,40
Curych ¹⁾	Exit, asfalt	40 000	3 600	60	0,40	0,40
Curych ¹⁾	Tunel	30 000	1 200	50	0,70	0,40
Barcelona ¹⁾	Obchvat	40 000	-	50	13,40	4,90
Barcelona ¹⁾	Obchvat	100 000	-	50	5,80	1,80
Barcelona ¹⁾	Obchvat /přístav	40 000	-	50	23,10	3,00
Barcelona ¹⁾	Exit	22 000	-	80	6,00	3,20
Barcelona ¹⁾	Tunel	23 000	-	50	3,70	1,20
Barcelona ¹⁾	Obchvat	120 000	-	50	5,50	1,30
Barcelona ¹⁾	Vjezd do města	132 000	-	50	5,40	2,50
Barcelona ¹⁾	Křižovatka	80 000	-	50	13,20	2,10
Barcelona ¹⁾	Obchvat	80 000	-	50	3,70	1,40
Girona ¹⁾	Rezidenční oblast	2 000	-	50	1,40	1,00
Girona ¹⁾	Staveniště	-	-	50	48,70	12,80
Girona ¹⁾	-	40 000	-	50	1,40	0,10
Girona ¹⁾	Dlažba	12 500	-	50	3,20	0,20
Girona ¹⁾	Vedle nezpevněné silnice	40 000	-	50	1,30	0,40
Girona ¹⁾	-	40 000	-	50	4,40	2,10
Girona ¹⁾	Vedle nezpevněné silnice	25 000	-	50	7,10	0,50
Barcelona II ¹⁾	Okruh	170 000	-	80	12,80	6,90
Barcelona II ¹⁾	Okruh	170 000	-	80	73,70	31,20
Barcelona II ¹⁾	Okruh	120 000	-	80	23,70	10,00
Barcelona II ¹⁾	Okruh	120 000	-	80	23,40	9,90
Barcelona II ¹⁾	Okruh	120 000	-	80	25,60	2,50
Barcelona II ¹⁾	Okruh	120 000	-	80	36,80	15,00
Barcelona II ¹⁾	Vjezd do města – práce na obrubníku	100 000	-	50	80,20	30,90
Barcelona II ¹⁾	Výjezd z přístavu	1 000	-	50	165,40	131,00
Barcelona II ¹⁾	Hlavní vjezd do města	100 000	-	50	137,90	27,30
Barcelona II ¹⁾	Staveniště	6 500	-	50	328,80	53,60
Barcelona II ¹⁾	150 m od staveniště	4 000	-	50	471,30	114,00
Barcelona II ¹⁾	300 m od staveniště	4 000	-	50	133,30	65,50
Barcelona II ¹⁾	400 od staveniště	4 000	-	50	11,70	11,10
Barcelona II ¹⁾	480 m od staveniště	13 000	-	50	2,50	1,10
Barcelona II ¹⁾	Střední pruh	4 000	-	50	5,10	1,10
Barcelona II ¹⁾	Obchvat	2 000	-	50	4,10	1,50

Město	Charakteristika povrchu	Intenzita dopravy		Rychlost (km/h)	RD < 10 μ m (mg/m ²)	SD
		LDV+HDV	HDV			
Paříž ²⁾	Městské, asfalt	26 779	696	-	0,66	0,65
Paříž ²⁾	Městské, asfalt	19 245	597	-	0,78	0,69
Paříž ²⁾	Městské, asfalt	21 320	107	-	1,15	0,33
Paříž ²⁾	Městské, asfalt	33 916	644	-	2,24	0,91
Paříž ²⁾	Městské, dlažba	86 785	868	-	10,28	7,68
Paříž ²⁾	Okruh, asfalt	220 000	11 000	-	2,43	3,37
Cordoba ³⁾	Tres Culturas (Městský okruh)	18 459	-	-	7,00	2,60
Cordoba ³⁾	Piconeros (Městský)	19 393	-	-	2,40	0,10
Cordoba ³⁾	Carlos III (Vstup do města – starý povrch)	28 313	-	-	20,10	10,00
Cordoba ³⁾	Libia (Městský – demoliční práce)	23 000	-	-	8,50	0,70
Sevilla ³⁾	Carlos IV (Městský)	1 000	-	-	1,90	1,00
Sevilla ³⁾	Alfredo Kraus (Okraj)	18 000	-	-	3,30	1,00
Sevilla ³⁾	Rep. Argentina (Městský)	16 425	-	-	11,20	2,20
Sevilla ³⁾	Santa Fe (Městský)	6 150	-	-	7,50	3,10
Algeciras Bay ³⁾	Monitorovací místo (Okraj)	500	-	-	3,00	0,60
Algeciras Bay ³⁾	CA 2322 (Průmyslový – starý povrch)	500	-	-	20,60	7,80
Algeciras Bay ³⁾	Acerinox (Průmyslový)	1 000	-	-	21,60	1,90
Algeciras Bay ³⁾	CA-34	41 058	-	-	1,90	0,70
Malaga ³⁾	Obispo Herrera (Městský – staveniště)	10 800	-	-	17,60	4,90
Malaga ³⁾	Carlos de Haya (Městský)	26 500	-	-	5,90	0,60
Malaga ³⁾	Doctor Escassi (Městský)	NA	-	-	4,30	0,70
Malaga ³⁾	Ing. Garnica (Městský – harbour)	NA	-	-	6,10	1,20
Granada ³⁾	Francisco Ayala (Okrajový)	10 000	-	-	5,90	2,60
Granada ³⁾	Davalos A (Městský – vedle nedlážděného parkoviště)	15 000	-	-	21,80	8,80
Granada ³⁾	Davalos B (Městský)	15 000	-	-	13,10	2,30
Granada ³⁾	Joaquina Eguaras (Městský)	1 000	-	-	18,10	2,50

¹⁾ [9], ²⁾ [42], ³⁾ [41]

Intenzity dopravy hrají roli i při dělení komunikací na dálnice, městské a venkovské komunikace. Takové členění provedl i Schaap et al. [60], který pro každou kategorii stanovil samostatný emisní faktor. Autor, na základě porovnání s dostupnou literaturou, ve své studii dospěl k hodnotám emisního faktoru pro LDV 22 mg.vkt⁻¹ pro dálnice a 48 mg.vkt⁻¹ pro městské a venkovské komunikace, pro HDV stanovil hodnoty 198 mg.vkt⁻¹ pro dálnice a 432 mg.vkt⁻¹ pro městské a venkovské komunikace [60]. Autor připouští obtížnost stanovení emisního faktoru resuspenze pro městské a venkovské komunikace. Stejnou hodnotu emisního faktoru vysvětluje nižší intenzitou dopravy v kombinaci s vyšší průměrnou rychlostí na venkovských komunikacích ve srovnání s městskými. Silniční prach na obou typech komunikací však pochází z jiných zdrojů (zemědělská pole/staveniště) a není jisté, jestli množství

prachu má větší význam než intenzita dopravy nebo průměrná rychlost. Autor předpokládá ve výsledku stejný objem prachu na obou typech komunikací. V rámci studie byl uveden i přehled evropských studií, které se věnují problematice stanovení emisí PM_{10} z dopravy. Z tohoto přehledu vyhovovala účelům této studie data autorů Ketzel et al. [106 in 60]. Data z této studie jsou uvedena v následující tabulce.

Tab. 5.5.: Emisní faktory PM_{10} při různých rychlostech a intenzitách dopravy zjištěné na 8 lokalitách [106 in 60]

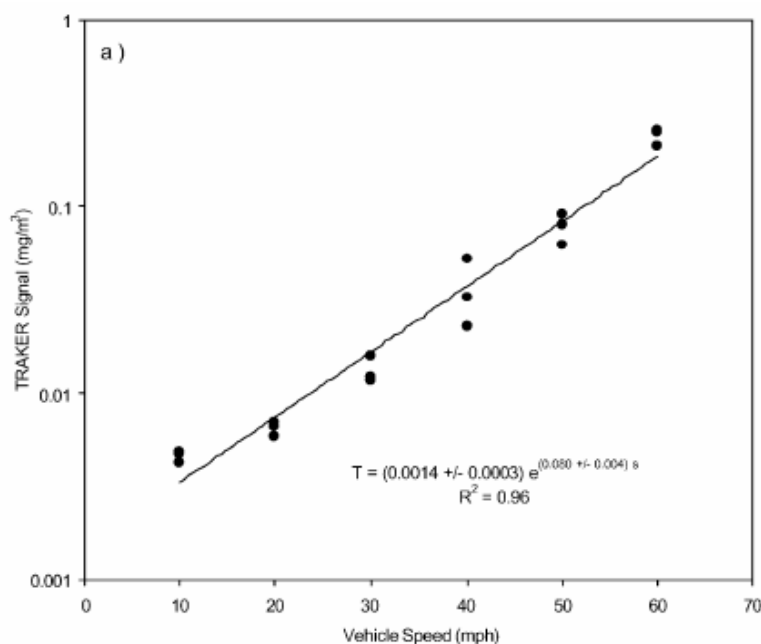
Stát	Lokalita	Rok	Rychlost (m/s)	Denní intenzity dopravy	Emisní faktor resuspenze PM_{10} (mg/vozokm)
				LDV+HDV	LDV+HDV
Dánsko	město	2002-2004	45	25 000	46
Dánsko	město	2002-2004	55	60 000	108
Švédsko	město	2002-2004	40	35 000	198
Německo	město	2003-2004	40	29 000	67
Německo	město	2004	28	60 000	57
Německo	město	2003-2004	50	35 000	66
Finsko	město	2003-2004	39	17 500	121
Německo	venkov	2004	40	23 000	109

5.1.2.2 Rychlost vozidel

Jak již bylo uvedeno, metodika US EPA AP-42 nezahrnuje vlivy rychlosti nebo plynulosti jízdy na celkové množství zvržených částic. Důvodem je skutečnost, že data použitá pro kalibraci emisního modelu současně ukázala inverzní vztah mezi množstvím prachu na vozovce (sL) a průměrnou rychlostí dopravního proudu. Na komunikacích s větší rychlostí dopravy bylo zjištěno menší množství prachu. Rychle jedoucí automobily vynášejí ve větší míře prach do ovzduší a tím jej odstraňují z vozovky [62, 63].

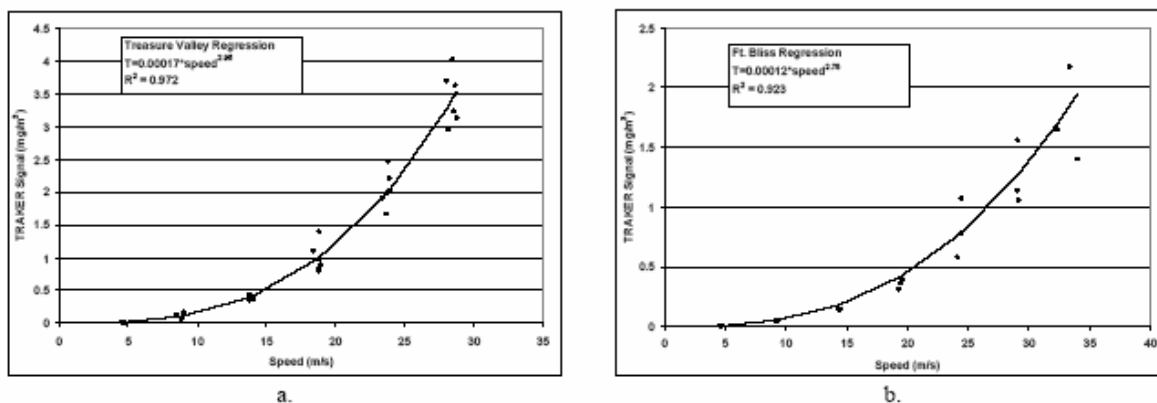
Pro přehledné porovnání emisí PM_{10} ve vztahu k rychlosti vozidel je možné využít výsledků Desert Research Institute (DRI), získaných na základě měření emise PM_{10} za jedoucím vozidlem (systém TRAKER). DRI provedl v roce 2000 sérii 18 měření na dvoukilometrovém úseku komunikace při šesti různých rychlostech v rozpětí 10 – 60 mil/hod. Graf na obr. 5.7. umožňuje porovnat intenzitu signálu systému TRAKER při různých rychlostech. Z grafu je patrné, že naměřená emise (resp. signál T) roste úměrně s rychlostí jízdy měřicího vozu.

Obr. 5.7.: Vztah mezi signálem TRAKER a rychlostí vozidla – úsek Las Vegas Blvd. in Jean, NV [23]



Tyto závěry potvrzuje i série rychlostních testů, provedených tímto institutem v roce 2001 na zpevněných a nezpevněných komunikacích [64]. Výsledky měření umožňují odvodit exponenciální vztah mezi rychlostí jízdy a intenzitou signálu měřicího zařízení (viz obr. 5.8.). Velmi významná je přitom skutečnost, že zjištěný vztah je obdobný u zpevněné a nezpevněné komunikace, jak ukazuje následující obrázek. Zde je patrný rozdíl oproti metodice AP-42, která vyjadřuje vliv rychlosti pouze v případě nezpevněných komunikací.

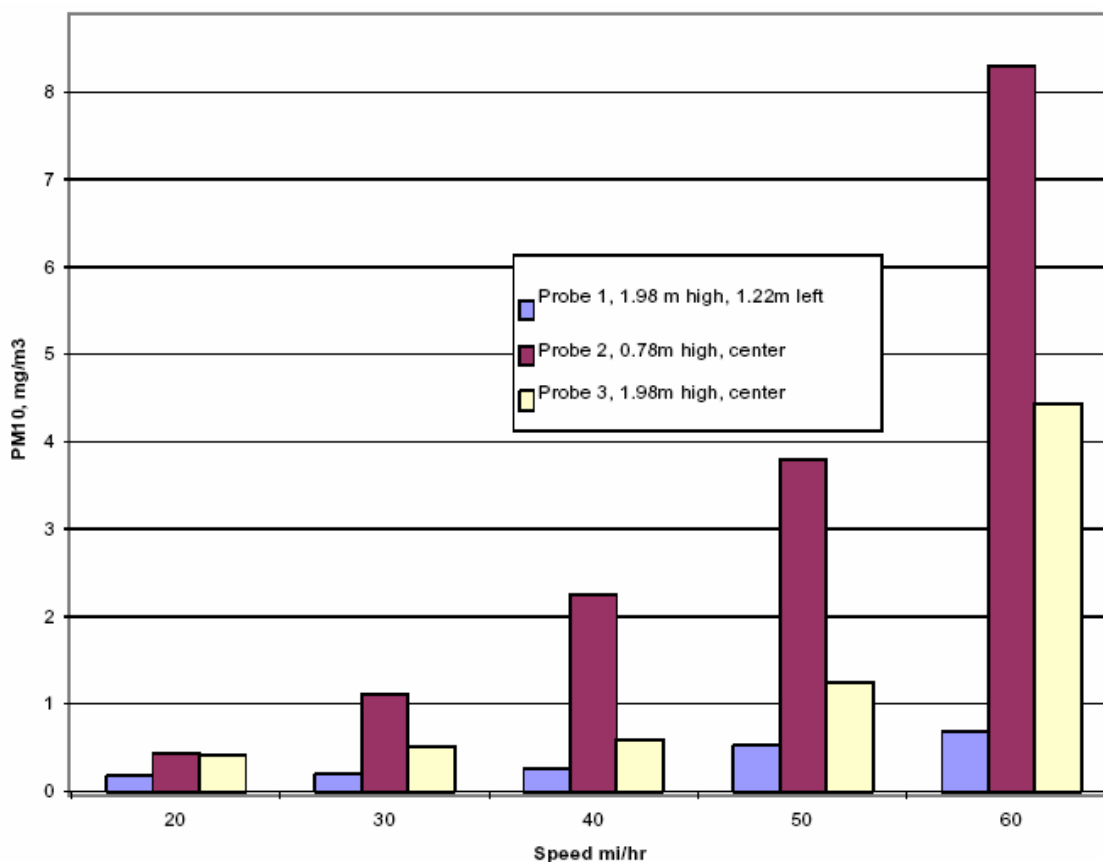
Obr. 5.8.: Vztah mezi rychlostí jízdy a množstvím zvířeného prachu [64]



a) zpevněná komunikace - Treasure Valley b) nezpevněná komunikace – Ft. Bliss

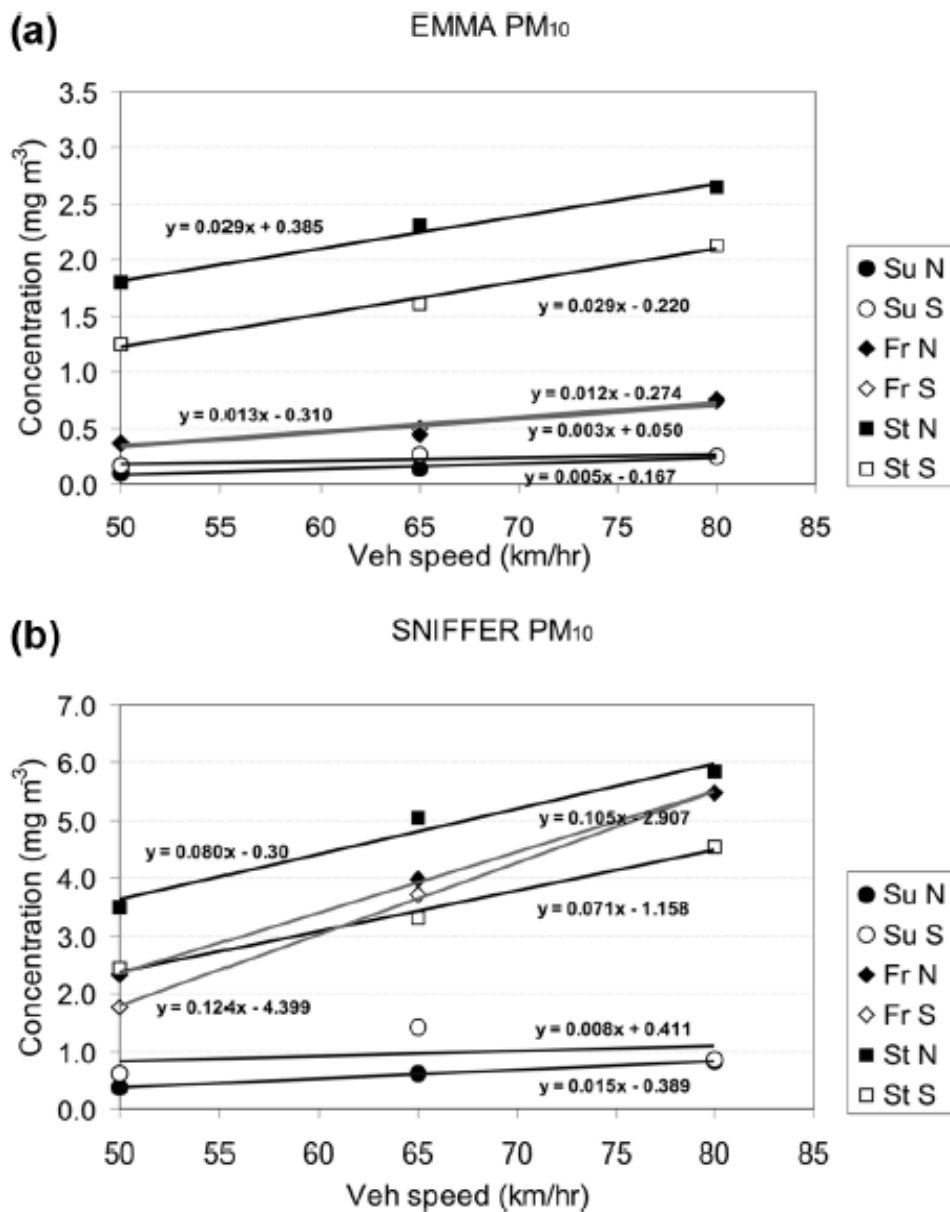
Velice podobné výsledky uvádí i California Air Resources Board [63, 65] na základě série emisních testů, provedených rovněž s měřicím zařízením umístěným na jedoucím vozidle. V rámci rozsáhlého projektu zaměřeného na stanovení specifických emisních faktorů pro prašnost ze zpevněných komunikací v Kalifornii bylo provedeno více než 200 měření při rychlostech v rozpětí 20 – 60 mil/hod. Výsledky měření prokazují přímý vztah mezi rychlostí vozidla a emisí prachových částic PM_{10} (obr. 5.9.).

Obr. 5.9.: Koncentrace PM_{10} naměřené na testovacím vozidle při různých rychlostech jízdy [28]

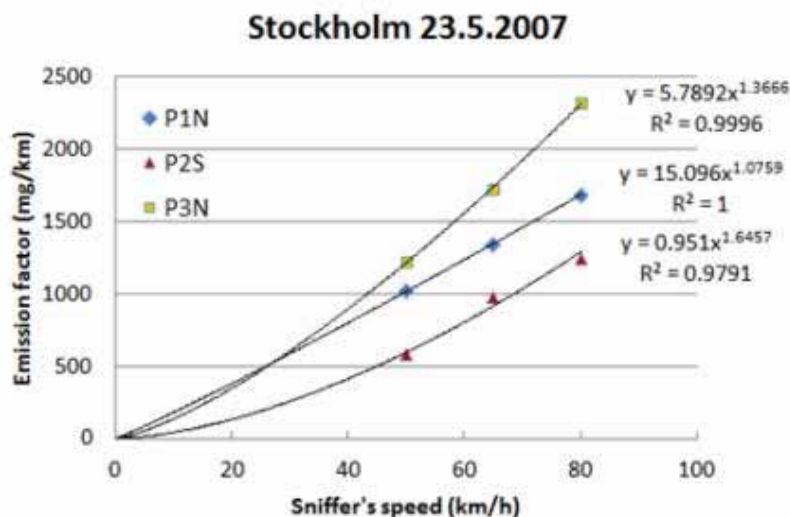


I novější studie z Evropy potvrzují vztah mezi rychlostí vozidla a emisemi PM_{10} , kdy s rostoucí rychlostí rostou i emise. Příkladem může být studie autorů Pirjola et al., kde byly koncentrace měřeny pomocí vozidel SNIFFER (Finsko) a EMMA (Švédsko), které fungují na podobném principu jako TRAKER [53]. Emise se měří před vozidlem a za kolem jedoucího vozidla. Rozdíl emisí představuje emise prachových částic vzniklé z jedoucího vozidla a potažmo z dopravy. Studie se věnovala měření emisí prachu při jízdě vozidel při různých rychlostech a s použitím různých typů pneumatik. Výsledek měření znázorňuje následující obrázek 5.10.

Obr. 5.10.: Porovnání emisí PM₁₀ při použití různých pneumatik (Su – letní, Fr – zimní, St - hřebíkové) v závislosti na rychlosti na základě měření s užitím vozidel SNIFFER a EMMA

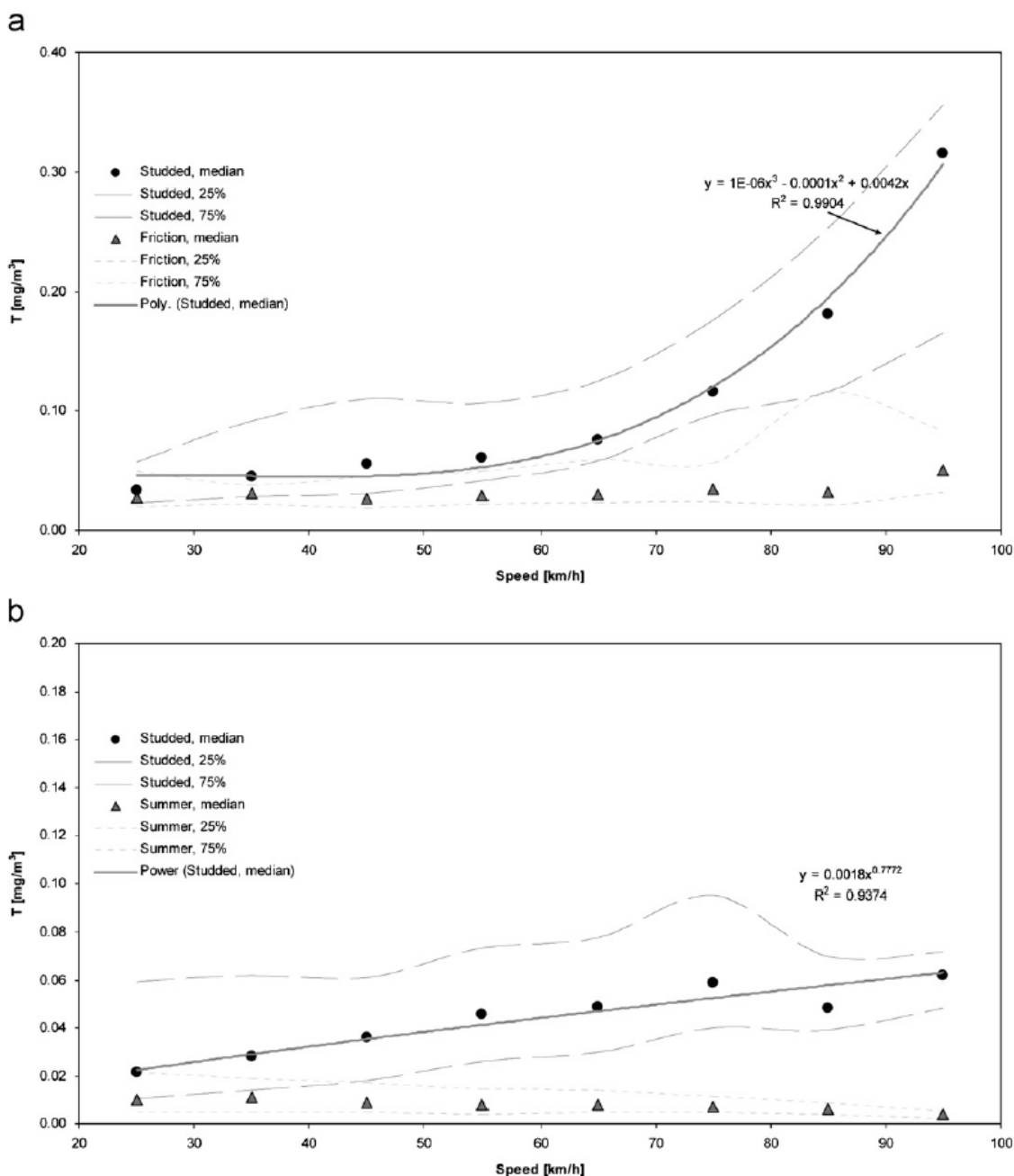


Obr. 5.11.: Závislost emisního faktoru vypočteného z měření Snifferu poblíž Stockholmu na rychlosti [53], zimní pneumatiky, 3 úseky s různým povrchem



Tento trend potvrzuje i další skandinávská studie, avšak pouze pro hřebíkové pneumatiky [24]. Studie pracovala také se zimními a letními pneumatikami, zde se výrazná závislost na rychlosti nepotvrdila. Autoři prováděli dvě měření v různou roční dobu a letní pneumatiky použili pouze v měření, kdy na povrchu komunikace bylo podstatně menší množství prachového materiálu než v případě měření se zimními pneumatikami. Výsledky znázorňuje následující obrázek 5.12.

Obr. 5.12.: Závislost koncentrace prachových částic na rychlosti. Měření proběhlo pomocí „Dust Traks“ za předním kolem 10. května (a) a 27. září (b)



Další švédské studie, především ty ze švédského technického institutu (VTI), také potvrzují nárůst emisí prachových částic s rostoucí rychlostí. Většina studií je však zaměřena na hřebíkové pneumatiky a i přes to, že jsou k testování používány pro srovnání i letní pneumatiky, je výstupů relevantních pro naše území málo.

Příkladem studie, která dokumentuje závislost množství zvířených částic na rychlosti jedoucího vozidla na základě odlišné metody měření, je hodnocení provedené

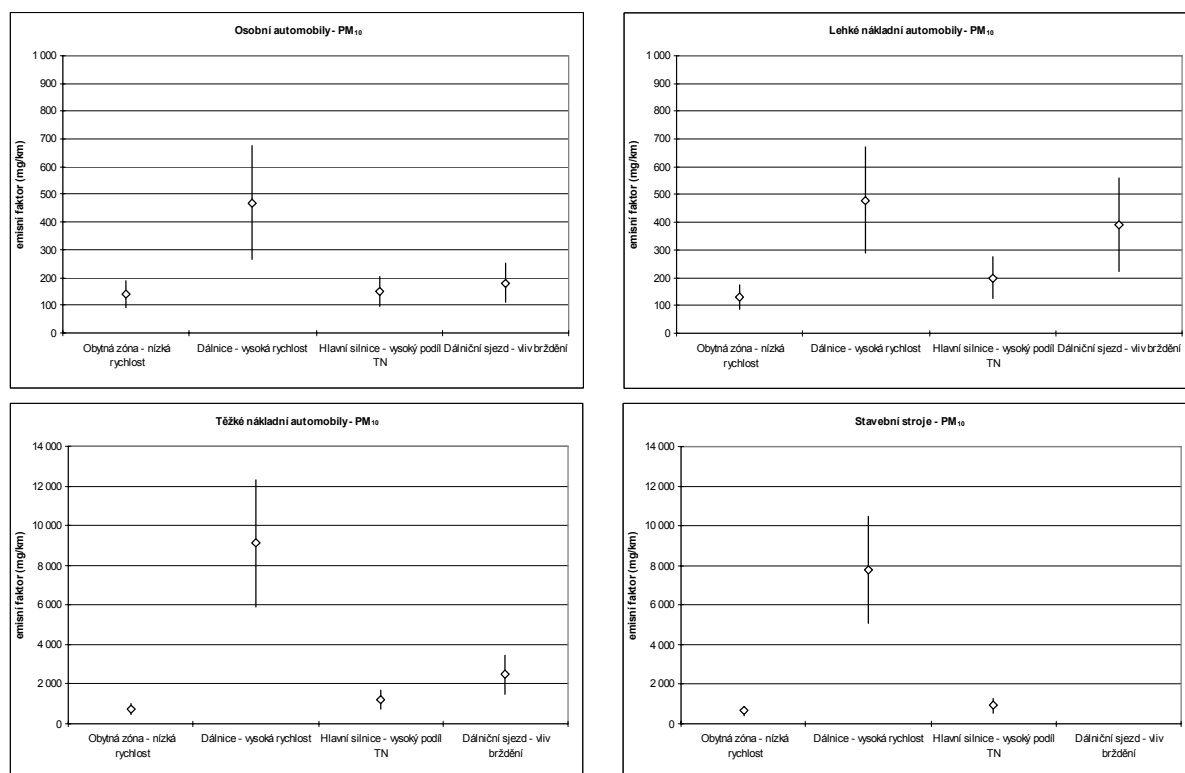
Nicholsonem [66]. V tomto případě byl povrch pokryt definovaným množstvím fluorescentních částic a následně přejížděn automobilem. Vzhledem k tomu, že je známo původní množství deponovaných částic, umožňuje tato metoda porovnávat nejen závislost emise na daných parametrech (rychlostí jízdy a počet jízdy), ale také průběh postupného odstraňování částic z povrchu a celkovou „účinnost resuspenze“. Navíc nedochází k záměně částic zvířených z povrchu s částicemi jiného původu.

Z obrázku 5.13 – 5.15. je opět patrné, že množství částic vynesných do ovzduší roste úměrně s rychlostí jízdy automobilu. Současně je zřejmé, že určitý podíl z celkového množství částic zůstává ležet na povrchu i při zvyšujícím se počtu jízd (u částic o velikost 10 μm jde o 20 – 60 %, podle rychlosti vozidla). Výsledky měření naopak nepotvrzují domněnku, že existuje určitá mezní rychlost jízdy, pod níž již k zvíření částic nedochází, neboť částice byly vyneseny do ovzduší i při velmi nízkých rychlostech (8 km.hod^{-1}).

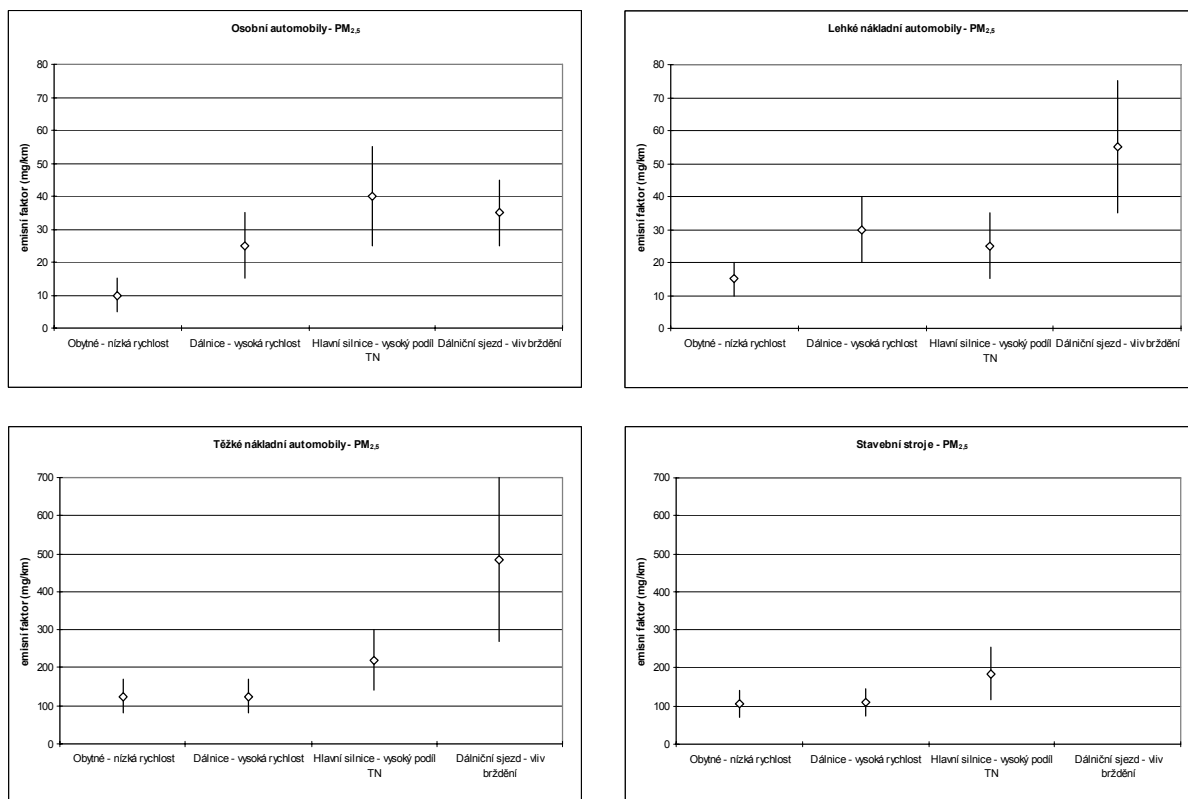
Současně je ovšem nutno upozornit, že rychlost jízdy konkrétního automobilu (ve vztahu k množství zvířených částic) nepředstavuje totožný parametr, jako průměrná rychlost dopravního proudu na komunikaci. Pro jednotlivá vozidla lze prokazatelně sledovat zvyšující se emisi s rostoucí rychlostí. Odlišná je však situace při vzájemném porovnávání dat z různých komunikací o různé průměrné rychlosti dopravního proudu. Jako zásadní činitel se zde mohou projevit rozdíly v množství prachu deponovaného na komunikacích, které je obvykle mnohem vyšší na místních komunikacích (s nízkou rychlostí dopravy) než na dálnicích či rychlostních silnicích. Např. měření provedené pomocí systému TRAKER v Idahu na rozsáhlém souboru cca 400 km silnic ukázalo, že skutečné množství zvířených částic může být na silnicích o nízkých rychlostech srovnatelné nebo dokonce vyšší v porovnání s „vysokorychlostními“ úseky [67].

Metodika AP-42 však tuto skutečnost již zohledňuje prostřednictvím doporučených hodnot sL, které jsou výrazně vyšší pro místní komunikace v porovnání s dálnicemi a hlavními komunikacemi. Bez zohlednění opačně působícího vlivu rychlosti je pak měrná emise z jednoho vozidla (g/vozokm) na hlavních tazích několikanásobně nižší oproti málo zatíženým úsekům, zatímco výše uvedené studie dokládají, že vlivy vyšší rychlosti do značné míry vyrovnávají efekt větší čistoty hlavních komunikací. Při použití odstupňované hodnoty sL lze tedy považovat za vhodné doplnění výpočtové metodiky i o parametr vlivu rychlosti dopravního proudu.

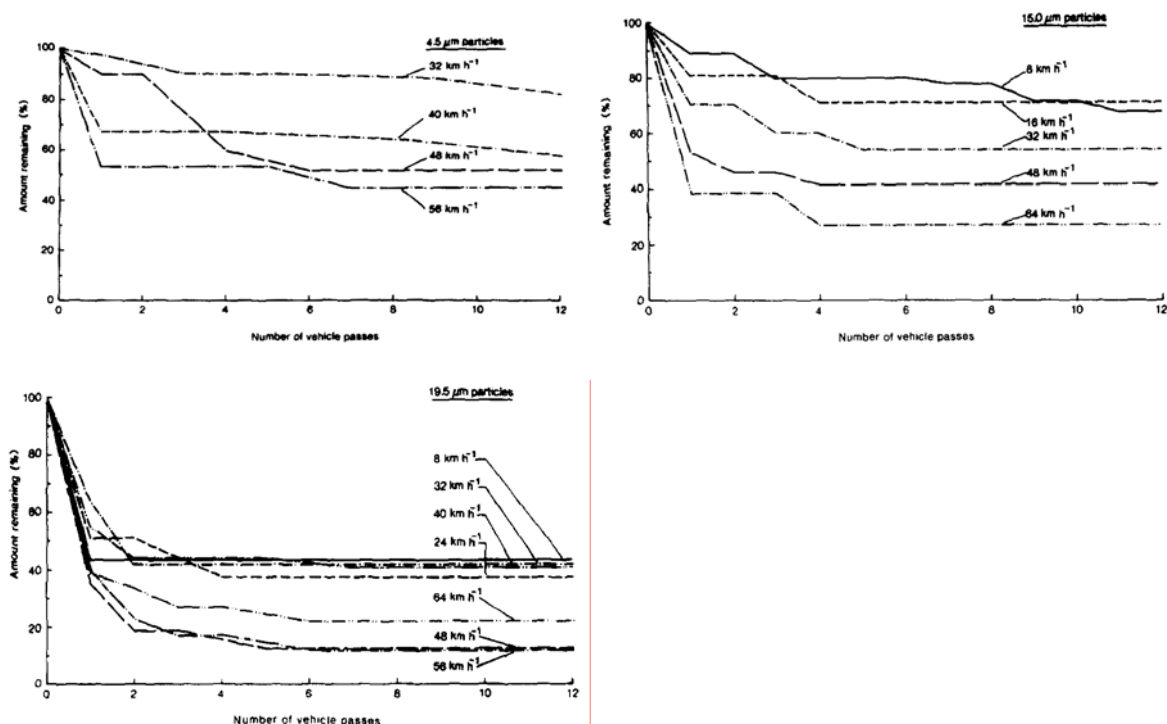
Obr. 5.13.: Odvozené emisní faktory pro různé typy komunikací a kategorie vozidel [24] – částice PM_{10}



Obr. 5.14.: Odvozené emisní faktory pro různé typy komunikací a kategorie vozidel [58]
– částice $PM_{2,5}$



Obr. 5.15.: Resuspenze povrchového materiálu při různých rychlostech jízdy



5.1.2.3 Typ povrchu

Resuspenze částic je ovlivňována, mimo již dříve zmíněné faktory, také typem materiálu vozovky. Povrch může být tvořen v principu 3 různými typy materiálu – asfaltem, betonem a dlažbou a dále různým minerálním složením. Povrch je dále charakterizován různou mírou deformace. Literatura se věnuje 3 větším oblastem, které zkoumá – jednak vlivu typu povrchu a minerálního složení na množství prachu na komunikacích (resp. emisnímu faktoru) [54 - 56], porovnávání vlivu maximální velikosti agregátů ve směsi (asfaltu či betonu) [39, 61] a vlivu opotřebení vozovky na množství prachových částic na komunikacích [68, 54].

Vliv typu povrchu zkoumá především švédský dopravní institut (VTI) pomocí silničního simulátoru. Ve svých studiích porovnávají několik typů asfaltových a dva betonové povrchy [54, 56].

Typy zkoumaných povrchů:

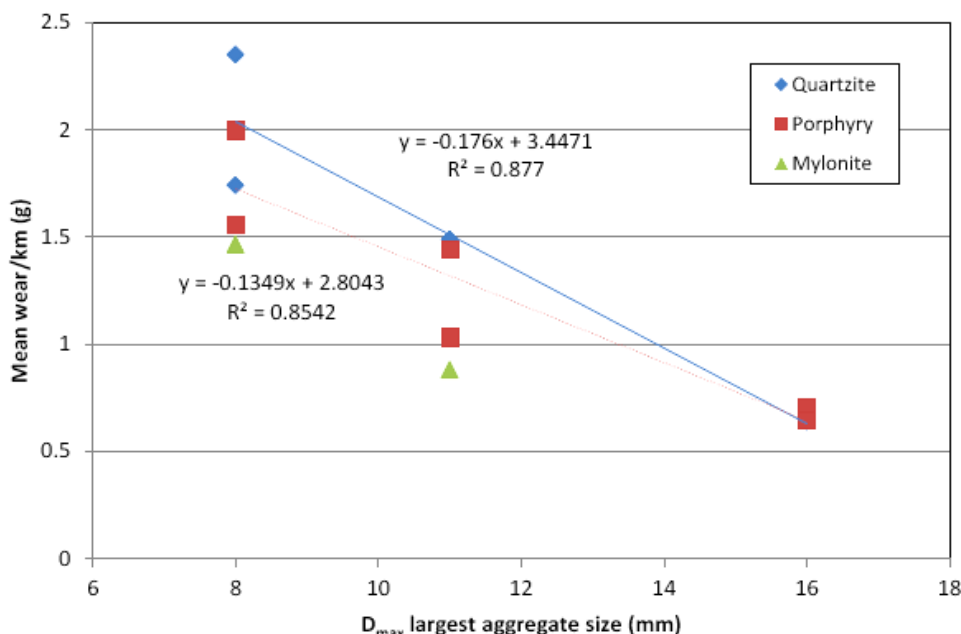
- porézní asfalt (PA – porous asphalt)
- pryžový asfalt (AR – asphalt rubber)
- asfaltový beton (AC – asphalt concrete)
- asfaltový koberec mastixový (SMA – stone mastic asphalt)
- beton (C – concrete)
- TiOmix beton (TiO C – TiOmix concrete)

Obr.5.16.: Základní typy testovaných povrchů, v pořadí nahoře: PA, AR, AC, dole: SMA, C, TiO C



Opotřebení povrchu vozovky ovlivňuje do velké míry maximální velikost hrubého agregátu ve směsi a samotné vlastnosti agregátu ve vozovce, a to zejména jeho odolnost (tvrdość). Tyto vlastnosti mají následně vliv na emise PM_{10} . Negativní vztah mezi velikostí agregátové složky a opotřebením vozovky pro povrchy vozovky typu SMA s různým druhem kameniva (stone mastic asphalt) uvádí obrázek 5.17.

