

**UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE**

**Přírodovědecká fakulta**

Katedra aplikované geoinformatiky a kartografie

Studijní program: Geografie (navazující magisterské studium)

Studijní obor: Kartografie a geoinformatika



Bc. Anna HLADKÁ

**STANOVENÍ MÍRY ZNEČIŠTĚNÍ ATMOSFÉRY  
Z DRUŽICOVÝCH DAT**

**DETERMINATION OF ATMOSPHERIC POLLUTION FROM  
SATELLITE DATA**

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: doc. Ing. Jan Kolář, CSc.

Praha 2013

# Zadání diplomové práce

**pro** Annu Hladkou

**obor** Kartografie a geoinformatika

**Název tématu:** Stanovení míry znečištění atmosféry z družicových dat

## Zásady pro vypracování

Atmosférické znečištění je důležitý faktor ovlivňující jevy v zemské atmosféře, klimatické změny i praktickou ekologickou politiku. Sledování jeho rozsahu a skladby znečišťujících látek je důležité jak pro prevenci před zdravotními důsledky, tak pro pochopení zákonitostí dynamiky polutantů.

Diplomová práce se bude věnovat problematice vypracování metodiky na využití družicových dat pro zjišťování míry celkového znečištění atmosféry nad vybraným územím. Základním metodickým přístupem bude hledání korelace mezi vhodnými radiometrickými veličinami naměřenými na družici a pozemními údaji o koncentraci vybrané látky získané z pozemních měřicích stanic.

Pro dosažení vytčeného cíle budou řešeny následující úkoly:

- Shrnutí dosavadního stavu ve využívání družicových dat pro určování znečištění atmosféry a jeho zhodnocení vzhledem k použitým družicovým datům a použitých zpracovatelských postupů.
- Na základě kritického zhodnocení popsaných možností bude navržena i modifikovaná metodika, která bude použita v této práci s přihlédnutím k dostupným družicovým datům a sledovaným polutantům.

Práce bude obsahovat následující výsledky a výstupy:

- Sestavení vlastní metodiky určování míry znečištění z multispektrálních skenerových dat navazující na současný stav poznání. Metodika musí jasně stanovit, v čem se odlišuje od stávajících a zdůvodnění předností návrhu. Součástí bude i postup validace výsledku tj. zjišťování přesnosti ve srovnání s údaji pozemních stanic.
- Zhodnocení dosažených výsledků ve srovnání s tradičními postupy, rozbor dosažení předpokládaných zlepšení kvality výsledku anebo praktických přínosů, případně z jakého důvodu se tak nestalo. Výstupem bude statistické vyhodnocení přesnosti

hodnot atmosférického znečištění a mapové vyjádření jeho rozložení ve zkoumaném území.

**Rozsah grafických prací:** odpovídající počet mapových příloh

**Rozsah průvodní zprávy:** 50 – 70 stran

**Seznam odborné literatury:**

Daly et al., Local atmospheric decoupling in complex topography alters climate change impacts, Int. J. Climatol. (2009)

P. Camagni, S. Sandroni, Optical Remote sensing of air pollution, Joint Research Centre, Ispra, Italy, Elsevier Science Publishing Company Inc, 1983

H. S. Lim, M. Z. MatJafri, K. Abdullah and C. J. Wong . Air Pollution Determination Using Remote Sensing Technique, Advances in Geoscience and Remote Sensing, Gary Jedlovec (Ed.), 2009. Online: <http://www.intechopen.com/books/advances-in-geoscience-and-remote-sensing/air-pollution-determination-using-remote-sensing-technique>

A. Retalis, N. Sifakis, N. Grosso, D. Paronis, D. Sarigiannis, Aerosol optical thickness retrieval from AVHRR images over the Athens urban area, 2003. Online: [http://sat2.space.noa.gr/rsensing/documents/IGARSS2003\\_AVHRR\\_Retalisetal\\_web.pdf](http://sat2.space.noa.gr/rsensing/documents/IGARSS2003_AVHRR_Retalisetal_web.pdf)

Wang, J. and Christopher, S. A., Intercomparison between satellite-derived aerosol optical thickness and PM<sub>2.5</sub> mass: Implications for air quality studies, Geophysics Research Letters, 30 (21), 2003.

Vedoucí diplomové práce: doc. Ing. Jan Kolář, CSc

Konzultant diplomové práce:

Datum zadání diplomové práce: 26.02.2013

Termín odevzdání diplomové práce: 26.08.2013

*Platnost tohoto zadání je po dobu jednoho akademického roku.*

.....  
Vedoucí diplomové práce

.....  
Vedoucí katedry

V Praze dne 26.2.2013

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 25. 8. 2013

.....

podpis

## **Poděkování**

Na tomto místě bych nejprve ráda poděkovala vedoucímu mé diplomové práce, doc. Ing. Janu Kolářovi, CSc., za ochotu, věnovaný čas, cenné rady a předmětnou kritiku. Dále bych chtěla poděkovat Českému hydrometeorologickému ústavu, jmenovitě Ing. Aleně Sieglerové a Lence Stašové, za poskytnutí dat pozemních měření, paní Chitrini Mozumder, Dr. Kyriacos Themistocleous, Diofantos Hadjimitsis a Ishika K. Wijeratne za poskytnutí jejich studií a potřebné konzultace formou emailu. Poděkování za odborné rady patří také Bc. Kateřině Novotné. Dále děkuji své rodině a přátelům za podporu během tvorby diplomové práce i celého studia. V neposlední řadě bych ráda poděkovala i oponentovi mé diplomové práce za posudek a případné připomínky.

# Stanovení míry znečištění atmosféry z družicových dat

## Abstrakt

Tématem práce je stanovení kvality ovzduší v Praze a jejím okolí na základě družicových snímků a dat pozemního měření. Cílem je odvození rovnic pro výpočet množství konkrétního polutantu na území celého snímku. První část práce je věnována teorii a literární rešerši k dané problematice. V části metodické je popsán postup, jakým byl úkol zpracován, zahrnující například proces převodu snímkových DN hodnot na radiometrické veličiny, atmosférické korekce, regresní analýzu a mapování zájmového území. Výsledky jsou pak vizualizovány, porovnávány s tradiční metodou interpolace a diskutovány. Na závěr jsou uvedeny přínosy této studie a možná vylepšení zpracování daného tématu do budoucna.

**Klíčová slova:** *Znečištění vzduchu, družicové snímky, atmosférické korekce, regresní analýza, Praha a okolí*

# Determination of Atmospheric Pollution from Satellite Data

## Abstract

The subject of this project is to determine air quality in Prague and the surrounding area based on satellite images and ground measurements data. The goal is to derive equations for calculating an amount of a specific pollutant over the entire area of the image. The first part of the thesis is devoted to the general theory and literature review related to this topic. The methodological part describes the steps of the procedure to handle the task, including e.g. converting satellite DN values to the radiometric values, atmospheric correction, regression analysis and mapping of the area of interest. Subsequently, the results are visualized, compared to the traditional interpolation methods and discussed. Finally, the contributions of this project and possible improvement of work on the topic are presented.

**Key words:** *Air pollution, Satellite images, Atmospheric correction, Regression analysis, Prague and surroundings*

# OBSAH

<b>SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK</b> .....	9
<b>SEZNAM TABULEK A OBRÁZKŮ</b> .....	10
<b>1 ÚVOD</b> .....	12
<b>2 UVEDENÍ DO PROBLEMATIKY</b> .....	13
<b>2.1 ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ</b> .....	13
<b>2.1.1 Hlavní atmosférické polutanty</b> .....	14
2.1.1.1 Oxid uhelnatý – CO.....	14
2.1.1.2 Oxidy dusíku – NO <sub>x</sub> .....	14
2.1.1.3 Oxid siřičitý – SO <sub>2</sub> .....	15
2.1.1.4 Ozon – O <sub>3</sub> .....	15
2.1.1.5 Prachové částice – PM (Particulate Matters).....	16
2.1.1.6 Těžké kovy.....	17
2.1.1.7 Organické sloučeniny.....	18
2.1.1.8 Ostatní.....	18
<b>2.1.2 Znečištění vzduchu ve světě a v Evropě</b> .....	19
<b>2.1.3 Znečištění vzduchu v České republice</b> .....	20
<b>2.2 ATMOSFÉRICKÉ ZNEČIŠTĚNÍ V DPZ</b> .....	21
<b>2.2.1 Interakce atmosféry s EM zářením</b> .....	22
2.2.1.1 Rayleighův a Mieův rozptyl.....	23
2.2.1.2 Absorpce.....	27
<b>2.2.2 Kvantifikace znečištění</b> .....	29
2.2.2.1 Optická hloubka.....	29

2.2.2.2	<i>Diference S a TOA teploty</i> .....	30
2.2.2.3	<i>Index znečištění ovzduší</i> .....	31
<b>3</b>	<b>DOSAVADNÍ VÝZKUM ZNEČIŠTĚNÍ VZDUCHU Z DAT DPZ</b> .....	<b>32</b>
3.1	<b>MALOMĚŘÍTKOVÉ STUDIE</b> .....	<b>32</b>
3.2	<b>VELKOMĚŘÍTKOVÉ STUDIE</b> .....	<b>33</b>
3.2.1	<b>Stanovení výzkumných otázek</b> .....	<b>36</b>
<b>4</b>	<b>METODIKA</b> .....	<b>37</b>
4.1	<b>CHARAKTERISTIKA ZKOUMANÉ OBLASTI</b> .....	<b>37</b>
4.2	<b>POUŽITÁ DATA</b> .....	<b>38</b>
4.2.1	<b>Družicová data</b> .....	<b>39</b>
4.2.1.1	<i>Použité snímky</i> .....	<b>40</b>
4.2.2	<b>Data pozemního měření v České republice</b> .....	<b>42</b>
4.3	<b>PŘEDZPRACOVÁNÍ DAT</b> .....	<b>43</b>
4.3.1	<b>Převod DN hodnot na TOA zář</b> .....	<b>44</b>
4.3.2	<b>Převod TOA záře na TOA odrazivost</b> .....	<b>45</b>
4.3.3	<b>Převod TOA záře na TOA teplotu</b> .....	<b>46</b>
4.4	<b>VÝPOČET VELIČIN PRO NÁSLEDNOU KORELACI</b> .....	<b>47</b>
4.4.1	<b>Výpočet S odrazivosti</b> .....	<b>47</b>
4.4.1.1	<i>Příprava dat pro FLAASH korekci</i> .....	<b>48</b>
4.4.1.2	<i>Nastavení vstupních dat a parametrů pro spuštění korekce</i> .....	<b>49</b>
4.4.2	<b>Výpočet S teploty</b> .....	<b>55</b>
4.4.3	<b>Výpočet indexů</b> .....	<b>56</b>
4.5	<b>KORELACE DAT A REGRESNÍ ANALÝZA</b> .....	<b>59</b>



<b>4.5.1 Korelace dat</b> .....	60
4.5.1.1 <i>Korelace s původními veličinami a veličinami z nich odvozených</i> .....	61
4.5.1.2 <i>Korelace s rozdíly veličin u dvojice snímků</i> .....	62
4.5.1.3 <i>Korelace s rozdíly veličin v rámci jednoho snímku před a po korekci</i> .....	63
<b>4.5.2 Regresní analýza</b> .....	63
<b>4.6 OVĚŘENÍ A VIZUALIZACE MODELŮ</b> .....	66
<b>4.6.1 Ověření výsledků</b> .....	66
<b>4.6.2 Vizualizace modelů</b> .....	67
4.6.2.1 <i>Interpolace hodnot metodou IDW</i> .....	69
<b>5 VÝSLEDKY</b> .....	70
<b>6 DISKUZE</b> .....	73
<b>7 ZÁVĚR</b> .....	78
<b>POUŽITÉ ZDROJE INFORMACÍ</b> .....	80
<b>SEZNAM PŘÍLOH</b> .....	84

## **SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK**

**ČHMÚ** – Český hydrometeorologický ústav

**DN** – “digital number” – hodnota pixelu na snímku (není radiometrickou veličinou)

**DPZ** – Dálkový průzkum Země

**EM** – elektromagnetické

**fce** – funkce

**IR** – „infrared“ – infračervené pásmo

**MIR** – „middle infrared“ – střední infračervené pásmo

**MW** – „microwave“ – mikrovlnné pásmo

**NIR** – „near infrared“ – blízké infračervené pásmo

**rce** – rovnice

**S** – „surface“ – na povrchu

**SW** – software

**SWIR** – „short-wave infrared“ – krátkovlnné infračervené pásmo

**TIR** – „thermal infrared“ – termální infračervené pásmo

**TOA** – „top of atmosphere“ – na hranici atmosféry

**UV** – „ultraviolet“ – ultrafialové pásmo

**VIS** – „visible“ – viditelné pásmo

## SEZNAM TABULEK A OBRÁZKŮ

Obr. 1	Ilustrace velikosti aerosolů PM <sub>10</sub> (modré) a PM <sub>2.5</sub> (červené) v porovnání s lidským vlasem a zrnky jemného písku.....	16
Obr. 2	Koncentrace PM <sub>2.5</sub> ve světě: průměr 2001 – 2006 [μg/m <sup>3</sup> ].....	19
Obr. 3	Koncentrace PM <sub>10</sub> v Evropě: nejvyšší denní hodnoty – 2004 [μg/m <sup>3</sup> ].....	20
Obr. 4	Koncentrace PM <sub>10</sub> v České republice: rok 2006 [μg/m <sup>3</sup> ].....	21
Obr. 5	Geometrie rozptylu.....	23
Obr. 6	Porovnání Rayleighova a Mieova rozptylu.....	26
Obr. 7	Absorpce hlavními atmosférickými plyny v TIR.....	27
Tab. 1	Hlavní absorpční pásy.....	28
Obr. 8	Bodové zdroje znečištění v Praze.....	38
Tab. 2	Specifikace skeneru TM.....	40
Obr. 9	Poloha dvojic snímků na podkladu plánu krajů ČR.....	41
Tab. 3	Časová charakteristika použitých družicových snímků.....	41
Obr. 10	Rozmístění stanic pozemního měření na územích družicových snímků.....	43
Tab. 4	LMIN <sub>λ</sub> a LMAX <sub>λ</sub> pro jednotlivá pásma skeneru TM.....	44
Tab. 5	Vzdálenost Slunce-Země v dobách pořízení jednotlivých snímků.....	45
Tab. 6	Intenzita ozařování Sluncem na pásmech TM.....	45
Tab. 7	Solární zenitové úhly pro dané snímky.....	46
Obr. 11	Soubor ASCII pro spektrální definici snímkových pásem.....	48
Obr. 12	Hlavní dialogové okno pro FLAASH korekci.....	49
Obr. 13	Atmosférické modely ve FLAASH korekci.....	50
Obr. 14	Atmosférické modely ve FLAASH korekci - rozpis.....	51

Obr. 15	Multispektrální nastavení ve FLAASH.....	52
Obr. 16	Pokročilá nastavení ve FLAASH.....	53
Tab. 8	Parametry nastavené pro spuštění FLAASH korekce.....	54
Tab. 9	Parametry pro atmosférickou korekci termálních pásem.....	56
Tab. 10	Standardní množství polutantů v ovzduší.....	58
Obr. 17	Poloha bodu v rámci pixelu u vybraných snímků – PV nahoře, PZ dole .....	62
Tab. 11	Hodnocení přesnosti modelů.....	67
Obr. 18	Porovnání obrazu před (vlevo) a po (vpravo) použití nízkofrekvenčního filtru...	68
Obr. 19	Porovnání obrazu aplikací modelu (vlevo) a aplikací IDW (vpravo).....	69

# 1 ÚVOD

Znečištění vzduchu je v současné době jedním z nejzávažnějších problémů životního prostředí. V době nárůstu světové populace, expanze automobilové dopravy a stále se rozvíjejícího průmyslu je třeba monitorovat a zlepšovat stav ovzduší. Ačkoliv je ovzduší znečišťováno i přirozenou cestou, jako sopečnými výbuchy, lesními požáry či výpary z bažin a mokřadů, příspěvek lidského faktoru je značný a jako jediný může být regulován.

Problém kvality ovzduší je alarmující především ve velkých městech s hustou dopravou, vysokou koncentrací obyvatel a těžkého průmyslu. K nejznečištěnějším městům světa patří Peking, Linfen, Tianying (Čína), Nové Dillí, Sukinda, Vapi (Indie), Santiago de Chile, Mexico City, Ulánbátar, Káhira, Kábul, Černobyl, Dzerzhinsk a Norilsk (Rusko). Naopak města udržující si kvalitní, čisté ovzduší jsou například Calgary, Honolulu, Helsinky, Ottawa, Minneapolis, Oslo, Stockholm, Curych nebo Bern.

Mým motivem pro zpracování tématu kvality ovzduší, jakožto obyvatele velkého města, bylo především zjistit, jaká je kvalita vzduchu na území hlavního města Prahy a v jejím okolí, a jakým způsobem kvalitu plošně monitorovat. Zatímco v Česku je tradiční metodou pro stanovení kvality vzduchu interpolace, tedy zjištění mezilehlých hodnot z hodnot okolních, ve světě už několik let probíhají studie, jak detekovat znečištění vzduchu z družicových snímků a vystihnout tak lokální výkyvy, které nemusí být interpolací zaznamenány.

Cílem práce je proniknout do těchto metod, pokusit se o jejich zlepšení a aplikovat je na zájmové území, tedy Prahu a okolí. Výsledkem práce by mělo být stanovení vztahu, popřípadě více vztahů, mezi hodnotami naměřenými družicovým skenerem a hodnotami koncentrací vzdušných polutantů naměřených pozemními stanicemi. Stanovené vztahy by měly být aplikovatelné na všechny snímky daného skeneru bez rozdílu. Následně tyto vztahy matematicky vyjádřit a výpočtem nad zájmovým územím znečištění zmapovat.

Počáteční hypotézou práce je, že vztahy mezi některými polutanty s některými veličinami odvozenými z družicových snímků budou nalezeny. Očekává se, že vliv polutantů na družicové snímky bude znatelně menší než vliv samotného povrchu. Zároveň je předpokladem, že u částic většího průměru, jako jsou prachové částice PM10, budou nalezeny výraznější vztahy než u polutantů molekulových, jako například NO<sub>2</sub> nebo SO<sub>2</sub>.

## 2 UVEDENÍ DO PROBLEMATIKY

V této kapitole budou detailněji popsány dílčí součásti výše zmiňované problematiky, tedy detekce znečištění vzduchu z dat DPZ. Bude zmíněno znečištění vzduchu jako takové, jeho hlavní složky, zdroje a současný stav ve světě a České republice. Následně budou popsány základní principy DPZ a jejich souvislost se znečištěním vzduchu.

### 2.1 ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ

Pojem znečištění ovzduší je těžko definovatelný, vzhledem k tomu, že chemické složení atmosféry se od její přirozené formy mění již od průmyslové revoluce v 60. letech 18. století. Pokud by za čistou byla považována původní přirozená atmosféra, nebylo by možné dnes nalézt čisté ovzduší nikde na Zemi (Daly et al., 2007).

