

ISSN 1335-339X

METEOROLOGICKÝ ČASOPIS

METEOROLOGICAL JOURNAL

2020

ROČNÍK 23 - ČÍSLO 1
VOLUME 23 - NUMBER 1



SLOVENSKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV

Meteorologický časopis vydáva Slovenský hydrometeorologický ústav (SHMÚ) ako vedecké a odborné periodikum so zameraním na meteorológiu, klimatológiu, hydrológiu, znečistenie ovzdušia a príbuzné vedné disciplíny. Časopis uverejňuje pôvodné vedecké práce, prehľadové články a krátke odborné príspevky domácich aj zahraničných autorov. Všetky články sú recenzované minimálne dvomi recenzentmi. Príspevky sa publikujú v jazyku anglickom, slovenskom a českom. Časopis vychádza 2x ročne. Časopis je dostupný na <http://www.shmu.sk/sk/?page=31>.

The Meteorological Journal is being published by the Slovak Hydrometeorological Institute (SHMÚ). The purpose of the journal is to publish papers in any field of meteorology, climatology, hydrology, air pollution and related scientific disciplines. They may be original scientific papers, reviews and short communications of Slovak and foreign authors. All the papers are reviewed by at least two reviewers. Papers are published in English, either Slovak, or Czech languages. The Meteorological Journal is issued twice per year. Journal is available at <http://www.shmu.sk/en/?page=31>.

PREDSEDA REDAKČNEJ RADY – EDITORIAL BOARD CHAIRMAN

Norbert Polčák, SHMÚ, Bratislava

TECHNICKÁ REDAKTORKA – TECHNICAL EDITOR

Katarína Pukančíková, SHMÚ, Bratislava

REDAKČNÁ RADA – EDITORIAL BOARD

Jan Bednář, MFF UK (Faculty of Mathematics and Physics Charles University), Praha
Martin Benko, SHMÚ, Bratislava
Rudolf Brázdil, MU (Masaryk University), Brno
Kamila Hlavčová, STU (Slovak University of Technology), Bratislava
Branislav Chvíla, SHMÚ, Bratislava
Martin Kremler, SHMÚ, Bratislava
Milan Lapin, FMFI UK (Faculty of Mathematics, Physics and Informatics Comenius University), Bratislava
Danica Lešková, SHMÚ, Bratislava
Oľga Majerčáková, SHMÚ, Bratislava
Igor Matečný, PriF UK (Faculty of Natural Sciences Comenius University), Bratislava
Irena Michlíková, SHMÚ, Bratislava
Jozef Mindáš, SEVS (University of Central Europe), Skalica
Pavol Nejedlík, SHMÚ, Bratislava
Vladimír Pastirčák, SHMÚ, Bratislava
Jana Poórová, SHMÚ, Bratislava
Anna Pribullová, SHMÚ, Gánovce
Zora Snopková, SHMÚ, Banská Bystrica
Janka Szemesová, SHMÚ, Bratislava
Ján Szolgay, STU (Slovak University of Technology), Bratislava
Bernard Šiška, SPU (Slovak University of Agriculture), Nitra
Štefan Škulec, SHMÚ, Bratislava
Jaroslav Škvarenina, TU (Technical University), Zvolen
Pavel Šťastný, SHMÚ, Bratislava
Radim Tolasz, ČHMÚ (Czech Hydrometeorological Institute), Ostrava
Milan Trizna, PriF UK (Faculty of Natural Sciences Comenius University), Bratislava
Jozef Vivoda, SHMÚ, Bratislava
Pavol Zaujec, SHMÚ, Bratislava

VYDAVATEĽ – EDITOR

© Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, júl 2020
Jeséniova 17, P.O. Box 15, 833 15 Bratislava 37
IČO 00 156 884
R. č. MK SR: 3268/09
ISSN 1335-339X

METEOROLOGICKÝ ČASOPIS

METEOROLOGICAL JOURNAL

2020

ROČNÍK 23 – ČÍSLO 1

VOLUME 23 – NUMBER 1

SLOVENSKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV
SLOVAK HYDROMETEOROLOGICAL INSTITUTE



CONTENTS

IMPACT OF COVID-19 PROTECTIVE MEASURES ON CONCENTRATIONS OF POLLUTANTS IN SLOVAKIA - ANALYSIS OF THE FIRST MONTH Juraj Beňo, Dušan Štefánik	5
COMPARISON OF DIFFERENT DATA SOURCES OF LANDFILLED WASTE FOR CZECH REPUBLIC GHG INVENTORY SYSTEM Risto Saarikivi	15
HIGH-RESOLUTION RESIDENTIAL EMISSION MODEL FOR USE IN THE AIR QUALITY MODELLING Jana Krajčovičová, Jana Matejovičová, Vladimír Nemček	21
MEAN EXPOSURE TO PM_{2.5} PARTICLES IN SLOVAKIA IN 2017 AND NUMBER OF PREMATURE DEATHS Dušan Štefánik, Jana Matejovičová.....	31
QUALITY IMPROVEMENTS OF AIR EMISSION ACCOUNTS AND EXTENSION OF PROVIDED TIME-SERIES FOCUSING ON HOUSEHOLDS HEATING Zuzana Jonáček, Marcel Zemko, Janka Szemesová, Lenka Zetochová	41
DETERMINATION OF THE AREAS WITH INCREASED RISK DUE TO PM₁₀ AIR POLLUTION FROM LOCAL HEATING IN SLOVAKIA Vladimír Nemček, Jana Krajčovičová, Dušan Štefánik	47

INFORMATION

Assessment of GHG emissions in Slovakia and potential for carbon neutrality in 2050 Janka Szemesová	53
Evaluation of the state of the level of emitted air pollutants into the air in Slovakia in 2018 Zuzana Jonáček	55
Slovak integrated project LIFE IP – Air Quality Improvement brings measures to support effective air quality management Tereza Cseh	57
3rd International society of biometeorology workshop at University of Twente in Netherlands Kristína Szabóová	59
Air quality modelling at SHMÚ Jana Krajčovičová	60

PERSONALS	61
------------------------	----

OBSAH

VPLYV OPATRENÍ NA ZAMEDZENIE ŠÍŘENIA OCHORENIA COVID-19 NA KONCENTRÁCIE ZNEČIŠŤUJÚCICH LÁTK NA SLOVENSKU - ANALÝZA PRVÉHO MESIACA Juraj Beňo, Dušan Štefánik	5
POROVNÁNÍ RŮZNÝCH ZDROJŮ DAT SKLÁDKOVANÉHO ODPADU PRO NÁRODNÍ INVENTARIZAČNÍ SYSTÉM EMISÍ ČESKÉ REPUBLIKY Risto Saarikivi	15
MODEL PRE VÝPOČET EMISÍ Z LOKÁLNYCH KÚRENÍSK S VYSOKÝM ROZLIŠENÍM PRE VYUŽITIE V MODELOCH KVALITY OVZDUŠIA Jana Krajčovičová, Jana Matejovičová, Vladimír Nemček	21
EXPOZÍCIA ZNEČIŠŤUJÚCIMI LÁTKAMI PM_{2,5} NA ÚZEMÍ SLOVENSKA V ROKU 2017 A POČET PREDČASNÝCH ÚMRTÍ Dušan Štefánik, Jana Matejovičová.....	31
ZLEPŠENIE KVALITY ÚČTOV EMISÍ DO OVZDUŠIA A ROZŠÍRENIE POSKYTOVANÝCH ČASOVÝCH RADOV SO ZAMERANÍM NA VYKUROVANIE DOMÁCNOSTÍ Zuzana Jonáček, Marcel Zemko, Janka Szemesová, Lenka Zetochová	41
STANOVENIE RIZIKOVÝCH OBLASTÍ KVALITY OVZDUŠIA OHROZENÝCH ČASTICAMI PM₁₀ Z LOKÁLNEHO VYKUROVANIA NA SLOVENSKU Vladimír Nemček, Jana Krajčovičová, Dušan Štefánik	47

INFORMÁCIE

Zhodnotenie emisií skleníkových plynov na Slovensku a možnosti dosiahnutia uhlíkovej neutrality do roku 2050 Janka Szemesová.....	53
Zhodnotenie stavu úrovne vypúšťaných emisií znečisťujúcich látok do ovzdušia na Slovensku Zuzana Jonáček	55
Projekt LIFE IP – Zlepšenie kvality ovzdušia prináša sériu opatrení na efektívne riadenie kvality ovzdušia na Slovensku Tereza Cseh	57
III. Biometeorologický workshop na University of Twente v Holandsku Kristína Szabóová.....	59
Modelovanie kvality ovzdušia na SHMÚ Jana Krajčovičová.....	60

PERSONÁLIE	61
-------------------------	----

MILÍ ČITATELIA

V rukách držíte špeciálne číslo nášho tradičného odborného časopisu. Aj keď názov o tom nehovorí, Meteorologický časopis tiež pravidelne uverejňuje odborné články, príspevky a informácie z oblasti ochrany ovzdušia. Články sa zaoberajú kvalitou ovzdušia, jej modelovaním, a emisiami znečisťujúcich látok do ovzdušia. Zvlášť aktuálnou je oblasť reportovania emisií skleníkových plynov a zmeny klímy.

V tomto čísle nájdete vybrané príspevky v oblasti monitorovania a modelovania kvality ovzdušia a emisií od odborníkov a vedcov, ktorí sa venujú tejto problematike na Slovenskom hydrometeorologickom ústave a Českom hydrometeorologickom ústave.

Dovoľte mi, aby som ešte napísala pár slov o jednej výnimočnej konferencii, s dlhoročnou tradíciou, ktorú pokladám za najvýznamnejšie podujatie venujúce sa ochrane ovzdušia na Slovensku.

Medzinárodná konferencia **OCHRANA OVZDUŠIA** si počas dlhoročnej existencie získala popularitu a významné miesto v odborných kruhoch. Na konferencii sa každoročne stretávajú zástupcovia štátnej a verejnej správy, univerzít a firiem pôsobiacich v tejto oblasti, ako aj experti, ktorí prezentujú svoje skúsenosti v rámci odborného programu konferencie. Ponúka možnosť vypočuť si zaujímavé odborné prezentácie a získať nové poznatky, ako aj možnosť zapojiť sa do diskusie s kolegami, ktorí majú podobné problémy a skúsenosti v rámci odbornej praxe. Tradične inšpiratívna atmosféra a príjemné prostredie ponúka aktuálne témy, a zároveň možnosť odborníkom zapojiť sa aktívne do prípravy programu konferencie formou odborného príspevku.

Toto špeciálne číslo nášho Meteorologického časopisu ponúka výber článkov, z ktorých niektoré boli pripravené na základe tém vybraných z ostatného ročníka konferencie Ochrana ovzdušia 2019. Príspevky sú zamerané na oblasti, ktoré momentálne rezonujú v oblasti monitorovania a modelovania kvality ovzdušia, prípravy emisných inventúr a prípravy nových metodických postupov.

Veľmi zaujímavá je práca našich kolegov z SHMÚ na aktuálnej téme zlepšenia kvality ovzdušia ovplyvneného karanténymi opatreniami, ktoré boli v platnosti od polovice marca do konca mája. To, o čom novinári špekulovali a verejnosť tušila, bolo potrebné doložiť kvalifikovanými meraniami a hodnotením. Tieto merania jasne poukazujú na škodlivý vplyv cestnej dopravy na kvalitu ovzdušia v mestách.

Komplikovanou témou správneho nastavenia metodiky a validácie údajov vypočítaných modelom s vysokým rozlíšením sa zaoberajú kolegovia v ďalšom príspevku. Výsledky modelovania porovnávajú s údajmi z novej bilancie emisií domácností, uskutočnenej na základe rozsiahleho prieskumu domov s individuálnym kúrením prevažne na tuhé, kvapalné palivá a biomasu. Toto štatistické zisťovanie, popis spracovania údajov a výsledky sú námetom ďalšieho zaujímavého článku, ktorý odporúčam prečítať si. Znalosť vstupných údajov a parametrov je kľúčová pre presnosť emisných bilancií hlavne zo zdrojov znečistenia ovzdušia, ktoré je ťažké regulovať na celoštátnej úrovni.

Využitím nástrojov geografických informačných systémov na vhodné skombinovanie vrstiev s klimatickými parametrami, orografiou a emisiami PM₁₀ je možné odhadnúť citlivosť územia na zhoršenie kvality ovzdušia, o čom pojednáva ďalší z článkov tohto vydania.

Nesmieme zabudnúť ani na výnimočný príspevok kolegov z partnerského ČHMÚ, ktorý sa venuje problematike odpadov a presnosti stanovenia emisií z odpadového hospodárstva. Práve správne určenie vstupných údajov a problémy s ne-konzistentnosťou týchto údajov nachádzajúcich sa v rôznych databázach a registroch sťažuje prácu na príprave emisných bilancií.

Milí kolegovia, odborníci, čitatelia, dúfam že Vás toto číslo zaujme, inšpiruje a vyvolá ďalšie odborné otázky, či diskusiu a prispeje k skvalitneniu poznania oblasti ochrany ovzdušia na Slovensku

*Janka Szemesová
SHMÚ, Bratislava*

VPLYV OPATRENÍ NA ZAMEDZENIE ŠÍRENIA OCHORENIA COVID-19 NA KONCENTRÁCIE ZNEČISŤUJÚCICH LÁTKOK NA SLOVENSKU - ANALÝZA PRVÉHO MESIACA

JURAJ BEŇO, DUŠAN ŠTEFÁNIK

Slovenský hydrometeorologický ústav, Jeséniova 17, 833 15, Bratislava, Odbor Monitorovanie kvality ovzdušia

The aim of this article is to provide insight into the influence of protective measures applied by crisis command in order to reduce the spread of COVID-19 disease in the population on concentrations of pollutants in Slovakia. The pollutants investigated in this work (PM_{10} , NO_2 , NO_x) are those which are mainly influenced by changes in traffic intensities, as the impact of protective measures is, in the end, to reduce the mobility of people for a short period of time. Analyses were performed on hourly time series for the period of time before and after the measures came into effect. The comparative analysis was performed also for previous years. During the first month after protective measures came into effect the concentrations of NO_2 on 17 urban stations decreased in average by -24.5% ($-6 \mu g \cdot m^{-3}$), concentrations of NO_x on 19 urban stations decreased by -28.5% ($-13.5 \mu g \cdot m^{-3}$) and concentration of PM_{10} on 29 urban stations decreased by -8.5% ($-2.6 \mu g \cdot m^{-3}$) in all three cases in comparison with average of years 2010–2019. Calculated decreases are in good agreement with rough estimation assuming average meteorology in given period of time and reduction of emission rates from traffic by -60% (decrease of -27% for NO_x and -5% for PM_{10} emissions). Significant decrease was observed mainly for urban traffic stations in period of time between 6th and 20th hour. For Trnavské mýto station decrease of concentration in maximum reached -52% for NO_2 and -64% for NO_x in comparison with average of years 2010–2019.

Článok je zameraný na analýzu vplyvu opatrení na zamedzenie šírenia ochorenia COVID-19 na území Slovenska na koncentrácie znečisťujúcich látok v ovzduší. Analýza sa týka obdobia prvého mesiaca po zavedení opatrení od 13. 3. do 13. 4. 2020. Účelom aplikovaných opatrení bola najmä snaha o zredukovanie mobility populácie. Z tohto dôvodu bola pozornosť zameraná hlavne na znečisťujúce látky produkované v cestnej doprave – PM_{10} , NO_2 , NO_x . Analyzované boli hodinové časové rady dát pred a po zavedení opatrení, ako aj časové rady z predchádzajúcich rokov z meracích staníc na Slovensku. Počas prvého mesiaca opatrení, v porovnaní s desaťročným priemerom rokov 2010–2019 daného obdobia, koncentrácie NO_2 na 17 mestských staniaciach SHMÚ poklesli priemerne o $-24,5\%$ ($-6 \mu g \cdot m^{-3}$), koncentrácie NO_x na 19 mestských staniaciach poklesli priemerne o $-28,5\%$ ($-13,5 \mu g \cdot m^{-3}$) a koncentrácie PM_{10} na 29 mestských staniaciach klesli priemerne o $-8,5\%$ ($-2,6 \mu g \cdot m^{-3}$). Tieto poklesy koncentrácií sú v dobrej zhode s hrubým odhadom poklesu emisií v uvažovanom období voči predchádzajúcim rokom NO_x o -27% a PM_{10} o -5% (zodpovedá poklesu dopravy o -60%) za predpokladu priemerných rozptylových podmienok. Výrazný pokles koncentrácií v období po zavedení opatrení nastal hlavne na dopravných staniaciach v časoch medzi 6 a 20 hodinou, pričom v čase špičky boli na stanici Trnavské mýto v Bratislave maximálne poklesy až na úrovni -52% pre NO_2 a -64% pre NO_x oproti desaťročnému priemeru 2010–2019 daného obdobia.

Key words: air quality monitoring, COVID-19, protective measures, concentrations of pollutants in Slovakia, traffic intensity, PM_{10} , NO_2 , NO_x

ÚVOD

Motiváciou tejto práce je analýza vplyvu opatrení zavedených ústredným krízovým štáбом na zmiernenie dopadov šírenia ochorenia COVID-19 na koncentrácie znečisťujúcich látok v rámci územia SR. Zavedené ochranné opatrenia mali robustný charakter (uzavretie škôl, letísk, reštaurácií, barov, zákaz organizovania hromadných podujatí a veľa ďalších). Účelom ich zavedenia bolo najmä zníženie mobility obyvateľstva. Tieto opatrenia majú vplyv na využívanie motorových dopravných prostriedkov, a teda aj priamy vplyv na koncentrácie znečisťujúcich látok. Z tohto dôvodu sme sa zamerali najmä na vyhodnotenie vplyvu dopravy na namerané koncentrácie na mestských dopravných a pozdových staniaciach v rámci obdobia pred a po zavedení ochranných opatrení, ako aj na porovnanie koncentrácií s predchádzajúcimi rokmi pre príslušné časové obdobie.

V tejto práci budeme ako termín zavedenia ochranných opatrení považovať 13. 3. 2020, kedy vošli do platnosti najprísnejšie z nich, čo sa aj prejavilo na poklese celkovej mobility (Obr. 1). Mesiac pred zavedením opatrení sa považuje obdobie od 13. 2. 2020 do 12. 3. 2020. Mesiac po zavedení opatrení predstavuje obdobie od 13. 3. 2020 do 13. 4. 2020.

Z trendov naznačených na Obrázku 1 (dáta extrahované z Google report, podrobnejší popis metodiky sa dá nájsť v [1]) je zrejmé, že došlo k výraznej redukcii využívania verejnej dopravy, ako aj pohybu ľudí v blízkosti dopravných centier. Podobné trendy sa dajú očakávať aj pri využívaní individuálnej cestnej dopravy.

Znečisťujúce látky vybrané v tejto analýze sú tie, ktoré sú najviac ovplyvňované zmenami intenzít dopravy a ich koncentrácie sú monitorované na väčšom počte automatických monitorovacích staníc kvality ovzdušia

SHMÚ: PM_{10} , NO_2 , $NO_x (= NO + NO_2)$. Hlavným zdrojom produkcie NO_x v doprave sú chemické reakcie v spaľovacích motoroch pri vysokých teplotách. NO_x je emitovaný prevažne vo forme NO a v menšej miere v NO_2 . Obe látky sú vysoko reaktívne plyny, ktoré v časovej škále niekoľkých minút podliehajú chemickým premenám, preto je ich maximálny výskyt v okolí zdrojov, v tomto prípade v okolí ciest. Väčšina NO_2 vzniká sekundárnymi reakciami NO s ozónom a peroxidovými radikálmi [2]. Pevné častice sú produkované v rôznych veľkostných škálach (na automatických staniciach kvality ovzdušia SHMÚ monitorujeme dva typy: PM_{10} – častice s aerodynamickým priemerom menším ako $10 \mu m$ a $PM_{2,5}$ – častice s aerodynamickým priemerom menším ako $2,5 \mu m$). V rámci cestnej dopravy sú ich hlavným zdrojom naftové motory, avšak nezanedbateľným faktorom je aj resuspenzia usadenín pevných častíc na vozovke pri prejazde vozidla. Detailný mechanizmus produkcie a transportu týchto látok je popísaný napr. v [3]. Špecifikom emisií znečisťujúcich látok z cestnej dopravy sú týždenné a denné cykly, v ktorých sú produkované.

Veľmi výrazným faktorom ovplyvňujúcim výsledné namerané koncentrácie sú poveternostné podmienky (teplota, rýchlosť vetra, výskyt teplotných inverzií a mnoho ďalších), ktoré majú vplyv na množstvo a rozptyl vyprodukovaných znečisťujúcich látok, a teda aj vplyv na namerané koncentrácie. Zmeny v koncentráciách znečisťujúcich látok v dôsledku vplyvu poveternostných podmienok je veľmi náročné odfiltrovať a analyzovať, nakoľko ide o komplexne previazaný systém. V predloženej štúdii boli analyzované hodinové dáta z meracích staníc na Slovensku v správe SHMÚ za obdobie od začiatku roku 2010 až do polovice apríla 2020.

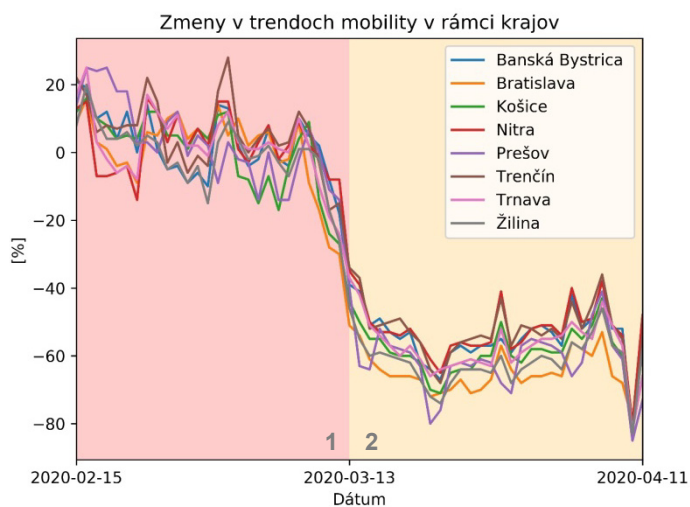
METEOROLOGICKÉ PARAMETRE

Pre charakteristiku rozptylovej situácie boli pre jednoduchosť študované základné meteorologické parametre teplota a rýchlosť vetra. Charakteristické podmienky, približne mesiac pred zavedením ochranných opatrení, sa vyznačujú zvýšenými priemernými dennými teplotami zhruba od začiatku februára spojenými s vyššou priemernou dennou rýchlosťou vetra v porovnaní s desaťročným priemerom 2010–2019, podľa ktorého porovnávame aj hodnoty koncentrácií znečisťujúcich látok analyzované ďalej v článku. Po dátume zavedenia ochranných opatrení je viditeľný pokles rýchlosti vetra, ktorá klesla pod 10-ročný priemer, ako aj mierny pokles teploty. Vybrané meteorologické ukazovatele sú platné pre Bratislavu a okolie. Podrobnejšia analýza dopravných cyklov bola zameraná na dopravnú stanicu v tejto oblasti. Uvedené charakteristiky naznačujú, že v tejto oblasti boli priaznivejšie rozptylové podmienky mesiac pred

zavedením opatrení ako mesiac po ich zavedení. Samozrejme, detailnejšia analýza rozptylových podmienok zahrňujúca spracovanie väčšieho počtu meteorologických parametrov pre väčší počet meracích bodov by bola potrebná. Cieľom tejto predbežnej analýzy je poukázať na trend vo vývoji počasia a odhadnúť jeho možný vplyv na namerané koncentrácie.

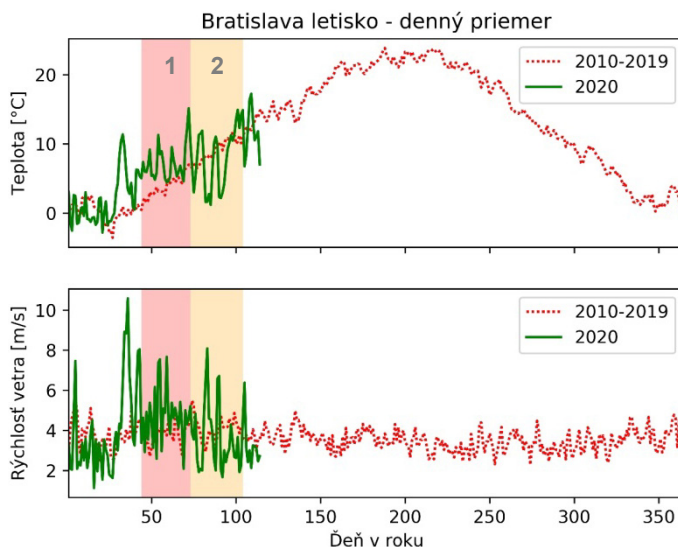
Obrázok 1. Trendy mobility pre vybrané vlakové stanice, autobusové stanice, mestskú dopravu. Pred zavedením opatrení (pozadie 1) a po zavedení opatrení (pozadie 2) [1].

Figure 1. Mobility trends for places like public transport such as subway, bus, and train stations. Before (background 1) and after (background 2) protective measures came to effect [1].



Obrázok 2. Variácie meteorologických parametrov (teplota - horný graf, rýchlosť vetra - spodný graf) počas roka 2020 a ich priemer počas rokov 2010 až 2019. Pozadie 1 ohraničuje obdobie mesiac pred zavedením ochranných opatrení a pozadie 2 mesiac po ich zavedení.

Figure 2. Variations in meteorological parameters (temperature - top panel, windspeed - bottom panel) during the year 2020 month before (background 1) and month after (background 2) the protective measures came into effect. Dashed line represents mean for years 2010–2019.



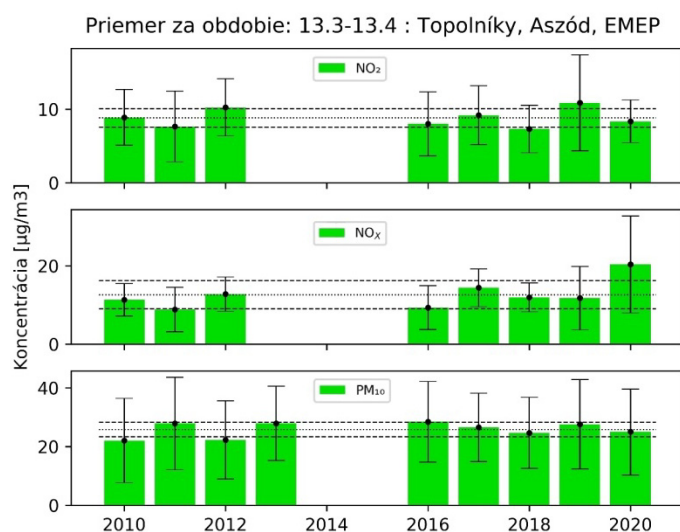
Tabuľka 1. Regionálne stanice - priemerné koncentrácie za obdobie 13.3. – 13.4. pre roky 2010–2019, rok 2019 a rok 2020. Posledné dva stĺpce predstavujú percentuálnu zmenu k príslušným referenčným rokom, vypočítanú ako (priemer 2020 – referenčný priemer)/referenčný priemer*100 %.

Table 1.
Regional background
stations - mean
concentrations for
the period of 13.3. – 13.4.,
years (2010–2019),
year 2019, year 2020.
Last two columns
represent percentage
change to the referred
year. Calculation:
(current – reference)/
reference*100%.

Názov stanice	Látka	Priemer			Zmena [%] 2020 k	
		2010–2019	2019	2020	(2010–2019)	2019
Chopok, EMEP	NO ₂	3,1	2,9	2,9	-6	0
Gánovce, Meteo. st.	NO ₂	8,5	9,9	9,3	9	-6
Kojšovská hoľa	NO ₂	3,0	4,4	4,0	33	-9
Starina, Vodná nádrž, EMEP	NO ₂	3,1	3,0	2,9	-6	-3
Stará Lesná, AÚ SAV, EMEP	NO ₂	4,3	4,7	4,4	2	-6
Topoľníky, Aszód, EMEP	NO ₂	8,9	10,9	8,4	-6	-23
Chopok, EMEP	NO _x	5,2	4,9	7,9	52	61
Gánovce, Meteo. st.	NO _x	12,8	13,8	13,8	8	0
Kojšovská hoľa	NO _x	4,8	5,5	4,6	-4	-16
Starina, Vodná nádrž, EMEP	NO _x	4,6	4,5	2,9	-37	-36
Stará Lesná, AÚ SAV, EMEP	NO _x	6,3	6,1	10,6	68	74
Topoľníky, Aszód, EMEP	NO _x	11,5	11,7	20,3	77	74
Kolonické sedlo	PM ₁₀	21,2	22,4	22,9	8	2
Stará Lesná, AÚ SAV, EMEP	PM ₁₀	16,7	17,5	17,4	4	-1
Topoľníky, Aszód, EMEP	PM ₁₀	25,9	27,6	25,0	-3	-9

Obrázok 3. Topoľníky - Priemerné koncentrácie NO₂, NO_x a PM₁₀ v období 13.3. až 13.4. pre roky 2010 až 2020 so smerodajnou odchýlkou. Bodkovaná čiara predstavuje priemer koncentrácií v rokoch 2010 až 2019. Čiarkované horizontálne čiary znázorňujú smerodajnú odchýlku k danému priemeru.

Figure 3. Topoľníky - Mean concentrations of NO₂, NO_x and PM₁₀ in the period 13.3. – 13.4. for years 2010–2020 with standard deviation. Dotted line represents mean for concentration for years 2010–2019. Dashed lines represent standard deviation of the given mean.



KONCENTRÁCIE ZNEČIŠŤUJÚCICH LÁTKOK NA REGIONÁLNYCH POZAĎOVÝCH STANICIACH

Regionálnymi pozaďovými stanicami nazývame tie, ktoré sú umiestnené v odľahlejších oblastiach bez prítomnosti výrazných zdrojov znečistenia v ich okolí. Ich úlohou je monitorovať pozaďové koncentrácie pre danú časť regiónu.

V rámci analýz koncentrácií z pozaďových regionálnych staníc boli spracované všetky dostupné dáta pre vybrané znečisťujúce látky. Cieľom bolo vyhodnotiť zmenu koncentrácií v porovnaní s predchádzajúcimi rokmi za

vybrané obdobie medzi 13.3. a 13.4. príslušného roku (Obr. 3, Tab. 1), ako aj ukázať trend vývoja koncentrácií od začiatku roka 2020 (Obr. 4). Na Obrázkoch 3 a 4 sú dáta z regionálnej pozaďovej stanice Topoľníky lokalizovanej západne od Dunajskej Stredy v nadmorskej výške 110 m.

Koncentrácie NO₂ a PM₁₀ v Topoľníkoch (Obr. 3) v roku 2020 nevykazujú významné odchýlky vzhľadom na porovnávaný priemer dát od roku 2010 po rok 2019 pre vybrané obdobie po zavedení opatrení. V prípade NO_x bol zaznamenaný výrazný nárast oproti priemeru. Výpadky dát pre niektoré roky sú spôsobené zmenami v technológii meracích staníc.

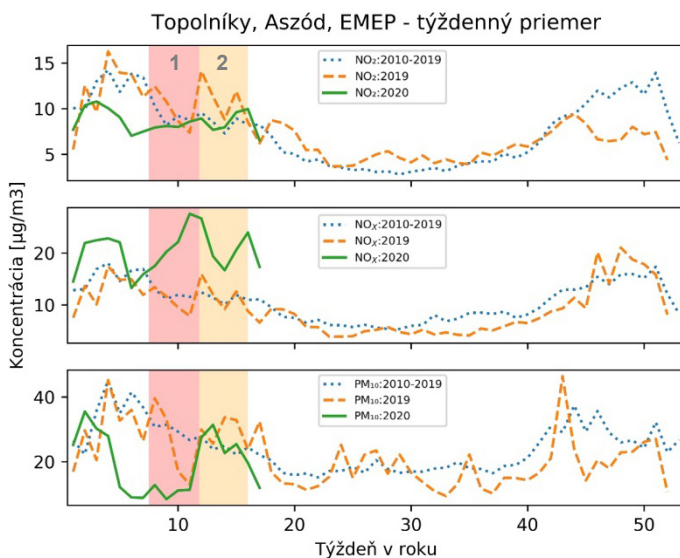
Z hľadiska vývoja časových radov koncentrácií grafy na Obrázku 4 ukazujú spoločný trend poklesu koncentrácií v roku 2020 vplyvom priaznivých rozptylových podmienok na začiatku februára s postupným priblížením sa k priemerným hodnotám v prípade PM₁₀ a NO₂ v čase zavedenia opatrení. Trend vývoja pre NO_x je podobný ako v predchádzajúcich prípadoch, ale so značne zvýšenými koncentraciami voči priemeru.

Zmeny vo vývoji koncentrácií (Tab. 1) v porovnaní s priemerom vybraného obdobia z predchádzajúcich rokov, ako aj v porovnaní s minulým rokom varujú medzi zápornými a kladnými hodnotami bez výraznejších náznakov spoločných trendov.

Koncentrácie PM₁₀ v uvažovanom období roku 2020 v porovnaní s priemerom 2010–2019 priemerne vzrástli o +3%, ale v porovnaní s rokom 2019 klesli o –3%. Koncentrácie NO₂ v uvažovanom období roku 2020 v porovnaní s priemerom 2010–2019 priemerne vzrástli o +4%, ale v porovnaní s rokom 2019 poklesli o –8%. Koncentrácie NO_x v uvažovanom období roku 2020 v porovnaní s priemerom 2010–2019 vzrástli o +27% a v porovnaní s rokom 2019 o +26%. Výraznejší nárast koncentrácií NO_x na troch regionálnych pozaďových stanicach, pri súčasnom znížení NO₂ je predmetom ďalšieho štúdia nad rámec predloženej publikácie.

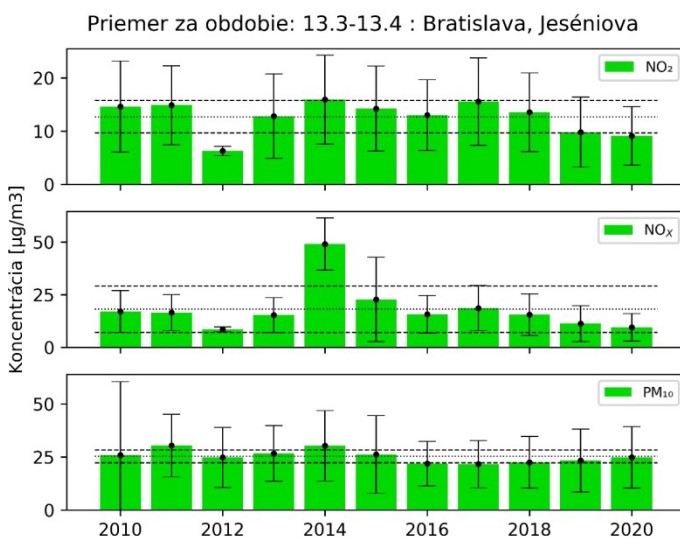
Obrázok 4. Topolníky - Porovnanie týždenných priemerných koncentrácií pre rok 2020, rok 2019 a priemeru z obdobia od roku 2010 po 2019. Mesiac pred (pozadie 1) a mesiac po (pozadie 2) zavedení ochranných opatrení.

Figure 4. Topolníky - Comparison of weekly means for year 2020, year 2019 and years 2010–2019. Background 1 - month before, background 2 - month after protective actions came into effect.



Obrázok 5. Bratislava, Jeséniova - Priemerné koncentrácie NO_2 , NO_x a PM_{10} v období 13.3. až 13.4. pre roky 2010 až 2020 so smerodajnou odchýlkou. Bodkovaná čiara predstavuje priemer koncentrácií v rokoch 2010 až 2019. Čiarkované horizontálne čiary znázorňujú smerodajnú odchýlku k danému priemeru.

Figure 5. Bratislava, Jeséniova - Mean concentrations NO_2 , NO_x and PM_{10} in period 13.3. – 13.4. for years 2010–2020 with standard deviation. Dotted line represents mean for concentration for years 2010–2019. Dashed line represents standard deviation of given mean.



KONCENTRÁCIE ZNEČIŠŤUJÚCICH LÁTKOK NA MESTSKÝCH POZAĎOVÝCH STANICIACH

Mestské pozaďové stanice sú stanice umiestnené v okrajových častiach miest a na predmestiach, vo väčšej vzdialenosti od centrálnych dopravných uzlov a iných, silnejších zdrojov znečistenia.

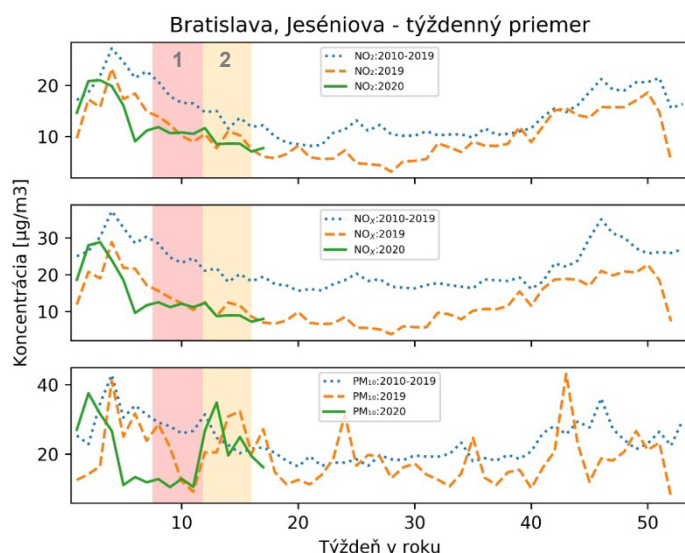
V rámci tejto kapitoly boli analyzované koncentrácie z mestských a predmestských pozaďových staníc. Spracované boli všetky dostupné dáta pre vybrané znečisťujúce látky. Cieľom, tak ako aj v prípade regionálnych pozaďových staníc, bolo vyhodnotiť zmenu koncentrácií v porovnaní s predchádzajúcimi rokmi za obdobie medzi 13.3. a 13.4. príslušného roku (Obr. 5, Tab. 2) a ukázať trend vývoja koncentrácií od začiatku roka 2020 (Obr. 6) v porovnaní s predchádzajúcimi rokmi. Ako vzorová stanica bola vybraná stanica Jeséniova v Bratislave, lokalizovaná v areáli SHMÚ na Kolibe, v nadmorskej výške 283 m.

Priemerné koncentrácie NO_2 a NO_x v roku 2020 na Obrázku 5 sú výrazne nižšie oproti 10-ročnému priemeru 2010–2019 a sú aj nižšie v porovnaní s predchádzajúcimi rokmi. Priemerné koncentrácie PM_{10} sú v roku 2020 na úrovni priemeru 2010–2019.

Trendy priebehu koncentrácií v roku 2020 na Obrázku 6 majú klesajúci charakter od konca januára pre všetky látky. V prípade PM_{10} dochádza k prudkému nárastu koncentrácií a priblíženiu sa k priemeru krátko pred zavedením ochranných opatrení. Situácia je odlišná pre NO_2 a NO_x , kde nedochádza k návratu k priemerným hodnotám, ale trend vývoja pokračuje v mierne klesajúcej fáze. V prípade koncentrácií PM_{10} sa zrejme prejavil silný cezhraničný prenos v závere 13. týždňa. Pôvod prašnosti bol pravdepodobne v oblastiach púšte Karakum a v okolí Kaspického mora [3].

Zmeny koncentrácií pre mestské pozaďové stanice (Tab. 2.) v porovnaní s 10-ročným priemerom a predchádzajúcim rokom vykazujú jednoznačný pokles pre NO_x a NO_2 vo všetkých pozorovaných prípadoch. Zmeny koncentrácií NO_2 voči 10-ročnému priemeru sa pohybujú v rozmedzí od –7 do –34 % s priemerom pre všetky stanice na úrovni –25 %. Zmeny koncentrácií NO_x voči 10-ročnému priemeru sú výraznejšie od –8 až po –53 %, s priemerom na úrovni –32 %. Pozorované trendy sú menej výrazné pri porovnaní s rokom 2019, kde priemerný pokles zo všetkých staníc pre NO_2 je na úrovni –19 % a pre NO_x –21 %.

V prípade PM_{10} sa zmeny pohybujú v rozmedzí od –32 do +25 % v porovnaní s 10-ročným priemerom. Koncentrácie PM_{10} v uvažovanom období roku 2020 v porovnaní s priemerom 2010–2019 priemerne kleslo –5 % a v porovnaní s rokom 2019 vzrástli o +8 %.