Obr. 5.17.: Závislost míry opotřebení vozovky na největší velikosti agregátu s různým druhem kameniva [54].

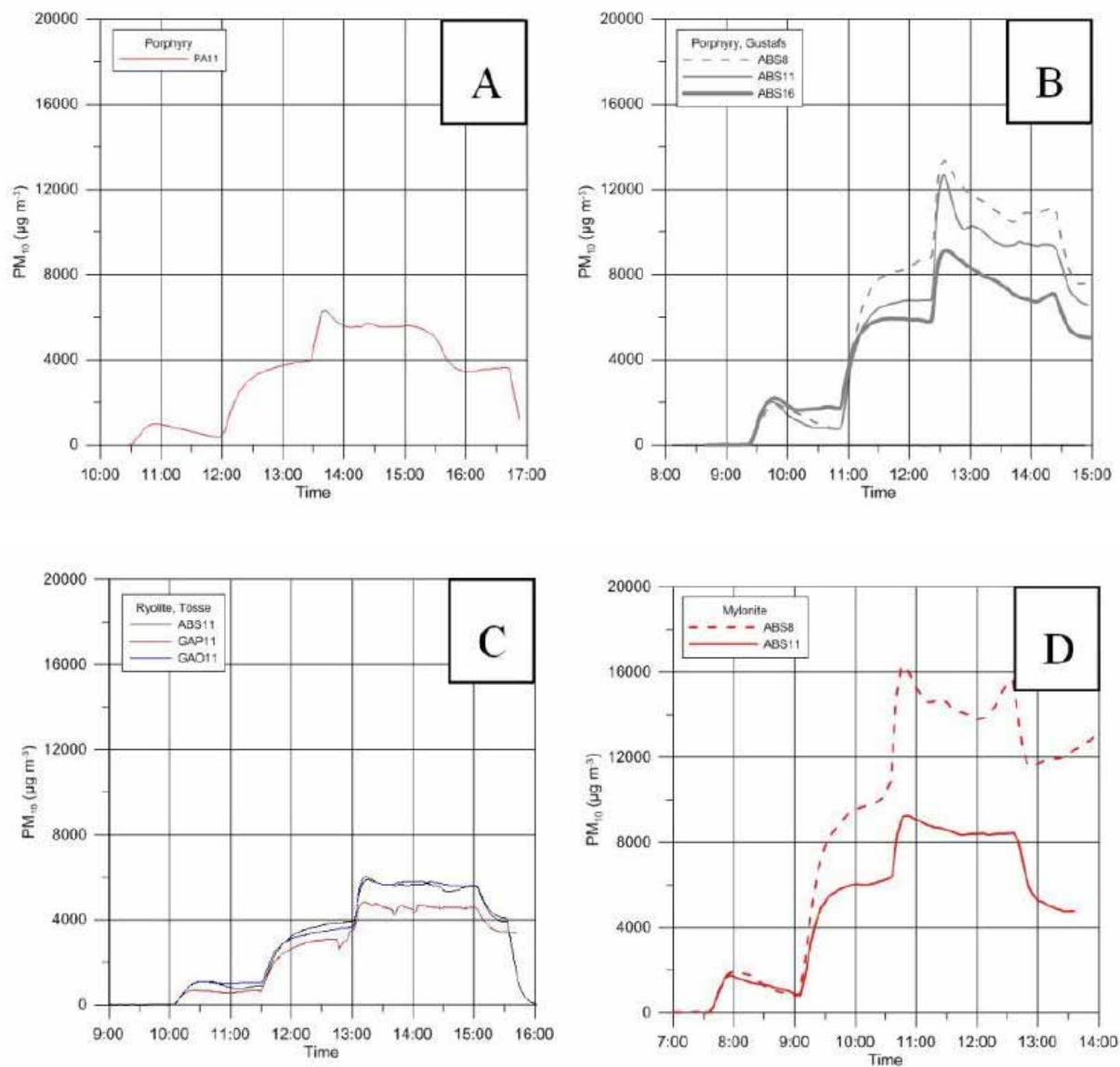


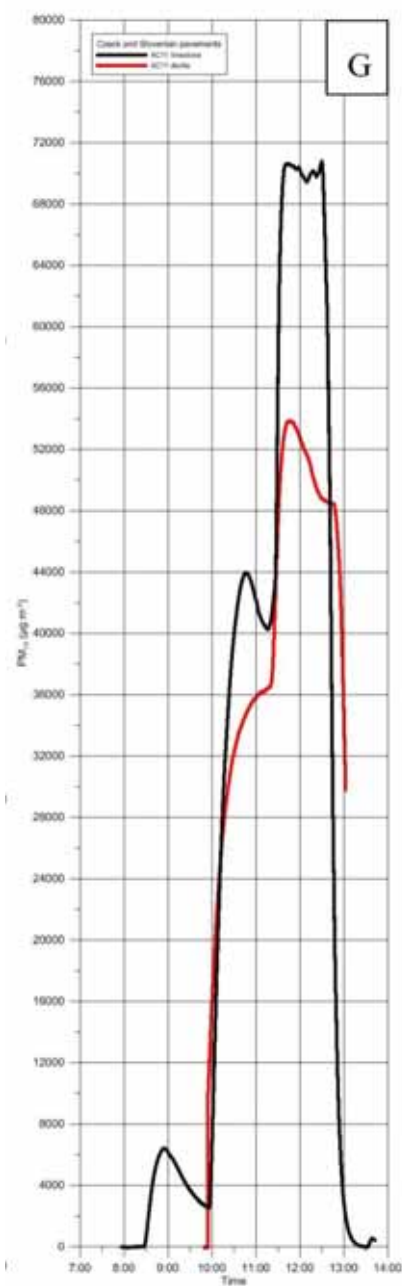
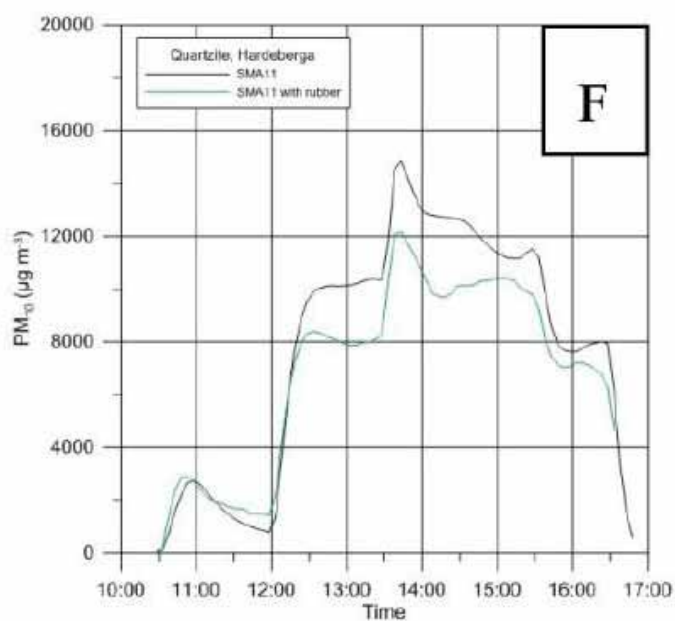
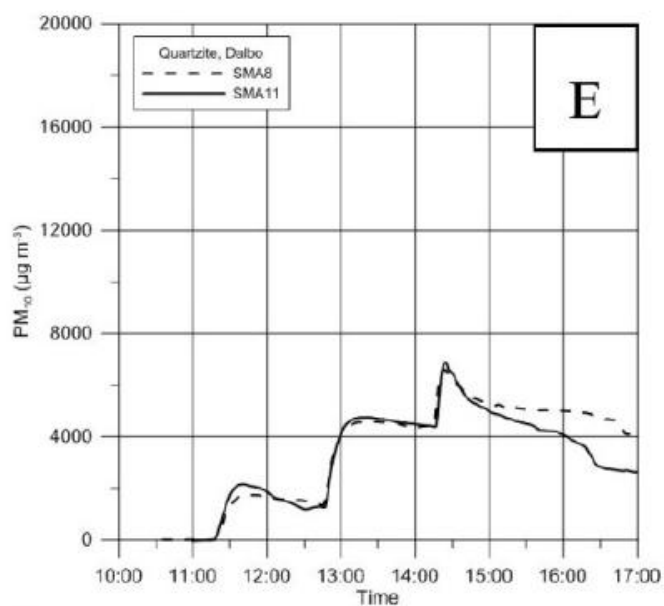
Obr. 5.18.: Asfaltový koberec mastixový s agregáty o různé maximální velikosti [54]



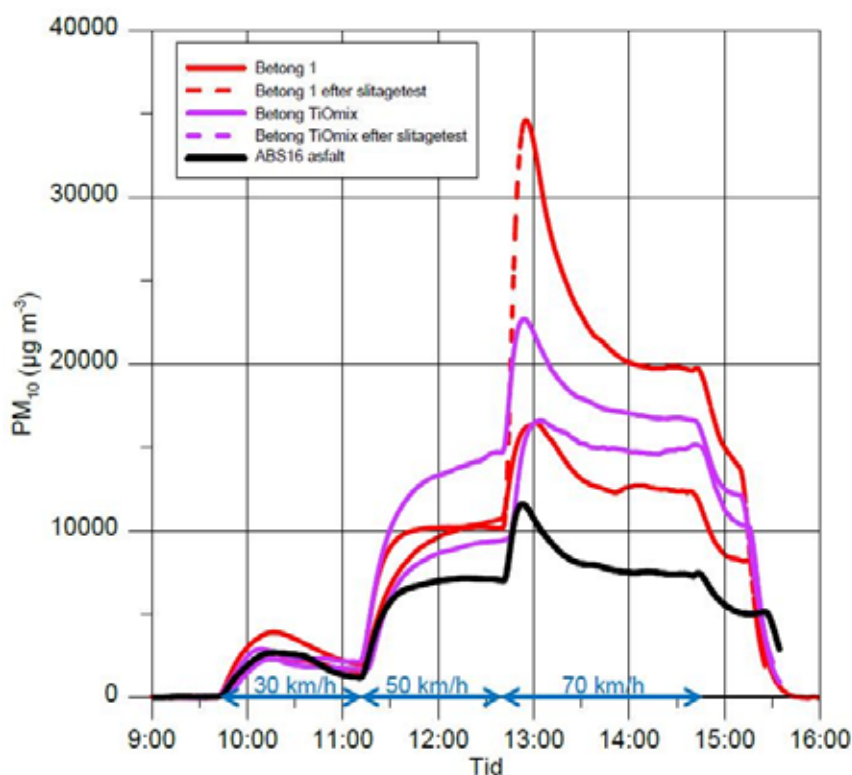
Výsledky laboratorních simulací jsou porovnávány s měřením v terénu. V případě asfaltových povrchů poukazují autoři na skutečnost, že švédské povrchy jsou abrazi odolnější než středoevropské, a to vzhledem k použití kamenů s větší odolností vůči mechanickému působení v asfaltu. Povrchy ve Švédsku byly speciálně vyvinuty, aby co nejvíce odolávaly použití hřebíkových pneumatik v zimním období. Míru rozdílu mezi švédským a středoevropským asfaltovým povrchem dokumentuje následující obrázek 5.19.

Obr. 5.19.: Koncentrace PM_{10} pro 16 typů asfaltových povrchů s různými horninami při 3 rychlostech (30, 50, 70 km/h)





Obr. 5.20.: Koncentrací PM_{10} pro 2 typy betonových povrchů (beton, beton s příměsí titanu) a asfaltový mastixový koberec při 3 rychlostech (30, 50, 70 km/h)



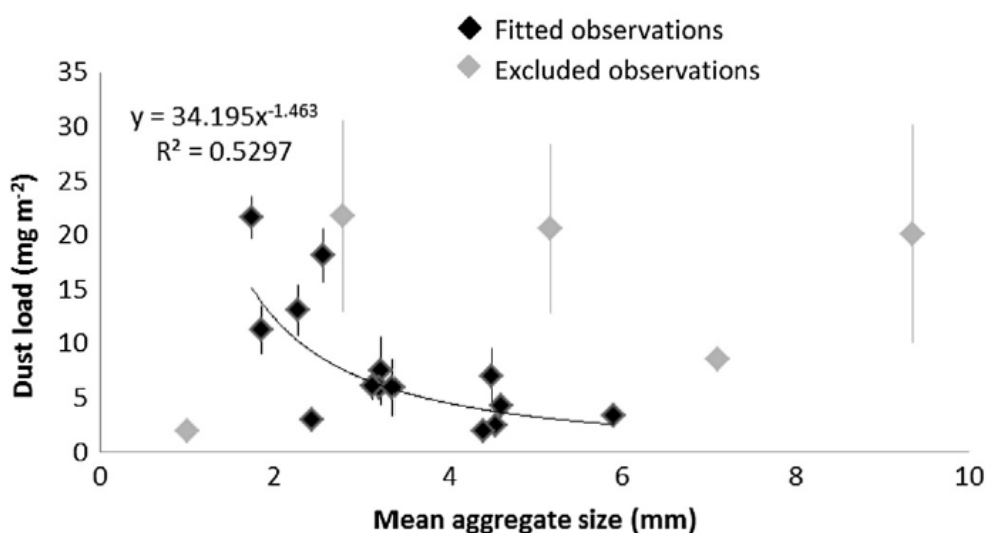
Z grafů vyplývá, že při laboratorní simulaci produkují nejméně emisí asfaltové směsi s příměsí gumy, popřípadě porézní asfaltové směsi a dále asfaltový koberec mastixový. Ze studie věnující se problematice betonového povrchu vyplývá, že emise z betonu jsou vyšší než v případě asfaltového mastixového koberce. Na základě měření provedeného v terénu však není možné potvrdit, že na porézních vozovkách je produkováno méně emisí [56].

Stejně tak Gehrig ve své studii z roku 2010 [68] testoval pomocí simulátoru vliv typu povrchu a jeho stavu na množství emisí vlivem resuspenze. Ten rovněž uvádí, že porézní materiály lépe zadržují prach na povrchu vozovky oproti kompaktním materiálům, jako je např. asfalt, čímž následně dochází k nižší emisi prachových částic PM_{10} . Testování rovněž ukázalo, že na asfaltových vozovkách ve špatném stavu jsou hodnoty koncentrací PM_{10} výrazně vyšší oproti vozovkám v dobrém stavu.

Podobné závislosti potvrzují také výsledky další studie z roku 2013 realizované v jižním Španělsku [39]. Z výsledků je možné odvodit silně negativní vztah mezi velikostí zrna vozovky a množstvím vznikajících emisí. Rostoucí množství emise prachových částic se snižující se velikostí zrna materiálu vozovky je zřejmé z obrázku

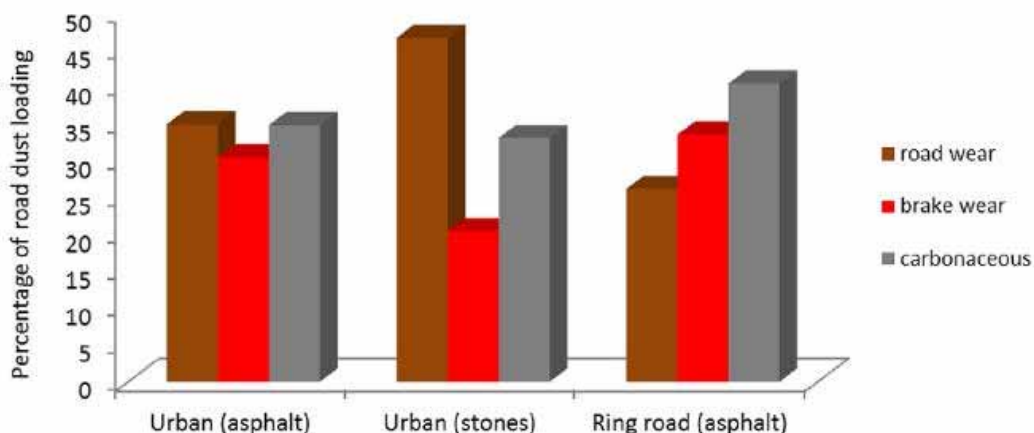
5.21. Velikost zrna materiálu se zde pohybuje v řádech milimetrů, což odpovídá zrnitosti asfaltových hmot užívaných pro stavbu některých typů vozovek [70]. K obdobným závěrům došli také v roce 2012 China a James [69] na základě měření makrostruktury povrchu řady zpevněných vozovek v Las Vegas, USA, za využití standardní zkušební metody ASTM E965-15.

Obr. 5.21.: Vztah mezi průměrnou velikostí agregátu v materiálu a množstvím prachových částic [39]



Další studie od autorů Amato et al. [42] sleduje zdroje prachových částic PM₁₀ v ulicích Paříže, a to na různých typech komunikací s asfaltovým (AC) či kamenitým povrchem a uvádí jakou měrou jsou emise PM₁₀ ovlivněny opotřebením vozovky. Z grafu na obrázku 5.22. vyplývá, že opotřebení na kamenné vozovce (dlažbě) zapříčiňuje množství emisí cca o 13 % více než na asfaltové vozovce.

Obr. 5.22.: Procento prachových částic PM₁₀ rozdělené podle zdroje původu na různých typech komunikací.



5.1.2.4 Zimní údržba komunikace – posyp a solení

Emise z prachových částic na komunikaci jsou mimo jiné ovlivněny i ročním obdobím. V zimě jsou emise vyšší v důsledku aplikace posypového materiálu a soli.

Posypový materiál má jak přímý vliv na emise, tak i vliv prostřednictvím resuspenze. Písek může hrát roli jakožto přímý zdroj resuspendovatelného materiálu, pokud obsahuje dostatečné množství jemného materiálu (např. částice o průměru menším než 63 μm). Dále se písek může podílet na tvorbě prachu v momentě, kdy je rozdrcen pod koly automobilů na menší částičky, z nichž jsou některé dostatečně malé, aby mohly být unášeny vzduchem. Interakce mezi pneumatikami a pískem může obrušovat povrch komunikace a ústít v tvorbu prachu ze všech tří zdrojů.

Kantamaneni et al. [25] zkoumal efekt posypu komunikací na emisní faktor částic PM₁₀ na zpevněných komunikacích v Spokane (USA) a zjistil, že posyp zvýší emisní faktor přibližně o 40 %. Emisní faktor pro komunikaci s posypem byl průměrně 1 450 mg.vkt⁻¹.

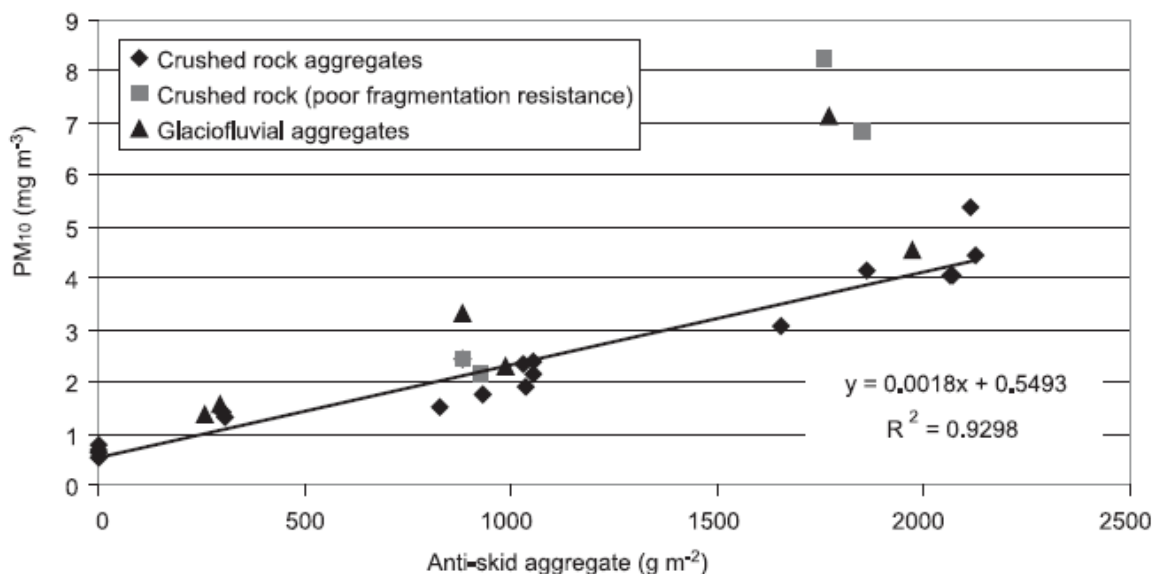
Kuhns et al. [23] se také věnoval efektu posypu komunikací na emise v Boise (USA). Zjistil, že 2,5 hodiny po aplikaci posypu, narostly emise průměrně o 54 % ve srovnání s úrovní před aplikací posypového materiálu. Po osmi hodinách nebo po projetí 2 000 až 2 500 vozidel se všechny zkoumané úseky vrátily na hodnoty před použitím posypu. Ze závěrů vyplynulo, že posyp komunikace zvýšil emise prachových částic PM₁₀, avšak přímý efekt měl krátké trvání, jelikož projíždějící vozidla písek odsunula stranou mimo hlavní proud komunikace.

Gertler et al. [72] měřil emisní faktor po sněhové bouři, kdy byl použit posypový materiál (směs hrubého písku a popela). Odhadované emisní faktory s dominujícími LDV v dopravním proudu byly pro prachové částice PM_{10} a $PM_{2,5}$ 612 a 112 $mg\ vkt^{-1}$ během prvního dne a 660 a 133 $mg\ vkt^{-1}$ během druhého dne. Posypový materiál přibližně zdvojnásobil emise ve srovnání se základní úrovní a emise se udržely ve vyšších hodnotách i následující den. Autoři také poukázali na to, že použití solného roztoku zvýšilo emise o 30 %. Toto zjištění potvrdil ve své studii i Lough et al. [73 in 71], který sledoval zvýšení emisí PM_{10} po aplikaci solného roztoku v tunelu.

Studie výše uvedených autorů se zaměřovaly více na krátkodobý efekt aplikace posypového materiálu a nediskutovali vliv použití posypového materiálu na resuspenzi.

Problematicke efektu aplikace posypového materiálu na komunikace se věnovalo i několik skandinávských studií [např. 71, 74]. Komplexní shrnutí problematiky má ve své monografii Kupiainen [71]. Z testů, které provedl na silničním simulátoru vyplynulo, že koncentrace emisí PM_{10} lineárně rostou s množstvím aplikovaného posypového materiálu bez ohledu na typ použitých pneumatik (zimní, hřebíkové), horninové složení posypového materiálu a typ kameniva v asfaltové směsi. Trend zobrazuje následující graf.

Obr. 5.23.: Koncentrace PM_{10} a množství posypového materiálu použitého v testu s hřebíkovými pneumatikami a 15 km/h. Linie trendu reprezentuje rozdrcené kamenivo



Dále byl sledován vliv velikosti zrn u použitého posypového materiálu na formaci prachových částic porovnáním výsledků materiálu s velkým podílem obsahu frakce 0 - 1 mm (až 20 % hmoty pod 1 mm) s materiálem, který měl pouze stopové množství hmoty objemu ve frakci pod 1 - 2 mm. Posypový materiál s velkým podílem

jemných částí zvýšil koncentrace PM_{10} , a to jak se zimními, tak hřebíkovými pneumatikami. Koncentrace byly přibližně o 20 % vyšší při aplikaci 300 g/m^2 jemně zrnitého materiálu a o 150 % vyšší při větším množství jemně zrnitého materiálu. Tyto výsledky jsou ve shodě s výsledky studie Gustafsson et al. [74], který pozoroval, že přírodní jemnozrnný písek (zrno 0 – 8 mm) způsobil vyšší emise PM_{10} než drcené kamenivo o zrnitosti 2 – 4 mm a také bez výraznějšího vlivu dle typu pneumatik. Dále byl sledován vliv odolnosti posypového materiálu vůči fragmentaci. Podle očekávání vyšší emise způsobil materiál, který byl méně odolný fragmentaci (Granite) než zbylé testované horniny. Rozdíl byl výraznější při aplikaci většího množství posypového materiálu.

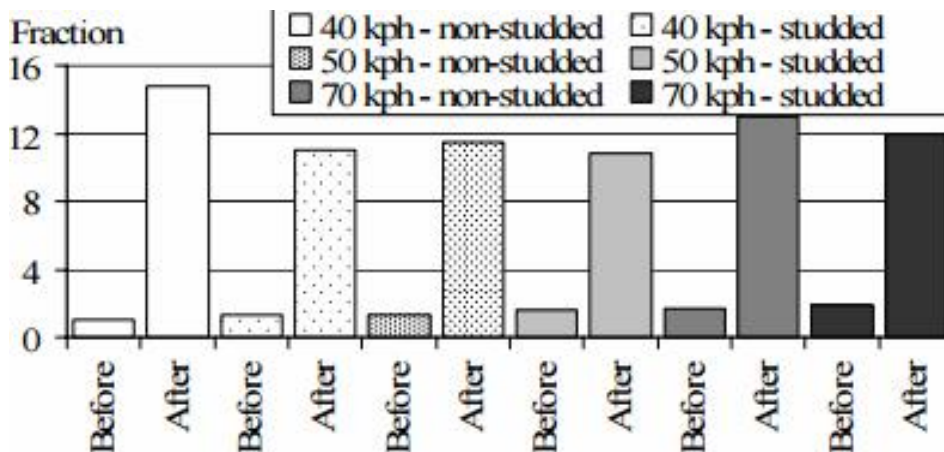
Tab. 5.6.: Příklad hodnot z testů I a III pro zimní pneumatiky [71]

Posypový materiál	Rozptýlené množství		PM_{10}	PM_{10}
	dm^3	g/m^2	mg.m^{-3}	mg.km^{-1}
-	0	0	0,32	8
Granit I	2	926	1,42	34
Diabas	2	1 056	1,21	29

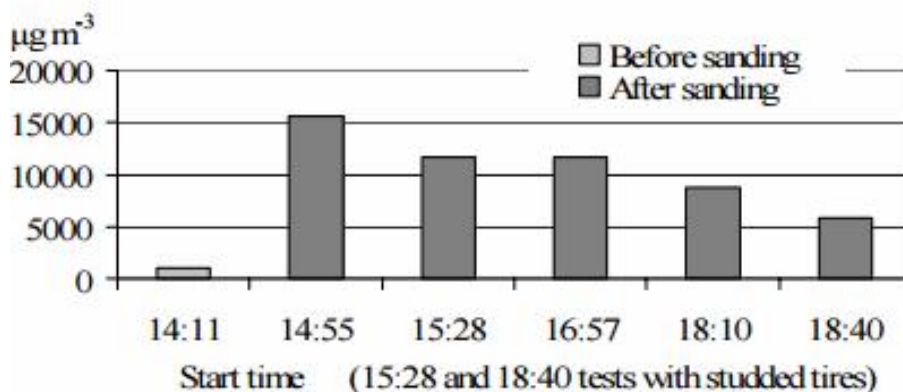
Posypový materiál	Rozptýlené množství		PM_{10}	PM_{10}
	dm^3	g.m^2	mg.m^{-3}	mg.km^{-1}
-	0	0	0,09	2
Diabas	1	301	0,33	8
Diabas	2	1 036	0,62	15
Mafity	1	304	1,15	28
Mafity	2	1 032	0,98	24
Glacifluviální rozdrcené kameny	2	884	2,62	63
Glacifluviální proseté pisky	2	985	1,14	27

Kupiainen provedl i ověření testů v terénu. Výsledky jsou shrnuty v následujících grafech. Shoduje se ve svých výsledcích s autory Kuhns et al. [23] a Gertler et al. [73] v tom, že přímý vliv aplikace posypu na emise PM_{10} je krátkodobý, a to spíše v řádu několika hodin.

Obr 5.24.: Proměnlivost vlivu aplikace posypového materiálu s rychlostí a použitím různých pneumatik (vlevo nehřebíkové, vpravo hřebíkové), měření v terénu při aplikaci posypu 500 g/m² v zrnitosti 1/6 mm [75]



Obr. 5.25.: Proměnlivost vlivu aplikace posypového materiálu při použití hřebíkových pneumatik, měření v terénu při aplikaci posypu 500 g/m² v zrnitosti 1/6 mm [75]

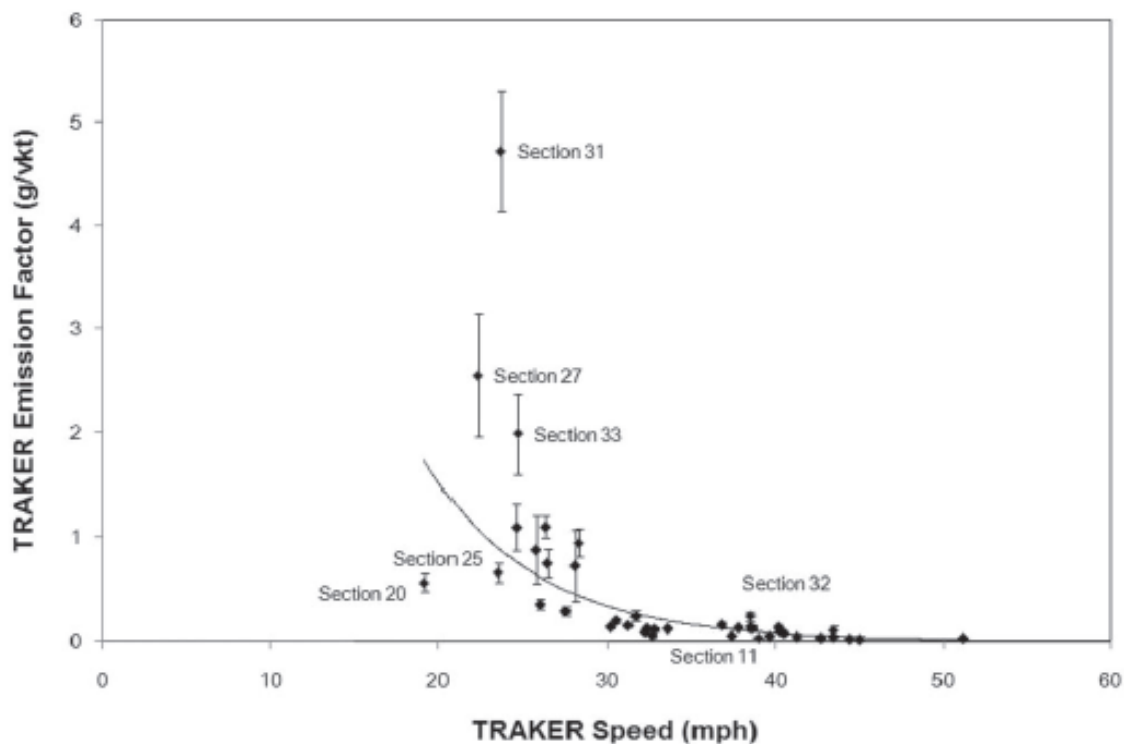


Výše zmíněné studie se věnují bezprostřednímu vlivu aplikace posypového materiálu, ale žádná neporovnává dlouhodobé hodnoty v zimním období s obdobím letním.

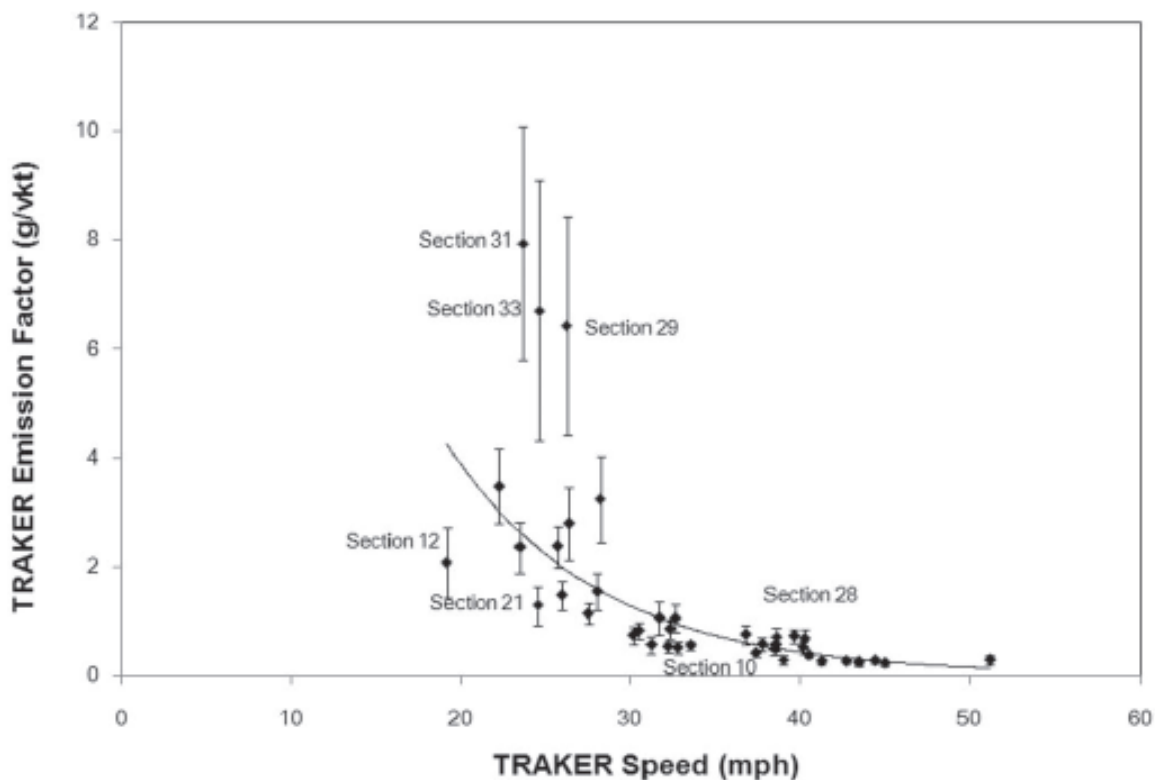
Tomuto tématu se věnovala studie Desert Research Institute (DRI), která uvádí roční měření koncentrací PM₁₀ pomocí jedoucího vozidla TRAKER se zaměřením na vliv zimní údržby silnic a porovnání letních a zimních emisních faktorů [76]. Získaná data autoři studie roztřídili podle typu komunikace a rychlosti vozidel. Na výsledky měla velký vliv i přítomnost souvislé sněhové pokrývky na komunikaci. Ze zjištění studie vyplynulo, že v průběhu zimního období narostl emisní faktor ve srovnání s letním obdobím průměrně 5 krát, ale v ojedinělých případech i 10 krát. Na úroveň

letních hodnot se vrátil až po roztátí veškerého sněhu a odklizení veškerého posypového materiálu na jaře. Jako posypový materiál byl použit popel, štěrk, popřípadě písek, a to vždy v kombinaci se solí. Následující grafy ukazují vztah mezi rychlostí TRAKERU a emisním faktorem pro letní a zimní období.

Obr. 5.26.: Vztah mezi rychlostí TRAKERu a EF PM_{10} pro letní období na hlavních komunikacích [76]



Obr. 5.27.: Vztah mezi rychlostí TRAKERu a EF PM₁₀ pro zimní období na hlavních komunikacích [76]



Jak z hlediska rozložení emisních faktorů podle typu komunikace, tak z dat TRAKERU vyplývá, že nejvyšší hodnoty EF byly zjištěny na komunikacích s nejmenším objemem dopravy a naproti tomu nejnižší hodnoty EF byly zjištěny na vysokorychlostních komunikacích (64 - 88 km/h). Pro tento jev hovoří dva faktory. Prvním je lepší a častější údržba komunikací na frekventovaných silnicích, kdy úklid posypového materiálu na těchto komunikacích probíhal okamžitě po uschnutí komunikace po sněhové události (obvykle během 4 dnů). Druhým faktorem je, že frekventované komunikace mají obvykle vyšší povolenou rychlost, a tak doba, po kterou se drží prach na komunikaci je výrazně kratší oproti komunikacím s nižší povolenou rychlostí. Množství dostupného suspendovatelného materiálu je tedy také nižší.

Tab. 5.7.: Průměrné EF určené z TRAKERU pro oblast kolem jezera Tahoe [76]

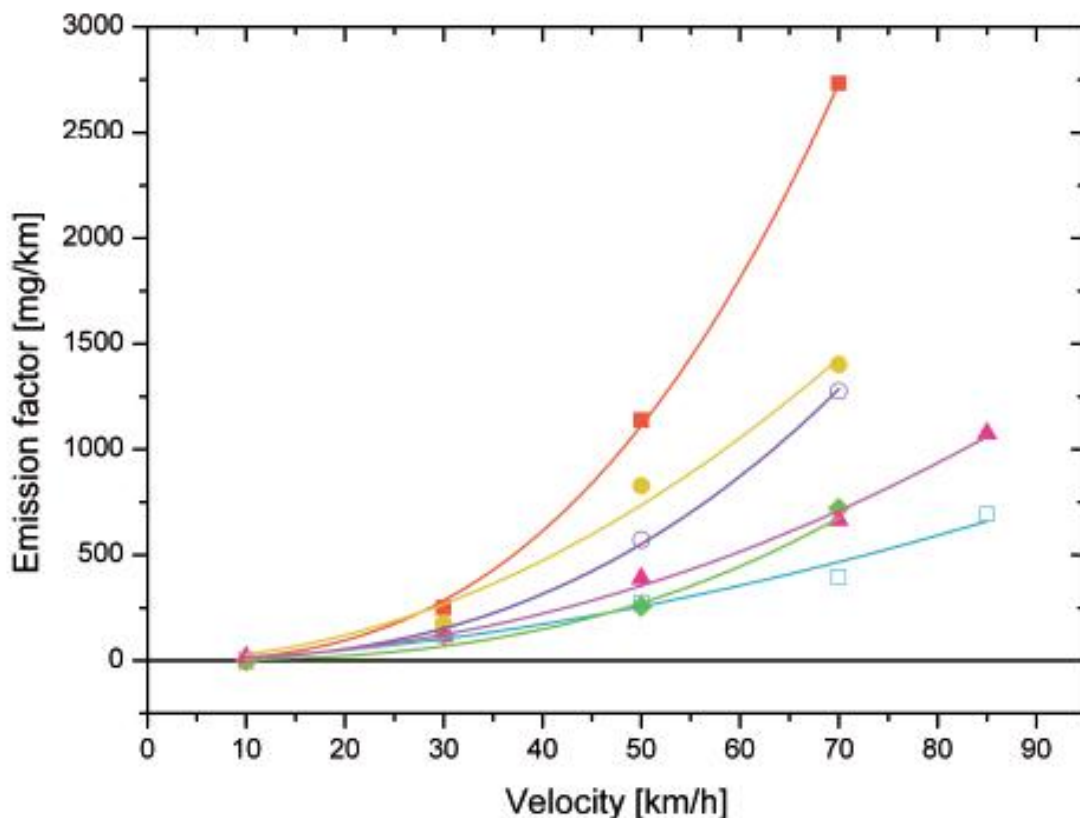
	Průměr – zimní období	Počet vzorků (n)	Průměr – letní období	Počet vzorků (n)
Primary roads	0,5±0,3	24	0,1±0,1	24
Secondary roads	1,1±0,9	4	0,3±0,3	4
Tertiary roads	3,3±2,6	13	1,1±0,9	13

Během zimního období je EF potlačen v momentě, kdy je na komunikaci trvalá sněhová pokrývka. V takové chvíli je možné, že EF klesne i na letní hodnoty.

5.1.2.5 Zemědělské práce

V rámci rešerše bylo dohledáno jen velmi málo studií, které se zabývají přímo problematikou navýšení prašnosti na komunikacích ve vztahu k blízkosti zemědělských ploch. Většina studií, která se věnuje emisím prachu v souvislosti se zemědělstvím, se věnuje buď emisím ze zemědělských činností, nebo pouze zemědělským komunikacím, převážně nezpevněným. Stanovením emisí ze zpevněných zemědělských komunikací se zabývá poměrně rozsáhlá práce Marcela Mathissena [85, 86]. Ten se ve své práci zabývá mimo jiné i měřením prachu na zpevněných a nezpevněných zemědělských cestách. Z výsledků měření na zpevněných cestách vyplynulo, že při opakovaném měření, po projetí 18 vozidel konstantní rychlostí 70 km/h se množství prachu snížilo na 50 % a výrazně se přiblížilo hodnotě pozadí. Dále bylo zjištěno, že emisní faktor je závislý na rychlosti, což potvrzuje i následující graf.

Obr. 5.28.: Závislost emisního faktoru naměřeného na zemědělských zpevněných cestách na rychlosti



Při porovnání emisních faktorů pro různé komunikace bylo zjištěno, že emise PM_{10} na zpevněných zemědělských cestách jsou výrazně vyšší než emise na nezpevněných komunikacích. Srovnání emisních faktorů pro různé typy komunikací shrnuje následující tabulka.