Jedním z aspektů, které je při definici třeba zvážit je původ atmosférického znečištění. Lze považovat plyny a částice dostávající se do ovzduší přirozenými přírodními procesy, jako jsou sopečné erupce, lesní požáry apod., za znečištění? Některé z definic zahrnují do pojmu „znečištění vzduchu“ pouze antropogenní emise. V případě, že předmětem výzkumu není zjištění míry vlivu lidské populace na stav ovzduší, ale stanovení přesných koncentrací jednotlivých látek v ovzduší, je třeba zahrnout kromě antropogenních také geogenní a biogenní emise. Geogenní emise jsou neživého původu a patří mezi ně například vulkanické emise, emise z přírodních požárů a výpary z mořské soli. Biogenní emise jsou organického původu a patří mezi ně například VOC (*volatile organic compounds* – těkavé organické látky), lesní výpary či výpary z bažin a mokřadů.

V případě zahrnutí všech zmíněných složek, lze atmosférické polutanty definovat jako: „jakékoliv substance emitované do ovzduší z antropogenního, geogenního a biogenního zdroje, které nejsou součástí přirozené atmosféry nebo jsou přítomny ve větší koncentraci než v přirozené atmosféře a mohou mít krátkodobé či dlouhodobé nepříznivé dopady“ (Daly et al., 2007).

### 2.1.1 Hlavní atmosférické polutanty

Atmosférické polutanty je možno rozdělit na primární, tedy emitované přímo od zdroje do ovzduší a sekundární, tedy vzniklé následnou chemickou reakcí v atmosféře.

Mezi primární polutanty patří: 1) *sloučeniny uhlíku* (CO, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, VOC), 2) *sloučeniny dusíku* (NO, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>), 3) *sloučeniny síry* (H<sub>2</sub>S, SO<sub>2</sub>), 4) *halogenidy* (fluoridy, chloridy a bromidy), 5) *aerosoly* (PM)

Sekundární polutanty, které vznikají z primárních – jinak označovaných jako prekurzory, jsou pak: 1) *NO<sub>2</sub> a HNO<sub>3</sub>* (vzniklé z NO), 2) *ozon* (vzniklý z NO a VOC), 3) *kyselá dešť – síry* (z SO<sub>2</sub>) nebo *dusíku* (z NO<sub>2</sub>), 4) *aerosoly – síry a dusíku* (vzniklé reakcemi kyselých dešťů s NH<sub>3</sub>), 5) *organické aerosoly* tvořené z VOC (Daly et al., 2007).

#### 2.1.1.1 Oxid uhelnatý – CO

Oxid uhelnatý se do ovzduší dostává především spalováním fosilních paliv a biopaliv, proto velká část jeho objemu ve vzduchu pochází ze spalovacích motorů motorových vozidel. Koncentrace CO ve vzduchu tedy osciluje v závislosti na hustotě dopravy, a proto jeho nejvyšší množství bývá naměřeno v dopravních špičkách všedního dne nad vysoce urbanizovanými regiony.

V lidském těle pak zvýšené množství CO způsobuje snížení okysličování krve, což hlavně u lidí s kardiovaskulárními potížemi může vést až k ischemii srdeční chorobě.

V atmosféře vydrží přibližně 3 měsíce, následně pomalu zoxiduje v oxidu uhličitý CO<sub>2</sub>, přičemž ovšem zároveň dává vzniknout dalšímu škodlivému polutantu, ozonu.

Norma v Evropské unii v souladu s organizací WHO (World Health Organisation) pro maximální množství CO v ovzduší je 10 mg/m<sup>3</sup> v 8hodinovém průměru (EEA, 2011).

#### 2.1.1.2 Oxidy dusíku – NO<sub>x</sub>

Oxidy dusíku označované značkou NO<sub>x</sub> jsou souhrnný název pro celkové množství oxidu dusnatého NO a dusičitého NO<sub>2</sub>, přičemž NO<sub>2</sub> vzniká oxidací NO. Zdrojem obou nebezpečných polutantů jsou vysokoteplotní spalovací procesy, kdy vzniká převážné

množství NO a jen 5-10% samotného NO<sub>2</sub>, který je pro lidskou populaci v porovnání s NO nebezpečnější.

NO<sub>2</sub> v lidském těle způsobuje převážně dýchací potíže a z dlouhodobého hlediska pak i závažné plicní infekce. Jeho nadměrné množství v přírodě také významně ovlivňuje biodiverzitu, protože způsobuje nadměrnou eutrofizaci terestriálních i vodních ekosystémů. Mnoho takových jedinečných ekosystémů je vlivem nepřírozené eutrofizace zničeno. Kromě toho je jednou z hlavních složek pro vznik nebezpečného ozonu stejně jako CO.

Norma pro maximální množství NO<sub>2</sub> v ovzduší je dle WHO nastavena na 200 µg/m<sup>3</sup> v hodinovém průměru ovšem za zachování maxima 40 µg/m<sup>3</sup> v ročním hodinovém průměru. Maximální akceptovatelný počet hodin v roce, kdy může být tato hranice překročena, je 18 (EEA, 2011).

### 2.1.1.3 Oxid siřičitý – SO<sub>2</sub>

Oxid siřičitý se dostává do ovzduší při spalování paliv obsahující síru. V běžném životě se jedná o fosilní paliva a biopaliva používaná pro vytápění, výrobu energie a dopravu. V přírodě je hlavním přirozeným zdrojem SO<sub>2</sub> sopečná činnost.

SO<sub>2</sub> má stejně jako NO<sub>2</sub> vliv na dýchací soustavu živočichů včetně člověka. Snižuje funkčnost a kapacitu plic, způsobuje chronickou bronchitidu, astma a snižuje celkovou imunitu vůči infekcím dýchací soustavy. Kromě toho také způsobuje podráždění očí. Stejně jako NO<sub>2</sub> má také vliv na přírodní ekosystémy, protože jeho vlastnost okyselování působí nepříznivě na půdu i vodu, tedy na veškeré rostlinstvo i živočišstvo vyskytující se v oblastech zasažených nadměrnou produkcí SO<sub>2</sub>.

Norma maximálního množství SO<sub>2</sub> v ovzduší dle WHO je 500 µg/m<sup>3</sup> v 10minutovém průměru, ale při nepřekročení 20 µg/m<sup>3</sup> v 24hodinového průměru (EEA, 2011).

### 2.1.1.4 Ozon – O<sub>3</sub>

Troposférický ozon není přímo emitován do ovzduší, ale vzniká chemickými reakcemi z emisních plynů NO<sub>x</sub>, VOC a CO. Jeho množství je proto přímo úměrné množství zmíněných emisních plynů.

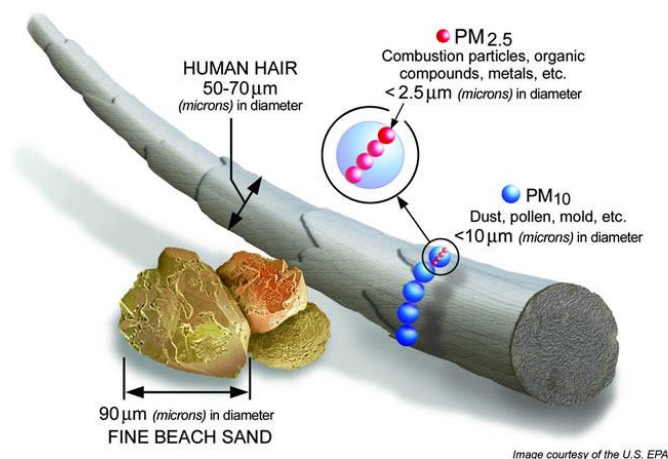


Z doposud uvedených polutantů se jedná pravděpodobně o ten nejškodlivější. Kromě toho, že má přímý vliv na lidské zdraví, jelikož jako i předchozí uvedené plyny způsobuje vážné respirační choroby, má jeho nadměrné množství daleko komplexnější efekt. Jeho vlivem je snížena schopnost rostlin růst a rozmnožovat se, dále pak limituje proces fotosyntézy, což vede k nižší přirozené spotřebě CO<sub>2</sub> rostlinami. V neposlední řadě se jedná o „skleníkový plyn“, který zabraňuje odraženému slunečnímu záření, aby proniklo atmosférou zpět, a přispívá tak k diskutovanému fenoménu zvaném globální oteplování.

Hranice stanovená WHO pro zachování lidského zdraví je 120 µg/m<sup>3</sup> v 8hodinovém průměru (EEA, 2011).

### 2.1.1.5 Prachové částice – PM (Particulate Matters)

Jako PM jsou souhrnně označovány prachové částice v atmosféře. Spolu s kapalnými částicemi jsou označovány jako aerosoly. Jsou rozděleny do několika skupin podle velikosti v mikronech, nejčastěji jsou měřeny PM<sub>10</sub> a PM<sub>2.5</sub> (jejich velikost pro představu v následujícím obrázku).



**Obr. 1** Ilustrace velikosti aerosolů PM<sub>10</sub> (modré) a PM<sub>2.5</sub> (červené) v porovnání s lidským vlasem a zrnky jemného písku (Zdroj: EPA, 2010)

Kromě uvedených dvou typů jsou zřídka uváděny i PM<sub>100</sub>, PM<sub>4</sub> a PM<sub>0.1</sub>.

Aerosoly mohou být primární, tedy emitované do ovzduší přímo z povrchu, nebo sekundární, tedy vzniklé chemickými reakcemi v atmosféře. Prekurzory pro tyto reakce jsou pak převážně SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> a VOC. Primární PM vznikají především při spalování paliv v dopravě, tepelných elektrárnách či domácnostech. Životnost aerosolů v atmosféře se pohybuje od několika hodin do několika dnů. Větší aerosoly padají vlivem gravitace zpět na zemský povrch (sedimentace), menší částice jsou pak odstraněny deštěm (na nich vznikají dešťové kapky).

Dopady na lidské zdraví mají aerosoly společně s O<sub>3</sub> nejzávažnější. Pronikají hluboko do plic, čím jemnější (s menším průměrem) částice jsou, tím hlouběji mohou proniknout. Úmrtnost v souvislosti s PM<sub>2.5</sub> je jasně prokázána a bohužel na území Evropy PM<sub>2.5</sub> tvoří 40 – 80 % z celkových PM<sub>10</sub>. Kromě toho je dalším polutantem, který má nepříznivý vliv na klimatické změny a ekosystémy.

Norma maximálního množství v ovzduší dle WHO je pro PM<sub>2.5</sub> 25 µg/m<sup>3</sup> v 24hodinovém průměru při zachování 10 µg/m<sup>3</sup> v ročním průměru. Pro PM<sub>10</sub> se jedná o hranici dvojnásobnou, tedy 50 µg/m<sup>3</sup> a 20 µg/m<sup>3</sup> (EEA, 2011).

#### **2.1.1.6 Těžké kovy**

Těžké kovy jsou skupinou polutantů přirozeně přítomných v atmosféře. Mezi nejsledovanější těžké kovy patří arzen, kadmium, kobalt, chrom, mangan, nikl a olovo. Jejich zdroje v ovzduší jsou různé. Hlavním zdrojem olova v ovzduší jsou stejně jako u předchozích benzínové motory, spalovny odpadu, továrny na železo a ocel. Kadmium, chrom a arzen se dostávají do ovzduší především těžbou a továrnami na ocel. Měď a nikl vznikají spalovacími procesy, kobalt, měď, zinek a chrom pak z cementových materiálů vzniklých ve spalovnách a recyklaci ocelového šrotu.

V malém množství nejsou zdraví škodlivé. V nadměrném množství v ovzduší však mohou způsobit problémy s krví, ledvinami a nervovým, imunitním, kardiovaskulárním a reprodukčním systémem. V neposlední řadě jsou sledovány jako jedna z příčin vzniku rakoviny (Ferrante et al., 2012)

### 2.1.1.7 Organické sloučeniny

Mezi organické sloučeniny patří takzvané toxické polutanty (HAPS – *Hazardous air pollutants*), které mohou způsobovat rakovinu, reprodukční potíže a vady novorozenců. Ze skupiny HAPS je organizací US-EPA kontrolováno 188 nebezpečných látek, jako jsou například benzen, tetrachlorethylen a dichlormethan.

Organické polutanty jsou rozděleny do několika skupin. 1) POPs (Persistent Organic Pollutants – *vp. trvalé organické polutanty*) zahrnující především pesticidy a průmyslové chemikálie jako bifenyly. 2) PCDDs a PCDFs (*vp. dioxiny a furany*) se do ovzduší nedostávají přímo ale následnými chemickými reakcemi, patří mezi ně například PVC nebo fenoly. 3) PAHs (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons – *vp. polyaromatické uhlovodíky*) vznikají především ze spalování a diesellových motorů, jsou spojovány se vznikem PM, jedním z nejnebezpečnějších je benzopyren. 4) NMVOCs (Non-Methane Volatile Organic Compounds – *vp. Nemetanové těkavé organické sloučeniny*) se od sebe vzájemně značně liší chemickým složením, ale jejich chování v atmosféře je podobné. Oproti VOC neobsahují metan a přispívají ke vzniku troposférického ozonu. 5) PCBs (Polychlorinated biphenyls – *vp. polychlorované bifenyly*) se rozlišují podle pozice chlorového atomu na 209 různých typů, z nichž několik má podobné charakteristiky jako dioxiny. 6) VOC (Volatile Organic Compounds – *vp. Těkavé organické sloučeniny*) jsou nejrozšířenějšími polutanty vnitřních prostor a běžně obsahují 1-18 atomů uhlíku. Vznikají při procesech malby, čištění, spalování, výparu z lepidel či sprejů a také kouřením (Ferrante et al., 2012).

### 2.1.1.8 Ostatní

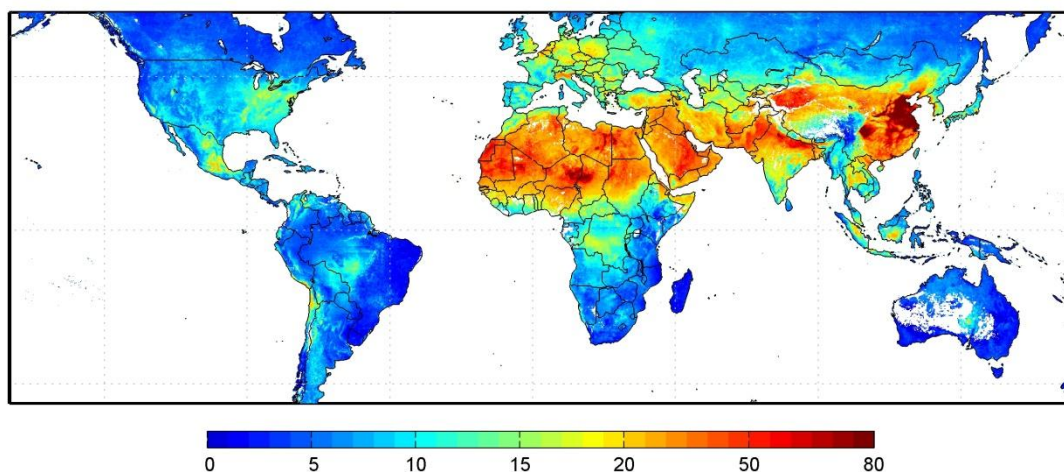
Mezi další, menší skupiny polutantů patří sloučeniny radioaktivní a prvky platinové skupiny.

Radioaktivní polutanty jsou geogenního i antropogenního původu. Jedná se o látky obsahující uran a thorium (EEA, 2011). Polutanty z platinové skupiny obsahují platinu, palladium, rhodium, ruthenium, iridium nebo osmium. Obsahu sloučenin obou skupin v atmosféře velice pozvolna stoupá. Oboje mohou způsobovat vážné zdravotní potíže od alergií, přes astma, ztrátu vlasů, časté potraty, dermatitidy, až po vznik zhoubných nádorů (Ferrante et al., 2012).

## 2.1.2 Znečištění vzduchu ve světě a v Evropě

Jak bylo již zmíněno, v současnosti neexistuje místo na světě s absolutně čistým ovzduším (resp. původní atmosférou). Přesto se stav kvality vzduchu v rámci světových regionů velice liší. Tyto rozdíly jsou způsobeny jak antropogenními tak přírodními vlivy.

Na obrázku č. 2 je pro příklad vyobrazena průměrná koncentrace  $PM_{2.5}$  ve světě za roky 2001-2006. Na první pohled vykazují největší koncentrace oblasti od Sahary na východ až k čínskému pobřeží. Dá se předpokládat, že červeně vyznačená místa s nejvyšší hustotou prachových částic nejsou dána antropogenně (např. na Sahaře je to málo pravděpodobné), ale přírodními vlivy. Většina z těchto míst jsou pouštní oblasti nebo oblasti pod vlivem blízkých pouští. Jelikož prachové částice jsou pevné, mohou mít původ i jako velice jemný písek. Naopak žlutá místa v modrém okolí (např. východní pobřeží USA, okolí Mexico City a střední Evropa) se pravděpodobně potýkají se zhoršenou kvalitou vzduchu z důvodu vysoké hustoty obyvatelstva, tedy i dopravy a průmyslu.



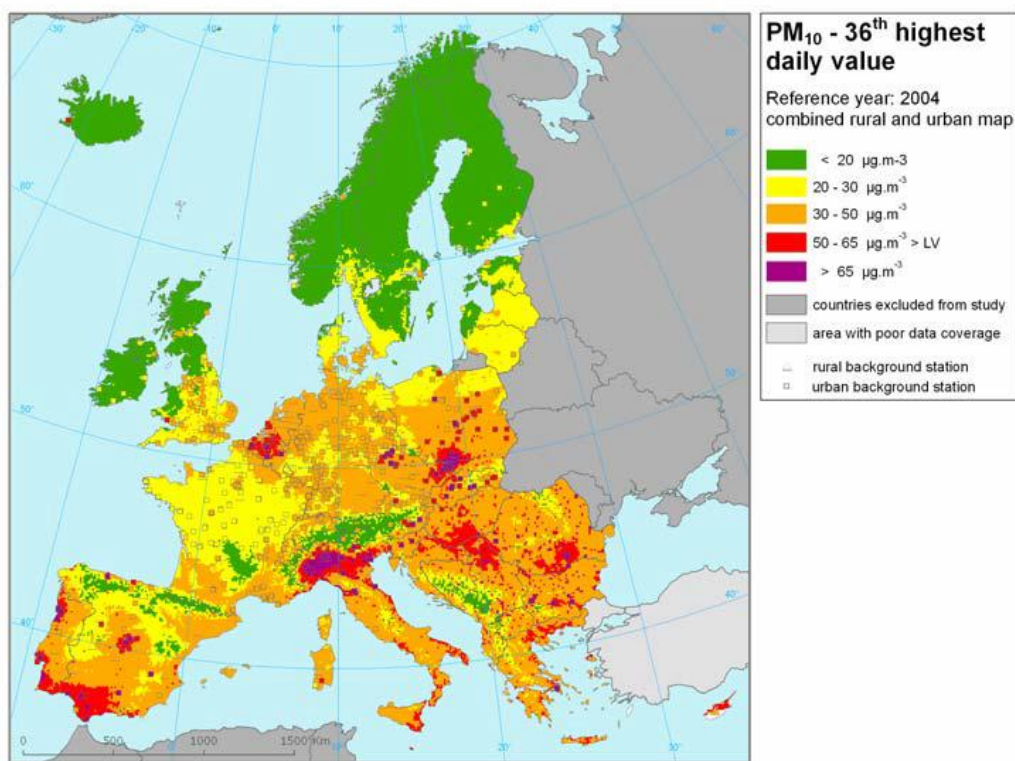
*Obr. 2 Koncentrace  $PM_{2.5}$  ve světě: průměr 2001 – 2006 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] (Zdroj: NASA, 2013)*

Alarmující situace z hlediska ovzduší je v Číně. Zde se setkávají vlivy přírodní – opakující se pouštní bouře – a vlivy antropogenní – vysoká koncentrace obyvatel v okolí velkých měst.