Obrázok 6.
Bratislava, Jeséniova - Porovnanie
týždenných priemerných koncentrácií
pre rok 2020, rok 2019 a priemeru
z obdobia od roku 2010 po 2019.
Mesiac pred (pozadie 1) a mesiac
po (pozadie 2) zavedení ochranných
opatrení.

Figure 6.
Bratislava, Jeséniova - Comparison
of weekly means for year 2020,
year 2019 and years 2010 – 2019.
Background 1 - month before,
background 2 - month after
protective actions came into effect.

Tabuľka 2. Mestské a predmestské pozad'ové stanice - priemerné koncentrácie za obdobie 13.3. – 13.4. pre roky 2010 – 2019, rok 2019 a rok 2020. Posledné dva stĺpce predstavujú percentuálnu zmenu k príslušným referenčným rokom, vypočítanú ako (priemer 2020 – referenčný priemer)/referenčný priemer x 100 %.

Table 2. Urban background stations - mean concentrations for period of 13.3. – 13.4., years (2010 – 2019), year 2019, year 2020. Last two columns represent percentage change to the referred year. Calculation: (current – reference)/reference x 100%.

Názov stanice	Látka	Priemer			Zmena [%] 2020 k	
		2010 – 2019	2019	2020	(2010 – 2019)	2019
Banská Bystrica, Zelená	NO ₂	8,5	8,0	6,1	-28	-24
Bratislava, Jeséniova	NO ₂	13,8	9,8	9,1	-34	-7
Bratislava, Mamateyova	NO ₂	26,9	23,8	19,4	-28	-18
Humenné, Nám. slobody	NO ₂	10,6	9,8	7,8	-26	-20
Jelšava, Jesenského	NO ₂	8,3	9,7	7,7	-7	-21
Nitra, Janíkovce	NO ₂	13,1	12,6	10,1	-23	-20
Prievidza, Malonecpalská	NO ₂	17,4	17,1	13,0	-25	-24
Ružomberok, Riadok	NO ₂	21,3	18,6	17,1	-20	-8
Žilina, Obežná	NO ₂	24,0	22,9	15,9	-34	-31
Banská Bystrica, Zelená	NO _x	12,5	10,2	6,3	-50	-38
Bratislava, Jeséniova	NO _x	19,9	11,2	9,4	-53	-16
Bratislava, Mamateyova	NO _x	40,0	30,6	26,7	-33	-13
Humenné, Nám. slobody	NO _x	13,3	12,3	9,5	-29	-23
Jelšava, Jesenského	NO _x	12,0	11,9	11,0	-8	-8
Nitra, Janíkovce	NO _x	16,1	16,9	11,3	-30	-33
Prievidza, Malonecpalská	NO _x	27,4	26,1	19,3	-30	-26
Ružomberok, Riadok	NO _x	36,3	28,9	24,4	-33	-16
Žilina, Obežná	NO _x	37,4	32,9	27,9	-25	-15
Banská Bystrica, Zelená	PM ₁₀	18,7	17,4	19,7	5	13
Bratislava, Jeséniova	PM ₁₀	25,4	23,3	24,8	-2	6
Bratislava, Kamenné nám.	PM ₁₀	24,5	26,4	27,4	12	4
Bratislava, Mamateyova	PM ₁₀	28,6	25,7	25,6	-10	0
Bystričany, Rozvodňa SSE	PM ₁₀	28,4	22,9	26,8	-6	17
Handlová, Morovianska cesta	PM ₁₀	26,9	21,6	33,5	25	55
Hnúšťa, Hlavná	PM ₁₀	26,2	22,0	21,1	-19	-4
Humenné, Nám. slobody	PM ₁₀	27,0	26,4	27,5	2	4
Jelšava, Jesenského	PM ₁₀	32,4	30,3	35,7	10	18
Košice, Amurská	PM ₁₀	26,9	26,2	27,1	1	3
Nitra, Janíkovce	PM ₁₀	29,5	25,6	28,0	-5	9
Prievidza, Malonecpalská	PM ₁₀	28,4	22,9	21,5	-24	-6
Ružomberok, Riadok	PM ₁₀	34,9	25,7	33,0	-5	28
Strážske, Mierová	PM ₁₀	28,2	25,7	25,2	-11	-2
Vranov nad Top., M.R.Štefánika	PM ₁₀	28,6	24,3	19,4	-32	-20
Zvolen, J. Alexyho	PM ₁₀	22,8	21,6	21,9	-4	1
Žiar nad Hronom, Jilemnického	PM ₁₀	20,7	18,7	18,3	-12	-2
Žilina, Obežná	PM ₁₀	34,7	23,3	29,3	-16	26

MESTSKÉ DOPRAVNÉ STANICE

Mestské dopravné stanice sú umiestňované v blízkosti dopravných uzlov. Ich cieľom je monitorovanie kvality ovzdušia v oblastiach so zvýšenou záťažou z cestnej dopravy.

Vývoj koncentrácií v mestských dopravných staniach bol analyzovaný na troch miestach SR. Pre západné Slovensko bola vybraná dopravná stanica na Trnavskom mýte, lokalizovaná v najzaťaženejšej časti Bratislavy na križovatke Vajnorskej a Šancovej ulice. V rámci stredného Slovenska bola vybraná dopravná stanica v Banskej Bystrici na Štefánikovom nábreží. Pre východné Slovensko bola vybraná stanica Košice, Štefánikova neďaleko kruhového objazdu v centre mesta. Na Obrázkoch 7 až 9 je vykreslený vývoj koncentrácií na uvažovaných staniach. Vo všetkých troch prípadoch je viditeľný klesajúci trend v období po zavedení ochranných opatrení, s najvýraznejším poklesom pre stanicu Košice, Štefánikova.

Na stanici Trnavské mýto je evidentný strmý pokles koncentrácií všetkých analyzovaných znečisťujúcich látok

na začiatku februára s konštantným trendom v ďalšom období pre NO_2 a NO_x . Koncentrácie PM_{10} sa približujú k priemernej hodnote tesne pred zavedením opatrení.

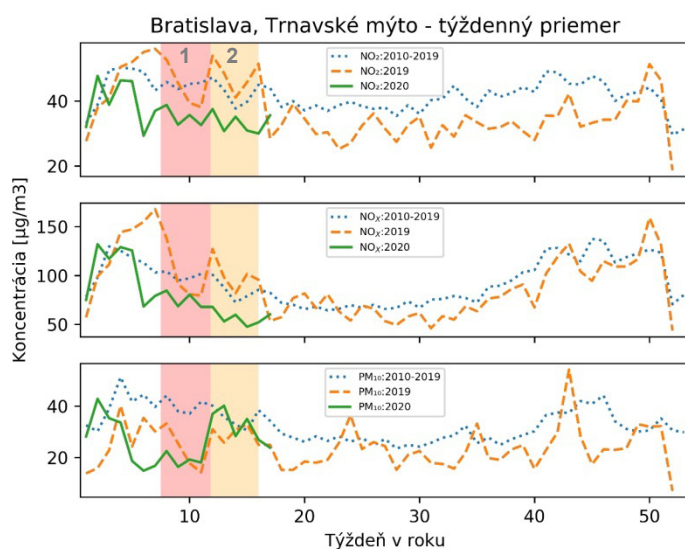
Zmeny koncentrácií pre mestské dopravné stanice (Tab. 3) v porovnaní s 10-ročným priemerom a predchádzajúcim rokom ukazujú výrazný pokles pre NO_x a NO_2 vo všetkých pozorovaných prípadoch (okrem merania NO_x na stanici Malacky). Aj v porovnaní s predchádzajúcim rokom je stále evidentný pokles pre NO_x a NO_2 . Koncentrácie PM_{10} v uvažovanom období roku 2020 v porovnaní s priemerom 2010–2019 priemerne klesli o –14 % a v porovnaní s rokom 2019 vzrástli o +1 %.

Zmeny koncentrácií NO_2 voči 10-ročnému priemeru sa pohybujú od –6 do –41 % s priemerom pre všetky stanice na úrovni –24 %. Zmeny koncentrácií NO_x voči 10-ročnému priemeru sú výraznejšie od +29 až po –53 %, s priemerom na úrovni –25 %. Pozorované trendy sú menej výrazné pri porovnaní s rokom 2019, kde priemerný pokles zo všetkých staníc pre NO_2 je na úrovni –23 % a pre NO_x –21 %.

Tabuľka 3. Mestské dopravné stanice - priemerné koncentrácie za obdobie 13.3. – 13.4. pre roky 2010–2019, rok 2019 a rok 2020. Posledné dva stĺpce predstavujú percentuálnu zmenu k príslušným referenčným rokom, vypočítanú ako (priemer 2020 – referenčný priemer)/referenčný priemer x 100 %.

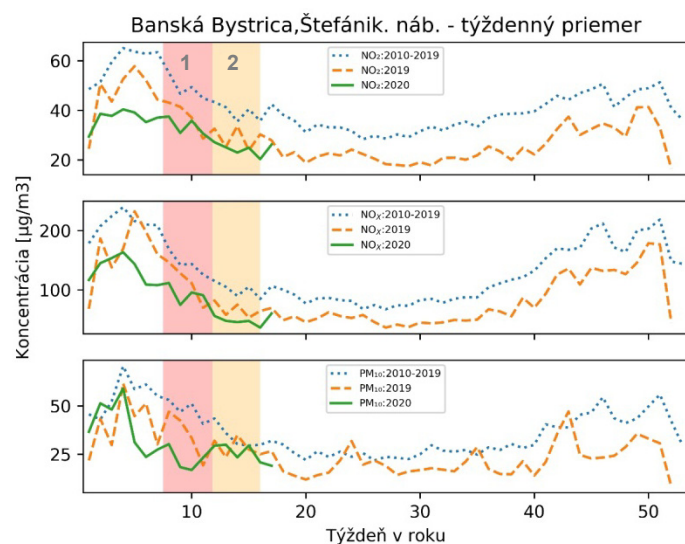
Table 3. Urban traffic stations - mean concentrations for period of 13.3. – 13.4., years (2010–2019), year 2019, year 2020. Last two columns represent percentage change to the referred year. Calculation: (current – reference)/reference x 100%.

Názov stanice	Látka	Priemer			Zmena [%] 2020 k	
		2010–2019	2019	2020	(2010–2019)	2019
Banská Bystrica, Štefánik. náb.	NO_2	39,7	30,3	24,4	-39	-19
Bratislava, Trnavské mýto	NO_2	43,2	47,1	32,3	-25	-31
Košice, Štefánikova	NO_2	36,4	31,3	21,6	-41	-31
Krompachy, SNP	NO_2	14,9	19,5	14,0	-6	-28
Malacky, Mierové námestie	NO_2	25,3	23,0	19,8	-22	-14
Martin, Jesenského	NO_2	29,9	26,2	20,4	-32	-22
Nitra, Štúrova	NO_2	33,4	31,3	25,8	-23	-18
Prešov, arm. gen. L. Svobodu	NO_2	39,7	45,8	34,4	-13	-25
Trenčín, Hasičská	NO_2	28,9	27,6	23,6	-18	-14
Trnava, Kollárova	NO_2	35,3	36,0	27,8	-21	-23
Banská Bystrica, Štefánik. náb.	NO_x	103,4	71,9	48,5	-53	-33
Bratislava, Trnavské mýto	NO_x	89,8	101,5	55,0	-39	-46
Košice, Štefánikova	NO_x	73,3	57,5	40,2	-45	-30
Krompachy, SNP	NO_x	26,3	32,5	23,1	-12	-29
Malacky, Mierové námestie	NO_x	47,0	42,3	60,5	29	43
Martin, Jesenského	NO_x	57,2	50,6	37,6	-34	-26
Nitra, Štúrova	NO_x	60,9	55,6	45,5	-25	-18
Prešov, arm. gen. L. Svobodu	NO_x	94,3	112,3	83,0	-12	-26
Trenčín, Hasičská	NO_x	53,2	47,7	37,6	-29	-21
Trnava, Kollárova	NO_x	79,3	75,4	54,9	-31	-27
Banská Bystrica, Štefánik. náb.	PM_{10}	35,5	28,9	26,7	-25	-8
Bratislava, Trnavské mýto	PM_{10}	35,5	27,9	32,8	-8	18
Košice, Štefánikova	PM_{10}	39,0	35,7	30,6	-22	-14
Krompachy, SNP	PM_{10}	34,6	28,0	28,5	-18	2
Malacky, Mierové námestie	PM_{10}	28,3	29,7	25,7	-9	-13
Martin, Jesenského	PM_{10}	31,6	27,5	26,5	-16	-4
Nitra, Štúrova	PM_{10}	31,7	27,2	29,2	-8	7
Prešov, arm. gen. L. Svobodu	PM_{10}	35,9	30,0	31,6	-12	5
Senica, Hviezdoslavova	PM_{10}	31,7	25,9	27,4	-14	6
Trenčín, Hasičská	PM_{10}	35,3	28,6	28,8	-18	1
Trnava, Kollárova	PM_{10}	32,5	27,3	30,1	-7	10



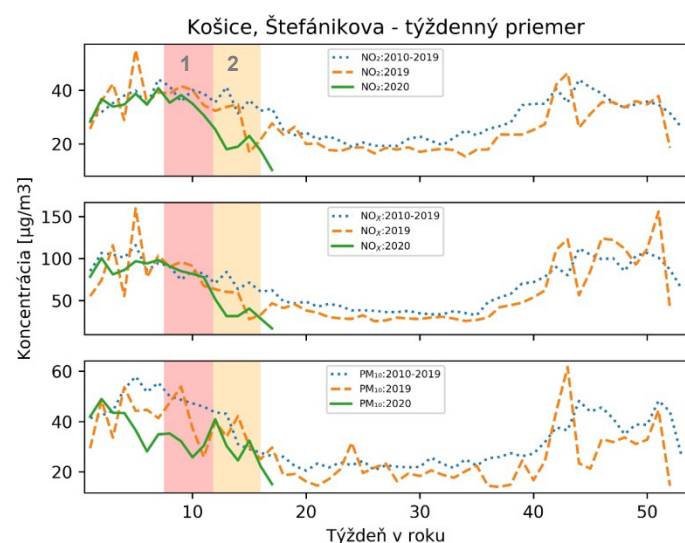
Obrázok 7.
Bratislava, Trnavské mýto -
Porovnanie týždenných priemerných
koncentrácií pre rok 2020, rok 2019
a priemeru z obdobia 2010–2019.
Mesiac pred (pozadie 1) a mesiac
po (pozadie 2) zavedení ochranných
opatrení.

Figure 7.
Bratislava, Trnavské mýto -
Comparison of weekly means for year
2020, year 2019 and years 2010 – 2019.
Background 1 - month before,
background 2 - month after
protective actions came into effect.



Obrázok 8.
Banská Bystrica, Štefánikovo nábrežie -
Porovnanie týždenných priemerných
koncentrácií pre rok 2020, rok 2019
a priemeru z obdobia 2010–2019.
Mesiac pred (pozadie 1) a mesiac
po (pozadie 2) zavedení ochranných
opatrení.

Figure 8.
Banská Bystrica, Štefánikovo nábrežie -
Comparison of weekly means for year
2020, year 2019 and years 2010 – 2019.
Background 1 - month before,
background 2 - month after
protective actions came into effect.



Obrázok 9.
Košice, Štefánikova -
Porovnanie týždenných priemerných
koncentrácií pre rok 2020, rok 2019
a priemeru z obdobia 2010–2019.
Mesiac pred (pozadie 1) a mesiac
po (pozadie 2) zavedení ochranných
opatrení.

Figure 9.
Košice, Štefánikova -
Comparison of weekly means for year
2020, year 2019 and 2010 – 2019.
Background 1 - month before,
background 2 - month after protective
actions came into effect.

DETAILNEJŠIA ANALÝZA – DOPRAVNÁ STANICA

Na zachytenie periodických cyklov v doprave (ranná a večerná špička, pracovný týždeň a víkend), boli dáta príslušným spôsobom filtrované pre jednotlivé dni v týždni a hodiny počas dňa. Ako modelová bola vybraná dopravná stanica Trnavské mýto, nakoľko namerané koncentrácie na nej majú výrazný denný a týždenný cyklus.

Na Obrázku 10 sú zobrazené charakteristické priebehy koncentrácií pre jeden ukázkový pracovný deň (streda) na stanici Trnavské mýto. Na Obrázku 11 sú tieto priebehy spriemerované pre celý pracovný týždeň. V grafoch pre NO_2 a NO_x sú dobre viditeľné charakteristické maximá pre rannú a poobednú zhustenú cestnú premávku. Pri porovnaní dát z aktuálneho roku s minulými je vidieť, že k najvýraznejšej zmene dochádza v oblasti hlavne medzi 6. a 20. h s tým, že v nočných hodinách sa koncentrácie približujú k priemeru. V prípade NO_2 pre hodiny poobednej špičky vzniká pokles koncentrácií až na úrovni približne 50 %, pre NO_x je tento pokles ešte výraznejší na úrovni 60 % v porovnaní s priemerom rokov 2010–2019. Koncentrácie oboch látok sa približujú k 10-ročnému priemeru počas nočnej premávky. Tieto trendy sú badateľné aj pri porovnaní koncentrácií s obdobím pred zavedením ochranných opatrení, ako aj v porovnaní s 10-ročným priemerom (Obr. 11).

Pri pohľade na priebeh koncentrácií PM_{10} na Obrázku 11 vidíme, že koncentrácie po zavedení opatrení sú počas celého 24-hodinového priebehu na vyššej úrovni ako pred zavedením opatrení, ale v oboch prípadoch sú hodnoty nižšie ako priemer predchádzajúcich rokov.

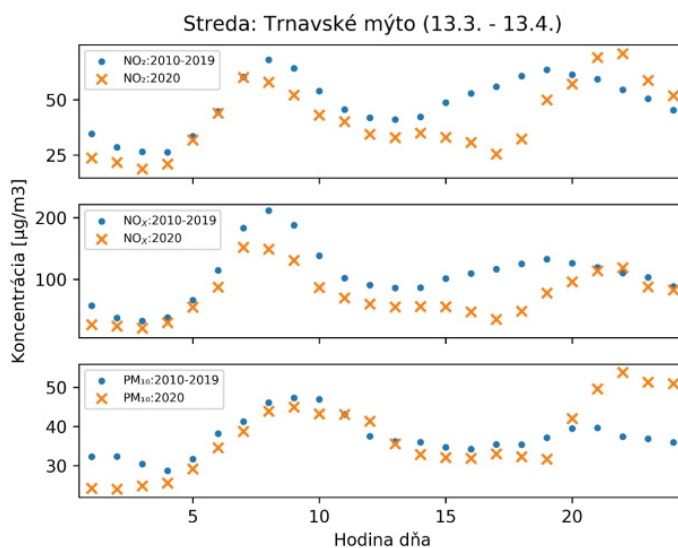
ZÁVER

Cieľom analýzy bolo porovnanie vývoja koncentrácií znečisťujúcich látok v období mesiac pred a mesiac po zavedení ochranných opatrení, ako aj porovnanie koncentrácií s predchádzajúcimi rokmi.

Počas prvého mesiaca (13.3. – 13.4.2020) platnosti prísnych opatrení kvôli zamedzeniu šírenia ochorenia COVID-19 poklesli koncentrácie NO_2 na 17 mestských staniciach SHMÚ oproti desaťročnému priemeru 2010–2019 daného obdobia priemerne o –24,5 % ($-6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Najväčší pokles –41 % bol zaznamenaný na stanici Košice, Štefániková. Najnižší pokles –6 % na stanici Krompachy, SNP. Koncentrácie NO_x na 19 staniciach SHMÚ oproti desaťročnému priemeru 2010–2019 daného obdobia poklesli priemerne o –28,5 % ($-13,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Najväčší pokles –53 % bol zaznamenaný na stanici Banská Bystrica, Štefánik. náb. Najväčší nárast +29 % na stanici Malacky, Mierové námestie (jediná mestská stanica s nárastom). V prípade PM_{10} bol zaznamenaný miernejší pokles

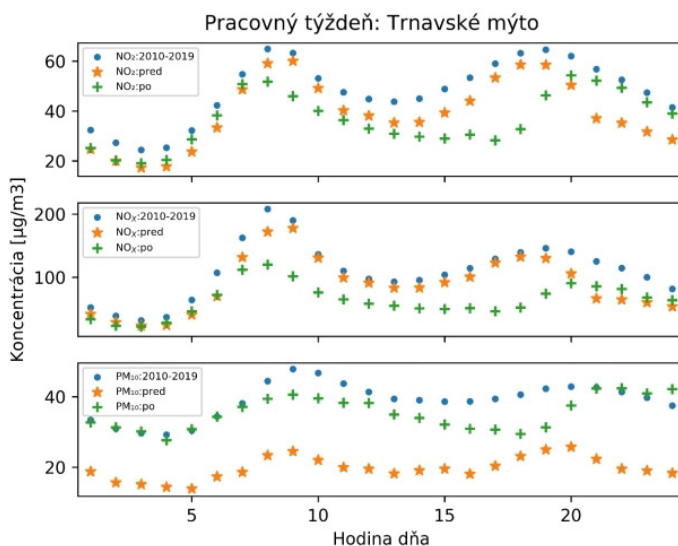
Obrázok 10. Bratislava, Trnavské mýto - priemerné hodinové koncentrácie na stanici pre všetky stredy za sledované obdobie 13.3. – 13.4. pre vybrané roky.

Figure 10. Bratislava, Trnavské mýto - hourly mean of concentrations for all Wednesdays for period of 13.3. – 13.4. for all selected years.



Obrázok 11. Bratislava, Trnavské mýto - priemerné hodinové koncentrácie na stanici pre celý pracovný týždeň za obdobie: 13.2. – 13.4. pre roky 2010 – 2019; pred (13.2. – 12.3.2020) a po (13.3. – 13.4.2020) zavedení ochranných opatrení.

Figure 11. Bratislava, Trnavské mýto - hourly mean of concentrations for work week for period of: 13.3. – 13.4. for years 2010 – 2019; before (13.2. – 12.3.2020) and after (13.3. – 13.4.2020) protective actions came into effect.



koncentrácií. Koncentrácie PM_{10} na 29 staniciach SHMÚ oproti desaťročnému priemeru 2010–2019 daného obdobia klesli priemerne o –8,5 % ($-2,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Najväčší pokles –32 % bol zaznamenaný na stanici Vranov nad Topľou, M. R. Štefánika. Najväčší nárast +25 % na stanici Handlová, Morovianska cesta.

Ako bolo predpokladané, výraznejší pokles koncentrácií NO_x a NO_2 oproti priemeru sledovaného obdobia 2010–2019 bol zaznamenaný takmer na všetkých mestských pozadových a dopravných staniciach. Analýza dát z regionálnych pozadových staníc neukázala významný trend poklesu koncentrácií oproti priemeru sledovaného obdobia 2010–2019. Pokles koncentrácií NO_x a NO_2 v oblasti miest by mohli v uvažovanom období spôsobiť dva faktory – priaznivé rozptylové podmienky alebo pokles emisií v dôsledku uvažovaných opatrení, najmä v doprave a v menšej miere v priemysle. Predpokladáme, že rozptylové podmienky boli v uvažovanom období roku 2020 skôr priemerné až mierne podpriemerné oproti priemeru 2010–2019. Usudzujeme to na základe nasledovných faktov: a) počas uvažovaného obdobia boli na území Slovenska pozorované časté prieniky studeného arktického vzduchu, b) koncentrácie na pozadových staniciach (ďaleko od zdrojov) nevykazovali výrazný pokles c) z porovnania priemernej teploty a rýchlosti vetra na meteorologických staniciach vidíme, že tieto dva parametre boli skôr priemerné až podpriemerné (Obr. 2 pre stanicu Bratislava-letisko, ale podobné priebehy vykazuje väčšina meteorologických staníc). Z týchto dôvodov sa dá usúdiť, že uvedené poklesy koncentrácií NO_x a NO_2 v oblasti miest voči priemeru 2010–2019, boli spôsobené najmä poklesom emisií. V správe SHMÚ [4] sa uvádza, že najvýraznejším zdrojom emisií NO_x je doprava – takmer 45 %, ďalej nasleduje priemysel, sektor obchodu a služieb, poľnohospodárstvo a domácnosti. V uvažovanom období pri porovnaní s priemerom 2010–2019 zrejme mierne poklesli emisie zo sektoru priemysel a obchod a služby, zatiaľ čo mierny nárast možno predpokladať zo sektoru domácnosti (častejší pobyt doma, nižšie teploty). Emisie z poľnohospodárstva by mali ostať na približne rovnakej úrovni. Pre jednoduchosť je možné predpokladať, že celkovo bol pokles emisií spôsobený len poklesom emisií z dopravy, ktoré by podľa reportu [1] mohli poklesnúť o –60 %. Potom hrubý odhad pre celkový pokles emisií NO_x v uvažovanom období by bol na úrovni –27 % ($-0,6 \times 0,45 \times 100\%$). Toto číslo sa celkom dobre zhoduje s celkovým priemerným poklesom NO_x na všetkých mestských a predmestských staniciach na Slovensku rovným –28,5 %. Poznamenajme, že by boli potrebné detailnejšie analýzy vplyvu rozptylových podmienok a zníženia emisií, avšak oboje – kvantifikácia vplyvu rozptylových podmienok na koncentrácie a detailná, priestorová a časová znalosť emisií, sú v súčasnom stave poznania zaťažené priveľkými neistotami.

Pre PM_{10} je situácia komplikovanejšia. Tieto koncentrácie sú viac ovplyvnené cezhraničným prenosom¹ a najvýznamnejším zdrojom ich emisií sú lokálne kúreniská – vyše 60 %, nasleduje poľnohospodárstvo, doprava (okolo 9 %) a priemysel [4]. Rovnako ako v prípade NO_x sa dá predpokladať, že mierne zvýšenie emisií z lokálnych kúrenísk oproti priemeru 2010–2019 sa vykompenzuje s miernym poklesom emisií z priemyslu, obchodu a slu-

žieb. Odhad celkového poklesu emisií je daný 60 % znížením emisií z dopravy, čo predstavuje približne –5,4 % ($0,6 \times 0,09 \times 100\%$) poklesu celkových emisií PM_{10} na Slovensku. Treba spomenúť, že výpočet resuspenzie pevných častíc z vozovky pri prejazde vozidla spôsobuje, že emisie PM_{10} z dopravy sú určené s veľkou nepresnosťou. Pri predpoklade priemerných rozptylových podmienok v uvažovanom období s porovnaním rokov 2010–2019, môžeme povedať, že trend poklesu koncentrácií PM_{10} o –8,5 % na všetkých mestských staniciach bol spôsobený najmä poklesom emisií z dopravy. Poznamenajme, že tento pokles je len –5 % pre mestské a predmestské stanice a až –14 % pre mestské dopravné stanice. Pre tri regionálne pozadové stanice bol zaznamenaný dokonca priemerný nárast koncentrácií o +3 %.

Z analýzy priebehu koncentrácií na stanici Trnavské mýto v Bratislave a meteorologických parametrov na stanici Bratislava-letisko vidíme, že od začiatku februára, vplyvom priaznivých rozptylových podmienok, koncentrácie všetkých vybraných znečisťujúcich látok klesali. V prípade NO_x a NO_2 trend poklesu koncentrácií pokračuje naďalej aj po zavedení ochranných opatrení, napriek zhoršeniu rozptylových podmienok, v porovnaní s predchádzajúcim obdobím. V prípade pevných častíc PM_{10} dochádza k nárastu koncentrácií voči obdobiu pred prijatými opatreniami, čo je zrejme spôsobené najmä dominantným príspevkom lokálnych kúrenísk v práve prebiehajúcej vykurovacej sezóne v kombinácii s meteorologickými podmienkami.

Analýza denného priebehu koncentrácií NO_x a NO_2 na dopravných staniciach ukázala, že výrazný pokles koncentrácií v období po zavedení opatrení nastal hlavne v časoch medzi 6. a 20. hodinou, pričom maximálne poklesy (až na úrovni –52 % pre NO_2 a –64 % pre NO_x na stanici Trnavské mýto v porovnaní s 10-ročným priemerom) boli zaznamenané práve v hodinách dopravnej špičky. Koncentrácie oboch látok sa približujú k desaťročnému priemeru počas nočnej premávky.

Treba podotknúť, že v prípade analýzy porovnania vývoja koncentrácií znečisťujúcich látok v období mesiac pred a mesiac po zavedení ochranných opatrení, treba zvážiť tri faktory. Okrem analýz rozptylových podmienok a poklesu emisií, ktoré boli nevyhnutné pri porovnaní poklesu koncentrácií oproti priemerným hodnotám rokov 2010–2019 za sledované obdobie, v tomto prípade je ešte nutné vziať do úvahy vplyv prirodzeného poklesu koncentrácií s prechodom zo zimného obdobia do jarného, ktorý nastáva každým rokom. Avšak tento prirodzený pokles nie je ničím iným, ako systematickým zlepšovaním sa rozptylových podmienok s narastajúcou priemernou dennou teplotou. Preto pri tomto druhu analýzy je pre posúdenie vplyvu zníženia emisií na kvalitu ovzdušia veľmi dôležité poznať presný vzťah medzi koncentraciami a rozptylovými podmienkami. Takýto vzťah, ktorý by sme získali iba na základe nameraných meteorologických údajov a koncentrácií, je však zaťažený veľkými neistotami. Preto treba skúmať vzťahy medzi koncentraciami a rozptylovými podmienkami pomocou stále vyvíjajúcich sa a zlepšujúcich sa chemicko-transportných modelov, čo je už téma nad rámec predloženej publikácie.

¹ Výrazný cezhraničný prenos bol pozorovaný na začiatku opatrení, v závere 13. týždňa s pravdepodobným pôvodom prašnosti v oblastiach púšte Karakum a v okolí Kaspického mora [3].

LITERATÚRA

- [1] Google reoport, trends in mobility - <https://www.google.com/covid19/mobility/>, posledný prístup dňa 27.4.2020.
- [2] Kurtenbach, R.–Kleffmann, J.–Niedojadlo, A.–Wiesen, P., 2012, Primary NO₂ emissions and their impact on air quality in traffic environments in Germany, *Environmental Sciences Europe*, June 2012.
- [3] Very **high** values of dangerous Particulate Matter (#PM10) air pollutants across Europe this weekend, <https://www.severe-weather.eu/mcd/high-values-pm10-air-pollutants-europe-mk/>, posledný prístup 27.4.2020.
- [4] SHMÚ, 2018, Správa o kvalite ovzdušia v Slovenskej republike 2018, dostupné: <http://www.shmu.sk/sk/?page=997>, posledný prístup 1.4.2020.

COMPARISON OF DIFFERENT DATA SOURCES OF LANDFILLED WASTE FOR CZECH REPUBLIC GHG INVENTORY SYSTEM

RISTO SAARIKIVI

Czech Hydrometeorological Institute, Prague, ristojuhana.saarikivi@chmi.cz

The Czech Republic as a Party of the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) has obligation to report GHG emissions annually. Research compares different waste landfill data sources and their effect on GHG emissions for Common Reporting Format (CRF) category 5.A.1 – Managed Waste Disposal Sites. Research is looking at the three trends, if their difference is increasing or decreasing, and if one of them has sudden high peak when another one is steady. The scope of the time series is 2010 – 2018.

Česká republika jako člen Rámcové úmluvy OSN po změně klimatu (UNFCCC) má povinnost každoročně vykazovat emise skleníkových plynů. Výzkum porovnává různé zdroje dat o skládkách odpadů a jejich vliv na emise skleníkových plynů pro Common Reporting Format (CRF) kategorie 5.A.1 – Místa pro likvidaci odpadů. Výzkum se zaměřuje na tři trendy, jestli jejich rozdíl roste nebo klesá, a zda jeden z nich má náhlý vysoký vrchol, když jiný je stabilní. Rozsah časové řady je 2010–2018.

Key words: GHG emissions, GHG inventory, QA/QC processes, waste data verification, landfilled waste

1. INTRODUCTION

The CRF category 5.A.1 – Managed Waste Disposal Sites has been identified as a key category in National GHG Inventory Report of The Czech Republic [1]. 2006 IPCC Guidelines [2] recommend applying category specific QA/QC procedures for key categories. Different available data sources can be beneficial for QA/QC purposes, when they are compared. The three different waste landfill data sources for comparison are the public information system of waste management in the Czech Republic (VISOH), the Czech Statistical Office (CzSO) and Eurostat landfill excluding major mineral waste.

In order to elaborate on the most relevant and appropriate data for the emission inventory, the Eurostat excluding major mineral waste and VISOH datasets were compared. Comparison was carried out using the available Eurostat data points for years 2010, 2012, 2014 and 2016.

The paper also compares emissions resulting from the VISOH and CzSO data sources. The key activity data for methane quantification from the category 5.A.1 – Managed Waste Disposal Sites is the amount of waste disposed in landfills [1]. Since the reliable data are available for 2010–2018, the results are presented for this time period.

2. ACTIVITY DATA

CzSO reports data for the Eurostat database. Therefore, the CzSO municipal waste (MW) landfill data [3] is the same level as the Eurostat MW landfill data (D1–D7 and D12) [4]. It however includes only the municipal waste (MW) [4]. Explanations for the waste codes can be found in the Eurostat Manual for waste statistics in pg. 32–33 [5].

Eurostat landfill data excluding major mineral waste (WST_OPR D1, D5, D12) provides data for the management of waste by landfill excluding major mineral waste. Eurostat data are available only for the years 2010, 2012, 2014 and 2016 [6].

The CzSO total landfill data includes all non-hazardous waste, and it is in compliance with Regulation 2150/2002/ES [7].

VISOH MW landfill data are based on the public information system of waste management in the Czech Republic (VISOH) database, 4.07 Množství komunálních odpadů odstraněných skládkováním [8]. VISOH contains bottom up data from 60 000 respondents and reporting obligation is based on Czech national legislation. The data includes industrial waste, however does not discern it to individual waste streams. The data excludes major mineral waste [1].

VISOH MW landfill data with industrial waste (IW) correction factor is VISOH public database value added with 260 kt industrial waste correction factor. The IW correction factor was introduced to the Czech Republic national inventory in 2018 after a recommendation by the UN review team to harmonise the two data sources. The IW value is a 5 year average of years 2012–2016, between CzSO and VISOH, calculated in 2018 submission of Czech Republic national inventory. As shown in Table 1 below, the industrial waste difference is derived from CzSO total value by subtracting the CzSO MW and demolition and mineral waste from the CzSO total. The part of the remained waste from the CzSO total is the estimate of landfilled, decomposable industrial waste for CzSO. From this value, the landfilled MW difference between VISOH and CzSO is subtracted to reach the industrial waste difference between the two data sources [1]. For instance in 2018, VISOH MW

Table 1.

The estimated industrial waste difference between CzSO and VISOH.

Source AD	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
CzSO total landfill	3594.5	3542.0	3383.1	3480.3	3767.2	3479.9	4323.3
CzSO MW landfill	1827.9	1815.1	1827.0	1755.4	1789.4	1765.4	1828.2
CzSO mineral, demolition	655.0	651.0	618.0	698.6	942.2	732.2	1418.9
CzSO estimated IW	1111.6	1075.9	938.1	1026.3	1035.6	982.4	1076.2
VISOH MW landfill	2785.6	2698.7	2570.0	2498.7	2522.8	2583.4	2658.3
MW landfill difference [kt]	957.7	883.6	743.0	743.3	733.4	818.0	830.1
IW difference [kt]	-153.9	-192.3	-195.1	-283.0	-302.2	-164.4	-246.1

is 830.1 kt higher than CzSO MW, but still –246.1 kt lower than CzSO estimated IW. Therefore, it is assumed, that 246.1 kt is the IW difference between the two sources. In Table 1: The estimated industrial waste difference between CzSO and VISOH, can be observed a 5 year average 238.2 kt for the years 2014–2018. Updated values for years 2012–2016 provide average 225.3 kt instead of 260 kt. Years 2010 and 2011 are not available for CzSO mineral and demolition waste in CzSO database.

Harmonising the industrial waste difference between VISOH and CzSO by adding the estimated IW difference to the VISOH data, ensures that the GHG emissions are not underestimated from the category 5.A.1 – Managed Waste Disposal Sites [1]. The VISOH+IW 260 kt value is being used in the Czech Republic GHG inventory to estimate GHG emissions [1].

3. METHODOLOGICAL DIFFERENCE IN ACTIVITY DATA

Table 2 shows comparison between Eurostat landfill excluding major mineral waste and VISOH MW landfill for the four data points that are available from the Eurostat. Eurostat values are 177.4 kt or 6.3% higher in average than VISOH values. For the latest available year 2016, the difference is 8.4%.

Table 3 shows comparison between Eurostat landfill excluding major miner waste and VISOH+IW landfill for the four data points that are available from the Eurostat. Eurostat values are –81.6 kt or –2.9% lower than VISOH+IW values. For the latest available year 2016, the difference is –1.7%.

Table 4 shows comparison between Eurostat landfill excluding major miner waste and CzSO total landfill for the four data points that are available from the Eurostat. Eurostat values are –748.5 kt or –20.4% lower than CzSO total landfill values. For the latest available year 2016, the difference is –27.4%.

Figure 1 shows the difference between the three trends from Table 2, Table 3 and Table 4. The dissimilarity is caused by different methodological approaches, based on exclusion of major mineral waste. The blue line for Eurostat and red line for VISOH trend exclude major mineral waste, and the yellow line for CzSO trend instead includes all non-hazardous waste. The Eurostat trend is an average –748.5 kt or –20.4% lower than CzSO trend, the difference being highest for 2016 (–27.4%). The three trends follow each other symmetrically, since the CzSO peak year values 2011 and 2018 fall outside of the plotted time line in Figure 1.

Table 2. VISOH MW landfill and Eurostat landfill excluding major mineral waste.

Source AD	2010	2012	2014	2016
Eurostat landfill*	3500.1	2889.1	2652.4	2734.8
VISOH MW landfill	3188.7	2785.6	2570.0	2522.8
Difference [kt]	311.4	103.6	82.4	212.0
Difference [%]	9.8	3.7	3.2	8.4

* Eurostat landfilling excluding major mineral waste (WST_OPR D1, D5, D12).

Table 3. VISOH+IW landfill and Eurostat landfill excluding major mineral waste.

Source AD	2010	2012	2014	2016
Eurostat landfill*	3500.1	2889.1	2652.4	2734.8
VISOH+IW landfill	3444.7	3045.5	2830.0	2782.8
Difference [kt]	55.4	-156.4	-177.6	-47.9
Difference [%]	1.6	-5.1	-6.3	-1.7

* Eurostat landfilling excluding major mineral waste (WST_OPR D1, D5, D12).

Table 4. CzSO total landfill and Eurostat landfill excluding major mineral waste.

Source AD	2010	2012	2014	2016
Eurostat landfill*	3500.1	2889.1	2652.4	2734.8
CzSO total landfill	4025.8	3594.5	3383.1	3767.2
Difference [kt]	-525.6	-705.4	-730.7	-1032.4
Difference [%]	-13.1	-19.6	-21.6	-27.4

* Eurostat landfilling excluding major mineral waste (WST_OPR D1, D5, D12).

Figure 1. Activity data trends for Eurostat, CzSO and VISOH 2010–2016.

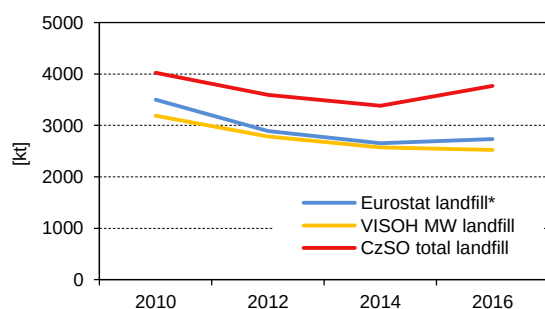


Figure 2 shows the trends from Table 3 for Eurostat landfill excluding major mineral waste and VISOH+IW. With industrial waste correction factor 260 kt added to the VISOH trend, the Eurostat data has become lower by an average –2.9%. The lowest difference being in 2016 (–1.7%).

Figure 2. Activity data trends for Eurostat and VISOH+IW 2010–2016.

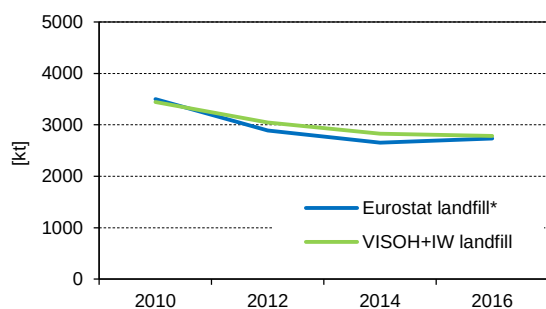
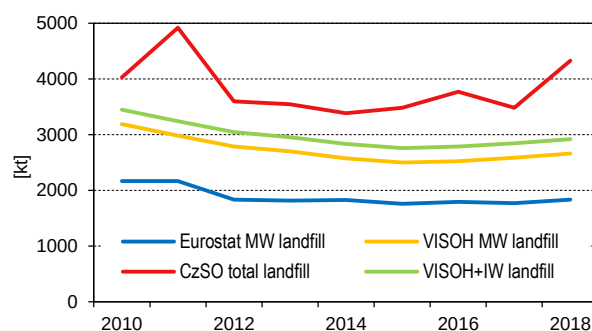


Figure 3. Activity data trends 2010–2018.