Tab. 5.8.: Shrnutí emisních faktorů pro různé typy komunikací [85]

Typ komunikace	Průměrný emisní faktor PM_{10} (mg.vkm ⁻¹)	Rozpětí (mg.vkm ⁻¹)
Nezpevněné komunikace (30 km/h)	24 000 ± 19 000	13 000 – 44 000
Zemědělské zpevněné komunikace (30-85 km/h)	160 ± 50	120 – 1080
„Běžné“ zpevněné komunikace (do 100 km/h)	26 ± 19	9 – 63

6. ODVOZENÍ VÝPOČETNÍCH ROVNIC PRO KVANTIFIKACI VLIVŮ JEDNOTLIVÝCH FAKTORŮ NA VELIKOST SL/EMISE

Na základě předešlé rešerše prací věnujících se problematice množství prachu na komunikaci byly pro účely této studie identifikovány následující faktory, které jsou klíčové pro stanovení množství prachu na komunikaci:

Faktory ovlivňující hodnotu sL:

- Intenzita dopravy
- Typ a stav povrchu komunikace
- Zimní období
- Zemědělské práce

Ostatní faktory:

- Hmotnost vozidla
- Rychlost vozidla

6.1. FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ HODNOTU SL

6.1.1 Intenzita dopravy na komunikaci

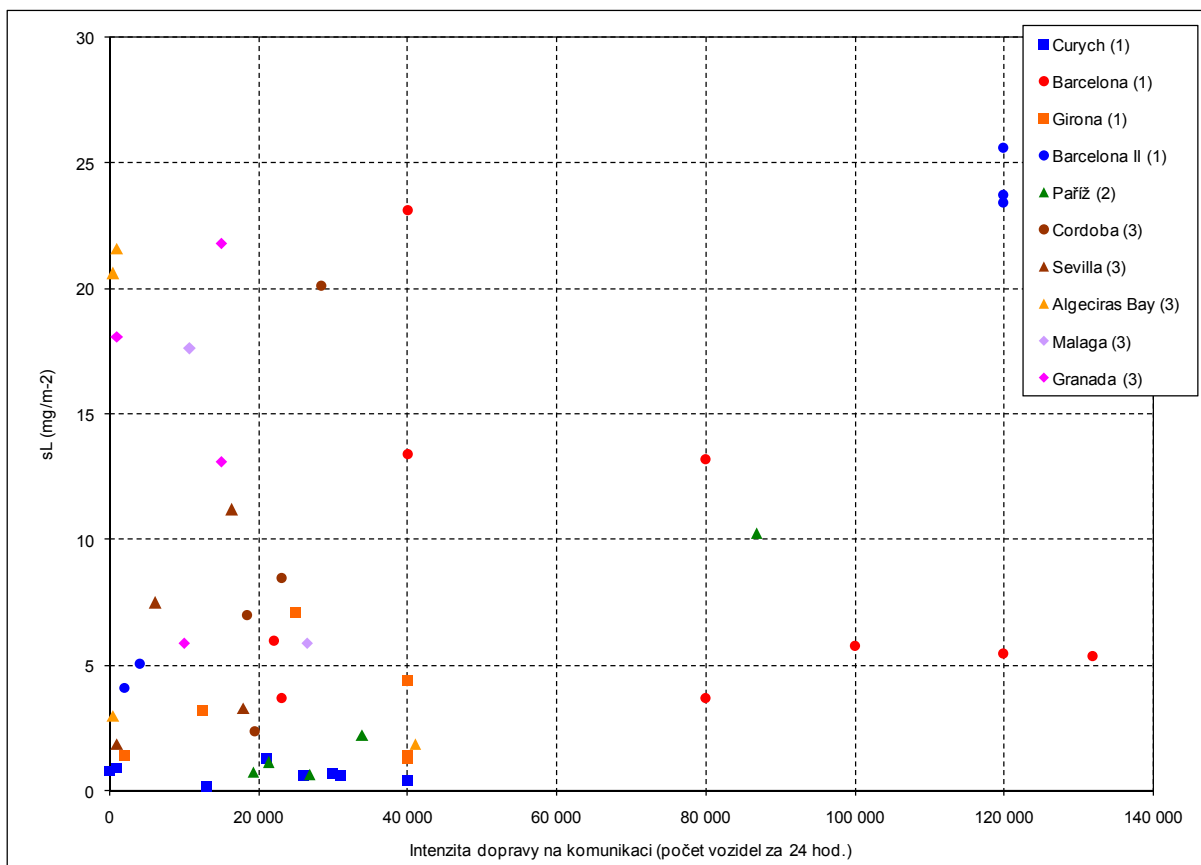
Jednou ze základních otázek návrhu metodiky pro výpočet emisí z resuspenze je odvození vztahu mezi množstvím prachu na komunikaci a intenzitou dopravy. Jak bylo popsáno výše, metodika AP-42 uvádí doporučené hodnoty odstupňované podle intenzity dopravy, a to s výrazně sestupnou tendencí, kdy poměr množství prachu na nejméně dopravně zatížených komunikacích (< 500 voz./den) vůči komunikacím zatíženým nejvíce ($> 10\,000$ voz./den) činí 20 v letním období, v zimě pak dokonce 80.

Z provedené rešerše a datových analýz vyplynulo, že jsou v tomto případě sloučeny dva nezávisle působící faktory:

- příčinná závislost, tj. skutečnost, že automobily svým pohybem po komunikaci aktivně odstraňují prach z vozovky, tj. čím více vozidel se po komunikaci pohybuje, tím méně prachových částic se na ní (po určitém ustálení) bude vyskytovat
- statistická závislost, spočívající ve skutečnosti, že méně dopravně zatížené komunikace se obvykle vyznačují zhoršeným stavem povrchu (resp. delším intervalem obměny povrchu), méně četnou údržbou a podobně.

V rámci řešení úkolu bylo shromážděno určité množství dat o množství prachu (resp. o množství částic do 10 μm) na vozovkách komunikací evropských měst dle studií [9, 41, 42]. Tyto údaje jsou shrnuty v tab. 5.4., přehledné porovnání pak umožňuje graf na obr. 6.1. (vyloučena byla část měření v lokalitě Barcelona II, ovlivněných stavební činností).

Obr. 6.1.: Průměrné množství částic < 10 μm na vozovkách evropských měst



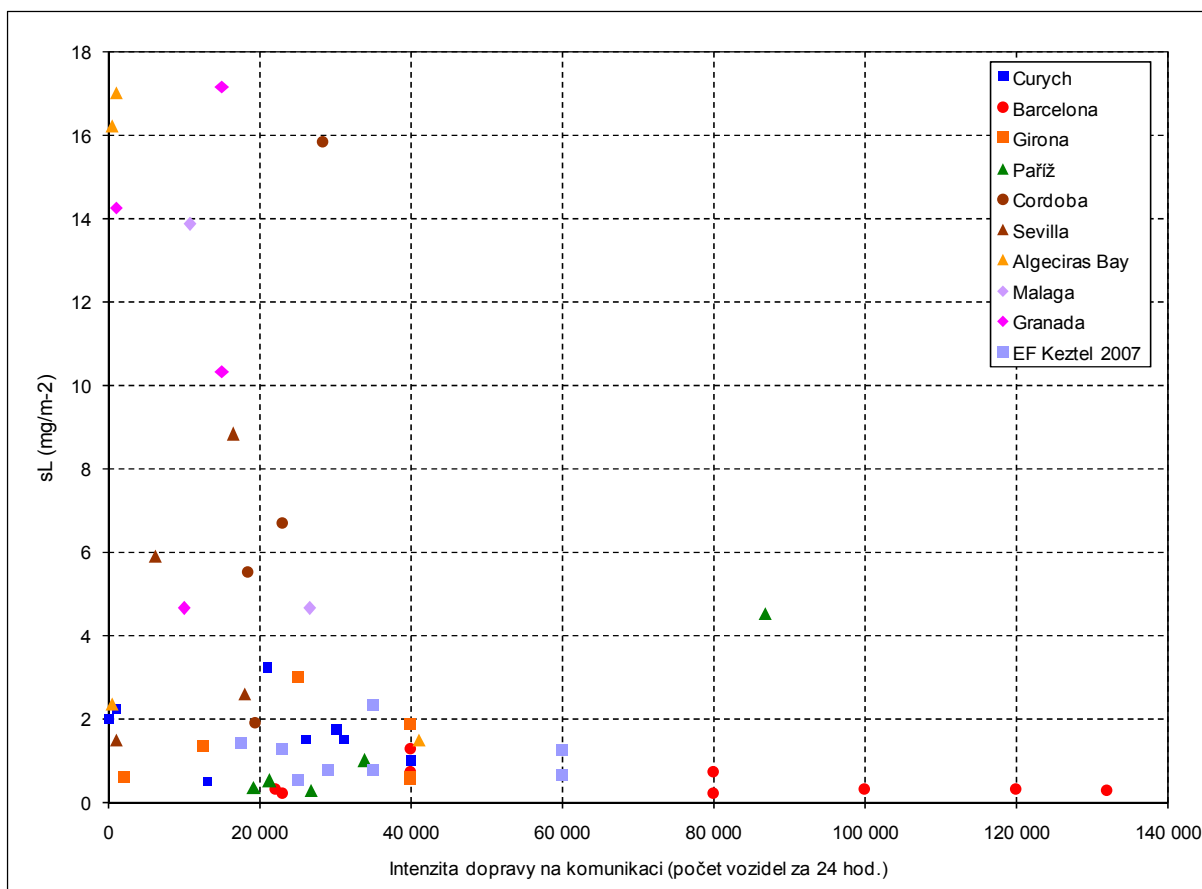
¹⁾ studie [9], ²⁾ studie [42], ³⁾ studie [41]

Z grafu je patrné, že hodnoty se vyznačují extrémním rozptylem. Měření na jednotlivých lokalitách sice vykazují určité trendy v závislosti na intenzitě dopravy, neplatí to však o souhrnu všech dat jako celku. To je dáno odlišným charakterem lokalit, vyplývajícím z geografické polohy a velikosti měst, rozdílnými podmínkami měření (roční období, meteorologické podmínky, povrch a údržba komunikací), ale též různými metodikami měření.

Z tohoto důvodu bylo dále provedeno vyhodnocení relativního průběhu zjištěných hodnot, kdy množství částic na komunikaci o intenzitě dopravy 40 000 voz./den byla přiřazena hodnota 100 % a ostatní údaje k ní byly poměrově přepočteny. Hodnota 40 000 voz./den byla zvolena proto, že se vyskytuje u většiny lokalit,

u zbývajících bylo množství prachu odpovídající této intenzitě dopravy dopočteno. Vyloučena byla data pro lokalitu Barcelona II, kde se vyskytují pouze údaje pro velmi nízké (do 4 tis. voz./den) a velmi vysoké (nad 120 tis. voz./den) intenzity dopravy. Naopak přidány byly údaje ze studie Ketzal et al. [106], které jsou vyjádřeny jako emisní faktor na 1 vozokilometr jízdy, a tudíž je nebylo možné zahrnout do porovnání absolutních hodnot množství částic na vozovce, nicméně pro relativní porovnání jsou využitelné. Výsledné porovnání ukazuje obr. 6.2..

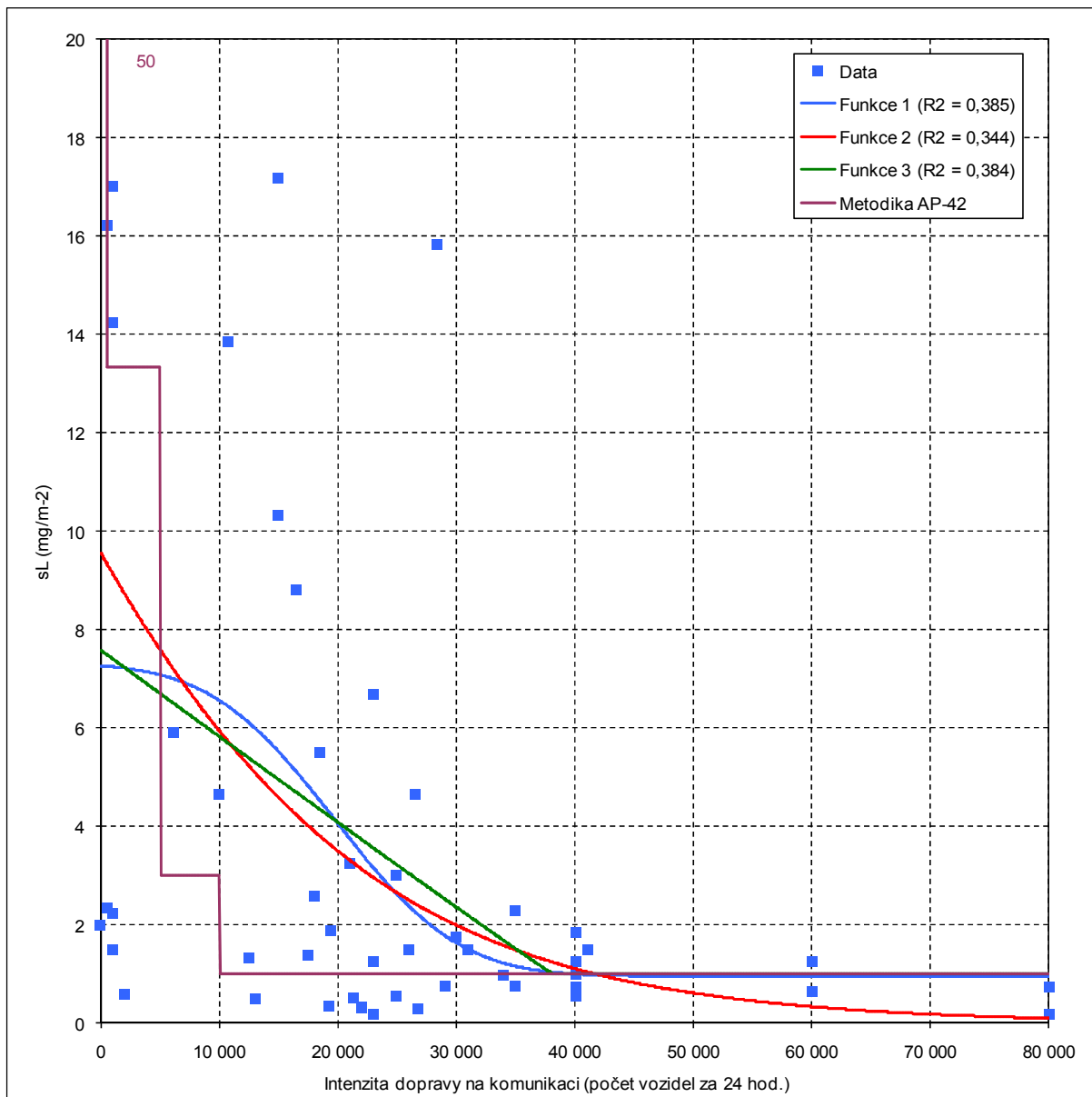
Obr. 6.2.: Průměrné množství částic < 10 μm na vozovkách evropských měst – relativní srovnání k hodnotě při intenzitě dopravy 40 tis. voz. / den



Jak je patrné, v tomto případě již lze závislost mezi intenzitou dopravy a množstvím částic pozorovat, ačkoli hodnoty nadále vykazují výrazný rozptyl. Zcela patrné jsou zvýšené hodnoty při nízkých intenzitách dopravy, tento výsledek je přitom v souladu se stávající metodikou AP-42. Vzhledem k tomu, že v těchto případech lze pozorovat různě vysoké hodnoty množství částic při stejné intenzitě dopravy, je možné opět vyslovit úvahu, že zde výraznou roli hraje vliv stavu povrchu, popřípadě dalších lokálních faktorů, a ve smyslu výše uvedených předpokladů se tedy jedná spíše o statistickou než příčinnou závislost.

Sestavou dat lze proložit různé regresní funkce, korelační koeficient R^2 je ovšem poměrně nízký (0,3 – 0,4), což je dáno uvedeným rozptylem dat. Na obr. 6.3. jsou zobrazeny některé varianty průběhu těchto funkcí spolu s podkladovými daty. V grafu je rovněž vykreslen průběh hodnot podle metodiky AP-42, v tomto případě se sice jedná o částice do $75 \mu\text{m}$, při konstantním poměru obou frakcí však lze relativní srovnání k hodnotě při 40 tis. voz./den použít.

Obr. 6.3.: Porovnání variant - vyjádření závislosti množství částic na intenzitě dopravy



Na základě uvedeného lze učinit následující závěry. Metodika AP-42 v zásadě odráží tendence zjištěné v evropských městech. Pokrývá však spíše její okrajové hodnoty, v intervalu do 5 000 voz./den hodnoty vyšší, v intervalu od 10 tis. voz./den

naopak hodnoty nižší. V reálných situacích lze (při středních a vyšších intenzitách dopravy) pozorovat spíše hodnoty nad úrovní linie, vymezené metodikou AP-42, i když vzhledem k rozptylu dat se přirozeně část hodnot vyskytuje i pod touto úrovní. Odchyšky lze přisoudit vlivu charakteru lokality a povrchu komunikace. Naproti tomu uvažované alternativní funkce vzhledem k způsobu jejich odvození přirozeně procházejí středem dat.

V zásadě tak lze uvažovat se dvěma alternativními přístupy k určení vztahu mezi množstvím částic na komunikaci a intenzitou dopravy. Jednou variantou je proložení dat vhodnou regresní funkcí s tím, že rozptyl hodnot bude sice výrazný, avšak navržená funkce bude určitým způsobem reprezentovat střední hodnoty použitého statistického vzorku. Druhou možností je proložení hodnot, nacházejících se převážně ve spodní části pozorovaného rozptylu s tím, že takto odvozená závislost nezohledňuje vlivy charakteru lokality a povrchu komunikace, ale pouze vlastní funkční vztah, tj. odstraňování prachu z vozovky projíždějícími automobily. Tento přístup se jeví jako vhodnější, neboť je evidentní, že dříve popsaná statistická závislost neplatí univerzálně, ale pouze pro část komunikací a mezi komunikacemi různého typu jsou násobné rozdíly. Navíc získaná data umožňují vztah mezi typem a stavem povrchu a množstvím emisí vyjádřit přímo. Proto se jeví se jako účelné oba faktory oddělit, tj.:

- závislost mezi intenzitou a množstvím prachu vyjádřit pouze pro reálně působící příčinný vztah mezi oběma veličinami
- ostatní vlivy vyjádřit pomocí faktoru typu povrchu vozovky a jeho skutečného stavu (míry poškození), případně dalších spolupůsobících faktorů.

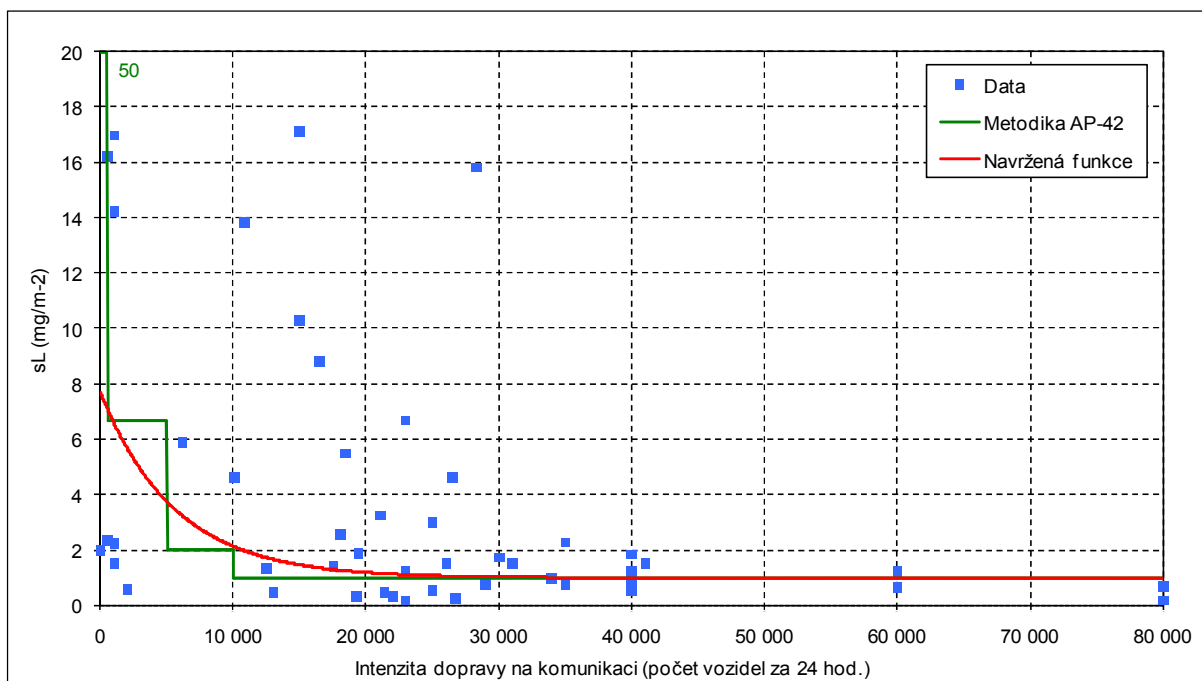
Pro vyjádření funkční závislosti mezi množstvím částic a intenzitou dopravy pak byla provedena řada datových analýz. Ve výsledku se však ukazuje jako nejvhodnější částečná aplikace krajních hodnot dle metodiky AP-42 (v intervalu nad 5 000 vozidel denně), neboť takto určené hodnoty odpovídají vstupním datům přinejmenším obdobně, jako odvození jiná. Rovněž absolutní hodnoty sL , přepočtené na frakci do $10\ \mu m$, v tomto intervalu velmi dobře odpovídají výsledkům měření na evropských komunikacích. Navíc jsou zde určité praktické výhody spočívající v návaznosti na dosud uplatňovanou metodiku. V intervalu pod 5 000 vozidel již v metodice AP-42 nepochybně převládá statistický vztah nad příčinou souvislosti obou veličin, a proto byla v tomto intervalu odvozena výpočetní funkce na základě samostatné analýzy dat.

Výsledná navržená závislost mezi hodnotou sL a intenzitou dopravy má tvar jednoduché exponenciální funkce, jejíž průběh je vykreslen na obr. 6.4. a 6.5.. Na obr. 6.4. je opět uvedeno relativní porovnání k hodnotě při 40 tis. voz./den spolu s daty

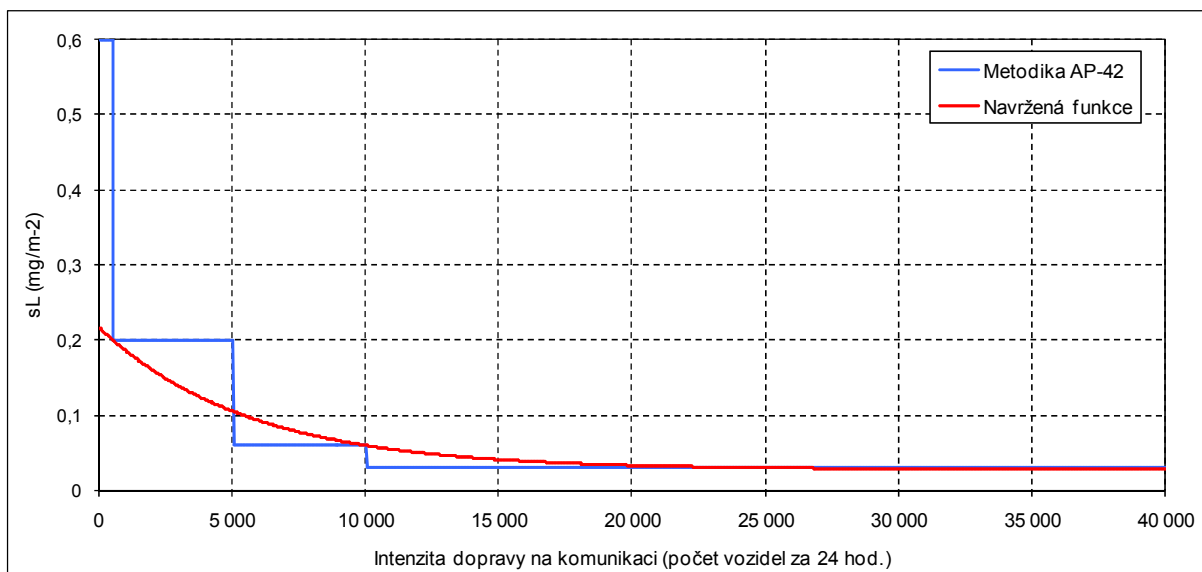
z měření, v grafu na obr. 6.5. jsou pak již vyneseny absolutní hodnoty sL (tj. frakce do $75 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) a porovnání navržené funkce s metodikou AP-42. Vzhledem k tomu, že oba výpočetní vztahy se liší též způsobem stanovení multiplikátoru pro zimní období (viz kap. 3.1.3.), jsou v tomto případě vykresleny letní hodnoty bez korekce na zimní období, protože se vynesené hodnoty u metodiky AP-42 poněkud liší od předchozích grafů.

Vyšší hodnoty, které jsou dány charakterem komunikace a lokality, jsou pak v navržené metodice dosahovány aplikací korekčních koeficientů pro typ a stav povrchu, popř. pro vliv zemědělských prací, stavenišť atd.

Obr. 6.4.: Porovnání navrženého výpočetního postupu s metodikou AP-42 a výsledky měření – relativní srovnání k hodnotě při intenzitě dopravy 40 tis. voz. / den



Obr. 6.5.: Porovnání navrženého výpočetního postupu s metodikou AP-42 – absolutní hodnoty sL (g/m²)



6.1.2 Typ a stav povrchu komunikace

Na základě údajů z rešerše literatury byly navrženy parametry vyjadřující poměr emise produkované při pohybu vozidel po komunikaci s určitým konkrétním povrchem vůči komunikaci s minimálními emisemi. Jedná se tedy o koeficient, kterým je násobena „základní“ emisní hodnota. Návrh parametrů je založen na dvou veličinách:

- materiál povrchu vozovky, označený jako „typ povrchu komunikace“
- stupeň opotřebení a poškození povrchu vozovky – „stav povrchu komunikace“

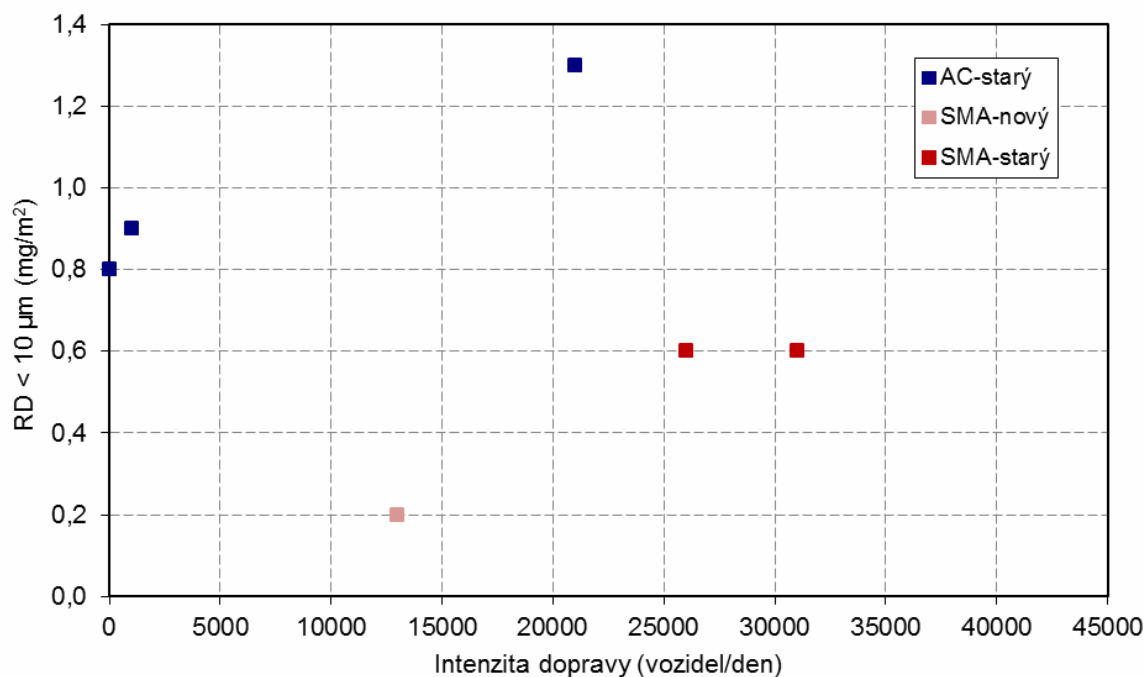
Pro návrh parametrů byly z dostupné literatury vybrány prameny s datovou základnou s patřičnými údaji. V první řadě byly odvozovány parametry pro typ povrchu, a to v členění asfaltový koberec mastixový, asfalt ostatní, asfaltobeton, beton a dlažba. V druhém kroku pak byly odvozovány parametry pro stav povrchu - nový povrch či starší nepoškozený povrch, starší povrch se známkami poškození a poškozený a silně poškozený starý povrch.

Pro určení parametrů pro typ povrchu byla použita literatura od Amata et al. [9, 42] a literatura švédského institutu VTI [54, 56].

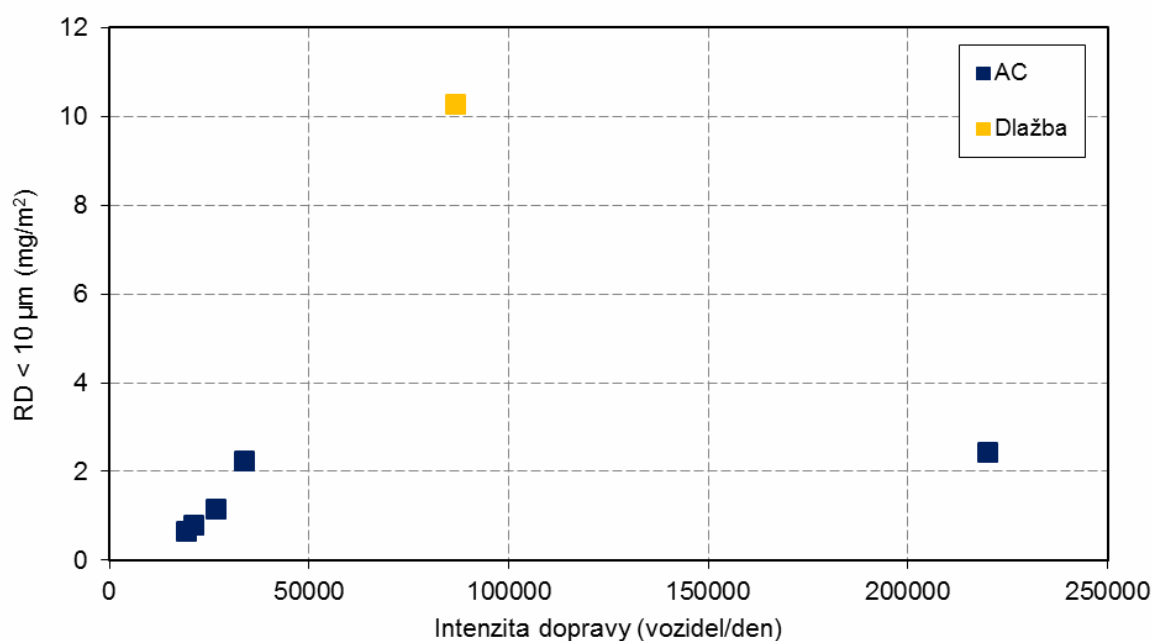
V případě studií od Amata byly vzorky odebírány prostřednictvím vysávacího zařízení s filtrem pro zachyt částic o průměru menším než 10 µm přímo z povrchu komunikace. Hodnoty znázorňující rozložení množství prachových částic usazených na

komunikaci dle intenzity dopravy a podle typu povrchu v rozlišení asfaltový koberec mastixový, asfaltobeton a dlažba jsou v následující grafech.

Obr. 6.6.: Množství prachu na komunikaci $< 10 \mu\text{m}$ v závislosti na intenzitě dopravy pro asfaltový koberec mastixový a asfaltobeton [9]

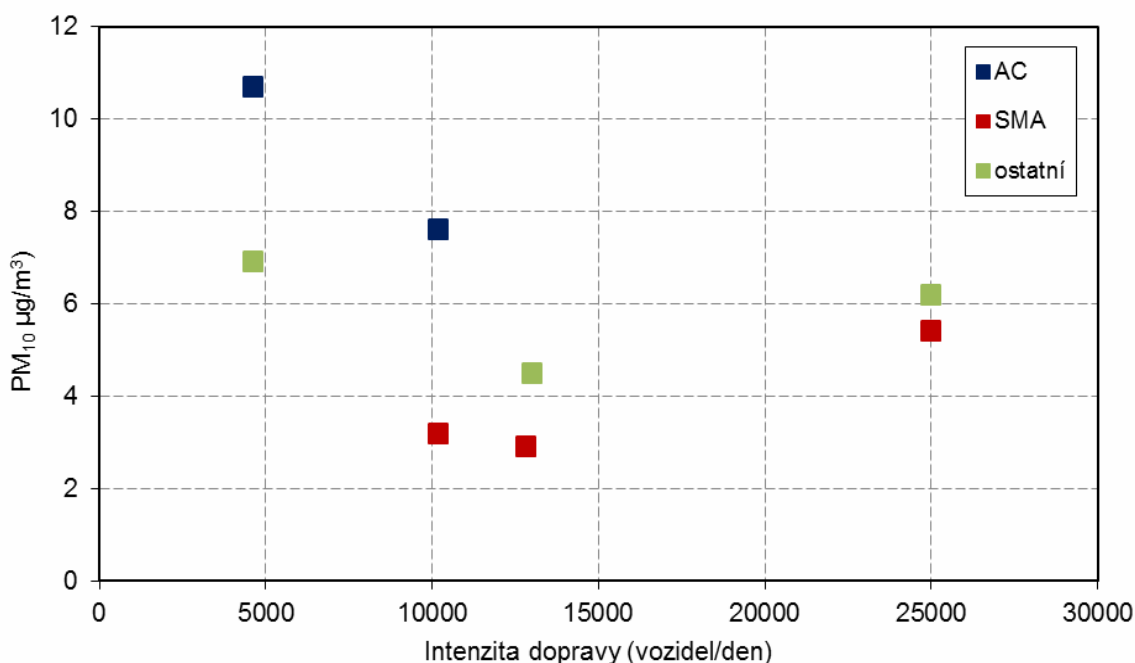


Obr. 6.7.: Množství prachu na komunikaci $< 10 \mu\text{m}$ v závislosti na intenzitě dopravy pro asfaltobeton a dlažbu [42]



Švédský institut VTI zkoumal vliv povrchu na množství prachu na komunikaci při různých rychlostech na silničním simulátoru a hodnoty porovnával s hodnotami naměřenými při terénním šetření [54]. Vzorky v terénu byly na rozdíl od studií Amata et al. odebírány prostřednictvím mobilního zařízení SNIFFER nebo EMMA, které mají odběrné zařízení instalované před vozem a za koly a jsou schopny určovat koncentraci prachových částic.

Obr. 6.7.: Množství prachu na komunikaci < 10 µm v závislosti na intenzitě dopravy pro asfaltobeton a dlažbu [54]



Hodnoty pro betonový povrch byly odvozeny také ze studie švédského institutu VTI [56]. V této studii jsou však dostupná pouze data z provedených laboratorních simulací bez přímého porovnání s terénem. Pro dokumentování vztahu mezi betonovým povrchem a asfaltovým kobercem mastixovým jsou však dostačující. Betonový povrch generoval při rychlostech 50 a 70 km/h o 70 – 110 % vyšší emise než asfaltový koberec mastixový v závislosti na složení betonu.

Dále byly odvozeny parametry pro stáří povrchu v členění:

- nový povrch či starší povrch zcela bez známek poškození
- starý povrch s mírnými známkami poškození
- poškozený povrch
- silně poškozený starý povrch.

Pro toto odvození byla použita literatura od Amata et al. [9] a Gehriga [68]. Z té vyplývá, že starší povrch generuje o cca 80 % vyšší emise v případě, že je nepoškozený a přibližně 3 krát vyšší emise v případě, že jsou na něm větší známky poškození. U poškozeného a silně poškozeného povrchu mohou být emise až 10 krát vyšší. Navrhované parametry jsou pro přehled shrnuty v následující tabulce.

Tab. 6.1.: Parametry pro typ povrchu komunikace

Povrch	Nový povrch, starší povrch zcela bez poškození	Starý mírně poškozený povrch	Poškozený povrch	Silně poškozený povrch
Asfaltový koberec mastixový	1,00	1,85	3,5	10
Asfalt - ostatní	1,15	2,10	4,0	10
Asfaltobeton	1,80	3,20	6,0	10
Beton	2,70	4,80	8,0	12
Dlažba	8,00	11,00	14,0	17

Jak již bylo uvedeno, parametr tvoří v podstatě multiplikátor – koeficient, kterým se přenásobí vypočtená „základní hodnota“ parametru sL na komunikaci s minimálními hodnotami, kterou je dle výše uvedené tabulky nový povrch tvořený asfaltovým mastixovým kobercem. Parametr se kromě toho promítá také do výpočtu multiplikátoru pro zimní období, kde je určující pro odvození sklonu korekční přímky (viz níže).

Příklady kombinací typu a stavu povrchů za reálných podmínek zobrazují následující fotografie. Snímky byly pořízeny z výšky 95 a 55 cm.

Typy povrchů

Obr. 6.8.: Asfaltový koberec mastixový



Obr. 6.9.: Asfalt – ostatní



Obr. 6.10.: Beton



Obr. 6.11.: Asfaltobeton



Obr. 6.12.: Dlažba



Míra opotřebení

Obr. 6.13.: Nový



Obr. 6.14.: Starý nepoškozený



Obr. 6.15.: Starý mírně poškozený**Obr. 6.16.: Poškozený povrch****Obr. 6.17.: Silně poškozený povrch**

6.1.3 Vliv zimní údržby komunikací

Pro návrh parametrů pro vliv zimní údržby komunikací na emise z prachových částic na komunikaci byla z literatury vybrána studie s velkou datovou základnou. Tato studie z DRI [76] je navíc v úzké spojitosti s literaturou, na základě které byly odvozeny závislosti na rychlosti. Ostatní literatura byla použita pro potvrzení odvozených vztahů.

Z dat byl použit poměr mezi zimním a letním emisním faktorem, který představuje výchozí hodnotu. Následně byly hodnoty seříděny podle rychlosti a rozděleny do tří kategorií. Kategorie reprezentují hodnoty okolo maxima, průměru a minima z příslušných dat. Jednotlivé kategorie představují vliv povrchu komunikace

(jeho kvality). Hodnoty v okolí minima představují nový a kvalitní povrch, hodnoty v okolí průměru starší povrch bez známek poškození a hodnoty v okolí maxima starý a silně poškozený povrch. Následně byly hodnoty očištěny o silně vybočující hodnoty a byla odvozena funkční závislost, která má tvar přímkové funkce:

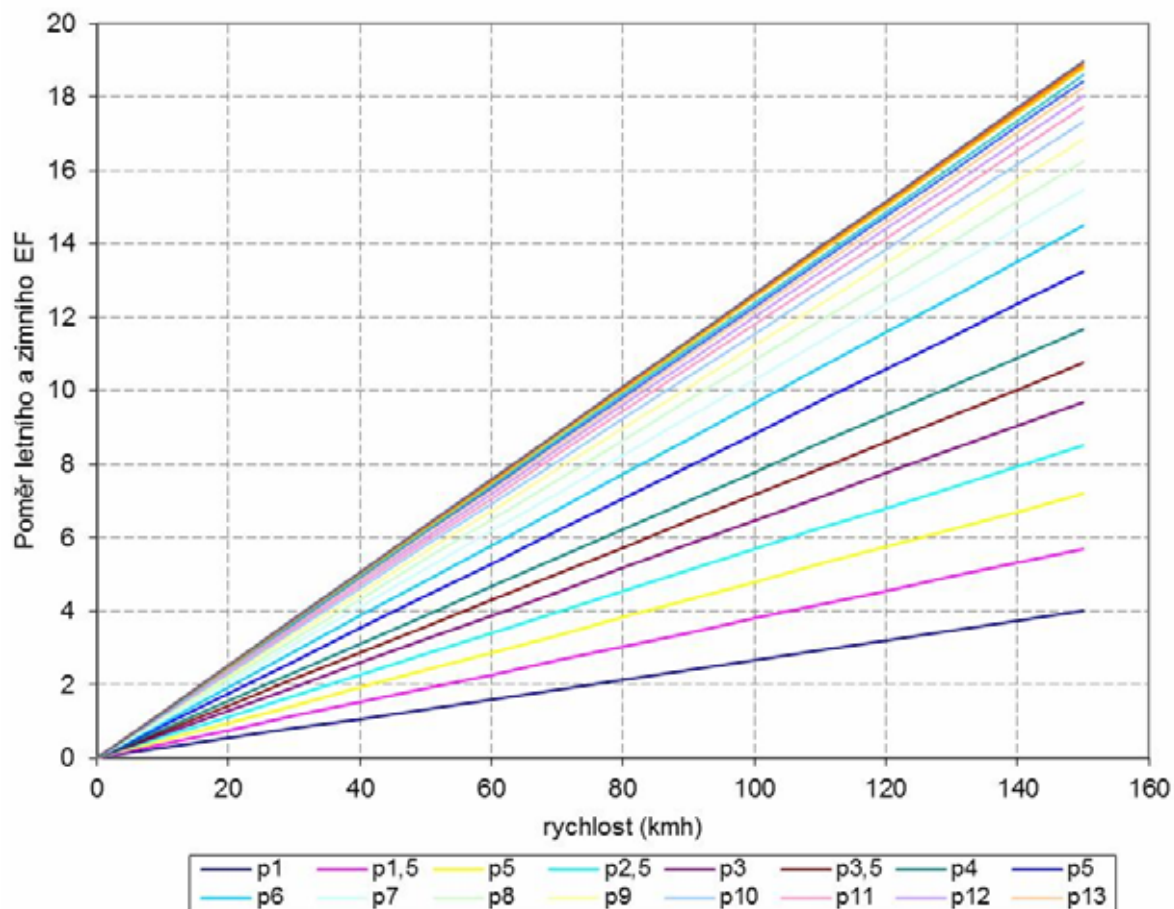
$$f(w) = k \times s + 1$$

kde:

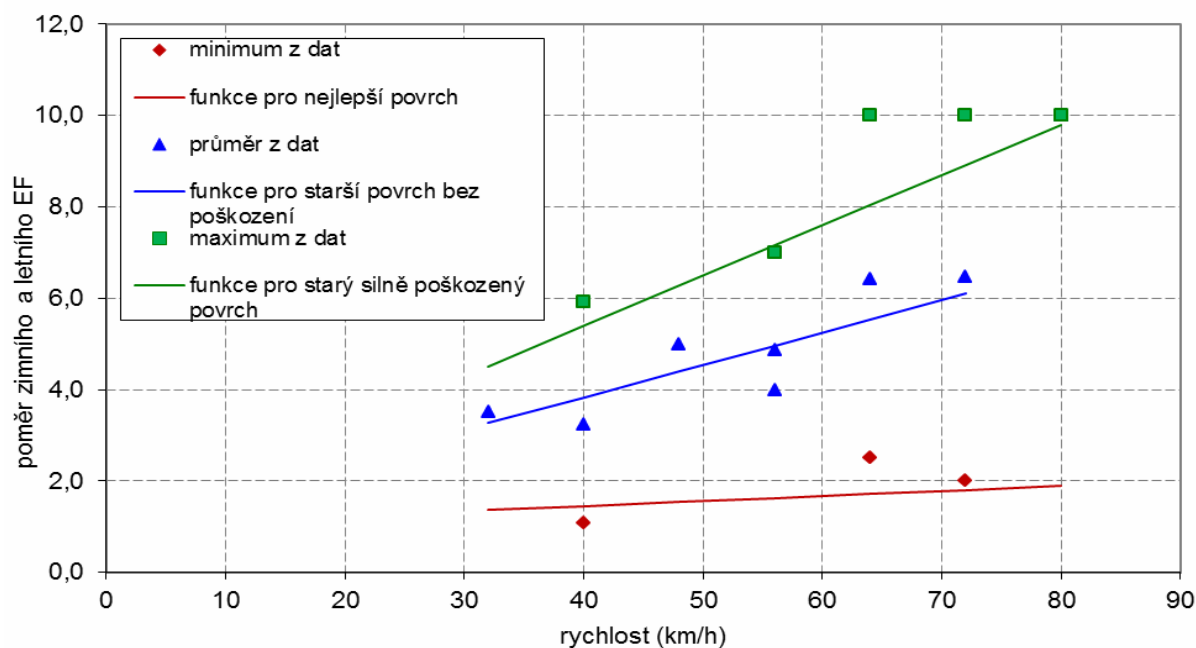
- $f(w)$ představuje poměr zimního a letního emisního faktoru, který v minimu (pro rychlost 0 km/hod) dosahuje vždy hodnoty 1
- s je rychlost v km/hod
- k je sklon přímky, který je závislý na p , tedy platí $k = f(p)$
- p je koeficient, který je závislý na kvalitě povrchu komunikace (viz tab. 6.1.).