Existuje hned několik organizací, které monitorují a stanovami regulují emise. Jedná se například o The United Nations Economic Commission for Europe (UN-ECE) nebo United States Environmental Protection Agency (US-EPA).

Ačkoliv v Evropě byl zaznamenán značný pokles emisí  $SO_2$  a olova mezi lety 1990 a 2009, nejškodlivější polutanty  $PM$  a  $O_3$  jsou stále velkým problémem. Nejhorší situace v Evropě je

v okolí Turína a Milána z důvodu vysoké koncentrace průmyslu. Problematický je rovněž region Katowice – Ostrava, rovněž z důvodu průmyslu (EEA, 2011).



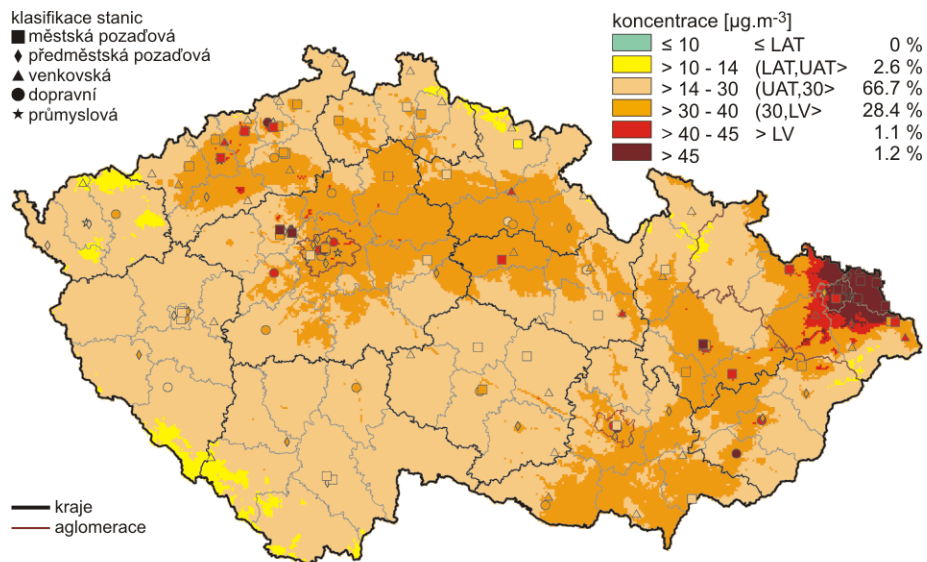
*Obr. 3 Koncentrace PM<sub>10</sub> v Evropě: nejvyšší denní hodnoty – 2004 [µg/m<sup>3</sup>] (Zdroj: Vixseboxse et al., 2007)*

### 2.1.3 Znečištění vzduchu v České republice

Kvalita ovzduší v České republice je sledována měřeními stanicemi Českého hydrometeorologického ústavu a soukromých subjektů. V České republice je v současnosti 82 aktivních měřících stanic rozmístěných značně nerovnoměrně. Následné hodnocení kvality ovzduší podléhá směrnicím Evropské unie, ve kterých jsou stanoveny normy, neboli maximální přijatelné koncentrace, pro každý měřený polutant (viz kapitola 2.1.1).

Rozmístění stanic je dáno především potřebou sledovat stav ovzduší v daných lokalitách. V České republice byly definovány 3 aglomerace – hlavní město Praha, Moravskoslezský kraj a okolí Brna – a 12 zón (ostatní kraje včetně Jihomoravského s výjimkou aglomerace Brno). Z hlediska znečištění vzduchu je třeba monitorovat především všechny aglomerace, zónu Ústecký kraj a nově i zóny Pardubický a Královehradecký kraj. V těchto regionech se nachází nejvíce OZKO (zavedený pojem pro „oblasti se zhoršenou kvalitou ovzduší“).

Dlouhodobě nejhorší kvalita ovzduší je na území Moravskoslezského kraje, především pak na Ostravsku-Karvinsku. Kromě relativně velké hustoty obyvatel a silící dopravy má zde hlavní dopad na kvalitu ovzduší těžký průmysl. V aglomeraci Brno má největší vliv na zhoršené ovzduší doprava, jelikož je Brno křižovatkou významných dopravních tepen (dálnice D1 a D2, rychlostní silnice R52 a R43). Ze všech sledovaných regionů se na znečištění vzduchu nejvíce podílí hustota obyvatelstva v pražské aglomeraci. Vysoká hustota obyvatelstva má za následek velké množství emisí z vytápění domácností, především pak v zimních měsících. S hustotou obyvatelstva úzce souvisí i zatížení dopravou, která se zde na celkovém znečištění podílí z více jak 60 %. Stále je to však méně než v brněnské aglomeraci – u některých polutantů až 78 – 90 % (ČHMÚ, 2013).



**Obr. 4** Koncentrace  $PM_{10}$  v České republice: rok 2006 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] (Zdroj: ČHMÚ, 2010)

Na obrázku 4 je pro příklad znázorněna průměrná koncentrace  $PM_{10}$  v roce 2006. Je patrné, že oblast Ostravska se potýká s nejhorším stavem ovzduší, zatímco v horských oblastech je vzduch nejčistší.

## 2.2 ATMOSFÉRICKÉ ZNEČIŠTĚNÍ V DPZ

Družicové skenery měří elektromagnetické (EM) záření odražené od zemského povrchu. Na základě hodnot naměřených skenerem je možné snímek daného území analyzovat a určit nejrůznější vlastnosti povrchu. V reálném světě jednotlivé krajinné prvky reagují na dopad

EM záření dvěma způsoby – odrazem (jednosměrným či rozptýleným) či pohlcením – šířením vlny dále do objektu. Přírodní prvky se vyznačují oběma typy interakce – část záření je pohlcena, část odrazena (Kolář et al., 2000).

Nicméně mezi povrchem Země a družicí je atmosféra, která dopadající EM záření ovlivňuje jak ve směru Slunce-Země, tak ve směru Země-skener. Složky atmosféry, které mají vliv na hodnoty naměřené skenerem, jsou vodní páry, aerosoly (kapalně a pevné částice) a molekuly plynů. Ve výsledných hodnotách na snímcích je vliv atmosféry při jasné obloze oproti vlivu zemského povrchu minoritní. Pro většinu studií zemského povrchu je její vliv nežádoucí a bývá pomocí atmosférických korekcí odstraňován, avšak při zkoumání kvality ovzduší je naopak jediným vodičkem ke stanovení koncentrace polutantů v ovzduší (Hadjimitsis et al., 2019).

### 2.2.1 Interakce atmosféry s EM zářením

Atmosférické částice a plyny, stejně jako zemský povrch, nějakým způsobem reagují na dopadající EM záření. Atmosférické molekuly a částice dopadající záření rozptylují či pohlcují a zároveň jsou samy o sobě zdrojem emitovaného záření (Kolář et al., 2000). Souhrnný vliv atmosféry je pak označován jako útlum či extinkce (viz 1. rce). Účinný průřez<sup>1</sup>  $\sigma$  [m<sup>2</sup>] extinkce je vyjádřen (Hahn, 2009):

$$\sigma_{ext} = \sigma_{abs} + \sigma_{scat} \quad (1)$$

kde  $\sigma_{ext}$  je účinný průřez extinkce

$\sigma_{abs}$  je účinný průřez absorpce

$\sigma_{scat}$  je účinný průřez rozptylu

---

<sup>1</sup> „Účinný průřez vyjadřuje pravděpodobnost, s jakou bude některá ostřelující částice z nalétávajícího svazku interagovat s částicí terče. Za interakci je možné považovat např. klasický odraz, Coulombický rozptyl (tj. rozptyl způsobený elektrickým polem) nebo jaderné či jiné reakce. Značí se  $\sigma$ . Účinný průřez je velmi důležitou veličinou při studiu srážek mikroskopických částic. Celková pravděpodobnost interakce částic se označuje jako **celkový (totální, integrální) účinný průřez**. Tato veličina určuje, s jakou pravděpodobností bude dopadající částice rozptýlena do libovolného směru, popř. s jakou pravděpodobností proběhne reakce. O vlastnostech interakce (a tedy i interagujících částic) však říká mnohem více tzv. **diferenciální účinný průřez**, který charakterizuje pravděpodobnosti rozptylu do jednotlivých směrů v prostoru“ (Wikipedie, 2013)

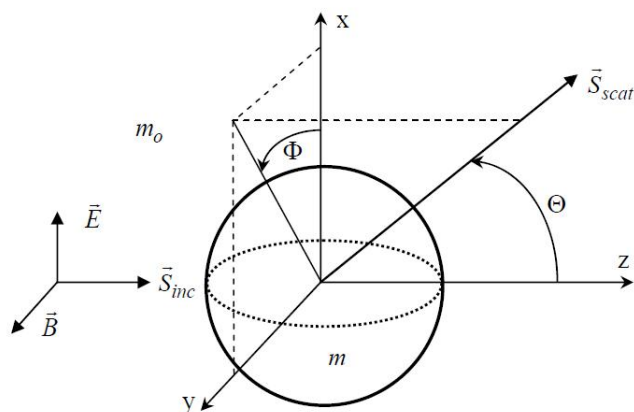


Podíl vlivu atmosféry na celkovém dopadajícím EM záření naměřeném skenerem zkoumá teorie přenosu. Charakter konkrétní interakce (pohlcení či rozptyl) závisí na 2 základních faktorech. Jedním je poměr velikosti vlnové délky a průměru interagující částice resp. molekuly. Druhým důležitým faktorem je pak chemické složení samotné částice či molekuly (Martin, 2008).

### 2.2.1.1 Rayleighův a Mieův rozptyl

Fyzikální podstatou rozptylu na molekulách či částicích je jejich polarizace způsobená elektrickým polem dopadající vlny. Polarizace způsobuje tzv. dipólový moment a částice či molekuly se stávají oscilátory, které generují sekundární EM vlny. Souhrn těchto vln je pak označován jako rozptýlené záření. Malé částice či molekuly jsou tvořeny pouze jedním oscilátorem, ale částice větší sestávají z několika oscilátorů a výsledný rozptyl je tvořen interferencí mezi parciálními vlnami jednotlivých oscilátorů (Kolář et al., 2000).

Je zavedena geometrie rozptylu (obr. 5), kde  $\vec{S}_{inc}$  je vektor dopadajícího záření a  $\vec{S}_{scat}$  je vektor rozptýleného záření.  $\phi$  a  $\theta$  jsou rozptylové úhly (Hahn, 2009).



Obr. 5 Geometrie rozptylu (Zdroj: Hahn, 2009)

Pro každý úhel rozptylu je pak následně obecně vyjádřena zářivost – intenzita rozptýleného záření. Zářivost je definována jako zářivý tok (zářivá energie o všech přípustných vlnových délkách procházející určitou plochou za jednotku času) v prostorovém úhlu, udává se v jednotkách W/sr.



$$I_{\phi} = I_0 \frac{\lambda^2}{4\pi^2 R^2} i_1 \sin^2 \phi \quad \text{resp.} \quad I_{\theta} = I_0 \frac{\lambda^2}{4\pi^2 R^2} i_2 \cos^2 \phi \quad (2)$$

kde  $I_{\phi}$  resp.  $I_{\theta}$  jsou zářivosti v rozptylovém úhlu

$I_0$  je původní zářivost

$R$  je vzdálenost od částice

$i_1$  a  $i_2$  jsou komplexní funkce „úhlových intenzit“ – specifické pro jednotlivé rozptylové teorie.

Pro další výpočty je zapotřebí zavedení indexu lomu světla – refrakce. Nejjednodušeji je index lomu (označován  $n$ ) brán jako konstanta. Tohoto indexu lze použít pouze pro absolutně čiré a průhledné látky, nebo jako aproximaci. Pro přesné výpočty na atmosférických částicích a molekulách se zavádí komplexní index lomu ( $N$ ), který je frekvenčně závislý (Hahn, 2009). Komplexní index lomu má reálnou i imaginární část:

$$N = n - i\kappa \quad (3)$$

kde  $n$  je reálná část ( $Re$ ) definována jako rychlost světla ve vakuu dělená rychlostí světla v materiálu

$\kappa$  je imaginární část ( $Im$ ) – proto označení  $i\kappa$  – vztažená k indexu absorpce ( $K$  [ $\text{cm}^{-1}$ ]) definovanému jako míra útlumu procházejícího záření v dané látce pohlcením:

$$K = \frac{4\pi\kappa}{\lambda} \quad (4)$$

$\kappa$  by byla rovna 0 pro absolutně nevodivý materiál, avšak takový se v reálu nevyskytuje, proto jsou za nevodivé považovány materiály jejichž  $\kappa$  se blíží 0 (Hahn, 2009).

Podle typu oscilací mohou být aplikovány 2 teorie – Rayleighova (1871), která je aplikovatelná pro molekuly a částice s pouze jedním oscilátorem, je starší a zároveň specifitější, a Mieova (1908), která je navržena pro částice s více oscilátory, je novější a komplexnější. Dá se říci, že Rayleighova teorie je podmnožinou Mieovy. Obě teorie se od sebe tedy liší především velikostí částic, pro které jsou stanoveny (Hahn, 2009).

První podmínkou pro platnost vztahu Rayleighova rozptylu je velikost odrážející (rozptylující) částice menší než vlnová délka dopadajícího záření. Je zaveden velikostní parametr  $\alpha$ , který musí splňovat podmínku:  $\alpha \ll 1$ . Druhou podmínkou je elektrická

nevodivost rozptylujících částic, která musí splňovat:  $N \alpha \ll 1$ . Velikostní parametr  $\alpha$  je vyjádřen následovně:

$$\alpha = \frac{2\pi d}{\lambda} \quad (5)$$

kde  $d$  je poloměr částice

$\lambda$  je relativní rozptylová vlnová délka, pro kterou platí:

$$\lambda = \frac{\lambda_0}{N_0} \quad (6)$$

kde  $\lambda_0$  je vlnová délka dopadajícího EM záření ve vakuu

$N_0$  je refrakční index okolního prostředí

Rozsah komplexního indexu lomu  $N$  pro podmínku elektrické nevodivosti může být vyjádřen z rce. 3 jako:

$$N = n^2 + \kappa^2 \frac{1}{2} \quad (7)$$

Intenzita rozptýleného záření u Rayleighova rozptylu ( $I$ ) je stanovena z rovnic č. 2 souhrnně, jelikož za podmínek malé velikosti částic resp. molekul není třeba brát v potaz rozptylové úhly. Po dosazení je intenzita rozptýleného záření na malých částicích vyjádřena:

$$I = I_0 \frac{d^6}{2} \frac{2\pi^4}{\lambda} \frac{N^2 - 1}{N^2 + 2} \frac{1 + \cos^2\theta}{2R^2}, \quad (8)$$

a na jednotlivých molekulách:

$$I = I_0 \frac{8\pi^4 \alpha^2}{\lambda^4 R^2} (1 + \cos^2\theta) \quad (9)$$

Části účinného průřezu extinkce (viz rce 1) definovaného pomocí Rayleighova rozptylu jsou pak stanoveny:

$$\sigma_{scat} = \frac{2\lambda^2 \alpha^6}{3\pi} \frac{N^2 - 1}{N^2 + 2} \quad (10)$$

$$\sigma_{abs} = \frac{-\lambda^2 \alpha^3}{\pi} \text{Im} \frac{N^2 - 1}{N^2 + 2} \quad (11)$$

Oproti Rayleighově teorii je Mieova aplikovatelná na libovolně velké částice. Mie použil soustavu Maxwellových rovnic a zobecnil tak rozptyl na atmosférických molekulách a částicích. Tím se však jeho výpočet stal podstatně komplexnějším a náročnějším na vstupující proměnné (Hahn, 2009).

Celkový účinný průřez rozptylu Mieovou teorií vychází ze vztahu:

$$\sigma_{scat} = \frac{\lambda^2}{8\pi^2} (i_1 + i_2) \quad (12)$$

Parametry pro výpočet intenzity rozptýleného záření  $i_1$  a  $i_2$  (viz rce 2) se tedy vyskytují rovněž ve vztahu pro výpočet účinného průřezu. V Mieově teorii jsou vyjádřeny soustavou několika rovnic zahrnující proměnné, jako jsou Legendrovy polynomy  $P_n$ , Ricatti-Besselovy funkce  $\Psi$  a  $\xi$  a další proměnné vyskytující se i ve výpočtu u Rayleighova rozptylu.

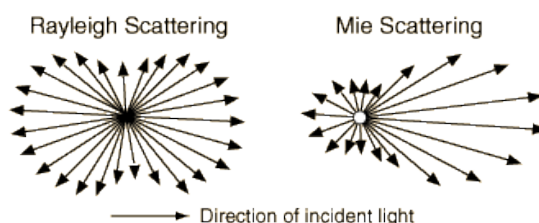
Konečné vyjádření účinných průřezů extinkce a Mieova rozptylu je pak následující:

$$\sigma_{scat} = \frac{\lambda^2}{2\pi} \sum_{n=0}^{\infty} (2n+1) (a_n^2 + b_n^2) \quad (13)$$

$$\sigma_{ext} = \frac{\lambda^2}{2\pi} \sum_{n=0}^{\infty} (2n+1) \operatorname{Re} (a_n + b_n) \quad (14)$$

kde  $a$  a  $b$  jsou parametry vyjádřené proměnnými  $\alpha$ ,  $N$ , a Ricatti-Besselovými funkcemi  $\Psi$  a  $\xi$ .  $\sigma_{abs}$  v teorii Mieova rozptylu je pak vyjádřen jako  $(\sigma_{ext} - \sigma_{scat})$  (Hahn, 2009).

Na následujícím obrázku je znázorněn Rayleighův a Mieův rozptyl na různě velkých částicích.



**Obr. 6 Porovnání Rayleighova a Mieova rozptylu (Zdroj: Georgia State University, 2000)**

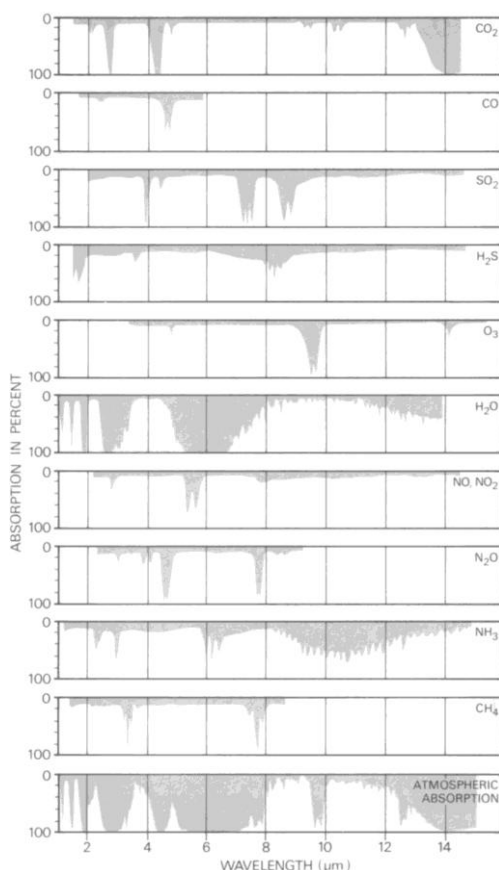
Z obrázku je patrné, že relativně menší částice rozptylují rovnoměrně do všech směrů a oproti tomu u částic větších převažuje dopřední rozptyl nad zpětným.