4. COMPARING ACTIVITY DATA 2010–2018

Table 5 shows comparison between VISOH MW landfill and Eurostat MW landfill data, which is the same as CzSO MW landfill data. The difference is the highest for 2012 (–34%) and the lowest for 2014 (–28.9%), Eurostat MW landfill being –830.3 kt or –31.2% lower than VISOH for the year 2018.

Table 6 shows that CzSO total landfill is higher than VISOH MW landfill from 2010 to 2018. VISOH time series is declining, however CzSO is increasing. CzSO trend shows three peaks 2011, 2016 and 2018. The smallest difference between the two trends is 808.9 kt for 2012. The largest difference is 1932.0 kt for 2011. In 2018, the difference is 1665.0 kt. The difference increased by 27.9% from 2017 (34.7%) to 2018 (62.6%).

Table 7 provides the same values as in Table 6, but the VISOH data includes IW 260 kt, which decreases the latest year difference down to 1405.0 kt or 48.1%.

Figure 3 shows the CzSO 2011, 2016 and 2018 peaks. The trends are otherwise decreasing or stagnant. The difference between the CzSO and VISOH value is increasing from 2017 to 2018 significantly. In Figure 3, construction and mineral waste can be seen between the yellow and brown lines, 1405.0 kt in 2018, and industrial waste can be observed between the brown and red lines, 246.1 kt in 2018. The 2018 difference 1405.0 kt (Tab. 7) is caused by the CzSO demolition and mineral waste 1418.9 kt (Tab. 1)

and not using the 2018 IW value 246.1 kt, but the 260 kt IW (Tab.1). The difference is identical; 1418.9 kt – 1405.0 kt = 13.9 kt and 260 kt – 246.1 kt = 13.9 kt.

5. METHODOLOGY FOR ESTIMATING EMISSIONS

Treatment and disposal of municipal, industrial and other solid waste produces significant amounts of methane (CH_4). Decomposition of organic material derived from biomass sources (e.g. crops, wood) is the primary source of CO_2 released from waste. These CO_2 emissions are not included in the national totals, since the carbon is of biogenic origin [2]. Instead, these net emissions are reported under sector Land Use, Land Use change and forestry [9]. In line with the IPCC 2006 methodology, only CH_4 emissions are addressed in the category 5.A.1 Managed Waste Disposal Sites [1].

The IPCC methodology for estimating CH_4 emissions from Solid Waste Disposal Sites (SWDS) is based on the First Order Decay (FOD) method. It counts the previous year activity data (AD) that has had time to decay to emissions, not the latest year. For instance, 2018 activity data will not affect 2018 emissions. AD will need to decay one year before it will show in the emission calculation. The CH_4 emissions from solid waste disposal for a single year can be estimated using equation (1). [2]

Table 5.
VISOH MW landfill and Eurostat MW landfill.

Source AD	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Eurostat MW landfill	2162.0	2167.0	1828.0	1815.0	1827.0	1755.0	1789.0	1765.0	1828.0
VISOH MW landfill	3188.7	2982.7	2785.6	2698.7	2570.0	2498.7	2522.8	2583.4	2658.3
Difference [kt]	-1026.7	-815.7	-957.6	-883.7	-743.0	-743.7	-733.8	-818.4	-830.3
Difference [%]	-32.2	-27.3	-34.4	-32.7	-28.9	-29.8	-29.1	-31.7	-31.2

Table 6.
VISOH MW landfill and CzSO total landfill.

Source AD	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
CzSO total landfill	4025.8	4914.8	3594.5	3542.0	3383.1	3480.3	3767.2	3479.9	4323.3
VISOH MW landfill	3188.7	2982.7	2785.6	2698.7	2570.0	2498.7	2522.8	2583.4	2658.3
Difference [kt]	837.1	1932.0	808.9	843.3	813.1	981.6	1244.4	896.5	1665.0
Difference [%]	26.3	64.8	29.0	31.2	31.6	39.3	49.3	34.7	62.6

Table 7.
VISOH+IW landfill and CzSO total landfill.

Source AD	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
CzSO total landfill	4025.8	4914.8	3594.5	3542.0	3383.1	3480.3	3767.2	3479.9	4323.3
VISOH+IW landfill	3444.7	3240.7	3045.5	2951.7	2830.0	2758.7	2782.7	2843.3	2918.3
Difference [kt]	581.0	1674.1	549.0	590.4	553.1	721.6	984.5	636.6	1405.0
Difference [%]	16.9	51.7	18.0	20.0	19.5	26.2	35.4	22.4	48.1

$$\text{CH}_4 \text{ Emissions} = \left(\sum_x \text{CH}_4 \text{ generated}_{x,T} - R_T \right) \times (1 - \text{OX}_T), \quad (1)$$

where

CH₄ Emissions = CH₄ emitted in year T, [Gg],
T = inventory year,
x = waste recovery or type/material,
R_T = recovered CH₄ in year T, [Gg],
OX_T = oxidation factor in year T (fraction).

Research utilises IPCC Waste Model spreadsheet [10] to compare emissions from different sources of activity data. The source for activity data is changed for the years 2010–2018 and other parameters are kept unchanged including above mentioned R_T and OX_T. Also waste composition and default factors for CH₄ generated from Decomposable Degradable Organic Carbon (DDOCm) are kept unchanged [10].

6. EMISSION COMPARISON

It is important to consider the FOD model when interpreting emissions in Table 8, Table 9 and Figure 4. The model does not take into account the latest year activity data (AD), but the previous year's AD that has had time to decay to emissions.

In Table 8, the emission difference is rising, the difference being 22.0% in 2018. CzSO total landfill has 761.7 CO₂ eq. kt more emissions than VISOH MW landfill in 2018.

In Table 9, addition of 260 kt IW has made 2010 to 2011 VISOH emissions higher than CzSO, and the emission difference has decreased to 12.9% in 2018.

In Figure 4, the FOD model has smoothed out the AD peaks. VISOH trends are being stable with slight increase, and the CzSO trend is increasing more strongly. The difference between the two VISOH curves is caused by including the IW factor. Based on the comparison shown in Figure 1: Activity data trends for Eurostat, CzSO and VISOH 2010–2016, the difference between the VISOH and CzSO emission trends is caused by different methodology applied for data collection. CzSO includes all non-hazardous waste to its AD, and instead, VISOH exclude major mineral waste from its AD. Excluding major mineral waste from activity data for GHG estimation purposes is in line with the 2006 IPCC Guideline [2]. Large amounts of mineral waste in AD would lead to an overestimation of GHG emissions.

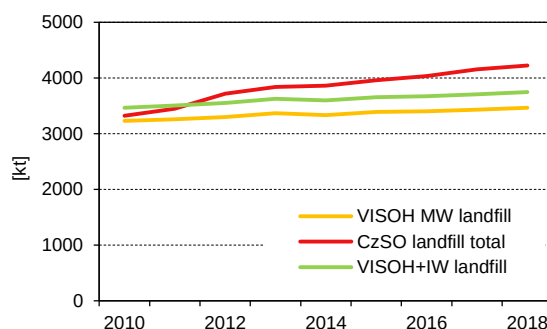
Table 8.
VISOH and CzSO
estimated emissions.

Source AD	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
CzSO landfill total	3317.7	3445.9	3713.5	3835.1	3857.4	3957.2	4033.1	4154.5	4224.4
VISOH MW landfill	3224.6	3256.5	3298.7	3364.9	3332.6	3386.8	3399.4	3429.9	3462.7
Difference [kt]	93.1	189.4	414.9	470.3	524.8	570.5	633.7	724.6	761.7
Difference [%]	2.9	5.8	12.6	14.0	15.7	16.8	18.6	21.1	22.0

Table 9.
VISOH+IW and CzSO
estimated emissions.

Source AD	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
CzSO total landfill	3317.7	3445.9	3713.5	3835.1	3857.4	3957.2	4033.1	4154.5	4224.4
VISOH+IW landfill	3462.4	3501.1	3549.7	3622.0	3594.3	3653.8	3671.1	3705.9	3742.7
Difference [kt]	-144.7	-55.2	163.9	213.2	263.1	303.5	362.0	448.6	481.7
Difference [%]	-4.2	-1.6	4.6	5.9	7.3	8.3	9.9	12.1	12.9

Figure 4. Emission trends.



7. CONCLUSION

The methodological comparison for 2010–2016 disclosed that Eurostat landfill excluding major mineral waste gave similar trend curve as VISOH MW landfill, because both have similar methodological approach for their data collection i.e. they exclude major mineral waste. This data comparison is practical for verifying VISOH data applied in Czechia's national inventory system. On the contrary, CzSO total landfill including all non-hazardous waste showed significantly higher values than the previous two data sources, and should not be compared to VISOH values for verifying purposes.

The landfilled mineral and demolition waste increased significantly from year 2017 to 2018 (Tab. 1), raising an issue of its effect to the overall composition of landfilled waste. The composition of waste is crucial for estimating emissions from landfills, and it has not been updated since 2008 in the Czech Republic national inventory. The share of inert waste, or waste not containing degradable organic carbon and having DOC=0, is 27% in Czech Republic national inventory for years 2009–2018. For comparison, IPCC default value is 36%. More detailed information on construction and demolition waste without major mineral wastes disturbing the total values would provide insight to the problem too. Table 2 offers a hypothesis that landfilled major mineral waste is causing the increase, and it should not be included in the activity data for emission calculation. Weakness of data in Table 2 is the availability of Eurostat data points missing for the latest year 2018. If Eurostat data for landfilling excluding major mineral waste is available for years 2017 and 2018 in the future, it would bring more insight to the nature of the increase seen in Table 1.

Table 10.
Effect of 238 kt IW
to total emissions in
the category 5.A.1.

kt CO ₂ eq.	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Current IW	3462.4	3501.1	3549.7	3622.0	3594.3	3653.8	3671.1	3705.9	3742.7
Revised IW	3322.5	3442.3	3480.3	3528.3	3600.1	3572.0	3631.0	3648.0	3682.4
Difference [kt]	19.5	20.2	20.8	21.3	21.8	22.3	22.7	23.1	23.5
Difference [%]	-0.6	-0.6	-0.6	-0.6	-0.6	-0.6	-0.6	-0.6	-0.6

Activity data comparison for 2010–2018 showed significant differences between CzSO and VISOH and VISOH+IW values. CzSO has three peaks 2011, 2016 and 2018 while VISOH shows steady curve in Figure 3: Activity data trends 2010–2018. Also in 2018, CzSO was 62.6% higher than VISOH value and 48.1% higher than VISOH+IW value. The paper concludes that CzSO landfill including all non-hazardous waste is not practical for verifying the VISOH MW landfill data based on the methodological difference and to resulting high difference in activity data values.

Including all landfill non-hazardous waste to VISOH data would distort the activity data used for GHG emission estimation from 5.A.1 – Managed Waste Disposal Sites causing significant over-estimation of emissions. Comparing GHG emissions from CzSO, VISOH and VISOH+IW data sources in 2018, CzSO showed 22.0% higher value than VISOH and 12.9% higher value than VISOH+IW. Verification of VISOH MW landfill by comparing it to CzSO total landfill including all non-hazardous waste is not a sound practise from methodological point of view. Czechia national inventory is reviewed by the EU and UN. The review teams compare inventory data to other national sources and to Eurostat values for discrepancies. The UN review team recommended harmonization of VISOH and CzSO data, and 260 kt IW correction factor was added to VISOH data to avoid underestimation of emissions in 2018 submission.

In Figure 1: Activity data trends for Eurostat, CzSO and VISOH, the average difference is 177.4 kt between VISOH and Eurostat landfill, which is less than the applied IW 260 kt for the VISOH+IW time series. On the other hand, VISOH+IW is only 1.7% higher than Eurostat landfill in 2016 when VISOH is 8.4% lower. Also the average is lower for VISOH+IW (–84.2 kt). Comparison argues the use of 260 kt over the lower average of 177.4 kt.

The 260 kt industrial correction factor used in Czechia national inventory is a 5 year average of years 2012–2016, calculated in 2018 submission. In Table 1: The estimated industrial waste difference between CzSO and VISOH, updated 5 year average for years 2014–2018 is 238.2 kt, which is 21.8 kt lower than the current IW correction factor 260 kt, and for 2018, it is 13.9 kt lower. It could be argued that accuracy of Czech national inventory system would improve with implementation of the updated average or using available exact value of the IW correction factor for each corresponding year. The effects of applying 238kt IW average instead of 260 kt IW average to the emissions from the category 5.A.1 can be observed in Table 10: Effect of 238 kt IW to total emissions in the category 5.A.1.

In 2020 submission, the threshold of significance was from 74.5 CO₂ eq. in 2005 to 64.1 CO₂ eq. in 2018. The 238 kt IW is above the threshold of significance, or more than 0.05% of total emissions, but the difference between the current and revised emissions is well below the threshold of significance. Therefore, Czechia could keep using the current IW. With the revised IW average or exact revised IW values, the accuracy of the category 5.A.1 would improve slightly.

CzSO recently defined new waste category called “Industrial and commercial waste similar to MSW” available for public, but the CzSO database does not show yet how many kt of generated waste goes to landfill. If the landfill share of “Industrial and commercial waste similar to MSW” becomes available, then that with CzSO MSW would be worth examining further as an alternative dataset for verifying VISOH data applied in the Czech republic national inventory system.

REFERENCES

- [1] *National Greenhouse Inventory Report of The Czech Republic (reported inventories 1990–2018)*. 2020, 313–318.
- [2] *IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S, Buendia L., Ngara T., and Tanabe K.(eds). Vol. 5: Waste, 3.6–3.9.*
- [3] *The Czech Statistical Office, CZSO public database, Municipal waste management, 12.3.2020*. 5.
- [4] *Eurostat, Municipal waste by waste management operations [env_wasmun], 12.03.2020*. 6.
- [5] *Eurostat, Manual for waste statistics, 2013.* <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-manuals-and-guidelines/-/KS-RA-13-015> 10
- [6] *Eurostat, Management of waste excluding major mineral waste, by waste management operations [env_wasoper], (WST_OPR D1, D5, D12), 12.03.2020*. 9.
- [7] *The Czech Statistical Office, CZSO public database, Methods of waste management [ZPR08/9], 12.3.2020*. 7.
- [8] *The public information system of waste management in the Czech Republic, VISOH public database, 4.07 Množství komunálních odpadů odstraněných skládkováním, 12.3.2020*. 8.
- [9] *UNFCCC Guidelines on Reporting of GHG inventories (Annex II to decision 24/CP. 19)*. 2013, 19–21. 3.
- [10] *IPCC Spreadsheet for Estimating Methane Emissions from Solid Disposal Sites. IPCC Waste Model.xls.*

HIGH-RESOLUTION RESIDENTIAL EMISSION MODEL FOR USE IN THE AIR QUALITY MODELLING

JANA KRAJČOVIČOVÁ, JANA MATEJOVIČOVÁ, VLADIMÍR NEMČEK

Slovenský hydrometeorologický ústav, Jeséniova 17, 833 15 Bratislava, Odbor Monitorovanie kvality ovzdušia, jana.krajcovicova@shmu.sk, jana.matejovicova@shmu.sk, vladimir.nemcek@shmu.sk

The methodology described in this paper is designed to provide emissions for the needs of air quality modelling. The emissions are computed making use of the highest available level of spatial disaggregation of statistical inputs, which in combination with additional geospatial data allows for emission outputs with high spatial resolution of 50–100 m, sufficient even for high-resolution local air quality models. The methodology is implemented through the REM_v2 model. The summary results of the model are compared to the emission estimates reported under CLRTAP for 4 consecutive years (2015–2018). The results for PM_{10} , $PM_{2.5}$, NO_X and SO_2 are very close to the reported estimates especially in the first two years, with REM_v2 emissions being higher. The computed B(a)P emissions differ by approx. 20 to 10%, with lower values computed by the REM_v2 model.

Metóda pre výpočet emisií popísaná v tomto článku je navrhnutá pre potreby matematických modelov kvality ovzdušia. Výpočet emisií využíva najvyššiu dostupnú úroveň disagregácie štatistických vstupov, ktorá v kombinácii s ďalšími geografickými dátami umožňuje vypočítať emisie z lokálnych kúrenísk s priestorovým rozlíšením 50–100 m, postačujúcim aj pre modely kvality ovzdušia s vysokým rozlíšením. Metóda je implementovaná pomocou modelu REM_v2. Sumárne výsledky za celú SR sú tiež porovnané s emisiami reportovanými v rámci CLRTAP počas 4 konšekutívnych rokov (2015–2018). Výsledky pre PM_{10} , $PM_{2.5}$, NO_X a SO_2 sú veľmi podobné reportovaným odhadom, obzvlášť pre prvé dva roky, pričom REM_v2 dáva vyššie hodnoty. Naopak, vypočítané hodnoty emisií B(a)P sa líšia až o pribl. 20 až 10 %, pričom model dáva nižšie hodnoty ako oficiálny reporting.

Key words: residential emission model, air quality models, high spatial resolution

INTRODUCTION

The methods of calculation of emissions from residential heating are generally based on computations of energy demanded to heat the residential buildings, which is multiplied by emission factors particular for each required pollutant. The emission factors are usually determined in laboratories and published in scientific literature. The energy demand of a single house can be determined using standardized formulas published in civil engineering literature and depends on the size and configuration of the house, materials used for its walls and roof, thickness of the walls, number and size of the windows and their insulation parameters, the climatic conditions of the location, and so on. The emission factors also depend on many parameters, the most important of which are the fuel type, the type of boiler used for combustion and the regime of operation. Considering that, in real life, there are houses of very different ages, types, sizes and configurations with a variety of heating systems and boilers fed by different fuels, the task of determining the residential emissions for a whole country suddenly appears to grow to enormous complexity. More so, when taking into account the scarcity of statistical data on most of the above mentioned housing and heating systems details. Fortunately, some simplifications can be made to make the task more practical, making assumptions about the parameters representative of a typical use, prevailing occurrence, and such.

The availability of necessary data has been increasing in recent years, starting with the population census of 2011 when rather detailed information on the houses as well as fuel types and heating systems was collected for the first time in history. With the informatization of all aspects of state administration, rather detailed information on newly built houses is collected and stored in databases. A dedicated statistical survey focused on solid fuel usage in residential heating was performed in 2017 (Đuricová et al., 2018). Recently, a similar new statistical survey has been implemented by the Slovak Hydrometeorological Institute (SHMÚ), but on a much larger statistical sample of households. The results of the survey have not been made public yet. Although currently the data availability is still far from desired, the above mentioned advances in data collection has enabled us to extend the emission modelling in order to include much more spatial and temporal details.

The main goal of this paper is providing a rather detailed description of the methodology currently used for the computation of the spatially disaggregated residential emissions as inputs for the mathematical air quality models at SHMÚ. We also try to summarize other past and current efforts in the residential emission estimation in order to explain why the current “official” methodology used by the Department of Emissions and Biofuels at SHMÚ is not yet sufficiently detailed for the air quality modelling. Lastly, a comparison is made between the “official” emission reporting and our model summary results for the last 4 years.

A HISTORICAL PERSPECTIVE

Department of Emissions and Biofuels at SHMÚ is responsible for the reporting of national emissions in response to international treaties (CLRTAP – Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, UNFCCC – The United Nations Framework Convention on Climate Change) and the EU legislation (Regulation No 691/2011). The first methodology for the computation of emissions from residential housing in Slovakia from 1990 to 2002 was introduced in 2003 (Balajka et al., 2003). This method was rather simple as the scope of relevant statistical data available at that time was limited. A lot of expert assumptions about the missing data had to be made. The major obstacle was the unavailability of reliable retail sales data for wood fuels, due to the fact that the most of the combusted wood did not come from registered sales (there has been a large number of small forest owners, opposite to gas sales, where there are only a couple of distribution companies). The problem was approached by using the energy balance method: the energy supplied by fuels with known sales volumes was computed and subtracted from the total energy demand for heating all households. The resulting energy deficit was attributed to the solid fuel combustion, which was subsequently divided between coal and wood. Due to the lack of any detailed information on different boiler/fuel combinations, the method used a limited set of emission factors and combustion efficiencies, considering only one “average” type of boiler. Neither it included any inter-annual climatological variation in energy consumption of family houses, although the necessary information was available.

The population census in 2011 brought a significant improvement in terms of many technical details on apartments, houses and implemented heating systems, but, unfortunately, included “solid fuel” as one category and did not differentiate between wood and coal. In 2018, in the framework of the project *Quality Improvements of the Air Emission Accounts and Extension of Provided Time-Series* (Đuricová et al., 2018; Zemko et al., 2020) a dedicated statistical survey on solid fuel combustion households was carried out and the results were incorporated into the updated methodology for computation of national emissions from residential heating. The new methodology was a significant upgrade: it introduced inter-annual variability due to climate as well as inter-annual changes in housing structure due to newly built houses. Thanks to the results of the survey, it was possible to introduce several fuel subtypes and a scale of boiler/fuel combinations, and differentiate between two types of boiler operation regimes. However, the size of the statistical sample used in the survey did only allow for regional aggregations (8 regions of Slovakia) which were included in the form of weighting factors. That was also why the new method kept using the energy balance approach in determining the energy supplied by solid fuel combustion.

The Directive 2008/50/EC introduced the necessity for air quality modelling on both regional and local scales. Mathematical modelling of the air quality requires spa-

tially allocated emissions as its main data input. Regional chemical-transport model (CTM) domains usually cover most parts of Europe. As national emission inventories are readily available through reporting, they are used as model inputs, although before they can enter a CTM model, they need to go through an extensive pre-processing which involves disaggregating the reported national totals back to spatially allocated emissions. This is usually done through implementing various so-called spatial drivers such as population density, landuse, road network maps and others. Of course, this kind of spatial disaggregation, also called top-down disaggregation, has its limitations and can never achieve the quality of original data. With the more extensive use of mathematical air quality modelling accompanied by the increasing spatial resolution, the need for spatially disaggregated data has been recognized and countries are encouraged to share also these so-called bottom-up emission data. High quality bottom-up emissions are especially important for local scale high resolution models.

In order to provide spatially-allocated pollution concentrations and source apportionments for the Programs for the Improvement of Air Quality (as required by the Directive 2008/50/EC for the zones and agglomerations which exceed limit values for the pollutants specified in the directive), in 2012–2014, SHMÚ implemented the first set of mathematical modelling simulations for the Air Quality Management Areas (AQMA) using CALPUFF dispersion model. As local residential heating is the main source of PM emissions in most of the AQMAs, it was crucial to obtain spatially disaggregated residential emissions with the horizontal resolutions comparable to that of other source groups (traffic line and industrial point sources). Using the energy balance method similar to that of Balajka et al. (2003), the emissions were computed for each municipality separately. In addition, spatial and temporal climate changes were taken into account, as the length and mean temperature of the heating season was made geographically specific for each year of interest (Krajčovičová and Matejovičová, 2010). Let us call it Residential Emission Model version 0 (REM_v0). The problem of the energy balance method used without including specific local details was that although it produced reasonable results for most of the municipalities, there were “outliers” for which the computed energy balance was negative. Those were usually small to medium-sized towns (cca 30 out of approx. 2900 municipalities), which are too specific and do not fulfil the general assumptions of the model, or the largest cities (Bratislava, Košice). Therefore, it was important to approach each of the modelled domains individually and adjust the model assumptions for each specific case.

However, the major upgrades of the emission model for air quality modelling purposes came after the data from 2011 census became available. The new data included much more detailed information on the technical characteristics of houses, fuels and heating systems (REM_v1), and later in 2018, when the results of the dedicated statistical survey (Đuricová et al., 2018) were published – REM_v2. The following sections of this paper deal with this last version of the REM.

RESIDENTIAL EMISSION MODEL REM_V2

The last two updates of REM (v1 an v2) differ from the REM_v0 version in that instead of using the energy balance method for determination of energy supplied by solid fuels, it determines the energy supplied by each of the relevant fuels (gas, solid and liquid) directly, making use of the data provided by the population census of 2011. REM_v2 version added the differentiation between various boiler/fuel types and other improvements which were enabled by the data from the already mentioned dedicated statistical survey.

Basic formula

Each of the methods so far mentioned in this paper makes use of the basic formula for the determination of the annual heat consumption of a single house, which can be found in technical standards and basic civil engineering literature (e.g., STN EN ISO 13790). The annual heat consumption for heating an average family house or an apartment in an apartment building can be calculated as:

$$Q_a = \frac{3,6}{1000} * q_m * P * K_D, \quad (1)$$

where

Q_a is annual heat consumption of the house in GJ,

q_m is specific heat consumption in kWh.m⁻².year⁻¹ (computed for normalized climatic conditions),

P is mean area of the house in m²,

K_D is conversion coefficient between normalized and actual climatic conditions:

$$K_D = D_{20}/3422, \quad (2)$$

3422 is the number of heating degree-days for normalized climatic conditions (under which q_m was determined),

D_{20} is the number of heating degree-days (20 °C is daily mean target indoor temperature) It can be written as

$$D_{20} = d * (20 - t_{es}), \quad (3)$$

d is length of the heating season in days (number of days with mean daily temperature less or equal to 13 °C),

t_{es} is the mean outdoor air temperature of the actual heating season.

Once we know the energy required for heating a house, we can compute the mass of fuel necessary for supplying that energy, implementing the calorific value H in J.kg⁻¹/year, related to the fuel type, and combustion efficiency η related to the combination of fuel and boiler types:

$$M_f = \frac{Q_a}{H * \eta}, \quad (4)$$

and hence, the emissions for a particular pollutant E_{pol} (kg/year) using the emission factor EF_{pol} in kg/kg.

$$E_{pol} = M_f * EF_{pol}. \quad (5)$$

This is the whole theory used in all the above mentioned models. What determines the complexity of a model and its output is the degree of variability introduced to the parameters of the eq. (1) for computation of the energy

demand, and to the eq. (5) for computation of emissions of a particular pollutant.

REM_v2 emission model is capable to calculate emissions of any pollutant with known emission factors for residential heating. As the procedure is the same for all pollutants, the following sections concern any such pollutant of interest.

Processing of available statistical data for each basic residential unit

This part of the model is largely based on the data from the population census of 2011, available for each basic residential unit¹ (further just basic unit, or BU). Selecting only inhabited family houses (FH) and apartments in apartment buildings (non-family houses – NFH) and excluding those connected to district heating resulted in 6376 basic units for FH and 1855 basic units for NFH (out of the total of 7207 basic units included in 2011 census). As was already mentioned, the census data did not differentiate among different types of solid fuel and different boiler types. Therefore, the data were complemented by the results of the dedicated statistical survey (Đuricová et al., 2018). Due to the limited statistical sample, these data only allowed disaggregation to 8 administrative regions of Slovakia. Table 1 shows the structure of the statistical data used as inputs to the emission model.

In order to prepare basic unit data ready for the computation of the energy demand, the following steps were executed (separately for FH and NFH):

1. Adjusting the number of FH and NFH for the newly build houses between 2011 and the year of interest.
2. Computation of weighted mean q_m for each basic unit.
3. Computation of number of households using each of the fuel subcategories listed in Table 1.

The first step was achieved by using the annual statistical reports on newly built apartments in each municipality and adjusting the total number of FH and NFH, while attributing all the new apartments to the natural gas fuel category and the newest construction date category. The adjustment was made for each basic unit using the same growth ratio as the one computed for their corresponding municipality.

Second step: Computation of weighted mean q_m for each basic unit. Family houses use a rather large number of fuel/boiler combinations and the age distribution of the houses may largely differ among the subsamples selected by different fuels. E.g., subsample using natural gas will probably include more newer houses than the subsamples using solid or liquid fuels. Therefore, each of the three FH fuel subsamples (gas, liquid and solid) was treated separately, and q_m related to that subsample was determined by weighted average of specific heat consumptions for each of the age categories listed in Table 2.

¹ Basic residential unit is the smallest part of a municipality to which individual housing data can be aggregated. It is usually identical with municipality for villages, towns are usually divided into several basic units, while in cities there are many basic units each comprising of several adjacent streets.

Table 1. Structure of statistical data used as input to the REM_v2 model. Some input data differs between FH and NFH.

Source	Parameter	FH	NFH
Census 2011 (by BU)	General tables:		
	- Total number of apartments	yes	yes
	- Mean area of the apartments	yes	yes
	- Number of apartments using natural gas	yes	yes
	- Number of apartments using liquid fuel	yes	yes
	- Number of apartments using solid fuel	yes	yes
	- Number of apartments with no data on fuel	yes	yes
	Tables by each of the gas, liquid and solid fuels:		
	- Number houses in different categories by construction year: before 1980	yes	-
	1981-1990		
Statistical survey 2017 (by regions)	- Mean area of the apartments	yes	-
	- Total number of houses	yes	-
	Shares of different solid fuel subcategories:		
	- hard coal	yes	yes
	- brown coal		
	- briquettes		
	- fuel wood		
	- wood briquettes and pellets		
	Shares of different boiler installation types for each solid fuel subcategories:		
	- over-fire boilers	yes	yes
Annual reports on newly built apartments (by municipalities)	- under-fire boilers		
	- automatic boilers		
	- gasification boilers		
	- fireplaces and masonry heaters		
	- state-of-the-art fireplaces and pellet masonry heaters		
	Number of new apartments	yes	yes

The weighted average q_m for all family houses in a basic unit was then determined as:

$$q_m = \frac{\sum_s n_s q_m^s}{\sum_s n_s}, \quad (7)$$

where n_s is number of FH in the basic unit using fuels (s being gas, liquid or solid).

For NFH, this step was simplified and q_m for the year of interest was taken directly from Ďuricová (2018) (Tab. 3). The spatial variability was not introduced here. While numbers of inhabited NFH and FH apartments are very similar in Slovakia, NFH of interest (i.e., those not connected to district heating), form only a quarter of all NFH, and from that quarter, only a little over 1% use solid fuels (based on Census 2011 data). In addition, data reported in the census by NFH are of much worse quality than those of FH – partially due to the fact that FH owners usually know the history of their houses better than those in NFH apartments.

The third step, computation of the number of FH and NFH in each of the solid fuel subcategories (hard coal, brown coal, briquettes, wood pellets and briquettes and fuel wood) was achieved simply by multiplying the number of FH and NFH in the solid fuel category by their respective regional shares as determined in the dedicated statistical survey (Ďuricová et al., 2018).

Table 2. Specific heat consumption for each age category of family houses based on construction technical standards which were valid during the specified time period.

Construction date	Specific heat consumption - FH apartments [kWh.m ⁻² .year ⁻¹]
before 1980	180
1981 – 1990	162
1991 – 2000	119.4
2001 – 2005	87.2
2006 – 2009	65
2010 and later	60

Table 3. Mean specific heat consumptions in NFH apartments based on Ďuricová (2018).

Year	National mean specific heat consumption - NFH apartments [kWh.m ⁻² .year ⁻¹]
2011	138.2
2012	134.8
2013	132.0
2014	129.5
2015	127.2
2016	126.1
2017	125.0
2018	124.4

Weighted average of specific heat consumption for each of the FH fuel subcategories was determined as

$$q_m^s = \frac{\sum_t n_t q_t}{\sum_t n_t}, \quad (6)$$

where

- q_m^s is weighted average for the particular subsample (gas, solid, liquid),
- n_t is number of FH in the construction category t ,
- t is the construction time category,
- q_t is the specific heat consumption for the time category t (Tab. 2).

Computation of energy demand

The energy necessary for heating all apartments in each basic unit was computed using eq. (1). The day-degrees were used specific for each municipality, computed by regression method accounting for the actual altitude, based on the data from the whole set of Slovak climatological stations. Energy used for heating of water was also added to each household. The assumption was taken that all households using natural gas for apartment heating also used gas for heating of water. The remaining households were assumed to use their respective fuel (solid or liquid) for heating of water during the heating season, and gas for

the remaining portion of the year. It may well be that those households use electricity for heating of water during whole year, but assuming usage of gas was considered as more conservative approach. As to the energy for cooking – we did not include it into the computations as we do not have enough information on usage of different energy sources. Moreover, according to SPP (2015), the energy for cooking is only about 2% of the energy used for heating of households and water, so the margin of error rising from not accounting for cooking is very small.

Computation of emissions

Now all necessary data are ready for computation of emissions. Table 4 lists emission factors used in REM_v2 calculations. They are related directly to energy demand so relationship expressed in eq. (4) is already included in the emission factors for each of fuel/boiler combinations. The table shows two sets of emission factors corresponding to two boiler operation regimes. In average, boilers are used only approx. 15% of time in nominal output regime; the remaining 85% of time they are operated in lower output regime (Veldeman et al., 2018). These weights were used for the emission computation in each basic unit.

Comparison with SK reported emissions under CLRTAP (SHMÚ, 2020)

It is of course impossible to validate the computed emissions against actual measured data, as such do not exist. However, we can at least compare the results computed for the official reporting based on the methodology of Zemko et al. (2020). Table 5 shows the comparison of the two methods for the years of 2015–2018. Table 6 shows the differences in percentage of values computed by REM_v2. Except for B(a)P, the differences are rather small in 2015 to 2017, but increasing in time, reaching maximum in 2018. Table 7 shows the statistical data on newly built as well as removed apartments between the census 2011 and each year up to 2018. These data were treated slightly differently in the two methods: As the removed housing data were not available separately for FH and NFH, in REM_v2 model the removed apartments were neglected. This makes the REM_v2 model more conservative, but the removed houses between 2011 and 2018 form cumulatively less than 1% of total apartments in 2011, so this does not explain the large difference in 2017 and 2018. Another difference between the two methods was that Zemko et al. (2020) used data on the renovation of houses from the dedicated statistical survey.

Table 4. Emission factors, based on Hopan & Horák (2014) and EMEP/EEA (2016).

	Operation Pollutant Unit	Nominal heat output					Lower heat output				
		NO _x g/GJ	SO ₂ g/GJ	PM ₁₀ g/GJ	PM _{2.5} g/GJ	B(a)P mg/GJ	NO _x g/GJ	SO ₂ g/GJ	PM ₁₀ g/GJ	PM _{2.5} g/GJ	B(a)P mg/GJ
Hard coal	over-fire boilers	129.0	255.9	584.5	575.5	316.2	83.8	255.9	2464.1	2426.2	504.8
	under-fire boilers	162.7	255.9	193.5	190.5	186.0	125.2	255.9	225.1	221.7	29.5
	gasification boilers	167.4	255.9	72.9	71.8	39.2	167.4	255.9	72.9	71.8	39.2
	automatic boilers	196.0	255.9	64.7	63.7	0.1	189.8	255.9	41.6	41.0	2.7
	fireplaces, masonry	100.0	900.0	450.0	450.0	250.0	100.0	900.0	450.0	450.0	250.0
	modern f. and m.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Brown coal	over-fire boilers	100.9	602.5	861.8	848.6	384.6	64.7	602.5	2344.9	2308.8	276.0
	under-fire boilers	87.5	602.5	163.4	160.8	124.4	69.3	602.5	930.2	915.9	134.4
	gasification boilers	129.7	602.5	20.6	20.3	0.7	114.1	602.5	105.8	104.2	7.3
	automatic boilers	198.0	602.5	39.9	39.3	0.1	171.5	602.5	28.9	28.5	4.8
	fireplaces, masonry	100.0	900.0	450.0	450.0	250.0	100.0	900.0	450.0	450.0	250.0
	modern f. and m.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Briquettes	over-fire boilers	51.4	249.2	834.0	821.1	106.6	51.4	249.2	834.0	821.1	106.6
	under-fire boilers	71.9	249.2	76.5	75.3	21.8	71.9	249.2	76.5	75.3	21.8
	gasification boilers	129.7	249.2	20.6	20.3	0.7	114.1	249.2	105.8	104.2	7.3
	automatic boilers	198.0	249.2	39.9	39.3	0.1	171.5	249.2	28.9	28.5	4.8
	fireplaces, masonry	100.0	900.0	450.0	450.0	250.0	100.0	900.0	450.0	450.0	250.0
	modern f. and m.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Dry wood	over-fire boilers	61.9	0.0	93.0	90.6	92.1	49.2	0.0	435.3	423.9	253.7
	under-fire boilers	67.8	0.0	90.5	88.1	68.0	46.6	0.0	309.2	301.1	97.8
	gasification boilers	83.4	0.0	46.5	45.3	17.5	39.3	0.0	112.7	109.8	9.0
	automatic boilers	87.9	0.0	9.7	9.4	0.2	87.7	0.0	15.6	15.2	1.4
	fireplaces, masonry	50.0	11.0	840.0	820.0	121.0	50.0	11.0	840.0	820.0	121.0
	modern f. and m.	80.0	11.0	29.0	29.0	10.0	80.0	11.0	29.0	29.0	10.0
Wet wood	over-fire boilers	58.3	0.0	458.5	446.4	230.6	48.0	0.0	778.1	757.6	191.3
	under-fire boilers	67.8	0.0	90.5	88.1	68.0	58.1	0.0	648.3	631.2	75.0
	gasification boilers	68.3	0.0	44.3	43.2	2.9	48.7	0.0	258.3	251.5	52.5
	automatic boilers	87.9	0.0	9.7	9.4	0.2	87.7	0.0	15.6	15.2	1.4
	fireplaces, masonry	50.0	11.0	840.0	820.0	121.0	50.0	11.0	840.0	820.0	121.0
	modern f. and m.	80.0	11.0	29.0	29.0	10.0	80.0	11.0	29.0	29.0	10.0
Wood briquettes and pellets	over-fire boilers	61.9	11.0	93.0	90.6	92.1	49.2	11.0	435.3	423.9	253.7
	under-fire boilers	67.8	11.0	90.5	88.1	68.0	46.6	11.0	309.2	301.1	97.8
	gasification boilers	83.4	11.0	46.5	45.3	17.5	39.3	11.0	112.7	109.8	9.0
	automatic boilers	87.9	11.0	9.7	9.4	0.2	87.7	11.0	15.6	15.2	1.4
	fireplaces, masonry	50.0	11.0	840.0	820.0	121.0	50.0	11.0	840.0	820.0	121.0
	modern f. and m.	80.0	11.0	29.0	29.0	10.0	80.0	11.0	29.0	29.0	10.0
Natural gas	automatic boilers	38.2	0.0	0.6	0.6	0.0	38.2	0.0	0.6	0.6	0.0
Liquid	automatic boilers	47.3	47.3	50.4	50.4	0.1	47.3	47.3	50.4	50.4	0.1

Table 5.

Comparison of emissions computed by the official reporting method and REM_v2 model.

Emissions are in tons per year for all pollutants but B(a)P, which is in kg per year. Data in "official" columns are from SHMÚ (2020).

Pollutant	2015		2016		2017		2018	
	official	REM_v2	official	REM_v2	official	REM_v2	official	REM_v2
PM ₁₀	14344.7	14818.3	15112.3	15242.7	14384.8	15681.9	11452.6	13952.7
PM _{2,5}	14017.4	14488.2	14765.2	14903.2	14061.8	15332.5	11196.1	13641.9
B(a)P	4217.0	3105.5	4474.6	3194.0	4161.5	3285.8	3305.7	2923.0
NO _x	3128.5	3250.3	3278.6	3377.8	3366.9	3506.2	2931.9	3187.8
SO _x	1410.3	1355.1	1402.9	1392.2	1573.4	1431.1	1268.9	1272.3

Table 6. Difference between the two methods in percent of the REM_v2 values.

Pollutant	2015	2016	2017	2018
PM ₁₀	3.3	0.9	9.0	21.8
PM _{2,5}	3.4	0.9	9.0	21.8
B(a)P	-26.4	-28.6	-21.0	-11.6
NO _x	3.9	3.0	4.1	8.7
SO _x	-3.9	-0.8	-9.0	0.3

As the renovation usually includes increasing thermal insulation to some degree, it lowers the energy demands. No such allowances were introduced into REM_v2 model as the data were not considered to be sufficient in order to generalize them to the level of municipalities or basic units. This may explain the steep trend in the differences between the methods. Another difference in the methodologies is the treatment of meteorological data on heating seasons, expressed in day-degrees. Opposite to Zemko et al. (2020), REM_v2 used day-degrees specific for each municipality. This parameter is very spatially complex in Slovakia, and often correlates with the usage of solid fuels. Its influence is reflected in REM_v2 results for 2017, when an extremely cold January was recorded in Slovakia, and

caused an increase in all emissions, while in the official report there is a decrease in emissions compared to 2016.