Průběh funkce s rychlostí jízdy pro různé vstupní hodnoty p ukazuje obrázek 6.18., porovnání nově navržených funkcí s původními daty (bez výrazně se vychylujících hodnot) umožňuje graf na obr. 6.19.

Obr. 6.18.: Graf závislosti poměru zimního a letního EF na rychlosti



Obr. 6.19.: Porovnání nových funkcí pro 3 typy povrchu s původními daty



6.1.4 Vliv zemědělských prací v okolí komunikace

Na základě porovnání reálného stavu je zřejmé, že na úsecích veřejných komunikací v bezprostřední návaznosti na plochy orné půdy a s přímým napojením na polní cesty lze obvykle pozorovat (přínejmenším v letních měsících) zvýšenou úroveň prašnosti. Pro exaktní stanovení rozdílu v úrovni emisí však není dostatek podkladů. Lze nicméně provést určité odhady či úvahy, vycházející z relevantní související literatury. Jako nejvhodnější podklad se jeví studie [85], obsahující výsledky měření na zpevněných zemědělských komunikacích. Jedná se o poměrně rozsáhlou studii, realizovanou navíc na území Německa a tudíž v podmínkách pravděpodobně srovnatelných s ČR, co se týče charakteru pozemků, zemědělských prací a použité techniky.

Mathissen uvádí pro zemědělské zpevněné komunikace emisní hodnoty v průměru $6,15\times$ vyšší než pro běžné zpevněné komunikace. V případě úseků mimo vlastní pozemky polí, které k plochám orné půdy přiléhají a na něž jen vyjíždí zemědělská technika, lze odhadovat navýšení cca $3\times$ menší. Lze tedy předpokládat, že výsledná emise je (ovšem jen po určitou část roku) cca dvojnásobná oproti běžným komunikacím. Je však nutno uvést, že se jedná pouze o odborný odhad, který sice odráží určitý evidentní rozdíl mezi danými typy komunikací, avšak pro jehož přesnou kvantifikaci zatím není dostatek dat.

6.1.5 Vliv staveništní dopravy

Problematicke vlivu emisí ze stavenišť se v ČR věnoval samostatný projekt TA č. TA02020245 „Metodika pro stanovení produkce emisí znečišťujících látek ze stavební činnosti“, který zpracovala společnost ATEM v roce 2015 a jehož výsledky byly promítnuty do metodiky MŽP vydané v roce 2016 [90].

V rámci projektu byla řešena mimo jiné i problematika navýšení emisí na komunikacích v okolí stavenišť, která vycházela ze studie autorů Muleski et al. [105], zahrnující výsledky měření emisí v důsledku prašnosti ze stavebních prací a následných analýz s cílem určení emisních faktorů.

Měření bylo provedeno na komunikacích v okolí na stavby Sprint World Headquarters Campus v Overland Parku v Kansasu, kde byla hustota provozu 25 000 až 30 000 nákladních dvounápravových vozidel za týden. Konkrétně se vzorky odebíraly na třech místech A, B a C na 115th Street, kde na každém stanovišti byla umístěna měřicí věž se 4 vzorkovači PM₁₀ a na stanovišti B hybridní vzorkovač

PM₁₀/PM_{2,5}. Zároveň byly odebírány vzorky na různých místech přímo z vozovky pro zjištění rozneseného materiálu na jednotku plochy.

Množství emisí PM a rozneseného materiálu se lišilo v závislosti na vzdálenosti od stavby a také od osy komunikace. Vozovka tedy představovala nestejnoměrný liniový zdroj. Celkem bylo provedeno 12 testů PM₁₀ a 6 testů PM_{2,5}, jejichž výsledky jsou uvedené v tab. 6.2..

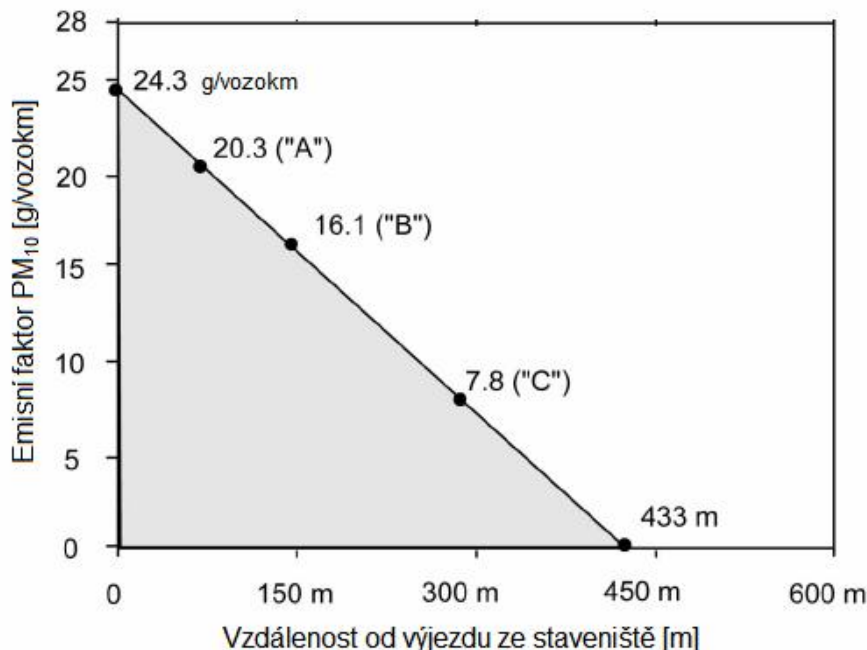
Tab. 6.2.: Emisní faktory a znečištění vozovky [105]

Série zkoušek	Místo	Celkové znečištění [g/m ³]	Obsah jemných částic [%]	Znečištění jemnými částicemi [g/m ³]	Emisní faktor PM ₁₀ [g/vozokm]	Emisní faktor PM _{2,5} [g/vozokm]
CC-1	Východní B	14,67	4,84	0,71	8,82	0,075
	Východní C	8,52	8,28	0,54	2,20	-
CC-2	Východní A	15,30	3,74	0,57	48,40	-
	Východní B	12,07	5,52	0,67	7,39	0,758
CC-3	Východní A	17,98	9,36	1,68	6,46	-
	Východní B	33,35	9,97	3,33	7,95	0,500
CC-4	Východní B	45,15	9,39	4,24	30,60	0,240
	Východní C	15,01	9,94	1,49	18,60	-
CC-5	Východní B	38,00	6,25	2,38	19,10	0,570
	Východní C	13,52	8,88	1,20	11,60	-
CC-6	Východní A	43,30	5,97	2,58	10,40	-
	Východní B	25,27	5,79	1,46	22,50	1,140

Koncentrace PM₁₀ byly vyšší v místech měření ve směru proudění větru než v návětrných místech a současně byl zaznamenán ostrý pokles po v jednotlivých výškách vzorkovacího pole. Měření PM_{2,5} ve směru proudění větru vykazovalo podobné hodnoty jako měření na návětrné straně, stejně tak koncentrace PM_{2,5} nezávisela na výšce. Překvapující je ale rozdíl emisních faktorů PM_{2,5} získaných tímto měřením, které jsou ve velikostní frakci 0,01 - 0,1 s geometrickým středem 0,029, a emisního faktoru v metodice AP-42, kde je uváděn poměr PM_{2,5}:PM₁₀ jako 0,25. To je zřejmě způsobeno vysokou rychlostí dopravních prostředků, kdy nebyl dostatek příležitostí pro rozmělnění nečistot předtím, než došlo k jejich vyemitování do okolí.

Závislost emisního faktoru na vzdálenosti od výjezdu ze staveniště ukazuje obr. 6.20.. Plocha pod trojúhelníkem tvořeném dvěma osami a regresní přímkou (v grafu zbarvená plocha) představuje množství PM₁₀ emitovaného z jednotlivých vozidel projíždějících přes dotčený úsek komunikace.

Obr. 6.20.: Emisní faktory s narůstající vzdáleností od výjezdu ze staveniště [20]



Ze studie tedy vyplývá, že:

$$\text{Plocha pod regresní přímkou} = (24,3 \text{ g/vozokm}) \times (0,433 \text{ km})/2 = 5,3 \text{ g/vozidlo}$$

Na základě geometrického průměru (2,9 %) z poměru emisních faktorů PM_{2,5}:PM₁₀ z tab. 6.2. byl stanoven emisní faktor pro PM_{2,5} jako 0,2 g/vozidlo.

Studie rovněž předkládá alternativu, a to shrnutí individuálních výsledků do jednoho faktoru představující rozvíření rozježděných emisí. Tato metoda doporučuje hodnotu emisního faktoru mezi 5,3 a 6,3 g/vozidlo, přičemž nejvhodnější je 6,0 g/vozidlo pro emisní faktor PM₁₀. Každé vozidlo jedoucí po úseku komunikace tedy přenese do ovzduší 6 g PM₁₀, které jsou emitovány do vzdálenosti až 430 m.

6.2. OSTATNÍ FAKTORY PŮSOBÍCÍ NA VELIKOST EMISE

6.2.1 Rychlost vozidla

V posledních letech bylo publikováno několik zásadních prací, které umožňují vztah mezi rychlostí jízdy a produkcí emisí nově rozpracovat. Jedná se především o výsledky Desert Research Institute (DRI), který prováděl několik měření emisí PM₁₀ pomocí systému TRAKER, u něhož je měřicí zařízení zavěšeno přímo na jedoucím

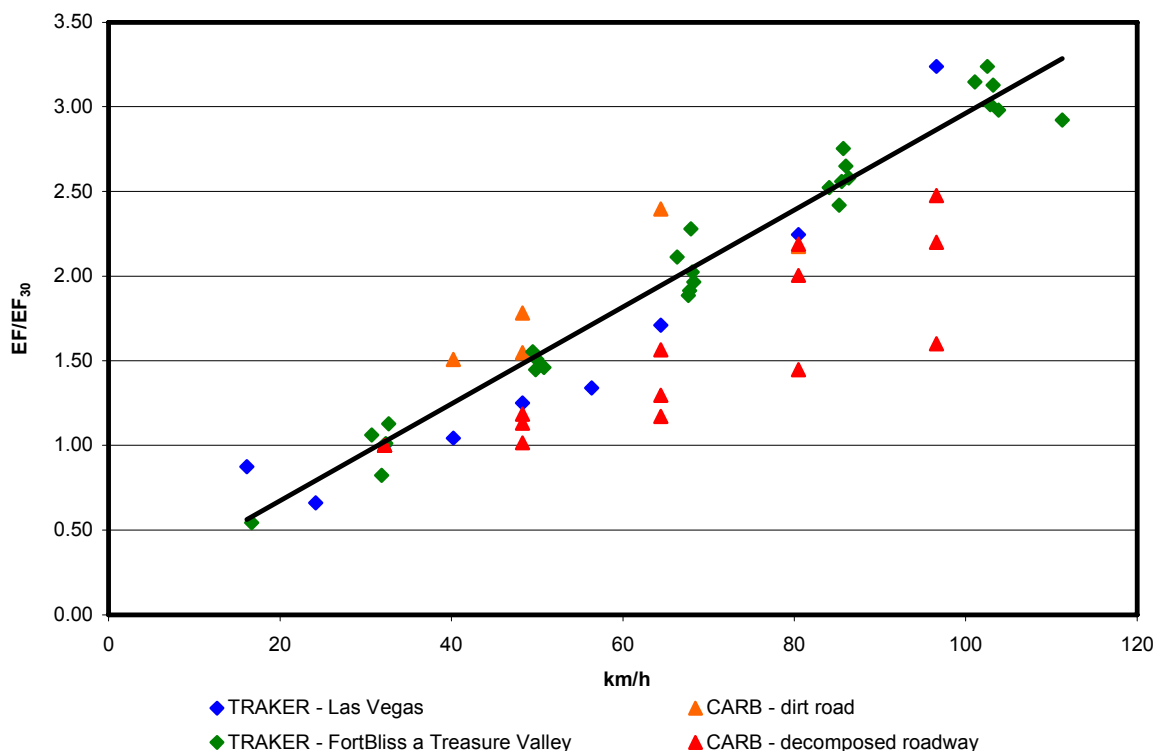
vozidle [77 - 79]. Obdobné zařízení bylo použito i ve studii California Air Resources Board (CARB) z roku 2001 [59].

Měření byla provedena pro různé rychlosti jízdy v rozpětí 20 – 70 mil/hod. Pro účely porovnání byly emisní hodnoty přepočteny na relativní stupnici k hodnotě při 30 km/hod a další analýza pak byla prováděna vždy pro poměr emisních faktorů EF/EF_{30} .

Výsledné hodnoty EF/EF_{30} pro jednotlivá měření ukazuje graf na obr. 6.21.. Z grafu je patrné, že existuje velmi výrazná shoda mezi oběma skupinami měření DRI a mezi měřením CARB provedeném na více prašných zpevněných komunikacích („*dirt road*“) a měřeními DRI. Lze proto předpokládat, že rovněž měření DRI odpovídají spíše charakteru „prašných komunikací“, jak ukazuje i průvodní dokumentace ze studií DRI [77 - 79]. U měření CARB pro méně prašnou komunikaci („*decomposed roadway*“) je pak nárůst emise s rychlostí jízdy méně strmý než u ostatních měření.

Menší počet podkladových dat existuje v případě nákladních automobilů. Jedná se opět zejména o měření DRI z roku 2001 [80] a dále o emisní faktory odvozené z měření v několika evropských velkoměstech [81, 82]. Pro porovnání byly dále použity výsledky rozsáhlé série emisních testů DRI pro velká armádní vozidla, která se však týkala nezpevněných komunikací [83, 84].

Obr. 6.21.: Data z výsledků měření emisí PM_{10} DRI a CARB



Na základě analýzy emisních dat byly vysloveny následující předpoklady pro přípravu výpočetní metody:

- největší množství emisních dat je k dispozici pro skupinu „velkých osobních automobilů“ (SUV) a malých dodávkových aut. V tomto případě údaje umožňují jednoznačně vyslovit předpoklad lineární závislosti mezi rychlostí jízdy a množstvím emisí
- z měření CARB je patrné, že nárůst emisí s rychlostí jízdy je podstatně výraznější u prašnějších úseků (označených jako „dirt road“). Emisní měření CARB byla prováděna shodnou metodikou a se shodným vozidlem, tj. neprojevuje se zde vliv hmotnosti vozidla a jiných ovlivňujících faktorů.
- z dostupných dat dále vyplývá, že strmost křivky také narůstá s hmotností či velikostí automobilu, resp. že nárůst emisí je podstatně výraznější u těžkých nákladních vozidel než u osobních aut.

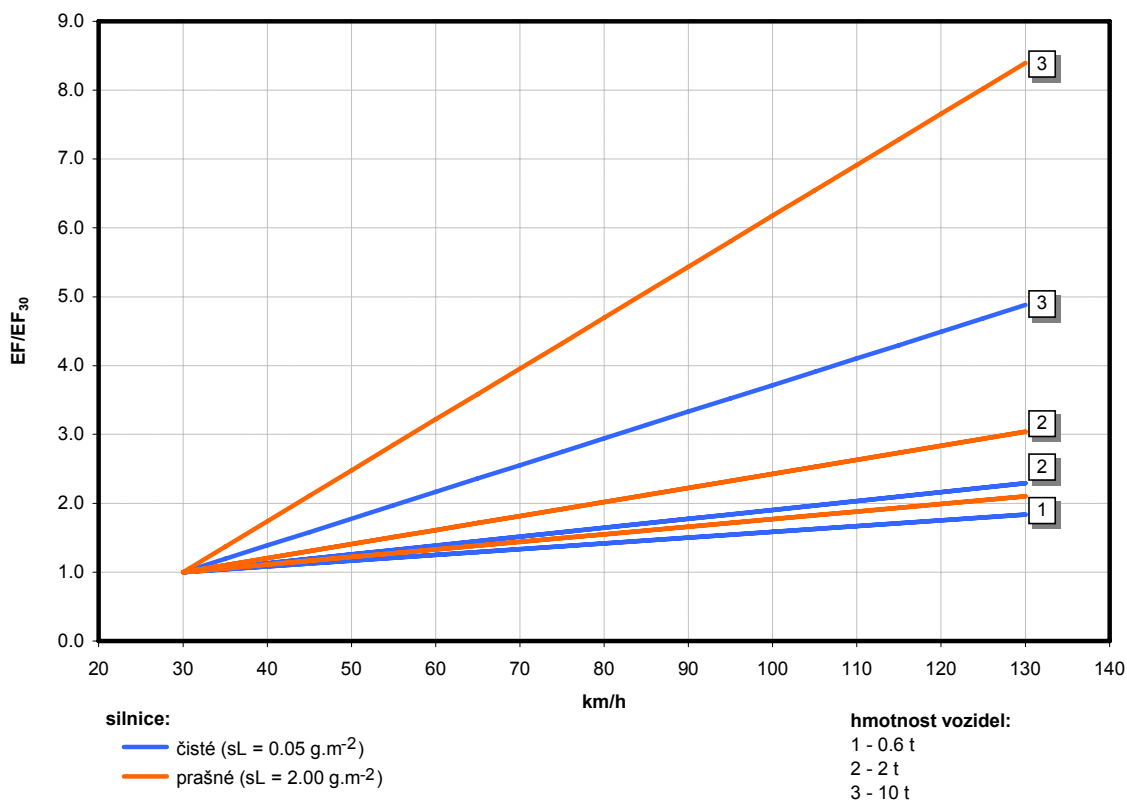
Pro konkrétní řešení výpočetního postupu pak byla na základě emisních dat uvažována jako nejvhodnější lineární závislost vyjádřená přímkou, jejíž strmost se mění v závislosti na rychlosti jízdy, hmotnosti vozidla a množství prachu na vozovce. To znamená, že výsledný nárůst emisí je počítán ze třech proměnných. Stanovení výpočetního vztahu probíhalo v postupných krocích:

- nejprve byly odvozeny funkce regresních přímek pro ty situace, ke kterým jsou k dispozici emisní data. Jako referenční hodnota byla zvolena rychlost 30 km.h^{-1} , při této rychlosti nabývají všechny funkce hodnotu 1.
- těmto přímkám byly přiřazeny údaje o hmotnosti vozidla a množství prachu, odpovídající podmínkám příslušných emisních měření
- v dalším kroku byly odvozeny vztahy, umožňující měnit sklon přímky při změně zadání hmotnosti nebo množství prachu tak, aby takto vykreslené přímky rovnoměrně pokrývaly prostor mezi původně odvozenými „základními přímkami“. Jelikož se strmost musí měnit podle dvou vstupních údajů, bylo nutné odvozovat závislost ve dvou postupných krocích: nejprve je vypočtena hodnota „přepočteního koeficientu“ při 100 km.h^{-1} při zadané hmotnosti vozidel a množství prachu a následně je odvozena hodnota odpovídající konkrétní zadané rychlosti jízdy.

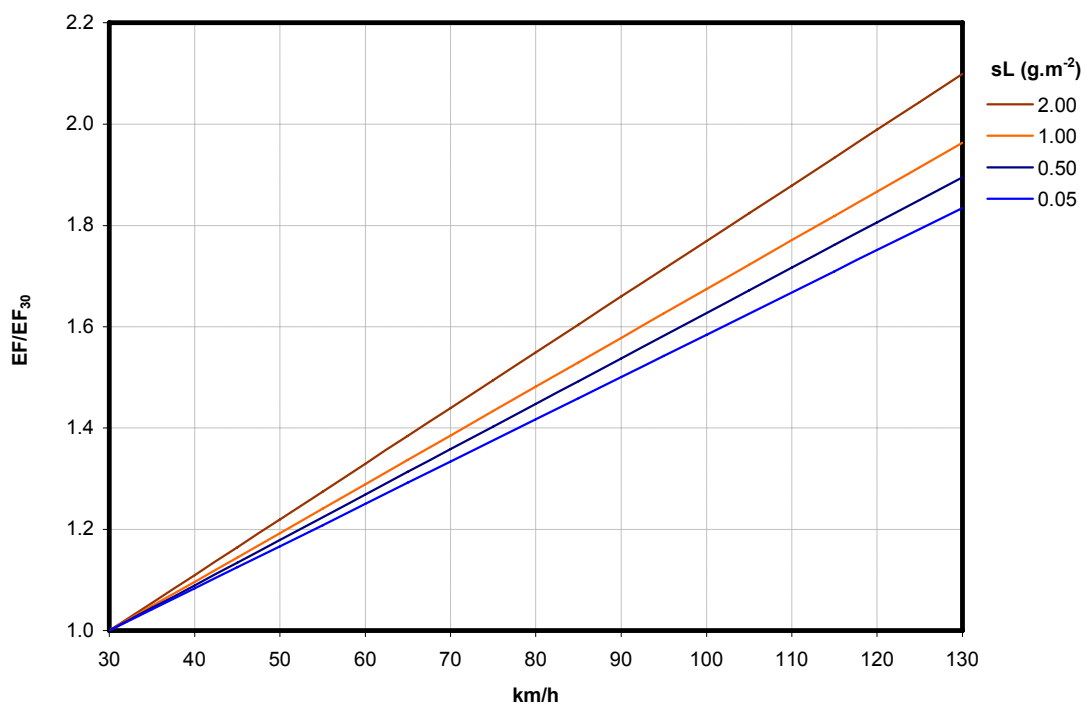
Následující grafy pak dokumentují výsledné průběhy funkcí resp. přepočteních koeficientů pro vyjádření změn emise s rychlostí jízdy automobilu při různých hmotnostech vozidel a pro různé množství prachu na vozovce.

V praktickém využití lze ovšem předpokládat využití výpočetního postupu spíše při modelování celkové produkce emisí na komunikaci, než pro výpočet emise z jednoho vozidla. V tomto případě je namísto rychlosti jízdy automobilu uvažována průměrná rychlost jízdy dopravního proudu.

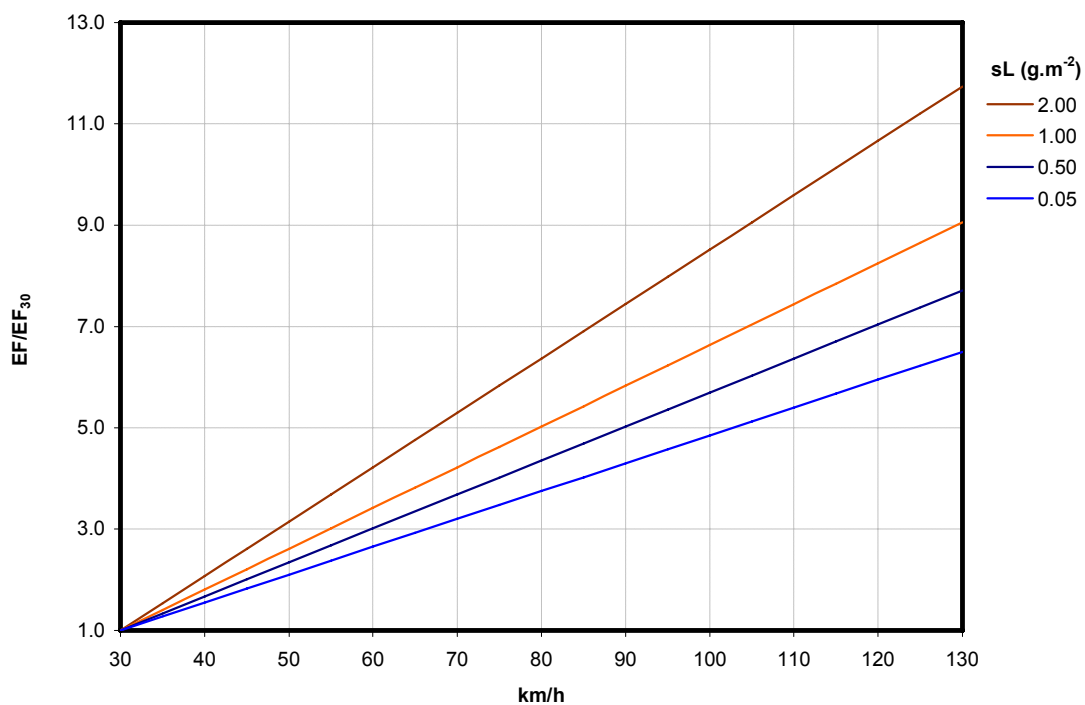
Obr. 6.22.: Lineární závislost emisí na rychlosti vozidel



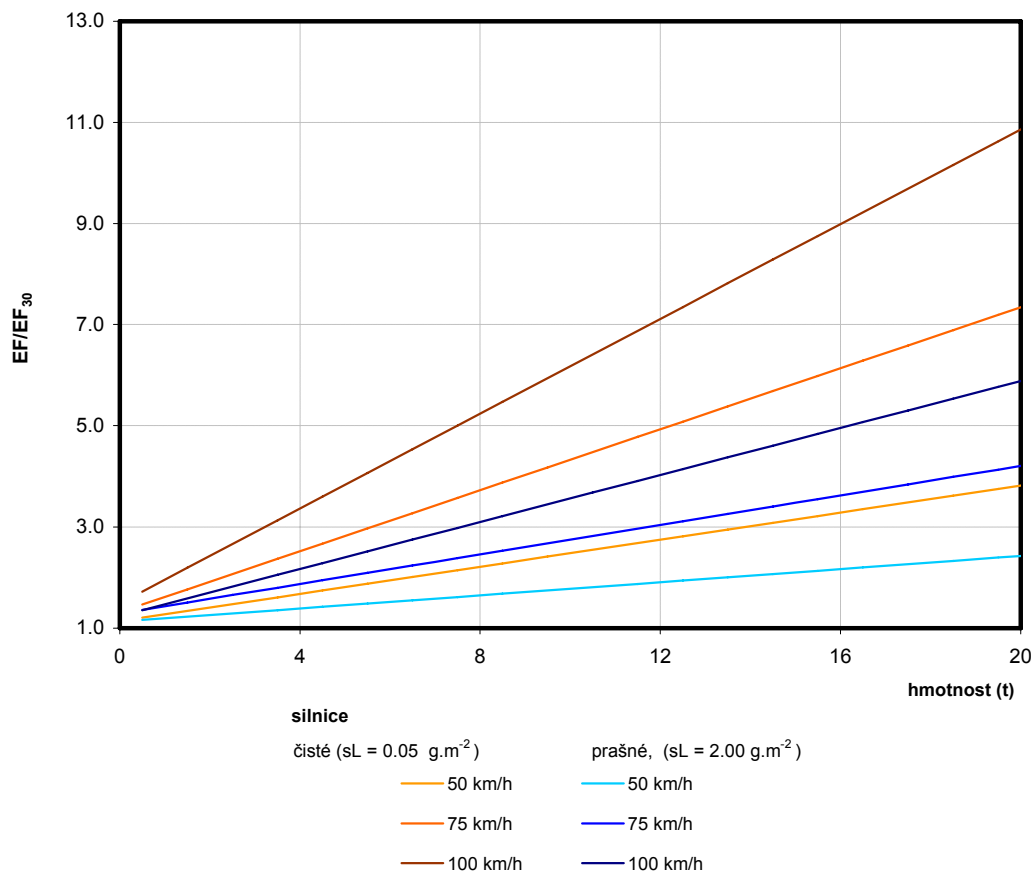
Obr. 6.23.: Vliv rychlosti a prašnosti na emise u osobních automobilů



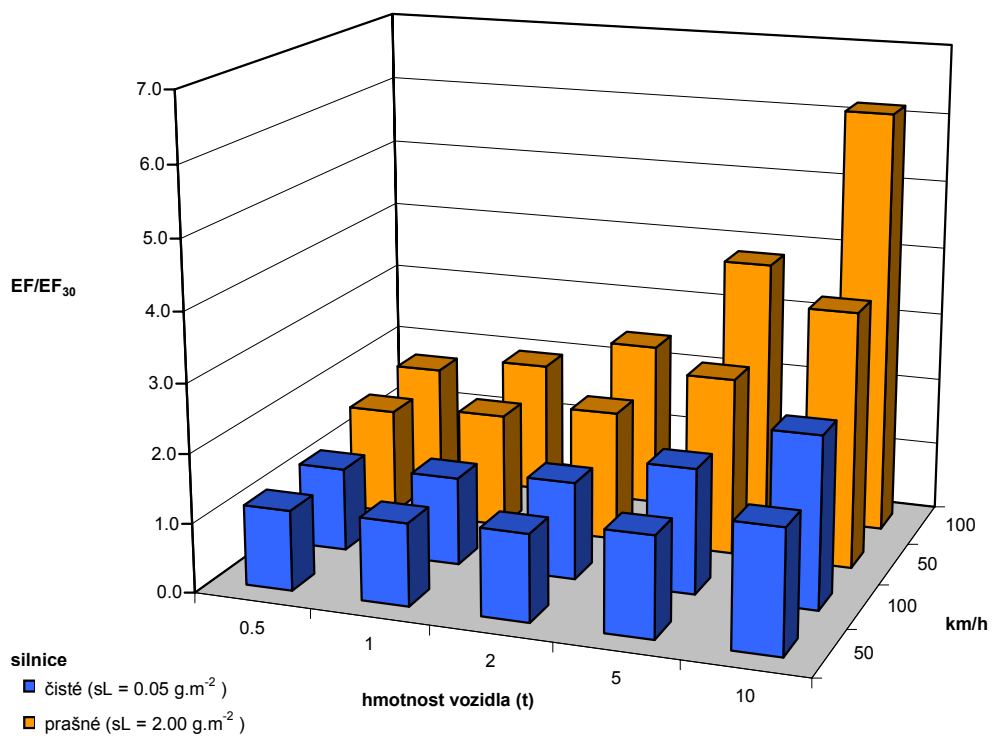
Obr. 6.24.: Vliv rychlosti a prašnosti na emise u těžkých nákladních automobilů



Obr. 6.25.: Závislost emisí na hmotnosti a rychlosti vozidel



Obr.6.26.: Závislost emisí podle hmotnostních kategorií



6.2.2 Hmotnost vozidla

Pro vyhodnocení vlivu hmotnosti automobilu na velikost emise byla převzata metodika AP-42 [30]. Metodika předpokládá, že závislost emisí na hmotnosti automobilu je téměř lineární, a to:

$$E = W^{1.02}$$

Kde

- E = emisní faktor pro příslušnou velikostní skupinu částic (g/km ujetý vozidlem)
- W = průměrná hmotnost vozidel (tzv. krátké tuny¹)

¹ 1 krátká tuna (short ton) = 907,1847kg

7. NÁVRH VÝPOČETNÍ METODIKY

Návrh metodiky vychází ze základní konstrukce metodiky US EPA AP-42, která je doplněna o jednotkový přepočít z krátkých tun na metrické tony a funkci rychlosti. Další úpravy spočívají v:

- odlišném stanovení hodnoty sL , která je ve výchozí metodice určována na základě měření nebo parametricky dle kategorie intenzity dopravy; v navrhované metodice je hodnota sL stanovena výpočtem s pomocí funkcí intenzity dopravy a typu a stavu povrchu komunikace
- odlišném odvození multiplikátoru pro zimní období
- zahrnutí vlivu rychlosti dopravního proudu

Kromě tohoto základního výpočtu uvádí metodika zvláštní postupy pro:

- zohlednění vlivu blízkosti zemědělských ploch na velikost emise na komunikaci
- zohlednění vlivu stavebních prací, resp. staveništní dopravy vyjíždějící na komunikaci

7.1. ZÁKLADNÍ KONSTRUKCE EMISNÍ METODIKY

Navrhovaná metodika vychází z následujících rovnic:

$$E = \frac{(N - w) \times E_L + w \times E_Z}{N}$$

$$E_L = k \times sL^{0.91} \times (W \times 1,1)^{1.02} \times f(s) \times (1 - P / 4N)$$

$$E_Z = f(w) \times \left(k \times sL^{0.91} \times (W \times 1,1)^{1.02} \times f(s) \times (1 - P / 4N) \right)$$

kde:

- E = emisní faktor pro příslušnou velikostní skupinu částic, vyjádřený ve stejných jednotkách jako koeficient k
- E_L = emisní faktor pro letní období
- E_Z = emisní faktor pro zimní období
- k = koeficient závislý na velikosti řešené frakce (g/km ujetý vozidlem), viz. níže
- sL = množství prachových částic o velikosti menší než 75 μm usazených na povrchu vozovky (g/m^2)
- W = průměrná hmotnost vozidel (t)
- s = rychlost vozidla (km/h)

- P = počet dnů s úrovní srážek ≥ 1 mm z celkového počtu dnů N , pokud je hodnocena průměrná roční emise, pak $N = 365$
- w = počet dnů zimního období z celkového počtu dnů N
- N = celkový počet dnů hodnoceného období (pokud je hodnocena průměrná roční emise, pak $N = 365$)

Hodnoty koeficientu k jsou následující (v gramech na vozokilometr):

- pro částice frakce $PM_{2,5} = 0,15$ gramů na 1 vozokilometr
- pro částice frakce $PM_{10} = 0,62$ gramů na 1 vozokilometr
- pro částice frakce $PM_{15} = 0,77$ gramů na 1 vozokilometr
- pro částice frakce $PM_{30} = 3,23$ gramů na 1 vozokilometr, přičemž tato hodnota je určena i k výpočtům emisí celkových částic (TSP) zvířených z povrchu komunikace

Výslednou emisi výrazně ovlivňuje hodnota sL . Její stanovení závisí na následující rovnici:

$$sL = f(IAD) \times p$$

kde:

- IAD = intenzita dopravy (počet vozidel za den)
- p = parametr pro typ povrchu, hodnoty parametru určuje tab. 7.1.

Funkce $f(IAD)$ vyjadřuje závislost hodnoty sL na intenzitě dopravy a určuje ji následující vzorec:

$$f(IAD) = a + b \times e^{(-IAD/c)}$$

kde:

- e = eulerovo číslo
- $a = 0,0279162065786933$
- $b = 0,188717063035096$
- $c = 5626,04977197814$

Hodnoty parametru p jsou uvedeny v následující tabulce.

Tab. 7.1.: Hodnota „p“ pro typ povrchu komunikace

Povrch	Nový povrch, starší povrch zcela bez poškození	Starý mírně poškozený povrch	Poškozený povrch	Silně poškozený povrch
Asfaltový koberec mastixový	1,00	1,85	3,5	10
Asfalt - ostatní	1,15	2,10	4,0	10
Asfaltobeton	1,80	3,20	6,0	10
Beton	2,70	4,80	8,0	12
Dlažba	8,00	11,00	14,0	17

Funkce závislosti emise na rychlosti $f(s)$ je určena vzorci:

a) pro rychlost jízdy dopravního proudu nad 30 km/hod

$$g(s) = 1 + (s - 30) \times \frac{[(W \times (0,124 \times sL + 0,2207) + 0,0205 \times sL + 1,447) - 1]}{70}$$

$$f(s) = a + \frac{b}{1 + \left[\frac{g(s) - c}{d} \right]^2}$$

kde

- $g(s)$ = základní vztah mezi rychlostí jízdy jednotlivého vozidla a množstvím zvířeného prachu
- $f(s)$ = výsledná funkce zohledňující korekci pro interval vyšších rychlostí jízdy
- s = rychlost jízdy dopravního proudu (km/h) – viz též kap. 7.2.1.
- W = váha vozidla (t)
- sL = množství prachových částic o velikosti menší než 75 μm usazených na povrchu vozovky (g/m^2)
- $a = 1,755931580428226$
- $b = -0,8630895164618513$
- $c = 0,5953081553744314$
- $d = 1,074755958738962$

b) pro rychlost jízdy dopravního proudu do 30 km/hod

$$f(s) = \frac{s}{30}$$

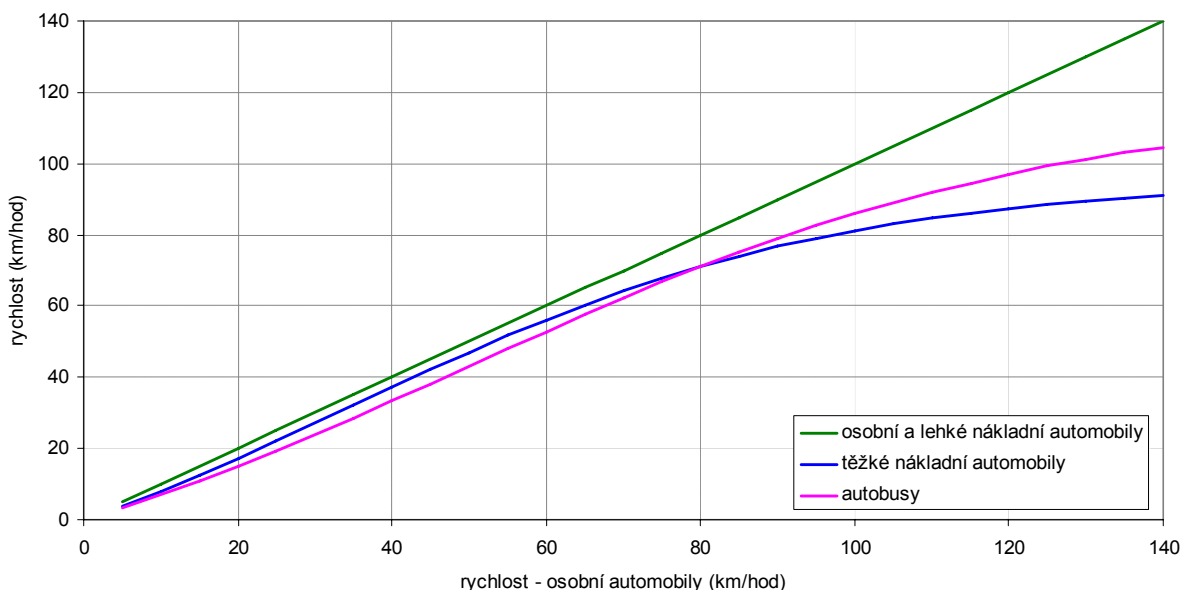
7.2. ZVLÁŠTNÍ PŘÍPADY VÝPOČTU

7.2.1 Vliv rozdílné rychlosti jízdy vozidel

V případě komunikací s vyšší návrhovou rychlostí (dálnice, silnice I. třídy v extravilánu apod.) může při zadání průměrné rychlosti jízdy docházet k nadhodnocení vypočtené produkce emisí oproti skutečnosti z toho důvodu, že průměrná rychlost je dána zejména rychlostí jízdy osobních automobilů (jakožto většinové složky dopravního proudu), zatímco na emisi se podstatným způsobem podílejí pomaleji jedoucí vozidla s vyšší hmotností – těžké nákladní automobily a autobusy.

Tuto skutečnost názorně dokumentují následující grafy, ukazující vztah mezi průměrnou rychlostí jízdy osobního automobilu, těžkého nákladního automobilu a autobusu v typickém dopravním proudu dle [115].