### 2.2.1.2 Absorpce

Absorpce vede ke zmenšení intenzity dopadajícího záření a její fyzikální podstata se od rozptylu liší. Při absorpci dochází ke změně vnitřní energie částice či molekuly. Dopadající záření zvyšuje vnitřní kinetickou energii, která vede k neuspořádanému pohybu molekul, které tak zvyšují svou teplotu (Kolář et al., 2000).

Míra absorpce může být vyjádřena více způsoby. Jedním je koeficient absorpce  $K$  (rce 4) udávaný v  $\text{cm}^{-1}$ . Další možností je vyjádření účinného průřezu absorpce  $\sigma_{abs}$  udávaného v  $\text{m}^2$ , které závisí na teorii použité pro výpočet účinného průřezu rozptylu – rce 11 u Rayleighova rozptylu a rozdíl rce 13 a 14 u Mieova rozptylu.

EM záření je v atmosféře pohlcováno především molekulami plynů, zatímco absorpce aerosoly je zanedbatelná. Pro účely DPZ je třeba definovat absorpci molekulami na vlnových délkách, na kterých snímají skenery, což jsou regiony IR a MW záření. Jak bude uvedeno dále, pro tuto práci byly použity snímky skeneru TM, který do MW regionu nezasahuje, proto byl řešen pouze IR region.



Obr. 7 Absorpce hlavními atmosférickými plyny v TIR (Almqvist, 1974)

Absorpce plyny je dána jejich chemickým složením a vazbami. Zatímco dvouatomové plyny sestávající pouze z jednoho chemického prvku (např. N<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> apod.) a monoatomické<sup>2</sup> plyny (např. Ar) při dopadu záření v IR spektru nereagují změnou kinetické energie, molekuly složené z více prvků a více atomů se projevují v tomto spektrálním regionu silně absorpčně. Takovým plynům se říká skleníkové, jelikož absorpcí EM záření zvyšují kinetickou energii vlastní teplotu a tím zvyšují i teplotu ovzduší. Jejich vysoká koncentrace vede k tzv. skleníkovému efektu a následně k jevu označovanému jako globální oteplování. Mezi nejvýznamnější atmosférické absorbenty patří O<sub>3</sub>, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O a vodní páry (Greenhouse Gas, 2013). Na obrázku č. 7 jsou znázorněny vlnové délky, na kterých hlavní atmosférické absorbenty pohlcují EM záření v TIR spektru.

Vlnové délky vykazující nejvyšší absorpci atmosférickými plyny v rámci oboru spektra, na kterém snímají družicové skenery, jsou nazývány jako absorpční pásy (Kolář et al., 2000). Jejich středy jsou stanoveny do vlnových délek dle následující tabulky č. 1:

**Tab. 1 Hlavní absorpční pásy (Kolář et al., 2000)**

Molekula	Střed absorpčního pásu [μm]
H <sub>2</sub> O	0,9; 1,1; 1,4; 1,9; 2,7; 6,3
CO <sub>2</sub>	2,7; 4,3; 15
O <sub>3</sub>	9,6
CO	4,8
CH <sub>4</sub>	3,3; 7,8
N <sub>2</sub> O	4,6; 7,8

Jak již bylo uvedeno, primárně je vliv atmosféry na družicové snímky nežádoucí, proto jsou v DPZ využívány spektrální regiony ležící mezi hlavními absorpčními pásy. Takové regiony jsou označovány jako atmosférická okna. Při detekci atmosférického znečištění je však tento přístup problematický. Při srovnání absorpčních pásem polutantů a pásem, na kterých snímá TM skener, jehož data byla následně použita v této práci (viz tabulka 2), je vidět, že koncentrace plynů vlivem absorpce by mohla být prakticky detekovatelná pouze u nasycení vodními parami na NIR pásmu a u ozonu na TIR pásmu.

<sup>2</sup> Monoatomické plyny sestávají pouze z jednoho atomu.

## 2.2.2 Kvantifikace znečištění

Koncentrace atmosférických polutantů může být v dané problematice vnímána ze dvou pohledů. Prvním je znečištění ve vztahu k naměřeným hodnotám na družicovém snímku (AOT a AT) a druhým je pozemně měřené znečištění v absolutních hodnotách.

### 2.2.2.1 Optická hloubka

Optická hloubka (dále AOD nebo AOT – „Aerosol Optical Depth / Thickness“) stanovuje míru vlivu atmosférických polutantů<sup>3</sup> na družicový snímek. Udává jejich množství obsažené ve vertikálním sloupci nad snímkovým pixelem až po horní hranici atmosféry, avšak jedná se o bezrozměrnou veličinu.

AOT je výsledkem jak pohlcení, tak rozptylu atmosférickými částicemi a plyny. Udává souhrnný vliv všech polutantů a není tedy možné z ní detekovat jednotlivé složky znečištění a jejich podíl v celkovém množství (např. Hadjimitsis et al., 2009).

Provozovatelé některých skenerů, jako například Modis družice Terra, poskytují specializované produkty odvozené z jejich snímků. Jedním z produktů Modisu je právě AOD. Informace o aerosolech je poskytována denně, ovšem s prostorovým rozlišením 10 km. Takto nízké rozlišení není pro velkoměřítkové studie žádoucí, a proto se přistupuje k metodám výpočtu AOD pro konkrétně použitá data vysokého prostorového rozlišení.

Takový výpočet AOD mapovou algebrou je velice komplikovaný a i nejnovější metody připouští značné odchylky, protože je zde mnoho faktorů, které jsou těžko hodnotitelné. Jedna z novějších metod aplikovatelná na výpočet AOD 1. pásma ASTERu a 1. a 2. pásma TM od Hadjimitsis et al. (2009) připouští odchylku vyjádřenou  $RMSE^4 = 0,015$  v přibližném rozsahu hodnot 0,18 – 0,9.

Metoda vychází se ze základního vztahu pro samotnou odrazivost povrchu  $\rho_{tg}$ .

---

<sup>3</sup> Ačkoliv přesným překladem pojmu AOD by byla optická hloubka vlivem aerosolů, v literatuře se uvádí jako pojem pro souhrnný vliv absorpce i rozptylu na molekulách a aerosolech. Vzhledem k tomu, že byla prokázána jako vypovídající veličina na krátkých vlnových délkách, kde je největší vliv rozptylu na aerosolech, pravděpodobně proto se v názvu vyskytuje „aerosol“. Nicméně v rovnicích je počítáno i s rozptylem na molekulách.

<sup>4</sup> Střední kvadratická chyba – blíže popsána v kapitole 4.6.1

$$\rho_{tg} = \frac{\pi \cdot L_{ts} - L_p}{t \mu \uparrow \cdot E_G} , \quad (15)$$

kde:  $\rho_{tg}$  odrazivost na povrchu Země [% nebo desetinná čísla]

$L_{ts}$  zář na horní hranici atmosféry [ $\text{W}/\text{m}^2/\text{sr}$ ]

$L_p$  zář atmosféry [ $\text{W}/\text{m}^2/\text{sr}$ ]

$E_G$  intenzita ozařování povrchu [ $\text{W}/\text{m}^2$ ]

$t \mu \uparrow$  propustnost atmosféry ve směru povrch-skener

Do výpočtu základních proměnných pak vstupují veličiny jako například fázová funkce Rayleighova rozptylu a rozptylu na aerosolech, faktor propustnosti vlivem vodních par a ozonu, skenující a zenitový úhel nebo rozptylové albedo (poměr rozptylu na aerosolech k extinkci). Protože AOT nebude v práci počítána, nebude metoda podrobněji popisována.

Alternativní metodou, jak kvantifikovat vliv polutantů na všech pásmech, je atmosférická korekce. Několik autorů přirovnává rozdíl hodnot družicových dat před a po atmosférické korekci k AOT (např. Saleh et al., 2007; Lim et al., 2009). Této metody bude využito zde a atmosférická korekce, konkrétně FLAASH, bude detailněji popsána (4.4.1).

#### 2.2.2.2 Diference S a TOA teploty

Zatímco AOT vypovídá o rozptylu EM záření – převážně na aerosolech (na krátkých vlnových délkách), diference S a TOA teploty (AT) je úměrná absorpci – převážně na molekulách (na delších vlnových délkách). K výpočtu AT tedy slouží termální infračervené pásmo. Zde platí předpoklad, že rozdíl v teplotě registrované skenerem a teplotě naměřené na zemském povrchu je dán vlivem atmosférických polutantů, které v případě delších vlnových délek TIR záření jdoucí od povrchu pohlcují (Wijeratne, 2003). Lze stanovit, že:

$$\Delta T = T_1 - T_2 = T_{e_1} - T_{e_2} + \Delta T_{a_1} - \Delta T_{a_2} + \Delta T_{g_1} - \Delta T_{g_2} , \quad (16)$$

kde:  $T_1$  a  $T_2$  satelitem naměřené teploty na snímcích 1 a 2

$T_{e_1}$  a  $T_{e_2}$  teplota na zemském povrchu měřená ve chvíli pořízení snímků 1 a 2

$\Delta T_{a_1}$  a  $\Delta T_{a_2}$  kolísání zářivé teploty způsobené přítomností aerosolů

$\Delta T_{g_1}$  a  $\Delta T_{g_2}$  kolísání zářivé teploty způsobené změnami v koncentracích plynů (pokud není výrazná změna v tlaku vzduchu při pořízení obou snímků, pak  $\Delta T_{g_1} = \Delta T_{g_2}$ )

### 2.2.2.3 Index znečištění ovzduší

Zatímco AOT a AT jsou veličiny sloužící k detekci vlivu atmosféry na družicové snímky, index znečištění ovzduší (API – „*air pollution index*“) slouží ke kvantifikaci znečištění vzduchu pouze na základě pozemních měření a vychází z absolutních hodnot.

API shrnuje celkový stav kvality ovzduší a počítá se všemi jeho znečišťujícími složkami, které jsou měřeny. V literatuře (Mozumder et al., 2012) je API index udáván kombinací dílčích koncentrací 4 základních měřených polutantů –  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $SO_2$  a  $NO_x$ . Pro všechny polutanty jsou stanoveny jejich standardní koncentrace za relativně čistého stavu ovzduší označeny jako  $S_{PM10}$ ,  $S_{PM2.5}$ ,  $S_{SO2}$  a  $S_{NOX}$ . API je pak vyjádřen následovně:

$$API = \frac{1}{4} \frac{PM_{10}}{S_{PM10}} + \frac{PM_{2.5}}{S_{PM2.5}} + \frac{SO_2}{S_{SO2}} + \frac{NO_x}{S_{NOX}} \cdot 100 \quad . \quad (17)$$

Pro tuto práci byl vzorec pro výpočet API pozměněn na základě dostupných údajů (viz 4.4.3).



# 3 DOSAVADNÍ VÝZKUM ZNEČIŠTĚNÍ VZDUCHU Z DAT DPZ

V oblasti výzkumu atmosférického znečištění je v současnosti stále mnoho otázek, které je třeba řešit a zlepšovat. Tyto otázky vyvstávají jak ve sféře kvality a dostupnosti dat, metodice jejich zpracování, tak v ověření a zhodnocení dosažených výsledků (např. Hystad et al. 2011).

Výzkum atmosférického znečištění se daty, metodikou i hodnocením výsledků zcela liší v závislosti na velikosti zkoumaného území, velikosti pixelu použitých dat a potažmo i detailnosti výsledků (Martin 2008). Zatímco při mapování velkých celků, jako například Severní Ameriky, bývá využíváno dat s prostorovým rozlišením kolem 1 km – data družice Modis apod. (např. van Donkelaar et al., 2010; Paciorek et al., 2009; Liu et al., 2009; Wang et al., 2003), při mapování menších celků s požadavkem vystižení regionální diference, bývají použita data s vyšším prostorovým rozlišením kolem 30 m – např. data družic Landsat (např. Lim et al., 2009; Wijeratne, 2003).

## 3.1 MALOMĚŘÍTKOVÉ STUDIE

Co se týče výzkumu atmosférického znečištění na velkých plochách posledních let, za zmínku stojí například práce Paciorca et al. a Van Donkelaara et al.

Paciorek et al. (2009) se ve své studii snažili prokázat užitečnost produktu AOD k získání informace o kvantitě PM<sub>2.5</sub> v ovzduší. Vstupními daty pro výzkum byly produkty AOD získané skenery MODIS, MISR a GOES. Autoři nepracovali s okamžitými údaji v době pořízení snímku a odpovídajícími daty pozemního měření, nýbrž se zaměřili na denní, měsíční a roční průměry. Kromě dat AOD a pozemních informací použili rovněž statistické modely v GIS, které mohou předpovídat koncentraci PM<sub>2.5</sub> v ovzduší s regionálními rozdíly. První model reprezentoval zdroje znečištění, tedy hustotu dopravní sítě, hustotu obyvatelstva a bodové zdroje (továrny apod.). Dále použili terénní model, který zahrnoval nadmořskou výšku, a meteorologický model, který počítal s rychlostí větru, teplotou, relativní vlhkostí, výškou hranice atmosféry, tlakem a srážkami. Pro denní analýzu použili 24hodinové průměry z měřících stanic a průměry z AOD ze všech tří skenerů v pixelu odpovídajícímu měřící stanici. Vzhledem k tomu, že velikost pixelu dat AOD je od 4 km (GOES) do 17,6 km

(MISR), tato data nereprezentují lokální heterogenitu způsobenou rozmístěním zdrojů znečištění, jako jsou například frekventované dopravní komunikace. Data pozemních měření pak reprezentují pouze lokální hodnoty, ovšem při dostatečné hustotě mohou vypovídat o těchto heterogenitách. Proto byly aplikovány výše zmíněné statistické modely. Následně byly použity regresní analýzy a hodnoceny korelace mezi PM a AOD. Bylo zjištěno, že data AOD mohou být použita pro odhadování koncentrace PM v ovzduší pouze v kombinaci s výše zmíněnými statistickými modely, aby byly výsledky co nejvíce vypovídající o realitě a zachytily i lokální rozdíly. Korelace mezi PM a AOD pak byla nejvyšší v denním měřítku a snižovala se při rozšíření na měsíční či roční průměry.

Van Donkelaar et al. (2010) se zaměřili na vztah mezi AOD a PM<sub>2.5</sub> z globálního hlediska a výsledkem jejich studie bylo stanovení koncentrace PM<sub>2.5</sub> o prostorovém rozlišení cca 10 x 10 km. Použili opět data AOD, tentokrát pouze z MISR a MODIS, která vzápětí spojili do jediného datasetu AOD. Dále zkoumali závislost mezi PM<sub>2.5</sub> a tímto AOD. Do analýzy zahrnuli rovněž meteorologický model CTM (Global chemical transport models) GEOS-Chem, který zohledňuje další faktory momentální meteorologické situace. Na základě dat AOD a modelu CMT byl stanoven odhad koncentrace PM<sub>2.5</sub>.

### **3.2 VELKOMĚŘÍTKOVÉ STUDIE**

Na poli výzkumu regionálních diferencí v atmosférickém znečištění vyvstávají otázky především související s korelací dat pozemních měření s družicovými daty a stanovení celoplošné veličiny, většinou AOT, kterou lze přepočítat na absolutní hodnoty koncentrace jednotlivých polutantů.

Jedna z prvních studií zabývajících se stanovením AOT byla vyvinuta Tanrem, Deschampsem et al. (1988). Autoři použili efekt „rozmazání obrazu“ („blurring effect“) způsobený rozptylem polutanty ke stanovení AOT. Shrnuli, že: „Pokud předpokládáme, že odrazivost samotného povrchu zůstává v čase nezměněna, rozdíly v signálu přijatém skenerem mohou být přisuzovány různým optickým vlastnostem atmosféry.“ Jejich metoda byla aplikována na Saharské aerosoly, které ve zkoumané oblasti představují nejdůležitější součást celkového objemu atmosférických polutantů. Výsledky odvozené z dat TM skeneru družice Landsat prokázaly vysokou shodu s daty simultánně měřenými v terénu.

O 4 roky později, Sifakis a Deschamps (1992) využili data družice Spot k mapování horizontálního rozložení vzdušných částic nad urbanizovanými znečištěnými regiony. Autoři v této studii radiometricky porovnávali 2 snímky. Jeden za podmínek čistého vzduchu a druhý za podmínek znečištěného vzduchu. Porovnáním pak odhadli AOT. Předpokladem této metody však byl rovněž fakt, že vnitřní vyzařování samotného povrchu zůstalo na obou snímcích nezměněno.

Sifakis et al. (1998) rozšířili metodu vyvinutou Sifakisem a Deschampsem (1992). Poukázali na to, že míra AOT může být chybně určena v důsledku změny odrazivosti samotného povrchu v čase. Aby se vyhnuli této chybě, uvedli metodu nazvanou „temperature attenuation procedure“ (metoda zmírnění teploty), ve které využili i termální pásmo. Viditelná pásma byla zpracována stejně jako v roce 1992, ale termální pásma byla zpracována zvlášť.

Wald a Baleynaud (1999) zkoumali potenciál družicových pozorování pro mapování parametrů kvality vzduchu. Ve své studii použili termální 6. pásmo skeneru TM družice Landsat 5. Zjistili, že množství „černých částic“ (*black particles* – jemné černé uhlíkové částice) vysoce koreluje se zdánlivou teplotou pozorovanou satelitem. Shrnuli, že mapování prostorového rozmístění černých částic je možné na základě družicových dat a diskutovali možná vylepšení. Jejich analýza snímku v termálním pásmu TM6 odhalila, že změna teploty od znečištěné plochy k neznečištěné, při zachování stejného typu LU/LC, může být až několik stupňů Celsia.

Wijeratne (2003) vycházející z metody Sifakise a Paronise (1998) ve své studii zkoumala rozšíření polutantů pouze v regionálním měřítku, na území Nizozemska, s použitím dat skeneru ETM+ družice Landsat 7 a pozemních měření. Absorpci záření polutanty stanovila z rozdílů AT a dále spočítala AOT. K výpočtu AT a AOT využila 2 snímků z přibližně stejného období ovšem jednoho z relativně neznečištěného a druhého z relativně znečištěného dne – tyto dny stanovila na základě dat pozemního měření, snímky musely být rovněž bez pokryvu oblačností. Z obou snímků vyloučila vodní plochy a plochy pod i malou oblačností. Následně z hodnot odrazivosti za čistého a znečištěného dne pomocí upraveného algoritmu od Sifakise et al. získala AOT ve všech pásmech odděleně. Nakonec regresní analýzou stanovila vztah mezi AT, AOT a in situ naměřených koncentrací polutantů. Vzniklý vztah pak mohla aplikovat na celé zkoumané území. Autorka prokázala vysokou míru korelace koncentrace PM10 a AOT na 2. (zeleném), BP a AOT na 3. (červeném) a CO a AT na 5. (IR) pásmu skeneru ETM+.