One can find the fact that opposite to the most of the pollutants, B(a)P computed by REM_v2 model are considerably lower than the official emissions, especially in the first three years. One of the reasons may be the lower amount of energy supplied by coal products in this model, with the difference about 10% less than in the official methodology, the assessment of which is based on the coal products sales volumes. The B(a)P emission factors are considerably higher for coal, especially hard, then for wood and wood products.

SPATIAL DISTRIBUTION OF THE EMISSIONS

Figure illustrates the distribution of PM₁₀ residential emissions throughout the country. Each area in the map represents a basic unit, and for the sake of map readability the emissions are attributed to the whole area of basic unit, although it actually covers usually only a very small portion. In order to use the emissions as inputs to an air quality model, the emissions need to be processed further.

Table 7.

New built and removed houses and apartments between the census 2011 and 2018, related to the totals in census 2011.

	Unit	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Cumulative change
All new	% of all in 2011	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.6	1.7	10.3
new FH	% of all FH in 2011	1.1	1.2	1.2	1.2	1.3	1.3	1.5	8.8
new NFH	% of all FH in 2011	2.5	2.1	2.1	2.4	1.9	2.3	2.7	16.0
All removed	% of all in 2011	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.9

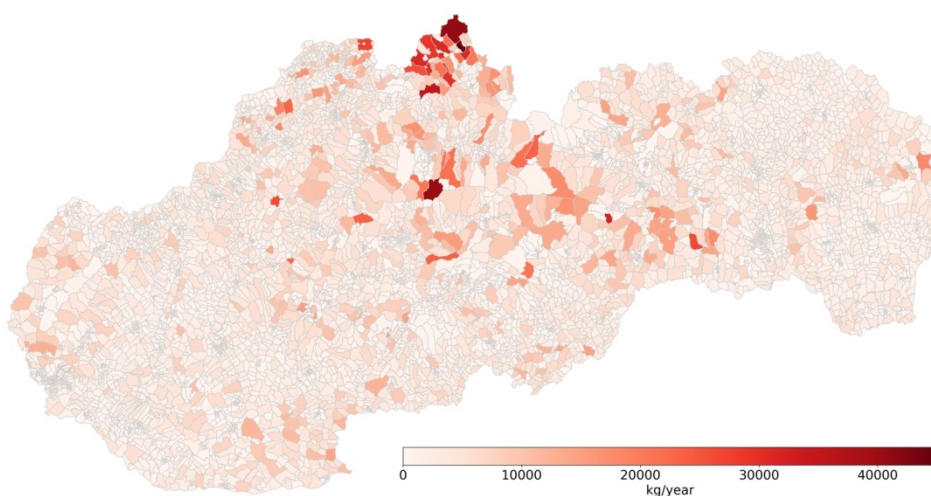


Figure 1.
PM₁₀ emissions from residential heating by basic units – 2018.

Note:
Inhabited area of BU usually only covers a few percent of the BU area, which would be almost invisible in a map of this scale. Therefore, the emissions are attributed to whole basic units in order to make the map more explicit.

For models with regularly gridded emissions containing domains as large as a country, such as CTM models, REM_v2 contains a module which uses the CORINE land-cover (2018) urban categories (CORINE data resolution is 100 m) mask in order to attribute the basic unit-related emissions evenly to all urban pixels inside a particular basic unit. This results in an emission raster with 100 m resolution, which can be subsequently processed to any desired model domain raster (CTM resolutions are usually 1 km or more).

For local air quality models, much higher resolution is required. The following section will briefly demonstrate the production of spatially distributed residential

emissions for small domains of a size of one city and its immediate vicinity.

HIGH-RESOLUTION RESIDENTIAL EMISSIONS FOR LOCAL SCALE AIR QUALITY MODELS

In this section, a method for downscaling of BU-based residential emissions will be demonstrated. Figure 2 shows the basic steps of the process. In order to be able to see details, the process is demonstrated using a zoomed-in rectangular area of a model domain, in this case Banská Bystrica.

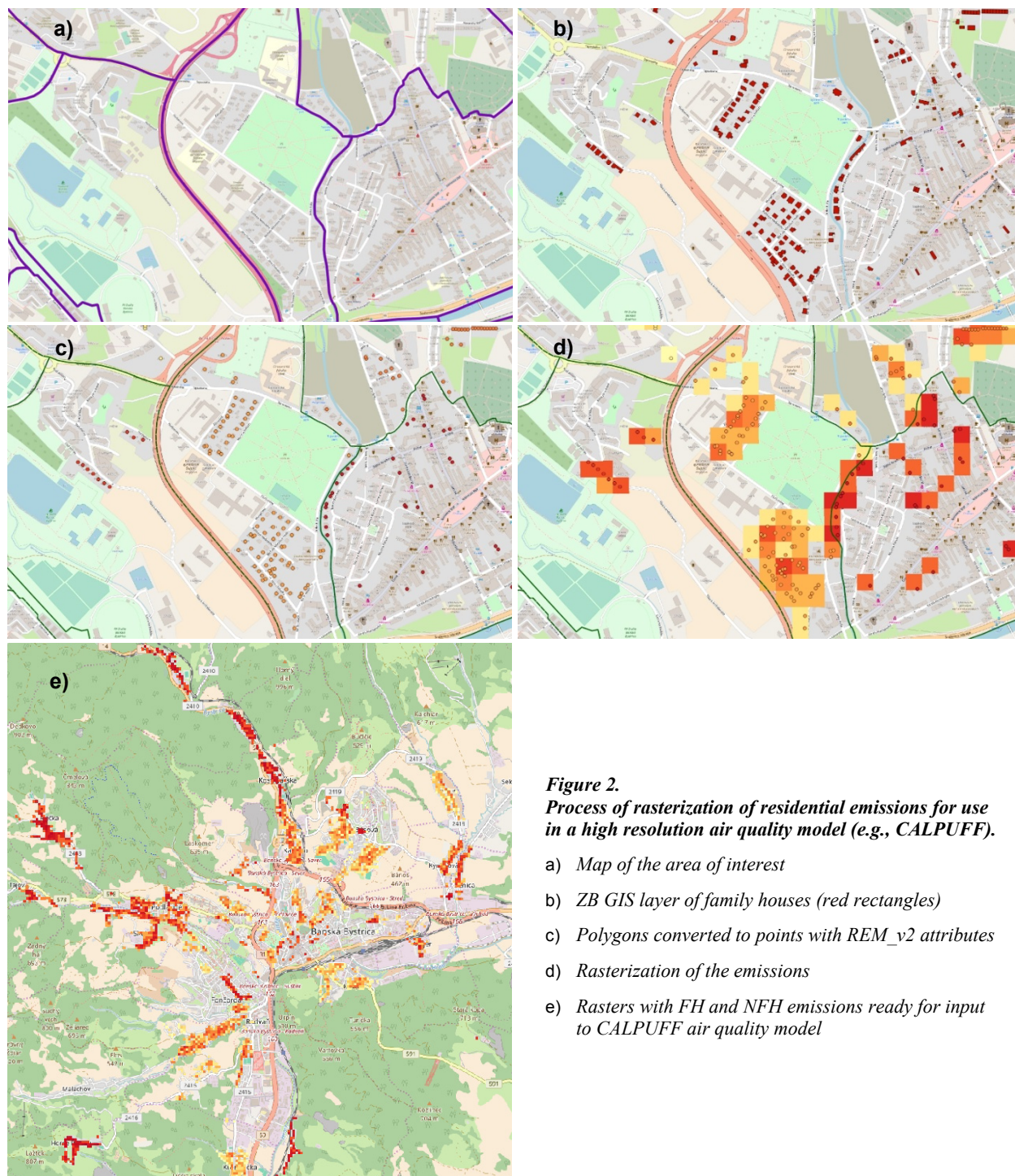


Figure 2.
Process of rasterization of residential emissions for use in a high resolution air quality model (e.g., CALPUFF).

- a) Map of the area of interest
- b) ZB GIS layer of family houses (red rectangles)
- c) Polygons converted to points with REM_v2 attributes
- d) Rasterization of the emissions
- e) Rasters with FH and NFH emissions ready for input to CALPUFF air quality model

Map (a) shows portions of several basic units with borders marked purple, for which the emissions were computed in the previous steps described above. We need to distribute these emissions as accurately as possible to the areas where they most probably belong. Fortunately, ZB GIS database can be used for this purpose, which contains not only polygons of buildings, but also their attributes, which are many, but the most important for us are the building type (e.g., FH, NFH, school, church, etc.) and height. We only select FH and NFH types. Map (b) shows the FH polygons from ZBGIS. At this stage, we could distribute the basic unit emissions to those individual houses and that would be the highest degree of detail which could be obtained from the REM_v2 model. Unfortunately, this level of detail is too complex for the typical size of the domains the air quality of which we use to model. Moreover, we do not know the allocation of different types of fuels and boiler types to individual houses.

Therefore, it is better to make use of the detailed information on houses in order to create a very fine emission raster with the most optimal resolution for the intended domain. We must take assumption that in each cell the statistical composition of houses with various fuels and boiler types is the same as in their respective basic unit.

In map (c), the polygons are converted to points with attributes such as building height and BU-related emission fluxes. Map (d) shows the target raster (in this case, 50 m), which is already coloured based on the computed emissions. It also shows the points of individual houses; the density of the points in each cell determines the variability of emissions in the resulting raster. The last map (e) is a zoom-out showing the residential emissions of the whole domain, ready to be input into the air quality model.

TECHNICAL TOOLS

The REM_v2 model is programmed in Python programming language and is divided into several scripts which may be executed separately. This makes it easy to use and rather flexible, allowing inevitable future updates as more detailed data becomes available.

While first part of REM_v2, involving BU emission calculations, mostly relies on Pandas library, gridding and disaggregation part makes use of geo-processing tools available in python, namely, Geopandas and grass.script packages.

CONCLUSION

The paper mainly describes the methodology for the assessment of the spatially distributed emissions from residential heating implemented in REM_v2 model. The computed emissions are used as inputs for high-resolution air quality models. In an ideal world, the modelled summary emissions results should be close to the official emissions reported under CLRTAP, which are computed using much more aggregated approach. In the real world, the results are rather close for most of the considered

pollutants for most of the years. Considering all the studied years (2015–2018), the closest results are achieved for NO_x and SO₂, while the largest differences appear in case of B(a)P. Moreover, while most of the pollutants are assessed higher by REM_v2, B(a)P emissions are computed lower than the official ones. As the ways how the two methods are using the largely similar input data are very complex, it is not easy to fully explain all the differences in the results. It would be interesting to undertake much deeper analysis in future research.

The method discussed in Zemko et al. (2020) and its predecessors has been designed to fulfill the reporting requirements posed by CLRTAP for the whole country in a manner which can be consistently reproduced also for many years backwards, though it has its limitations when used for the mathematical models of air quality. Since the air quality modelling is not limited by the requirements of past reproducibility, the method described in this paper makes use of all spectrum of much more detailed data available at present, in order to achieve the highest possible geospatial resolution, which is so important for effective use of the air quality models. When developing the last version of REM_v2 model, we tried to adhere to the harmonization of methodologies with Czech Republic established by the LIFE IP Malopolska project (Veldeman et al., 2018) as well as include all the results of the dedicated statistical survey (Ďuricová et al., 2018). Vice versa, Zemko et al. (2020) also made use of the harmonized methodology, including the harmonized emission factors, as much as possible in their method. All this shows a very positive trend for further future convergence of the approaches in computing the residential emissions with the highest possible degree of reliability.

While currently the two methodologies somewhat differ in their results, depending on the pollutant, REM_v2 model tends to take more conservative approaches, given by its purpose as input to high resolution emission models, which are designed to compute the concentrations and so the population exposures, where a potential overestimation is preferred.

REFERENCES

- Ďuricová, I.–Szemesová, J.–Zemko, M.–Jonáček, Z.–Horváth, J.–Tonhauzer, K.–Šmelková, E., 2018, *Final report on implementation of the action: Quality improvements of the air emission accounts and extension of provided time-series*. http://www.shmu.sk/File/projekty/SK_AEA_Implementation_Report.pdf.
- Zemko, M.–Jonáček, Z.–Szemesová, J.–Zetochová, L., 2020, *Závěry a výsledky z grantového projektu: Zlepšenie kvality účtov emisií do ovzdušia a rozšírenie poskytovaných časových radov so zameraním na vykurovanie domácností*. *Meteorological Journal*, Vol. 23.
- Regulation no 691/2011 of the European Parliament and of the Council of 6 July 2011 on European Environmental Economic Accounts*.
- Balajka et al., 2003, *Bilancia emisií malých zdrojov znečistenia ovzdušia v SR - Malé zdroje s tepelným príkonom do 0,3 MW*. Bratislava, Profing s.r.o., Report for Slovak Hydrometeorological Institute.

- Veldeman, N.–Blyth, L.–Vlček, O.–Benešová, N.–Modlík, M.–Krajčovicová, J., 2018, *LIFE-IP Malopolska; LIFE14 IPE PL 021; Action 6: Inter-regional Air Quality Modelling Tasks 1 & 2: Emission Modelling Framework*.
- Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe.
- Krajčovičová, J.–Matejovičová, J., 2010, *Modelovanie geografického rozloženia emisií PM₁₀ z malých zdrojov – emisie z vykurovania drevom. Ochrana ovzdušia 2010. Kongres Studio s.r.o., ISBN 978-80-970356-3-1. 77 – 79.*
- STN EN ISO 13790, *Tepelnotechnické vlastnosti budov. Výpočet potreby energie na vykurovanie a chladenie.*
- SPP, 2015, *Ročné náklady na palivo a energiu pre rodinný dom.* http://www.spp.sk/sk/Cds/AdminDownload/?filename=1489_Rocne_naklady_na_energiu_rok_2015. Last accessed: April 27, 2020.
- Hopan, F.–Horák, J., 2014, *Zpráva č. 34/14 Výpočet emisních faktorů znečišťujících látek pro léta 2001 až 2012 a tři varianty pro rok 2022 na základě experimentálních a statistických dat. s.l.: Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava.*
- EMEP/EEA, 2016, *Air pollutant emission inventory guidebook.* [Online] <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>. Last accessed: April 27, 2020.
- Vyhláška č. 311/2009 Z. z. *Vyhláška Ministerstva výstavby a regionálneho rozvoja Slovenskej republiky, ktorou sa ustanovujú podrobnosti o výpočte energetickej hospodárnosti budov a obsah energetického certifikátu.*
- ZBGIS, <https://zbgis.skgeodesy.sk/>, Last accessed: April 27, 2020.
- CORINE land cover, 2018. <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>, Last accessed: April 27, 2020.
- The Slovak Hydrometeorological Institute, 2020, *Informative inventory report (online)* https://cdr.eionet.europa.eu/sk/un/clrtap/iir/envxms3lw/SK_IIR_2020_v1.pdf (accessed on April 29, 2020).

EXPOZÍCIA ZNEČISŤUJÚCIMI LÁTKAMI PM_{2,5} NA ÚZEMÍ SLOVENSKA V ROKU 2017 A POČET PREDČASNÝCH ÚMRTÍ

DUŠAN ŠTEFÁNIK, JANA MATEJOVIČOVÁ

Slovenský hydrometeorologický ústav, Jeséniova 17, 833 15 Bratislava, Odbor Monitorovanie kvality ovzdušia, dusan.stefanik@shmu.sk

The mean exposure to PM_{2,5} particles in Slovakia in 2017 is calculated and estimated by several methods including both modelling and measurements. It is estimated that this exposure is between 16.3 and 18.9 µg.m⁻³. Using WHO methodology, it was calculated that this exposure top articles caused between 3 100 to 6 200 premature deaths in 2017. It means that, on average, nearly 10% of all natural deaths in Slovakia was premature due to the air polluted by PM_{2,5} particles. On average, one premature death corresponds to 11 years of life loss.

Pomocou viacerých metód zahrňujúcich meranie aj modelovanie je vypočítaná a odhadnutá priemerná expozícia obyvateľstva časticami PM_{2,5} na Slovensku v roku 2017. Odhadujeme, že táto expozícia bola na úrovni 16,3 až 18,9 µg.m⁻³. Podľa metodiky WHO bolo vypočítané, že táto expozícia časticami v roku 2017 spôsobila od 3 100 do 6 200 predčasných úmrtí – teda v priemere takmer 10% zo všetkých prirodzených úmrtí na Slovensku bolo predčasných v dôsledku znečistenia ovzdušia časticami PM_{2,5}, pričom jedno predčasné úmrtie znamená v priemere skrátenie očakávanej dĺžky života o 11 rokov.

Key words: PM_{2,5}, air quality monitoring, chemical-transport model, premature deaths, concentration response function

1. ÚVOD

Prachové častice v atmosfére, nazývané aj pevné častice či atmosférický aerosól, sú tvorené rôznorodou zmesou tuhých a kvapalných častíc rozptýlených v ovzduší. Častice môžu pochádzať z prírodných zdrojov, ako je veterná erózia, vulkanická činnosť, morská soľ, alebo vznikajú ľudskou činnosťou, napr. z lokálneho kúrenia, dopravy, poľnohospodárstva, priemyselných a energetických zdrojov (SHMÚ, 2018). Pevné častice môžu v atmosfére vznikáť aj pri chemických reakciách alebo kondenzáciou horúcich spalín. Tieto častice sa nazývajú sekundárne a ich podiel na celkovej hmotnosti aerosólov v atmosfére je veľmi významný. Častice s aerodynamickým priemerom menším ako 2,5 mikrometra ($1\ \mu\text{m} = 10^{-6}\text{ m}$) sú označované ako PM_{2,5} (z anglického *particulate matter*)¹. Prítomnosť týchto častíc v ovzduší vplýva negatívne na ľudské zdravie, keďže dokážu prenikať až do pľúcnych mechúrikov (*aveol*). Môžu spôsobovať dráždenie horných dýchacích ciest, hlavne u citlivej časti populácie. Dlhodobá expozícia spôsobuje najmä respiračné a srdcovo-cievne ochorenia. Európska environmentálna agentúra (EEA) vyhodnocuje počet predčasných úmrtí a počet stratených rokov života v dôsledku expozície obyvateľstva zlou kvalitou ovzdušia. Ukazuje sa, že v európskych krajinách spôsobuje expozícia

časticami PM_{2,5} výrazne najviac predčasných úmrtí v porovnaní s inými znečisťujúcimi látkami, pričom pre obyvateľstvo Slovenska je tento pomer ešte väčší. Štúdie EEA (2017, 2018, 2019) uvádzajú, že ročne, v dôsledku expozície obyvateľstva časticami PM_{2,5}, na Slovensku predčasne umrie približne 4 900 ľudí, čo zodpovedá 56 600 strateným rokom života². To znamená, že jedno predčasné úmrtie predstavuje skrátenie očakávanej dĺžky života v priemere o niečo cez 11 rokov. Pre porovnanie, v dôsledku expozície oxidom dusičitým NO₂ u nás ročne predčasne umrie okolo 120 ľudí s 1390 celkovými stratenými rokmi života. V dôsledku expozície prízemným ozónom O₃ máme 180 predčasných úmrtí a 2130 stratených rokov života. Treba poznamenať, že celkový počet predčasných úmrtí kvôli znečistenému ovzdušiu nemožno získať ako sumu predčasných úmrtí kvôli jednotlivým znečisťujúcimi látkam, pretože môže dôjsť k dvojnásobnému zarátaniu (EEA, 2019). Z uvedených skutočností vyplýva, že v súčasnosti výrazne najhorší vplyv znečisteného ovzdušia na zdravie obyvateľstva Slovenska má expozícia prachovými časticami PM_{2,5}. Preto sa treba pri tvorbe opatrení na zlepšenie kvality ovzdušia zamerať najmä na zníženie koncentrácií týchto častíc (spolu so znižovaním koncentrácií NO₂ v okolí frekventovaných ciest). Z hľadiska reportovaných emisií PM_{2,5} na Slovensku v roku 2017 je najväčším znečisťovateľom vykurovanie domácností, najmä tuhým palivom 77 %, menší podiel má doprava 8,2 %, energetika

¹ Presná definícia znie: PM_{2,5} sú suspendované častice, ktoré prejdú zariadením so vstupným otvorom definovaným v referenčnej metóde na vzorkovanie a meranie PM_{2,5}, EN 14907, selektujúcim častice s aerodynamickým priemerom 2,5 µm s 50 % účinnosťou (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SK/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0050&from=CS>).

² Počítané ako priemerná hodnota za roky 2014–2016. Pojmy predčasné úmrtie a stratené roky života sú vysvetlené v EEA, (2019).

5 % a priemysel 5 % (Národný program znižovania emisií, 2020). Otázne je ako kvantifikovať emisie z nelegálneho pálenia odpadu, záhradnej biomasy, či z poľnohospodárskych prác. Cezhraničný prenos častíc $PM_{2,5}$ bol odhadnutý v práci Štefánik (2019). Od roku 2020 je Európskou úniou stanovená limitná hodnota pre priemernú ročnú koncentráciu $PM_{2,5}$ $20 \mu g \cdot m^{-3}$ – to znamená, že priemerná ročná koncentrácia by na žiadnej z meracích staníc nemala byť viac ako $20 \mu g \cdot m^{-3}$. Pred rokom 2020 bola táto limitná hodnota $25 \mu g \cdot m^{-3}$, Svetová zdravotnícka organizácia (WHO) odporúča pre limitnú hodnotu $10 \mu g \cdot m^{-3}$.

Pre určenie vplyvu kvality ovzdušia na zdravie obyvateľstva je dôležité pokúsiť sa kvantifikovať expozíciu, t.j. priemernú koncentráciu, akej sú vystavení obyvatelia. Táto úloha je pomerne náročná. Za ideálneho stavu by sme expozíciu jedného človeka za čas T vypočítali ako $\sum(C_i \Delta T_i)/T$, kde C_i je koncentrácia akej bol človek vystavený v časovom intervale ΔT_i . Priemernú expozíciu by sme potom dostali ako priemer expozícií všetkých obyvateľov. Tento prístup by si vyžadoval dokonalé časové poznanie stavu koncentrácií a pohybu obyvateľov, ktoré však nie sú k dispozícii. Namiesto toho v časti 2 uvažujeme, že pre horný odhad expozície časticami $PM_{2,5}$ z meraní je najlepšie vziať priemer všetkých nameraných ročných koncentrácií. V časti 3 počítame priemernú expozíciu na základe troch rôznych modelov. Expozícia je potom počítaná ako $\sum(C_i POP_i)/\sum POP_i$, kde C_i je koncentrácia modelu v i -tej bunke mriežky a POP_i je v nej príslušný počet obyvateľov (resp. hustota obyvateľstva). Keďže modely podhodnocujú koncentrácie v porovnaní s meraním, takto vypočítanú expozíciu považujeme za dolný odhad. V časti 4 je uvedený detailný výpočet počtu predčasných úmrtí na Slovensku v dôsledku znečistenia ovzdušia časticami $PM_{2,5}$, pre ktorý je potrebné poznať okrem expozície tiež demografické a zdravotnícke údaje, ako aj vzťah medzi expozíciou znečisťujúcej látky a zdravotným dôsledkami.

2. EXPOZÍCIA ČASTICAMI $PM_{2,5}$ NA ZÁKLADE MERANÝCH ÚDAJOV

Častice $PM_{2,5}$ sa monitorovali v roku 2017 na 32 stanicích, pričom na 31 stanicích bola platnosť údajov viac ako 75 % – tieto stanice zahrnieme aj do našej analýzy. Priemerné koncentrácie na stanicích spolu s podielom platných údajov, typom oblasti a stanice, ako aj dominantným zdrojom znečistenia, sú uvedené v Tabuľke 2.1. Monitorovanie bolo zabezpečené prístrojmi TEOM a BAM (SHMÚ, 2017).

Na základe meraných koncentrácií je pomerne ťažké určiť expozíciu – t.j. mieru koncentrácie, ktorej sú ľudia vystavení. Priemerné ročné koncentrácie sú podľa nameraných hodnôt v roku 2017 v intervale od 11,1 (Stará Lesná) po $26,7 \mu g \cdot m^{-3}$ (Jelšava). Ak vypočítame priemer zo všetkých meraných dát v roku, dostávame priemernú koncentráciu $PM_{2,5}$ na území Slovenska rovnú $18,9 \mu g \cdot m^{-3}$. Ako veľmi hrubý odhad by sme takto jednoducho vypočítané číslo mohli stotožniť s priemernou expozíciou $PM_{2,5}$ obyvateľa SR. Pozrime sa na priemery trochu podrobnejšie. Ak vypočítame priemer meraní na všetkých mestských a predmestských pozadových stanicích (U/B a S/B) do-

staneme hodnotu $19,5 \mu g \cdot m^{-3}$. Zaujímavé je, že priemer všetkých dopravných staníc (U/T) je nižší: $18,8 \mu g \cdot m^{-3}$. Príčinou môžu byť vyššie emisie $PM_{2,5}$ z lokálnych kúrenísk v porovnaní s cestnou dopravou, a fakt, že existuje veľa dopravných staníc, ktoré sú pomerne málo ovplyvnené lokálnymi kúreniskami. Priemernú expozíciu mestského a vidieckeho obyvateľstva by sme mohli vypočítať ako priemernú koncentráciu dopravných a (pred) mestských pozadových staníc, teda $19,3 \mu g \cdot m^{-3}$. Ak zoberieme do úvahy len tri regionálne pozadové (R/B) stanice, dostávame pre ich priemernú hodnotu $12,9 \mu g \cdot m^{-3}$. Orientačne by sme mohli určiť, že expozícia v obývanom zastavanom území je o $6,4 \mu g \cdot m^{-3}$ vyššia oproti voľnej krajine. Z týchto hodnôt je ťažké odhadnúť, ako sa zvyšuje expozícia v okolí ciest a v okolí lokálnych kúrenísk, pretože máme veľa staníc, kde sú zahrnuté oba vplyvy. Vypočítajme však zvlášť priemer mestských a predmestských staníc, na ktoré dominantne vplyvajú zdroje z dopravy a tých, kde sú dominantné lokálne kúreniská. Z Tabuľky 2.1 vyberme stanice, ktoré sú len v blízkosti lokálnych kúrenísk; pre priemer ich koncentrácií dostávame $20,2 \mu g \cdot m^{-3}$ – túto hodnotu teda stotožníme s priemernou expozíciou v okolí lokálnych kúrenísk. Ak vyberieme stanice, na ktoré takmer výlučne vplýva doprava, dostaneme $17,7 \mu g \cdot m^{-3}$ – túto hodnotu teda stotožníme s priemernou expozíciou v okolí frekventovaných ciest. Takže expozícia obyvateľstva $PM_{2,5}$ v blízkosti ciest a v blízkosti lokálnych kúrenísk je o $4,8 \mu g \cdot m^{-3}$ resp. $7,3 \mu g \cdot m^{-3}$ vyššia oproti voľnej krajine. Treba poznamenať, že uvedené čísla sú len približné, ale poskytujú nám rádové či hrubé kvantitatívne odhady. Samozrejme, vplyv jednotlivých zdrojov nemožno úplne oddeliť. Kvalitu ovzdušia ovplyvňuje na každom mieste viacero zdrojov znečistenia. Bedlivého čitateľa a vášnivého štatistika by určite napadlo pohrať sa s číslami a skúsiť určiť priemernú expozíciu časticami $PM_{2,5}$ ako vážený priemer expozície vo voľnej krajine a v zastavaných územiach, teda ako $a \times 12,9 + b \times 19,3$; kde normované koeficienty a a b , by sme sa snažili určiť na základe pomeru času stráveného v zastavaných územiach a mimo nich, prípadne na identifikovaní takých sídel, ktoré sa približujú voľnej krajine. Takto získané číslo z intervalu (12,9; 19,3), ktoré by samozrejme ležalo omnoho bližšie k 19,3, by sme stotožnili s expozíciou. Týmto spôsobom získaná expozícia by však závisela od veľkého množstva predpokladov, preto sa držíme radšej pri zemi a ako expozíciu časticami $PM_{2,5}$ získanú z meraní, uveďme v úvode spomínaný priemer všetkých staníc $18,9 \mu g \cdot m^{-3}$. Túto expozíciu³ zároveň považujeme za horný limit pre expozíciu, pretože staníc, ktoré sa nachádzajú v blízkosti zdrojov znečistenia, je výrazne viac než tých, ktoré sú od nich relatívne ďalej.

³ EEA a SHMÚ reportujú pre $PM_{2,5}$ indikátor priemernej expozície (IPE, anglicky AEI), ktorý je pre daný rok definovaný ako spriemerovaná koncentrácia na všetkých mestských a predmestských pozadových stanicích za posledné 3 roky. Správa SHMÚ (2017) uvádza, že v roku 2017 bol IPE $18,3 \mu g \cdot m^{-3}$. Na obrázku 3.1. v reporte (EEA, 2019) je však ukázané, že často dochádza k nedorozumeniam pri výpočte tohto indexu, čo súvisí s nekonzistentnosťou pri výbere staníc, ktoré sa doň zahrňujú.

Tabuľka 2.1. Priemerné koncentrácie $PM_{2,5}$ v roku 2017 na staniciach s podielom platných meraní nad 75 %. Dominantný zdroj znečistenia je určený subjektívne autorom tohto článku na základe polohy stanice a zdrojov. Typ oblasti U – mestská, S – predmestská, R – regionálna. Typ stanice B – pozad'ová, I – priemyselná, T – dopravná.

Table 2.1. Annual mean $PM_{2,5}$ concentrations in 2017 at the air quality monitoring stations with time coverage more than 75%. Dominant source of air pollution is estimated by subjective judgement of the author of this paper, based on the location of the station and known emission sources. Type of the location U – urban, S – suburban, R – regional. Type of the station B – background, I – industrial, T – traffic.

Stanica	Priemer $\mu g \cdot m^{-3}$	Platnosť údajov v %	Typ oblasti/ stanice	Dominantné zdroje znečistenia
Banská Bystrica, Zelená	15,9	96,3	U/B	mestské pozadie
Banská Bystrica, Štefánik. náb.	23,3	97,8	U/T	cestná doprava, lokálne vykurovanie domácností
Bratislava, Jeséniova	14,1	96,8	S/B	lokálne vykurovanie domácností
Bratislava, Mamateyova	15,4	98,2	U/B	mestské pozadie
Bystričany, Rozvodňa SSE	18,7	96,5	S/B	lokálne vykurovanie domácností, priemysel/energetika
Handlová, Morovianska cesta	18,0	99,4	U/B	lokálne vykurovanie domácností
Hnúšťa, Hlavná	19,0	95,7	U/B	lokálne vykurovanie domácností
Humenné, Nám. Slobody	21,7	99,6	U/B	lokálne vykurovanie domácností
Jelšava, Jesenského	26,7	94,4	U/B	lokálne vykurovanie domácností
Kolonické sedlo	11,2	96,9	R/B	regionálne pozadie
Košice, Amurská	19,3	98,8	U/B	mestské pozadie, cestná doprava
Košice, Štefánikova	23,3	99,1	U/T	cestná doprava, lokálne vykurovanie domácností
Krompachy, SNP	20,7	98,6	U/T	cestná doprava, lokálne vykurovanie domácností, priemysel
Malacky, Mierové námestie	17,2	91,8	U/T	cestná doprava
Martin, Jesenského	22,1	83,7	U/T	cestná doprava, lokálne vykurovanie domácností
Nitra, Janíkovce	19,0	97,0	U/B	lokálne vykurovanie domácností, poľnohospodárstvo
Nitra, Štúrova	14,4	84,8	U/T	cestná doprava
Prešov, arm. gen. L. Svobodu	24,3	99,2	U/T	cestná doprava
Prievidza, Malonecpalská	18,4	98,8	U/B	cestná doprava, lokálne vykurovanie domácností
Ružomberok, Riadok	24,4	98,4	U/B	lokálne vykurovanie domácností
Senica, Hviezdoslavova	16,5	97,2	U/T	cestná doprava
Stará Lesná, AÚ SAV, EMEP	11,1	99,2	R/B	regionálne pozadie
Strážske, Mierová	21,6	98,6	U/B	lokálne vykurovanie domácností, priemysel
Topoľníky, Aszód, EMEP	16,4	96,6	R/B	regionálne pozadie, poľnohospodárstvo
Trenčín, Hasičská	13,2	97,7	U/T	cestná doprava
Trnava, Kollárova	16,8	97,2	U/T	cestná doprava
Veľká Ida, Letná	25,3	98,4	S/I	priemysel, lokálne vykurovanie domácností
Vranov nad Top., M.R.Štefánika	19,7	98,3	U/B	lokálne vykurovanie domácností, cestná doprava
Zvolen, J. Alexyho	17,7	99,6	U/B	lokálne vykurovanie domácností
Žiar nad Hronom, Jilemnického	15,5	99,5	U/B	mestské pozadie
Žilina, Obežná	25,9	99,6	U/B	cestná doprava, lokálne vykurovanie domácností

3. VÝSLEDKY PRIEMERNEJ EXPOZÍCIE $PM_{2,5}$ POMOCOU MODELOVANIA

Priemerné koncentrácie častíc $PM_{2,5}$ boli vypočítané na území Slovenska troma modelmi:

1. Chemicko-transportným modelom CMAQ v4.7 (Byun a Schere, 2006) s odstránením biasu – rozlíšenie modelu $1,5 \times 1,5$ km (CMAQ)
2. Interpoláčnym modelom RIO (Hooyberghs, 2006) s rozlíšením $4,7 \times 4,7$ km (RIO)
3. Interpoláčnym modelom IDW-A (SHMÚ, 2017) s rozlíšením 1×1 km (IDW)

Výsledné koncentrácie a základné štatistické porovnanie s meraním sú na Obrázku 3.1, odkiaľ je vidieť, že vo výsledkoch jednotlivých modelov sú značné rozdiely. Najlepšiu štatistiku so stanicami má model IDW-A – je to interpoláčny model, v ktorom miera vplyvu monitorovacích staníc na koncentrácie v mriežke je nepriamo závislá od ich vzájomnej vzdialenosti. Avšak vidno, že výsledky modelu IDW-A sú silne ovplyvnené polohou meracích

staníc. Model RIO je taktiež interpolačný model, ale berie viac do úvahy reprezentatívnosť jednotlivých staníc (zohľadňujúc využitie krajiny), pričom nie vždy priradí koncentráciu v mriežkovom bode totožne s nameranými údajmi. Jeho slabosťou je zjavné chýbajúci vplyv orografie. V modeloch IDW-A a RIO boli použité hodnoty ročných koncentrácií $PM_{2,5}$ z Tabuľky 2.1, pričom priestorové umiestnenie staníc je na Obrázku 2.1 v správe (SHMÚ, 2018). Priestorové rozloženie koncentrácií z modelu CMAQ vôbec nezávisí od nameraných hodnôt.

Na základe výsledkov jednotlivých modelov a priestorového rozloženia hustoty obyvateľstva bola vypočítaná priemerná expozícia časticami $PM_{2,5}$ na území Slovenska. Expozícia bola získaná váhovaním získaných koncentrácií hustotou obyvateľstva (EEA, 2017b) ako

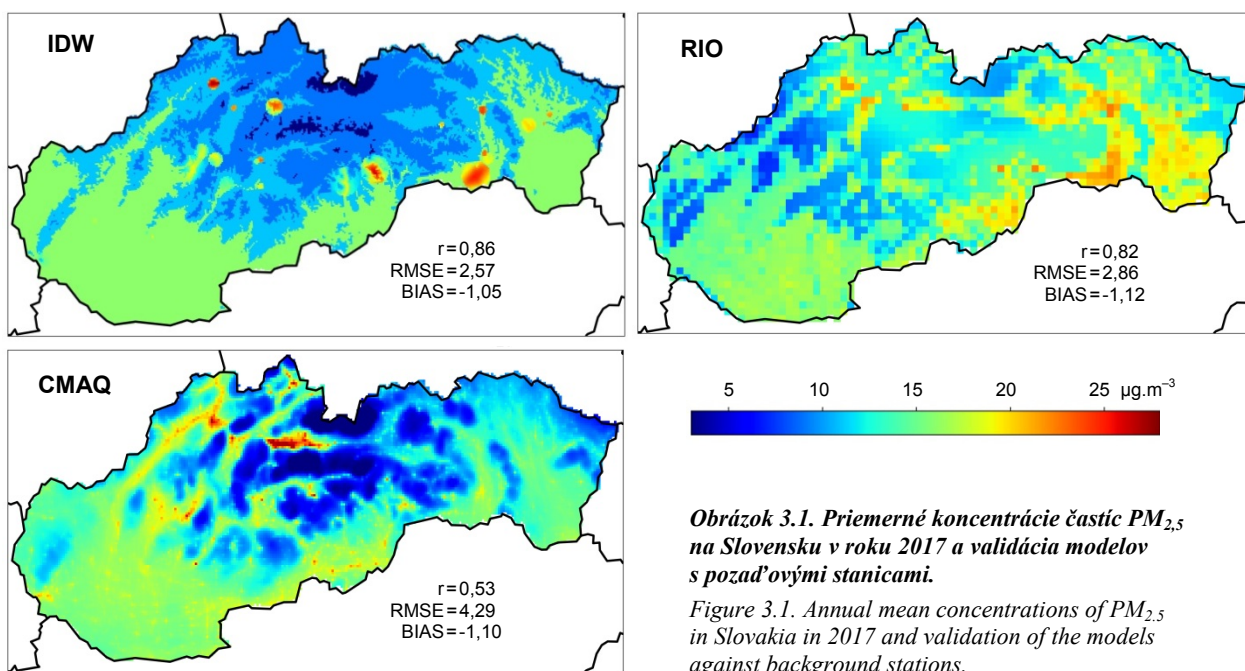
$$\sum (C_i POP_i) / \sum POP_i, \quad (3.1)$$

kde C_i je koncentrácia modelu v i -tej bunke mriežky a POP_i je v nej príslušný počet obyvateľov na km^2 . Pre model IDW-A dostaneme priemernú expozíciu 14,8 pre model RIO 16,4 a pre model CMAQ dostaneme

hodnotu $16,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Model IDW-A najlepšie zachytuje situáciu v okolí staníc, ale mimo nich koncentrácie dosť podhodnocuje – vidieť to najmä na severozápade územia. Preto pre priemernú expozíciu časticami $\text{PM}_{2,5}$ získanú na základe modelovania berieme minimum z výsledkov pre RIO a CMAQ, teda hodnotu $16,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, ktorú považujeme za dolný limit expozície na Slovensku. Tento limit je dolný preto, že oba modely mali záporný BIAS oproti meraným staniciam. To môže byť spôsobené buď nereprezentatívnosťou staníc, alebo reálnym podhodnotením modelu. V každom prípade odhadujeme, že skutočná priemerná expozícia by nemala byť nižšia ako uvedený dolný limit získaný z modelu.

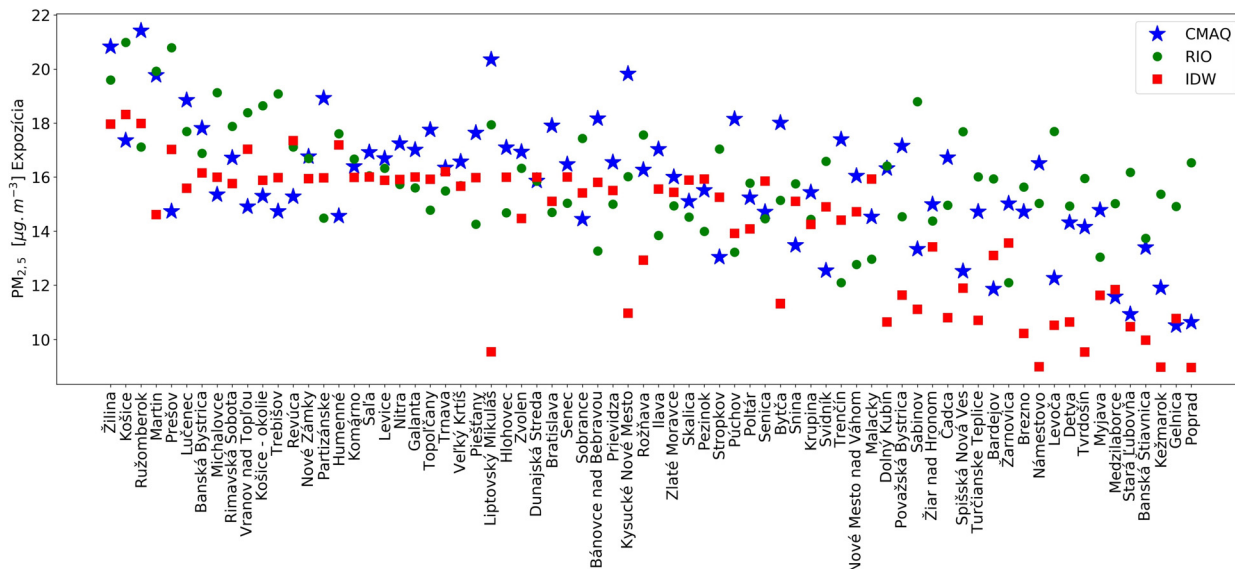
3.1 Expozície v jednotlivých okresoch

V publikácii Štefánik a kol. (2019b) sme sa zamerali na výpočet priemernej koncentrácie a expozície v okresoch SR (bratislavské a košické okresy sú zlúčené do jedného okresu Bratislava resp. Košice) pre znečisťujúce látky PM_{10} a NO_2 . Expozícia bola vypočítaná pomocou rovnice (3.1) pričom sa sumovalo len cez tie bunky mriežky, ktoré prináležali do daného okresu. Bolo ukázané, že výsledné expozície pre jednotlivé modely sa značne odlišujú. Pre posúdenie kvality ovzdušia v jednotlivých okresoch bola použitá expozícia, ktorá bola počítaná ako priemerná expozícia uvažovaných modelov. Obdobne pre $\text{PM}_{2,5}$ dostávame priemernú expozíciu v okresoch SR pre jednotlivé modely na Obrázku 3.2.