Obr. 7.1.: Porovnání rychlosti jízdy různých kategorií vozidel



Pro přepočet rychlosti jízdy v rámci jednotlivých kategorií vozidel je pak možné použít následující vztahy:

$$s_{NL} = s_{OA}$$

$$s_{NT} = a + \frac{b}{1 + \frac{\exp[-(s_{OA} - c)]}{d}}$$

$$s_BUS = e + \frac{f}{1 + \frac{\exp[-(s_OA - g)]}{h}}$$

kde

- s_OA = rychlost osobních vozidel (km/hod)
- s_NL = rychlost lehkých nákladních vozidel (km/hod)
- s_NT = rychlost těžkých nákladních vozidel (km/hod)
- s_BUS = rychlost autobusů (km/hod)
- $a = -30,67533104567801$
- $b = 125,7434557528628$
- $c = 35,12353602856256$
- $d = 31,06877448215151$
- $e = -31,07625642065915$
- $f = 148,1853475071279$
- $g = 50,02370782721779$
- $h = 37,71779823065033$

Poněkud komplikovanější je stanovení výsledné rychlosti jízdy pro emisní výpočet. Nejjednodušší by přirozeně bylo samostatné počítání emisí z jednotlivých kategorií vozidel, to však použitá metodika neumožňuje – počítá se vždy resuspenze z celého dopravního proudu, k němuž je nutno přiřadit jednu společnou rychlost. Možným řešením je použití váženého průměru, kdy jsou nejprve vypočteny hypotetické „oddělené emise“ pro jednotlivé kategorie a tyto emise jsou pak použity jako váhy pro určení váženého průměru rychlostí jízdy.

Postup je tedy následující:

1. každé kategorii vozidel (osobní vozidla, lehká nákladní vozidla, těžká nákladní vozidla, autobusy) je samostatně přiřazena jejich rychlost
2. s pomocí této rychlosti je vypočtena hypotetická emise platná pouze pro danou kategorii s použitím počtu vozidel v této kategorii a jejich průměrné hmotnosti, avšak s použitím hodnoty s_L za celý dopravní proud
3. tyto hypotetické emisní hodnoty jsou použity jako váhy, s jejichž pomocí je určen vážený průměr rychlostí jízdy
4. tento vážený průměr je pak použit jako vstupní hodnota rychlosti pro určení hodnoty funkce $f(s)$.

7.2.2 Vliv zemědělských prací

U úseků komunikací v bezprostředním kontaktu s plochami orné půdy a s jejich napojením přímým vjezdem na tyto plochy, lze použít korigovanou emisi:

$$E_{zem} = \frac{[2 \times E \times (N - w) + E \times w]}{N}$$

Kde

- E = emisní faktor [g/km ujetý vozidlem]
- E_{zem} = korigovaný emisní faktor [g/km ujetý vozidlem]
- w = počet dnů zimního období z celkového počtu dnů N
- N = celkový počet dnů hodnoceného období (pokud je hodnocena průměrná roční emise, pak $N = 365$)

V případě, že se plochy orné půdy nacházejí pouze při jedné straně komunikace, mělo by být navýšení vztaženo pouze k tomu jízdničnímu pruhu, k němuž zemědělské pozemky přiléhají.

Je však opět nutno uvést, že tato korekce byla stanovena pouze odborným odhadem na základě určitého porovnání s naměřenými emisemi na zpevněných zemědělských komunikacích.

7.2.3 Vliv staveništní dopravy

Metodika pro výpočet emise ze staveništní dopravy byla vytvořena v rámci projektu TA ČR č. TA02020245 „Metodika pro stanovení produkce emisí znečišťujících látek ze stavební činnosti“ společností ATEM v roce 2015 [90].

7.2.3.1 Přímý vliv – emise ze staveništní dopravy

Při hodnocení vlivu stavebních prací na kvalitu ovzduší je obvykle nutné kromě emisí z vlastního prostoru staveniště zohlednit také skutečnost, že vozidla vyjíždějící ze stavby vynášejí prachové částice na navazující veřejné komunikace, kde dochází k nárůstu emisí z resuspenze. Pro tento účel lze aplikovat výpočetní vztah uvedený ve studii MRI (Muleski, 2005):

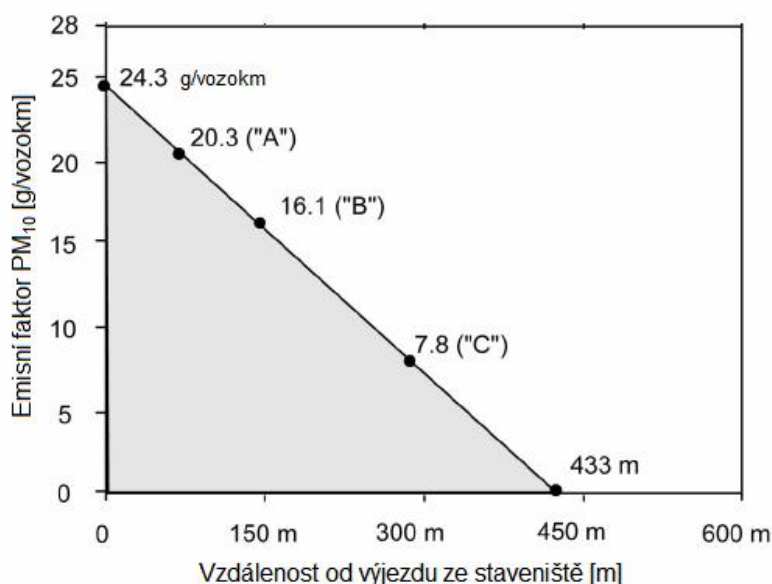
$$EO_{PM10}[g / vozokm] = -56,12 \times D + 24,3$$

kde

- EO = okamžitá emise produkovaná daným vozidlem, vyjíždějícím ze stavby [g/km ujetý vozidlem]
- D = dráha ujetá vozidlem (v km) od místa vjezdu automobilu na veřejnou komunikaci.

Ze vztahu je patrné, že okamžitá emise lineárně klesá, až ve vzdálenosti 433 m od vjezdu na komunikaci dosahuje nulové hodnoty (dále je nulová). Závislost emisního faktoru na vzdálenosti od bodu měření ukazuje obrázek 7.2. Plocha trojúhelníku tvořená dvěma osami a regresní přímkou představuje množství PM_{10} emitované z jednotlivých vozidel projíždějících přes dotčený úsek komunikace.

Obr. 7.2.: Emisní faktory s narůstající vzdáleností od výjezdu ze staveniště



Emise z celého úseku o délce 433 m bude tedy rovna poloviční hodnotě v porovnání s emisí v místě výjezdu, tj. 12,15 g/vozokm, resp. 5,26 g/vozidlo z daného úseku.

V případě úseků komunikací kratších než 433 m je možné emise stanovit jako průměr hodnot na počátku a konci úseku, tj.:

$$EO_{PM_{10}}[g / vozokm] = (-56,12 \times D + 24,3 + 24,3) / 2 = -28,06 \times D + 24,3$$

7.2.3.2 Nepřímý vliv – nárůst emisí z ostatní dopravy

Kromě emisí z vozidel vyjíždějících přímo ze staveniště dochází na dotčených komunikacích též k nárůstu emisí z resuspenze z ostatní dopravy, neboť

v bezprostředním okolí stavby je obvykle deponováno větší množství prachových částic na povrchu vozovky, než by odpovídalo standardnímu nastavení metodiky pro určení emisí z dopravy.

V tomto případě ovšem závisí produkováná emise na intenzitě a skladbě dopravy na komunikaci – mění se jen hodnota sL pro daný úsek. Pro nastavení této hodnoty lze jako vodítko využít grafickou prezentaci, uvedenou na obrázku 7.3..

Obr. 7.3.: Orientační hodnoty sL pro povrchy zpevněných komunikací (g/m^2)

$sL = 0,6$



$sL = 6$



$sL = 17$



$sL = 30$



8. OVĚŘENÍ NAVRŽENÉ METODIKY

8.1. POROVNÁNÍ S VÝSLEDKY IMISNÍHO MONITORINGU V ČR (ROK 2011)

Pro potřeby ověření navrhované metodiky stanovení emisí částic PM_{10} z resuspenze byly provedeny kontrolní modelové výpočty průměrných ročních koncentrací suspendovaných částic PM_{10} a vyhodnocení shody měřených a modelovaných hodnot.

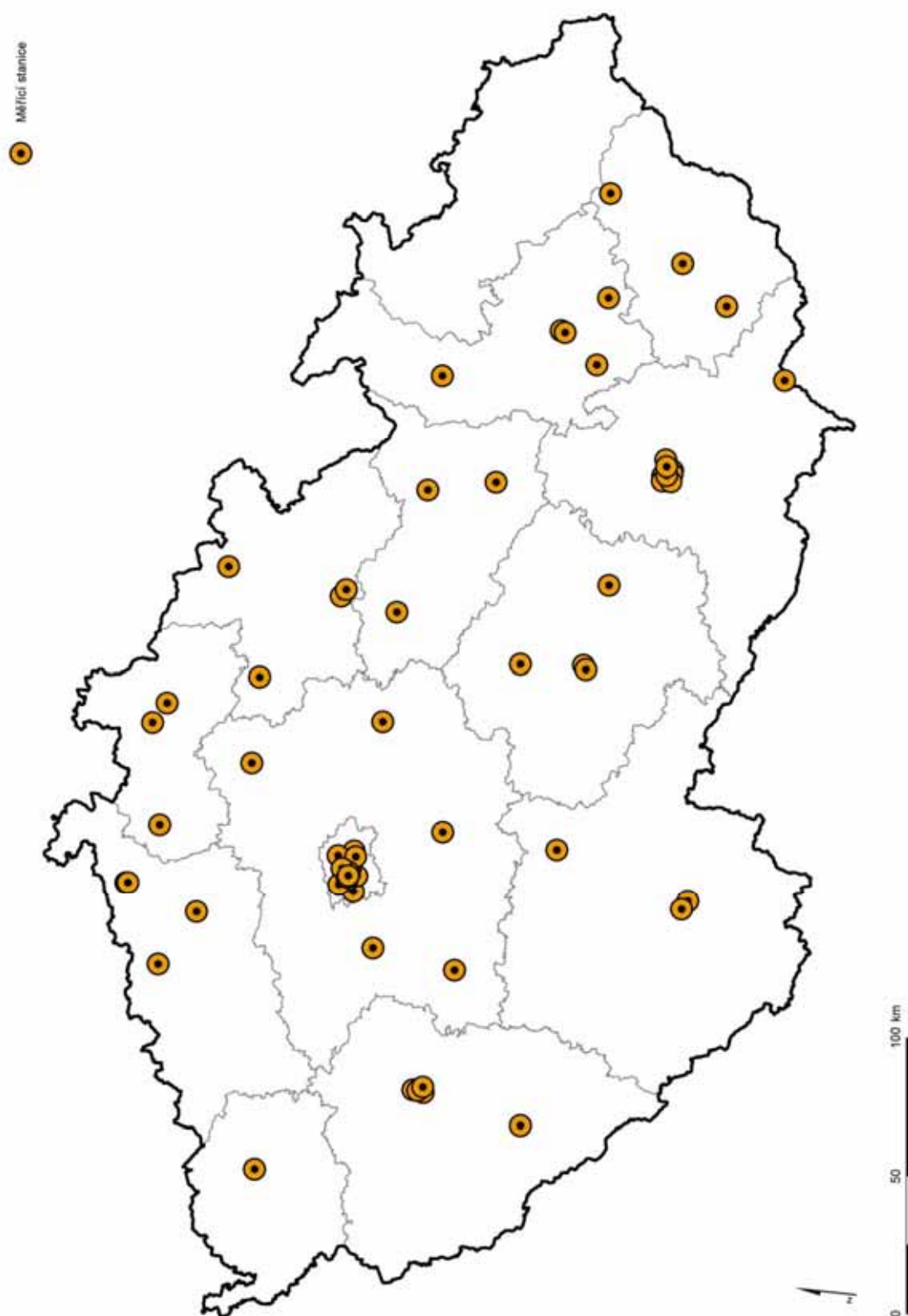
8.1.1 Výběr stanic

V první řadě byl proveden výběr stanic imisního monitoringu, které budou zahrnuty do vyhodnocení. Snaha zpracovatele byla o co nejvyšší počet stanic, avšak vzhledem ke skutečnosti, že předmětem hodnocení jsou emise z automobilové dopravy, je třeba porovnávat hodnoty na odpovídajících typech stanic. Hlavní kritéria pro výběr jsou uvedeny v následujícím přehledu:

- **dostupnost dat o intenzitách dopravy v blízkosti stanice** – vybrány byly měřicí stanice, kde lze očekávat reálný vliv dopravy na celkové koncentrace suspendovaných částic PM_{10} , a to na základě vzdálenosti od komunikace, pro kterou byly dostupné údaje o intenzitách automobilové dopravy.
- **předpoklad, že na dané stanici významnou měrou nebude působit jiný typ zdroje znečišťování ovzduší** – z výběru byly odstraněny stanice na území Moravskoslezského kraje. Z pohledu znečištění ovzduší se jedná o specifickou lokalitu, neboť na celkových koncentracích suspendovaných částic se podílejí značnou měrou další, obtížně identifikovatelné zdroje znečišťování, ať už se jedná o zahraniční zdroje či o zdroje související s průmyslovým charakterem regionu.
- **stanice poskytuje ucelené údaje o koncentracích PM_{10} v ovzduší** – primárně byly vybrány stanice automatizované, které mají dostatečný počet měření pro stanovení průměrné roční koncentrace.
- **poloha stanice vůči komunikaci** – z vyhodnocení byly vyřazeny některé stanice, které díky svému umístění není možné dostatečně postihnout v rozptylovém modelu. Jedná se zejména o umístění v uličním kaňonu, či v bezprostřední vzdálenosti od komunikace.

Celkem bylo do porovnání zahrnuto 59 stanic, jejichž rozmístění je uvedeno na následujícím obrázku.

Obr. 8.1.: Mapa rozmístění vybraných stanic AIM



Následující tabulka ukazuje přehled vybraných měřicích stanic a jejich popis. Z tabulky je patrné, že vyhodnocení se neomezilo pouze na stanice v dopravních lokalitách (Klasifikace T/*/*), ale zahrnuty byly i stanice pozadřové (B), pokud z výše popsaného výběru vyplynulo, že mohou poskytnout relevantní údaje o imisním zatížení z dopravy. Naopak se nepodařilo začlenit žádné stanice ve venkovských zónách (klasifikace */U/*), jelikož žádná z nich se nenachází v dostatečné blízkosti ke sledované silniční síti.

Tab. 8.1.: Přehled stanic vybraných pro porovnání měřených a modelovaných hodnot

Kód	Název	Klasifikace	Vlastník
ABRAA	Pha4-Braník	T/U/R	ČHMÚ
AKALA	Pha8-Karlín	T/U/C	ČHMÚ
AMLYA	Pha5-Mlynářka	T/U/RC	ČHMÚ
AMUZK	Pha1-Národní muzeum	T/U/RC	ZÚ
APRUA	Pha10-Průmyslová	I/U/IC	ČHMÚ
AREPA	Pha1-nám. Republiky	T/U/C	ČHMÚ
ARIEA	Pha2-Riegrový sady	B/U/NR	ČHMÚ
ASMIA	Pha5-Smíchov	T/U/RC	ČHMÚ
ASROM	Pha10-Šrobárova	B/U/RC	ZÚ
ASTOA	Pha5-Stodůlky	B/U/R	ČHMÚ
AVRSA	Pha10-Vršovice	T/U/R	ČHMÚ
AVYNA	Pha9-Vysočany	T/U/CR	ČHMÚ
SBERA	Beroun	T/U/RCI	ČHMÚ
SBNSM	Benešov-Spořilov	B/U/R	ZÚ
SKOAA	Kolín SAZ	B/U/R	ZÚ
SMBOA	Mladá Boleslav	B/U/R	ČHMÚ
SPRIA	Příbram	T/U/R	ČHMÚ
CCBDA	České Budějovice	B/U/R	ČHMÚ
CCBTA	Čes. Budějovice-Třešň.	B/U/R	ZÚ
CTABA	Tábor	T/U/RC	ČHMÚ
PKLSA	Klatovy soud	T/U/R	ZÚ
PPLBA	Plzeň-Bory	B/U/R	MPI
PPLEA	Plzeň-střed	T/U/RC	MPI
PPLRA	Plzeň-Roudná	B/U/R	ZÚ
PPLX0	Plzeň-Slovany	T/U/RC	ČHMÚ
KKVMA	Karlovy Vary	T/U/RC	ČHMÚ
UDCMA	Děčín	B/U/R	ČHMÚ
UDEHK	Děčín-ZÚ	T/U/RC	ZÚ
ULTTA	Litoměřice	B/U/R	ČHMÚ
UTPMA	Teplíce	B/U/R	ČHMÚ

Kód	Název	Klasifikace	Vlastník
LCLMA	Česká Lípa	B/U/R	ČHMÚ
LJNMA	Jablonec-město	B/U/R	ČHMÚ
LLIMA	Liberec-město	B/U/RC	ČHMÚ
HHKBA	Hradec Králové-Brněnská	T/U/RC	ČHMÚ
HHKSA	Hr.Král.-Sukovy sady	T/U/RCI	ZÚ
HJICM	Jičín	B/U/R	ČHMÚ
HTRMA	Trutnov-Mládežnická	B/U/R	ČHMÚ
EPAUA	Pardubice Dukla	B/U/R	ČHMÚ
ESTVA	Svitavy	B/U/R	ZÚ
EUOPA	Ústí n.Orl.-Podměstí	T/U/R	ZÚ
JHBSA	Havl.Brod-Smetan.nám.	B/U/RC	ZÚ
JJIHA	Jihlava	B/U/RC	ČHMÚ
JJIZM	Jihlava-Znojemská	T/U/RC	ZÚ
JVMEM	Velké Meziříčí	T/S/C	ČHMÚ
BBMVA	Brno-Výstaviště	T/U/C	SMBRNO
BBMZA	Brno-Zvonařka	T/U/C	SMBRNO
BBNDA	Brno-střed	T/U/R	ČHMÚ
BBNFM	Brno-Kroftova	T/U/R	ČHMÚ
BBNIO	Brno-Líšeň	B/U/R	ČHMÚ
BBNVM	Brno-Úvoz (hot spot)	T/U/R	ČHMÚ
BHODA	Hodonín	B/U/R	ZÚ
MOLSA	Olomouc-Šmeralova	B/U/R	ZÚ
MOLVK	Olomouc-Velkomoravská	T/U/R	MOLO
MPRRA	Přerov	B/U/CR	ČHMÚ
MPSTA	Prostějov	B/U/R	ČHMÚ
MSMUK	Šumperk MÚ	B/U/R	MŠUM
ZUHRA	Uherské Hradiště	T/U/RC	ČHMÚ
ZVMEK	Valašské Meziříčí - Masa	B/U/R	MVM
ZZLTK	Zlín-Svit	T/U/CR	MZLI

Pro vybrané stanice byly z výsledků měření připojeny hodnoty průměrných ročních koncentrací, a to za rok 2010, neboť poslední relevantní data o intenzitách dopravy na území ČR pocházejí z Celostátního sčítání dopravy 2010.

8.1.2 Vstupní data a metodika výpočtu

Stanovení emisí z dopravy

Jako základní vstupní údaj pro emisní a imisní modelování sloužily výstupy z Celostátního sčítání dopravy, které provedlo Ředitelství silnic a dálnic v roce 2010. Z výstupů sčítání byly převzaty údaje o průměrných počtech osobních automobilů, lehkých a těžkých nákladních vozidel a autobusů. Dalším potřebným vstupním údajem je rychlost jízdy dopravního proudu, která byla přiřazena na základě typu komunikace a charakteru území (intravilán / extravilán). Tímto způsobem byly zpracovány všechny komunikace, u nichž lze předpokládat vliv na imisní hodnotu v místě měření. Dále byl proveden odhad emisního vstupu pro komunikace nezahrnuté do sčítání dopravy.

Emisní výpočty resuspenze byly provedeny navrženou metodikou. Pro stanovení charakteristik povrchu byla uvažována průměrná hodnota za povrchy asfalt, asfaltbeton a beton a za stavy „starší kvalitní povrch“ a „starší povrch se známkami poškození“. Jedná se přirozeně o určité zobecnění, které může vést (jak se následně potvrdilo) k určitým rozdílům měřených a modelovaných hodnot. Pro přesné stanovení imisních příspěvků by bylo nutné individuálně určit charakter povrchu jednotlivých komunikací, takto objemné zpracování dat by však bylo zcela nad rámec řešeného projektu.

Délka zimního období byla uvažována ve výši 5,5 měsíce za rok, tj. cca od posledního týdne v říjnu do prvního týdne v dubnu.

Ostatní zdroje emisí

Údaje o emisích z ostatních zdrojů mimo řešené komunikace byly převzaty z datové báze rozptylových studií projektu „Střednědobá strategie (do roku 2020) zlepšení kvality ovzduší v ČR“ [108]. Jedná se o emise za rok 2011, což opět může způsobit určitou odchylku mezi měřenými a modelovanými hodnotami, ale nové kompletní zpracování dat za rok 2010 by pro tyto účely nebylo proveditelné. Alternativou bylo vztáhnout celé porovnání na rok 2011, avšak v tomto případě by bylo nutno počítat s odchylkou způsobenou odhadem intenzit dopravy (přepočet z r. 2010) a potenciální nejistota byla posouzena jako větší než v prvním případě.

Kromě emisních zdrojů v ČR byly do výpočtu zahrnuty též imisní příspěvky sekundárních aerosolů. Jejich hodnoty byly převzaty z téhož zdroje, tj. ze „Střednědobé strategie“, v tomto případě se však jedná o data za rok 2006, novější údaje nejsou k dispozici. I tato skutečnost může vést k navýšení rozdílu mezi měřenými a modelovanými hodnotami.

Pro zohlednění příspěvků zahraničních zdrojů a nesledovaných zdrojů emisí byla v souladu se standardními postupy použita aditivní konstanta, tzv. imisní pozadí. Její hodnota byla na základě vyhodnocení hodnot z pozadových stanic stanovena ve výši $8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, přičemž v oblastech se zvýšeným příspěvkem zahraničních zdrojů (část Ústeckého, Olomouckého a Zlínského kraje) byla zvýšena o $1 - 3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Modelování rozptylu částic PM_{10} v okolí komunikací

Pro výpočet imisních příspěvků liniových a plošně agregovaných zdrojů byl použit model ATEM, který je ve vyhlášce č. 330/2012 Sb. uveden jako jedna z referenčních metod pro imisní modelování. Jedná se o gaussovský disperzní model rozptylu znečištění, který imisní situaci hodnotí na základě podrobných klimatologických a meteorologických údajů. Model slouží ke komplexnímu hodnocení imisní situace v zájmovém území. Je založen na stacionárním řešení rovnice difúze pasivní příměsi v atmosféře.

Údaje o rozložení meteorologických parametrů (větrné růžice) byly opět převzaty z projektu „Střednědobá strategie (do roku 2020) zlepšení kvality ovzduší v ČR“.

8.1.3 Výsledky hodnocení

Porovnání měřených a modelovaných hodnot

Výsledné porovnání měřených a modelovaných hodnot průměrných ročních koncentrací PM_{10} pro jednotlivé stanice je uvedeno v následující tabulce a grafech.

Tab. 8.2.: Porovnání modelovaných a měřených hodnot PM₁₀ na stanicích AIM (μg.m⁻³)

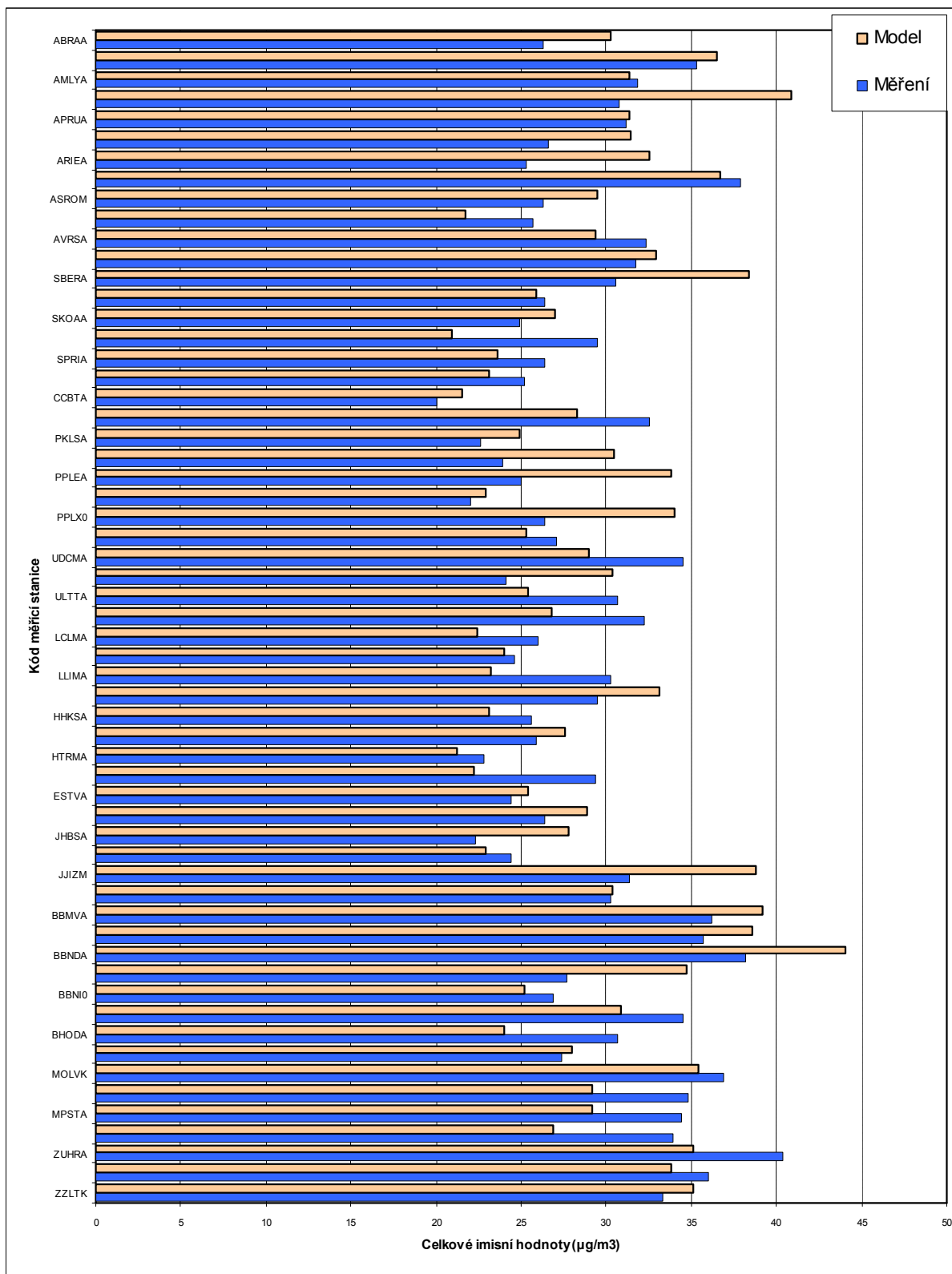
Kód	Název	Měření	Model	Rozdíl %
ABRAA	Pha4-Braník	26,3	30,3	15%
AKALA	Pha8-Karlín	35,3	36,6	4%
AMLYA	Pha5-Mlynářka	31,8	31,3	-1%
AMUZK	Pha1-Národní muzeum	30,8	40,9	33%
APRUA	Pha10-Průmyslová	31,2	31,4	1%
AREPA	Pha1-nám. Republiky	26,6	31,4	18%
ARIEA	Pha2-Riegrovy sady	25,3	32,5	29%
ASMIA	Pha5-Smíchov	37,9	36,7	-3%
ASROM	Pha10-Šrobárova	26,3	29,5	12%
ASTOA	Pha5-Stodůlky	25,7	21,7	-16%
AVRSA	Pha10-Vršovice	32,3	29,4	-9%
AVYNA	Pha9-Vysočany	31,7	33,0	4%
SBERA	Beroun	30,6	38,4	25%
SBNSM	Benešov-Spořilov	26,4	25,9	-2%
SKOAA	Kolín SAZ	24,9	27,0	8%
SMBOA	Mladá Boleslav	29,5	20,9	-29%
SPRIA	Příbram	26,4	23,6	-11%
CCBDA	České Budějovice	25,2	23,2	-8%
CCBTA	Čes. Budějovice-Třešň.	20,0	21,5	8%
CTABA	Tábor	32,5	28,3	-13%
PKLSA	Klatovy soud	22,6	24,9	10%
PPLBA	Plzeň-Bory	23,9	30,4	27%
PPLEA	Plzeň-střed	25,0	33,9	35%
PPLRA	Plzeň-Roudná	22,0	22,9	4%
PPLX0	Plzeň-Slovany	26,4	34,1	29%
KKVMA	Karlovy Vary	27,1	25,3	-7%
UDCMA	Děčín	34,5	28,9	-16%
UDEHK	Děčín-ZÚ	24,1	30,4	26%
ULTTA	Litoměřice	30,7	25,4	-17%
UTPMA	Teplice	32,2	26,8	-17%
LCLMA	Česká Lípa	26,0	22,4	-14%
LJNMA	Jablonec-město	24,6	24,0	-2%
LLIMA	Liberec-město	30,3	23,2	-23%
HHKBA	Hradec Králové-Brněnská	29,5	33,1	12%
HHKSA	Hr.Král.-Sukovy sady	25,6	23,1	-10%
HJICM	Jičín	25,9	27,6	6%
HTRMA	Trutnov-Mládežnická	22,8	21,3	-7%
EPAUA	Pardubice Dukla	29,4	22,3	-24%

Kód	Název	Měření	Model	Rozdíl %
ESTVA	Svitavy	24,4	25,4	4%
EUOPA	Ústí n.Orl.-Podměstí	26,4	28,8	9%
JHBSA	Havl.Brod-Smetan.nám.	22,3	27,8	25%
JJIHA	Jihlava	24,4	22,9	-6%
JJIZM	Jihlava-Znojemská	31,3	38,8	24%
JVMEM	Velké Meziříčí	30,3	30,4	0%
BBMVA	Brno-Výstaviště	36,2	39,2	8%
BBMZA	Brno-Zvonařka	35,7	38,6	8%
BBNDA	Brno-střed	38,2	44,0	15%
BBNFM	Brno-Kroftova	27,7	34,8	25%
BBNI0	Brno-Líšeň	26,9	25,2	-6%
BBNVM	Brno-Úvoz (hot spot)	34,5	30,8	-11%
BHODA	Hodonín	30,7	24,0	-22%
MOLSA	Olomouc-Šmeralova	27,4	28,0	2%
MOLVK	Olomouc-Velkomoravská	36,9	35,4	-4%
MPRRA	Přerov	34,8	29,2	-16%
MPSTA	Prostějov	34,4	29,2	-15%
MSMUK	Šumperk MÚ	33,9	26,9	-21%
ZUHRA	Uherské Hradiště	40,4	35,2	-13%
ZVMEK	Valašské Meziříčí - Masa	36,0	33,8	-6%
ZZLTK	Zlín-Svit	33,3	35,1	5%
Minimum		20,0	20,9	-29%
Maximum		40,4	44,0	+35%
Průměr		29,2	29,4	1%
Medián		29,4	29,2	0%

Z vyhodnocení vyplývá, že rozdíl měřené a modelované hodnoty sice v extrému dosahuje až 35 %, v naprosté většině případů však nepřesahuje 25 % měřené hodnoty – rozdíly vyšší než 25 % byly zaznamenány pouze na devíti stanicích, vyšší než 30 % pak pouze na dvou stanicích. Odchyly byly zaznamenány jak v pozitivním, tak v negativním smyslu, průměrná hodnota modelovaných a měřených hodnot se liší o 1 %.

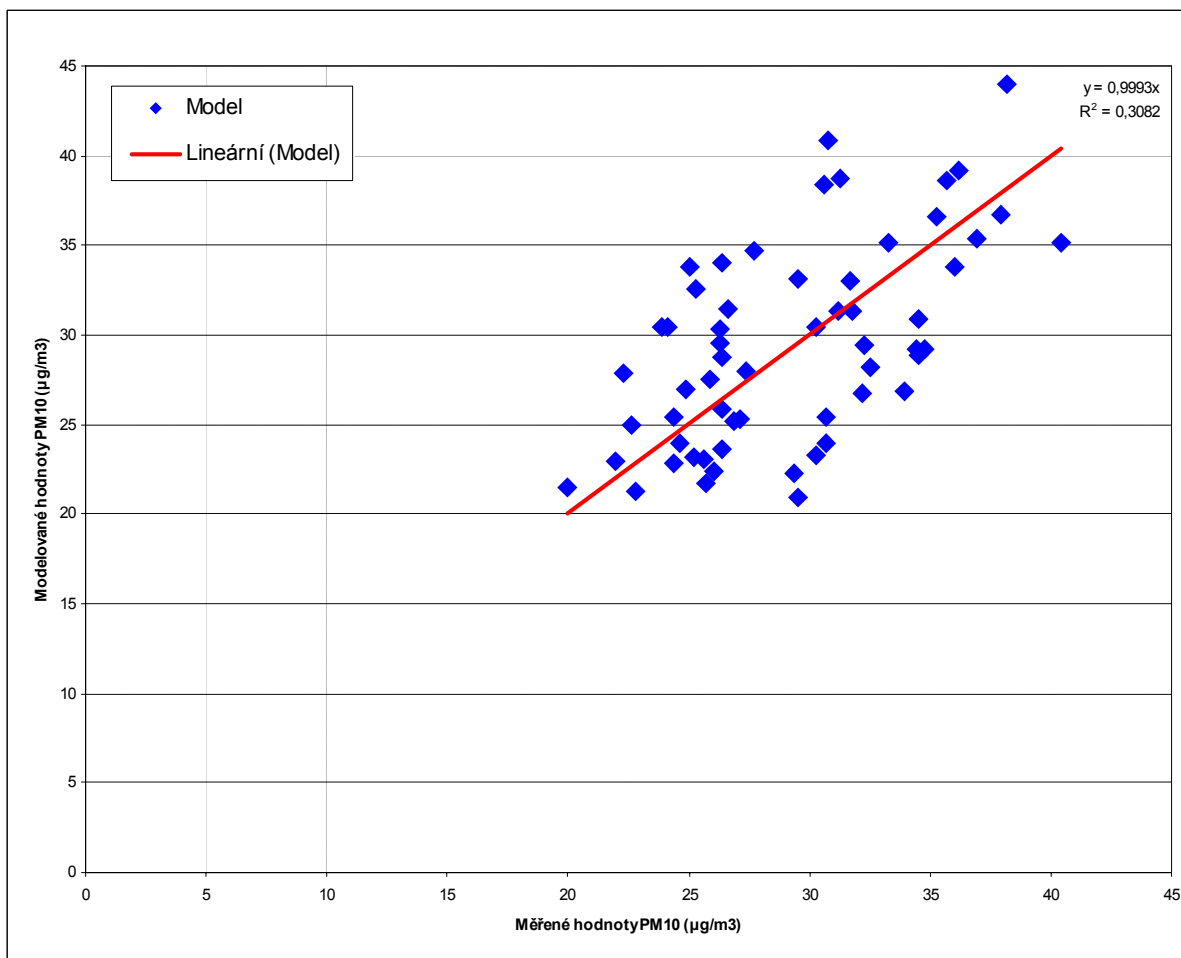
Rozdíly měřených a modelovaných koncentrací mohou být způsobeny zejména lokálními podmínkami v prostoru jednotlivých stanic, které nemohly být zohledněny v použitém výpočtovém modelu (povrch vozovky, stavební činnost, záchyt prachu na vegetaci, rozdílná úroveň příspěvku sekundárních aerosolů a imisního pozadí atd).

Obr. 8.2.: Porovnání měřených a modelovaných hodnot na stanicích v ČR



V souhrnu lze konstatovat, že shoda mezi modelovanými a měřenými hodnotami je velmi dobrá. To potvrzuje i následující obrázek 8.3., kde je patrná celková shoda ($y=0,9993x$), byť u jednotlivých lokalit dochází k určitému rozptylu ($R^2=0,31$).

Obr. 8.3.: Porovnání korelace měřených a modelovaných hodnot



Příspěvek resuspenze k modelovaným hodnotám

Následující tabulka a obrázek uvádí příspěvek a podíl resuspenze z automobilové dopravy na celkových vypočtených koncentracích na jednotlivých stanicích. Jak je patrné, příspěvek resuspenze k celkovým hodnotám se pohybuje na jednotlivých stanicích v rozmezí $1,2 - 22,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, přičemž nejvyšší hodnoty je možné očekávat na stanicích, které se nacházejí v blízkosti silněji zatížených komunikací. Nejvyšší příspěvek byl zaznamenán na stanici Brno-střed. Významný příspěvek byl dále zaznamenán například na stanicích Brno-výstaviště, Jihlava-Znojemská nebo

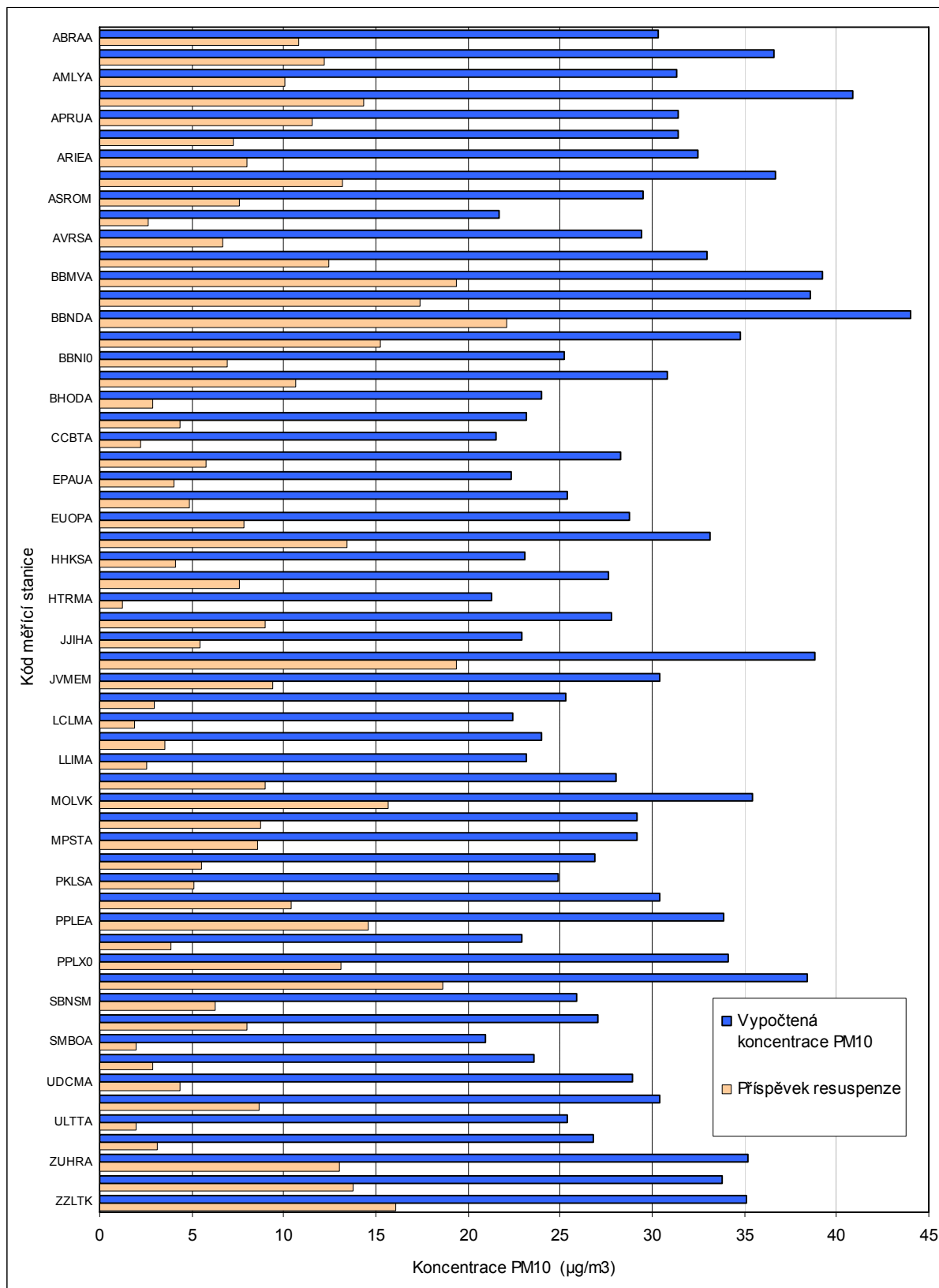
Beroun. Naopak nejnižší příspěvek (do $2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) byl vypočten na stanicích Trutnov, Česká Lípa, Mladá Boleslav a Litoměřice. Podíl resuspenze na celkové imisní zátěži se pak na jednotlivých stanicích pohybuje v rozmezí 6 – 50 %. Nejvyšší podíl lze opět očekávat na stanici Brno-střed.