Cílem studie Saleha et al. (2007) bylo zjistit koncentraci PM<sub>10</sub> z dat Landsat TM a ověřit jimi vyvinutý algoritmus. Sbírali pozemní data měření koncentrace PM<sub>10</sub> simultánně s pořízením družicových snímků a převedli DN hodnoty na snímcích na zář a odrazivost. Následně zjistili samotnou odrazivost atmosféry odečtením odrazivosti povrchu od celkové odrazivosti naměřené skenerem. K získání hodnot odrazivosti povrchu využili nástroj ATCOR2 v prostředí PCI Geomatica. Hodnoty odrazivosti atmosféry dále korelovali s naměřenými absolutními hodnotami koncentrace PM<sub>10</sub>. Prokázali pozitivní korelaci mezi koncentrací PM<sub>10</sub> a hodnotami AOT v červeném a modrém viditelném pásmu. Následně validovali algoritmus pomocí naměřených hodnot a zmapovali celé zkoumané území.

Lim et al. (2009) použili v podstatě stejnou metodu jako Saleh et al. a prokázali vysoký korelační koeficient  $R=0,8$  mezi koncentrací PM<sub>10</sub> a zjištěnou odrazivostí atmosféry. Navíc spočítali také RMS chybu svého výpočtu a došli k hodnotě  $RMS = 16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ve své studii prokázali vysokou míru efektivity využití družicových dat k výzkumu znečištění atmosféry.

Hadjimitsis et al. (2009) se zaměřili na přesné stanovení AOT. Vycházeli jak z nejpůvodnější metody nejtmavšího pixelu, tak z principu přenosu radiace. Jako modelová družicová data použili Landsat 5 TM a Aster. Na základě předpokladu, že na krátkých vlnových délkách je zanedbatelný vliv vodních par a ozonu, vyvinuli svou metodu velice přesně aplikovatelnou pouze na krátkovlnná pásma, v případě TM na pásmo 1. a 2. a v případě Aster pouze 1. Rovněž stanovili, že při výpočtu AOT musí být zohledněny obě funkce aerosolů, tedy rozptyl i absorpce. K aplikaci jejich metody bylo rovněž třeba znát přesnou odrazivost v několika vybraných tmavých pixelech (voda, asfalt...) rovnoměrně rozmístěných po zkoumané ploše. Vzhledem ke krátkovlnnému rozsahu bylo možné výsledky korelovat pouze s polutanty PM<sub>2.5</sub> a PM<sub>10</sub>. Svůj výsledný vztah pro přesné stanovení AOT následně označili za velice užitečný nástroj pro zjištění koncentrace polutantů v ovzduší.

Mozumder et al. (2012) přinesli svým výzkumem oproti jiným zcela nový úhel pohledu na problematiku stanovení míry znečištění vzduchu z družicových dat. Oproti předchozím studiím se nezabývali stanovením AOT, nýbrž stanovením API. V rámci této stanovené veličiny dosáhli vysoké míry přesnosti výsledků, přes 90 %. Z družicových dat použili Landsat ETM+ a IRS P6 LISS IV (Resourcesat 1 Linear Imaging Self-scanning Sensor). Nejdříve ze všeho převedli DN hodnoty na hodnoty záře tradičními metodami. Poté vytvořili kromě původních pásem několik nových, představující známé indexy – NDVI, TVI, VI a UI. Následně vyjádřili API pro každý polutant zvlášť podílem jeho naměřené hodnoty v terénu a

jeho standardního množství a celkové API jako kombinaci všech dílčích API. Následovala korelace mezi všemi pěti zjištěnými API a všemi získanými pásmy. U celkového API autoři prokázali vysokou míru korelace s NIR, NDVI a TVI. Zároveň prokázali vyšší míru korelace při zvětšení pixelu z 30 na 100 nebo dokonce 250 m. Následně validovali vztah pro určení API v každém pixelu v žádoucích pásmech a aplikovali tento vztah na celý snímek. Zároveň metodou IDW interpolovali mezi API naměřenými v terénu pro porovnání výsledků. Přesnost výpočtu ověřili na zbylých stanicích se známým API, které nebyly zahrnuty do validace.

### **3.2.1 Stanovení výzkumných otázek**

Na základě literární rešerše velkoměřítkových studií, protože cílem práce je rovněž detekce regionálních rozdílů ve velkém měřítku, byly stanoveny stěžejní výzkumné otázky, které budou v práci řešeny. První otázka vyvstává ve volbě vstupních dat. Na poli dostupných družicových dat s vysokým prostorovým rozlišením není příliš možností, nicméně k řešení se nabízí otázka dat pozemního měření. V mnoha regionech je velice málo měřících stanic a bylo by tedy dobré tento počet za stanovených předpokladů uměle zvýšit.

Další otázkou je, jaké hodnoty budou vstupovat do korelace. Zda pro zjištění vlivu atmosféry bude použito výpočtu AOT, do kterého vstupuje mnoho těžko odhadnutelných parametrů, nebo atmosférické korekce v komerčním SW, kde není zcela jisté, jak výpočet probíhá. Další otázkou je, zda přistupovat ke korelaci pouze s jedním snímkem, nebo s dvojicí ze stejného území. Také by bylo vhodné stanovit, zda výsledné modely jsou aplikovatelné pouze na jeden vstupní snímek (popř. dvojici), nebo je možné je použít pro všechna data vybraného skeneru.

Metodika navržená stanovená k řešení těchto otázek vychází z předchozích studií, ovšem přináší několik změn. Její princip je shrnut v úvodu následující kapitoly a následně podrobně popsán v jejích dílčích podkapitolách.

## 4 METODIKA

Princip navržené metody lze shrnout do několika základních kroků. Nejprve byly družicové snímky převedeny na radiometrické veličiny – zář a odrazivost (resp. teplotu u termálních pásem) – na hranici atmosféry (TOA). Z TOA odrazivosti byly vypočteny známé indexy – NDVI, TVI, VI a UI. Dále byl využit sofistikovaný modul FLAASH v prostředí SW ENVI pro atmosférické korekce, tedy odstranění vlivu atmosféry ze snímku. Následně byly porovnány hodnoty odrazivosti a teploty před a po korekci. V druhé fázi proběhly statistické výpočty – korelace hodnot zjištěných na snímcích s množstvím atmosférických polutantů naměřených v daný čas pozemními stanicemi. Počet pozemních dat byl zvýšen za předpokladu splnění stanovených podmínek. U vyšších korelací byly zjištěné vztahy matematicky vyjádřeny. Na závěr byly vzniklé rovnice aplikovány na celé území, výsledky ověřeny výpočtem RMSE chyby a hodnoty znečištění zmapovány.

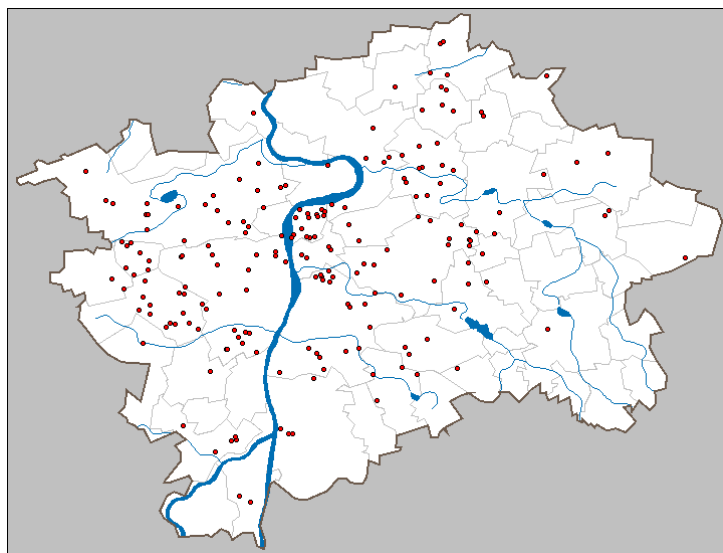
### 4.1 CHARAKTERISTIKA ZKOUMANÉ OBLASTI

Pro analýzu kvality ovzduší z družicových dat a dat pozemních měření byla vybrána oblast pražské aglomerace a jejího okolí. V tomto regionu se nachází několik zdrojů znečištění vzduchu, jak liniových tak bodových (resp. plošných).

Jak bylo uvedeno v kapitole 2.1.3, aglomerace Prahy patří mezi oblasti OZKO a kvalita ovzduší je zde tedy intenzivněji sledována. Na území Prahy je proto největší hustota stanic pozemního měření, což je pro regresní analýzu žádoucí. Čím více hodnot vstupuje do korelace, tím přesnější výsledek je možno očekávat.

Každodenním zdrojem znečištění je v pražském regionu doprava. Hustá síť dopravních tepen je hojně využívána a se vzrůstajícím počtem motorových dopravních prostředků vzrůstá i koncentrace škodlivých emisí.

V Praze a jejím okolí se rovněž nachází velké množství bodových (resp. plošných) zdrojů znečištění. Jsou to především teplárny a nejrůznější průmyslové objekty. Schéma těch, které vykazují největší množství emisí je uvedeno na obrázku č. 8.



*Obr. 8 Bodové zdroje znečištění v Praze (ČHMÚ, 2013)*

Koncentrace atmosférických polutantů se liší v ročním, týdenním a denním režimu. V zimních měsících je vyšší koncentrace než v letních, protože neubývá dopravy a naopak přibývá vytápění domácností. Na týdenní a hodinový režim má vliv především doprava. Pracovní dny vykazují vyšší koncentrace než víkendové dny a ranní a odpolední hodiny vlivem dopravy (ranní cesty do práce a odpolední z práce) vykazují vyšší koncentrace než polední a pozdně večerní hodiny. V zimních měsících tyto rozdíly mírně tlumí vliv vytápění domácností, kdy jsou naopak vyšší emise ve večerních hodinách po příjezdu ze zaměstnání (ČHMÚ, 2013).

## 4.2 POUŽITÁ DATA

Z předchozích kapitol vyplývá, že pro daný účel je třeba dvou typů dat – družicových a dat pozemních měření. Data pozemních měření udávají hodnoty koncentrací jednotlivých polutantů v bodech, kde se nachází měřicí stanice. Družicová data pak nesou informace o situaci na jednotkových plochách pokrývajících území celé scény, z nichž lze pomocí regresních analýz stanovit atmosférické znečištění plošně. Data pozemních měření se od sebe v zásadě nijak neliší, ale družicová data jsou volena především v závislosti na velikosti zkoumaného území. Kvalita ovzduší bývá často zkoumána z globálního hlediska, proto jsou užívána data nižšího prostorového rozlišení – např. družice Modis (velikost pixelu 1 km). Pro

vystižení regionálních rozdílů, což je cílem této práce, je však třeba použít data vyššího prostorového rozlišení.

#### 4.2.1 Družicová data

Požadavky na vlastnosti družicových dat byly následující. Především relativně vysoké prostorové rozlišení, aby bylo možné detekovat lokální a regionální rozdíly v kvalitě ovzduší, dále pak dobré spektrální a radiometrické rozlišení. U spektrálního rozlišení je důležité, aby družice snímala na vlnových délkách, kde je možné identifikovat projevy polutantů, a aby dané spektrální pásmo nebylo příliš široké a jejich vliv se tak neztratil. Radiometrické rozlišení, tedy hloubka dat, je důležité pro počet hodnot, které je skener schopen zaznamenat.

Velice podstatnou podmínkou je však dostupnost dat, úroveň zpracování a formát, v jakém jsou dodávána. Je třeba snímků volně dostupných, které neprošly atmosférickou korekcí. Ačkoliv existují družice, které by pro daný účel byly vhodnější, pro nedostupnost jejich dat pro běžného uživatele nebyly využity. Nakonec byla zvolena data ze série družic Landsat, která jsou volně dostupná a jejich množství pro území České republiky je dostačující.

Konkrétně byla vybrána družice Landsat 5 se skenerem TM (Thematic Mapper), ačkoliv je v současnosti na oběžné dráze nejnovější model Landsat 7<sup>5</sup> se skenerem ETM+, tento byl v květnu roku 2003 poškozen a jeho snímky vykazují vynechané řádky přibližně ve 2/3 snímku. Skener ETM+ se od skeneru TM liší pouze lepším prostorovým rozlišením termálního pásma (u ETM+ je 60 m) a přidaným 8. panchromatickým pásmem, které leží na vlnové délce 0,52 – 0,9  $\mu\text{m}$  (tedy zahrnuje pásma 2-4) a má prostorové rozlišení 15 m. Toto přidané pásmo se nejvíce jeví být příliš přínosné pro daný účel, protože v žádné ze studií používající data ETM+ pro něj nebyly nalezeny významné korelace s hodnotami odvozenými z pozemních dat. Navíc několik stanic pozemního měření, jejichž data vstupují do korelačních vztahů, se nachází právě na územích, která v datech chybí. Ačkoliv existují různé interpolační metody, jak vynechané řádky doplnit, pro daný výzkum je třeba co největší přesnosti, proto byl v zájmu zachování co nejvíce hodnotných dat použit starší skener TM.

Družice Landsat 5 byla pátou vypuštěnou ze série Landsat. Na oběžnou dráhu se dostala 1. 3. 1984 a jejím hlavním účelem bylo podrobné snímkování Země. Od té doby byla družice

---

<sup>5</sup> V době dokončení práce byla již k dispozici data nejnovější družice Landsat 8, která by byla pro daný výzkum pravděpodobně vhodnější.



funkční až do června 2013, ačkoliv 18. 11. 2011 byl vyřazen právě skener TM. Družice nese celkem 2 skenery, starší typ MSS (Multispectral Scanner), který snímá pouze na 4 spektrálních pásmech, a novější TM (Thematic Mapper) snímající na 7 pásmech – viz tab. 2.

*Tab. 2 Specifikace skeneru TM (NASA, 2013)*

Pásmo č.	Název	Vlnová délka	Prostorové rozlišení	Datová hloubka
1	Viditelné modré	0,45 – 0,52 $\mu\text{m}$	30 m	8 bit
2	Viditelné zelené	0,52 – 0,6 $\mu\text{m}$	30 m	8 bit
3	Viditelné červené	0,63 – 0,69 $\mu\text{m}$	30 m	8 bit
4	Blízké infračervené (NIR)	0,76 – 0,9 $\mu\text{m}$	30 m	8 bit
5	Krátkovlnné infračervené (SWIR)	1,55 – 1,75 $\mu\text{m}$	30 m	8 bit
6	Termální infračervené (TIR)	10,4 – 12,5 $\mu\text{m}$	120 m	8 bit
7	Střední infračervené (MIR)	2,08 – 2,35 $\mu\text{m}$	30 m	8 bit

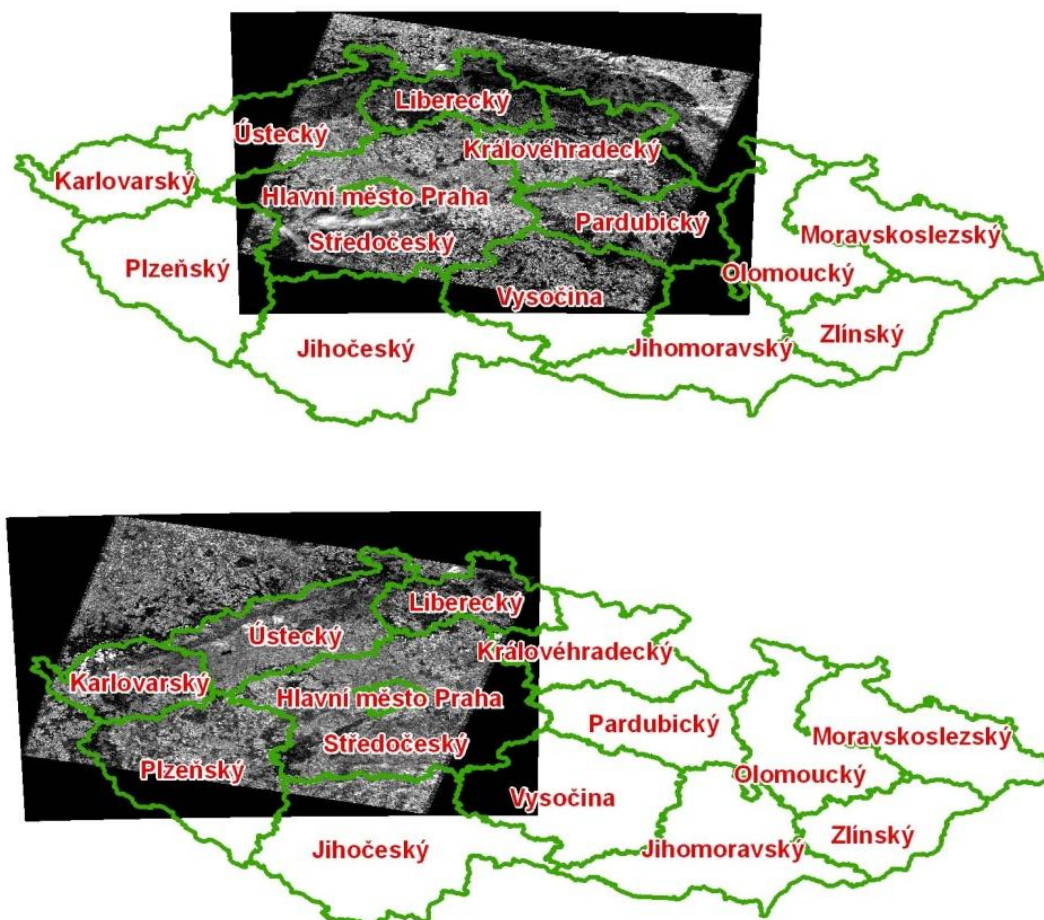
Co se týče dalších parametrů, časové rozlišení, tedy doba mezi dvěma snímáními jedné lokality, je u skeneru TM 16 dní. Velikost jedné scény, kterou skener snímá, je u 183x173 km (NASA, 2013).

#### 4.2.1.1 Použité snímky

Snímky ze skeneru TM byly získány na webových stránkách NASA EOSDIS (*NASA's Earth Observing System Data and Information System*). Snímky je zde možné vybírat na základě družicových, prostorových a časových požadavků.

Byly tedy hledány snímky zabírající kraj Hlavní město Praha do roku 2011, kdy byl ještě funkční skener TM, tak, aby data byla co nejaktuálnější. Další požadavky na data vycházely z plánu k následnému zpracování. Byl žádoucí co nejnižší podíl oblačnosti, aby byla dobře detekovatelná odrazivost zemského povrchu. Dalším požadavkem byla srovnatelnost ročních období pořízení snímků, protože následně měly být mimo jiné korelovány rozdíly v odrazivosti stejného pixelu za různých podmínek kvality ovzduší za předpokladu stejné odrazivosti povrchu. Zde vyvstává problém s vegetací, jelikož v závislosti na vegetačním stavu (listy opadané, či vzrostlé) se mění odrazivost povrchu. Proto bylo třeba vybrat snímky ze srovnatelných vegetačních období. Zimní a podzimní období bylo nežádoucí, jelikož na mnoha místech by mohl být sníh, padlé listy, či zbytky listů na stromech s nepředvídatelnou

odrazivostí. Proto byly vybrány snímky v jarním/letním období, kdy je vegetace zelená a výše uvedené typy povrchového pokryvu jsou prakticky vylučitelné.