Obrázok 3.2. Priemerné expozície $\text{PM}_{2,5}$ v okresoch v roku 2017 pre jednotlivé modely.

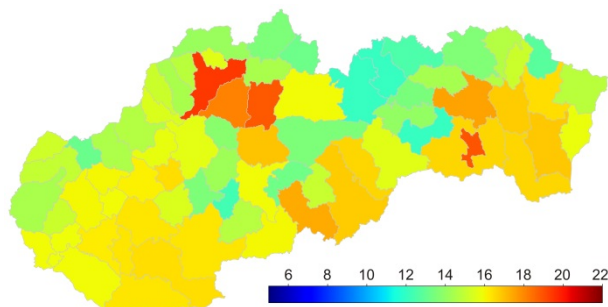
Figure 3.2. Annual mean $\text{PM}_{2,5}$ exposures in districts in 2017 for the three implemented models.



Na Obrázku 3.3 je zobrazená mapa priemerných expozícií $PM_{2.5}$ v okresoch. Hodnoty uvedené na mape sú priemerom dvoch spomínaných modelov RIO, CMAQ (model IDW-A sme neuvažovali kvôli tomu, že mimo staníc model veľmi podhodnocuje koncentrácie). Keďže výsledky pre jednotlivé modely sa značne odlišujú, treba interpretovať uvedenú mapu so zreteľom na túto skutočnosť. Z Obrázku 3.3 možno vyčítať, že medzi okresy s najvyššou expozíciou patria okresy Žilina, Košice, Ružomberok, Martin, Liptovský Mikuláš, Prešov, Lučenec, Banská Bystrica a viacero východoslovenských a juhoslovenských okresov. Význam takýchto – na okresy agregovaných – expozícií môže spočívať v tom, že na ich úrovni existujú aj iné štatistické dáta (zdravotnícke údaje, lesnícke dáta), s ktorými sa môže expozícia dávať do súvislostí. Problémom môže byť, že územia okresov reálne nekorešpondujú s pohybom obyvateľstva.

Obrázok 3.3. Priemerné expozície $PM_{2.5}$ [$\mu g \cdot m^{-3}$] v okresoch v roku 2017. Priemer modelov RIO a CMAQ.

Figure 3.3. Annual mean $PM_{2.5}$ exposures [$\mu g \cdot m^{-3}$] by districts in 2017. Mean values of RIO and CMAQ models.



4. ZDRAVOTNÉ DOPADY ZNEČISTENIA OVZDUŠIA ČASTICAMI $PM_{2.5}$

V reportoch EEA je očakávaný počet predčasných úmrtí počítaný nasledovne. Výpočtová oblasť, v tomto prípade Európa, sa diskretizuje pomocou mriežky s bunkami 1×1 km. Počet predčasných úmrtí v danej krajine E spôsobený znečisťujúcou látkou v ovzduší sa vyjadri ako

$$E = MR \times \sum_i AF_i \times POP_i, \quad (4.1)$$

kde MR je miera celkovej úmrtnosti v daný rok a v danej krajine (prirodzená úmrtnosť nad 30 rokov), POP_i je veľkosť populácie nad 30 rokov a AF_i je atributívna frakcia exponovaných⁴ v i -tej bunke, ktorá je vyjadrená spolu s funkciou účinku koncentrácie ako

$$AF_i = (RR_i - 1) / RR_i, \text{ kde } RR_i = e^{B(C_i - C_0)}, \quad (4.2)$$

kde RR_i je relatívne riziko a C_i je koncentrácia v i -tej bunke. Koncentrácie častíc $PM_{2.5}$ boli vypočítané pomocou postupu uvedeného v kapitole 9 v EEA (2019). V reportoch

⁴ Pre lepšie pochopenie sú tieto pojmy vysvetlené v Dodatku A v závere tejto publikácie.

EEA (2017, 2018, 2019) boli pre prípad $PM_{2.5}$ vzaté nasledovné parametre (ETC/ACM, 2016; EEA, 2018b; WHO, 2013):

$$C_0 = 0, \quad RR = e^{\frac{\ln(1,062)}{10} C} \equiv 1,062^{10}. \quad (4.3)$$

Hodnotu C_0 môžeme chápať ako hodnotu, pod ktorou použitie funkcie účinku koncentrácie (4.2) už nie je vhodné. V reportoch EEA sa uvažuje hodnota $C_0 = 0 \mu g \cdot m^{-3}$, ktorú odporúča WHO (2013), ale aj $C_0 = 2,5 \mu g \cdot m^{-3}$, ktorá predstavuje priemernú pozadovú koncentráciu pre Európu. Treba však dodať, že autorom tohto príspevku nie je jasné, nakoľko možno použiť funkciu účinku koncentrácie (4.3) pre nízke koncentrácie, a či aj nenulová hodnota atributívnej funkcie pre nízke hodnoty expozície, zodpovedajúcej úrovni prirodzeného pozadia bez antropogénnych vplyvov, okolo $C = 2,5 \mu g \cdot m^{-3}$, má reálny zmysel.

Namiesto rovnice (4.1), ktorú sumujeme cez všetky bunky mriežky, sa dá použiť jednoduchšia rovnica, kde pre AF (4.2) dosadíme za C priemernú expozíciu časticami $PM_{2.5}$. Analyticky sa dá ukázať, že obe rovnice sú takmer totožné⁵. Rovnicu (4.1) teda môžeme prepísať ako

$$E = MR \times AF \times POP \equiv AF \times PPU, \quad (4.4)$$

kde sme symbolom $PPU = MR \times POP$, označili počet prirodzených úmrtí v uvažovanej populácii s vekom vyšším ako 30 rokov. V ďalšom budeme používať rovnicu (4.4) pričom budeme mať na mysli, že AF a RR teraz nie sú závislé od koncentrácie ale od priemernej expozície.

Stratené roky života $SRŽ$ sa vypočítajú ako

$$SRŽ = \sum_r E_r \times SDŽ_r,$$

kde E_r je počet úmrtí vo vekovej triede r , spôsobených znečisteným ovzduším a $SDŽ_r$ je stredná dĺžka života vo vekovej triede r . Sumácia je robená pre všetky 5 ročné vekové triedy nad 30 rokov.

4.1 Overenie výpočtu predčasných úmrtí pre Slovensko v roku 2016 a analýza odchýlok vo výpočte

Overme si najprv výpočet v reporte EEA (2019) pre počet predčasných úmrtí na Slovensku v roku 2016, pre ktorý report v Tabuľke 10.1 udáva hodnotu 4 800. V uvedenej tabuľke sa tiež nachádza údaj o priemernej expozícii $PM_{2.5}$ na Slovensku v roku 2016, ktorá je rovná $17,6 \mu g \cdot m^{-3}$. EEA (2019) uvádza, že demografické dáta a stredná dĺžka života boli vzaté z Eurostatu (2019a, 2019b) a dáta o mortalite boli prevzaté z WHO (2019). V publikácii WHO (2019) sú však dáta o mortalite za Slovensko len za rok 2014. Tieto dáta sú aj v Zdravotníckej ročenke SR (2016) v Tabuľke T 6.2.1, podľa ktorej podiel prirodzených úmrtí, t.j. tých, ktoré nie sú zapríčinené vonkajšou príčinou, ku všetkým úmrtiam je $(1 - 111,8/1751) = 0,936$. Tento

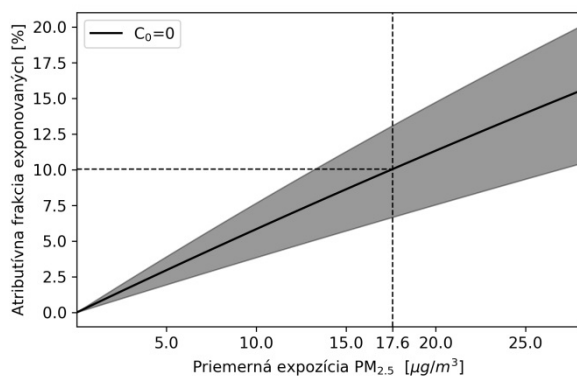
⁵ Toto tvrdenie sme overili výpočtom pre dva modely RIO a CMAQ, spomínané v časti 3 tejto publikácie, pričom sme zistili, že výsledky rovníc (4.1) a (4.4) sa odlišujú na úrovni menšej ako 0,05 %.

údaj je platný za rok 2014 a pravdepodobne ho použili aj v reporte EEA (2019). Počet celkových úmrtí v roku 2016 nad 30 rokov vrátane, je podľa tabuľky T 1.4.1 v Zdravotníckej ročenke SR (2016) rovný 51 451; z nich $51\,451 \cdot 0,936 = 48\,166$ je prirodzených úmrtí. Atributívna frakcia exponovaných koncentraciou $17,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ je podľa rovníc (4.2) a (4.3) rovná 0,1004. Teda viac ako desať percent úmrtí na Slovensku je spôsobených zlou kvalitou ovzdušia. Pre celkový počet predčasných úmrtí teda dostávame $E = 48\,166 \cdot 0,1004 = 4839$, čo je v zhode so zaokrúhleným číslom v reporte EEA (2019)⁶. Poďme sa pozrieť na neurčitost' v určení tejto hodnoty. V rovnici (4.3) sme použili koeficient 1,062 pri určení relatívneho rizika. Toto číslo môžeme chápať ako priemer z gaussovského rozdelenia, získaného na základe epidemiologických štúdií. WHO (2013) udáva, že s 95 % intervalom spoľahlivosti je relatívne riziko RR (4.3) určené ako

$$RR = e^{\frac{\ln(x)}{10}C}, \quad x \in (1,04; 1,083). \quad (4.5)$$

Obrázok 4.1. Atributívna frakcia exponovaných AF na základe RR zo vzťahu (4.5) v závislosti od expozície $PM_{2,5}$. Šedá oblasť predstavuje 95 % interval spoľahlivosti. Priemerná expozícia $PM_{2,5}$ rovná $17,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ – pre SR v 2016 (EEA, 2019) – znamená, že okolo 10 % zo všetkých úmrtí bolo predčasných v dôsledku expozície $PM_{2,5}$.

Figure 4.1. Dependence of attributable fraction among the exposed - AF with RR from Eq. (4.5) on the $PM_{2,5}$ exposure. Grey area represents 95% confidence level. Annual mean $PM_{2,5}$ exposure equal to $17.6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ – in Slovakia 2016 (EEA, 2019) – means that nearly 10% from all deaths was premature due to the adverse $PM_{2,5}$ exposure.



Závislosť atributívnej funkcie AF s využitím RR (4.5) od expozície $PM_{2,5}$ je zobrazená na Obrázku 4.1. Použitím tejto rovnice dostávame v rámci 95 % intervalu spoľahlivosti 3 200 až 6 300 predčasných úmrtí. V Tabuľke 4.1 uvádzame výpočet predčasných úmrtí taktiež pre $C_0 = 2,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a pre priemerné expozície v rozsahu $C = 17,6 \pm 1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, nakoľko si myslíme (na základe výpočtov pre rok 2017, viď. Časť 4.2), že priemerná expo-

⁶ Ak by sme počítali podiel prirodzených úmrtí ku všetkým úmrtiam pre rok 2016 podľa Tabuľky T 1.5.1 v Zdravotníckej ročenke SR (2016) ako $(1 - 2737/52351) = 0,9477$, dostali by sme o približne 60 predčasných úmrtí viac.

zícia časticami $PM_{2,5}$ je určená zhruba s takouto neistotou. Z tabuľky vidíme, že množstvo vypočítaných predčasných úmrtí sa pohybuje od 3 900 po 5 100 pre strednú hodnotu, a berúc do úvahy 95 % interval spoľahlivosti, od 2 600 po 6 600. Pre názornú ilustráciu výpočtov uvádzame Obrázok 4.2, kde tmavo-šedá oblasť predstavuje počet úmrtí počítaný s $C_0 = 0 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, zelená oblasť s $C_0 = 2,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a bledo-šedá oblasť predstavuje interval expozície $C = 17,6 \pm 1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Ak považujeme štvoruholník, ktorý vznikne ako priesečník týchto troch oblastí, za oblasť veľmi pravdepodobných hodnôt, môžeme z obrázku určiť, že počet predčasných úmrtí sa s vysokou pravdepodobnosťou pohybuje od 3 000 do 5 800.

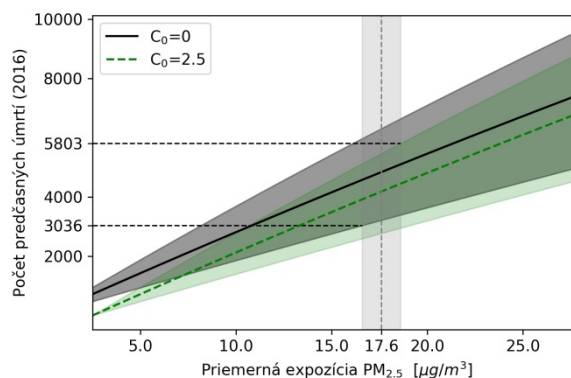
Tabuľka 4.1. Počet predčasných úmrtí na Slovensku spôsobených expozíciou častíc $PM_{2,5}$ v roku 2016. Dve úrovne základnej koncentrácie sú uvažované: $C_0 = 0 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $C_0 = 2,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Pre priemernú hodnotu expozície je použitá hodnota z EEA (2019) rovná $C = 17,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, ako aj hodnoty $C = 17,6 \pm 1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Výsledky sú zaokrúhlené na 100.

Table 4.1. Number of premature deaths in Slovakia caused by $PM_{2,5}$ exposure in 2016. Two levels of ground level concentrations $C_0 = 0 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ and $C_0 = 2.5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ are assumed. For mean exposure the value from EEA (2019) equals to $C = 17.6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ and values $C = 17.6 \pm 1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ are used. Results are rounded to 100.

	Počet predčasných úmrtí – rok 2016	
	Stredná hodnota	95 % interval spoľahlivosti
$C_0 = 0$ $C = 17,6$	4 800	3 200 – 6 300
$C_0 = 2,5$ $C = 17,6$	4 200	2 800 – 5 500
$C_0 = 0$ $C = 16,6$	4 600	3 000 – 6 000
$C_0 = 2,5$ $C = 16,6$	3 900	2 600 – 5 100
$C_0 = 0$ $C = 18,6$	5 100	3 400 – 6 600
$C_0 = 2,5$ $C = 18,6$	4 400	2 900 – 5 800

Obrázok 4.2. Počet predčasných úmrtí spôsobených expozíciou $PM_{2,5}$ na Slovensku v roku 2016 v závislosti od expozície $PM_{2,5}$. Dve funkcie účinku koncentrácie s $C_0 = 0$ a $2,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sa berú do úvahy spolu s 95 % intervalom spoľahlivosti. Pre priemernú expozíciu berieme do úvahy $17,6 \pm 1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Figure 4.2. Dependence of number of premature deaths in Slovakia caused by $PM_{2,5}$ exposure in 2016 on the $PM_{2,5}$ exposure. Two concentration response functions with $C_0 = 0 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ and $C_0 = 2.5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ together with 95% confidence interval are taking into the account. For mean exposure the values $C = 17.6 \pm 1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ are used.

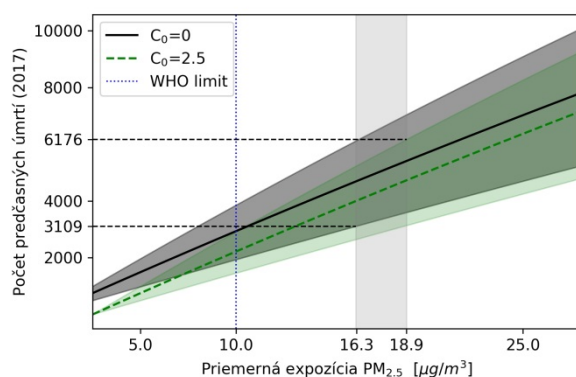


4.2 Odhad počtu predčasných úmrtí na Slovensku v roku 2017

Počet celkových úmrtí v roku 2017 nad 30 rokov vrátane je podľa tabuľky T 1.4.1 v Zdravotníckej ročenke SR (2017) rovný 53 035. Z nich je podľa tabuľky T 1.5.1 prirodzených zhruba $50\,328 = 53\,035 \cdot (1 - 2\,752/53\,914)$. V časti 3 sme diskutovali, že dolný odhad pre priemernú expozíciu $PM_{2.5}$ získaný z modelovania je rovný $16,3\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. V časti 2 sme zas odhadli horný limit expozície ako priemer všetkých meraní rovný $18,9\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Odhadujeme teda, že priemerná expozícia na Slovensku v roku 2017 je v rozpätí $16,3 - 18,9\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Obdobne ako pre rok 2016 vykreslíme Obrázok 4.3, kde tmavo-šedá oblasť predstavuje počet úmrtí počítaný s $C_0 = 0\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, zelená oblasť s $C_0 = 2,5\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ a bledo-šedá oblasť predstavuje interval expozícií $C = 16,3 - 18,9\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ak považujeme štvoruholník, ktorý vznikne ako priesečník týchto troch oblastí, za oblasť veľmi pravdepodobných hodnôt, môžeme z obrázku určiť, že počet predčasných úmrtí v roku 2017 sa s vysokou pravdepodobnosťou pohybuje od 3 100 do 6 200.

Obrázok 4.3. Počet predčasných úmrtí spôsobených expozíciou $PM_{2.5}$ na Slovensku v roku 2017 v závislosti od expozície $PM_{2.5}$. Dve funkcie účinku koncentrácie s $C_0 = 0$ a $2,5\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ sa berú do úvahy spolu s 95 % intervalom spoľahlivosti. Pre priemernú expozíciu berieme do úvahy interval $16,3$ až $18,9\ \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Figure 4.3. Dependence of number of premature deaths in Slovakia caused by $PM_{2.5}$ exposure in 2017 on the $PM_{2.5}$ exposure. Two concentration response functions with $C_0 = 0\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ and $C_0 = 2.5\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ together with 95% confidence interval are considered. For mean exposure, the interval of 16.3 to $18.9\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ is used.



Považujeme nad tým, že by sme splnili EÚ limit pre priemerné ročné koncentrácie, a síce, že by na území Slovenska neexistovalo miesto s koncentraciami $PM_{2.5}$ nad $20\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Skúsme teda nahradiť všetky hodnoty koncentrácií v modeloch CMAQ a RIO s viac ako $20\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ hodnotou presne rovnou $20\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, pričom ostatné necháme nezmenené. Pre model CMAQ potom dostávame expozície $16,07\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ a pre RIO $16,2\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vidíme, že expozície vypočítané pomocou modelov sa pri takto definovanom zlepšení veľmi nezmenili. Keď to isté spravíme pre staničné merania v Tabuľke 2.1, dostaneme pre expozíciu získanú ako priemer všetkých meraní hodnotu $17,66\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Očakávame teda, že ak zlepšime kvalitu ovzdušia tak, že všetky miesta, ktoré nespĺňajú ročné EÚ

limity budú dosahovať koncentrácie rovné presne $20\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, a v ostatných miestach sa koncentrácie nezmenia, očakávaná expozícia bude na úrovni $C = 16,07 - 17,66\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pre počet predčasných úmrtí potom dostaneme interval $3100 - 5700$, čiže v priemere o 250 predčasných úmrtí menej ako v skutočnom stave. Ak by sme ale dokázali splniť limitnú ročnú hodnotu odporúčanú WHO, teda aby koncentrácie $PM_{2.5}$ ani na jednom mieste neprekračovali $10\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, odhadovaný počet predčasných úmrtí by sa výrazne znížil. Uvažujme, že splníme tento WHO limit. Potom horný odhad pre expozíciu $10\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ by nám znížil počet predčasných úmrtí o zhruba 2100. Poznamenajme, že tento WHO limit by bolo veľmi ťažké dosiahnuť. V roku 2017 ho totiž nespĺňala ani jedna stanica Slovensku. Navyše ho pravdepodobne na niektorých miestach prekračuje aj samotný cezhraničný prenos, ktorý sa v roku 2015 pohyboval od $4\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ na strednom Slovensku až po maximálne hodnoty $13\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ v blízkosti juhozápadných hraníc (Štefánik, 2019).

5. ZÁVER

Pomocou viacerých metód zahrňujúcich meranie aj modelovanie bola vypočítaná priemerná expozícia obyvateľstva časticami $PM_{2.5}$ na Slovensku v roku 2017. Odhadujeme, že táto expozícia bola v intervale $16,3$ až $18,9\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, kde dolný limit bol vypočítaný na základe modelovania a horný limit na základe meraní – ako priemerná hodnota koncentrácií na všetkých staniaciach s výťažnosťou nad 75 %.

Na základe meraní bolo približne určené, že expozícia v zastavanom území je o $6,4\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ vyššia ako vo voľnej krajine. Taktiež bolo určené, že expozícia v blízkosti lokálnych kúrenísk je v priemere o $7,3\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ vyššia ako vo voľnej krajine a expozícia v blízkosti frekventovaných ciest je vyššia o $4,8\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tieto čísla však treba brať ako hrubý kvantitatívny odhad. Okrem nemožnosti zistiť spoľahlivo príspevky jednotlivých zdrojov znečistenia ku koncentraciám na základe jednoduchých meraní, by bolo taktiež potrebné analyzovať viacero rokov. Očakávame, že v blízkej budúcnosti budeme môcť tieto príspevky spoľahlivejšie kvantifikovať na základe vylepšeného regionálneho modelovania.

Podľa metodiky WHO bolo vypočítané, že expozícia $16,3$ až $18,9\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ časticami $PM_{2.5}$ v roku 2017 spôsobila od 3 100 do 6 200 predčasných úmrtí – teda v priemere takmer 10 % zo všetkých prirodzených úmrtí na Slovensku bolo predčasných v dôsledku znečistenia ovzdušia časticami $PM_{2.5}$. Ak je metodika WHO spoľahlivá, tieto čísla sú silným dôvodom na to, aby sa problémom znečistenia ovzdušia vážnejšie zaoberali zdravotnícke inštitúcie, ako aj celá spoločnosť.

Zoznam skratiek

CMAQ - Community Multiscale Air Quality modeling system, chemicko-transportný model
EEA - Európska environmentálna agentúra
IDW-A - interpolačný model (SHMÚ, 2017)
RIO - interpolačný model (Hooyberghs, 2006)
WHO - Svetová zdravotnícka organizácia

A. DODATOK: Funkcie a pojmy potrebné na odhadnutie zdravotných vplyvov kvality ovzdušia

Mnohé nasledovné pojmy, ktoré budeme uvádzať sú detailnejšie a prehľadne spracované v manuáli Family Health Outcomes Project (2020), dodatok III-B.

• Incidencia: I

udáva výskyt určitého javu na 100, 1000, 10 000 atď. ľudí v určitom čase, najčastejšie rok.

• Relatívne riziko: RR

$$RR = I_{exp} / I_{nonexp}, \quad (A.1)$$

je podiel incidence (percentuálneho výskytu javu) v exponovanej skupine I_{exp} a incidence I_{nonexp} v neexponovanej skupine.

- $RR = 1$ znamená, že expozícia nemá vplyv na početnosť javov,
- $RR > 1$ znamená, že expozícia zvyšuje počet javov,
- $RR < 1$ znamená, že expozícia znižuje počet javov,

Príklad: Predstavme si, že v skupine matiek, ktoré fajčili v tehotenstve sa s incidenciou 0,12 (12 %) narodila deti s nízkou hmotnosťou (pod 2,5 kg). Takéto deti sa matkám, ktoré počas tehotenstva nefajčili narodila s incidenciou 0,063 (6,3 %). Relatívne riziko je potom $RR = 1,9$.

• Atributívne riziko: AR

$$AR = I_{exp} - I_{nonexp}, \quad (A.2)$$

vyjadruje absolútny efekt expozície rizikovým faktorom. Vyjadruje o koľko je vyšší výskyt javov (incidencia) v skupine exponovaných osôb v porovnaní so skupinou neexponovaných.

Príklad: Pokračujme v predošlom príklade. Máme $AR = 0,12 - 0,063 = 0,057$, t.j. incidencia javu, že sa dieťa narodí s nízkou hmotnosťou je o 5,7 % vyššia u exponovanej skupiny (fajčiarky v tehotenstve). Predstavme si, že matkám, ktoré počas tehotenstva fajčili, sa celkovo narodí 158 detí. Z nich 9 ($158 \times 0,057$) sa narodí s nízkou hmotnosťou, kvôli tomu, že matky v tehotenstve fajčili.

• Atributívna frakcia exponovaných: AF alebo AFe , prípadne $AR\%$ (ak sa veličina vyjadrí v %):

$$AF = (I_{exp} - I_{nonexp}) / I_{exp} = (RR - 1) / RR \quad (A.3)$$

vyjadruje proporciu javov v exponovanej populácii, ktorú možno prisúdiť expozícii.

Príklad: Pokračujme v predošlom príklade. Máme $AF = (0,12 - 0,063) / 0,12 = 0,475$; t.j. 47,5 % prípadov narodenia detí s nízkou hmotnosťou v skupine fajčiarok, možno prisúdiť fajčeniu počas tehotenstva.

• Funkcia účinku koncentrácie

(concentration response function):

Vyjadruje vzťah medzi koncentráciou, resp. expozíciou znečisťujúcej látky C a relatívnym rizikom RR . Môže byť vyjadrená podľa ETC/ACM (2016), ako:

$$RR = \exp[B(C - C_0)], \quad (A.4)$$

kde C_0 je referenčná koncentrácia (expozícia), pod ktorou sa neočakávajú žiadne zdravotné účinky. B je faktor účinkov koncentrácie (concentration-response factor). Určenie relatívneho rizika je založené na epidemiologických štúdiách, v ktorých sa skúma vzťah nárastu incidence a koncentrácie. Z týchto vzťahov sa určí koeficient B , ktoré sa všeobecne považuje podobný pre celú populáciu.

LITERATÚRA

- Byun, D.–Schere, K., 2006, Review of the governing equations, computation algorithms, and other components of the Model-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System. *Appl. Mech. Rev.* 59(2), 51–77.
- Family Health Outcomes Project, 2020, The Planning Guide, University of California, San Francisco, dostupné: <https://fhop.ucsf.edu/planning-guide>, posledný prístup 27.3.20.
- EEA, 2017, Air quality in Europe – 2017 report, EEA Report No 13/2017, European Environment Agency, dostupné: <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2017>, posledný prístup 27.3.20.
- EEA, 2017b, Population density GIS data zipped. File format: ESRI grid, raster data, dostupné: [https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/population-density-disaggregated-with-clc2000-1/population-density-gis-data-zipped-file-format-esri-grid-raster-data/](https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/population-density-disaggregated-with-clc2000-1/population-density-gis-data-zipped-file-format-esri-grid-raster-data/population-density-gis-data-zipped-file-format-esri-grid-raster-data) posledný prístup 3.4.20.
- EEA, 2018, Air quality in Europe – 2018 report, EEA Report No 12/2018, European Environment Agency, dostupné: <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2018>, posledný prístup 27.3.20.
- EEA, 2018b, Health impacts of air pollution – Assessing the risks to health from air pollution, EEA Briefing No 11/2018, European Environment Agency, dostupné: <https://www.eea.europa.eu/publications/assessing-the-risks-to-health>; <https://www.eea.europa.eu/themes/air/health-impacts-of-air-pollution/assessing-the-risks-to-health>, posledný prístup 14.4.20.
- EEA, 2019, Air quality in Europe – 2019 report, EEA Report No 10/2019, European Environment Agency, dostupné: <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2019>, posledný prístup 27.3.20.
- ETC/ACM, 2016, Quantifying the health impacts of ambient air pollution: methodology and input data Technical Paper 2016/5, European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation.
- Eurostat, 2019a, “Population on 1 January by age and sex”, dostupné: http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=demo_pjan/, posledný prístup 27.3.20.
- Eurostat, 2019b, “Life expectancy by age and sex”, dostupné: https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=demo_mlexpec&lang=en/, posledný prístup 27.3.20.
- Hooyberghs, J.–Mensink, C.–Dumont, G.–Fierens, F., 2006, Spatial interpolation of ambient ozone concentrations from sparse monitoring points in Belgium *J. Environ. Monit.*, 2006, 8, 1129–1135.
- Národný program znižovania emisií, 2020, Ministerstvo životného prostredia Slovenská republika, dostupné: <https://ec.europa.eu/environment/air/reduction/NAPCP.htm>, posledný prístup 27.3.20.

- SHMÚ, 2017, *Správa o kvalite ovzdušia v Slovenskej republike 2017*, dostupné: <http://www.shmu.sk/sk/?page=997>, posledný prístup 1.4.20.
- SHMÚ, 2018, *Správa o kvalite ovzdušia v Slovenskej republike 2018*, dostupné: <http://www.shmu.sk/sk/?page=997>, posledný prístup 1.4.20.
- Štefánik, D., 2019, *Cezhraničný prenos znečisťujúcich látok na území Slovenska*, Meteorologický časopis, Ročník 22, číslo 2, ISSN 1335-339X, dostupné: <http://www.shmu.sk/sk/?page=31>, posledný prístup 30.3.20.
- Štefánik, D.–Matejovičová, J.–Krajčovičová, J.–Beňo, J.–Nemček, V., 2019b, *Kvalita ovzdušia v okresoch SR, Konferencia ochrana ovzdušia, Štrbské Pleso, 11–13.11.2019*, ISBN 978-80-89565-41-2.
- WHO, 2013, *Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project: New emerging risks to health from air pollution – Results from the survey of experts*, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO, 2019, *'European detailed mortality database'*, World Health Organization Regional Office for Europe, Copenhagen, dostupné: https://www.who.int/healthinfo/statistics/mortality_rawdata/en/, posledný prístup 30.3.20.
- Zdravotnícka ročenka SR 2016, dostupné: http://www.nczisk.sk/Statisticke_vystupy/Zdravotnicka_rocenka/Pages/Archiv.aspx, posledný prístup 30.3.20.
- Zdravotnícka ročenka SR 2017, http://www.nczisk.sk/Statisticke_vystupy/Zdravotnicka_rocenka/Pages/Archiv.aspx, posledný prístup 30.3.20.

ZLEPŠENIE KVALITY ÚČTOV EMISIÍ DO OVZDUŠIA A ROZŠÍRENIE POSKYTOVANÝCH ČASOVÝCH RADOV SO ZAMERANÍM NA VYKUROVANIE DOMÁCNOSTÍ

ZUZANA JONÁČEK, MARCEL ZEMKO, JANKA SZEMESOVÁ, LENKA ZETOCHOVÁ

Slovenský hydrometeorologický ústav, Jeséniova 17, 833 15 Bratislava,
marcel.zemko@shmu.sk, zuzana.jonacek@shmu.sk, janka.szemesova@shmu.sk, lenka.zetochova@shmu.sk

Emissions and Biofuels Department at the Slovak Hydrometeorological Institute (OEaB-SHMU) in cooperation with the Statistical Office of the Slovak Republic successfully completed the Grant Project: "Improvement of the Quality of Air Emission Accounts and Extension of Provided Time Series" took place in the period 2017–2018. Its main objectives were to improve the quality, completeness and consistency of the data reported in the air emission accounts and to obtain the data needed to improve the emission inventories of individual heating of households, especially family houses.

Slovenský hydrometeorologický ústav, Odbor Emisie a biopalivá, riešil v rokoch 2017 a 2018, v spolupráci so Štatistickým úradom Slovenskej republiky grantový projekt podporovaný EUROSTAT-om: Zlepšenie kvality účtov emisií do ovzdušia a rozšírenie poskytovaných časových radov. Výsledkom projektu bolo zvýšenie kvality, kompletnosti a konzistentnosti údajov reportovaných v rámci účtov emisií do ovzdušia a získanie údajov potrebných na zlepšenie emisných inventúr z oblasti individuálneho vykurovania domácností, hlavne rodinných domov.

Key words: air pollution, households heating, biomass, solid fuels, emission inventory, reduction commitment

ÚVOD

Znečistenie ovzdušia a znížená kvalita ovzdušia sú v súčasnosti závažným problémom v celom svete, pretože úroveň znečistenia ovzdušia výrazne poškodzuje ľudské zdravie, má významný vplyv aj na ekosystémy a celkový stav životného prostredia. Znečistenie ovzdušia jednej krajiny môže výrazne ovplyvniť iné krajiny, keďže vplyvom prúdenia v atmosfére sa znečisťujúce látky vypustené v jednej krajine presúvajú nad územia iných štátov.

Od 90. rokov 20. storočia sa kvalita ovzdušia v Slovenskej republike (SR) významne zlepšila, avšak stále nedosahuje úroveň, ktorá by nemala vplyv na kvalitu ľudského zdravia a životného prostredia. V priebehu posledných rokov došlo vplyvom zavedenia emisných limitov a ich sprísňovania k významnému poklesu emitovaného znečistenia do ovzdušia z veľkých a stredných zdrojov. Malé zdroje, ako napríklad rodinné domy s individuálnym vykurovaním, nie sú legislatívne riadené v oblasti znečisťovania ovzdušia. To spôsobuje, že v súčasnosti sú práve domácnosti hlavným prispievateľom k emisiám tuhých prachových častíc, ktorých zvýšená koncentrácia môže spôsobovať smogové situácie v zimných mesiacoch.

Množstvo tuhých prachových častíc emitovaných do ovzdušia je zapríčinené najmä spaľovaním menej kvalitných tuhých palív, dreva, ako aj zlou praxou a nevyhovujúcim technickým stavom spaľovacích zariadení. Informácie o súčasnom stave v tomto sektore neboli dostupné alebo neboli dostačujúce.

Účty emisií do ovzdušia (AEA) pod nariadením EP a Rady (EÚ) 691/2011 o európskych environmentálnych účtoch patria k environmentálnym štatistikám [1], ktoré sú

nevyhnutné pre tvorbu účinných opatrení a politík na zlepšenie kvality ovzdušia. AEA sú podkladom pre identifikáciu emisného zaťaženia jednotlivých sektorov národného hospodárstva v súlade s európskou klasifikáciou ekonomických činností (NACE Rev. 2). Každoročne ich vypracováva odbor Emisie a biopalivá Slovenského hydrometeorologického ústavu (OEaB-SHMÚ).

Sprísňujúce sa legislatívne požiadavky na prevádzkovateľov veľkých a stredných znečisťovateľov ovzdušia viedli k zníženiu ich emisií, čo spôsobilo zvýšenie podielu emisií malých zdrojov, medzi ktoré patria hlavne domácnosti. Tým sa stali významným prispievateľom emisií, najmä tuhých prachových častíc PM_{2,5} a PM₁₀. V roku 2018 domácnosti vypustili do ovzdušia viac ako 74 % z celkového množstva jemných prachových častí PM_{2,5} za Slovenskú republiku.

Z toho dôvodu bol v spolupráci so Štatistickým úradom Slovenskej republiky (ŠÚ SR) vypracovaný grantový projekt: „Zlepšenie kvality účtov emisií do ovzdušia a rozšírenie poskytovaných časových radov“ [2]. V rámci projektu bolo vykonané štatistické zisťovanie s cieľom získať údaje o domácnostiach vykurojúcich tuhým palivom.

NÁRODNÉ OKOLNOSTI A VÝCHODISKOVÉ PODMIENKY

Slovenský hydrometeorologický ústav, Odbor Emisie a biopalivá, zastrešuje plnenie množstva európskych a medzinárodných legislatívnych požiadaviek týkajúcich sa podávania správ o emisiách znečisťujúcich látok (ZL) a skleníkových plynov (GHG). Tieto údaje sú každoročne

hodnotené a preverované v nezávislých procesoch medzinárodných revízií, pretože emisné správy slúžia na dokazovanie plnenia emisných záväzkov Slovenskej republiky voči medzinárodnej legislatíve.

Podrobné informácie o súčasnom stave znečistenia ovzdušia v Slovenskej republike sú nevyhnutné pri tvorbe plánov, politík a opatrení na zlepšenie kvality ovzdušia, a tým aj na zlepšenie zdravotného stavu dotknutého obyvateľstva a ich životného prostredia. Najzávažnejšie nedostatky pre zavedenie účinných politík a opatrení boli identifikované v oblasti malých zdrojov znečistenia, ako sú sektory služby a individuálne vykurovanie domov a bytov.

Dostupné štatistické údaje o individuálnom vykurovaní v rodinných domoch boli k dispozícii iba zo sčítania obyvateľov, domov a bytov z roku 2011 (SODB 2011). Ich komplexnosť a zameranie neboli dostatočné pre účely plnenia nariadenia [1]. Údaje o druhu tuhého paliva a technického zariadenia použitého na vykurovanie, ako aj samotného technického stavu budov a domov, absentovali.

CIELE PROJEKTU A ORGANIZÁCIA

V snahe zlepšiť situáciu v dostupnosti vstupných štatistických údajov a vypracovať podrobnejšiu analýzu súčasného stavu v oblasti individuálneho vykurovania domácností bol do grantovej výzvy Eurostat-u prihlásený projekt [2]. Keďže projekt reagoval na grantovú výzvu Eurostatu v oblasti zlepšenia kvality časových radov účtov emisií do ovzdušia podľa nariadenia [1], prioritným cieľom bolo vytvorenie novej metodiky pre rekonštrukciu emisií historických rokov a doplnenie časového radu AEA pre roky 1990–2008. Pre tvorbu metodiky bolo potrebné zlepšenie kvality bilancie palív (najmä dreva) a zistenie skutočného stavu spaľovacích zariadení v domácnostiach, ako aj obvyklej praxe pri vykurovaní. Tieto údaje boli získané pomocou štatistického zisťovania v domácnostiach s individuálnym vykurovaním, realizovaného v spolupráci so ŠÚ SR. Metodika

počíta celkovú spotrebu všetkých palív (tuhých, plyných a kvapalných) za daný sektor a následne určí emisie z vykurovania domácností.

Žiadosť o grant z Eurostat-u bola schválená v priebehu roku 2016. Následne bol vo februári 2017 projekt spustený a ukončenie v septembri roku 2018 bolo v súlade s plánovaným termínom. Podľa schváleného časového harmonogramu bol projekt rozčlenený na päť fáz (Obr. 1).

ŠTATISTICKÉ ZISŤOVANIE

Samotné štatistické zisťovanie, ako súčasť prvej fázy projektu, prebehlo medzi februárom a septembrom 2017. Výber vzorky vykonal expert z Odboru metód štatistických zisťovaní ŠÚ SR. Vytvorená bola opora výberu obsahujúca všetky rodinné domy z databázy domov zo Sčítania obyvateľov, domov a bytov (SODB) 2011, ktoré spĺňali stanovené kritéria:

- Obývaný dom;
- Typ domu - rodinný dom, radový dom, dvojdom;
- Typ vykurovania - dom s ústredným kúrením, podlahovým kúrením, individuálnym vykurovacím zariadením;
- Tuhé palivo ako primárny zdroj energie, používané na vykurovanie bytovej jednotky v dome.

Aplikovaním filtrov bola zistená celková veľkosť opory výberu vzorky: 185 736 domov. Samotná vzorka bola vybraná náhodne aplikovaním štatistických metód, pričom veľkosť vybranej hrubej vzorky bola 2 100 domov.

Domy zahrnuté do výberovej vzorky pozostávali z maximálne 3 bytových jednotiek. Výberový súbor obsahoval informácie o každej bytovej jednotke v dome, ktorá splnila vyššie uvedené kritériá. Ak konkrétne bytové jednotky v dome nespĺňali stanovené kritériá, neboli do vzorky zahrnuté. Vykonaný výber vzorky bol náhodný, stratifikovaný a dvojestupňový.