Tab. 8.3.: Příspěvek resuspenze k modelovaným hodnotám PM_{10}

Kód	Název	Celková koncentrace $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	Příspěvek $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	Podíl %
ABRAA	Pha4-Braník	30,3	10,766	35,5%
AKALA	Pha8-Karlín	36,6	12,231	33,5%
AMLYA	Pha5-Mlynářka	31,3	10,043	32,1%
AMUZK	Pha1-Národní muzeum	40,9	14,334	35,1%
APRUA	Pha10-Průmyslová	31,4	11,522	36,7%
AREPA	Pha1-nám. Republiky	31,4	7,280	23,2%
ARIEA	Pha2-Riegrovy sady	32,5	8,031	24,7%
ASMIA	Pha5-Smíchov	36,7	13,177	35,9%
ASROM	Pha10-Šrobárova	29,5	7,563	25,6%
ASTOA	Pha5-Stodůlky	21,7	2,638	12,2%
AVRSA	Pha10-Vršovice	29,4	6,667	22,7%
AVYNA	Pha9-Vysočany	33,0	12,430	37,7%
SBERA	Beroun	38,4	18,633	48,6%
SBNSM	Benešov-Spořilov	25,9	6,273	24,2%
SKOAA	Kolín SAZ	27,0	7,959	29,5%
SMBOA	Mladá Boleslav	20,9	1,941	9,3%
SPRIA	Příbram	23,6	2,878	12,2%
CCBDA	České Budějovice	23,2	4,361	18,8%
CCBTA	Čes. Budějovice-Třešň.	21,5	2,237	10,4%
CTABA	Tábor	28,3	5,746	20,3%
PKLSA	Klatovy soud	24,9	5,136	20,6%
PPLBA	Plzeň-Bory	30,4	10,389	34,2%
PPLEA	Plzeň-střed	33,9	14,595	43,1%
PPLRA	Plzeň-Roudná	22,9	3,897	17,0%
PPLX0	Plzeň-Slovany	34,1	13,094	38,4%
KKVMA	Karlovy Vary	25,3	3,006	11,9%
UDCMA	Děčín	28,9	4,354	15,1%
UDEHK	Děčín-ZÚ	30,4	8,669	28,5%
ULTTA	Litoměřice	25,4	1,981	7,8%
UTPMA	Teplice	26,8	3,166	11,8%
LCLMA	Česká Lípa	22,4	1,926	8,6%
LJNMA	Jablonec-město	24,0	3,511	14,6%

Kód	Název	Celková koncentrace $\mu\text{g.m}^{-3}$	Příspěvek $\mu\text{g.m}^{-3}$	Podíl %
LLIMA	Liberec-město	23,2	2,548	11,0%
HHKBA	Hradec Králové-Brněnská	33,1	13,463	40,6%
HHKSA	Hr.Král.-Sukovy sady	23,1	4,092	17,7%
HJICM	Jičín	27,6	7,570	27,5%
HTRMA	Trutnov-Mládežnická	21,3	1,256	5,9%
EPAUA	Pardubice Dukla	22,3	4,006	18,0%
ESTVA	Svitavy	25,4	4,838	19,1%
EUOPA	Ústí n.Orl.-Podměstí	28,8	7,795	27,1%
JHBSA	Havl.Brod-Smetan.nám.	27,8	8,958	32,2%
JJIHA	Jihlava	22,9	5,408	23,6%
JJIZM	Jihlava-Znojemská	38,8	19,348	49,9%
JVMEM	Velké Meziříčí	30,4	9,406	30,9%
BBMVA	Brno-Výstaviště	39,2	19,354	49,4%
BBMZA	Brno-Zvonařka	38,6	17,377	45,0%
BBNDA	Brno-střed	44,0	22,064	50,1%
BBNFM	Brno-Kroftova	34,8	15,241	43,9%
BBNI0	Brno-Líšeň	25,2	6,901	27,4%
BBNVM	Brno-Úvoz (hot spot)	30,8	10,647	34,5%
BHODA	Hodonín	24,0	2,898	12,1%
MOLSA	Olomouc-Šmeralova	28,0	8,975	32,1%
MOLVK	Olomouc-Velkomoravská	35,4	15,667	44,2%
MPRRA	Přerov	29,2	8,707	29,8%
MPSTA	Prostějov	29,2	8,581	29,4%
MSMUK	Šumperk MÚ	26,9	5,546	20,6%
ZUHRA	Uherské Hradiště	35,2	12,986	36,9%
ZVMEK	Valašské Meziříčí - Masa	33,8	13,761	40,7%
ZZLTK	Zlín-Svit	35,1	16,048	45,7%
Minimum		20,9	1,3	5,9%
Maximum		44,0	22,1	50,1%
Průměr		29,4	8,7	27,5%
Medián		29,2	8,0	27,5%

Obr. 8.4.: Příspěvek resuspenze k modelovaným hodnotám PM₁₀



Porovnání se stávající metodikou pro výpočet resuspenze

Následující tabulka umožňuje porovnání příspěvku resuspenze k celkové imisní zátěži částicemi PM₁₀ při výpočtu podle navrhované navrhovanou metodikou a podle stávající metodiky používané v ČR (modifikovaná metodika AP-42).

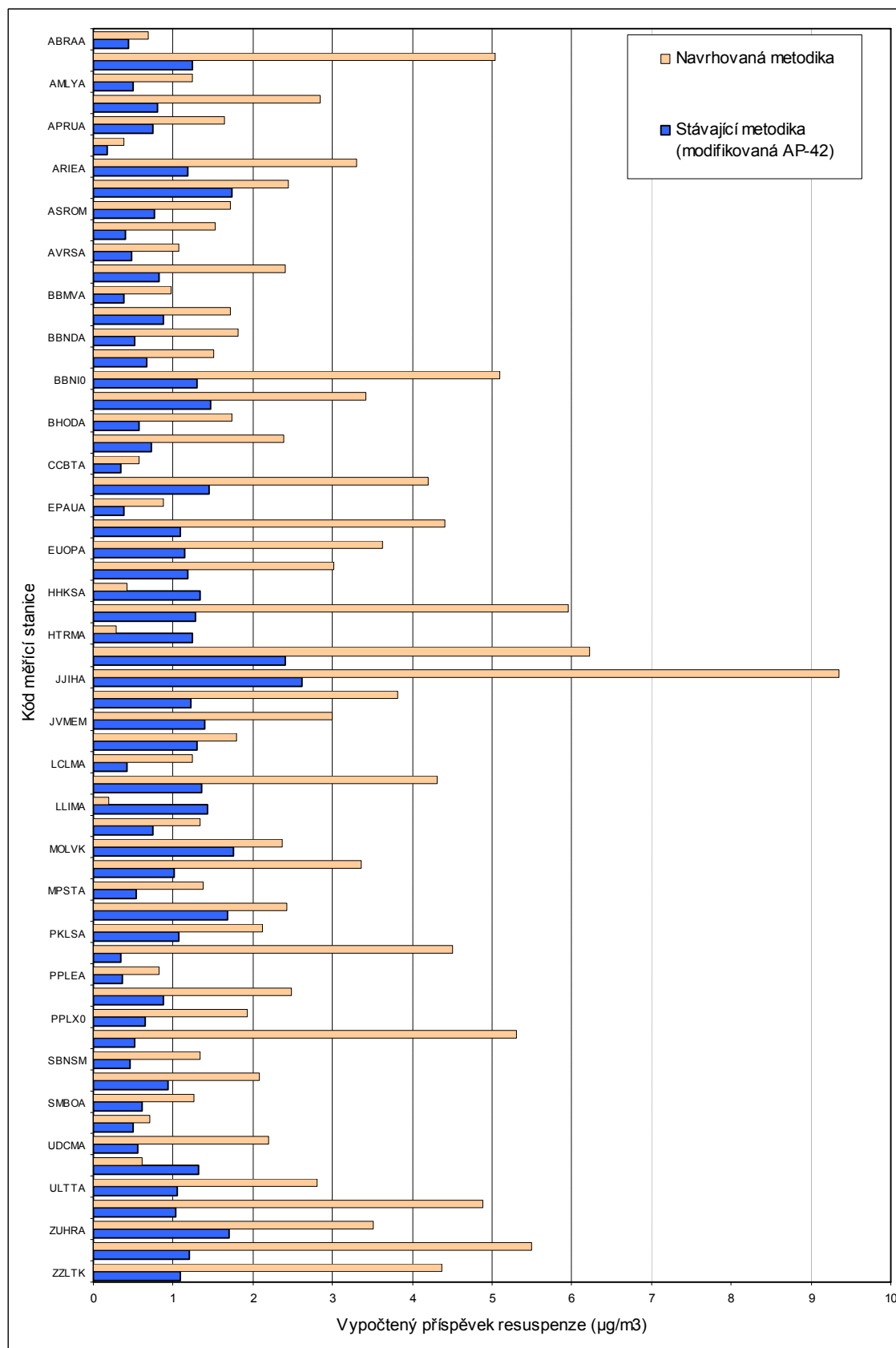
Tab. 8.4.: Příspěvek resuspenze k modelovaným hodnotám

Kód	Název	Navrhovaná metodika (μg.m ⁻³)	Současná metodika (μg.m ⁻³)	Podíl stávající / navrhovaná metodika (%)
ABRAA	Pha4-Braník	10,766	0,989	9,2
AKALA	Pha8-Karlín	12,231	4,673	38,2
AMLYA	Pha5-Mlýnářka	10,043	3,844	38,3
AMUZK	Pha1-Národní muzeum	14,334	4,928	34,4
APRUA	Pha10-Průmyslová	11,522	3,271	28,4
AREPA	Pha1-nám. Republiky	7,280	3,278	45,0
ARIEA	Pha2-Riegrovy sady	8,031	2,658	33,1
ASMIA	Pha5-Smíchov	13,177	4,501	34,2
ASROM	Pha10-Šrobárova	7,563	2,689	35,6
ASTOA	Pha5-Stodůlky	2,638	0,875	33,2
AVRSA	Pha10-Vršovice	6,667	1,940	29,1
AVYNA	Pha9-Vysočany	12,430	3,288	26,5
SBERA	Beroun	18,633	3,756	20,2
SBNSM	Benešov-Spořilov	6,273	1,725	27,5
SKOAA	Kolín SAZ	7,959	2,008	25,2
SMBOA	Mladá Boleslav	1,941	1,510	77,8
SPRIA	Příbram	2,878	0,762	26,5
CCBDA	České Budějovice	4,361	1,135	26,0
CCBTA	Čes. Budějovice-Třešň.	2,237	1,183	52,9
CTABA	Tábor	5,746	1,469	25,6
PKLSA	Klatovy soud	5,136	2,172	42,3
PPLBA	Plzeň-Bory	10,389	3,502	33,7
PPLEA	Plzeň-střed	14,595	5,685	39,0
PPLRA	Plzeň-Roudná	3,897	1,361	34,9
PPLX0	Plzeň-Slovany	13,094	3,062	23,4
KKVMA	Karlovy Vary	3,006	1,651	54,9
UDCMA	Děčín	4,354	1,469	33,7
UDEHK	Děčín-ZÚ	8,669	3,123	36,0
ULTTA	Litoměřice	1,981	1,454	73,4
UTPMA	Teplice	3,166	0,857	27,1
LCLMA	Česká Lípa	1,926	0,739	38,4

Kód	Název	Navrhovaná metodika ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Současná metodika ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Podíl stávající / navrhovaná metodika (%)
LJNMA	Jablonec-město	3,511	1,136	32,4
LLIMA	Liberec-město	2,548	1,576	61,9
HHKBA	Hradec Králové-Brněnská	13,463	4,100	30,5
HHKSA	Hr.Král.-Sukovy sady	4,092	1,514	37,0
HJICM	Jičín	7,570	2,044	27,0
HTRMA	Trutnov-Mládežnická	1,256	0,323	25,7
EPAUA	Pardubice Dukla	4,006	0,929	23,2
ESTVA	Svitavy	4,838	1,078	22,3
EUOPA	Ústí n.Orl.-Podměstí	7,795	2,576	33,0
JHBSA	Havl.Brod-Smetan.nám.	8,958	2,305	25,7
JJIHA	Jihlava	5,408	2,219	41,0
JJIZM	Jihlava-Znojemská	19,348	7,377	38,1
JVMEM	Velké Meziříčí	9,406	3,567	37,9
BBMVA	Brno-Výstaviště	19,354	5,188	26,8
BBMZA	Brno-Zvonařka	17,377	3,490	20,1
BBNDA	Brno-střed	22,064	4,862	22,0
BBNFM	Brno-Kroftova	15,241	3,042	20,0
BBNI0	Brno-Líšeň	6,901	1,506	21,8
BBNVM	Brno-Úvoz (hot spot)	10,647	2,906	27,3
BHODA	Hodonín	2,898	0,818	28,2
MOLSA	Olomouc-Šmeralova	8,975	2,915	32,5
MOLVK	Olomouc-Velkomoravská	15,667	4,333	27,7
MPRRA	Přerov	8,707	2,813	32,3
MPSTA	Prostějov	8,581	2,984	34,8
MSMUK	Šumperk MÚ	5,546	1,497	27,0
ZUHRA	Uherské Hradiště	12,986	4,004	30,8
ZVMEK	Valašské Meziříčí - Masa	13,761	3,164	23,0
ZZLTK	Zlín-Svit	16,048	3,786	23,6

Jak je patrné z uvedené tabulky, na všech vybraných stanicích byly vyšší hodnoty zaznamenány při stanovení množství emisí navrhovanou metodikou. Podíl příspěvku stanoveného metodikou EPA oproti navrhované metodice se pohybuje v rozmezí 9 – 78 %, přičemž nejčastěji se pohybuje na úrovni 20 – 40 %.

Obr. 8.5.: Příspěvek resuspenze k modelovaným hodnotám



8.2. POROVNÁNÍ S VÝSLEDKY IMISNÍHO MONITORINGU V PRAZE (ROKY 2013 A 2015)

V rámci oponentního posouzení předložené metodiky byl dále stanoven požadavek na provedení korelace výsledků modelových výpočtů pro obě metodiky (stávající – modifikovaná AP-42 a navrhovaná) s měřenými hodnotami na některé stanici v dopravní lokalitě a porovnání, zda jde o statisticky významný rozdíl. Navrženo bylo provedení analýzy pro stanici ČHMÚ Praha 2 – Legerova, a to pro roční průměry i 36. nejvyšší 24hodinovou koncentraci.

Vypracování analýzy pouze pro jednu měřicí stanici se však ukázalo jako problematické, jelikož použitý model neumožňuje stanovovat koncentrace v časové řadě (např. po dni, po měsíci apod.), takže jedinou použitelnou hodnotou je průměrná roční koncentrace, popřípadě z ní odvozená četnost překročení 24hodinového limitu. Z tohoto důvodu bylo nutné zahrnout do vyhodnocení větší počet stanic.

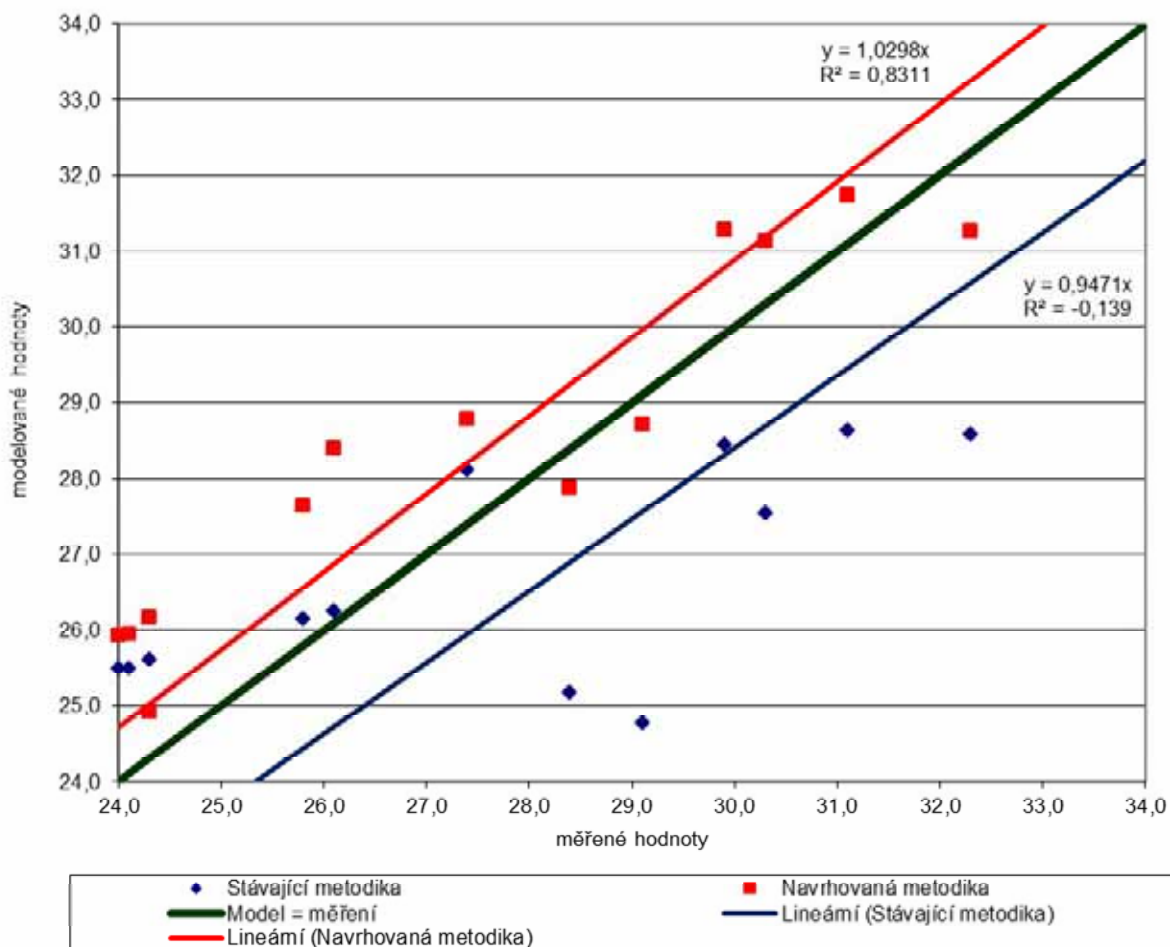
Vzhledem k potřebě co nejpřesnějších vstupních dat pro modelový výpočet byl v tomto případě použit vzorek stanic z území hl. m. Prahy, pro něž má řešitel k dispozici detailní emisní data z projektu „Modelové hodnocení kvality ovzduší na území hl. m. Prahy“, a to z posledních dvou aktualizací výpočtu za roky 2015 a 2013 [109, 110]. Předchozí data je již nutno považovat za zastaralá, neboť v mezidobí došlo k dílčím úpravám u řady výpočetních postupů. Výpočet byl proveden pro všechny stanice v dopravních lokalitách na území Prahy, s výjimkou stanice Praha 4 – Braník, která je na základě dlouhodobých srovnání považována za nepodchytilitelnou použitým rozptylovým modelem vzhledem ke stínění dominantního zdroje emisí terénní překážkou. Do porovnání bylo tedy zahrnuto 7 měřících stanic, jejichž přehled je spolu s výslednými měřeními a vypočtenými hodnotami uveden v tabulce 8.5.

Tab. 8.5.: Porovnání měřených a modelovaných hodnot na dopravních stanicích v Praze

Stanice - rok	Měřená koncentrace ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Výpočet – stávající metodika		Výpočet – nová metodika	
		Koncentrace ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Podíl (%)	Koncentrace ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Podíl (%)
Pha2-Legerova – 2013	31,1	28,6	92,1	31,7	102,1
Pha5-Smíchov– 2013	27,4	28,1	102,6	28,8	105,1
Pha5-Svornosti– 2013	34,1	29,9	87,5	34,3	100,5
Pha8-Karlín– 2013	32,3	28,6	88,5	31,3	96,8
Pha9-Vysočany– 2013	24,1	25,5	105,8	26,0	107,7
Pha10-Průmyslová– 2013	28,4	25,2	88,7	27,9	98,1
Pha10-Vršovice– 2013	30,3	27,5	90,9	31,1	102,8
Pha2-Legerova – 2013	25,8	26,2	101,4	27,6	107,1
Pha5-Smíchov– 2013	29,1	24,8	85,1	28,7	98,7
Pha5-Svornosti– 2013	29,9	28,4	95,1	31,3	104,6
Pha8-Karlín– 2013	24,0	25,5	106,3	25,9	108,0
Pha9-Vysočany– 2013	24,3	25,6	105,4	26,2	107,7
Pha10-Průmyslová– 2013	24,3	22,9	94,4	24,9	102,6
Pha10-Vršovice– 2013	26,1	26,3	100,6	28,4	108,8

Přehledné porovnání pak umožňuje následující graf, v němž jsou vykresleny ve vzájemné závislosti hodnoty měřené (osa x) a modelované (osa y), spolu s přímkou, vyjadřující průběh hodnot v případě absolutní shody modelu s měřením.

Obr. 8.6.: Porovnání měřených a modelovaných hodnot na dopravních stanicích v Praze



Z tabulky i grafu je patrné, že koncentrace vypočtené pomocí nové metodiky se více přibližují měřeným hodnotám, než tomu je u výpočtu s použitím metodiky předešlé.

Co se týče statistického vyhodnocení, je možné v první řadě doložit veličiny popisné statistiky, které jsou ve všech parametrech příznivější pro metodiku navrhovanou. Průměrná odchylka činí u stávající metodiky 13,2 % měřené hodnoty, u navrhované metodiky 8,3 %. Směrnice přímky s nulovým absolutním členem, proložená body pro danou metodu, činí u stávající metodiky 0,94725, u nové metodiky 1,02984. Korelační koeficient R^2 je u stávající metodiky -0,1393, u nové metodiky 0,8311.

Lze tak považovat za nepochybné, že nová metodika poskytuje výsledky bližší měřeným hodnotám než metodika dosavadní. Odlišná otázka však je, zda je rozdíl mezi oběma metodikami statisticky významný. Datový soubor je i přes snahu o zahrnutí většího počtu stanic poměrně malý. Navíc rozdíly vypočtených hodnot nejsou

zásadní, neboť zohledňují pouze rozdíly v příspěvku blízkých dopravních zdrojů, zatímco podstatná část imisní hodnoty je tvořena příspěvky z jiných zdrojů, popřípadě tzv. imisním pozadím (včetně sekundárních aerosolů), korelace mezi výsledky výpočtu je kromě toho přirozeně dána i shodnou v základních dopravních vstupech pro emisní výpočet.

Použití obvyklých metod typu párového t-testu je v tomto případě z důvodu malého počtu dat nevyhovující, resp. sice podává odhady příznivější pro novou metodiku, než pro metodiku původní, avšak v otázce statistické významnosti je neprůkazný. Bylo proto nutno použít některou ze „silnějších“ statistických metod, které umožňují lépe pracovat i s omezenými soubory dat. V daném případě byla použita metoda LME (linear mixed effects model) [111, 112], která zohledňuje samozřejmou korelaci mezi hodnotami podle nové a stávající metodiky pro jednotlivé lokality a roky měření. Z výsledků analýzy pak vyplývá, že rozdíl mezi oběma metodami je statisticky významný na 5% hladině, hodnota p je rovna 0,0001.

8.3. APLIKACE METODIKY NA VYBRANÉ ÚZEMÍ

Pro ověření využitelnosti navržené metodiky při modelování znečištění ovzduší v souvislém území, a rovněž pro ověření celkového rozložení imisních hodnot v případě aplikace nové metodiky, byl proveden výpočet koncentrací na souvislém území, vymezeném hranicemi hlavního města Prahy. Důvod pro volbu tohoto území spočívá ve skutečnosti, že pro hl. m. Prahu jsou k dispozici podrobná a poměrně aktuální (rok 2014) vstupní data, pocházející z projektu „Modelové hodnocení kvality ovzduší na území hl. m. Prahy – Aktualizace 2014“ [109].

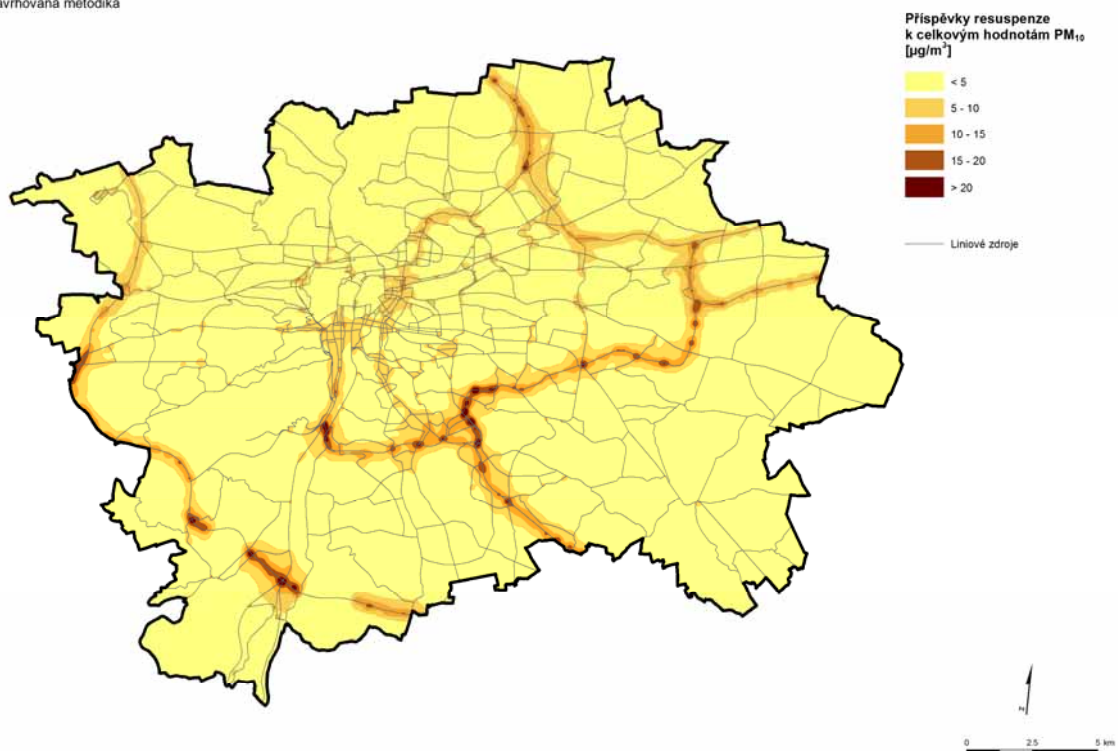
Výsledky modelových výpočtů jsou graficky prezentovány na obr. 8.6. a 8.7.. Jedná se o příspěvky resuspenze k celkovým hodnotám průměrných ročních koncentrací PM_{10} . Pro srovnání je uvedeno též rozložení příspěvků vypočtených podle stávající metodiky (modifikovaná AP-42).

Z výsledků je patrné, že nejvyšší příspěvky v blízkém okolí silně zatížených komunikací byly vypočteny na úrovni přes $20 \mu g \cdot m^{-3}$. Jedná se zejména o lokalitu podél Jižní spojky a Spořilovské ulice, dále pak v prostoru Barrandovského mostu a lokálně podél jihozápadní části SOKP. Podél dalších silněji zatížených komunikací byly vypočteny příspěvky zpravidla $10 - 20 \mu g \cdot m^{-3}$. Podél méně významných komunikací pak lze očekávat příspěvky nejvýše v řádu jednotek $\mu g \cdot m^{-3}$.

Při výpočtu množství resuspenze stávající metodikou byly vypočteny hodnoty násobně nižší, u silně dopravně zatížených komunikací dokonce až řádově nižší, kdy podél nejvíce zatížených komunikací (tedy zejména Jižní spojka, Spořilovská a okolí Barrandovského mostu) byly vypočteny příspěvky nejvýše okolo $2 \mu g \cdot m^{-3}$. Naproti tomu v méně zatížených lokalitách jsou příspěvky obdobné jako u navrhované metodiky, prostorové rozložení je tak v případě aplikace stávající metodiky výrazně „plošší“ než u metodiky navrhované.

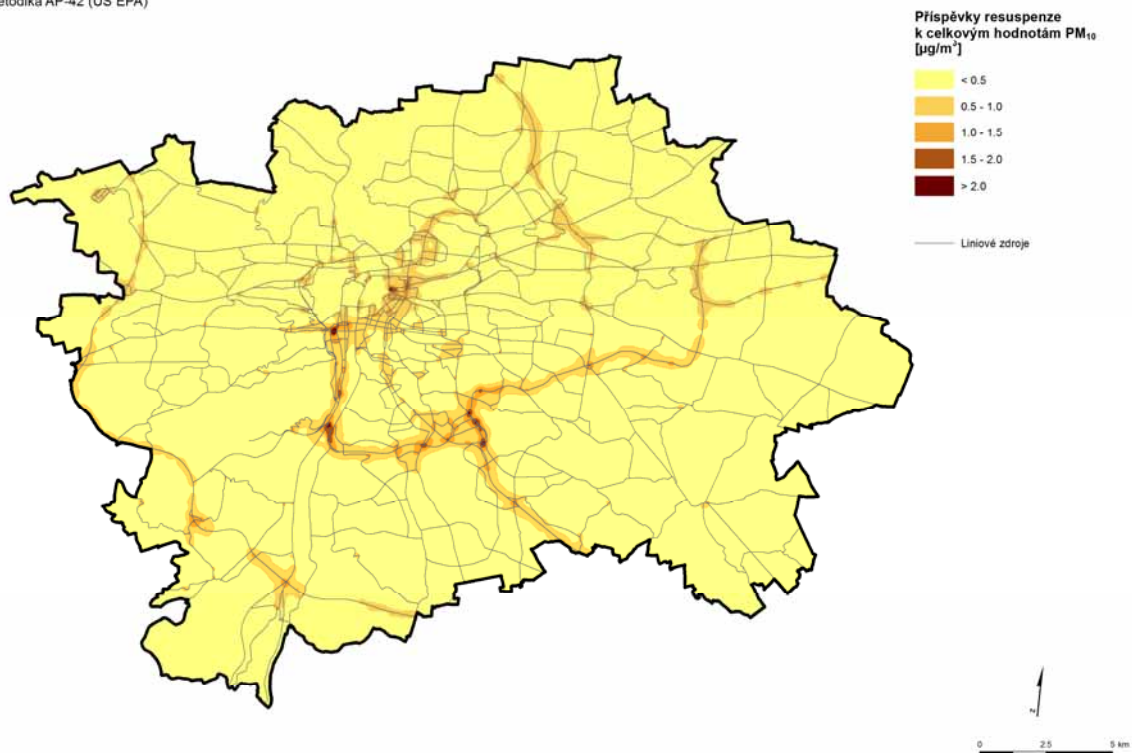
Obr. 8.6.: Příspěvky resuspenze k celkovým hodnotám PM₁₀ – navrhovaná metodika

RESUSPENZE - IMISNÍ PŘÍSPĚVKY
Navrhovaná metodika



Obr. 8.7.: Příspěvky resuspenze k celkovým hodnotám PM₁₀ – stávající metodika

RESUSPENZE - IMISNÍ PŘÍSPĚVKY
Metodika AP-42 (US EPA)



9. PODÍL ZÁSTUPCŮ PAH A TĚŽKÝCH KOVŮ V RESUSPENDOVANÉM PRACHU

Prachové částice jsou jedním z nejvýznamnějších znečišťovatelů ovzduší s negativním vlivem na lidské zdraví. Jsou tvořeny směsí pevných a kapalných látek organického i anorganického původu suspendovaných ve vzduchu a přispívají ke kardiovaskulárním a cerebrovaskulárním chorobám a zhoršují dýchací obtíže. Prachové částice mají širokou škálu velikostí, z hlediska zdraví se sledují částice o velikosti menší než 10 μm (vstupují do horních dýchacích cest) a menších než 2,5 μm (vstupují do plicních sklípků), případně i částice o velikosti menší než 1 μm (vstupují do krevního oběhu) [92]. Chemické složení prachových částic se liší podle umístění, emisních zdrojů, atmosférických podmínek a počasí.

Jednou z organických skupin ve složení prachových částic z hlediska vlivu na zdraví obyvatel jsou polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH). Polycyklické aromatické uhlovodíky jsou skupina látek tvořených vodíkem a uhlíkem ve formě benzenových jader. Patří k běžným polutantům, které vznikají jak přírodní tak antropogenní cestou, a to pyrolýzou při nedokonalém spalování. Jejich zdrojem v městském prostředí jsou zejména: automobilová doprava, topeniště, tabákový kouř a prach ze silnic. Prachové částice mohou být transportovány na velké vzdálenosti a mohou vstupovat do dalších složek životního prostředí prostřednictvím suché a vlhké depozice. Některé polycyklické aromatické uhlovodíky jsou známé svojí toxicitou a karcinogenitou, proto patří ke sledovaným polutantům v rámci monitorovací sítě. Jedním z nejlépe popsáných a nejvíce toxických je benzo(a)pyren (BaP), který je používán jako indikátor pro PAH a je pro něj stanoven limit.

Částice, na které jsou navázány těžké kovy představují poměrně malý podíl v celkovém množství prachových částic. Vzhledem ke zvyšujícím se koncentracím a dlouhodobé expozici mohou působit toxicky na zdraví obyvatel. Navíc snadno přechází do dalších složek prostředí, jako půdy, vody, vegetace, kde mohou přetrvávat dlouhou dobu. Vznikají také přírodní a antropogenní cestou. Do hlavních antropogenních procesů přispívajících k podílu těžkých kovů v prachových částicích patří emise výfukových plynů, průmyslové činnosti, energetika a stavebnictví. V posledních letech roste i význam nevýfukových emisí z dopravy, které jsou tvořeny opotřebením pneumatik a brzdových destiček, opotřebením povrchu silnic a silničním prachem. Mezi sledované prvky patří řada kovů i některých nekovů. Z hlediska ochrany životního prostředí jsou nejvýznamnější následující prvky, pro které je

stanoven českou legislativou imisní limit: As, Cd, Ni, Pb. Mezi další sledované prvky patří ještě Cr, Cu, Mn, Zn, Fe a V. Některé těžké kovy jsou pro životní prostředí ve vyšších koncentracích toxické.

Polycyklické aromatické uhlovodíky a těžké kovy jsou běžnou součástí prachu ze silnic, který představuje komplexní směs částic, které se sem dostaly z půdy v okolí silnic, popřípadě usazením emisí výfukových plynů, opotřebením pneumatik a brzdových destiček od pohybujících se vozidel nebo ze stavenišť v okolí, popřípadě jinými mechanismy. Z hlediska zdraví jsou PAH a těžké kovy nejsledovanější složkou prachu.

9.1. REŠERŠE PRACÍ

Složením silničního prachu se dnes zabývá řada studií zaměřující se na různé chemické látky nebo skupiny látek. Nejvíce prací s touto problematikou, případně s problematikou vlivu složení prachu na celkové emise látek z dopravy můžeme nalézt v Evropě, severní Americe a východní Asii.

Nicméně většina z nich řeší především anorganické látky (např. minerální složení), případně organické látky bez závislosti na velikosti částic, na které se váží. Další studie kombinují vzorky silničního prachu se vzorky aerosolů v oblasti silnic [93], což pro tuto rešeršní analýzu, která se zaměřuje pouze na resuspendované částice z povrchu vozovek, není vhodné.

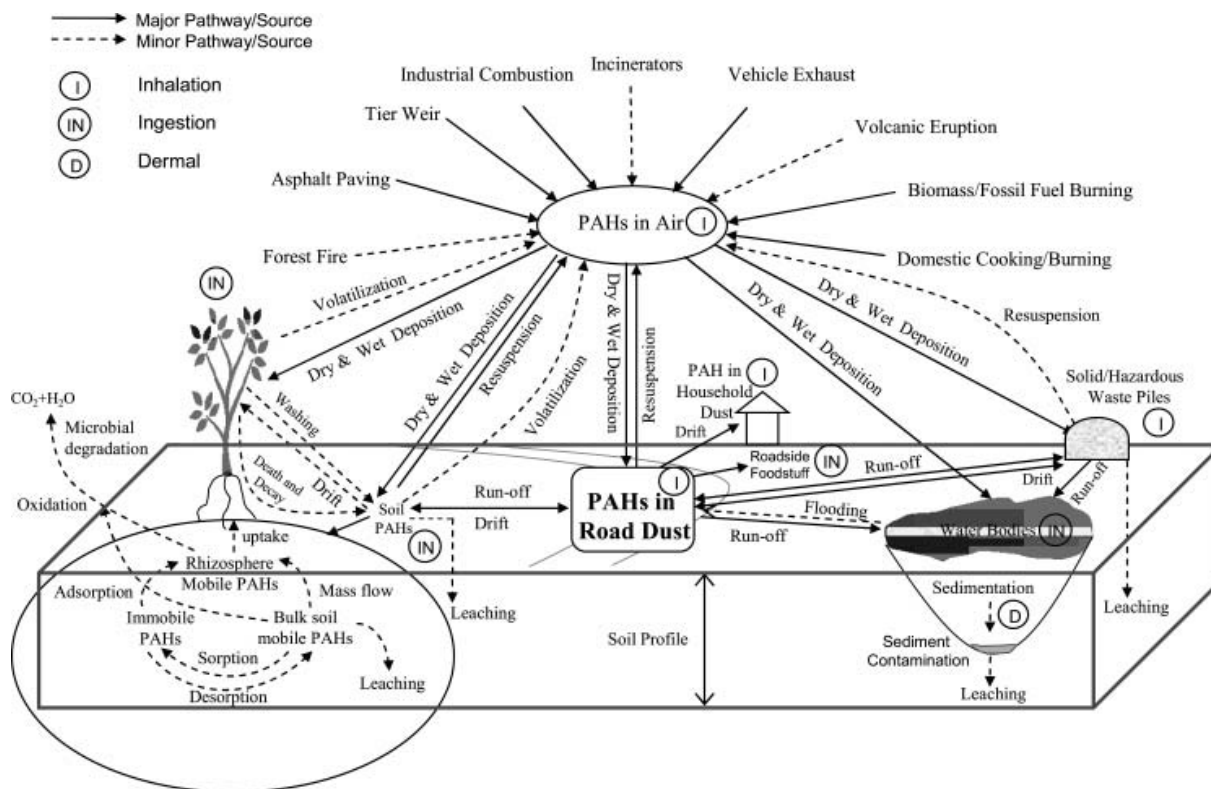
V České republice je tato problematika zkoumána také pouze z hlediska výskytu těžkých kovů a PAH v aerosolech [94, 95]. Většina ostatních studií se zaměřuje na výskyt PAH v jiných složkách prostředí. Dostupných studií, které by obsahovaly potřebné informace, tak není mnoho.

9.1.1 Polycyklické aromatické uhlovodíky

Mezi hlavní zdroje PAH v silničním prachu lze zařadit výfukové plyny, zvětralý materiál povrchu komunikací, olej, naftu, částičky pneumatik, stavební materiál, popřípadě zdroje nesouvisející s dopravou (PAH ze spalování fosilních paliv v okolí, PAH z půdy v okolí silnic). Mezi hlavní transportní procesy pak lze považovat resuspenzi, suchou a mokrou depozici, popřípadě odtok. Přítomnost PAH v silničním prachu je dočasná. Existuje řada mechanismů, jakými se z něj ztrácí. Nejčastějším je vyvátí nebo turbulence iniciovaná projíždějícími automobily. PAH mohou přecházet

do různých složek životního prostředí, jako vody, půdy nebo vegetace, popřípadě i do vnitřního prostředí. Hlavní procesy a vztahy polycyklických aromatických uhlovodíků v prostředí znázorňuje následující obrázek.

Obr. 9.1.: Polycyklické aromatické uhlovodíky v prostředí [96]



Dle doporučení EMEP/EEA [107] se pro stanovení obsahu PAH používají údaje z publikace autorů Rogge et al. z roku 1993 [104]. V této publikaci je uveden podíl 23 druhů PAH v částicích silničního prachu velikostní frakce pod 2 μm , který vychází ze vzorků silničního prachu odebraných v Pasadeně v rezidenční oblasti v květnu roku 1988. Vzhledem k tomu, že výsledky vycházejí z jednoho měření, nezahrnují těžké kovy a jsou pouze pro velikostní frakci pod 2 μm , byla provedena následující rešerše s cílem aktualizovat a doplnit data lépe odpovídající našim podmínkám.

Z důvodu nedostatku domácích prací, které by se věnovaly obsahu PAH v závislosti na velikosti částic, na které se PAH váží, byly zkoumány především zahraniční studie, které se danému tématu věnují. Byla dána přednost studiím, které vycházejí z měření v primárně neindustriálních oblastech a jsou z evropského prostředí. Rozsah velikosti měřených částic polévatého prachu (particulate matter - PM) se liší. Například výše zmíněná studie Rogge et al. [104] sleduje částice o

velikosti do 2 μm , v práci Zhang, et al. [97] je velikost částic měřena v rozsahu 0,45 až 1 000 μm , oproti tomu v pracích Pant et al. [113], Oliveira, et. al. [93], Jancsek-Turóczi et al. [98] je rozsah 1 – 10 μm , atd.

Studie Pant et al. [113] se zabývá analýzou frakce PM_{10} silničního prachu ve vybraných lokalitách ve Velké Británii a Indii. Vzorky byly odebírány pomocí silničního vzorkovače vyvinutého Amatem, a to na dvou místech Birminghamu – dopravně silně frekventovaných Bristol Road (32 tis. vozidel/den) a Queensway A38 tunnel (89 tis. vozidel/den) a dále na jedné lokalitě v Novém Dili – Mathura Road (174, 2 tis. vozidel/den). Vzorkování probíhalo v průběhu 5 suchých dní v září 2012 a na přelomu června a července 2013. Kromě vzorků silničního prachu byly odebrány i vzorky půdy mimo dopravně zatížené lokality a vzorky brzdových destiček a pneumatik pro chemický rozbor. Celkové množství prachu bylo v Novém Dili podstatně vyšší než na obou lokalitách Birminghamu (9,34 – 12,1 mg/m^2 v Birminghamu a 72,9 mg/m^2 v Novém Dili).

Studie se věnuje analýze vzorků z hlediska chemického složení – těžkých kovů a PAH. Ve studii se uvádí porovnání obsahu 7 individuálních PAH ve sledovaných lokalitách (Birmingham – Bristol Road a Nové Dili – Mathura Road). Přehled naměřených hodnot pro měřicí místo v Birminghamu uvádí následující tabulka.

Tab. 9.1.: Obsah vybraných zástupců PAH v částicích PM_{10} v silničním prachu – Birmingham (% hm.) dle Pant et al. [113]

Sloučenina	Lokalita Bristol Road	
	Koncentrace	Směrodatná odchylka
BbF	0,004	0,002
BkF	0,004	0,002
BeP	0,003	0,002
BaP	0,002	0,001
IcdP	0,002	0,001
BghiPe	0,002	0,001
Cor	0,001	0,000

Výše zmíněná studie Rogge et al. [104] se zaměřila na analýzu organické části v jemném prachu (částice o velikosti < 2 μm). Vzorky byly odebírány pomocí vysávacího zařízení na vozíku ze zpevněných cest v rezidenční oblasti Pasadeny v květnu 1988. Kromě samotných vzorků silničního prachu byly opět odebírány a analyzovány vzorky částic uvolněných z brzdových destiček a pneumatik. V závěru

studie byly výsledky porovnávány i s hodnotami koncentrací organických látek v ovzduší.

Přehled naměřených hodnot obsahu individuálních PAH a sumy PAH v silničním prachu uvádí následující tabulka.