Obr. 9 Poloha dvojice snímků na podkladu plánu krajů ČR (prostředí ArcMap 10.1)

Na základě výše uvedených podmínek byly vybrány 2 dvojice snímků (jejich poloha viz obr. 9) označovány jako „Praha-východ“ (nahore na obrázku) a „Praha-západ“ (dole na obrázku). Jejich data, časy pořízení a označení používané dále v textu jsou uvedeny v následující tabulce č. 3.

Tab. 3 Časová charakteristika použitých družicových snímků

Oblast	Snímek č.	1	2
Praha-východ		4.6.2011, 09:40 UTC (PV1)	23.8.2011, 09:39 UTC (PV2)
Praha-západ		24.4.2011, 09:46 UTC (PZ1)	26.5.2011, 09:46 UTC (PZ2)

#### 4.2.2 Data pozemního měření v České republice

Jak již bylo zmíněno výše, informace o kvalitě ovzduší v České republice poskytuje Český hydrometeorologický ústav. V současné době se na území republiky nachází 82 aktivních stanic měřících koncentrace atmosférických polutantů. Rozmístění však není rovnoměrné. Zatímco v Praze je aktivních stanic 13, na území celého Jihočeského kraje pouze 2. Na českých stanicích jsou měřeny převážně polutanty PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, O<sub>3</sub>. Ovšem ne na všech stanicích jsou měřeny všechny. Nejčastěji měřenými jsou PM<sub>10</sub> a NO<sub>x</sub>, nejméně pak CO a PM<sub>2.5</sub>.

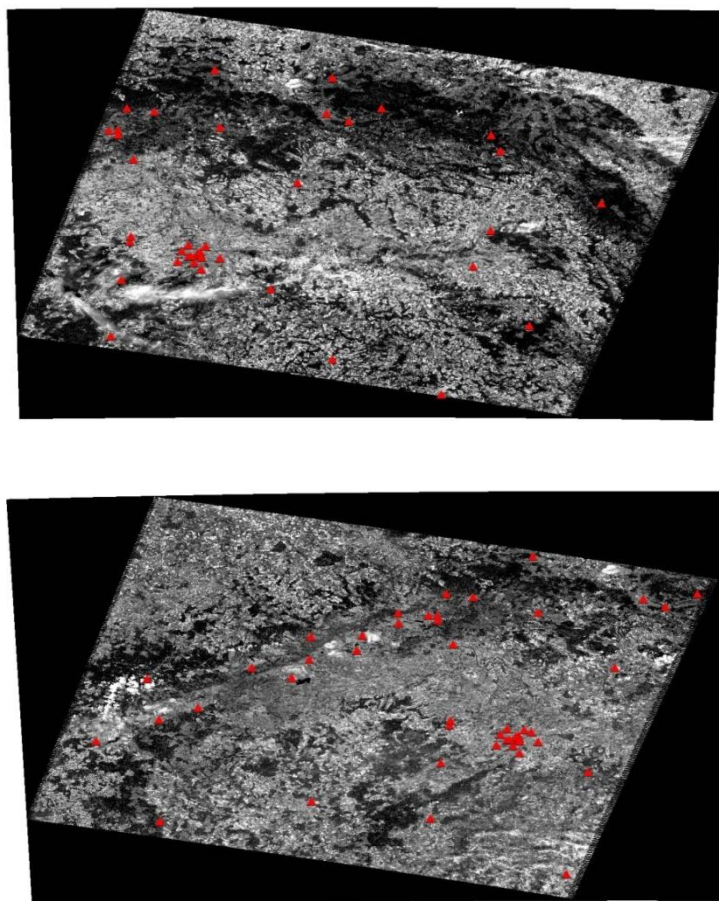
Na každé měřicí stanici se nachází jeden či více měřících programů. Každý z těchto programů pak disponuje několika přístroji provádějícími různá měření. Přístroje mohou být jak automatizované, tak manuální. Liší se především metodami měření, jichž je široká škála od gravimetrie pro PM<sub>10</sub>, přes chemiluminiscenci pro NO<sub>x</sub> až po UV-fluorescenci pro SO<sub>2</sub>.

Koncentrace jsou měřeny v hodinových průměrech a do ročenek následně přepočítávány na denní, měsíční a roční průměry. Hodinové údaje za aktuální a minulý rok jsou dostupné online na webových stránkách ČHMÚ v podobě průběžně se aktualizujícího grafu. Starší hodinová data je třeba vyžádat. Denní, měsíční a roční průměry jsou rovněž dostupné online za všechny roky od 1997 (ČHMÚ, 2013).

Z ČHMÚ byla získána data hodinových koncentrací ve dnech a hodinách pořízení snímků všech měřených polutantů. Data jsou dodávána v podobě tabulky MS Excel. Naměřené hodnoty jsou v jednotkách  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  s přesností na 3 desetinná místa s výjimkou prachových částic PM<sub>10</sub> a PM<sub>2.5</sub>, které jsou udávány s přesností na celá čísla. Problém v datech je u SO<sub>2</sub>, protože měřicí technika umožňuje zaznamenat nejnižší hodnotu 1,332  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , takže i při hodnotách nižších je u většiny stanic uvedena hodnota 1,332, což způsobuje značné problémy při následné korelaci.

Na území, které pokrývají snímky, se nachází celkem 47 aktivních stanic u dvojice PZ a 40 v případě dvojice PV. Schémata jejich rozmístění jsou na obrázku č. 10 (PV nahoře, PZ dole).

Kromě informací o kvalitě ovzduší byla získána také doprovodná meteorologická data, rovněž z ČHMÚ. Jednalo se o údaje o teplotě a vlhkosti vzduchu. Informace o teplotě je důležitá při korelacích na termálních pásmech. Vlhkost vzduchu (tj. nasycení vodními parami), ačkoliv se nedá považovat za atmosférické znečištění, ovlivňuje hodnoty naměřené na snímcích také, proto bude zahrnuta při následných výpočtech korelací a regresní analýze.



*Obr. 10 Rozmístění stanic pozemního měření na územích družicových snímků (prostředí ArcMap 10.1)*

### 4.3 PŘEDZPRACOVÁNÍ DAT

Data obdržena z ČHMÚ byla doplněna o zeměpisnou polohu podle souřadnic v systému WGS-84 uvedených na webu ČHMÚ a pomocí fce *Add XY data* nahrána do SW ArcMap a uložena do formátu \*.shp, aby bylo dále možné pracovat s nimi jako s prostorovými daty.

Hodnotami pixelů družicových snímků po stažení jsou DN hodnoty, které nejsou radiometrickými veličinami. Hodnoty EM záření dopadající na skener jsou spojité – je jich nekonečně mnoho, avšak skener má kapacitu konečnou, vyjádřenou radiometrickou rozlišovací schopností. Data z radiometru TM mají radiometrickou rozlišovací schopnost 8 bit, tedy nabývají  $2^8$  hodnot – 256 (0-255). DN hodnoty jsou dostačující, pokud je analyzována jen jedna scéna. Pro srovnání měření z více scén je zapotřebí převést data na radiometrické veličiny – zář, odrazivost a teplotu (pro termální pásma).

### 4.3.1 Převod DN hodnot na TOA zář

Pro převod snímku z DN hodnot na zář je třeba znát převodní funkci. Tato funkce má podobu přímky a pro její určení stačí znát hodnoty minimální a maximální záře a minimální a maximální DN hodnoty datového souboru. Popřípadě je možné pracovat s parametry *gain* a *bias*, které jsou z předchozích hodnot počítány.

Princip výpočtu TOA záře z DN hodnot je následující (YCEO<sup>1</sup>, 2010):

$$L_{\lambda} = LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda} / QCALMAX - QCALMIN * QCAL - QCALMIN + LMIN_{\lambda} \quad (18)$$

kde  $L_{\lambda}$  je výsledná hodnota TOA záře pixelu

$LMAX_{\lambda}$  je maximální zář naměřená skenerem pro soubor dat

$LMIN_{\lambda}$  je minimální zář naměřená skenerem pro soubor dat

$QCAL$  je DN hodnota pixelu v souboru dat

$QCALMAX$  je maximální DN hodnota v datovém souboru (u 8bit dat standardně = 255)

$QCALMIN$  je minimální DN hodnota v datovém souboru (u 8bit dat standardně = 1, protože hodnota 0 je přiřazována jen okraji snímku)

Při přepisu pomocí parametrů *gain* a *bias*:

$$L_{\lambda} = gain * QCAL + bias \quad . \quad (19)$$

Vstupní hodnoty max. a min. záře se liší pro každé spektrální pásmo. Jsou uvedeny v textovém souboru metadat při stažení snímku. Pro všechny dny v roce 2011, kdy byly pořízeny snímky, jsou tyto hodnoty stejné (viz následující tabulka).

**Tab. 4**  $LMIN_{\lambda}$  a  $LMAX_{\lambda}$  pro jednotlivá pásma skeneru TM (NASA, 2013)

Pásmo	1	2	3	4	5	6	7
$LMIN_{\lambda}$	-1,52	-2,84	-1,17	-1,51	-0,37	1,238	-0,15
$LMAX_{\lambda}$	193	365	264	221	30,2	15,303	16,5

Převod z DN na TOA radianci byl proveden v SW ArcGIS pomocí funkce *Raster Calculator*, kam byla rovnice pro výpočet zanesena.

### 4.3.2 Převod TOA záře na TOA odrazivost

Vypočtenou TOA zář bylo již možné převést na odrazivost pro pásma viditelná, NIR, SWIR a MIR. Výsledná odrazivost bude odrazivostí na hranici atmosféry, tedy bude složena z odrazivosti samotného povrchu i atmosféry. Následným odstraněním atmosférických vlivů a porovnáním s TOA odrazivostí bude možné kvantifikovat vliv atmosféry, potažmo atmosférických polutantů, na družicový snímek.

TOA odrazivost z TOA záře je počítána podle vzorce (YCEO<sup>1</sup>, 2010):

$$\rho_{\lambda} = \pi * L_{\lambda} * \frac{d^2}{ESUN_{\lambda}} * \cos\theta_s , \quad (20)$$

kde  $\rho_{\lambda}$  je TOA odrazivost

$d$  je vzdálenost Slunce-Země v astronomických jednotkách

$ESUN_{\lambda}$  je průměrná intenzita ozařování Sluncem

$\theta_s$  je solární zenitový úhel.

Vzdálenost Slunce-Země v astronomických jednotkách je uvedena pro každý den v roce na webových stránkách NASA. Den v roce je uváděn jako Juliánský, je tedy třeba převést datum každého snímku na den podle Juliánského kalendáře – 1 je 1. ledna, 365 (resp. 366) je 31.12. Vzdálenosti pro použité snímky jsou uvedeny v následující tabulce č. 5.

**Tab. 5 Vzdálenost Slunce-Země v dobách pořízení jednotlivých snímků (NASA, 2013)**

Snímek / DJ*	PZ1 / 113	PZ2 / 145	PV1 / 154	PV2 / 234
<b>d [AU]</b>	1,0054603	1,0128571	1,0143296	1,0114495

\* den Juliánského kalendáře

Průměrná intenzita ozařování Sluncem je rovněž uvedena v příručkách na webu NASA a je stanovena pro každou vlnovou délku, tedy i spektrální pásmo, zvláště. Pro TM jsou uvedeny následující hodnoty (tab. 6).

**Tab. 6 Intenzita ozařování Sluncem na pásmech TM (NASA, 2013)**

Pásmo	1	2	3	4	5	7
<b>Intenzita ozařování [W/m<sup>2</sup>.μm]</b>	1957	1826	1554	1036	215	80,67

Solární zenitový úhel závisí na zeměpisné poloze, dni v roce a čase pořízení snímku. Je doplňkem do 90° k výšce Slunce nad obzorem, která je uvedena v souboru metadat ke každému snímku v řádku SUN\_ELEVATION= x. Potom tedy  $\theta_s = 90 - x$ . Pro použité snímky jsou zenitové úhly uvedeny v následující tabulce č. 7.

Tab. 7 Solární zenitové úhly pro dané snímky (Metadata ke snímkům)

Snímek	PZ1	PZ2	PV1	PV2
$\theta_s$ [°]	40,59684777	32,75337248	31,66385356	42,28426565

Po zjištění všech neznámých byla rovnice opět aplikována na jednotlivá pásma snímku pomocí funkce *Raster Calculator*.

#### 4.3.3 Převod TOA záře na TOA teplotu

Zatímco viditelná, NIR, SWIR a MIR pásma byla převedena na odrazivost, termální pásma byla převedena na TOA teplotu. V tomto případě bude možné sledovat vliv atmosféry porovnáním naměřené TOA teploty a teploty naměřené na zemském povrchu. Jak bylo zmíněno výše, změny v teplotách jsou dány mimo jiné vlivem absorpce tepelného záření na molekulách, především pak O<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>O a CO<sub>2</sub>.

Převod záře termálního pásma na TOA teplotu se provádí na základě vztahu (YCEO<sup>2</sup>, 2010):

$$T_K = \frac{K2}{\ln \frac{K1\varepsilon}{L_\lambda} + 1} , \quad (21)$$

kde  $T_K$  je TOA teplota ve stupních Kelvina

$K1$  je kalibrační konstanta (607,76 W/m<sup>2</sup>.sr.μm)

$K2$  je kalibrační konstanta (1260,56 °K)

$\varepsilon$  je emisivita: poměr mezi energií objektu jako spektrálního zářiče a energií černého tělesa při stejné teplotě a vlnové délce (zde tradičně nastavovaná na hodnotu 0,95)

Aplikací rovnice do *Raster Calculatoru* byla přepočtena termální pásma na TOA teplotu ve stupních Kelvina. Pro snazší porovnání s pozemními měřeními byla teplota dále převedena na stupně Celsia dle jednoduchého vztahu kde  $T_C$  je TOA teplota ve stupních Celsia:

$$T_C = T_K - 273,15 \quad . \quad (22)$$

## 4.4 VÝPOČET VELIČIN PRO NÁSLEDNOU KORELACI

V tuto chvíli byly připraveny snímky v hodnotách TOA záře a TOA odrazivosti popř. TOA teploty. V následujících krocích byla vypočtena odrazivost a teplota na zemském povrchu (S). Rozdíly v odrazivosti resp. teploty na hranici atmosféry a zemském povrchu budou následně korelovány s naměřenými koncentracemi atmosférických polutantů a regresní analýzou hledány vztahy mezi nimi.

### 4.4.1 Výpočet S odrazivosti

Pro zjištění odrazivosti samotného povrchu Země je třeba z celkové odrazivosti na hranici atmosféry odstranit atmosférické vlivy. K odstranění atmosférických vlivů bývá hojně využíváno modulů pro atmosférické korekce v komerčních softwarech pro zpracování dat DPZ, jako například Geomatica, Erdas Imagine, BEAM, nebo ENVI.

Geomatica a Erdas Imagine disponují modulem ATCOR2 a ATCOR3. Rozdílem mezi nimi je výškový model DEM, se kterým ATCOR3 počítá a ATCOR2 nikoliv. Pro SW ENVI byl vyvinut zjednodušený modul QUAC a také velice propracovaný modul FLAASH, který v sobě zahrnuje i moderní atmosférický model MODTRAN4. Tento modul byl použit pro odstranění atmosférických vlivů z pásem 1-5 a 7 (6. termální pásmo bylo převedeno na povrchovou teplotu) snímků družice Landsat 5 a bude dále podrobněji popsán.

FLAASH korekce vychází ze základního vztahu:

$$L = \frac{A\rho}{1 - \rho_e S} + \frac{B\rho_e}{1 - \rho_e S} + L_a \quad , \quad (23)$$

kde:  $L$  je TOA zář (spočtená v prvním kroku)

$L_a$  je zář zpětně rozptýlená atmosférou



$\rho$  je S odrazivost

$\rho_e$  je průměrná S odrazivost v daném pixelu jemu přilehlých

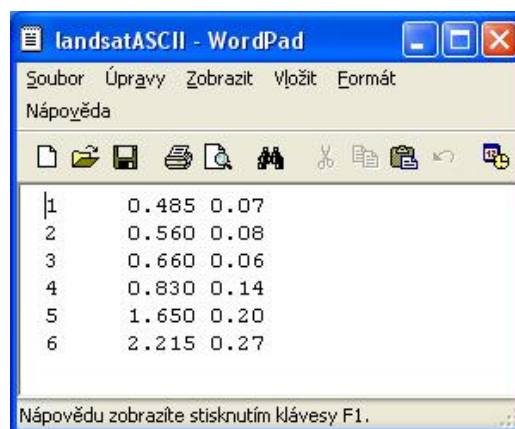
$S$  je sférické albedo atmosféry

$A$  a  $B$  jsou koeficienty závislé na atmosférických a geometrických podmínkách, ne však na zemském povrchu.  $A$ ,  $B$ ,  $L_a$  a  $S$  jsou počítány modelem MODTRAN4.

#### 4.4.1.1 Příprava dat pro FLAASH korekci

Vstupní radiometrickou veličinou pro FLAASH korekci je TOA zář. Ze záře je pak při procesu korekce vypočtena  $S$  odrazivost již opravená o atmosférické vlivy. Předchozím výpočtem (18) byla získána TOA zář v jednotkách  $W/m^2 \cdot sr \cdot \mu m$ , ovšem pro FLAASH korekci je třeba záře v jednotkách  $\mu W/cm^2 \cdot sr \cdot nm$ , proto byla nejprve výsledná zář vydělena 10, rovněž v *Raster Calculatoru*. Vstupním snímkovým formátem musí být formát \*.bip nebo \*.bil. Oba formáty jsou pro mnohavrstvé obrazy, kdy jsou všechna pásma spojena v jednom souboru. V předchozím kroku byla pásma snímků převedena na zář jednotlivě.

Do ENVI byla nejprve všechna požadovaná pásma jednotlivých snímků načtena pomocí funkce *Open external file – Landsat – GeoTIFF*. Následně byla pásma snímků pomocí funkce *Save as ENVI standard* sloučena do jednotlivých souborů ENVI formátu. Takto připravené mnohvrstvé obrazy bylo již možno převést do požadovaného formátu \*.bil použitím funkce *Convert Data (BSQ, BIL, BIP)*.



1	0.485	0.07	
2	0.560	0.08	
3	0.660	0.06	
4	0.830	0.14	
5	1.650	0.20	
6	2.215	0.27	

Obr. 11 Soubor ASCII pro spektrální definici snímkových pásem (prostředí WordPad)

V případě, že jsou snímky upravovány takovým způsobem, v modulu FLAASH nejsou načteny informace o vlnových délkách a spektrálních šířkách jednotlivých pásem. Proto je třeba vytvořit ještě doplňující soubor ASCII obsahující spektrální informace o každém pásmu. Tento soubor byl vytvořen ve WordPadu v textovém formátu (obr. 11).

V prvním sloupečku je zaznamenáno pořadové číslo pásma (6. pásmo není tedy TIR, ale MIR), v druhém následuje střední vlnová délka pásma a ve třetím pak spektrální šířka pásma. S takto připravenými snímky a ASCII souborem bylo již možné přistoupit k FLAASH korekci.