Obrázok 1. Časový harmonogram projektu.

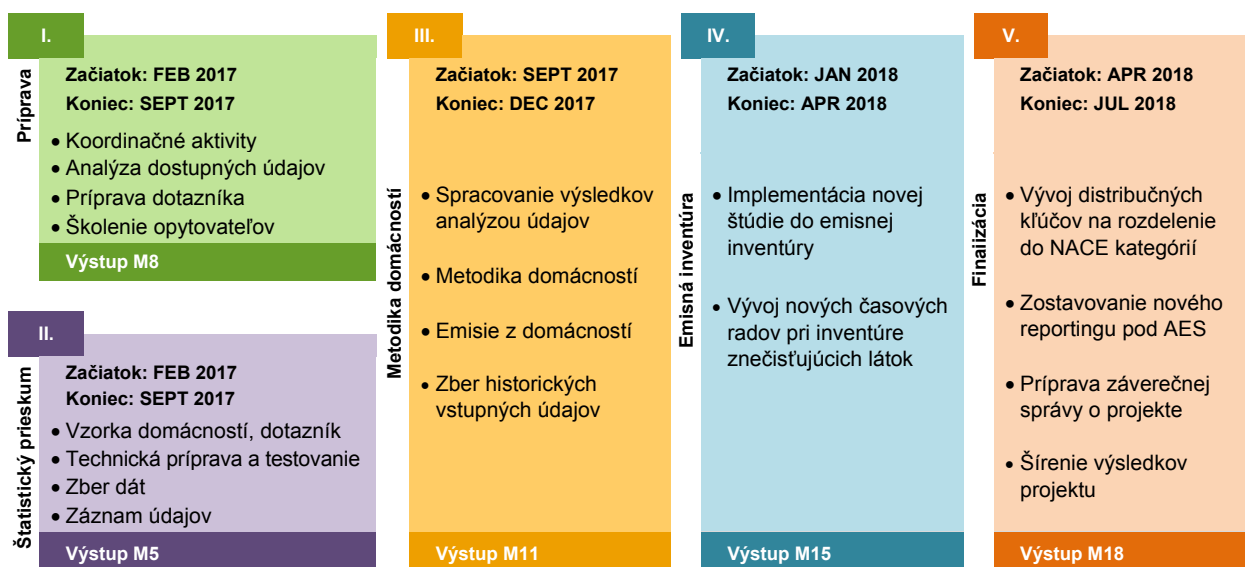


Figure 1. Time schedule of the project.

Štatistický prieskum sa vykonával formou osobného opytovania so zaznamenaním údajov do dotazníkov. Dotazníky boli pripravené OEaB-SHMÚ v spolupráci so ŠÚ SR. Dotazník mal 32 otázok a bol rozdelený na tri časti. Časť A obsahovala otázky zamerané na zistenie údajov o dome, jeho technických parametroch, celkovej spotrebe energie v domácnosti a o vykurovaní vnútorných priestorov. Časť B bola zameraná na spotrebu a nákup tuhých palív a záhradnú techniku, a v časti C sa otázky týkali hlavne typov vykurovacích zariadení, ich technických parametrov a spotreby paliva na vykurovanie.

Štatistické zisťovanie sa uskutočnilo v teréne prostredníctvom osobných rozhovorov vo vybraných domácnostiach. Opytovatelia osobne navštívili vybrané domácnosti a odpovede respondentov zaznamenali v dotazníkoch. Osobné rozhovory boli vybrané ako metóda prieskumu zabezpečujúca najvyššiu mieru odpovedí. Výhodou osobného rozhovoru bolo to, že bolo možné klásť nadväzujúce otázky na objasnenie nejasností a opytovatelia mohli vizuálne skontrolovať a overiť niektoré parametre domu (napríklad stavebný materiál domu, tepelná izolácia stien, atď.).

POPIS AKTUALIZOVANEJ METODIKY

Dôležitou súčasťou projektu bolo zlepšenie metodiky emisnej bilancie v sektore domácností. Po zvážení viacerých možností bola v rámci projektu revidovaná pôvodná metodika na úrovni Tier 1 z roku 2003 [3]. Jej základný princíp, založený na odhade celkovej energetickej potreby na m² obývanej plochy, zostal nezmenený. Vzhľadom na obmedzené zdroje údajov o spotrebe palív v domácnostiach bol tento princíp vyhodnotený ako najspoľahlivejší na odhad spotreby palív a bilanciu emisií v tomto sektore. Možné nepresnosti vyplývali zo zastaranej databázy údajov a nezohľadnením prvkov, ktoré mohli výrazne ovplyvniť výsledky.

Medzi základné vstupné údaje patria:

- Údaje o domoch a bytoch - počty bytov, obytná plocha, podiel bytov napojených na centrálnu zásobovanie teplom (CZT), prírastky a úbytky bytov, veková štruktúra bytov, rekonštrukcie bytov a domov – zlepšenie tepelnoizolačných vlastností (zdroj: ŠÚ SR);
- Hodnoty špecifickej tepelnej potreby rodinných domov (RD) a bytových domov (BD) podľa vekových kategórií [4];
- Štruktúra zariadení používaných na vykurovanie v domácnostiach (získané štatistickým zisťovaním);
- Nové emisné faktory pre všetky kategórie kotlov, palív a znečisťujúce látky [5] [6];
- Klimatické podmienky vyjadrené počtom dennostupňov (zdroj: Odbor Klimatologická služba, SHMÚ).

Na základe výsledkov získaných zo štatistického zisťovania a po aktualizácii ostatných vstupných údajov uvedených vyššie, bolo možné zvýšiť komplexnosť a robustnosť metodiky zahrnutím nových faktorov ako štruktúra spaľovacích zariadení, klimatický faktor a zlepšovanie tepelnoizolačných vlastností budov.

Odhad priemernej tepelnej potreby domácností podľa vekových kategórií

Priemerná tepelná potreba je parameter, ktorý vyjadruje množstvo energie potrebnej na vykurovanie a ohrev teplej vody na 1 m² za 1 rok. Táto energia je spolu s celkovou odhadovanou obýtnou plochou určujúca pre výpočet celkovej energie, ktorá sa spotrebuje na vykurovanie a ohrev teplej vody v domácnostiach. V našej metodike počítame samostatne s energiou potrebnou na vykurovanie a samostatne odhadujeme energiu potrebnú na ohrev teplej vody.

Pre výpočet priemernej tepelnej potreby domácností je potrebné vedieť hodnoty špecifickej potreby energie. Podľa v súčasnosti platných štandardov pre energetickú náročnosť budov bola zostavená Tabuľka 1 pre RD a Tabuľka 2 pre BD. Hodnoty priemernej energetickej potreby v rekonštruovaných domoch boli vypočítané ako priemer hodnôt špecifickej potreby energie v roku, kedy bol byt postavený, a v roku kedy prebehla rekonštrukcia.

Tabuľka 1. Hodnoty špecifickej potreby energie pre domácnosti v RD [kWh/m²/rok].

Table 1. Specific energy demand values for households in family houses [kWh/m²/year].

Obdobie výstavby bytov	Bez rekonštrukcie [4]	pred 1980	1980 – 1990	1991 – 2000	2001 – 2009	2011 – 2015	2016 – 2020
pred 1980	180	180	120	105	90	90	90
1980 – 1990	162	-	162	96	81	81	81
1991 – 2000	120	-	-	120	60	60	60
2001 – 2010	80	-	-	-	80	40	40
2011 – 2015	60	-	-	-	-	60	30
2016 – 2020	30	-	-	-	-	-	30

Tabuľka 2. Hodnoty špecifickej potreby energie pre domácnosti v BD [kWh/m²/rok].

Table 2. Specific energy demand values for households in apartment buildings [kWh/m²/year].

Obdobie výstavby bytov	Bez rekonštrukcie [4]	pred 1980	1980 – 1990	1991 – 2000	2001 – 2009	2011 – 2015	2016 – 2020
pred 1980	180	180	155	142	125	115	103
1980 – 1990	130	-	130	117	100	90	78
1991 – 2000	103	-	-	103	87	77	64
2001 – 2010	70	-	-	-	70	60	48
2011 – 2015	50	-	-	-	-	50	38
2016 – 2020	25	-	-	-	-	-	25

Na energetickú potrebu domácností vplýva vek domov a ich prípadná rekonštrukcia. Pri rekonštrukcii sa zlepšujú tepelnoizolačné vlastnosti budovy zateplením, alebo výmenou okien, a pod. V štatistickom zisťovaní boli obsiahnuté aj informácie o prípadných rekonštrukciách RD a obdobie, v ktorom roku bola daná rekonštrukcia vykonaná. Na základe týchto údajov bola v rámci metodiky vytvorená sústava matíc pre roky 1990–2016 so špecifickým podielom bytov postavených alebo rekonštruovaných v danom období.

Tabuľka 3. Vekový podiel domácností v RD podľa obdobia výstavby a rok 2016 [%].

Table 3. Age share of households in family houses by construction period and for 2016.

Obdobie výstavby bytov	Podiel	Bez rekonštrukcie	pred 1980	1980 – 1990	1991 – 2000	2001 – 2009	2011 – 2015	2016 – 2020
pred 1980	79,7	32,4	6,0	4,5	5,4	11,3	16,7	3,3
1980 – 1990	10,3	5,9	-	0,4	0,3	0,9	2,3	0,5
1991 – 2000	6,0	3,8	-	-	0,1	0,6	1,3	0,3
2001 – 2010	3,3	2,6	-	-	-	0,3	0,4	0,1
2011 – 2015	0,6	0,6	-	-	-	-	0	0
2016 – 2020	0,1	0,1	-	-	-	-	-	0

Priemerná potreba energie bola vypočítaná pre každý rok spojením údajov z Tabuľky 1 alebo z Tabuľky 2 s matricami, ktoré vyjadrujú podiel bytov podľa obdobia výstavby a rekonštrukcie.

Tabuľka 4 ukazuje vypočítané hodnoty priemernej energetickej potreby domácností podľa vyššie popísanej metodiky. Celková energetická potreba pre domácnosti v RD a BD bola vypočítaná sčítaním energetickej potreby na vykurovanie a na ohrev teplej úžitkovej vody (TUV) pre všetky sledované roky.

V ďalších výpočtoch bola použitá hodnota celkovej energetickej potreby domácností prepočítanej na energie-

tické jednotky TJ za všetky domácnosti na Slovensku, zvlášť za RD a BD (Tab. 5).

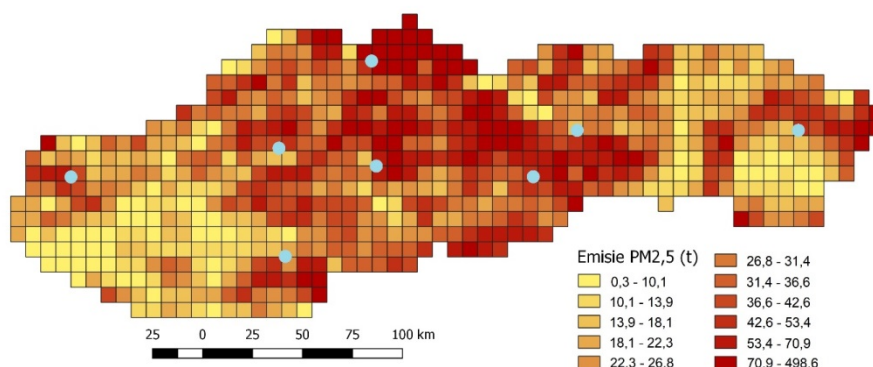
Klimatický faktor

Vypočítaná hodnota celkovej potreby energie domácností uvedená v Tabuľke 5 platí pri normálnych podmienkach, ktoré sú stanovené vo Vyhláške 311/2009 Z. z. [7]. V nich sa určuje energetická náročnosť budov pri klimatických podmienkach predstavujúcich 3 422 dennostupňov, pričom sa počíta s tým, že domácnosti sa vykurojú na 20 stupňov po dobu 212 dní. Keďže klimatické podmienky sa každoročne líšia, mení sa tým aj potreba tepla na vykurovanie. Preto bol do metodiky zahrnutý aj klimatický faktor, ktorý odzrkadľuje zmenu každoročných teplotných podmienok. Avšak rozdelenie priemerných teplôt v členitej geomorfológii Slovenska je veľmi heterogénne, preto bola pre každý kraj vybraná reprezentatívna lokalita, ktorá odzrkadľovala priemerné podmienky v kraji. Jedným z kritérií výberu bol aj vysoký podiel používania tuhého paliva (prevažne dreva) na vykurovanie. Toto kritérium bolo vytypované na základe SODB 2011. Lokality sú znázornené na Obrázku 2. Pri výpočte celkového klimatického faktora pre celé Slovensko sa vychádzalo z podlahovej plochy domácností v RD a BD bez CZT v jednotlivých krajoch. Na základe týchto údajov sa určila štatistická váha pre každý kraj (Tab. 6).

V Tabuľke 7 sú uvedené odhadované priemerné dennostupne na celé územie Slovenska a výsledná hodnota energetickej potreby v sektore domácností v PJ.

Obrázok 2.
Vybrané reprezentatívne lokality pre určenie klimatického faktora na podklade mapy EMEP GRID – emisie jemných prachových častíc pre rok 2015 zo sektora domácností.

Figure 2.
Selected representative sites for the determination of the climatic factor based on the EMEP GRID map - emissions of fine particulate matter for 2015 from the household sector.



Tabuľka 4.
Priemerná energetická potreba domácností podľa jednotlivých procesov [kWh/m²/rok].

Table 4.
Average energy demand of households by specific activities [kWh/m²/year].

Rok	RD_Kúrenie	RD_TUV	BD_Kúrenie	BD_TUV	RD_celková	BD_celková
2000	170,1	49,9	161,7	52,3	220,1	214,0
2001	168,4	49,4	159,4	51,6	217,8	210,9
2002	166,5	48,9	157,1	50,8	215,3	207,9
2003	164,8	48,4	154,9	50,1	213,2	205,0
2004	163,1	47,9	153,0	49,5	211,0	202,4
2005	161,4	47,4	151,0	48,9	208,8	199,9
2006	159,9	46,9	149,2	48,3	206,9	197,4
2007	158,4	46,5	147,2	47,6	205,0	194,9
2008	156,9	46,1	145,4	47,1	203,0	192,5
2009	155,4	45,6	143,6	46,5	201,1	190,1
2010	154,0	45,2	142,1	46,0	199,2	188,0
2011	150,7	44,2	138,2	44,7	195,0	182,9
2012	147,8	43,4	134,8	43,6	191,1	178,4
2013	145,0	42,6	132,0	42,7	187,5	174,7
2014	142,4	41,8	129,5	41,9	184,2	171,3
2015	140,1	41,1	127,2	41,2	181,2	168,4
2016	138,3	40,5	126,1	40,5	178,8	166,5
2017	136,6	40,5	125,0	41,5	177,0	166,5
2018	134,8	40,5	124,4	40,5	175,3	164,8

Tabuľka 5.
Celková energetická potreba domácností na Slovensku [TJ/rok].

Table 5.
Total energy demand of households in Slovakia [TJ/year].

Rok	RD_celková	BD_celková	Celková	Rok	RD_celková	BD_celková	Celková
2000	62 609	10 368	72 978	2010	58 806	10 046	68 852
2001	62 777	10 315	73 093	2011	57 619	9 849	67 467
2002	62 242	10 269	72 511	2012	56 477	9 681	66 158
2003	61 789	10 230	72 019	2013	55 400	9 545	64 945
2004	61 313	10 203	71 516	2014	54 424	9 431	63 855
2005	60 849	10 174	71 023	2015	53 519	9 334	62 853
2006	60 444	10 148	70 592	2016	52 785	9 294	62 080
2007	60 043	10 116	70 159	2017	52 257	9 358	61 614
2008	59 633	10 088	69 721	2018	52 476	9 366	61 842
2009	59 215	10 058	69 273				

Tabuľka 6.
Štatistické váhy jednotlivých regiónov pre výpočet klimatického faktora.

Table 6.
Statistical weights of individual regions for the calculation of climatic factor.

ID kraja	1	2	3	4	5	6	7	8
Kraj	BA	TT	TN	NR	ZA	BB	PO	KE
Váha	9,8%	11,6%	11,6%	15,1%	13,2%	13,7%	13,5%	11,5%

Tabuľka 7.
Celková energetická spotreba [PJ/rok] po aplikácii klimatického faktora.

Table 7.
Total energy consumption [PJ/year] after application of climatic factor.

Rok	Celková energetická potreba	Počet dennostupňov	Koeficient k normalizovanému počtu dennostupňov (3 422)	Celková energetická potreba + klimafaktor
2000	72,98	3 523	1,03	75,12
2001	73,09	3 916	1,14	83,63
2002	72,51	3 863	1,13	81,86
2003	72,02	4 077	1,19	85,80
2004	71,52	3 990	1,17	83,38
2005	71,02	4 134	1,21	85,80
2006	70,59	3 917	1,14	80,80
2007	70,16	3 687	1,08	75,60
2008	69,72	3 649	1,07	74,35
2009	69,27	3 655	1,07	73,99
2010	68,85	4 023	1,18	80,94
2011	67,47	3 704	1,08	73,03
2012	66,16	3 802	1,11	73,51
2013	64,95	3 783	1,11	71,80
2014	63,85	3 211	0,94	59,92
2015	62,85	3 572	1,04	65,60
2016	62,08	3 714	1,09	67,38
2017	61,61	3 675	1,07	66,18
2018	61,84	3 272	0,96	59,14

Tabuľka 8. Spotreba zemného plynu [PJ/rok] na varenie v domácnostiach.

Table 8. Consumption of natural gas [PJ/year] for domestic cooking.

Rok	1990	1995	2000	2005	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
ZP_Varenie	1,2	1,5	1,8	1,9	2,0	2,0	2,0	2,2	2,2	3,6	3,7	3,8	3,8
ZP_Bez varenia	27,4	40,9	58,4	57,3	53,6	47,2	45,2	46,0	41,2	40,3	41,0	45,6	41,9

Spotreba palív

V ďalších krokoch metodiky do výpočtov emisií znečisťujúcich látok vstupuje množstvo spotrebovaného paliva na vykurovanie v domácnostiach. Relevantné údaje o spotrebe palivového dreva v domácnostiach nie sú v súčasnosti dostupné. Keďže ide o významný objem paliva, množstvo dreva je odhadované odpočítaním ostatných palív z celkovej energetickej potreby (CEP). Dostupné štatistické údaje o niektorých palivách pochádzajú z rôznych oficiálnych zdrojov. Pri hnomom a čiernom uhľí, kokse a uhoľných briketách údaje pochádzajú z Národného emisného informačného systému (NEIS) (pred rokom 2000 – systém REZZO 3), v ktorom sa zbierajú dáta o predaných palivách pre domácnosti v maloobchode. Spotreba zemného plynu v domácnostiach sa získava z distribučných spoločností zemného plynu. Kvapalné palivá tvoria veľmi

malú časť z celkovej energetickej spotreby a informácie o nich sú čerpané zo ŠÚ SR. Do výpočtov vstupuje aj spotreba elektriny použitej na vykurovanie a ohrev teplej vody v domácnostiach, tieto údaje pochádzajú od distribučných spoločností.

V Tabuľke 9 sú zobrazené spotreby palív pre jednotlivé druhy po rokoch a výhrevnosti palív, ktoré vstupujú do výpočtu.

Pri výpočte spotreby palivového dreva na vykurovanie bola z celkovej spotreby plynu odpočítaná spotreba plynu na varenie pri odhade, že na každú plynovú prípojku sa spotrebuje 1,4 GJ zemného plynu na rok (Tab. 8).

Odhadnutá efektivita spaľovania podľa typu paliva pre tuhé palivá je na úrovni 72 %, pre plyné a kvapalné palivá na úrovni 88 % (kvapalné palivo používané v domácnostiach na vykurovanie predstavuje LPG) a efektivita vykurovania elektrinou je na úrovni 99 %.

Tabuľka 9.
Prehľad výslednej celkovej spotreby jednotlivých palív [PJ/rok] v domácnostiach.

Table 9.
Resulting total consumption of various fuels [PJ/year] in households.

Rok	ČÚ	Koks	HÚ	Uhoľné brikety	Zemný plyn	Kvapalné palivá	Drevo	Drevené pelety a brikety
1990	2,39	3,92	42,71	0	28,07	1,47	4,79	0
1991	1,32	3,06	38,42	0	30,50	1,43	8,06	0
1992	0,75	3,59	35,42	0	35,86	1,47	6,47	0
1993	0,58	1,60	26,87	0	33,37	1,38	9,29	0
1994	0,50	1,35	21,28	0	37,49	1,29	9,99	0
1995	0,78	1,12	16,58	0	42,36	1,06	10,55	0
1996	0,64	1,48	12,77	0	50,72	1,15	13,66	0
1997	0,27	1,26	9,80	0	55,95	1,06	11,90	0
1998	0,45	1,15	10,34	0	61,28	1,06	11,81	0
1999	0,42	1,08	8,91	0	65,90	0,97	12,14	0
2000	0,52	1,14	9,57	0,03	60,24	0,55	13,39	0,03
2001	0,46	1,05	8,41	0,11	70,07	0,55	15,10	0,14
2002	0,34	1,05	3,93	0,09	67,80	0,87	14,72	0,10
2003	0,61	1,27	3,42	0,09	68,08	0,41	17,32	0,13
2004	0,47	0,52	3,10	0,07	62,24	0,23	20,95	0,13
2005	0,65	0,31	2,66	0,05	59,23	0,32	30,67	0,13
2006	0,82	0,50	2,55	0,02	53,85	0,69	29,54	0,04
2007	0,56	0,44	1,97	0,02	46,47	0,51	32,80	0,06
2008	0,60	0,35	1,85	0,03	49,48	0,74	28,94	0,07
2009	0,60	0,36	1,44	0,11	50,33	0,74	26,98	0,24
2010	0,71	0,29	1,59	0,19	55,63	0,55	31,33	0,47
2011	0,80	0,22	1,39	0,29	49,13	0,28	29,21	0,69
2012	0,89	0,22	1,42	0,39	47,19	0,46	30,96	1,01
2013	0,94	0,23	1,18	0,51	48,20	0,37	27,54	1,17
2014	0,83	0,17	0,91	0,41	43,40	0,18	19,54	0,67
2015	0,98	0,15	0,96	0,57	43,90	0,18	22,34	1,08
2016	1,03	0,20	0,80	0,64	44,70	0,37	24,06	1,31
2017	1,25	0,22	0,86	0,94	49,34	0,37	21,48	1,22
2018	1,06	0,13	0,65	0,86	45,74	0,37	16,97	1,01

Následne bola vypočítaná spotreba dreva pri efektívnosti spaľovania 72 %, podľa nasledovného vzorca:

$$BM = \frac{CEP - (ZP * 0,88 + TP * 0,72 + KP * 0,88 + EL * 0,99)}{0,72},$$

kde BM = biomasa, CEP = celková energia potrebná na vykurovanie (vypočítaná a uvedená v Tabuľke 7), ZP = zemný plyn, TP = tuhé fosilné palivá, KP = kvapalné palivá a EL = elektrická energia.

Z vypočítaného palivového dreva boli následne oddelené drevené brikety a pelety. Prepočet bol uskutočnený na základe pomeru spotreby dreva a spotreby peletiet a drevených brikiet. Tento pomer bol získaný zo štatistického zisťovania. V roku 2016 tvorili pelety a brikety 5,16 %-ný podiel na spotrebe dreva v domácnostiach. Trend spotreby peletiet a drevených brikiet v domácnostiach bol naviazaný na trend spotreby uhoľných brikiet známy z NEIS-u.

Z Tabuľky 9 je evidentné, že najvyužívanejšie palivá na Slovensku sú ZP a palivové drevo. V 90. rokoch bolo v palivovom mixe zastúpené uhlie vo výraznej miere, predpokladom je, že tieto údaje sú do určitej miery skreslené. Vzhľadom na použitú metodiku výpočtu (dopočítavanie dreva) je pravdepodobné, že sa môžu objavovať nezrovnalosti v časovom rade spotreby dreva, hlavne na začiatku 90. rokov.

VÝSLEDKY PROJEKTU A JEHO ZHODNOTENIE

Prioritný cieľ projektu, ktorým bolo vytvorenie novej metodiky pre rekonštrukciu emisií historických rokov a doplnenie časového radu AEA pre znečisťujúce látky a skleníkové plyny od roku 1990 bol splnený, historické časové rady boli vytvorené a výsledné AEA dotazníky boli odoslané do Eurostat-u v stanovenom termíne.

Pre vytvorenie časových radov bolo nevyhnutné doplniť chýbajúce údaje zo sektoru domácností, vytvoriť a aktualizovať vhodnú metodiku pre určenie energetickej potreby domácností a zlepšiť kvalitu bilancie palív (najmä dreva) pre zistenie skutočného stavu spaľovacích zariadení v domácnostiach, ako aj obvyklej praxe pri vykurovaní.

Pre tieto účely boli údaje pochádzajúce z emisných inventúr rozdelené podľa kategorizácie CRF (klasifikácia pre reportovanie skleníkových plynov) alebo NFR (klasifikácia pre reportovanie znečisťujúcich látok). Obe emisné inventúry vychádzajú z konzistentných údajov a databáz.

Všetky dosiahnuté výsledky a závery projektu boli schválené a prijaté Eurostat-om, rovnako ako aj navrhnutý metodický postup.

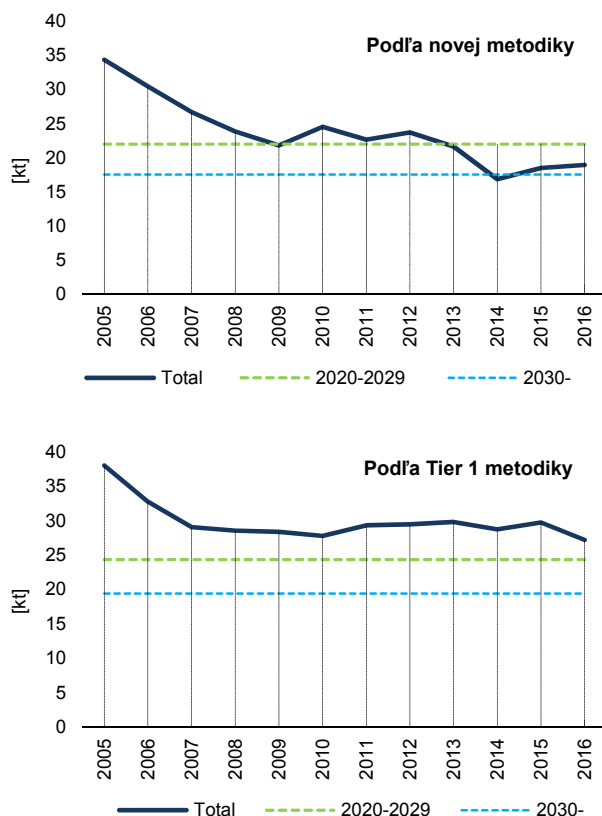
Aktualizácia vstupných údajov, zmena metodického postupu a zvýšenie úrovne presnosti metodiky výpočtu emisií domácností s individuálnym vykurovaním spôsobili zmeny bilancie národných súmárov všetkých znečisťujúcich látok, najmä však tuhých prachových častíc. Tie sú v súčasnosti vypúšťané do ovzdušia hlavne z domácností spaľujúcich drevo. Prvýkrát bola táto metodika implementovaná do inventúry v roku 2019.

Z grafu na Obrázku 3 vyplýva, že implementáciou nového metodického postupu došlo nielen k získaniu reálnejších hodnôt emisií znečisťujúcich látok, ale aj k priblíženiu Slovenska k dosiahnutiu záväzkov pre znižovanie emisií vyplývajúcich zo smernice NEC [8]. V predchádzajúcich rokoch boli emisie odhadované na základe Tier 1 prístupu podľa Judák kol. (2003).

Najvýraznejšie sa zmena metodiky dotkla jemných prachových častíc $PM_{2,5}$. Ich trend po implementácii novej metodiky klesol pod hodnotu záväzku Slovenska určenú v danej smernici pre obdobie 2020–2029 (pokles o 36 % oproti hodnote z roku 2005).

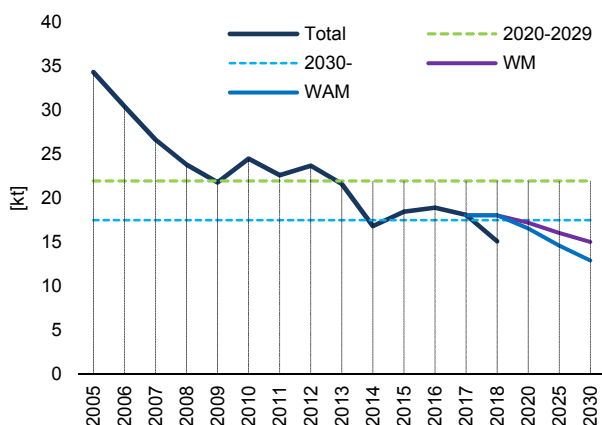
Obrázok 3. Porovnanie trendu emisií jemných prachových častíc $PM_{2,5}$ použitím metodiky vytvorenej v rámci grantového projektu a použitím metodiky na úrovni Tier 1 [3] so zreteľom na záväzky SR k smernici NEC.

Figure 3. Comparison of the trend of fine particulate matter emissions $PM_{2,5}$ using the methodology developed within the grant project and using the Tier 1 [3] methodology with respect to the commitments of the Slovak Republic to the NEC Directive.



Obrázok 4. Trend emisií jemných prachových častíc $PM_{2,5}$ a ich projekcie použitím metodiky vytvorenej v rámci grantového projektu so zreteľom na záväzky SR k smernici NEC.

Figure 4. Trend of emissions of particulate matter $PM_{2,5}$ and their projection using the methodology developed within the grant project with respect to the commitments of the Slovak Republic to the NEC Directive.



Na základe projekcií emisií, ktoré boli reportované v roku 2019, by Slovensko dokázalo splniť svoj záväzok pre jemné prachové častice $PM_{2,5}$ pre obdobie po roku 2030 už v roku 2020 (pokles o 49%) aj bez toho, aby boli do platnosti zavedené nové politiky a opatrenia, ktoré v súčasnosti neexistujú (scenár s opatreniami - WM). Podľa scenára s novými opatreniami a politikami (WAM) by tieto ciele mali byť dosiahnuté o rok skôr. Súčasťou nových opatrení je napríklad kotlíková dotácia, ktorá prebieha v tomto roku. Z Obrázku 4 vyplýva, že emisie týchto látok podľa najnovšej emisnej inventúry z roku 2020 klesli pod úroveň záväzku pre obdobie po roku 2030 už v roku 2018.

Zhodnotenie projektu

Grantový projekt bol zameraný hlavne na poskytovanie konzistentných a presnejších historických časových radov od východiskového roku 1990 v rozsahu, ktorý presahuje zákonné požiadavky nariadenia AEA.

Všetky plánované výstupy definované v projekte boli predložené Eurostat-u a plánované akcie boli implementované počas trvania tohto projektu.

Úspešná realizácia cieľov grantového projektu viedla k zlepšeniu kvality emisných inventúr pre domácnosti a k zlepšeniu metodiky s dobrým výhľadom na budúcu prácu v tejto oblasti.

Výstupy projektu sa budú využívať v mnohých oblastiach, ako napríklad využitie údajov pre tvorcov politik a opatrení, v dlhodobých plánoch regulácie emisií, najmä v domácnostiach alebo v energetickom sektore, pri príprave národných stratégií znižovania emisií, na plnenie medzinárodných cieľov Slovenska a na zvyšovanie informovanosti verejnosti.

Ďalšie kroky

Získať podrobné a komplexné údaje o domácnostiach na Slovensku je náročné, no tieto dáta sú mimoriadne žiadané. Je preto dôležité pokračovať v ich zlepšovaní.

Údaje o domácnostiach získané v rámci projektu tvoria základ pre ďalšie zlepšovanie metodík pre bilanciu emisií v tomto sektore. S cieľom ďalšieho zlepšovania presnosti a úplnosti údajov je nevyhnutné opakovať podobné štatistické zisťovania.

Z toho dôvodu bolo uskutočnené nové štatistické zisťovanie zamerané na zistenie spotreby a využívania energie v domácnostiach. Toto zisťovanie obsahlo väčšiu vzorku respondentov s vynechaním už opýtaných domácností v lepšom geografickom rozdelení. Jeho úlohou je aj overenie informácií získaných z predchádzajúceho prieskumu.

Ďalším plánovaným krokom na zlepšenie údajov v tomto sektore je poskytnutie informácií o emisiách z domácností v časovom, geografickom a klimatickom profile, s účelom nastavenia správnych politik a opatrení, ako aj štátnych stimulov adresovaných do tých častí krajiny, kde je zhoršená kvalita ovzdušia a hroziaca energetická chudoba obyvateľstva.

LITERATÚRA

- [1] *Nariadenie EP a Rady (EÚ) 691/2011 o európskych environmentálnych účtoch.* [Online]
- [2] *Zlepšení kvality účtov emisií do ovzdušia a rozšírenie poskytovaných časových radov.* [Online] http://www.shmu.sk/File/projekty/SK_AEA_Implementati on_Report.pdf.
- [3] *Judák, J.–Balajka, J.–Peschl, J.–Princová, H., 2003, Bilancia emisií malých zdrojov znečistenia ovzdušia v SR - Malé zdroje s tepelným príkonom do 0,3 MW.* Bratislava: s.n.
- [4] *Veldeman, N.–Blyth, L.–Vlček, O.–Benešová, N.–Modlík, M.–Krajčovičová, J., 2018, LIFE-IP Malopolska; LIFE14 IPE PL 021; Action 6: Inter-regional Air Quality Modelling Tasks 1 & 2: Emission Modelling Framework.*
- [5] *Hopan, F.–Horák, J., 2014, Zpráva č. 34/14 Výpočet emisních faktorů znečišťujících látek pro léta 2001 až 2012 a tři varianty pro rok 2022 na základě experimentálních a statistických dat.* s.l.: Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava.
- [6] *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016.* [Online] <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>.
- [7] *Vyhláška č. 311/2009 Z. z. Vyhláška Ministerstva výstavby a regionálneho rozvoja Slovenskej republiky, ktorou sa ustanovujú podrobnosti o výpočte energetickej hospodárnosti budov a obsah energetického certifikátu.*
- [8] *Smernica NEC.* [Online] <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SK/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016L2284&from=EN>.
- [9] *EMEP/EEA Air pollutant emission inventory guidebook.* [Online] <https://www.eea.europa.eu/themes/air/air-pollution-sources-1/emep-eea-air-pollutant-emission-inventory-guidebook/emep>.

STANOVENIE RIZIKOVÝCH OBLASTÍ KVALITY OVZDUŠIA OHROZENÝCH ČASTICAMI PM₁₀ Z LOKÁLNEHO VYKUROVANIA NA SLOVENSKU

VLADIMÍR NEMČEK, JANA KRAJČOVIČOVÁ, DUŠAN ŠTEFÁNIK

Slovenský hydrometeorologický ústav, Jeséniova 17, 833 15 Bratislava, Odbor Monitorovanie kvality ovzdušia,
vladimir.nemcek@shmu.sk

Identification of the areas with the risk of adverse air quality was performed using geospatial analysis of meteorological data and PM₁₀ emissions from households heated by solid fuels. The resulting risk areas were identified especially as settlements with high production of PM₁₀ emissions located in narrow valleys. The results were also compared and analysed with respect to the concentration fields computed by CMAQ and RIO air quality models. The largest number of risk areas were identified in Žilina region. The map of risk areas may be useful in the deployment of new air quality monitoring stations in the future.

Oblasti s rizikovou kvalitou ovzdušia boli identifikované pomocou geopriestorovej analýzy reliéfu, priemernej rýchlosti vetra počas zimného obdobia a emisií PM₁₀ z vykurovania domácností pevným palivom. Ako rizikové boli predovšetkým určené oblasti sídiel s vysokou produkciou emisií PM₁₀ z lokálneho vykurovania a s nízkou priemernou rýchlosťou vetra, ktoré sa nachádzajú v úzkych údoliach a dolinách. Výsledky boli porovnané a analyzované spolu s výsledkami modelov kvality ovzdušia CMAQ a RIO. Najviac rizikových oblastí bolo identifikovaných v Žilinskom kraji. Mapa rizikových oblastí by taktiež mohla pomôcť pri rozmiestňovaní monitorovacích staníc kvality ovzdušia v budúcnosti.

Key words: air quality, GIS analysis, low dispersion areas, models comparison

ÚVOD

Zhoršená kvalita ovzdušia v dôsledku spaľovania tuhých palív v domácnostiach je aktuálnym problémom takmer na celom Slovensku, najmä počas chladnejších mesiacov (Slovenský hydrometeorologický ústav, 2019). Nebezpečné – zdravie ohrozujúce – sú najmä pevné častice PM (PM_{2,5} – častice s aerodynamickým priemerom menším ako 2,5 µm a PM₁₀ – častice s aerodynamickým priemerom menším ako 10 µm) a benzoapyrén, ktoré pri takomto spaľovaní vznikajú. Vysoké koncentrácie týchto častíc v ovzduší sú spôsobené kombináciou vysokých emisií a nepriaznivých rozptylových podmienok. Kvalita ovzdušia sa hodnotí na základe merania a modelovania. Oba prístupy majú svoje obmedzenia. V súčasnosti je na území Slovenska rozmiestnených 38 automatických monitorovacích staníc v správe SHMÚ, ktoré merajú úroveň koncentrácií PM₁₀ (Slovenský hydrometeorologický ústav, 2019). Tento počet nedokáže primerane pokryť monitorovanie znečisťujúcich látok vo všetkých oblastiach. Členitý reliéf Slovenska vyžaduje výrazne vyšší počet staníc. Na druhej strane výsledky modelovania sú značne ovplyvnené emisnými a meteorologickými vstupmi, ako aj neurčitostami v okrajových podmienkach, samotným zjednodušením fyzikálnej reality v modeli a použitým priestorovým rozlíšením. V tejto práci identifikujeme oblasti s rizikovou kvalitou ovzdušia z dôvodu lokálneho vykurovania iným prístupom, pomocou geopriestorovej analýzy reliéfu, priemernej rýchlosti vetra a emisií PM₁₀ z vykurovania domácností. Týmto spôsobom bola vytvorená mapa rizikových oblastí a obcí.

Na mape sú vykreslené tie oblasti a obce, kde ročné emisie PM₁₀ z lokálnych kúrenísk presahujú viac ako 5 t a územia s nepriaznivým rozptylom znečisťujúcich látok (doliny a nízka rýchlosť vetra). Kombinácia týchto jednotlivých parametrov do jednej mapy umožňuje stanoviť rizikové oblasti a upriamiť na ne pozornosť, napr. pri rozmiestňovaní automatických monitorovacích staníc v budúcnosti. Článok tiež obsahuje porovnanie s výsledkami hodnotenia pomocou modelov kvality ovzdušia CMAQ a RIO.

METÓDY

Na identifikáciu rizikových oblastí sme vytvorili mapu pomocou programu GIS (QGIS). Základ tvorí vrstva vyprodukovaných emisií z lokálnych kúrenísk za jednotlivé základné sídelné jednotky (ZSJ) za rok 2017 (Krajčovičová a kol., 2020). Doliny boli identifikované na základe TRI (Terrain Ruggedness Index) z DMR (digitálneho modelu reliéfu, rozlíšenie 100 metrov). TRI predstavuje rozdiel výšky medzi dvoma bunkami DMR. Ako doliny boli stanovené oblasti s hodnotou TRI menšou ako 14. Zároveň boli z vrstvy odstránené rozsiahle nížiny (oblasti pod 200 m n. m.), kde sa predpokladá lepšia ventilácia ako v kotlinách a dolinách. Nepriaznivé rozptylové podmienky boli určené pomocou klimatickej vrstvy priemernej rýchlosti vetra za roky 1961–2010 (Slovenský hydrometeorologický ústav, 2015), vyčlenením oblastí s rýchlosťou vetra počas zimného obdobia nižšou ako 3 m.s⁻¹. Prekrytím vrstiev sme získali mapu rizikových oblastí zohľadňujúcu

emisie a nepriaznivé rozptylové podmienky. Ako rizikové oblasti sme určili obce s vypočítanými emisiami z lokálnych kúrenísk nad 5 t nachádzajúce sa v dolinách ($TRI < 14$, nadmorská výška > 200 m n. m.) s nízkou priemernou rýchlosťou vetra ($< 3 \text{ m.s}^{-1}$) počas zimného obdobia. Obec tvorená viacerými ZSJ s rôznou hodnotou vyprodukovaných emisií PM_{10} bola označená ako riziková, ak v niektorej príslušnej ZSJ bolo vyprodukovaných viac ako 5 t emisií PM_{10} . Okrem konkrétnych obcí sme identifikovali aj oblasti na úroveň príslušného geomorfologického celku (resp. podcelku).