Tab. 9.2.: Zastoupení PAH v silničním prachu dle Rogge et al. [104]

Sloučenina	Koncentrace (µm/g)
PHE	3,9
ANT	0,84
MPhe	1,5
DMPhe	3,1
Flu	6,9
Pyr	9,4
BNA	0,23
mNA	2,1
BbFL	0,37
BbFLAN	1,3
BaA	1,2
Chry	7,7
TMPhe	1,3
BkF	5,5
BbF	4,4
BeP	2,7
BaP	2,3
Per	0,48
IcdP	1,2
BghiP	2,1
Suma PAH	58,52

Studie Smith et al. [114] se zabývala porovnáním koncentrací PAH v silničním prachu a půdních vzorcích ve Velké Británii a Pákistánu. Vzorky silničního prachu byly sbírány pomocí štětečku a výsledky analýz byly porovnávány s hodnotami koncentrací daných látek ve vzduchu. Ze závěrů studie vyplynulo, že v případě Birminghamu je dobrá korelace mezi PAH profily v ovzduší a v silničním prachu. Ve Velké Británii byly vzorky sbírány na následujících místech:

- silniční prach z tunelu na hlavní komunikaci v centru města, reprezentující velmi silně dopravně zatíženou komunikaci (Queensway Road tunnel)

- silniční prach z jedné z páteřních komunikací ve městě (Bristol Road)
- povrchový půdní vzorek v areálu univerzity v Birminghamu
- prach ze střechy domu na předměstí Birminghamu (Stourport of Seven)

Ve studii je dále provedeno porovnání dat, získaných analýzou silničního prachu, s výsledky starších měření v Německu a Japonsku, a to pro dva zástupce PAH – benzo(a)pyren a fenantren a sumu 9 PAH (tab. 9.3.).

Tab. 9.3.: Porovnání zastoupení PAH v silničním prachu dle Smith et al. [114]

Sloučenina	Birmingham mg/kg	Německo mg/kg	Japonsko mg/kg
Flan	1,11	1,00	0,33
BaP	0,97	0,53	0,10
celkové PAH ($\Sigma 9\text{PAH}$)	9,75	nd	3,02

$\Sigma 9$ PAH zahrnuje: fluorantan, pyren, benzo(a)antracen, chrysen, benzo(b)fluorantan, benzo(k)fluorantan, benzo(a)pyren, benzo(g, h,i)pyrelyn a inden (1-,2-,3-cd)pyren

V Portugalsku vznikla studie ze vzorků odebraných v lisabonském tunelu Marquês de Pombal v říjnu 2008 [93]. Hodnocená tunelová komunikace se vyznačuje špičkovou zátěží cca 2600 vozidel za hodinu. Předmětem studie bylo primárně odebrání vzorků ze vzduchu a jejich následná analýza. Nicméně během vzorkování došlo i k odběru vzorků ze stěn tunelu a zábran pomocí vysavače a vzorky byly následně rozděleny do dvou velikostních frakcí, a to pro PM_{10} a PM_{1-10} .

Výsledky jsou uvedeny v následující tabulce.

Tab. 9.4.: Průměrné PAH koncentrace ($\mu\text{g/g}$) určené z prachu ze stěn tunelu a z aerosolů o velikostech PM_{10} a PM_{1-10} .

Sloučenina	Prach ze stěn tunelů a svodidel	PM_{10}	PM_{1-10}
Nap	0,03410	2,810	1,490
AcNapt	0,06040	0,629	0,192
AcN	0,00655	0,590	0,483
Fl	0,15800	3,160	0,544
Per	1,39000	58,000	17,100
Ant	0,30100	9,830	1,610
DMFl	0,34300	18,400	3,200
MPhe	2,41000	110,000	26,400
DMPhe	2,99000	248,000	44,800
Flu	1,81000	137,000	30,000

Sloučenina	Prach ze stěn tunelů a svodidel	PM ₁	PM ₁₋₁₀
AcPh	0,34000	46,500	5,700
Pyr	1,60000	128,000	34,900
TMPhe	1,30000	131,000	16,800
MPyr	0,75200	76,000	8,220
Ret	0,14700	4,420	1,000
BghiFlu	0,79800	80,000	8,370
BaA	0,33900	39,300	4,020
Chry	0,85100	42,500	5,250
BbF	0,65500	67,900	6,220
BkF	0,06610	10,800	1,250
BeP	0,43100	28,100	4,090
BaP	0,11800	25,900	2,970
Per	0,03850	6,270	1,440
IcdFlu	0,03580	4,020	0,143
IcdP	0,07140	9,610	0,204
DahAnt	0,02650	0,452	0,022
BghiP	0,21300	21,000	0,143
Cor	0,14400	6,050	0,331
Suma PAH	17,40000	1 316,000	227,000

Výsledky byly porovnávány s výsledky jiných studií. Celkové hodnoty PAH byly spíše nižší než v případě jiných studií. Rozdílné hodnoty autoři vysvětlují různou dobou usazování prachu, neboť Lisabonský tunel byl v době měření v provozu pouze 18 měsíců. Doba, po jakou byl prach na stěnách tunelu usazen ovlivňuje i složení PAH. Dlouhá doba přítomnosti prachu v tunelu může vést k degradaci některých PAH, a to především těch lehčích a celkově pak zkreslit výsledky složení.

Studie autorů Turóczi a kol. se věnovala charakterizaci resuspendovaného a respirabilního silničního prachu [98] a vývoji sběrného zařízení. Řada studií využívá k odběru vzorků smetáky a případně vysavače a potýká se se ztrátou určitého množství částic již při odběru vzorků. Proto se autoři této studie rozhodli vyvinout a otestovat vlastní odběrné zařízení. Vzorky odebírali na 3 lokalitách ve městě Veszprém. Jedná se o historické město s vysokým podílem zeleně a nízkou úrovní znečištění životního

prostředí. Samotné vzorky byly odebrány u komunikací v rámci města více zatížených, avšak s vyloučením těžké nákladní dopravy.

Z výsledků bylo možné odhadnout množství ukládaných částic PM_{10} na povrch komunikace, a to $3,4 - 4,9 \text{ mg.m}^{-2}$ na třech lokalitách. Celkové koncentrace jednotlivých frakcí byly určeny vážením hmoty na filtrech. Následující tabulka ukazuje rozložení hodnot dle velikostních frakcí.

Tab. 9.5.: Lokality vzorkování a celkové koncentrace sebraných částic ve frakcích PM_{1-10} a PM_1 a množství usazeného prachu PM_{10} na povrchu komunikací

Kód	Lokalita	Absolutní koncentrace částic		PM_{1-10} [mg.m^{-3}]	PM_1 [mg.m^{-3}]	Množství částic PM_{10} usazených na povrchu komunikace [mg.m^{-2}]
		PM_{1-10} [mg]	PM_1 [mg]			
1	Egyetem Str.	36,35	5,12	18,2	2,56	4,54
2	Cholnoky Str.	39,19	5,36	19,6	2,68	4,88
3	Jutasi Str.	30,75	0,46	15,4	0,23	3,42

Z hlediska chemického složení byla provedena analýza základních prvků a PAH. Průměrné koncentrace PAH v PM_{1-10} byly $2,38 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ (standardní odchylka $1,02 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$) a ve frakci PM_1 $16,83 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ (standardní odchylka $16,34 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$). Souhrnné hodnoty jsou znázorněny v následující tabulce.

Tab. 9.6.: Koncentrace benzo(a)pyrenu a celkových PAH v resuspendovaném prachu podle velikostních frakcí ($\mu\text{g.g}^{-1}$)

	PM_{1-10}			PM_1		
	Egyetem	Cholnoky	Jutasi	Egyetem	Cholnoky	Jutasi
BaP	0,09	0,08	0,10	0,36	0,25	1,28
celkové PAH	3,48	1,46	2,20	9,40	5,53	35,57

Německá studie autorů Zhang et. al se zaměřila na určení obsahu PAH ve vzorcích silničních sedimentů s ohledem na velikost částic, zhodnocení potenciálního zdravotního rizika působením PAH a kvalitativní a kvantitativní určení primárních zdrojů PAH [97].

Celkem bylo odebráno 85 vzorků ze 6 komunikací s asfaltovými chodníky v Drážďanech z míst podél linie centrum města – hranice města v červenci 2012. Pomocí sít byly vzorky rozděleny do 4 velikostních kategorií, a to: $1\,000 - 400 \text{ } \mu\text{m}$ (hrubozrnný písek), $400 - 100 \text{ } \mu\text{m}$ (středně zrný písek), $100 - 63 \text{ } \mu\text{m}$ (jemnozrnný

písek) a 63 – 0,45 µm (prach). Ve všech vzorcích byl určen obsah celkových a 16 individuálních PAH. Statistika výsledků je shrnuta v následující tabulce.

Tab. 9.7.: Popisná statistika a hodnocení rizika PAH (v µg/g suché váhy) v silničních sedimentech podle velikosti částic [97]

PAH	1 000 - 400 µm (n=21)			400 - 100 µm (n=22)			100 - 63 µm (n=21)			63 - 0,45 µm (n=21)		
	Průměr	SEM ^a	SD ^b	Průměr	SEM	SD	Průměr	SEM	SD	Průměr	SEM	SD
NAP	0,024	0,008	0,035	0,063	0,010	0,046	0,084	0,015	0,069	0,080	0,017	0,078
ACY	0,005	0,000	0,001	0,007	0,001	0,007	0,029	0,010	0,047	0,019	0,006	0,029
ACE	0,004	0,001	0,004	0,005	0,001	0,003	0,006	0,001	0,003	0,005	0,001	0,004
FLU	0,006	0,001	0,005	0,008	0,001	0,006	0,008	0,001	0,005	0,008	0,001	0,007
PHE	0,075	0,018	0,084	0,191	0,024	0,114	0,286	0,030	0,139	0,288	0,051	0,235
ANT	0,013	0,004	0,017	0,020	0,006	0,027	0,020	0,005	0,021	0,021	0,008	0,035
FLUH	0,097	0,022	0,101	0,265	0,034	0,159	0,399	0,049	0,225	0,478	0,089	0,410
PYR	0,079	0,016	0,074	0,235	0,031	0,146	0,356	0,052	0,240	0,396	0,076	0,349
BaA	0,026	0,007	0,031	0,068	0,011	0,052	0,098	0,012	0,054	0,092	0,016	0,074
CHR	0,031	0,006	0,028	0,093	0,012	0,057	0,144	0,018	0,081	0,157	0,030	0,139
BbF	0,028	0,006	0,025	0,095	0,013	0,060	0,155	0,021	0,097	0,169	0,033	0,149
BkF	0,013	0,003	0,013	0,039	0,006	0,026	0,061	0,008	0,035	0,063	0,013	0,057
BaP	0,008	0,002	0,009	0,035	0,005	0,022	0,051	0,008	0,039	0,057	0,010	0,045
DBA	0,003	0,001	0,003	0,008	0,001	0,007	0,011	0,002	0,009	0,012	0,003	0,012
BgP	0,019	0,003	0,016	0,074	0,011	0,052	0,149	0,031	0,141	0,127	0,026	0,120
IDP	0,016	0,003	0,015	0,043	0,007	0,031	0,068	0,009	0,040	0,059	0,012	0,054
Σ _{7carc} PAHs ^c	0,113	0,024	0,108	0,343	0,045	0,213	0,527	0,064	0,295	0,545	0,102	0,466
Σ ₁₆ PAHs ^d	0,449	0,091	0,416	1,249	0,151	0,707	1,925	0,224	1,026	2,030	0,375	1,718
BaPE ^e	0,016	0,003	0,016	0,056	0,007	0,034	0,085	0,012	0,054	0,090	0,016	0,074
TEF ^f	0,034	0,007	0,033	0,100	0,014	0,066	0,150	0,021	0,094	0,159	0,030	0,137

^a SEM: směrodatná odchylka průměru

^b SD: směrodatná odchylka

^c Σ_{7carc}PAHs: Suma 7 analyzovaných karcinogenů: PAHs (I_{7UK}PAHs) are BaA, BbF, BaP, BkF, CHR, DBA and IDP.

^d Σ₁₆PAHs: Suma 16 individuálních analyzovaných PAH.

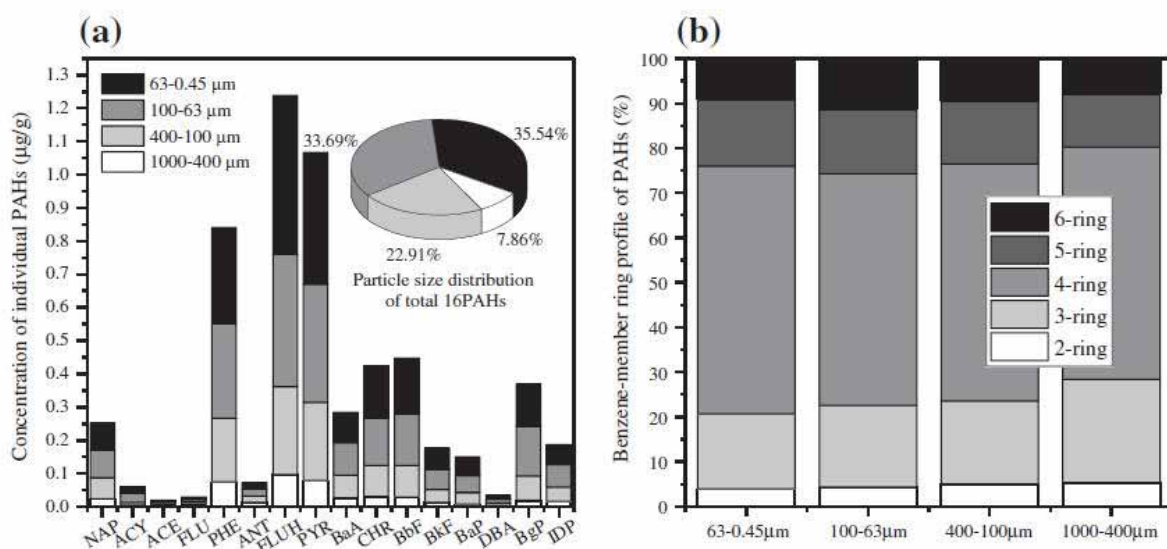
^e BaPE = BaA × 0,06 + BbF × 0,07 + BkF × 0,07 + BaP + DBA × 0,60 + IDP × 0,08.

^f TEF = C_i × TEF_i, kde TEF je toxický ekvivalent koncentrace, C_i je koncentrace jednotlivých PAH, a TEF je odpovídající ekvivalentní toxický faktor.

Celkové koncentrace PAH byly zjištěny v rozmezí od $44,9 \times 10^{-2}$ µg/g do $203,0 \times 10^{-2}$ µg/g a jsou srovnatelné nebo nižší než ukazuje většina srovnatelných studií použitých v dané studii. Z hlediska rozložení koncentrací byl pozorován nárůst koncentrací PAH se zmenšující se velikostí částic. Rozložení celkových koncentrací PAH podle jednotlivých kategorií bylo přibližně následovné: 35, 5 % v kategorii 63 – 0,45 µm, 33,7 % v kategorii 100 – 63 µm, 22,9 % v kategorii 400 – 100 µm a 7,9 %

v kategorii 1 000 – 400 μm . Tyto výsledky ukazují, že valná většina celkového množství PAH se vyskytuje v jemných částicích silničních sedimentů, které jsou úzce spojeny s potenciálním rizikem pro zdraví kvůli snadnému usazování a transportu do vodního prostředí a případně přímo do dýchacího ústrojí člověka. Rozložení částic dle velikosti ukazují následující grafy.

Obr. 9.2.: Rozložení částic dle velikosti (a) průměr koncentrací individuálních PAH a celkových PAH (koláčový graf); (b) profil celkových PAH dle počtu benzenových jader



Vzorky byly dále analyzovány nejprve pomocí diagnostiky molekulárních poměrů (kvalitativně) a následně byly s pomocí PMF receptorovým modelem výsledky upřesněny (kvalitativně). Výstupem bylo poměrové zastoupení zdrojů PAH pro každou velikostní frakci.

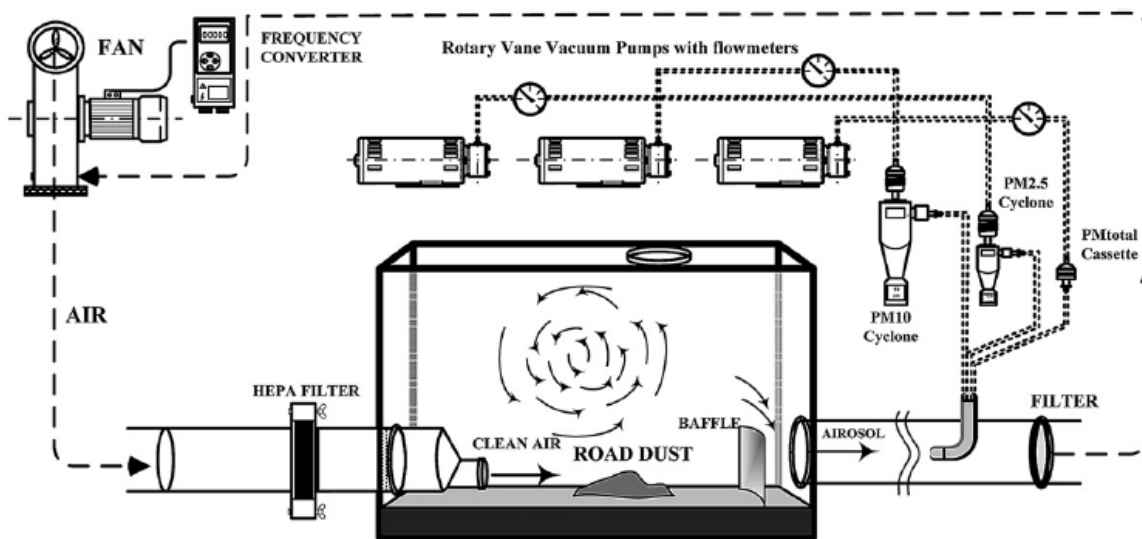
- Velikostní frakce 1 000 – 400 μm (zjištěny 3 zdroje – emise ze spalování odpadu spolu se spalováním průmyslového odpadu; emise ze spalování uhlí; emise benzínových automobilů)
- Velikostní frakce 400 – 100 μm (zjištěny 4 zdroje – emise benzínových automobilů; emise z obrušování povrchu asfaltových chodníků; emise naftových automobilů; emise z průmyslových kotlů)
- Velikostní frakce 100 – 63 μm (zjištěny 4 zdroje – emise z kogeneračních elektráren; emise z naftových automobilů; úlomky z pneumatik; spalování dřeva)
- Velikostní frakce 63 – 0,45 μm (zjištěny 3 zdroje – emise z naftových automobilů; silně kontaminované heterogenní polutanty; spalování biomasy)

Ze závěrů studie vyplývá, že pozornost by měla být zaměřena více na nejjemnější složku prachu, která na sebe váže velké množství PAH a může snadno suspendovat, přecházet do vodního prostředí anebo přímo do dýchacích cest člověka.

Lze předpokládat, že vzhledem ke kumulativní depozici a blízkosti zdrojů výfukových emisí, budou PAH, jakožto charakteristické emise z dopravy, obohaceny ve frakci PM_{1-10} vztažené k hrubé frakci městských prachových částic. Tento fakt může vést ke zvýšenému zdravotnímu riziku s vdechováním resuspendovaného prachu. Dosud zmíněné studie se zabývají sledováním koncentrací PAH v silničním prachu, případně distribucí PAH dle velikosti prachových částic. Studie autorů Martuzevicius a kol. se navíc zabývá mechanismem resuspenze silničního prachu a množstvím PAH v resuspendovaném prachu [99]. V severských zemích je na silnicích deponováno velké množství prachu v podobě písku a šterku, jako výsledek zimní údržby silnic a používání pneumatik s hřebíky. To zvyšuje míru abraze povrchu silnic, která uvolňuje další množství prachových částic do vzduchu (Gustafsson et al., 2008 in [99]). Po roztátí sněhu prachové částice uschnou a mohou být resuspendovány do vzduchu a zvýšit koncentrace PM_{10} . Silniční prach je vystaven emisím výfukových plynů a může pohltit emitované částice a také PAH.

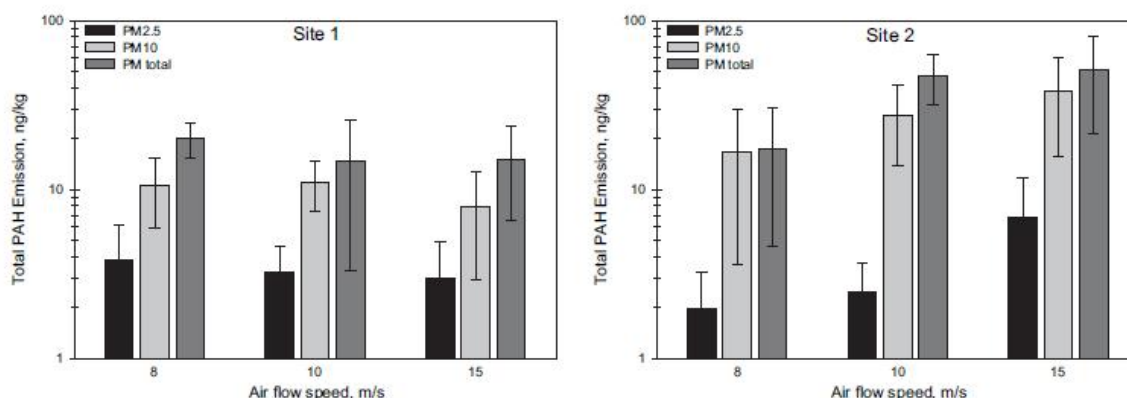
Předmětem studie bylo odebrání vzorků prachu na dvou lokalitách Kaunasu a následná simulace resuspenze prachu v laboratorních podmínkách při různých rychlostech větru, včetně určení podílu koncentrací PAH v prachových částicích. První lokalita byla jednosměrná tříproudá komunikace v centru města s průměrnou denní intenzitou 19 000 vozidel a malým výkyvem intenzit v rámci dne. Druhá lokalita se nacházela na dvouproudé komunikaci s průměrnou intenzitou dopravy 12 000 vozidel za den a silnější dopravou v průběhu dopravní špičky. Komunikace spojovala centrum města s předměstím. Vzorky byly následně podrobeny laboratorní simulaci dle následujícího schématu při rychlostech větru 8 m.s^{-1} , 10 m.s^{-1} a 15 m.s^{-1} .

Obr. 9.3.: Schéma laboratorní simulace resuspenze



Vzorky resuspendovaného prachu byly pořízeny pro 3 velikosti částic – celkové PM, PM₁₀ a PM_{2,5} a následně analyzovány pro 32 PAH. Z výsledků vyplynulo, že rychlost vzduchu výrazně ovlivňuje množství prachových částic ve vzduchu. Ve vzorcích bylo poměrně malé zastoupení částic PM_{2,5} ve vztahu k PM₁₀, naproti tomu částic PM₁₀ byla téměř polovina z celkových PM. Rozdíl byl také mezi jednotlivými lokalitami. Koncentrace částic PM_{2,5} byla více než dvojnásobná v centru města než na spojovací komunikaci. V případě částic PM₁₀ a celkových PM tento jev nebyl patrný. Koncentraci celkových PAH dle velikosti částic a rychlosti simulovaného větru shrnuje následující graf.

Obr. 9.4.: Emise PAH navázaných na PM ze silničního prachu (ng resuspendovaných PAH na kg silničního prachu) při různých rychlostech větru. Site 1 - centrum města, Site 2 - spojovací komunikace.



Koncentrace PAH v resuspendovaném prachu nerostly vždy lineárně s rychlostí větru. Očekávaný vzorec narůstajících koncentrací PAH s rychlostí větru byl pozorován na spojovací komunikaci ve všech 3 velikostních frakcích. V případě lokality 2 (centrum města) byl zaznamenán nárůst koncentrací PAH při zvýšení rychlosti větru z 8 na 10 m.s⁻¹, avšak při dalším zvýšení rychlosti větru koncentrace poklesly. Závislost hmoty prachových částic na rychlosti větru je zřejmá, avšak v případě PAH hrají roli i další faktory (velikost částic, složení a počet uhlíkových jader), které je potřeba dále prozkoumat. Tato studie nemá v literatuře srovnání vzhledem ke způsobu získání vzorků, nicméně ukazuje zajímavé závislosti vztahu prachových částic a koncentrací PAH.

9.1.2 Těžké kovy

Silniční prach obsahuje mimo jiné i těžké kovy a metaloidy. Opatřebením vozidel v podobě obrušování brzdových destiček, rotoru nebo tlumičů, vede k depozici částic s vysokým obsahem těžkých kovů. V dnešní době představuje automobilový průmysl hlavní zdroj emisí difuzních kovů a metaloidů, které byly ještě v nedávné době výhradním ukazatelem na průmyslové emise [8].

Podobně jako v případě PAH byly z důvodu menšího počtu domácích prací, které by se věnovaly obsahu těžkých kovů v závislosti na velikosti částic, na které se váží, zkoumány zahraniční studie, které se tomuto tématu věnují. Byla dána přednost studiím, které vycházejí z měření v primárně neindustriálních oblastech a pocházejí z evropského prostředí. Rozsah velikosti měřených částic polévatého prachu (particulate matter - PM) se liší. Například v práci, kterou provedla Krčmová et al. [100] je velikost částic měřena v kategoriích menší než 1 000 μm a menší než 125 μm , ve studii Robertson et al. [101] je rozsah ve třech kategoriích menších než 1 000 μm a ve studii Pal et al. [102] je velikost částic měřena v rozsahu menším a větším než 63 μm . Zástupcem studií s rozsahem velikostí částic pod 10 μm je studie autorů Amato et al. [9], takových studií je však velice málo.

Studie autorů Robertson et al. [101] zkoumala kontaminaci sedimentů silničního prachu těžkými kovy a její variabilitu v rámci jednoho roku v oblasti Manchesteru. Vzorky byly odebírány po dobu 9 měsíců od února do října 2001 na 3 lokalitách v centrální části města s hustým provozem. Zimní měsíce byly ze vzorkování vyloučeny z důvodu vyšší vlhkosti. Vzorky byly odebírány pomocí smetáku, který nemusí zachytit nejmenší velikostní frakce tak, jako např. vysavač. Pro velikostní frakce použité v této studii byla metoda vyhovující. Ze studie Sutherland (2003) in [101] vyplynulo, že sedimenty o větším průměru než 2 000 μm mají z hlediska kontaminace těžkými kovy minimální význam. Proto bylo zvoleno rozdělení velikostních frakcí následovně: 1 000 – 300 μm ; 300 – 63 μm a < 63 μm . Výsledky shrnuje následující tabulka.

Tab. 9.8.: Koncentrace kovů podle velikostních frakcí (průměr pro všechny lokality) ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)

	Pb			Mn			Zn			Fe			Cu		
	<63	63-300	>300	<63	63-300	>300	<63	63-300	>300	<63	63-300	>300	<63	63-300	>300
Feb	213	46	9	213	79	95	318	50	175	3 311	6 692	7 793	125	48	28
Mar	238	88	168	200	122	160	453	287	130	5 804	3 787	7 449	163	64	40
Apr	116	107	154	139	114	105	357	450	377	4 299	4 955	9 423	223	146	110
May	195	135	71	136	142	140	326	136	170	5 296	8 215	13 408	201	80	59
Jun	195	138	98	199	191	168	511	144	460	11 374	3 949	14 889	227	171	71
Jul	180	101	149	216	213	198	1 300	119	271	11 023	5 222	14 388	241	68	113
Aug	125	48	33	171	107	123	318	89	112	5 652	3 534	6 699	181	56	44
Sep	133	78	93	141	146	162	353	156	275	8 164	7 847	11 243	294	80	48
Oct	227	87	80	194	105	178	360	53	76	5 534	7 044	7 294	267	89	44

Z výsledků vyplývá, že mezi jednotlivými lokalitami byly minimální rozdíly v koncentracích těžkých kovů v jednotlivých velikostních kategoriích. S výjimkou Fe byly nejvyšší koncentrace zaznamenány v nejjemnější frakci ($< 63 \mu\text{m}$), a to téměř ve všech měsících.

Hlavní autorka studie z Manchesteru je i spoluautorkou následující studie Krčmářové et. al., která se věnovala odběru vzorků a analýze jejich chemického složení ze sedimentů silničního prachu v Bratislavě [100]. Vzhledem k lokalitám odběru vzorků je studie spíše ilustrativní. Vzorky byly odebrány z křižovatek s hustým provozem v letech 2003 (26 vzorků) a 2004 (9 vzorků). Většina lokalit byla ovlivněna dalšími zdroji znečištění, a to chemickým průmyslem, rafinerií a spalovnou odpadu. Bohužel v každém roce byla provedena analýza vzorků jiným způsobem a pro jiné velikostní kategorie, proto nejsou hodnoty 100 % porovnatelné. V roce 2003 byly vzorky určeny pro velikost částic menší než $1\,000 \mu\text{m}$. V roce 2004 byly určeny velikostní kategorie 2, a to $< 1\,000 \mu\text{m}$ a $< 125 \mu\text{m}$. Výsledky jsou shrnuty v tabulce 9.6..

Všeobecně lze říci, že obsah těžkých kovů v sedimentech silničního prachu je velmi proměnlivý v závislosti na použité vyluhovací metodě. Největší rozdíl je patrný v případě Fe, kdy koncentrace zjištěné v roce 2004 byly až dvacetinásobné oproti koncentracím v roce 2003. U všech prvků byly v roce 2004 zjištěné koncentrace vyšší u kategorie $< 125 \mu\text{m}$ než u kategorie $< 1\,000 \mu\text{m}$. Z hlediska pořadí prvků dle zjištěných koncentrací bylo v roce 2003 pořadí $\text{Cd} < \text{Ni} < \text{Cr} < \text{Pb} < \text{Cu} < \text{Zn} < \text{Mn} <$

Fe, v roce 2004 pak pro obě velikostní kategorie $Hg < Cd < As < Ni < Pb < Cr < Cu < Zn < Mn < Fe$.

Tab. 9.9.: Statistické zhodnocení koncentrací těžkých kovů v sedimentech silničního prachu v Bratislavě ($mg \cdot kg^{-1}$, Fe v %)

Chemický prvek		Vzorek 2003(n=26) <1 mm	Vzorek 2004 (n=9)	
			<1 mm	<0,125 mm
As	Median	-	3,0	3,6
	Mean	-	3,1	3,5
	SD	-	0,4	0,4
	Min-Max	-	2,6 - 3,8	3,0 - 4,1
Cd	Median	0,2	0,9	1,4
	Mean	0,4	0,9	1,4
	SD	0,8	0,2	0,3
	Min-Max	0,1 - 4,2	0,6 - 1,2	1,0 - 1,9
Cr	Median	18,8	55,2	86,8
	Mean	21,3	87,1	123,3
	SD	14,2	95,8	110,4
	Min-Max	5,3 - 77,1	46,4 - 341,9	68,8 - 416,2
Cu	Median	129,7	143,8	218,4
	Mean	170,7	166,7	240,4
	SD	102,6	61,9	97,9
	Min-Max	18,5 - 352,5	88,5 - 278,9	103,3 - 401,8
Fe	Median	1,2	21,8	29,4
	Mean	1,2	23,1	30,0
	SD	3,7	3,9	5,2
	Min-Max	0,4 - 2,0	19,0 - 30,6	22,0 - 42,1
Hg	Median	-	0,04	0,05
	Mean	-	0,06	0,05
	SD	-	0,04	0,02
	Min-Max	-	0,03 - 0,10	0,03 - 0,10
Mn	Median	205,4	428,6	600,3
	Mean	203,2	428,4	619,9
	SD	54,5	67,9	68,8
	Min-Max	73,2 - 340,5	360,8 - 577,7	564,1 - 773,1

Chemický prvek		Vzorek 2003(n=26) <1 mm	Vzorek 2004 (n=9)	
			<1 mm	<0,125 mm
Ni	Median	6,3	21,2	32,7
	Mean	7,4	35,6	50,5
	SD	7,2	43,0	50,8
	Min-Max	0,4 - 29,5	16,8 - 150,1	24,7 - 185,5
Pb	Median	34,3	34,4	63,1
	Mean	56,7	67,1	88,6
	SD	81,2	80,5	71,3
	Min-Max	9,0 - 426,9	25,6 - 276,5	44,4 - 272,8
Zn	Median	167,6	313,5	369,5
	Mean	170,9	293,8	420,4
	SD	94,6	59,1	167,5
	Min-Max	19,6 - 390,0	203,1 - 366,5	265,9 - 832,4

Z obou předchozích studií vyplynulo, že největší význam z hlediska zastoupení těžkých kovů v jednotlivých velikostních frakcích silničního prachu má frakce < 63 μm . Studie autorů Pal et al. [102] se zaměřovala pouze na 2 velikostní kategorie, a to na < 63 μm a > 63 μm . Vzorky byly odebírány v Edinburghu po dobu 4 měsíců v roce 2010 v prostoru kampusu univerzity z komunikací s malou intenzitou vozidel (285 a 650 vozidel za hodinu). Kromě odběru vzorků přímo u obrubníku byly navíc odebrány vzorky i 1 m od obrubníku. Souhrnné výsledky jsou uvedeny v následující tabulce.

Tab. 9.10.: Koncentrace kovů (mg.kg⁻¹) poblíž obrubníku (A) a 1 m od obrubníku (B)

Kov	Lokalita	Průměr ± směrodatná odchylka	Medián	Min.	Max.	Průměrné koncentrace pozadí ¹	Průměrné regionální konc. pozadí ²	Koeficient akumulace
Zn	A	213 ± 8	192	107	457	107	120	1,99
	B	211 ± 9	172	99	460			1,97
Cu	A	57 ± 21	57	22	112	44	46	1,30
	B	79 ± 53	58	26	220			1,79
Cd	A	1 ± 0,4	1	0	2	1	1,4	0,81
	B	2 ± 0,8	2	1	4			1,84
Cr	A	16 ± 13	11	5	76	8	na	2,08
	B	15 ± 5	16	6	29			2,02
Ni	A	15 ± 6	15	6	33	20	na	0,76
	B	9 ± 2	8	3	15			0,44
Pb	A	118 ± 118	84	25	621	28	115	4,26
	B	35 ± 22	34	6	102			1,25
Fe	A	13 497 ± 5 164	12 747	585	32 176	15 897	na	0,85
	B	14 276 ± 3 053	14 502	7 543	18 622			0,90

¹Vzorky z komunikací bez dopravního provozu

²Appleton, 1995

Z tabulky vyplývá, že kromě Ni a Fe mají všechny ostatní prvky zvýšené hodnoty koncentrací ve srovnání s koncentracemi na pozadí a lze předpokládat, že jsou antropogenně ovlivněny (accumulation coefficient). Následná analýza kovů z hlediska jejich výskytu v částicích silničního prachu podle velikosti byla provedena pouze pro kovy, u kterých bylo zjištěno ovlivnění automobilovou dopravou.

U všech kovů byly zjištěny vyšší koncentrace v kategorii < 63 μm, a to jak poblíž obrubníku, tak i ve vzdálenosti 1 m od něj. Pouze v případě Pb byly zjištěny vyšší koncentrace v kategorii > 63 μm poblíž obrubníku. Výsledky jsou shrnuty v následující tabulce.

Tab. 9.11.: Koncentrace kovů (mg.kg^{-1}) u obrubníku (A) a ve vzdálenosti 1 m od obrubníku (B) ve dvou velikostních frakcích

Kov	Lokalita	Velikost částic $<63 \mu\text{m}$		Velikost částic $>63 \mu\text{m}$	
		Rozmezí	Průměr $\pm$ směrodatná odchylka	Rozmezí	Průměr $\pm$ směrodatná odchylka
Zn	A	89 - 720	415 ± 146	44 - 381	151 ± 65
	B	134 - 949	455 ± 231	56 - 445	147 ± 93
Cu	A	52 - 212	116 ± 36	15 - 104	42 ± 20
	B	18 - 794	166 ± 169	17 - 137	62 ± 41
Cd	A	0 - 4	1 ± 1	0 - 2	$1 \pm 0,5$
	B	2 - 17	5 ± 4	0 - 3	$1 \pm 0,6$
Cr	A	7 - 135	22 ± 21	2 - 73	13 ± 11
	B	0 - 58	17 ± 13	4 - 30	14 ± 6
Pb	A	44 - 338	153 ± 66	14 - 669	113 ± 140
	B	4 - 181	81 ± 44	4 - 53	23 ± 12

Vzhledem k velmi malému množství uspokojujících studií, byla snaha zařadit do rešerše i studie mimoevropské, a to formou souhrnné tabulky pro jednotlivé prvky, pro které je stanoven imisní limit (As, Ni, Cd, Pb). Nicméně jen omezené množství studií analyzuje všechny výše uvedené prvky, a proto bylo od toho záměru upuštěno. Naproti tomu jsou v následující tabulce uvedeny hodnoty koncentrací pro výše uvedené prvky ve velikostní frakci PM_{10} , pocházející z evropských studií, které se zaměřovaly mimo jiné na chemické složení prachu ve frakci PM_{10} bez snahy o bližší velikostní diferenciaci.

Tab. 9.12.: Koncentrace těžkých kovů v silničním prachu frakce PM₁₀ ve vybraných městech (μg g⁻¹)

PM ₁₀	Zurich ¹⁾		Barcelona ¹⁾		Barcelona ²⁾ - centrum	Barcelona ²⁾ - obchvat	Madrid ³⁾	Girona ¹⁾	
	průměr	SD	průměr	SD	průměr	průměr	průměr	průměr	SD
PM ₁₀ (mg.m ⁻²)	0,7	0,3	8,9	6,5	8,9	34,5		3,5	2,4
As	19,0	11,0	12,0	4,0	-	-	-	11,0	1,0
Ni	504,0	369,0	58,0	15,0	61,0	53,0	139	191,0	131,0
Cd	10,0	5,0	3,0	1,0	3,0	3,0	-	2,0	1,0
Pb	247,0	98,0	248,0	100,0	225,0	229,0	121	128,0	36,0

¹⁾ Amato et al. (2011) [9]

²⁾ Amato et. al (2009b) [41]

³⁾ Karanasiou et. al (2014) [103]

Těžkým kovům, pro které je určen imisní limit v České republice, se studie věnují s různou intenzitou. Nejčastěji je v chemických rozborech zahrnuto Pb, zatímco As se vyskytuje spíše výjimečně. Z hlediska výskytu lze říci, podobně jako u PAH, že u zájmových těžkých kovů roste jejich koncentrace se snižující se velikostí částic. Nejvyšší bývají obvykle koncentrace Pb a nejmenší Cd.

9.2. NÁVRH VÝPOČETNÍHO POSTUPU

9.2.1 Návrh hodnot pro benzo(a)pyren

Je nutno konstatovat, že přes snahu o zahrnutí co největšího množství relevantních výsledků studií sledujících obsah PAH v silničním prachu je výsledná analýza poměrně komplikovaná a bude nutně zatížena vysokým stupněm nejistoty. Jedním z důvodů byla nutnost omezit se na měření realizovaná v evropských zemích (s výjimkou studie Rogge et al., přímo doporučené EEA). Naprostá většina současných publikovaných studií obsahu PAH v silničním prachu pochází z Asie, výsledky měření jsou zde však výrazně odlišné (násobně až řádově vyšší) od hodnot získaných v Evropě, a proto nebyly do analýzy zahrnuty. Dalším důvodem je značný rozptyl prezentovaných hodnot a rovněž nejednotnost studií, co do sledované velikostní frakce PM₁₀, ale i způsobu vzorkování, měřících metod atd. Problematický může být i značný časový rozptyl provedených měření.

Nicméně určité závěry je možné na základě získaných dat provést. Především je zřejmé, že obsah PAH v silničním prachu roste se snižující se velikostí částic, a to do určité velikosti (cca 2 μm) rovnoměrně, u nejmenších částic kolem 1 μm pak násobně až exponenciálně. Tuto skutečnost je nutno brát v úvahu při stanovení odhadu hmotnostní koncentrace PAH v celém vzorku, zahrnujícím frakce různých velikostí. Z provedeného vyhodnocení lze dovodit, že hmotnostní zastoupení benzo(a)pyrenu ve vzorku částic PM_{10} je cca trojnásobné v porovnání s jeho zastoupením v celkovém prachu.

Dále se ukazuje, že obsah PAH (resp. BaP) v prachu pravděpodobně závisí na intenzitě dopravy na komunikaci a zřejmě i na podílu nákladních vozidel. Pro kvantifikaci je v tomto případě skutečně jen velmi málo dat, konkrétní údaje o dopravním zatížení jsou uvedeny pouze ve studii [93], u dalších studií [98, 113, 114] je možné je pouze odhadovat na základě znalosti místa odběru a slovního popisu dopravní situace. Nicméně je patrné, že rozdíly mezi hodnotami naměřenými v lokalitách Veszprém, Lisabon a Birmingham lze do určité míry přisuzovat právě rozdílu v dopravním zatížení a podílu nákladních automobilů.

Návrh výpočetního postupu pro stanovení obsahu BaP v silničním prachu pak byl proveden v postupných krocích. Nejprve byly odvozeny poměrové přepočty pro jednotlivé velikostní frakce, s jejichž pomocí byly odhadnuty hodnoty pro frakci PM_{10} v co největším počtu lokalit (Birmingham, Lisabon, Veszprém, Drážďany, Los Angeles) a byla provedena šetření za účelem odhadu intenzit dopravy a podílu nákladních vozidel v jednotlivých lokalitách. Dalším krokem byla rozsáhlá analýza dat, jejímž účelem bylo nalézt optimální vyjádření vlivu uvedených vstupních veličin na hmotnostní podíl BaP v PM_{10} . Bylo zjištěno, že je-li jako vstupní hodnota uvažován součin intenzity dopravy a průměrné hmotnosti vozidel (kde průměrná hmotnost představuje vhodný způsob, jak vyjádřit podíl různých velikostních kategorií automobilů), výsledná závislost se s výraznou shodou u většiny lokalit blíží hodnotě $0,6 \cdot 10^{-5} \times \text{IAD} \times W$.