#### 4.4.1.2 Nastavení vstupních dat a parametrů pro spuštění korekce

Na následujících třech obrázcích (12, 15 a 16) budou znázorněna dialogová okna, objevující se při nastavení vstupních resp. výstupních dat a požadovaných parametrů. Jednotlivé parametry budou vysvětleny na základě uživatelské příručky k FLAASH korekci vydané ENVI (2009). Nastavení všech hodnot je vyobrazeno pro snímek z 26.5.2011. Hodnoty všech parametrů nastavené pro jednotlivé snímky jsou uvedeny na závěr v tabulce č. 8.

The screenshot shows the 'FLAASH Atmospheric Correction Model Input Parameters' dialog box. The fields are as follows:

- Input Radiance Image:** D:\diplomka\LANDSAT - Stredocesky\Praha-zapad\_2011-05-26\_09-46\20110526\_ENVI\20110526\_rad-
- Output Reflectance File:** D:\diplomka\LANDSAT - Stredocesky\Praha-zapad\_2011-05-26\_09-46\20110526\_ENVI\20110526 fla
- Output Directory for FLAASH Files:** D:\diplomka\LANDSAT - Stredocesky\Praha-zapad\_2011-05-26\_09-46\20110526\_ENVI\2011
- Rootname for FLAASH Files:** FZ20110526\_
- Scene Center Location:** DD <-> DMS
- Sensor Type:** Landsat TM5
- Flight Date:** May 26 2011
- Lat:** 50.2641275
- Lon:** 13.7047875
- Sensor Altitude (km):** 705.000
- Ground Elevation (km):** 0.250
- Pixel Size (m):** 30.000
- Flight Time GMT (HH:MM:SS):** 8 : 46 : 41
- Atmospheric Model:** Sub-Arctic Summer
- Aerosol Model:** Urban
- Water Retrieval:** No
- Aerosol Retrieval:** 2-Band (K-T)
- Water Column Multiplier:** 1.80
- Initial Visibility (km):** 78.24

Obr. 12 Hlavní dialogové okno pro FLAASH korekci (prostředí ENVI 4.3)

Vstupním snímkem v hodnotách záře (*Input Radiance Image*) je připravený snímek ve formátu \*.bil, při jehož načtení je rovněž požadován i připravený ASCII soubor. Výstupním snímkem v hodnotách odrazivosti (*Output Reflectance Image*) je nový snímek ve ENVI formátu. Dále je vybrán adresář pro vložení doplňujících výstupů a kořen jejich názvu (*Output Directory for FLAASH Files* a *Rootname for FLAASH Files*).

V dalších polích je třeba zadat informace o snímku a skeneru. Střed snímku (*Scene Center Location*) je možné zjistit ze souboru metadat, popřípadě v GIS SW. Po výběru skeneru (*Sensor Type*) jsou defaultně nastaveny nadmořská výška skeneru – družice (*Sensor Altitude*) a velikost výstupního pixelu (*Pixel Size*). Průměrnou nadmořskou výšku zemského povrchu (*Ground Elevation*) je třeba stanovit empiricky. Hodnota 0,250 km byla nastavena u všech snímků, jelikož zájmovým územím je Praha a její okolí. Ačkoliv snímky Landsatu pokrývají větší území zahrnující pohoří (průměrná nadmořská výška by byla pravděpodobně vyšší), záměrem bylo provést co nejpřesnější korekci na území Prahy a okolí, kde je i největší koncentrace stanic pozemního měření. Následuje uvedení data a času pořízení snímku v pásmu GMT (*Flight Date* a *Flight Time GMT*).

V posledním oddílu byly nastaveny modely MODTRAN – atmosférický (*Atmospheric Model*) a aerosolový (*Aerosol Model*). Atmosférických modelů je celkem 6 druhů: 1) Subarktická zima (SAW), 2) Zima středních zeměpisných šířek (MLW), 3) Standard pro USA (US), 4) Subarktické léto (SAS), 5) Léto středních zeměpisných šířek (MLS), 6) Tropický (T). Jejich charakteristika založená na přibližné teplotě a vlhkosti vzduchu je uvedena v následujícím obrázku č. 13.

Model Atmosphere	Water Vapor (std atm-cm)	Water Vapor (g/cm <sup>2</sup> )	Surface Air Temperature
Sub-Arctic Winter (SAW)	518	0.42	-16 °C or 3 °F
Mid-Latitude Winter (MLW)	1060	0.85	-1 °C or 30 °F
U.S. Standard (US)	1762	1.42	15 °C or 59 °
Sub-Arctic Summer (SAS)	2589	2.08	14 °C or 57 °
Mid-Latitude Summer (MLS)	3636	2.92	21 °C or 70 °
Tropical (T)	5119	4.11	27 °C or 80 °

**Obr. 13 Atmosférické modely ve FLAASH korekci (ENVI, 2009)**

V případě, že uživateli nejsou informace o teplotě a vlhkosti známy, je možné použít rovněž přiloženou pomocnou tabulku, kde jsou modely odhadnuty na základě ročního období a zeměpisné šířky (viz obr. 14).

Latitude (°N)	Jan.	March	May	July	Sept.	Nov.
80	SAW	SAW	SAW	MLW	MLW	SAW
70	SAW	SAW	MLW	MLW	MLW	SAW
60	MLW	MLW	MLW	SAS	SAS	MLW
50	MLW	MLW	SAS	SAS	SAS	SAS
40	SAS	SAS	SAS	MLS	MLS	SAS
30	MLS	MLS	MLS	T	T	MLS
20	T	T	T	T	T	T
10	T	T	T	T	T	T
0	T	T	T	T	T	T
-10	T	T	T	T	T	T
-20	T	T	T	MLS	MLS	T
-30	MLS	MLS	MLS	MLS	MLS	MLS
-40	SAS	SAS	SAS	SAS	SAS	SAS
-50	SAS	SAS	SAS	MLW	MLW	SAS
-60	MLW	MLW	MLW	MLW	MLW	MLW
-70	MLW	MLW	MLW	MLW	MLW	MLW
-80	MLW	MLW	MLW	SAW	MLW	MLW

Obr. 14 Atmosférické modely ve FLAASH korekci - rozpis (ENVI, 2009)

K atmosférickému modelu bylo třeba dodat také průměrný vodní sloupec na území zabíraném skenerem v daném snímku (*Water Column Multiplier*). Hodnoty koncentrace vody v atmosféře byly zjištěny na webových stránkách produktů skeneru MODIS agentury NASA (2013).

Aerosolové modely jsou celkem 4: 1) Venkovský (*Rural*), 2) Městský (*Urban*), 3) Přímořský (*Maritime*), 4) Troposférický (*Tropospheric*). Jelikož přímořský model se používá pouze pro pobřežní oblasti a troposférický pro téměř neznečištěné ovzduší, zbývaly na výběr venkovský a městský. Ačkoliv městské aglomerace zabírají menšinu snímků, městský model je definován jako: 20 % území ovlivněno městskými aerosoly. Vzhledem k zájmovému území byl zvolen městský model u všech snímků.

Doplňkový aerosolový výstup (*Aerosol retrieval*) byl pro daný účel požadován, avšak z nezjištěných důvodů nebyl vygenerován při žádné ze 4 korekcí. Počáteční viditelnost (*Initial Visibility*) byla spočtena dle vztahů:

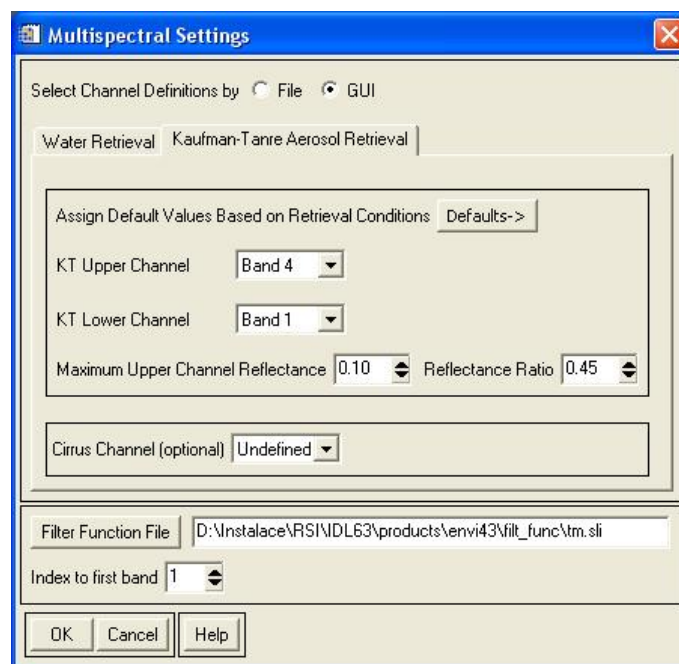
$$V = \frac{3,912}{\beta} ; \beta = \frac{AOD}{EAT} , \quad (24)$$

kde  $V$  je viditelnost

$\beta$  je koeficient extinkce

$EAT$  je efektivní atmosférická tloušťka aerosolů (standardně nastavovaná na 2 km)

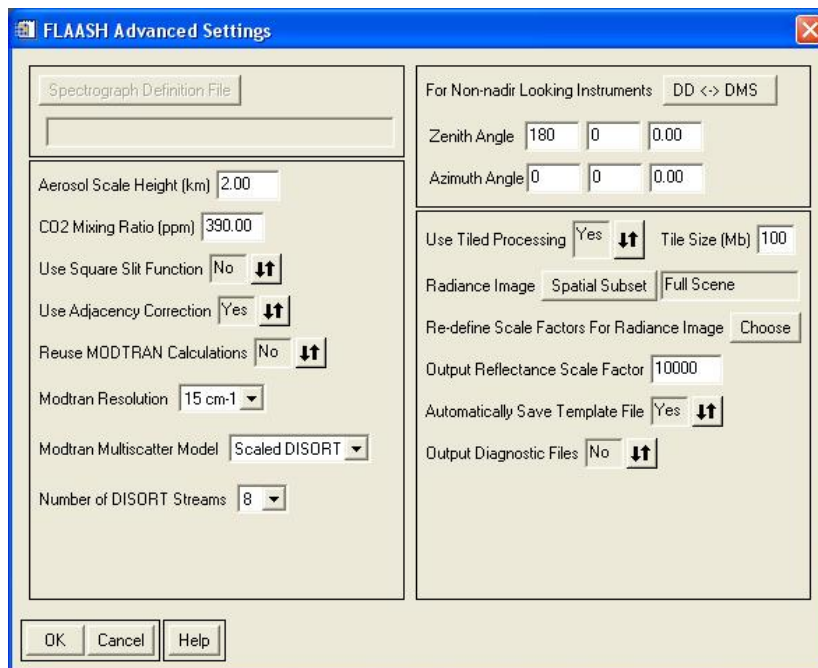
Průměrná optická hloubka AOD pro dané území byla zjištěna stejně jako vodní sloupec na stránkách produktů skeneru MODIS úřadu NASA.



Obr. 15 Multispektrální nastavení ve FLAASH (prostředí ENVI 4.3)

V dalších krocích následovala multispektrální a pokročilá nastavení (obr. 15 a 16). V multispektrálních nastaveních bylo třeba zadat, pro která pásma má být spočten aerosolový výstup (*KT Upper Channel* a *KT Lower Channel*). Na základě rešerše literatury uvedené v kapitole 2 bylo zjištěno, že vliv aerosolů je znatelný a nejlépe detekovatelný ve viditelném a zřídka i blízkém infračerveném pásmu. Proto byla zvolena pásma 1 – 4. Maximální odrazivost v horním (4.) pásmu (*Maximum Upper Channel Reflectance*) a poměr odrazivosti (*Reflectance Ratio*) pro tmavé pixely jsou nastaveny defaultně pro každý skener. Kanál pro odstranění oblačnosti ze snímku (pro masku oblačnosti) může být nastaven pouze, pokud některé pásmo skeneru snímá na vlnové délce 1,367 – 1,383  $\mu\text{m}$ , což v případě skeneru TM neplatí. Proto tento kanál nebyl definován. Soubor pro filtrovací funkci (*Filter Function File*) a index prvního pásma (*Index to first band*) jsou opět nastaveny automaticky pro konkrétní skener.

V pokročilých nastaveních jsou zadávány doplňující informace pro průběh funkce MODTRAN4, informace o skeneru a výstupním formátu dat. Zde byly všechny údaje ponechány defaultní, jelikož se následně ukázaly být pro danou korekci optimální.



Obr. 16 Pokročilá nastavení ve FLAASH (prostředí ENVI 4.3)

Efektivní výška aerosolového vertikálního sloupce se standardně pohybuje v rozmezí 1 – 2 km. Pro městské modely se doporučuje zadat hodnotu 2 km. Poměr příměsi CO<sub>2</sub> (*CO<sub>2</sub> Mixing Ratio*) bylo v roce 2001 stanoveno pro městské oblasti cca 370 ppm. Pro lepší výsledky se doporučuje přidat 20 ppm, tedy zadat hodnotu 390, což je zároveň i hodnota defaultní. Pro efektivní výšku aerosolového vertikálního sloupce a poměr příměsi CO<sub>2</sub> nebyla nalezena přesná měření jako tomu bylo u AOD a vodního sloupce. Proto byly v nastavení ponechány defaultní hodnoty doporučené ENVI (2009).

Funkce „Oprava přilehlosti“ (*Adjecancy Correction*) počítá s efektem mixování odrazů z různých pixelů vlivem rozptylu jimi odraženého záření na atmosférických molekulách a aerosolech. Její použití tedy přináší lepší výsledky korekce. Funkce opětovného použití kalkulace MODTRAN (*Reuse MODTRAN Calculation*) umožňuje použít minulý výpočet MODTRAN (z předchozí FLAASH korekce) pokud jsou nastavené parametry stejné, což značně zkracuje dobu zpracování korekce. Spektrální rozlišení pro výpočet MODTRANem (*Modtran Resolution*) ovlivňuje dobu zpracování korekce. Pro multispektrální snímky s požadovaným aerosolovým výstupem se doporučuje použít defaultní nastavení 15 cm<sup>-1</sup>.

Velice důležité je zadání modelu pro práci s mnohosměrným rozptylem (*Modtran Multiscatter Model*). Tři možné algoritmy (Isaacs, DISORT a Scaled DISORT) se od sebe liší hlavně přesností a dobou zpracování. Model DISORT je nejpřesnějším z nich pro krátké



vlnové délky, ovšem výpočetně náročný. Model Isaac počítá pouze s 2 směrným rozptylem, což je příliš zjednodušené. Jeho výhoda je však v rychlosti zpracování a je tedy vhodný, pokud není třeba získat příliš přesné korekce. Scaled DISORT je defaultně nastaven a byl pro korekci ponechán, jelikož jeho přesnost se těsně blíží modelu DISORT avšak zpracování je několikanásobně rychlejší (blíží se modelu Isaac). U obou modelů DISORT je pak třeba ještě nastavit počet směrů rozptylu (*Number of Disort Streams*), se kterými se má počítat (2, 4, 8 nebo 16). Dle ENVI (2009) 8 směrů přináší již velice kvalitní výsledky za přijatelný čas. Orientační poměr času zpracování je Isaac: DISORT2: DISORT4: DISORT8: DISORT16 – 1: 22: 24: 30: 60. Na běžném počítači s ponecháním defaultního nastavení Scaled DISORT8 běžela korekce všech pásem celé scény přes hodinu a půl. Proto s využitím o málo přesnějšího algoritmu DISORT se 16 směry by korekce 1 snímku dle uvedeného časového schématu mohla probíhat až desítky hodin. S prací na velkých scénách a velkým počtem pixelů by byla taková korekce časově velice neefektivní. Byla by použitelná pro menší území nebo menší počty pixelů vstupujících do korelace.

**Tab. 8 Parametry nastavené pro spuštění FLAASH korekce**

PARAMETR	SNÍMEK	PZ1	PZ2	PV1	PV2
AOD		0,30	0,10	0,26	0,22
Viditelnost [km]		26,10	78,24	30,10	35,56
Vodní sloupec [cm]		0,80	1,80	2,00	3,10
Výška Slunce [°]		49,4031522	57,2466275	58,3361464	47,7157343
Solární zenitový úhel [°]		40,5968478	32,7533725	31,6638536	42,2842657
Střední z. šířka snímku		50,2670175	50,2641275	50,2618750	50,2713850
Střední z. délka snímku		13,7194425	13,7047875	15,2539750	15,2498125
Přesný čas snímání (ve středu)		9:46:50	9:46:41	9:40:26	9:39:46
Atmosférický model		SAS	SAS	SAS	MLS

Geometrie skeneru (*Zenith angle* a *Azimuth angle*) je automaticky nastavena po výběru typu skeneru v základních nastaveních. Ostatní parametry se týkají uložení opraveného snímku. Důležitý je číselný řád výstupních dat (*Output Reflectance Scale Factor*), protože data jsou uložena ve formátu floating-point, což znamená v celém čísle se znásobujícím (dělicím) koeficientem. Koeficient (číselný řád) udává, kolika bude výsledek třeba vydělit, aby byla výsledná odrazivost spočtena ve standardních hodnotách – desetinných číslech. To

znamená, že výsledná odrazivost po spuštění FLAASH vyjde řádově v tisících a skutečná odrazivost bude rovna  $x/10000$  (dle defaultního nastavení).

Všechny snímky byly zbaveny atmosférických vlivů a získány v hodnotách S odrazivosti pomocí korekce FLAASH při nastavení volitelných parametrů uvedených v tabulce č. 8.

#### 4.4.2 Výpočet S teploty

Zatímco pásma 1 – 5 a 7 byla převedena pomocí FLAASH korekce z TOA odrazivosti na S odrazivost, termální 6. pásmo bylo třeba převést na S teplotu. Pro termální korekci existuje rovněž v SW ENVI přednastavená funkce *Thermal Atm Correction*, ovšem pro její použití je třeba minimálně 2 termálních pásem a TM disponuje pouze jedním, proto bylo přistoupeno k výpočtu S odrazivosti podle následujících vztahů (YCEO<sup>2</sup>, 2010).

V prvním kroku se zavádí oprava TOA záře na S záři:

$$L_o = \frac{L - L \uparrow}{\varepsilon \tau} - \frac{1 - \varepsilon}{\varepsilon} L \downarrow, \quad (25)$$

kde  $L_o$  je zář opravená o atmosférické vlivy (S zář)

$L$  je TOA zář (18)

$L \uparrow$  je zář ve směru nahoru

$L \downarrow$  je zář ve směru dolů

$\tau$  je propustnost atmosféry

$\varepsilon$  je emisivita (tradičně nastavovaná na hodnotu 0,95)

Hodnoty  $L \uparrow$ ,  $L \downarrow$  a  $\tau$  je možno získat prostřednictvím online kalkulátoru parametrů pro atmosférické korekce (*Atmospheric Correction Parameter Calculator*) na webových stránkách agentury NASA (<http://atmcorr.gsfc.nasa.gov/>). Hodnoty pro 4 použité snímky jsou uvedeny v tabulce č. 9.

V druhém kroku je pak S zář převedena na S teplotu podle vztahu:



$$T_o = \frac{K_2}{\ln \frac{K_1}{L_o} + 1}, \quad (26)$$

kde  $T_o$  je S teplota

$K_1$  a  $K_2$  jsou konstanty – viz (21).