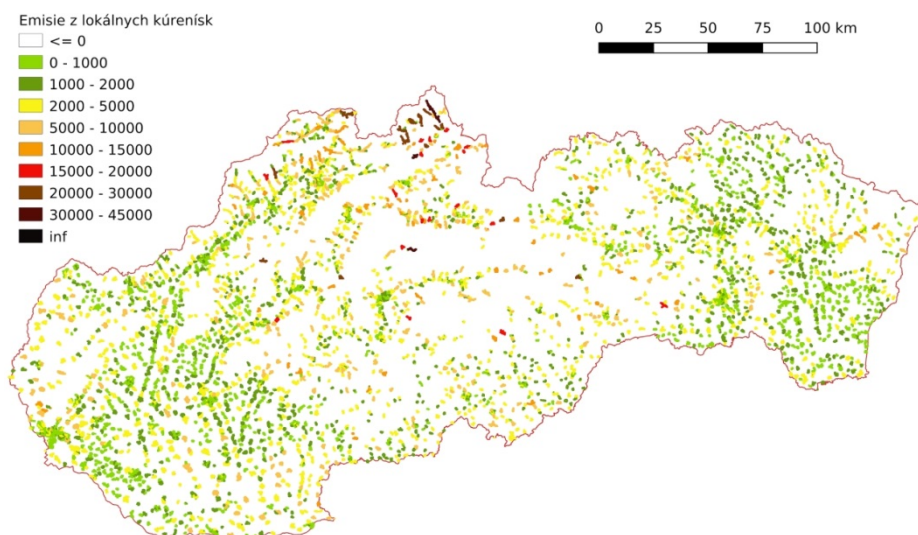
VÝSLEDKY

Množstvo emisií PM_{10} z lokálnych kúrenísk je výrazne odlišné medzi obcami na Slovensku (Obr. 1). Za každý samosprávny kraj bola stanovená rozloha sídiel s emisiami nad 5 t a 10 t. V Tabuľke 1 je uvedené zastúpenie sídiel v rizikových oblastiach z celkovej rozlohy sídiel v danom kraji, spolu s počtom obyvateľov v nich žijúcich.

V Bratislavskom a Trnavskom kraji neboli identifikované oblasti s rizikovými podmienkami – doliny s nízkou rýchlosťou vetra počas zimy. Jednoznačne najväčšiu rozlohu dosahujú rizikové oblasti v Žilinskom kraji. Vysoké emisie z lokálnych kúrenísk v kombinácii s úzkymi dolinami a nízkou priemernou rýchlosťou vetra majú za následok, že až 11,58 % obcí (resp. 4,47 %) patrí medzi rizikové oblasti. Oblasť Oravy, Kysúc, okolia Žiliny a časti Turčianskej a Podtatranskej kotliny patrí k najrizikovejším. Konkrétne časti geomorfologických celkov sú uvedené v Tabuľke 1. Podiel rizikových oblastí nad 1 % z rozlohy všetkých sídiel v kraji mal aj Prešovský kraj. Rozloha rizikových oblastí dosahuje 3,69 % (1,37 %). V Trenčianskom kraji je zastúpenie rizikových oblastí (s emisiami nad 5 t) podobné ako v Prešovskom kraji. Podiel rizikových sídiel bol menej ako 3 % na území Banskobystrického kraja. V Košickom kraji rozloha rizikových oblastí bola nižšia v porovnaní s Prešovským krajom (Tab. 1). Rizikové oblasti sa nachádzajú v západnej časti kraja v úzkych dolinách. Sídla s vysokými emisiami z lokálnych kúrenísk spolu s oblasťami s horšími rozptylovými podmienkami sú znázornené na mape (Obr. 2).

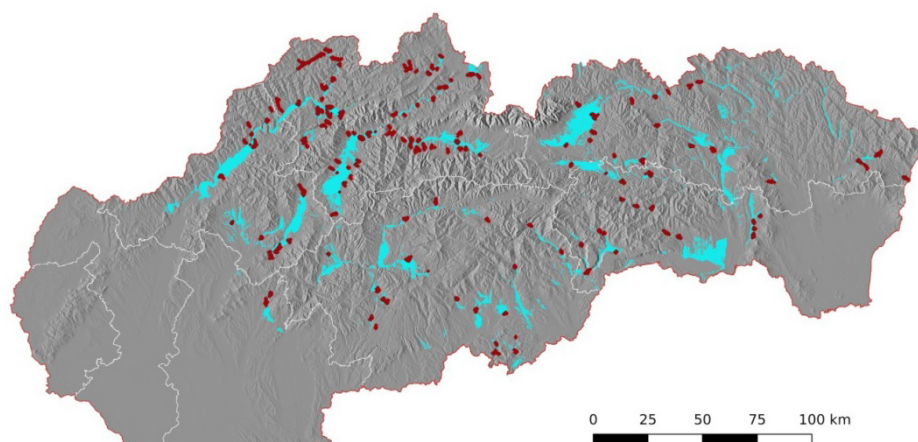
Obrázok 1.
Mapa emisií z lokálnych kúrenísk za jednotlivé sídla v kg za rok 2017.

Figure 1.
The map of emissions from local heatings for individual settlements.



Obrázok 2.
Mapa sídiel s vysokými emisiami nad 5 t (bordová farba) a oblastami s horšími (priemerná rýchlosť vetra pod 3 m.s^{-1} počas zimného obdobia) rozptylovými podmienkami (modrá farba). Sídla boli zväčšené pre potreby zobrazenia.

Figure 2.
The map of settlements with high emissions over 5 t (wine colour) and areas with worse (average wind speed below 3 m.s^{-1} during winter season) dispersal conditions (blue colour). Settlements were enlarged for display purposes.



Tabuľka 1. Rizikové oblasti v krajoch Slovenskej republiky určené na základe produkcie emisií PM₁₀ z lokálnych kúrenísk a oblastí s nepriaznivými rozptylovými podmienkami. Ako rizikové oblasti 1 (RO1) sú označené oblasti dolín s nízkou rýchlosťou vetra (pod 3 m.s⁻¹ v zimnom období) a emisiami nad 5 t. Ako rizikové oblasti 2 (RO2) sú označené oblasti dolín s nízkou rýchlosťou vetra a emisiami nad 10 t. Obce v rizikových oblastiach – obce s emisiami nad 5 t v rizikových oblastiach. Počet obyvateľov (PO) žijúcich v rizikových sídlach je za rok 2017 (www.sodbtn.sk).

Table 1. Risk areas in regions of Slovak Republic determined based on the production of PM₁₀ emissions from households heating and areas with adverse dispersal conditions (average wind speed below 3 m.s⁻¹ during winter season).

Kraj	Rozloha sídiel (% zo všetkých) RO1 RO2	Rizikové oblasti (geomorfologické (pod) celky)	Obce v rizikových oblastiach	PO (2017)
KE	2,09 0,38	Rožňavská kotlina, Slanské podolie, Štítnické podolie, Hornádska kotlina, Hnilecká dolina, Toryská pahorkatina	Štítnik, Gemerská Poloma, Plešivec, Krásnohorská Dlhá Lúka, Mníšek nad Hnilcom, Nálepko, Medzev, Jasov, Spišské Vlachy, Ďurkov	25 095
PE	3,69 1,37	Kežmarská pahorkatina, Ľubovnianska kotlina, Jakubianska brázda, Šarišské podolie, Humenské podolie, Ublianska pahorkatina, Hornádska kotlina	Kežmarok, Spišské Podhradie, Veľký Šariš, Zámuto, Snina, Spišská Belá, Plaveč, Lendak, Malcov, Hranovnica, Brezovica, Ubla	70 753
BB	2,87 0,14	Pliešovská kotlina, Hľpianske podolie, Detvianska kotlina, Slatinská kotlina, Breznianska kotlina, Bystrické podolie, Lopejská kotlina, Muránska dolina, časti Lučenskej kotliny	Jelšava, Hnúšťa, Očová, Pliešovce, Sása, Krupina, Dobrá Niva, Kalinovo, Filakovo, Radzovce, Hajnáčka, Oždany, Muráň, Pohronská Polhora	46 545
NR	0,28 0,00	rozhranie Pohronskeho Inovca a Tribeča	Topoľčianky, Hostie, Obyce	5 350
ZA	11,58 4,47	Turzovská vrchovina, Jablunkovské medzihorie, sever Turčianskej kotliny, Podtatranská kotlina, Podbeskydská vrchovina, Oravská kotlina	Žilina, Višňové, Trnovo, Teplička nad Váhom, Strečno, Varín, Kotešová, Turie, Vranie, Dubie, Nesluša, Kysucký Lieskovec, Kalinov, Nižný Koniec, Horelica, Raková, Staškov, Turzovka, Podvysoká, Zákamenné, Lokca, Krušetnica, Oravská Jasenica, Liesek, Vitanová, Nižná, Podbiel, Dlhá nad Oravou, Medzibrodie nad Oravou, Turany, Sučany, Belá-Dulice, Valča, Necpaly, Ďanová, Kláštor pod Znievom, Blatnica, Mošovce, Sklené, Stankovany, Hubová, Ružomberok, Likavka, Lisková, Liptovské Sliače, Partizánska Ľupča, Bobrovec	202 687
TN	3,53 0,77	Javorníky, Považské podolie a Hornonitrianska kotlina	Trenčianska Teplá, Dolná Breznica, Beluša, Dohňany, Udiča, Papradno, Nitrianske Pravno, Čereňany, Oslany, Veľké Uherce, Hradište, Ruskovce	28 458
TT	0,00 0,00			
BA	0,00 0,00			

Column description: **Kraj** – Region; **Rozloha sídiel v RO1 (% zo všetkých)** – Area of risk areas 1 (valleys with low wind speed during the winter and emissions over 5 t) from the total settlement area [%]; **Rozloha sídiel v RO2 (% zo všetkých)** – Area of risk areas 2 (Settlements area with high emissions in risk areas – valleys with low wind speed during the winter and emissions over 10 t) from the total settlement area [%]; **Rizikové oblasti** – Names of geomorphological areas in the region; **Obce v rizikových oblastiach** – Villages with emissions over 5 t placed in risk areas; **PO** – Počet obyvateľov žijúcich v rizikových sídlach – Number of citizens living in risk settlements in risk areas (with emissions over 5 t).

POROVNANIE VÝSLEDKOV S VÝSTUPMI MODELOV KVALITY OVZDUŠIA CMAQ A RIO

Uvažovaná identifikácia oblastí zhoršenej kvality ovzdušia časticami PM₁₀ berie do úvahy rozmiestnenie zdrojov emisií z lokálnych kúrenísk, identifikáciu údolného terénu a oblastí s nízkymi priemernými rýchlosťami vetra. Šírenie znečisťujúcich látok v ovzduší je však komplexným problémom. Chemicko-transportné modely simulujú proces šírenia znečisťujúcich látok čo najvernejšie realite, pričom zahrňujú emisie znečisťujúcej látky, transport znečisťujúcej látky v atmosfére, chemické interakcie, vznik sekundárnych znečisťujúcich látok a depozíciu na zemský povrch. Preto boli do našej analýzy, ktorá identifikuje rizikové oblasti kvality ovzdušia vzhľadom na lokálne vykurovanie, pridané aj výsledky získané pomocou chemicko-transportného modelu. Pre rok 2017 je dostupná vrstva priemerných ročných koncentrácií PM_{2,5} získaných pomocou modelu CMAQ (Štefánik a Matejovičová, 2020) s priestorovým rozlíšením 1,5 × 1,5 km. Uvedený model obsahuje aj emisie z ostatných zdrojov, nielen z lokálnych kúrenísk. Vrstvu s PM_{2,5} vyberáme preto, že rozloženie lokálnych kúrenísk ovplyvňuje priestorové rozloženie koncentrácií PM_{2,5} výraznejšie ako

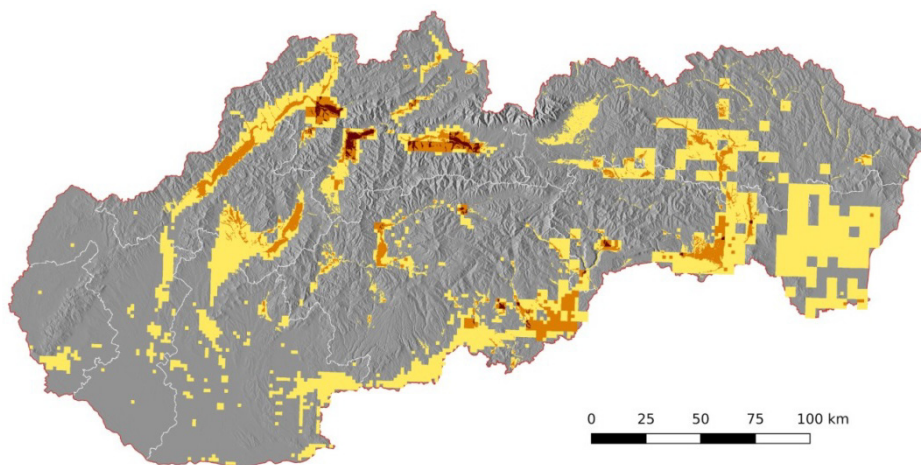
v prípade PM₁₀, ktoré sú trochu viac ovplyvnené inou prašnosťou (doprava, poľnohospodárstvo, saharský piesok). Z tejto vrstvy vyberieme 90 percentil najvyšších ročných koncentrácií PM_{2,5}, čím získame priestorovú mapu najrizikovejších oblastí pomocou chemicko-transportného modelu CMAQ, ktorú použijeme do našej analýzy. Ďalší prístup je využitie interpolačného modelu. Priestorové rozloženie koncentrácií v interpolačno-regresnom modeli je získané pomocou nameraných koncentrácií PM_{2,5} na staniciach. SHMÚ má k dispozícii koncentrácie PM_{2,5} vypočítané interpolačným modelom RIO s rozlíšením 4,7 × 4,7 km pre rok 2017 (Štefánik a Matejovičová, 2020). Opäť z tejto vrstvy vyberieme 90 percentil najvyšších ročných koncentrácií PM_{2,5}. Táto vrstva predstavuje najrizikovejšie oblasti určené interpolačným modelom RIO. Na mape (Obr. 3) vykreslíme tri vrstvy:

- 1) vrstvu, ktorá vznikne spojením mapy sídiel s vysokými emisiami nad 5 t a oblastami s horšími rozptylovými podmienkami z Obrázku 2.
- 2) priestorovú mapu najrizikovejších oblastí získanú pomocou chemicko-transportného modelu CMAQ.
- 3) priestorovú mapu najrizikovejších oblastí získanú pomocou interpolačného modelu RIO.

Obrázok 3. Mapa rizikových oblastí kvality ovzdušia – identifikovaných modelmi CMAQ a RIO, kombinovaná s rizikovými oblasťami z dôvodu lokálneho vykurovania, identifikovanými v tejto práci (Obr. 2). Oblasť identifikované ako rizikové troma metódami sú vyznačené tmavohnedou farbou, pri kombinácii dvoch metód ako oranžové a oblasti identifikované iba jednou metódou sú vyznačené svetlohnedou.

Figure 3.

The map of air quality risk areas identified by CMAQ and RIO models, combined with risk areas identified in this study (Fig. 2). Areas identified as risk areas by all three methods are marked in dark brown colour, by the combination of two methods in orange colour and areas identified by only one method are marked in pale brown colour.



Miesta, kde sa uvedené tri metódy (vrstvy) určenia najrizikovejších oblastí prekryjú, sú vyznačené tmavohnedou farbou. Miesta, kde sa prekryjú len dve vrstvy, sú vyznačené oranžovou farbou. A miesta identifikované iba jednou metódou sú vyznačené svetlohnedou.

Všetky tri prístupy určili za rizikové nasledujúce oblasti: severozápadné Slovensko – okolie Žiliny, Ružomberka, Liptovského Mikuláša, Martina, Turian, Dolného Kubína; stredné Slovensko – okolie Banskej Bystrice a Brezna; juh stredného Slovenska – okolie Lučenca, Rimavskej Soboty, Poltáru; juh východného Slovenska – okolie Rožňavy a Košíc.

DISKUSIA A ZÁVER

V práci boli identifikované oblasti s rizikovou kvalitou ovzdušia z dôvodu lokálneho vykurovania – pomocou geopriestorovej analýzy reliéfu, priemernej rýchlosti vetra a emisií PM_{10} z vykurovania domácností. Aj táto analýza má svoje nedostatky. Sídla v úzkych dolinách, kde sú ročné emisie PM_{10} z vykurovania domácností menšie ako 5 t, a ktoré neboli zahrnuté do výslednej mapy na Obrázku 2, môžu byť taktiež rizikové pri nepriaznivých rozptylových podmienkach. Takéto sídla sa nachádzajú napríklad v regióne Orava aj Kysuce. Jedným z parametrov pre stanovenie rizikových oblastí bola nízka priemerná rýchlosť vetra počas zimného obdobia. Tento vstupný parameter je zostavený zo zaznamenaných dlhodobých priemerných rýchlostí vetra za obdobie 1961–2010 (klimat.shmu.sk). Je pravdepodobné, že v niektorých dolinách, pre ktoré bolo rozlíšenie vrstvy priemerného zimného vetra nedostačujúce, je taktiež jeho rýchlosť v skutočnosti nízka. Nízka priemerná rýchlosť vetra počas zimného obdobia je iba jeden z prediktorov možnej zhoršenej kvality ovzdušia počas vykurovacej sezóny. V metóde nie sú zahrnuté emisie vzniknuté nelegálnym spaľovaním odpadu a záhradnej biomasy. V budúcnosti sa zameriame na vylepšenie tejto metódy zahrnutím identifikácie možných susediacich ZSJ,

ktoré sa nachádzajú v jednej doline a súčtom svojich emisií môžu prekročiť stanovený prah emisií, aj keď jednotlivo nám unikli ako podprahové.

Nami navrhovaná, pomerne jednoduchá metóda, má oproti metódam založeným na regionálnom modelovaní pomocou modelov CMAQ a RIO tú výhodu, že svojim vysokým priestorovým rozlíšením dokáže určiť „podozrivé“ oblasti aj v dolinách, pre ktoré je súčasné priestorové rozlíšenie regionálnych modelov kvality ovzdušia nepostačujúce. Mapa ukazuje potenciálne rizikové oblasti kvality ovzdušia na území Slovenska, na ktorých by sa mala realizovať podrobnejšia analýza, s ohľadom na priority pri znižovaní emisií z lokálnych kúrenísk (kotlová dotácia). O identifikovaných rizikových oblastiach by bolo vhodné uvažovať aj pri ďalšom rozširovaní monitorovania meracími stanicami.

Podakovanie

Ďakujem kolegom z Odboru Monitorovanie kvality ovzdušia: Jane Matejovičovej a Jurajovi Beňovi za vynikajúcu pracovnú atmosféru a tímovú prácu. Podakovanie patrí aj kolegom z Odboru Klimatologická služba za poskytnutie údajov potrebných pre túto štúdiu.

LITERATÚRA

- Slovenský hydrometeorologický ústav, 2015, Klimatický atlas Slovenska, klimat.shmu.sk.
- Slovenský hydrometeorologický ústav, 2019, Správa o kvalite ovzdušia v Slovenskej republike 2018, vydal SHMÚ, 111 str. http://www.shmu.sk/File/oko/rocnky/SHMU_Sprava_o_kvalite_ovzdušia_SR_2018_v3.pdf.
- Krajčovičová, J.–Matejovičová, J.–Nemček, V., 2020, High-resolution residential emission model for use in the air quality modelling, Meteorologický časopis, Roč. 23.
- Štefánik, D.–Matejovičová, J., 2020, Expozícia znečisťujúcimi látkami $PM_{2,5}$ na území Slovenska v roku 2017 a počet predčasných úmrtí, Meteorologický časopis, Roč. 23.

INFORMÁCIE INFORMATION

ZHODNOTENIE EMISÍ SKLENÍKOVÝCH PLYNOV NA SLOVENSKU A MOŽNOSTI DOSIAHNUTIA UHLÍKOVEJ NEUTRALITY DO ROKU 2050

Oxid uhličitý (CO_2) je celosvetovo zodpovedný za 66 % celkovej radiačnej sily z dlho žijúcich skleníkových plynov od začiatku industriálnej doby, metán (CH_4) zodpovedá za 17 % a oxid dusný (N_2O) za 6 %. Globálny účet skleníkových plynov narástol za posledných 5 rokov a dosiahol znovu ďalšie maximum podľa najnovších pozorovaní priemernej povrchovej koncentrácie. Podobne došlo k zvýšeniu koncentrácie CO_2 v oceánoch, čím sa zvýšila ich acidita. Akcelerácia exponenciálneho rastu koncentrácií emisií skleníkových plynov sa zvýšila o 18 % a následne aj celková globálna teplota za posledných 5 rokov narástla o $0,2^\circ\text{C}$.

Európska únia ako líder presadzovania účinných a neodkladných politík a opatrení na zmiernenie dopadov zmeny klímy (adaptácie) a znižovanie emisií skleníkových plynov (mitigácie) až k dosiahnutiu uhlíkovej neutrality do roku 2050, predstavila koncom roka 2019 Európsku zelenú dohodu (European Green Deal). Túto dohodu možno prirovnať k cestovnej mape kľúčových politík EÚ a opatrení k dosiahnutiu klimatickej neutrality v roku 2050. Slovensko zatiaľ zaostáva v mnohých oblastiach environmentálnych politík a nevyužíva príležitosti hospodárskeho rozvoja, postaveného na nových environmentálnych technológiách, obehovom hospodárstve, a ďalších, hospodárstvu prospešných nástrojoch environmentálnej politiky štátov EÚ. Pripojenie Slovenska k celoeurópskej iniciatíve nám môže priniesť zdravšiu krajinu, financie a nové pracovné miesta. Náklady na rapídne znižovanie emisií skleníkových plynov budú predstavovať 1,8 % HDP ročne do roku 2040. Boj proti zmene klímy však prináša nevyčísliteľné zdravotné, environmentálne a ekonomické benefity.

Čo to ale v praxi bude znamenať, aký scenár vývoja ekonomiky to vyžaduje, aké sú vyhliadky na úspech, ako to ovplyvní našu budúcnosť? To sú otázky, na ktoré zatiaľ neexistuje odpoveď. Ministerstvo životného prostredia

koordinovalo prípravu strategického materiálu *Nízkouhlíková stratégia rozvoja Slovenskej republiky do roku 2030 s výhľadom do roku 2050*. Tento materiál však vo svojom najambicióznejšom scenári vývoja znižovania emisií skleníkových plynov pracuje „len“ so 75 % dekarbonizáciou hospodárstva.

Slovenská republika mala podľa najnovších informácií z inventarizácie záchytov a zdrojov emisií skleníkových plynov publikovaných Slovenským hydrometeorologickým ústavom – Odborom Emisie a biopalív k 15. aprílu vo svojej *Národnej inventarizačnej správe 2020* v roku 2018 celkovo 43,35 miliónov ton emisií skleníkových plynov vyjadrených v ekvivalentoch oxidu uhličitého, čo je síce oproti roku 1990 o viac ako 40 % menej, ale k uhlíkovej neutralite stále priepastných 38 miliónov ton redukcie chýba. Ide totiž o to, aby sme v roku 2050 nevypúšťali žiadne emisie, ktoré nedokážeme naspäť zachytiť alebo viazať do ekosystémov. Momentálne Slovensko vie naspäť zaviazať našimi lesmi, pôdami a pasienkami približne 5,7 miliónov ton emisií skleníkových plynov (údaje za rok 2018). Túto hodnotu je možné navýšiť, chce to však systémové zmeny hospodárstva a zároveň razantné znižovanie emisií vypúšťaných z iných odvetví.

Prostriedky, ktorými sa vieme priblížiť k dosiahnutiu uhlíkovej neutrality nám nechýbajú, nevyhnutnou súčasťou je však vyvolať zmenu aj lepšou informovanosťou o uhlíkovej stope jednotlivých osobných aj systémových rozhodnutí. Napríklad uvádzanie uhlíkovej stopy pri jednotlivých produktoch alebo vytvorenie spoločenského tlaku na podniky a firmy s vysokou uhlíkovou stopou dokáže zmeniť chovanie zákazníkov.

Čo je uhlíková neutralita?

Cieľ stanovený v Parížskej klimatickej dohode z roku 2016 do roku 2050. Na celosvetovej úrovni predstavuje čisté nulové emisie uhlíka, čo je potrebné pre dosiahnutie rovnováhy medzi emisiami uhlíka a ich záchytu (pohlcovaním) z atmosféry do tzv. úložísk. Pojem „uhlíková neutralita“ sa

používa v súvislosti s procesmi uvoľňovania oxidu uhličitého spojenými s dopravou, výrobou energie, poľnohospodárstvom a priemyslom.

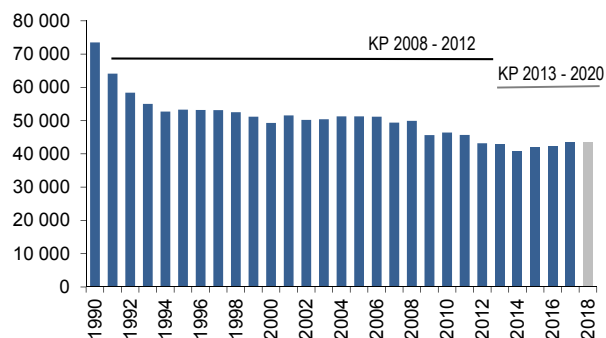
Čo je uhlíková stopa?

Uhlíková stopa je suma vypustených skleníkových plynov. Uhlíková stopa sa môže týkať jedinca, výrobku alebo akcie. Najčastejšie je používaná v spojitosti s výrobkami a definuje sumu všetkých skleníkových plynov, ktoré boli vypustené pri výrobe daného výrobku. Podobná charakteristika výrobkov slúži k výberu toho, ktorého výroba má najmenší dopad na životné prostredie.

Emisná situácia skleníkových plynov

Slovenská republika znížila svoje emisie skleníkových plynov od roku 1990 o viac ako 40 % najmä v dôsledku sociálno-ekonomických zmien po roku 1989. Napriek tomu, že okolo roku 2000 nastala stabilizácia emisnej trajektórie jej odpojením od krivky rastu HDP (takzvaný decoupling) a zdalo sa, že znižovanie už viac nie je možné, uplatnením nových účinnejších politík a opatrení podnietené najmä naším vstupom do Európskej únie, priniesol ďalšie zníženie emisií od roku 2008 na úrovni 13 % v porovnaní s rokom 2018. Posledný vývoj potvrdzujú aj projekcie emisií skleníkových plynov, ktoré ukazujú na stabilizáciu redukčnej trajektórie emisií najmä v dôsledku účinných opatrení v oblastiach energetickej efektívnosti, znižovaním energetickej intenzity hospodárstva a zvyšovaním podielu obnoviteľných zdrojov na celkovej spotrebe energie. Viac, ako absolútne čísla o emisiách, vypovedajú indikátory, ktoré určujú pomer emisií k určitým premenným. Na Obrázku 1 je možné vidieť celkový trend emisií skleníkových plynov od základného roku 1990 vzhľadom na celkový redukčný cieľ prvého a druhého Kjótskeho obdobia (KP) (–8 % do roku 2012 a –20 % do roku 2020 proti roku 1990), ktoré Slovensko nemalo a nemá veľký problém dodržať.

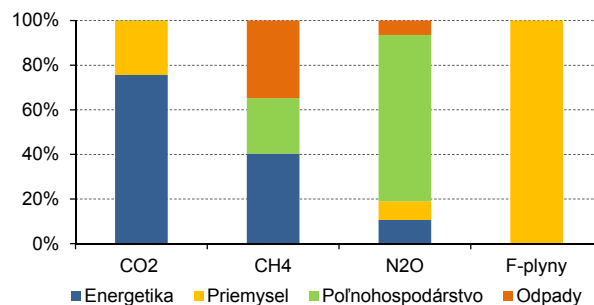
Obrázok 1. Agregované emisie skleníkových plynov v Gg CO₂ ekvivalentoch pre roky 1990 – 2018.



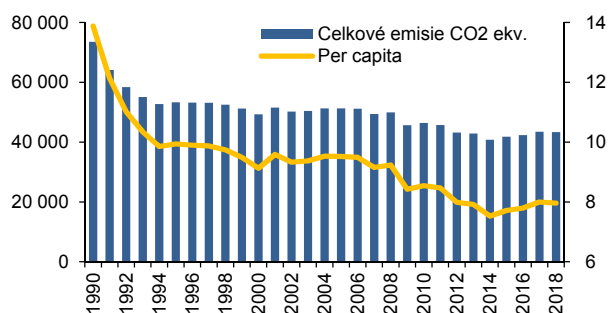
Majoritný podiel na emisiách skleníkových plynov má oxid uhličitý, ktorého 76 %-tný podiel pochádza z výroby elektriny a tepla a dopravy, 24 % emisií CO₂ produkuje priemysel (technologické emisie), minimálne množstvo emisií CO₂ pochádza z poľnohospodárstva (0,2 %) a odpadov (0,01 %). Energetické emisie CO₂ zo spaľovania odpadov sú zahrnuté v emisiách z energetiky. Až 35 % emisií

metánu pochádza zo skládok odpadov, 40 % metánu produkuje energetika a 25 % poľnohospodárstvo. Viac ako 75 % emisií oxidu dusného pochádza z poľnohospodárstva (dusík unikajúci z pôdy) 8 % z priemyselných procesov (výroba kyseliny dusičnej), 6 % z odpadov a 11 % z energetiky. Fluórované plyny pochádzajú z priemyselných procesov. Výsledky sú uvedené na Obrázku 2.

Obrázok 2. Podiel sektorov produkujúcich jednotlivé emisie v roku 2018.



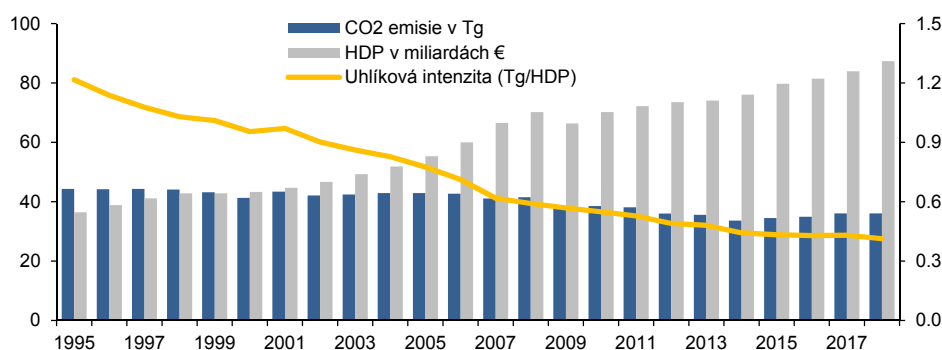
Obrázok 3. Indikátor vyjadrujúci podiel emisií skleníkových plynov na počet obyvateľov pre roky 1990 – 2018.



Postupný tlak na formulovanie efektívnych stratégií a politík vedie k ďalšej redukcii emisií. Zatiaľ čo indikátor zobrazujúci podiel emisií na vývoji HDP sa mení rýchlejšie v dynamickej ekonomike, podiel emisií skleníkových plynov na vývoji počtu obyvateľov je konzervatívnejší indikátor. Prudkým rastom populácie dokáže indikátor chybné vyhodnotiť vyššiu redukcii emisií ako je to v skutočnosti; toto však nie je prípad Slovenska. Obrázok 3 dokazuje, že napriek klesajúcemu trendu vývoja počtu obyvateľov klesá aj indikátor.

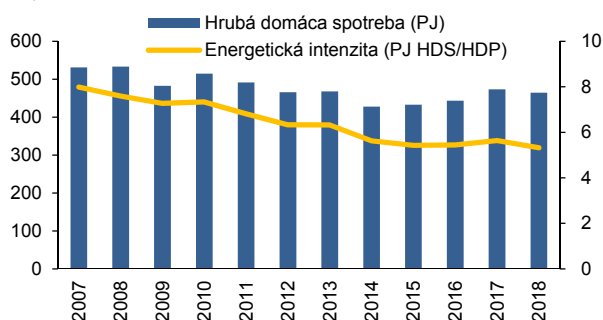
Tento pozitívny vývoj sa odzrkadľuje aj na indikátore trendu vývoja HDP a následnej produkcie emisií skleníkových plynov, hlavne emisií CO₂, ktoré sú spojené s energetickým a priemyselným odvetím (Obr. 4). Na dôvažok, rozvoj slovenskej ekonomiky neukončil proces decouplingu a znižovanie indikátora neprestal ani v posledných rokoch. Toto je signál celkovej re-štruktúracie slovenskej ekonomiky a očakávame, že tento trend si udržíme aj do budúcnosti.

Pozitívny vývoj je výsledkom úspešného prebudovania priemyslu a energetiky Slovenska, zavedenie energeticky efektívnych a úsporných opatrení vo všetkých oblastiach hospodárstva, domácnosti nevynímajúc (Obr. 5).



Obrázok 4.
Podiel emisií CO₂
na vývoj výšky HDP
pre roky 1995 – 2018.

Obrázok 5. Trend vývoja energetickej intenzity (x-ová os) pre roky 2007 – 2018.



Janka Szemesová
SHMÚ, Bratislava

ZHODNOTENIE STAVU ÚROVNE VYPÚŠŤANÝCH EMISIÍ ZNEČIŠŤUJÚCICH LÁTKOK DO OVZDUŠIA NA SLOVENSKU

Politické zmeny v 90. rokoch, ako aj snaha Slovenskej republiky o vstup do Európskej únie, umožnili významne zmeniť environmentálnu politiku. V oblasti ochrany zložiek životného prostredia toto úsilie viedlo k zavedeniu prísnej ochrany ovzdušia zákonom č. 17/1992 Z. z. o životnom prostredí, ktorého základ bol tvorený podľa nemeckého modelu. Práve v období 90. rokov minulého storočia emisie znečisťujúcich látok do ovzdušia významne poklesli. Zastarané technológie boli buď nahradené novými, alebo boli fabriky modernizované tak, aby splnili emisné limity spojené s transpozíciou európskej legislatívy. Tento krok bol nevyhnutný pre úspešné prijatie našej krajiny do Európskej únie (EÚ) v roku 2004.

Slovenská republika sa stala signatárom viacerých medzinárodných dohovorov a je povinná každoročne nahlasovať údaje o emisiách do ovzdušia, aby splnila povinné požiadavky vyplývajúce z prijatých a implementovaných aktov a dohôd. V oblasti znečistenia ovzdušia sa emisné inventúry podávajú pod Dohovorom o diaľkovom znečisťovaní ovzdušia prechádzajúcim hranicami štátov (Dohovor LRTAP) [1] a Smernicou EP a Rady (EÚ) 2284/2016 o znižovaní emisií určitých látok znečisťujúcich ovzdušie (Smernica NEC) [2].

Odbor Emisie a biopalivá (OEaB) na Slovenskom hydrometeorologickom ústave pripravuje každoročne emisné

inventúry znečisťujúcich látok a ostatných polutantov pod danou legislatívou. Cieľom emisných inventúr je dokázať výkonným orgánom (EHK OSN a EÚ), že Slovensko si plní záväzky a limity, ktoré sú pre ňu legislatívne stanovené.

Sledovanie súčasného stavu množstva emisií vypúšťaných do ovzdušia je dôležité nielen s ohľadom na medzinárodné záväzky, ale aj kvôli zabezpečeniu takej kvality ovzdušia, ktorá by nemala negatívny vplyv na ľudí a prírodu. Emisné inventúry sú základom pre vytváranie nových politík a opatrení pre ochranu ovzdušia na Slovensku.

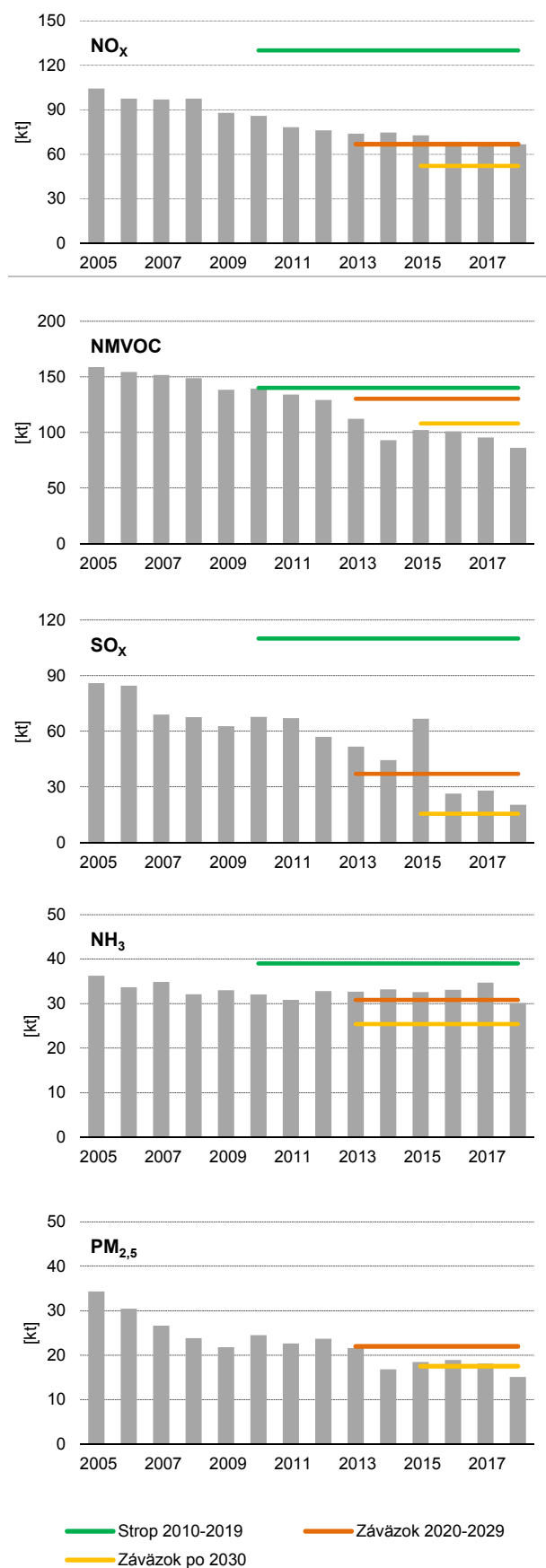
Emisie znečisťujúcich látok významne zhoršujú kvalitu ovzdušia a tým ohrozujú zdravie obyvateľstva a okolitej prírody, prispievajú k vzniku respiračných a kardiovaskulárných ochorení, kyslých dažďov a eutrofizácii ekosystémov [3]. Ich emisie po vstupe do atmosféry dokážu prekonávať hranice štátov, a tým znížiť kvalitu ovzdušia v inom štáte, v akom boli vypustené.

Zhodnotenie trendu emisií a vývoj situácie na Slovensku voči redukčným záväzkom

Od roku 2005 emisie znečisťujúcich látok klesajú vo väčšine sektorov ekonomiky v dôsledku legislatívnych opatrení, zavádzaní nových technológií, ako aj ekonomických zmien. Spomalenie poklesu v poslednej dekáde je spôsobené najmä ekonomicko-politickou situáciou. Mnoho veľkých znečisťovateľov už zaviedlo do prevádzky odlučovacie zariadenia a najlepšie dostupné techniky (BAT), vďaka ktorým je vypúšťanie emisií do ovzdušia z týchto zdrojov obmedzené.

Rok 2005 je referenčným rokom pre legislatívne záväzky vyplývajúce zo Smernice NEC [2], pretože percentuálny pokles emisií sa porovnáva práve s týmto rokom. Táto smernica prebrala emisné stropy z predchádzajúcej Smernice 2001/81/ES Európskeho parlamentu a Rady [4] a v roku 2016 zaviedla záväzky pre znižovanie emisií. Emisné stropy zaväzujú členské štáty znížiť emisie NO_x, VOC, SO_x a NH₃ pod hranicu stanovenú v smernici do roku 2010 s tým, že krajiny túto hranicu nesmú prekročiť do roku 2019. Emisné záväzky pre tieto látky boli stanovené pre obdobie 2020–2029 a po roku 2030 už rátajú s percentuálnym znižovaním emisií. Okrem už spomenutých, boli touto smernicou pridané aj záväzky pre emisie PM_{2.5}. Z Obrázku 1 vyplýva, že Slovenská republika emisné stropy dodržala a pri väčšine látok už v súčasnosti dosahuje záväzky znižovania emisií stanovené pre obdobie 2020–2029.

Obrázok 1. Stav plnenia emisných stropov a záväzkov voči Smernici NEC.