Finálním krokem pak byla citlivostní analýza, kdy byly testovány vlivy různých kombinací vstupních dat na výslednou hodnotu emise benzo(a)pyrenu i imisního příspěvku komunikace. Výsledky imisního modelování pak byly porovnávány s údaji imisního monitoringu a s informacemi z literatury. Na základě této analýzy byla provedena dílčí korekce odvozeného výpočetního vztahu v oblasti vyšších hodnot $\text{IAD} \times W$.

Výsledná rovnice pak má tvar:

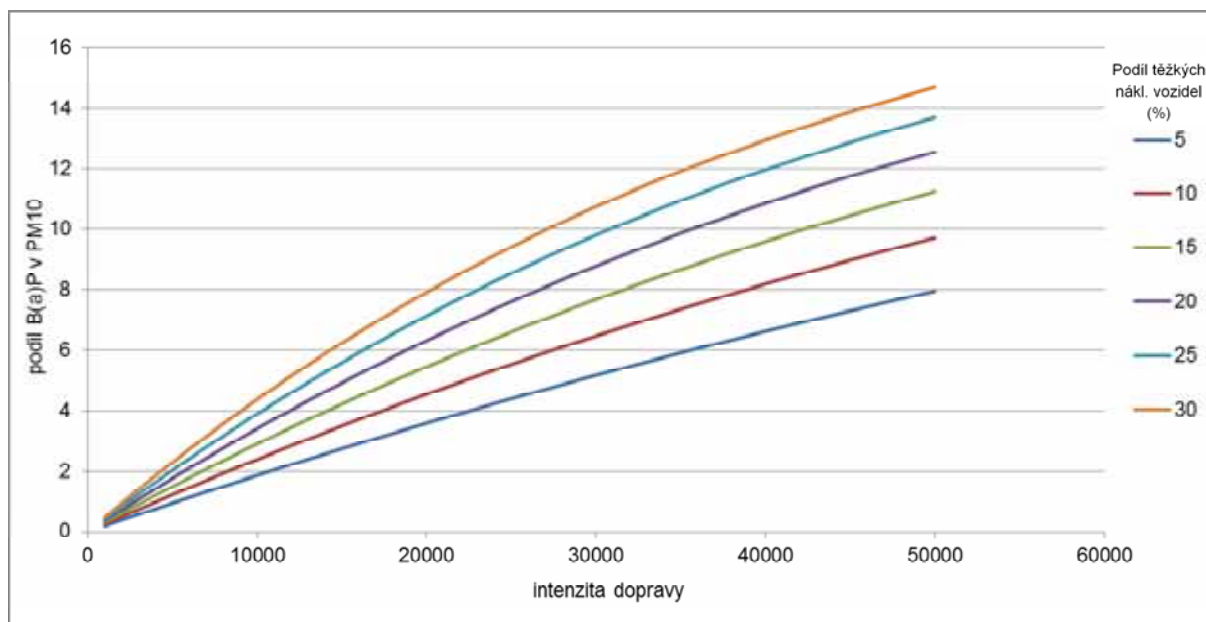
$$pBaP = 6 \times 10^{-17} \times (IAD \times W)^3 - 1 \times 10^{-10} \times (IAD \times W)^2 + 7 \times 10^{-5} \times (IAD \times W)$$

kde:

- $pBaP$ = hmotnostní podíl benzo(a)pyrenu v silničním prachu frakce PM₁₀ v µg/g
- IAD = intenzita dopravy (počet vozidel za den)
- W = průměrná hmotnost dopravního proudu v tunách

Průběh sledované veličiny v závislosti na intenzitě a skladbě dopravy pak ukazuje následující graf.

Obr. 9.5.: Závislost podílu BaP v PM₁₀ na intenzitě a skladbě dopravy



Z analýz a testování vyplynulo, že takto navržený výpočetní postup vykazuje dobrou shodu s většinou dat získaných rešerší literatury. Nicméně je nutno zcela jednoznačně upozornit, že se jedná pouze o modelové přiblížení či odhad na základě omezeného počtu údajů a nejistota stanovení emisní hodnoty je v tomto případě dosti vysoká. Mimo jiné je nepochybné, že kromě dopravního zatížení vlastní komunikace může být obsah benzo(a)pyrenu v silničním prachu ovlivněn i jinými zdroji emisí PAH. Lze předpokládat, že v oblasti ostravsko-karvinské aglomerace bude množství BaP v prachu násobně vyšší, než například v jižních Čechách, a to i v případě, že bude porovnávána silně zatížená jihočeská komunikace s málo zatíženou ulicí na Ostravsku. V těchto případech je nutno přihlížet k místním podmínkám s tím, že výše uvedený výpočetní vztah odráží spíše „evropský průměr“ dle dostupné literatury. Stejně tak je

nutno např. při blízkém souběhu dvou komunikací s výrazně odlišnou úrovní dopravní zátěže nutno přihlížet ke skutečnosti, že částice deponované z více zatížené silnice se pravděpodobně budou vyskytovat i v prachu podél komunikace méně frekventované, a podobně. Tvorba metodiky či modelu pro stanovení obsahu BaP v resuspendovaných částicích tak jednoznačně patří mezi oblasti, které by měly být podrobeny dalšímu šetření, včetně terénních měření v různě zatížených lokalitách na území ČR.

9.2.2 Návrh hodnot pro těžké kovy (As, Ni, Cd, Pb)

Stejně jako v případě PAH i u těžkých kovů z literatury a studií vyplývá, že množství jednotlivých prvků roste se snižující se velikostí částic. Dostupných dat pro stanovení obsahu těžkých kovů v prachových částicích PM₁₀ je více než v případě PAH, avšak většina jich pochází z oblasti jižní Evropy. Na základě těchto dat lze navrhnout hodnoty průměrného obsahu jednotlivých těžkých kovů v silničním prachu velikostní frakce < 10 µm. Navržené hodnoty jsou uvedeny v následující tabulce.

Tab. 9.10.: Návrh hodnot pro obsah těžkých kovů v silničním prachu (frakce PM₁₀)

PM ₁₀	Obsah v PM ₁₀ (µg/g)
As	14
Ni	100
Cd	4
Pb	200

10. NÁVRH KOMPLEXNÍHO ŘEŠENÍ PROBLEMATIKY RESUSPENZE Z DOPRAVY

Předkládaná studie přináší určitý vhled do problematiky stanovení emisí resuspendovaných částic, avšak pouze na základě literární rešerše a emisně-imisního modelování a vyhodnocení ve vztahu k údajům z měřících stanic. Výsledky lze považovat v rámci daných možností za plně využitelné, přesto jsou však zatíženy značnou nejistotou.

Z tohoto důvodu je nutno doporučit, aby byla problematika resuspenze dále sledována. Jako nejhvhodnější se jeví realizace projektu terénních měření, vycházejícího z komplexních evropských prací (zejména Amato a kol.) a získaných zkušeností, s aplikací obdobných metodických postupů.

Projekt by měl být zaměřen do dvou oblastí:

- určení hodnoty sL na komunikacích různého typu
- měření emisí za projíždějícím vozidlem

Předběžně lze doporučit, aby projekt zahrnoval následující kroky:

- studium odborné literatury – vyhodnocení zkušeností s měřením a příprava metodologie
- výběr reprezentativních vzorkovacích míst / silničních profilů – tento výběr bude klíčový pro využitelnost výsledků projektu, ale na druhé straně se bude jednat o rozhodující faktor z hlediska finančních a časových nároků realizace projektu
- zpracování plánu měření vzhledem k očekávaným výstupům – počet měření na lokalitách (např. v různých ročních obdobích, ve vazbě na aktuální meteorologickou situaci apod.)
- provedení odběru vzorků prachu na vozovkách
- analýza výsledků – určení množství resuspendovatelných částic z povrchu vozovek, určení velikostní skladby částic, určení obsahu sledovaných polutantů (zejména PAH a konkrétně benzo(a)pyren, dále těžké kovy, případně další) – pokud možno v členění na frakce částic
- provedení série měření emisí z resuspenze pomocí aparatury instalované na vozidlo
- analýza výsledků – určení vlivu faktorů působících na velikost emise (množství prachu, rychlost jízdy, hmotnost vozidla a další), optimálně samostatně pro jednotlivé velikostní frakce prachu, určení velikostní skladby emitovaných částic, velikostního „stropu“ resuspendovatelných částic, vazby mezi zastoupením jednotlivých frakcí v na vozovce a v emisích atd.

- komparace získaných experimentálních dat s literaturou, identifikace shod a rozdílů, analýza ve vztahu k existujícím metodikám i ke geografickým odlišnostem provedených studií
- návrh základní konstrukce výpočetní metodiky ve vztahu k zjištěným faktorům
- návrh parametrizace vlivu jednotlivých faktorů na množství částic na vozovce (ideálně v rozlišení velikostních frakcí), jakož i na množství dalších polutantů vázaných na prach (PAH, těžké kovy)
- návrh parametrizace vlivu jednotlivých faktorů (vč. množství částic na vozovce) na velikost emise částic, souhrnný návrh výpočetní metodiky
- ověření navržené výpočetní metodiky na základě experimentálních dat, identifikace odchýlných hodnot a jejich vysvětlení, popřípadě optimalizace metodiky
- finalizace metodického řešení

11. ZÁVĚR

Automobilová doprava představuje v současné době nejvýznamnější zdroj znečišťování ovzduší na území většiny sídel v České republice. Pravděpodobně nejzávažnější problém představují zvýšené koncentrace tzv. suspendovaných částic, jejichž imisní limity jsou překračovány prakticky ve všech silněji dopravně zatížených oblastech. Tento problém významně zhoršuje skutečnost, že na rozdíl od plynných polutantů je u suspendovaných částic značně omezen potenciál snižování emisí v důsledku obměny vozového parku, neboť podstatná část emisí je tvořena tzv. resuspenzí (částice zvržené z povrchu vozovky), na jejíž úroveň nemá obměna vozidel žádný vliv.

Předložená studie je zaměřena na řešení problematiky stanovení emisí pocházejících z resuspenze z automobilové dopravy. V současné době se pro vyčíslení emisí z resuspenze z komunikací používá výpočetní postup, který vychází z metodiky US EPA „AP-42, Compilation of Air Pollutant Emission Factors“, část „13.2.1. Paved roads“. Aplikace této metodiky však přináší poměrně závažné problémy, spojené se stanovením vstupní veličiny sL (*silt loading*), definované jako množství částic menších než 75 µm usazených na povrchu vozovky. Jedná se o veličinu, která velmi významně ovlivňuje výslednou emisi, současně je však její určení zatíženo vysokou nejistotou. V souladu s podkladovou metodikou je pro stanovení doporučených hodnot sL uvažována funkce, vyjadřující závislost sL na intenzitě dopravy na komunikaci. Tato funkce předpokládá při dopravním zatížení do 10 tis. vozidel za den strmý pokles hodnoty sL s narůstající intenzitou dopravy. Tento vztah je předmětem výrazných diskusí, neboť jednak přináší praktické problémy (např. navýšení objemu dopravy vyvolává snížení emisí), navíc se ukazuje, že takto nastavená hodnota sL velmi výrazně podhodnocuje produkci emisí na hlavních dopravních tazích.

Z těchto důvodů byla provedena komplexní analýza řešené problematiky, s hlavním zaměřením na určení hodnoty sL. Hodnocení bylo provedeno na základě kombinované analýzy výstupů z rešerše domácích a zahraničních prací k řešené problematice a tzv. receptorového modelování, jehož cílem je odhadnout pravděpodobné hodnoty vstupních parametrů emisního výpočtu na základě výsledných příspěvků automobilové dopravy k imisním koncentracím znečišťujících látek.

Z provedené rešerše a datových analýz vyplynulo, že stávající metodika v případě odvození hodnot sL spojuje dva nezávisle působící faktory:

- příčinnou závislost, tj. skutečnost, že automobily svým pohybem po komunikaci aktivně odstraňují prach z vozovky, tj. čím více vozidel se po komunikaci pohybuje, tím méně prachových částic se na ní (po určitém ustálení) bude vyskytovat
- statistickou závislost, spočívající ve skutečnosti, že méně dopravně zatížené komunikace se obvykle vyznačují zhoršeným stavem povrchu (resp. delším intervalem obměny povrchu), méně četnou údržbou a podobně.

V rámci rešerše byla shromážděna aktuální data z řady evropských studií, která umožnila tyto vlivy oddělit a – byť s určitou mírou nejistoty – navrhnout nové parametrizace vlivu rozličných faktorů na množství částic deponovaných na vozovce i na produkci emisí z resuspenze jako takovou. Jako zásadní a dosud neuvažovaný parametr se ukázal typ a stav (míra poškození) povrchu vozovky, kdy zejména u výrazněji poškozených povrchů je nutno očekávat násobné zvýšení hodnoty sL.

V případě závislosti na intenzitách dopravy vychází návrh z metodiky AP-42, avšak v oblasti nízkých intenzit dopravy je modifikován na základě literárních dat s tím, že korekce směrem k vyšším hodnotám není určena automaticky podle dopravní zátěže, ale individuálně na základě stavu povrchu komunikace.

Dále bylo zjištěno, že doporučené hodnoty tzv. multiplikátoru pro zimní období (navýšení emisí během zimy) pravděpodobně neodpovídají reálné situaci na komunikacích. Byly odvozeny nové parametrizace, vycházející opět ze stavu povrchu komunikace a z rychlosti dopravního proudu. Kromě toho byly odvozeny i výpočetní vztahy pro zohlednění vlivu rychlosti jízdy na velikost emise; tento vztah je dostatečně doložen množstvím odborných studií. Dále byly analyzovány a navrženy některé další dílčí úpravy výpočetního postupu.

Následně byl vypracován návrh upravené metodiky pro určení emisí částic z resuspenze z dopravy v závislosti na vstupních charakteristikách příslušné komunikace. Návrh metodiky vychází ze základní konstrukce metodiky US EPA AP-42, s modifikacemi v následujících oblastech:

- stanovení hodnoty sL pomocí kombinace funkce intenzity dopravy a koeficientů vyjadřujících kombinaci typu (materiálu) a stavu (opotřebenosti) povrchu komunikace.
- odlišném odvození multiplikátoru pro zimní období
- zahrnutí vlivu rychlosti dopravního proudu

Kromě tohoto základního výpočtu uvádí metodika zvláštní postupy pro:

- zohlednění vlivu blízkosti zemědělských ploch na velikost emise na komunikaci
- zohlednění vlivu stavebních prací, resp. staveništní dopravy vyjíždějící na komunikaci

Další část předložené studie je věnována určení obsahu polycyklických aromatických uhlovodíků (resp. benzo(a)pyrenu) a těžkých kovů v resuspendovaném prachu. V tomto případě je nutno konstatovat, že pro spolehlivé určení podílů sledovaných rizikových látek v celkových emisích je k dispozici jen velmi málo dat. Nicméně, na základě existujících pramenů byly navrženy alespoň orientační hodnoty obsahu limitovaných polutantů (benzo(a)pyren, arsen, kadmium, nikl, olovo) v resuspendovaných částicích PM_{10} .

V závěru je pro budoucí využití formulován návrh komplexního řešení dané problematiky, založeného na experimentální a výzkumné práci. Tento projekt by měl odstranit přetrvávající nejistoty a výrazně zpřesnit podklady pro modelové výpočty emisí a imisních příspěvků suspendovaných částic z automobilové dopravy.

12. LITERATURA

- [1] Schauer, J.J., Lough, G.C., Shafer, M.M., Christensen, W.F., Arndt, M.F., DeMinter, J.T., Park, J.S. (2006): Characterization of Metals Emitted from Motor Vehicles. Health Effects Institute.
- [2] Thorpe, A., and Harrison, M. (2008): Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. *Sci. Total Environ.* 400, 70–282. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.06.007
- [3] Harrison, R.M., Stedman, J., Derwent, D. (2008): Why are PM₁₀ concentrations in Europe not falling? new directions, atmospheric science perspectives special series. *Atmospheric Environment* 42, 603–606.
- [4] Bukowiecki, N., Lienemann, P., Hill, M., Furger, M., Richard, A., Amato, F., Prévôt, A.S.H., Baltensperger, U., Buchmann, B., Gehrig, R. (2010): PM₁₀ emission factors for non-exhaust particles generated by road traffic in an Urban street canyon and along a freeway in Switzerland. *Atmospheric Environment* 44 (19), 2330–2340.
- [5] Amato F., Schaap M., Reche C., Querol X. (2013): Road Traffic: A Major Source of Particulate Matter in Europe In: *Urban Air Quality in Europe*, Springer Berlin Heidelberg, pp. 165–193.
- [6] Etyemezian V, Nikolich G, Ahonen S, Pitchford M, Sweeney M, Purcell R, Gillies J, Kuhns H (2007) The Portable In Situ Wind Erosion Laboratory (PI-SWERL): a new method to measure PM₁₀ windblown dust properties and potential for emissions. *Atmos Environ* 41 (18):3789–3796
- [7] Kuhns H, Gillies J, Etyemezian V, Nikolich G, King J, Zhu D, Uppapalli S, Engelbrecht J, Kohl S (2010): Effect of soil type and momentum on unpaved road particulate matter emissions from wheeled and tracked vehicles. *Aerosol Sci Technol* 44(3):187–196
- [8] Amato F, Pandolfi M, Escrig A, Querol X, Alastuey A, Pey J, Pe´rez N, Hopke PK (2009): Quantifying road dust resuspension in urban environment by Multilinear Engine: a comparison with PMF2. *Atmos Environ* 43:2770–2780
- [9] F. Amato, M. Pandolfi, T. Moreno et al. (2011): Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities, *Atmospheric Environment*, 45, 6777–6787
- [10] Querol X, Alastuey A, Rodriguez S, Plana F, Ruiz CR, Cots N, Massague G, Puig O (2001): PM₁₀ and PM_{2.5} source apportionment in the Barcelona Metropolitan Area, Catalonia, Spain. *Atmos Environ* 35:6407–6419
- [11] Querol X, Alastuey A, Viana M, Rodriguez S, Artin˜ano B, Salvador P, Garcia Do Santos S, Fernandez Patier R, Ruiz CR, de la Rosa J, Sanchez de la Campa A,

- Menendez M, Gil JI (2004): Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2,5} in Spain. *J Aerosol Sci* 35:1151–1172
- [12] Viana M, Querol X, Gotschi T, Alastuey A, Sunyer J, Forsberg B, Heinrich J, Norback D, Payo F, Maldonado JA, Kuřnzli N (2007): Source apportionment of ambient PM_{2,5} at five Spanish centres of the European community respiratory health survey (ECRHS II). *Atmos Environ* 41:1395–1406
- [13] Beuck H, Quass U, Klemm O, Kuhlbusch TAJ (2011) Assessment of sea salt and mineral dust contributions to PM₁₀ in NW Germany using tracer models and positive matrix factorization. *Atmos Environ* 45(32):5813–5821
- [14] Ingenieurburo Lohmeyer, 2004: Maßnahmebetrachtungen zu PM₁₀ im Zusammenhang mit Luftreinhalteplanen. Anhang 2 of Regierungsprasidium Stuttgart (2005)
- [15] Astel AM (2010) Air contaminants modelling by use of several receptor-oriented models. *Int J Environ Pollut* 42(1–3):32–57
- [16] Thorpe A, Harrison RM, Boulter PG, McCrae IS (2007) Estimation of particle resuspension source strength on a major London Road. *Atmos Environ* 41:8007–8020
- [17] Gu J, Pitz M, Schnelle-Kreis J, Diemer J, Reller A, Zimmermann R, Soentgen J, Stoelzel M, Wichmann H-E, Peters A, Cyrys J (2011) Source apportionment of ambient particles: comparison of positive matrix factorization analysis applied to particle size distribution and chemical composition data. *Atmos Environ* 45(10):1849–1857
- [18] Harrison J, Yin J, Mark D, Stedman J, Appleby RS, Booker J, Moorcroft S (2001) Studies of the coarse particle (2.5–10µm) component in UK urban atmospheres. *Atmos Environ* 35:3667–3679
- [19] Rodriguez S, Van Dingenen R, Putaud JP, Dell’Acqua A, Pey J, Querol X, Alastuey A, Chenery S, Kin-Fai H, Harrison RM, Tardivo R, Scarnato B, Gianelle V (2007) A study on the relationship between mass concentration, chemistry and number size distribution of urban fine aerosols in Milan, Barcelona and London. *Atmos Chem Phys* 7:2217–2232
- [20] Karanasiou A, Moreno T, Amato F, Lumbreras J, Narros A, Borge R, Tobı́as A, Boldo E, Linares C, Pey J, Reche C, Alastuey A, Querol X (2011) Road dust contribution to PM levels – evaluation of the effectiveness of street washing activities by means of positive matrix factorization. *Atmos Environ* 45(13):2193–2201
- [21] Karanasiou AA, Siskos PA, Eleftheriadis K (2009): Assessment of source apportionment by Positive Matrix Factorization analysis on fine and coarse urban aerosol size fractions. *Atmos Environ* 43:3385–3395

- [22] Manoli E., Voutsas D., Samara C. (2001): Chemical characterization and source identification/apportionment of fine and coarse air particles in Thessaloniki, Greece. *Atmospheric Environment* 36, 949 – 961
- [23] Kuhns H, Etyemezian V, Green M, Hendrickson K, McGown M, Barton K, Pitchford M (2003): Vehicle-based road dust emission measurement – part II: effect of precipitation, wintertime road sanding and street sweepers on inferred PM₁₀ emission potentials from paved and unpaved roads. *Atmos Environ* 37:4573–4582
- [24] Hussein T, Johansson C, Karlsson H, Hansson HC (2008): Factors affecting non tailpipe aerosol particle emissions from paved roads: on-road measurements in Stockholm, Sweden. *Atmos Environ* 42(4):688–702
- [25] Kantamaneni R, Adams G, Bamesberger L, Allwine E, Westberg H, Lamb B, Claiborn C (1996): The measurement of roadway PM₁₀ emission rates using atmospheric tracer ratio techniques. *Atmos Environ* 30(24):4209–4223
- [26] Swietlicki E, Puri S, Hansson H-C, Edner H (1996) Urban air pollution source apportionment using a combination of aerosol and gas monitoring techniques. *Atmos Environ* 30:2795–2809
- [27] Wa'hlin P, Berkowicz R, Palmgren F (2006) Characterization of traffic-generated particulate matter in Copenhagen. *Atmos Environ* 40:2151–2159
- [28] Forsberg B, Hansson HC, Johansson C, Areskoug H, Persson K, Jarvholm B (2005): Comparative health impact assessment of local and regional particulate air pollutants in Scandinavia. *Ambio* 34:11–19
- [29] Omstedt G, Bringfelt B, Johansson C (2005): A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads. *Atmos Environ* 39(33):6088–6097
- [30] EPA: Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume I, AP-42. Section 13.2.1. Paved roads. EPA Research Triangle Park, US, 2003, akt. 2011.
- [31] Venkatram, A. (2000): A critique of empirical emission factor models: a case study of the AP-42 model for estimating PM₁₀ emissions from paved roads. *Atmospheric Environment* 34, 1-11.
- [32] Venkatram, A. (2001): Response to comments by Nicholson. A critique of empirical emission factor models: a case study of the AP-42 model for estimating PM₁₀ emission from paved roads (*Atmospheric Environment* 34, 1-11). *Atmospheric Environment* 35 (1), 187.
- [33] Zimmer, R.A., Reeser, W.K., Cummins, P. (1992): Evaluation of PM₁₀ emission factors for paved streets. In: Chow, J.C., Ono, D.M. (Eds.), *PM₁₀ Standards and Nontraditional Particulate Source Controls*, pp. 311-323.

- [34] Ashbaugh, L., Chang, D., Flocchini, R.G., Carvacho, O.F., James, T.A., Matsumara, R.T., (1996): Traffic Generated PM₁₀ 'HotSpots'. Air Quality Group, Crocker Nuclear Laboratory. University of California, Davis.
- [35] Nicholson, K.W. (1988): The dry deposition of small particles: a review of experimental measurements. *Atmospheric Environment* 22 (12), 2653-2666.
- [36] Hualiang (Harry) Teng , Valerian Kwigizile , David E. James & Russell Merle (2007): Identifying Influencing Factors on Paved Roads Silt Loading, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 57:7, 778-784.
- [37] B.R. Denby, I. Sundvor, C. Johansson, L. Pirjola, M. Ketzel, M. Norman, K. Kupiainen, M. Gustafsson, G. Blomqvist, G. Omstedt (2013): A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: Road dust loading and suspension modelling, *Atmospheric Environment*, 77, 283-300.
- [38] Zhang J, Wang J, Hua P, Krebs P. (2015): The qualitative and quantitative source apportionments of polycyclic aromatic hydrocarbons in size dependent road deposited sediment. *The Science of the total environment*, 505, 90-101.
- [39] Amato F., Pandolfi M., Alastuey A., Lozano A., Contreras González A., Querol X. (2013): Impact of traffic intensity and pavement aggregate size on road dust particles loading; *Atmospheric Environment* 77, pp 711 – 717.
- [40] Amato F., Schaap M., Denier van der Gon H. A.C., Pandolfi M., Alastuey A., Keuken M, Querol X. (2013): Short-term variability of mineral dust, metals and carbon emission from road dust resuspension, *Atmospheric Environment*, 74, pp. 134 – 140
- [41] Amato F., Pandolfi M., Viana M., Querol X., Alastuey A., Moreno T. (2009): Spatial and chemical patterns of PM₁₀ in road dust deposited in urban environment, *Atmospheric Environment*, 43, pp. 1650 – 1659
- [42] Amato F., Favez O., Pandolfi M., Alastuey A., Querol X., Moukhtar, Bruge B., Verlhac S., Orza J.A.G, Bonnaire N., Le Priol T., Petit J-F., Sciare J. (2016): Traffic induced particle resuspension in Paris: Emission factors and source contributions, *Atmospheric Environment*, 129, pp. 114 – 124
- [43] Amato F., Alastuey A., Rosa J. de la, Contreras González Y., Campa A. M. Sánchez de la, Pandolfi M., Lozano A., Contreras González J., and Querol X. (2014): Trends of road dust emissions contributions on ambient air particulate levels at rural, urban and industrial sites in southern Spain, *Atmos. Chem. Phys.*, 14, pp 3533 – 3544
- [44] Amato F., Zandveld P., Keuken M., Jonkers S., Querol X., Reche C., Gon H.A.C.D. van der, Schaap M. (2016): Improving the modeling of road dust levels for Barcelona at urban scale and street level, *Atmospheric Environment*, 125, pp. 231 - 242
- [45] de la Paz D, Borge R, Vedrenne M, Lumbreras J, Amato F, Karanasiou A, Boldo E and Moreno T. (2015): Implementation of road dust resuspension in air quality

- simulations of particulate matter in Madrid (Spain). *Front. Environ. Sci.* 3:72. doi: 10.3389/fenvs.2015.00072
- [46] María T. Pay, Pedro Jiménez-Guerrero, José M. Baldasano (2011): Implementation of resuspension from paved roads for the improvement of CALIOPE air quality systém in Spain, *Atmospheric Environment* 45, 802-807.
- [47] Baldasano, J.M., Jiménez-Guerrero, P., Jorba, O., Pérez, C., López, E., Güereca, P., Martín, F., Vivanco, M.G., Palomino, I., Querol, X., Pandolfi, M., Sanz, M.J., Diéguez, J.J. (2008): Caliope: an operational air quality forecasting system for the Iberian Peninsula, Balearic Islands and Canary Islands e first annual evaluation and ongoing developments. *Adv. Sci. Res.* 2, 89-98.
- [48] Amato F., Schaap M., Gon H.A.C.D. van der, pandolfi M., Alastuey A., Keuken M., Querol X. (2012): Effect of rain events on the mobility of road dust load in two Dutch and Spanish roads, *Atmospheric Environment*, 62, pp. 352 – 358
- [49] Amato, F., Karanasiou A., Moreno T., Alastuey A., Orza J.A.G., Lumbreras J., Borge R., Boldo E., Linares C., Querol X. (2012): Emission factors from road dust resuspension in a Mediterranean freeway, *Atmospheric Environment*, 61, pp. 580 – 587
- [50] Amato, F., Nava, S., Lucarelli, F., Querol, X., Alastuey, A., Baldasano, J. M., et al. (2010): A comprehensive assessment of PM emissions from paved roads: realworld emission factors and intense street cleaning trials. *Sci. Total Environ.* 408, 4309–4318. doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.06.008
- [51] Denby B. R., Sundvor I. (2012): NORTRIP model development and documentation. Non-exhaust Road TRaffic Induced Particle emission modelling. Norwegian Institute for Air Research. 130 p.
- [52] Berger, J., Denby, B. (2011): A generalised model for traffic induced road dust emissions. Model description and evaluation. *Atmospheric Environment* 45, 3692-3703
- [53] Pirjola L., Johansson Ch., Kupiainen K., Stojiljkovic A., Karlsson H., Hussein T. (2010): Road dust emissions from paved roads measured using different mobile systems, *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 60, pp. 1422 – 1433
- [54] Gustafsson M. (2012): Road pavements and PM₁₀. Summary of the results of research funded by the Swedish Transport Administration on how the properties of road pavements influence emissions and the properties of wear particles. Trafikverket. City of Stockholm Environmental and Health Administration. 34 p.
- [55] Gustafsson M., Blomqvist G., Gudmundsson A., Jonsson P., Swietlicki E. (2011): Vägbeläggningars damningsbenägenhet (Dust formation propensity of road pavements). VTI. 62 p.

- [56] Gustafsson M., Blomqvist G., Hultqvist B-A. (2013): Slitage av och partikelemissioner från betongbeläggning (Wear of and particle emission from concrete pavements), VTI. 45 p.
- [57] Teng H., Kwigizile V. , James D. E. & Merle R. (2007): Identifying Influencing Factors on Paved Roads Silt Loading, Journal of the Air & Waste Management Association, 57:7, 778-784.
- [58] Abu-Allaban M., Gillies J. A., Gertler A. W., Claytn R., Proffitt D. (2003): Tailpipe resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. Atmospheric Environment 37, 5283–5293
- [59] Kuhns H., Etyemezian V., Green M., Hendrickson K., McGown M., Barton K., Pitchford M. (2003): Vehicle-based road dust emission measurement (III): effect of speed, traffic volume, location, and season on PM₁₀ road dust emissions in the Treasure Valley, ID. Atmospheric Environment 37, 4583–4593
- [60] Schaap, M., Manders, A.M.M., Hendriks, E.C.J., Cnossen, J.M., Segers, A.J.S., Denier van der Gon, H.A.C., Jozwicka, M., Sauter, F.J., Velders, G.J.M., Matthijsen, J., Builtjes, P.J.H. (2009): Regional Modelling of Particulate Matter for the Netherlands.
- [61] China S., James D.E. (2012): Influence of pavement macrotexture on PM₁₀ emissions from paved roads. A controlled study. Atmospheric Environment, 63, pp. 313 – 326
- [62] Kuhns H., Etyemezian V., Green M., Hendrickson K., McGown M., Barton K., Pithford M. (2001): Testing reentrained aerosol kinetic emissions from roads (TRAKER): A new approach to infer silt loading on roadways. Atmospheric Environment 35, 2815–2825.
- [63] Fitz D. R. (2001):, Measurements of PM₁₀ and PM_{2,5} Emission Factors from Paved Roads in California – Final Report. Center for Environmental Research and Technology, University of California, Riverside
- [64] Kuhns H., Gillies J., Watson J., Etyemezian V., Green M., Pitchford M. (2004): Vehicle-Based Road Dust Emissions Measurements, Desert Research Institute, Reno
- [65] California ARB (1997) : Emission Inventory Procedural Manual, Volume III, Methods for Assessing Area Source Emissions
- [66] Nicholson K W (2000). Traffic generated resuspension as a source of airborne particles. DETR Workshop on Particles Research, London, May
- [67] EPA (2003): Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume I, AP-42. Section 13.2.2. Unpaved roads. US EPA Research Triangle Park.
- [68] Gehrig R., Zeyer K., Bukowiecki N., Lienemann P., Poulikakos L.D., Furger M., Buchmann B. (2010): Mobile load simulators – A tool to distinguish between the emissions due to abrasion and resuspension of PM₁₀ from road surfaces

- [69] China S. & James D. (2012): Influence of pavement macrotexture on PM₁₀ emissions from paved roads: A controlled study. *Atmospheric Environment* 63, 313-326.
- [70] FS VÚT v Brně, FS ČVÚT v Praze, Ing. Jan Zajíček – APT Servis, EUROVIA CS a.s., (2010): Navrhování vozovek pozemních komunikací – dodatek, Ministerstvo dopravy, odbor silniční infrastruktury, 37 s.
- [71] Kupiainen K. (2007): Road dust from pavement wear and traction sanding. *Momographs of the Boreal Environment Research*, Finnish Environment Institute, 53 p.
- [72] Gertler A., Kuhns H., Abu-Allaban M., Damm C., Gillies J., Etyemezian V., Clayton R., and Proffitt D., 2006. A Case Study of the Impact of Winter Road Sand/Salt and Street Sweeping on Road Dust Re-entrainment. *Atmospheric Environment* 40, pp. 5976 – 5985
- [73] Lough C.G., Schauer J.J., Park J.-S., Shafer M.M., Deminter J.T., and Weinstein J.P., (2005): Emissions of Metals Associated with Motor Vehicle Roadways. *Environmental Science & Technology* 39, 826-836.
- [74] Gustafsson M., Blomqvist G., Dahl A., Gudmundsson A., Lindbom J, Ljungman A., Rudell B., Swietlicki E. (2005): Inandningsbara partiklar från interaktion mellan däck, vägbana och friktionsmaterial Slutrapport av WearTox-projektet (Inhalable particles from the interaction between tyres, road pavement and friction materials. Final report from the WearTox project), VTI, 120 p.
- [75] Kupiainen K. (2007): Road dust from traction sanding. The sandpaper effect. Project seminar. http://www.vegvesen.no/_attachment/60569/binary/12321
- [76] Zhu D., Kuhns H.D., Brown S., Gillies J.A., Etyemezian V., Gertler A.W. (2009): Fugitive Dust Emissions from paved road travel in the Lake Tahoe basin, *J. Air & Waste Management Association*, 59, pp. 1219 – 1229
- [77] Düring I., Bächlin W., Baum A., Hausmann A., Lohmeyer A. Emission Factors for Vehicle Induced Non Exhaust PM. in: INRETS, (ed.) (2005): 14th International Symposium "Transport and Air Pollution", Graz 2005
- [78] Nanni A., Radice P. (2003): Sensitivity analysis of three methodologies for PM₁₀ in use with climatological dispersion modelling in urban italian study cases. In: 9th Int. Conf. on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes
- [79] Etyemezian V., Gillies J., Kuhns H., Nikolic D., Watson J., Veranth J., Laban R., Seshadri G., Gillette D. (2003): Field Testing and Evaluation of Dust Deposition and Removal Mechanisms: Final Report. The WESTAR Council

- [80] Abu-Allaban M., Gillies J. A., Gertler A. W. (2003): Application of a multi-lag regression approach to determine on-road PM₁₀ and PM_{2,5} emission rates. *Atmospheric Environment* 37, 5157–5164
- [81] Kristensson A., Johansson C., Westerholm R., Swietlicki E., Gidhagen L., Wideqvist U., Vesely V. (2004): Real-world traffic emission factors of gases and particles measured in a road tunnel in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment* 38, 657–673
- [82] Midwest Research Institute (1990): Roadway Emissions Field Tests at US Steel's Fairless Works, for U.S. Steel Corporation
- [83] Midwest Research Institute (1984): Paved Road Particulate Emissions - Source Category Report, for U.S. EPA, July 1984
- [84] Midwest Research Institute (1983), Size Specific Particulate Emission Factors for Uncontrolled Industrial and Rural Roads, for U. S. EPA
- [85] Mathissen M. (2012): Development of experimental methods to investigate non-exhaust particle emissions from a light duty vehicle. Dissertation. Bergischen Universität Wuppertal. 117 p.
- [86] Mathissen M., Scheer V., Kirchner U., Vogt R., Benter T. (2012): Non-exhaust PM emission measurements of light duty vehicle with a mobile trailer, *Atmospheric Environment*, 59, 232 – 242
- [87] Shipman D. (1993): Emission Factor Documentation for AP-42, Section 13.2.1 Paved Roads. US EPA
- [88] Kuykendal W. B. (2002): Technical Memorandum. Decisions on Final AP-42 Section 13.2.1 "Paved Roads"
- [89] MŽP (2013): Věstník Ministerstva životního prostředí, ročník XIII, částka 8, 85 s.
- [90] MŽP (2015): Metodika pro stanovení produkce emisí znečišťujících látek ze stavební činnosti; výstup výzkumného projektu TA ČR č. TA02020245, 48 s.
- [91] Ústav technologie ropy a petrochemise, ATEM, s.r.o. (20): Závěrečná zpráva k projektu „Souhrnná metodika pro hodnocení emisí znečišťujících látek ze silniční dopravy“; č.1F54E/121/520, 271 s.
- [92] Maher B. A., Ahmed I. A. M., Davison B., Karloukovski V., Clarke R. (2013): Impact of roadside tree lines on indoor concentrations of traffic-derived particulate matter. *Environmental Science and Technology*, 47, 13737 – 13744
- [93] Oliveira C., Martins N. Tovaes J., Pio C., Cerqueira M., Matos M., Silva H., Oliveira C., Camões F. (2011): Size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in a roadway tunnel in Lisbon, Portugal, *Chemosphere*, 83, 1588 – 1596

- [94] Vojtěšek, M., Mikuška P., Ličbinský R., V. Adamec, K. Křůmal: Sezónní variace koncentrací kovů v atmosférickém aerosolu a v pouličním prachu v Brně a Ostravě in: Sborník konference Czech aerosol Society, 2010, Praha, CAS, 25-26
- [95] Sysálová J., Sýkorová I., Havelcová M., Száková J., Trejtnarová H., Kotlík B. (2012): Toxicologically important trace elements and organic compounds investigated in size-fractionated urban particulate matter collected near the Prague highway. *Science of the Total Environment* 437, 127 – 136
- [96] Majumdar, D, Rajaram B, Meshram S., Rao C.V.Ch. (2012): PAHs in road dust: Ubiquity, fate, and summary of available data. *Critical reviews in Environmental Science and Technology*, 42, 1191-1232.
- [97] Zhang J, Wang J, Hua P, Krebs P. (2015): The qualitative and quantitative source apportionments of polycyclic aromatic hydrocarbons in size dependent road deposited sediment. *The Science of the total environment*, 505, 90-101.
- [98] 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.
- [99] Martuzevicius D., Kliucininkas L., Prasauskas T., Krugly E., Kauneliene V., Strandberg B. (2011): Resuspension of particulate matter and PAHs from street dust. *Atmospheric Environment* 45, 310 – 317.
- [100] Krčmová K., Robertson D., Cvečková V., Rapant S. (2009): Road-deposited sediment, soil and precipitation (RDS) in Bratislava, Slovakia: compositional and spatial assessment of contamination, *J Soils Sediments*, 9, 304 – 316
- [101] Robertson J. D., Taylor K. G. (2007): Temporal variability of metal contamination in urban road-deposited sediment in Manchester, UK: Implications for urban pollution monitoring. *Water Air Soil Pollut* 186, 209-220.
- [102] Pal S. K., Wallis S. G., Scott A. (2011): Assessment of heavy metals emission from traffic on road surfaces, *Central European Journal of Chemistry*, 9, 314 – 319.
- [103] Karanasiou A., Amato F., Moreno T., Lumberas J., Borge R., Linares C., Boldo E., Alastuey A., Querol X. (2014): Road dust emission sources and assessment of street washing effect, *Aerosol and Air Quality Research*, 3, 734 – 743.
- [104] Rogge W. F., Hildemann L.M., Mazurek M. A., Cass G. R., Simoneit B. R. T. (1993): Sources of fine organic aerosol 3. Road dust, Tire debrix, and Organometallic brake lining dust: Roads as Sources and Sinks, *Environ. Sci. Technol.*, 27, 1892- 1904
- [105] Muleski G. E., Cowherd Jr. Ch., Kinsey J. S. (2005): Particulate emissions from construction activities, *J. Air & Waste Management Association*, 55, 772 – 783

- [106] Ketzel, M., G. Omstedt, C. Johansson, I. Düring, M. Pohjola, D. Oettl, J. Gidhagen, P. Wåhlin, A. Lohmeyer, M. Haakana, R. Berkowic (2007):, Estimation and validation of PM_{2,5}/PM₁₀ exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modeling, Atmospheric Environment 41, pp. 9370-9385, doi: 10.1016/j.atmosenv.2007.09.005
- [107] European Environment Agency (2013): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013: Technical guidance to prepare national emission inventories. Part B: 1.A.3.b.vi-vii Road vehicle tyre and brake wear, road surface wear, 34 s.
- [108] Henelová V. a kol.: Střednědobá strategie (do roku 2020) zlepšení kvality ovzduší v ČR. Praha 2015.
- [109] Píša, V. a kol.: Modelové hodnocení kvality ovzduší na území hl. m. Prahy – Aktualizace 2014. IPR Praha, ATEM, Praha 2014.
- [110] Karel, J. a kol.: Zpracování části kapitoly týkající se životního prostředí do dokumentu Plán udržitelné mobility Prahy a okolí. IPR Praha, ATEM, Praha 2016.
- [111] Laird, N. M.; Ware, J. H.: Random-Effects Models for Longitudinal Data. Biometrics. International Biometric Society. 38 (4): 963–974, 1982
- [112] Pinheiro, J.C., Bates, D.M.: Mixed-Effects Models in S and S-PLUS, Springer, 2000
- [113] Pant P., Baker S.J., Shukla A., Maikawa C., Pollitt K.J.G., Harrison R.M. (2015): The PM₁₀ fraction of road dust in the UK and India: Characterization, source profiles and oxidative potential. Science of the Total Environment 530 – 531, pp. 445 – 452
- [114] Smith D.J.T., Edelhauser E.C, Harrison R.M. (1995): Polynuclear Aromatic Hydrocarbon Concentrations in Road Dust and Soil Samples Collected in the United Kingdom and Pakistan, Environmental Technology, 16, 1, pp. 45-53
- [115] INFRAS (2019): The Handbook Emission Factors for Road Transport (HBEFA), Version HBEFA 4.1. www.hbefa.net