Stav emisií znečisťujúcich látok v roku 2018

Z dôvodu prístupu ku kvalitným a overiteľným štatistickým a ďalším vstupným údajom sa emisné inventúry znečisťujúcich látok spracúvajú s oneskorením dvoch rokov. To znamená, že posledným reportovaným rokom v emisnej inventúre z roku 2020 je rok 2018. Inventúry sa spracúvajú pre celkovo 27 znečisťujúcich látok, ktoré možno roztriediť do štyroch skupín:

- **Základné znečisťujúce látky (MP):**
oxidy dusíka - NO_x, nemetánové prchavé organické látky - NMVOC, oxidy síry - SO_x, amoniak - NH₃ a oxid uhoľnatý - CO.
- **Tuhé prachové častice (PM):**
tuhé znečisťujúce látky - TZL, hrubé prachové častice - PM₁₀, jemné prachové častice - PM_{2.5} a čierny uhlík - BC.
- **Ťažké kovy (HM):**
olovo - Pb, kadmium - Cd, ortuť - Hg, Arzén - As, chróm - Cr, meď - Cu, nikel - Ni, selén - Se a zinok - Zn.
- **Perzistentné organické látky (POPs):**
dioxíny a furány - PCDD/F, polyaromatické uhľovodíky - PAHs (sem patrí benzo(a)pyrén, benzo(b)fluorantén, benzo(k)fluorantén, ideno(1,2,3-cd)pyrén), hexachlórbenzén (HCB) a polychlórované bifenyle - PCBs.

Stav emisií základných znečisťujúcich látok v roku 2018

Emisie základných znečisťujúcich látok z dlhodobého hľadiska klesajú. Od roku 2005 emisie ZZL klesli v priemere o 44 % a medzi 2017 a 2018 o 13 %. K najvýznamnejším zdrojom emisií ZZL patrí doprava, energetika, domácnosti a pri amoniaku poľnohospodárstvo.

Na emisiách NO_x sa už dlhodobo významne podieľa cestná doprava, ktorá produkuje 41 % celkových emisií. Značnou mierou sa na tom podieľajú vozidlá s dieselovými motormi, ako osobné tak aj nákladné. Zavádzaním nových prísnejších emisných noriem pre automobily sa EÚ snaží obmedziť množstvo týchto látok vo výfukových plynoch.

Emisie NMVOC v roku 2018 pochádzali najmä z vykurovania domácností tuhým palivom (hlavne drevom) (37 %) a používania rozpúšťadiel v domácnostiach a priemysle (26 %).

Hlavným znečisťovateľom ovzdušia emisiami SO_x bola do roku 2017 výroba elektriny a pary, pri ktorej sa využívalo slovenské hnedé uhlie. Jeho využívanie sa v posledných rokoch znižuje, preto bol v roku 2018 hlavným prispievateľom hutnícky priemysel s podielom 37 %.

Amoniak je prioritne emitovaný pri aktivitách spojených s poľnohospodárskou činnosťou (93 %). Najvýznamnejšou aktivitou v rámci sektora je zapracovávanie hnoja do pôdy, pri ktorom sa uvoľňuje do ovzdušia až 44 % celkových emisií NH₃.

Na emisiách oxidu uhoľnatého sa podieľa vykurovanie domácností (42 %) a priemysel (37 %). Až 30 % emisií týchto látok sa emituje do ovzdušia pri výrobe železa a ocele.

Stav emisií tuhých prachových častíc v roku 2018

Pri emisiách tuhých prachových častíc bol tiež zaznamenaný klesajúci trend. Od roku 2005, emisie PM klesli v priemere o 51 % a medzi 2017 a 2018 o 14 %. K najvýznamnejším prispievateľom k emisiám týchto látok patrí vykurovanie domácností. Zníženie emisií z tohto zdroja je na Slovensku veľmi náročné. Neexistuje slovenská legislatíva obsahujúca obmedzenia alebo emisné limity pre vykurovacie zariadenia v domácnostiach. Pri spaľovaní paliva (najmä dreva) na vykurovanie domácností sa uvoľňuje do ovzdušia 74 % celkových národných emisií PM_{2,5}, 58 % emisií PM₁₀, 45 % TZL a 53 % BC. Práve emisie PM₁₀ môžu významne zvýšiť možnosti vzniku smogových situácií v kotlinách, v ktorých nedochádza k dostatočnému odvetrávaniu vzduchu najmä v zimnom období.

Stav emisií ťažkých kovov v roku 2018

Pri väčšine emisií ťažkých kovov bol zaznamenaný klesajúci trend. Od roku 2005 emisie HM klesli v priemere o 6 % a medzi 2017 a 2018 o 3 %. K emisiám týchto látok prispieva hlavne priemysel, len pri seléne je to energetika (74 %) a pri medi je to doprava (62 %).

Výroba železa a ocele patrí k najväčším producentom emisií ťažkých kovov na Slovensku. V roku 2018 bolo z tohto odvetia vypustených do ovzdušia v priemere 38 % celkových emisií olova, ortuti, arzenu, chrómu a zinku. Tieto látky sú toxické a majú schopnosť tzv. bioakumulácie, to znamená, že telá organizmov ich nedokážu rozkladať, a tým dochádza k akumulácii látky v organizmoch smerom nahor v potravinovom reťazci, na ktorého vrchole je človek.

Stav emisií perzistentných organických zlúčenín v roku 2018

Emisie perzistentných organických zlúčenín z dlhodobého hľadiska klesajú. Od roku 2005 emisie klesli v priemere o 30 % a medzi rokmi 2017 a 2018 o 7 %. K emisiám dioxínov a furánov v roku 2018 navyše prispievala výroba železa a ocele (32 %) a spaľovanie odpadov (18 %). Výroba železa je aj hlavným producentom emisií PCBs (78 %). Pri spaľovaní tuhých palív v domácnostiach, najmä dreva, sa do atmosféry uvoľňujú významné množstvá emisií polyaromatických uhľovodíkov (42 %) a hexachlórbenzénu (58 %). Tieto látky sú vysokotoxické a podobne ako ťažké kovy, majú schopnosť bioakumulácie. Vystavenie týmto látkam môže spôsobiť aj zvýšené riziko rakoviny, reprodukčné poruchy, zmeny imunitného systému, neurobehaviorálne poruchy, poruchy endokrinného systému, genotoxicitu a zvýšené riziko pre vrodené chyby [5].

Záver

Napriek zlepšujúcej sa emisnej situácii a následne aj kvalite ovzdušia, nie je znižovanie emisií na Slovensku dostatočne ambiciózne pri všetkých plynoch. S ambicióznymi cieľmi medzinárodných a európskych štruktúr prichádza aj prísnejšia legislatíva, ktorej zavádzanie a dodržiavanie bude kľúčové v ďalšom smerovaní Slovenska k lepšej kvalite ovzdušia a života. Tie môžu byť pri súčasnej eko-

nomickej a socio-politickej situácii pre našu krajinu veľkou výzvou hlavne v menej regulovaných oblastiach (domácnosti, poľnohospodárstvo, doprava a pod.).

Literatúra

- [1] *Dohovor o diaľkovom znečisťovaní ovzdušia prechádzajúcim hranicami štátov.* [Online]
- [2] *Smernica NEC.* [Online] <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SK/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016L2284&from=EN>.
- [3] *Ambient (Outdoor) Air Pollution.* [Online] World Health Organisation. [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health).
- [4] *Smernica 2001/81/ES o národných emisných stropoch pre určité látky znečisťujúce ovzdušie.* [Online] <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SK/TXT/PDF/?uri=CELEX:32001L0081&from=SK>.
- [5] *Persistent Organic Pollutants (POPs).* World Health Organisation. [Online] https://www.who.int/foodsafety/areas_work/chemical-risks/pops/en/.

Zuzana Jonáček
SHMÚ, Bratislava

PROJEKT LIFE IP – ZLEPŠENIE KVALITY OVZDUŠIA PRINÁŠA SÉRIU OPATRENÍ NA EFEKTÍVNE RIADENIE KVALITY OVZDUŠIA NA SLOVENSKU

Slovenská republika patrí k členským štátom EÚ, ktoré čelia problémom s kvalitou ovzdušia, čo má výrazne negatívny vplyv na zdravie občanov a ekosystémy. Napriek niektorým zlepšeniam dosiahnutým v posledných rokoch je situácia stále neuspokojivá.

Na kvalitu ovzdušia negatívne vplyva najmä pokračovanie koncentrácií prachových častíc PM₁₀ a jemných prachových častíc PM_{2,5}, emisií benzo(a)pyrénu, oxidu dusičitého NO₂ a prízemného ozónu. Hlavnými zdrojmi znečisťovania ovzdušia sú lokálne kúreniská so spaľovaním tuhých palív v domácnostiach, doprava, priemysel a energetika.

V súvislosti s prekročením limitných/cieľových hodnôt na ochranu zdravia čelí Slovensko konaniu za porušenie požiadaviek smernice o kvalite okolitého ovzdušia a hrozí mu podanie na Súdny dvor EÚ zo strany Európskej komisie. Projekt **LIFE IP – Zlepšenie kvality ovzdušia** je jedným z opatrení prijatých na zlepšenie kvality ovzdušia na Slovensku a je priamou odpoveďou na výzvu Európskej komisie.

Projekt **LIFE IP – Zlepšenie kvality ovzdušia** (celé znenie: Zlepšenie implementácie programov na zlepšenie kvality ovzdušia na Slovensku posilnením kapacít a kompetencií regionálnych a miestnych orgánov a podporou opatrení v oblasti kvality ovzdušia) sa zameriava na implementáciu konkrétnych opatrení na zlepšenie kvality ovzdušia a taktiež podporuje vzdelávacie, komunikačné a monitorovacie aktivity zapojených partnerov v oblasti kvality a ochrany ovzdušia a efektívne riadenie vytvorením národnej siete manažérov kvality ovzdušia.

Ciele

Hlavným zámerom projektu je podpora efektívneho riadenia kvality ovzdušia s cieľom zlepšiť kvalitu ovzdušia a znížiť vystavenie obyvateľstva škodlivým vplyvom látok znečisťujúcich ovzdušie. Konkrétne ciele projektu:

- Zlepšenie efektívneho riadenia kvality ovzdušia a implementácia Programov na zlepšenie kvality ovzdušia.
- Podpora opatrení týkajúcich sa kvality ovzdušia a zvyšovanie povedomia o dôležitosti kvality ovzdušia.
- Urýchlenie vykonávania opatrení na minimalizáciu negatívnych vplyvov vykurovania domácností a dopravy na kvalitu ovzdušia.
- Podpora výmeny tepelných zdrojov (kotlov) v domácnostiach.
- Zlepšenie monitorovania a podávania správ o kvalite ovzdušia a emisiách na regionálnej a miestnej úrovni.

Aktivita

Na dosiahnutie stanovených cieľov projektu budú jednotlivými partnermi realizované nasledovné aktivity:

- **Zriadenie pozície manažérov kvality ovzdušia a koordinačnej jednotky**
V rámci tejto úlohy sa vybudujú kapacity samosprávnych orgánov na regionálnej úrovni a štátnych orgánov na posilnenie plánovania a riadenia kvality ovzdušia na regionálnej a miestnej úrovni. Manažéri kvality ovzdušia budú pôsobiť v 7 samosprávnych krajoch a vo vybraných mestách a obciach, kde je potreba zlepšiť kvalitu ovzdušia. Koordinácia jednotka, zriadená na MŽP SR bude metodicky riadiť prácu manažérov kvality ovzdušia.
- **Osvetové kampane a vzdelávacie programy na podporu opatrení v oblasti kvality ovzdušia a zvyšovanie povedomia o význame kvality ovzdušia**
Cieľom tejto aktivity je príprava a implementácia vzdelávacích programov a informačných aktivít, ktoré na jednej strane zvýšia povedomie miestnych úradníkov a verejnosti o otázke znečistenia ovzdušia, jeho príčinách a vplyvoch; na druhej strane podporia iniciatívy v oblasti kvality ovzdušia, zapoja verejnosť a poskytnú informácie o ponúkaných podporných nástrojoch. Informačné aktivity budú prostredníctvom komunikačných kampaní a projektových web platforiem oslovovať široké publikum. Vzdelávacie programy budú predovšetkým určené pre zástupcov samosprávnych orgánov, učiteľov, študentov a žiakov.
- **Demonštračné projekty zamerané na vykurovanie domácností**
V rámci tejto činnosti bude vo vybraných obciach prezentovaný komplexný prístup k implementácii rôznych opatrení v oblasti kvality ovzdušia vrátane vzdelávacích aktivít (správne techniky spaľovania, environmentálny dosah), dotačných opatrení (výmena starých kotlov, využívanie obnoviteľných zdrojov)

a monitorovania pokroku v zlepšovaní kvality ovzdušia a emisií. Následne sa posúdi efektívnosť týchto opatrení a výsledky budú použité pri navrhovaní regionálnych a miestnych politík, ako aj právnych predpisov na zlepšenie efektívnosti opatrení v oblasti kvality ovzdušia.

- **Pilotné projekty zamerané na vypracovanie štúdie uskutočniteľnosti pre dopravné riešenia na zlepšenie kvality ovzdušia vo vybraných mestách**

Kľúčovým cieľom tejto činnosti je poskytnúť stimuly vybraným mestám v oblastiach riadenia kvality ovzdušia, v ktorých sú hlavné problémy s kvalitou ovzdušia spôsobené dopravou, aby sa zabezpečilo vypracovanie štúdií uskutočniteľnosti zameraných na dopravné riešenia na zlepšenie kvality ovzdušia, napríklad smart riadenie dopravy, zriadenie nízko emisných zón, zavedenie parkovacej politiky alebo spoplatneného vstupu do miest, atď. Výsledky týchto štúdií by sa mali začleniť do plánov udržateľnej mobility.

- **Zber miestnych údajov, hodnotenie emisných inventúr a modelovanie kvality ovzdušia**

Hlavným cieľom tejto činnosti bude vytvorenie podrobnej databázy vykurovania domácností, ktorá je potrebná na efektívne zameranie opatrení, ako aj na hodnotenie ich vplyvov v budúcnosti pomocou modelovania kvality ovzdušia. Modelovanie kvality ovzdušia sa bude vykonávať na regionálnej a miestnej úrovni ako analytická súčasť Programov na zlepšenie kvality ovzdušia vrátane hodnotenia vplyvov rôznych opatrení na zlepšenie kvality ovzdušia.

Celkový rozpočet projektu je 15 000 000 EUR, výška finančnej podpory EÚ predstavuje 9 000 000 EUR. Projekt, rozdelený na štyri fázy, potrvá osem rokov (2020 – 2027).

Do projektu sú zapojení: Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky, Slovenská agentúra životného prostredia, Slovenský hydrometeorologický ústav, Banskobystrický samosprávny kraj, Trenčiansky samosprávny kraj, Trnavský samosprávny kraj, Žilinský samosprávny kraj, Prešovský samosprávny kraj, Košický samosprávny kraj, PEDAL Consulting s.r.o., VŠB - Technická univerzita Ostrava.

Projekt LIFE IP – Zlepšenie kvality ovzdušia (LIFE18 IPE/SK/000010) podporila Európska únia v rámci programu LIFE. Projekt je spolufinancovaný z prostriedkov štátneho rozpočtu SR prostredníctvom MŽP SR.

Informácie sú dostupné na: www.populair.sk
Podnety môžete zasielať na: info@populair.sk

Tereza Cseh, Komunikačný manažér projektu
LIFE IP - Zlepšenie kvality ovzdušia, Bratislava



III. BIOMETEOROLOGICKÝ WORKSHOP NA UNIVERSITY OF TWENTE V HOLANDSKU

Počas prvého decembrového týždňa (1.–8.12.2019) na University of Twente v meste Enschede vo východnej časti Holandska sa konal 3. medzinárodný workshop pre ISB (International society of biometeorology). Workshopu sa zúčastnilo 21 účastníkov zo 14 krajín celého sveta (Kanada, USA, Guatemala, Austrália, Nigéria, Juhoafrická republika, India, Nemecko, Holandsko, Portugalsko, Veľká Británia, Španielsko, Srbsko, Slovensko). Toto bol najväčší workshop aký kedy SNP (Students and New Professionals) absolvoval. Semináre boli každý deň organizované na ITC fakulte (Fakulty of Geo-Information Science and Earth Observation).

V súlade s inými workshopmi bola skupina multidisciplinárna a venovala sa mnohým aspektom biometeorologických štúdií. Tohtoročný workshop bol zameraný na skúmanie medzier vo vedomostiach a technologických príležitostiach na snímanie zdravotných účinkov počasia a zmeny klímy (Investigating knowledge gaps and technology opportunities for sensing the health effect of weather and climate change). To zahŕňalo dopady na ľudí, rastliny a zvieratá.

Všetci účastníci predstavili prehľad svojho výskumu, ktorý ďalej zdôraznil rozmanitosť našej skupiny. Slovensko dalo nahliadnuť do svojho výskumu v oblasti humánnej biometeorológie, podrobnejšie popísané časové a priestorové charakteristiky dusného počasia na území Slovenska a ako to súvisí s klimatickou zmenou. Počas prezentácií bolo uvedené aj to, že ďalšie výskumy v tejto téme budú v súvislosti so zdravotníckymi informáciami.

Ako už bolo spomenuté, účastníci viac menej boli rozdelení na 3 skupiny podľa oblasti skúmania, či je to biometeorológia ľudí, zvierat alebo rastlín. V oblasti humánnej biometeorológie bolo možné vypočítať si zaujímavé témy ako napríklad: využitie drónových technológií v precíznom poľnohospodárstve, tepelný komfort človeka, kvalita ovzdušia a mestský ostrov tepla.

Účasť bola potrebná, vzhľadom na to, že bioklimatologický a biometeorologický výskum a jeho aplikácie sú žiadané nielen odborníkmi, ale aj širokou verejnosťou. SHMÚ sa tejto problematike doposiaľ venoval len okrajovo, preto bolo potrebné získať prehľad a načerpať skúsenosti v tejto problematike.

Hlavné ciele workshopu boli nasledovné: preskúmanie nových technológií a nových možností monitoringu, možnosti spolupráce s lekárskou komunitou pri riešení biometeorologických a bioklimatologických tém, možnosti spolupráce na ďalšie projekty.

Okrem spoločného zdieľania vedomostí skupiny, exkurzie do laboratória MESA + v areáli Univerzity of Twente a Drone Expert Netherlands priniesli účastníkom workshopu priame skúsenosti s niektorými technológiami, ktoré sa používajú pri interakcii klímy a zdravia. Boli prezentované jednotlivé technológie snímajúce zdravie. Vďaka obom spoločnostiam za naše pohostenie.

Pre účastníkov workshopu to však nebolo všetko. Počas dvoch nocí sa konali spoločenské stretnutia, ktoré zahŕňali skvelú konverzáciu, ako aj jedlo a pitie.

V nadchádzajúcich mesiacoch bude skupina pracovať na dvoch príspevkoch založených na nápadoch a diskusiách, ktoré sa uskutočnili počas týždňového workshopu. Cieľom tohto príspevku je podnietiť diskusiu a poskytnúť usmernenie o súčasných a vznikajúcich technológiách získavania údajov v biometeorológii. Vďaka našim vedúcim príspevku Hamedovi Mehdipoorovi (Holandsko) a Andrewovi Leungovi (Kanada) za prevzatie úloh. Každý kto sa zúčastnil workshopu alebo iba prispel k niektorej recenzii musí venovať nejaký čas vyhodnoteniu svojho záväzku voči týmto príspevkom, aby ich bolo možné doručiť podľa harmonogramu (30. apríl).



Veľká vďaka tým ľuďom, ktorí zorganizovali tento workshop a aj tým, ktorí sa ho zúčastnili. Bolo skvelé vidieť toľko ľudí, ktorí s nadšením hovorili o biometeorológii. Zasielame obrovské poďakovanie Medzinárodnej spoločnosti pre biometeorológiu a Nadácii S. W. Tromp za poskytnutie finančných prostriedkov na usporiadanie nášho 3. medzinárodného workshopu. Bez podpory Medzinárodnej spoločnosti pre biometeorológiu a Nadácie S. W. Trompa by nemali príležitosť usporiadať túto akciu.

*Kristína Szabóová
SHMÚ, Bratislava*

MODELOVANIE KVALITY OVZDUŠIA NA SHMÚ

Úsek Kvalita ovzdušia SHMÚ zahŕňa tri odbory: Odbor Monitorovanie kvality ovzdušia, odbor Skúšobné laboratórium a odbor Emisie a biopalivá. Najdôležitejšími úlohami odboru Monitorovanie kvality ovzdušia sú prevádzka Národnej monitorovacej siete kvality ovzdušia (NMSKO), spracovanie týchto meraní a ich reportovanie do EEA¹, prevádzka smogového varovného systému a publikovanie každoročnej Správy o kvalite ovzdušia v SR. Merania v bodoch monitorovacích staníc nám však nedokážu podať komplexný obraz o priestorovom rozložení koncentrácií znečisťujúcich látok, ani o príspevkoch k týmto koncentráciám od konkrétnych zdrojov emisií. Preto sa v rámci odboru rieši úloha Vývoj a aplikácia modelov pre hodnotenie kvality ovzdušia, medzi riešiteľov ktorej patria autori niektorých článkov publikovaných v aktuálnom čísle časopisu: Juraj Beňo, Jana Krajčovičová, Jana Matejovičová, Vladimír Nemček a Dušan Štefánik. Aktuálne uverejnené články tvoria len zlomok ich aktivít na poli modelovania kvality ovzdušia. Medzi hlavné činnosti úlohy patrí implementácia matematických modelov kvality ovzdušia s rôznym priestorovým rozlíšením – od celoslovenského, riešeného regionálnym chemicko-transportným modelom CMAQ, až po lokálne rozlíšenie jednotlivých miest a ich blízkeho okolia, na ktoré je využívaný systém modelov CALMET/CALPUFF. Okrem spomenutých modelov sú na rôzne účely používané podľa potreby aj ďalšie modely, vrátane interpolačných modelov rôznej komplexnosti.

Výsledkom modelovania sú priestorové a bodové analýzy koncentrácií znečisťujúcich látok, ktoré sú využívané na rôzne účely: štúdie kvality ovzdušia v mestách a oblastiach riadenia kvality ovzdušia, projekcie budúcich koncentrácií pri predpoklade realizácie opatrení na zlepšenie kvality ovzdušia, výpočet príspevkov rôznych zdrojov emisií a cezhraničného prenosu znečistenia, a rôzne ďalšie analýzy podľa požiadaviek MŽP, ktoré je našim hlavným klientom.

Keďže modely kvality ovzdušia sú náročné na kvalitné vstupné dáta v podobe meteorologických polí a emisií znečisťujúcich látok, medzi pridružené aktivity úlohy patrí tiež spracovanie týchto dát. Okrem samotného modelovania a prípravy dát sa členovia riešiteľského tímu podieľajú aj na štatistickom a priestorovom spracovaní meraní z monitorovacích staníc kvality ovzdušia a aktuálne aj možnosťami využitia družicových dát COPERNICUS.

Okrem výskumu sa niektorí členovia tímu venujú tiež vedeniu bakalárskych a diplomových prác študentov na FMFI UK. Medzinárodnú spoluprácu na poli modelovania kvality ovzdušia realizujú každoročne aktívnou účasťou na zahraničných konferenciách (Harmo, Ovzduší), stretnutiach a workshopoch v rámci FAIRMODE², a participáciou na projektoch.

V súčasnosti je v popredí ich záujmu riešenie projektu KOSYMOKO³, financovaného z OP KŽP⁴, v rámci ktorého bude zavedený do operatívnej prevádzky komplexný systém modelov pre hodnotenie kvality ovzdušia, ktorý rozšíri škálu doteraz používaných modelov, zvýši ich priestorové rozlíšenie a zároveň umožní operatívnu predpoveď kvality ovzdušia a smogových situácií. Umožní tiež analyzovať aktuálnu kvalitu ovzdušia v reálnom čase nielen v bodoch monitorovacích staníc, ale aj na celom území SR.

Pre ilustráciu záberu doterajších aktivít modelárskej skupiny na SHMÚ uvádzame vybrané články z časopisov a príspevky z niektorých konferencií, ktorých texty sa dajú vyhľadať v dostupných zborníkoch:

Štefánik, D.–Matejovičová, J.–Krajčovičová, J.–Šedivá, T.–Nemček, V.–Beňo, J., *Comparison of two methods of calculating NO₂ and PM₁₀ transboundary pollution by CMAQ chemical transport model and the assessment of the non-linearity effect*, *Atmospheric Pollution Research*, Vol. 11, Issue 6, 2020, pages 12 – 23, ISSN 1309-1042, <https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.02.012>.

Mulder, M.D.–Dumanoglu, Y.–Efsthathiou, Ch.–Kukučka, P.–Matejovičová, J.–Maurer, Ch.–Příbylová, P.–Prokeš, R.–Sofuoglu, A.–Sofuoglu, S.C.–Wilson, J.–Zetzsch, C.–Wotawa, G.–Lammel, G., 2019, *Fast Formation of Nitro-PAHs in the Marine Atmosphere Constrained in a Regional-Scale Lagrangian Field Experiment*, *Environmental Science and Technology*, 53. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.9b03090>.

Krajčovičová, J.–Štefánik, D.–Vranckx, S.–Matejovičová, J.–Nemček, V.–Beňo, J., 2019, *Modelling impact of national emission reduction scenarios on national and local levels*, 19th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, June 2019, Bruges, Belgium.

Štefánik, D.–Matejovičová, J.–Krajčovičová, J., 2017, *Modelovanie kvality ovzdušia chemicko-transportným modelom CMAQ*, *Zborník konferencie Ochrana ovzdušia 2017*, Štrbské Pleso, 22.-24.11.2017 ISBN 978-80-89565-30-6

Krajčovičová, J.–Matejovičová, J.–Kremler, M.–Nemček, V., 2016, *Air quality modeling of non-attainment areas as a basis for air quality plans*, 17th Conference on Harmonization Within Atmospheric Dispersion Modeling, Budapest, Hungary, 9 – 12 May 2016.

Krajčovičová, J.–Matejovičová, J.–Kremler, M.–Nemček, V., 2016, *Štúdia kvality ovzdušia*. Žarnovica. SHMU Bratislava, 2016, 20 s.

Efsthathiou, C.I.–Matejovičová, J.–Bieser, J.–Lammel, G., 2016, *Evaluation of gas-particle partitioning in a regional air quality model for organic pollutants*, *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 15327-15345, doi:10.5194/acp-16-15327-2016, 2016.

Krajčovičová, J.–Kremler, M.–Matejovičová, J., 2014, *Local PM₁₀ source apportionment for non-attainment areas in Slovakia*, *Int. J. of Environment and Pollution*, 2014 Vol. 54, No.2/3/4, 166 – 174.

Jana Krajčovičová
SHMÚ, Bratislava

¹ European Environment Agency (www.eea.europa.eu)

² Forum for Air Quality Modelling in Europe (fairmode.jrc.ec.europa.eu)

³ Komplexný systém modelovania kvality ovzdušia v SR

⁴ Operačný program kvalita životného prostredia (www.op-kzp.sk)

PERSONÁLIE

PERSONALS

JUBILANT Ing. ŠTEFAN ŠKULEC, PhD.

Štefan Škulec sa narodil 13. apríla 1945 v Ivanke pri Dunaji. V Meteorologickom časopise už bol jeho životopis zverejnený, ale pri príležitosti 75. narodenín si pripomeňme jeho životné míľniky. Štefan je absolvent Fakulty technickej a jadrovej fyziky ČVUT v odbore jadrová fyzika (1967). Doktorandské štúdium absolvoval na Fakulte matematiky a fyziky Univerzity Komenského v Bratislave, v odbore „Meteorológia a klimatológia“ (1978).

Od nástupu do praxe (1968) až do odchodu do dôchodku (2007) pracoval na Slovenskom hydrometeorologickom ústave (SHMÚ). Od roku 1968 do roku 1992 pôsobil na Meteorologickom observatóriu SHMÚ v Jaslovských Bohuniciach. Od roku 1992 do roku 2005 bol generálnym riaditeľom SHMÚ, od r. 2005 do r. 2007 asistentom generálneho riaditeľa SHMÚ. Potom niekoľko rokov robil konzultanta generálneho riaditeľa bez nároku na odmenu a v súčasnosti je v dôchodku už na plný úväzok.

Od roku 1993 do roku 2005 bol Stály reprezentant Slovenskej republiky vo Svetovej meteorologickej organizácii, od roku 1992 do roku 2005 bol člen Vládnej komisie pre jadrové havárie SR, od roku 1997 do roku 2001 bol podpredseda Slovenského výboru pre IDNDR (Medzinárodná dekáda pre redukciu prírodných katastrof – program OSN), od roku 2001 do roku 2008 bol podpredseda Slovenskej komisie pre výskum a mierové využitie kozmického priestoru, v rokoch 1972 až 1992 pôsobil ako odborný garant v oblasti meteorologického zabezpečovania jadrových energetických zariadení v rámci Československa. V rokoch 1994–1997 bol prezident Regionálneho centra stredoeurópskych krajín pre predpovedanie počasia na ohraničenom území (RC LACE), v rokoch 1999 až 2003 predseda Poradného výboru kooperujúcich krajín EUMETSATu, v rokoch 2002 až 2005 člen Poradnej pracovnej skupiny Prezidenta Regionálnej asociácie VI. Svetovej meteorologickej organizácie. V roku 1986, počas havárie JE Černobyl, pôsobil ako člen Centrálnaj vyhodnocovacej skupiny Vládnej komisie pre černobyľskú jadrovú haváriu (zodpovedný za zber, spracovanie a výpočet meteorologických informácií), ktorú vytvorila československá vláda. Ako člen Expertnej

skupiny pre následky jadrovej havárie v Černobyle, zriadenej Svetovou meteorologickou organizáciou, navštívil v marci 1988 lokalitu havarovanej elektrárne v Černobyle.

Počas svojho pôsobenia v Jaslovských Bohuniciach bol zodpovedným riešiteľom výskumných projektov pre vývoj metód pre popis šírenia a rozptylu rádioaktívnych emisií v atmosfére, pre výpočet radiačných dávok v normálnej a havarijnej prevádzke a pre odhad environmentálnych efektov tepelných a vodných emisií z jadrových energetických zdrojov. Aktívne sa zúčastňoval pri formovaní a činnosti havarijného manažmentu v Československej a Slovenskej republike. Inicioval a organizoval vytvorenie systému meteorologického zabezpečovania jadrových elektrární v rámci Československa a neskôr Slovenska, vytvorenie systému včasného varovania pre jadrové nehody na území Slovenska a vybudovanie meteorologickej meracej a výskumnej základne s 200 m vysokým meteorologickým stožiarom v Jaslovských Bohuniciach. Inicioval a metodicky usmerňoval výstavbu meteorologických observatórií pri JE Mochovce a Temelín. Mal bohatú odbornú publikačnú činnosť a rad vystúpení v médiách a na popularizačných akciách. Spolu so svojim tímom bol autorom niekoľkých špeciálnych aktivít a správ (napr. medzinárodný projekt ATMES – Atmospheric Transport Model Evaluation Study, expertízy pre Elektrárň Chvaletice a lokalitu Hamr pre ťažbu uránu v severných Čechách).

Ako generálny riaditeľ SHMÚ inicioval a organizoval inštitucionálnu rekonštrukciu SHMÚ v druhej polovici 90. rokov (prechod z rozpočtovej na príspevkovú organizáciu), založenie a budovanie systému POVAPSYS (Povodňový varovný a predpovedný systém Slovenskej republiky), modernizáciu predpovedného centra SHMÚ s využitím modelu ALADIN a rozsiahlu modernizáciu meracích systémov SHMÚ. O manažmente meteorologických inštitúcií prednášal v roku 2003 na svetovej konferencii Svetovej meteorologickej organizácie v Ženeve.

V dôchodku sa venuje svojim koníčkom (moderná fyzika, hudba). Pre piešťanskú verejnosť organizuje seriál prednášok, popularizujúcich pokroky v oblasti vedy. Spolupracuje pri tom so špecialistami z rôznych inštitúcií a osobne prispieva v priemere dvomi prednáškami ročne. V rokoch

2015–2020 bol predsedom Seniorského parlamentu mesta Piešťany. V roku 2016 spoluorganizoval ako predseda Petičného výboru Petíciu občanov mesta Piešťany a občanov Trnavského samosprávneho kraja za zachovanie fungovania spoločnosti „Letisko Piešťany, a.s.“ a činností spojených s prevádzkou tejto spoločnosti. Petícia splnila svoj cieľ – letisko Piešťany pokračuje. Osobnou motiváciou pre túto akciu bolo aj zachovanie meteorologickej stanice v Piešťanoch, ktorá pôsobí v areáli letiska.

Aj ako 75. ročný je Štefan stále aktívny v redakčnej rade Meteorologického časopisu, je v kontakte so svojimi bývalými kolegami a sleduje činnosť Slovenského hydrometeorologického ústavu. Za všetkých bývalých kolegov a samozrejme aj za seba, Ti prajem do ďalších rokov pevné zdravie a príjemné prežitie chvíle v kruhu Tvojich blízkych.

*Vladimír Pastirčák
Bratislava*

ŽIVOTNÉ JUBILEUM Ing. JOZEFA ULIČNÉHO

Dňa 29. februára 2020 sa dožil 60-tich rokov náš kolega, Ing. Jozef Uličný, ktorý sa od svojho nástupu na SHMÚ v roku 1988 venuje servisu meteorologických radarov. Jozef sa narodil v Prešove, kde navštevoval základnú a strednú školu. Stredoškolské štúdiá zakončil maturitou na Strednej priemyselnej škole elektrotechnickej v Prešove v roku 1981 a jeho ďalšia cesta za vzdelaním viedla na Vysokú školu technickú v Košiciach, kde svoje vysokoškolské štúdium ukončil štátnou skúškou v roku 1986, v odbore Energetika a životné prostredie.

Po absolvovaní základnej vojenskej služby a krátkej práci vývojového pracovníka v podniku Elektroplast Prešov nastúpil v roku 1988 do SHMÚ na pozíciu technika meteorologického radaru. Bola to doba, kedy sa práve budovalo radarové pracovisko na Kojšovskej holi a zastihlo ho obdobie budovateľského nadšenia, kedy sa novoprijatí pracovníci pod vedením charizmatického RNDr. Mariána Woleka doslova vlastnými rukami podieľali na jeho výstavbe. Pracovali spolu so stavbármi a pracovníkmi dodávateľských firiem a po období výstavby ich pracovným odevom boli montérky, čižmy a pracovnými pomôckami lopata a čakan... Zároveň podľa pripravenosti stavby boli montované technológie, základom ktorých bol meteorologický radar MRL-5 v automatizovanej verzii vyvinutej pracovníkmi SHMÚ s názvom ARMS. Jozef sa podieľal na inštalácii a oživovaní radaru dodávateľom z vtedajšieho Sovietskeho zväzu a systému ARMS pracovníkmi z radarového pracoviska na Malom Javorníku. Po spustení pravidelnej prevádzky na Kojšovskej holi sa jeho hlavnou pracovnou náplňou stal servis automatizovaného radarového systému, čo vzhľadom na použitú technológiu vyžadovalo pomerne veľa servisných zásahov. Technici na Kojšovskej holi hovorievali zo žartu, že si vybudovali so svojim radarom „citový vzťah“. Často sa stávalo, že systém vypadol, ak technik opustil pracovisko... Život na odlúčenom pracovisku si vyžadoval podieľať sa na údržbe meteorologických prístrojov, budovy, inžinierskych sietí, dopravnej techniky často vo veľmi nepriaznivých meteorologických podmien-

kach v čisto mužskom kolektíve a neuzatvárať sa len do bubliny svojej odbornosti. A Jozef to robil so zanietením a fortieľom.

V novembri 2004 Jozef absolvoval vo firme Gamic v nemeckom Achene dvojtyždňové preškolenie na nový dopplerovský dualpolarizačný radar RDR250GC od amerického výrobcu Radtec, určeného pre Kojšovskú hoľu. Moderná technológia od začiatku projektovaná ako bez obslužná už nevyžadovala stálu prítomnosť servisnej obsluhy na pracovisku, a tak sa Jozef po spustení prevádzky nového radaru v máji 2005 presunul na pobočku SHMÚ do Košíc, kde ďalej pokračoval vo svojej práci vo forme diaľkového dohľadu nad systémom, profylaktických prác podľa harmonogramu výrobcu a servisných zásahov podľa potreby. Jeho servisná činnosť sa rozšírila o servis systému na detekciu bleskov SAFIR. Podieľal sa na premiestnení senzoru z Lomnického štítu do Milhostova a celkovej údržbe systému až do súčasnosti (r.2020), kedy bol systém vypnutý. Od roku 2011 sa venuje ako lokálny administrátor aj správe LAN siete a údržbe počítačovej techniky na pobočke v Košiciach.

V rámci projektu „Skvalitnenie technickej infraštruktúry pre účely výskumu a vývoja regionálnych pracovísk SHMÚ“ bol v roku 2014 do prevádzky spustený nový systém na detekciu bleskov LINET. Jozef pomáhal pri jeho inštalácii a medzi pracovné povinnosti technikov ODM v Košiciach pribudla starostlivosť o jeho senzory po celom Slovensku a centrálné stanice (hlavnú a záložnú) v Košiciach.

V roku 2015 v rámci projektu POVAPSYS bola vymenená radarová technológia na pracoviskách na Malom Javorníku a Kojšovskej holi a pribudli dva nové radarové body na Kubínskej holi a Špaňom laze, pri výstavbe ktorých odvieďol spolu s kolegami poctivú prácu. Po preškolení vo firme Selex-Gematronik (dnes Leonardo) v nemeckom Düsseldorfe v roku 2014 na radar METEOR 735CDP10 sa venuje servisu radarov a údržbe pracovísk na Kojšovskej holi, Kubínskej holi a Špaňom laze. Práca na údržbe radarovej siete a siete na detekciu bleskov sa stala oveľa náročnejšou vzhľadom na priestorové rozmiestnenie senzorov a radarov v rámci celého územia Slovenska. Znamená to viacej jazdenia služobnými motorovými vozidlami a použitie napr. snežného skútra pri doprave na servisný zásah na odlúčené pracoviská (Kubínska hoľa, Kojšovská hoľa), mnohokrát za sťažených meteorologických podmienok.

Ing. Jozefa Uličného určite poznajú mnohí zamestnanci SHMÚ ako správcu rekreačnej chaty na Bukovci pri Košiciach, ktorú prevzal do svojej správy v roku 2005 a príkladne sa stará o jej údržbu. Vo svojom voľnom čase sa od svojich študentských čias aktívne zaujíma o počítačovú techniku, je veľkým fanúšikom literatúry science-fiction a jeho relaxom je práca na zveľaďovaní rodinného bývania. Na pôde SHMÚ si našiel aj svoju životnú partnerku a aj to je dôkaz, že do práce chodí s láskou a otvoreným srdcom.

Do ďalších rokov práce v SHMÚ a v osobnom živote prajeme nášmu jubilantovi hlavne veľa dobrého zdravia, spokojnosti a úspechov.

*Marián Jurašek, Mikuláš Lendák
SHMÚ, Bratislava, Košice*

POKYNY PRE AUTOROV

Meteorologický časopis publikuje pôvodné vedecké práce, prehľadové články, odborné príspevky, odborné informácie a personálie. V časopise sa publikujú prednostne príspevky v anglickom jazyku, v obmedzenom rozsahu tiež v slovenskom a českom jazyku.

Pre nových prispievateľov odporúčame formu príspevku prispôsobiť podľa tohto čísla Meteorologického časopisu. Texty príspevkov (MS Word), grafy (MS Excel) a obrázky (CorelDraw; jpg, tiff alebo iný grafický formát) je potrebné poslať v elektronickej forme

na e-mailovú adresu norbert.polcak@shmu.sk
a kópiu na adresu katarina.pukancikova@shmu.sk

alebo

Norbert Polčák
redakcia Meteorologického časopisu
Slovenský hydrometeorologický ústav
P.O.Box 15, 833 15 Bratislava 37

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS

Meteorological journal is publishing original scientific papers, reviews and short communications. The languages of the journal are English, Czech and Slovak.

New contributors are recommended their manuscript to conform to this issue of the Meteorological Journal. Manuscript (MS Word), graphs (MS Excel) and pictures (CorelDraw; jpg, tiff or other graphic file format) should be submitted electronically to

e-mail address norbert.polcak@shmu.sk
and copy to katarina.pukancikova@shmu.sk

or

Norbert Polčák
Editorial Board of the Meteorological Journal
Slovak Hydrometeorological Institute
P.O.Box 15, 833 15 Bratislava 37
Slovak Republic