**Tab. 9 Parametry pro atmosférickou korekci termálních pásem (NASA, 2013)**

Parametr	Snímek	PZ1	PZ2	PV1	PV2
$L \uparrow$ [W/m <sup>2</sup> /sr/μm]		1,12	1,66	2,43	3,26
$L \downarrow$ [W/m <sup>2</sup> /sr/μm]		1,85	2,71	3,85	4,98
$\tau$		0,84	0,77	0,67	0,58

Matematické vztahy byly aplikovány na všechny 4 snímky v SW ArcMap opět pomocí *Raster Calculatoru*. Výsledkem byla 4 termální pásma převedená na povrchovou teplotu v °K a následně převedená na °C (22).

Spočtená povrchová teplota reprezentuje teplotu krajinných prvků na jejich povrchu a liší se tak od teploty vzduchu, která je běžně měřena stanicemi. Stanice měří teplotu vzduchu 2 m nad povrchem ve stínu, tedy teplota jimi naměřená může být zvláště v letních měsících podstatně nižší než teplota povrchu (resp. vyšší v závislosti na typu povrchu). Například teplota na površích zástavby, jako tašek nebo asfaltu, při vystavení přímému slunečnímu záření výrazně stoupá a může být až o desítky stupňů vyšší než teplota vzduchu naměřená ve stejný čas na stejném místě stanicí.

Kromě povrchové teploty, která byla spočtena, byla stanovena i teplota vzduchu ve stínu na území všech snímků na základě získaných doplňkových meteorologických dat z pozemních měření. Pomocí interpolace IDW (viz 4.6.2.1) v SW ArcGIS byla plošně stanovena teplota vzduchu.

#### 4.4.3 Výpočet indexů

Na základě literární rešerše (Mozumder et al., 2012) bylo zjištěno, že relativně vysoké koeficienty korelace s mírou znečištění vzduchu vykazují také příznaky (např. NDVI, TVI

apod.). Pro další statistické zpracování bylo tedy k pásmům převedeným na radiometrické veličiny přidáno ještě 8 příznaků (4 indexy spočtené z odrazivosti před a po korekci).

Tři indexy byly tzv. indexy vegetační – NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), TVI (*Triangular Vegetation Index*) a VI (*Vegetation Index*). Nejjednodušší vegetační index je vyjádřen vztahem:  $VI = NIR - R$  a ukazuje tedy na rozdíl blízkého infračerveného a červeného pásma. Podrobnější a hojně používaný je index NDVI, pro nějž platí

$NDVI = \frac{NIR-R}{NIR+R}$  a je tedy definován poměrem rozdílu a součtu NIR a R pásma. Nabývá hodnot od -1 do 1. Záporné hodnoty mohou někdy způsobit při výpočtech problémy, proto byl zaveden index TVI vycházející z NDVI, ovšem zbavující ho záporných hodnot:

$TVI = \overline{NDVI + 0,5}$ . Jako poslední byl ze spektrálních pásem spočten urbanizační index, který oproti předchozím poukazuje na vegetaci vyjadřuje míru urbanizace – zástavby povrchu. Urbanizační index je vyjádřen vztahem:  $UI = \frac{SWIR-NIR}{SWIR+NIR}$ .

Dále byly spočteny i indexy vycházející z dat pozemních, které mají sumarizovat vybrané polutanty do konkrétních skupin a dosáhnout tak lepších korelačních vztahů než jednotlivé polutanty samostatně. API index použit ve studii Mozumder et al. (2012) – viz (17) byl upraven do několika jednotlivých API indexů na základě společných vlastností polutantů a dostupnosti pozemních dat. Násobení stem použité ve vyjádření API (17) bylo z nových indexů vynecháno, protože korelaci hodnot nijak neovlivňuje a i výsledná vyjádření indexů jsou přirozenější v hodnotách řádově v jednotkách – žádné jiné indexy nejsou násobeny takovým koeficientem. V indexech hodnota v čitatelích zlomků v závorce vyjadřuje naměřené množství polutantu na stanici v daný čas. Hodnota ve jmenovateli označena  $S_x$  vyjadřuje jeho standardizované množství odpovídající čisté atmosféře.

Jak již bylo zmíněno, v této práci bude do indexu kvality ovzduší zahrnuto také nasycení vodními parami. Ačkoliv voda není polutant, její molekuly reagují na EM záření obdobně jako některé molekuly polutantů a není vhodné ji proto z celkového množství vynechat. Opomenutí vlhkosti vzduchu by mohlo vést ke zkresleným výsledkům. Měření vlhkosti vzduchu však většinou neprobíhá na stejných stanicích jako měření polutantů. Pro zahrnutí vody bylo tedy zapotřebí použít interpolace ke zjištění koncentrací vodních par ve stanicích měřících koncentrace polutantů. Stanice měření polutantů se však ve většině případů

nacházejí v blízkosti stanic měření vlhkosti, proto se nepředpokládají významné odchylky vlivem interpolace. K interpolaci byla použita opět metoda IDW (4.6.2.1).

V následující tabulce č. 10 jsou uvedeny standardní hodnoty pro měřené polutanty v ČR vycházející z hodnocení kvality ovzduší ČHMÚ. U vlhkosti vzduchu, která se měří v procentech a ne v  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , byla jako „standardní“ hodnota pro výpočet indexů použita relativní vlhkost 60 %. Tato hodnota byla vybrána, protože ideální vlhkost vzduchu pro člověka je 40% – 60% (Relative Humidity, 1998) a v České republice se průměrná vlhkost venkovního vzduchu pohybuje od 60 do 80 % (CZREGION, 2006). Hodnota 60 byla tedy stanovena empiricky z těchto dvou rozmezí jako „ideální dostupná“.

*Tab. 10 Standardní množství polutantů v ovzduší (ČHMÚ, 2013)*

Polutant	PM10	PM2.5	NOX	NO2	SO2	O3	CO
$S_{\text{polutant}} [\mu\text{g}/\text{m}^3]$	20	10	25	25	25	33	1000

Ačkoliv Mozumder et al. (2012) zahrnuli do celkového API znečištění vzduchu PM2.5, na území ČR není mnoho stanic, které tento polutant měří, takže by hodnot vstupujících do korelací bylo velice málo. Proto byl tvar pro celkový API upraven:

$$API_{\text{celk}} = \frac{1}{4} \frac{PM10}{S_{PM10}} + \frac{NO_x}{S_{NO_x}} + \frac{SO_2}{S_{SO_2}} + \frac{O_3}{S_{O_3}} \quad (27)$$

Celkový API vyjadřuje všechny v dostatečné míře měřené polutanty v ČR. Ačkoliv je hojně měřen i  $NO_2$ , nebyl do vztahu začleněn, protože je hlavní složkou skupiny  $NO_x$ . Jeho zahrnutí by znamenalo téměř dvojnásobný vliv dusíkatých oxidů do celkového API, protože z naměřených dat vyplývá, že množství  $NO_x$  je běžně vyšší jen o cca 10 – 20 % než množství  $NO_2$ , tedy že  $NO_2$  je majoritní součástí skupiny  $NO_x$ . Z důvodů malého počtu stanic, které ho měří, byl z celkového API vynechán i CO.

Další index  $API_{\text{zakl}}$  vyjadřuje nejhojněji měřené polutanty se srovnatelnými vlastnostmi – převažuje u nich na vlnových délkách spektrálních pásem rozptyl a žádné z pásem nezahrnuje region jejich významné absorpce. Z tohoto indexu byl vynechán ozon, protože na termálním pásmu se na rozdíl od ostatních může projevit absorpčně a měnit tak charakter indexu.

$$API_{\text{zakl}} = \frac{1}{3} \frac{PM10}{S_{PM10}} + \frac{NO_x}{S_{NO_x}} + \frac{SO_2}{S_{SO_2}} \quad (28)$$

Dalším API indexem byl  $API_{mol}$ , který byl vytvořen pouze pro molekuly, byly z něj vynechány prachové částice PM, ale také vodní páry.

$$API_{mol} = \frac{1}{4} \frac{NO_2}{S_{NO_2}} + \frac{SO_2}{S_{SO_2}} + \frac{O_3}{S_{O_3}} + \frac{CO}{S_{CO}} \quad (29)$$

Poslední index byl vytvořen na základě společných absorpčních vlastností  $O_3$  a  $H_2O$ . Absorpční index  $API_{abs}$  byl vyjádřen sumou relativního množství ozonu a vody v atmosféře. Třetí hlavní absorbent,  $CO_2$ , bohužel není na stanicích měřen, proto nemohl být do indexu zahrnut.

$$API_{abs} = \frac{1}{2} \frac{O_3}{S_{O_3}} + \frac{H_2O}{S_{H_2O}} \quad (30)$$

## 4.5 KORELACE DAT A REGRESNÍ ANALÝZA

Po přípravě snímků do požadovaných radiometrických veličin a výpočtu snímkových i pozemních indexů bylo již možné přistoupit ke statistickému zpracování dat. Nejprve korelace a následně i regresní analýza byly provedeny v SW IBM SPSS Statistics 20. Data vstupující do statistik byla nejprve tabulkově připravena v SW ArcGIS a MS Excel.

Korelační vztahy jsou tím přesněji určovány, čím více hodnot vstupuje do jejich stanovení. Vzhledem k tomu, že u některých polutantů a API je jen několik málo stanic, jejichž měření lze do výpočtu zahrnout, bylo žádoucí tento počet uměle zvýšit. Při velikosti pixelu 30 m se dá za určitých podmínek předpokládat, že znečištění vzduchu v sousedním pixelu bude stejné jako v pixelu, kde se nachází stanice. Hlavním předpokladem je momentální směr větru. Stejná, nebo velice podobná hodnota znečištění se předpokládá u sousedního pixelu v momentálním směru větru. Byly brány v potaz pixely ležící vpravo popř. vpravo dole od pixelu se stanicí dle zjištěných údajů o směru větru. Dalším předpokladem je absence významnějšího zdroje znečištění v blízkosti hodnocených pixelů, tedy takového, který by mohl ovlivňovat pouze jeden ze dvojice pixelů – původní a doplňkový. Posledním předpokladem je absence výškové bariéry, která by bránila plynulému přechodu polutantů z jednoho pixelu na druhý, např. vysoká zástavba. Na základě těchto předpokladů byla pro doplnění o sousední pixel vynechána stanice ALEG, ležící v Legerově ulici, kde je silným zdrojem znečištění doprava, ale sousední pixely již zabírají okolní výškové budovy. Do

korelace a regresní analýzy bylo vždy zahrnuto 80 % pixelů (80 % původních a 80 % doplňkových), zbylých 20 % bylo ponecháno na ověření výsledků.

Hodnoty snímkových veličin v pixelech, na jejichž území se nachází stanice, a v doplňkových pixelech, byly přiřazeny hromadně k bodové vrstvě stanic ve formátu \*.shp pomocí funkce *Extract Multi Value to Points* v SW ArcGIS. Následně bylo vytvořeno několik tabulek, kdy v každém řádku byly všechny veličiny pro dané pixely – všechny snímkové veličiny, hodnoty všech jednotlivých polutantů a všech vytvořených API indexů.

#### 4.5.1 Korelace dat

Korelace vyjadřuje míru vzájemného vztahu mezi dvěma veličinami. Při nalezení významné korelace lze předpokládat, že se změnou jedné veličiny se bude měnit i druhá. Hledání tohoto vztahu bylo dalším krokem zpracování úlohy.

Korelace může nabývat hodnot od -1 do 1, přičemž 0 značí absolutní nezávislost dvou veličin, -1 absolutní negativní závislost dvou veličin (tzn. čím je jedna menší, tím je druhá větší) a 1 absolutní pozitivní korelaci (tzn. čím je jedna menší, tím je i druhá menší). Pro vyjádření korelace se ve statistice hojně využívá korelačních koeficientů. K neznámějším z nich patří například Pearsonův nebo Spearmanův korelační koeficient. Spearmanův korelační koeficient je však závislý na pořadí hodnot dané veličiny, což v tomto případě není relevantní.

Pearsonův korelační koeficient je počítán v těchto krocích: 1) výpočet průměrů souborů X a Y, 2) výpočet střední hodnoty odchylek od těchto průměrů, 3) výpočet kovariance z 1 a 2, 4) dělení kovariance násobkem odmocnin rozptylů souborů X a Y (Snedecor, 2003). Matematicky vyjádřeno:

$$P_{XY} = \frac{cov(X, Y)}{\sigma_X \sigma_Y} = \frac{E(X - \mu_X)(Y - \mu_Y)}{\sigma_X \sigma_Y} = \frac{E(XY) - E(X)E(Y)}{\sqrt{E(X^2) - E^2(X)} \sqrt{E(Y^2) - E^2(Y)}} \quad , (31)$$

kde  $X, Y$  jsou zkoumané veličiny

$cov(X, Y)$  jejich kovariance

$E(X)$  a  $E(Y)$  jejich průměry

$\mu_X$  a  $\mu_Y$  jejich střední hodnoty

$\sigma_X$  a  $\sigma_Y$  jejich odmocniny rozptylů

$E X^2 - E^2(X)$  a  $E Y^2 - E^2(Y)$  jejich rozptyly

Hodnocení výsledku výpočtu Pearsonova korelačního koeficientu je relativní, obecně je však uznávaná stupnice: 0 – 0,20 zanedbatelný; 0,20 – 0,40 nepříliš těsný; 0,40 – 0,70 středně těsný; 0,70 – 0,90 velmi těsný; >0,90 extrémně těsný vztah. Hodnocení Pearsonova korelačního koeficientu je však také závislé na počtu vstupních hodnot. Z následných korelačních analýz bylo zjištěno, že např. v souboru 100 hodnot závislé proměnné je koeficient 0,3 shledán významným a je možné pro veličinu vymodelovat lineární vztah. Naopak v souboru 10 hodnot není ani korelace dosahující hodnoty 0,6 považována za významnou a model není možné vytvořit.

V SPSS byly korelace počítány pomocí funkce *Correlate Bivariate*. Do závislé proměnné (*Dependent Variable*) byly vždy zadány pozemní hodnoty konkrétního naměřeného polutantu či API indexu, do nezávislých proměnných (*Independent Variables*) pak všechny volené veličiny zjištěné z družicových dat. Do korelací vstupovaly naměřené hodnoty v bodech měření a sousedních bodech s hodnotami polohově odpovídajícím pixelům v bodech měření a sousedních. Korelace byly počítány se třemi přístupy.

#### 4.5.1.1 Korelace s původními veličinami a veličinami z nich odvozených

V prvním kroku byly korelovány původní absolutní hodnoty. Hypotézou pro tuto korelaci bylo, že míra znečištění vzduchu je závislá na charakteru zemského povrchu či teplotě (dle Mozumder et al., 2012). Zde je však velice komplikované určit, zda případné významné korelace jsou dány vlivem příčina-následek, nebo vlivem nějaké třetí závislé veličiny. Postupně byly hledány míry závislosti mezi naměřenými koncentracemi polutantů (a API) a následujícími veličinami každého snímku (PV1, PV2, PZ1 a PZ2) s indexy pásem 1-7:

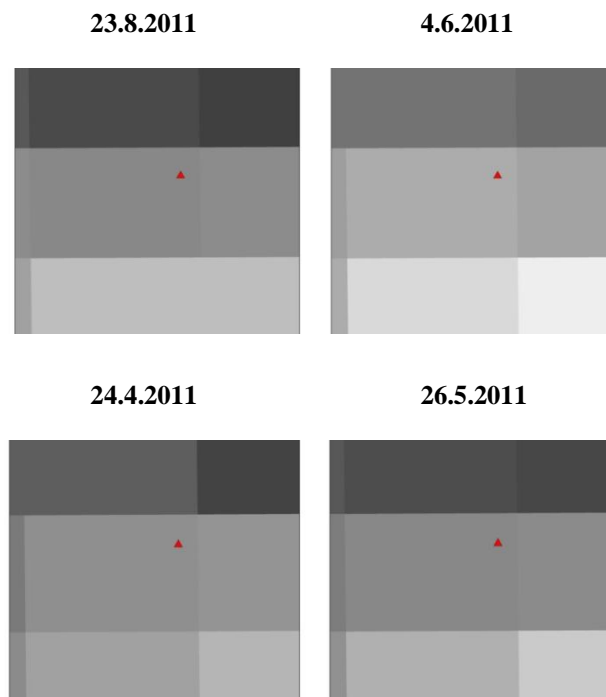
- 1) Původní DN hodnoty ( $DN_{1-7}$ )
- 2) TOA zář ( $TRAD_{1-7}$ )
- 3) TOA odrazivost ( $TREF_{1-5 \text{ a } 7}$ )
- 4) Indexy NDVI, TVI, VI, UI vypočtené z TOA odrazivosti ( $TNDVI, TTVI, TVI, TUI$ )
- 5) S odrazivost ( $SREF_{1-5 \text{ a } 7}$ )

- 6) Indexy NDVI, TVI, VI, UI vypočtené z S odrazivosti (SNDVI, STVI, SVI, SUI)
- 7) TOA teplota (TTEMP) pro TIR
- 8) S teplota (STEMP) pro TIR
- 9) naměřená teplota (MTEMP) zjištěná interpolací pozemních měření

Výsledky korelací jsou uvedeny v přílohách č. 1 – 4. V posledním řádku  $n$  značí počet hodnot vstupujících do korelace a *Model* (ano/ne) znamená, zda je pro daný polutant či API možné ze vstupních nezávislých veličin vyjádřit model pro predikci hodnot v celém snímku (viz 4.5.2). Políčka korelační tabulky byla barevně odlišena na základě stupnice hodnocení Pearsonova korelačního koeficientu (viz 4.5.1) a negativity či pozitivivity korelace (v příloze 5).

#### 4.5.1.2 Korelace s rozdíly veličin u dvojice snímků

V druhé fázi byly korelovány rozdíly v absolutních hodnotách u srovnatelných dvojic snímků. Hypotézou této korelace bylo, že rozdíl v dané veličině v odpovídajících pixelech je dán rozdílnou koncentrací atmosférického polutantu/ů (dle Wijeratne, 2003). Předpoklady pro tuto hypotézu jsou dva. Prvním je, aby pixely obou snímků zabíraly stejné území, tj. poloha stanice v rámci pixelu byla stejná (tento předpoklad byl splněn – viz obr. 17).



**Obr. 17** Poloha bodu v rámci pixelu u vybraných snímků – PV nahoře, PZ dole (prostředí ArcGIS 10.1)

Druhým předpokladem je, že odrazivost povrchu v rámci onoho pixelu je v obou dnech a časech stejná a rozdíl je tedy způsoben různou koncentrací polutantů. Platnost druhého předpokladu je však těžké stanovit, jelikož není možné zpětně určit charakter krajinných prvků v daný čas v daném pixelu. Předpoklad byl podpořen výběrem dvojic snímků pořízených ve srovnatelné vegetační fázi porostu. U stanic ležících na zastavěné ploše je však platnost diskutabilní, jelikož malé změny na povrchu (např. střechy zaparkovaných aut) by mohly mít větší vliv na rozdíl veličin než změny ve znečištění vzduchu.

Do korelací postupně vstupovaly pozemně naměřené hodnoty koncentrací atmosférických polutantů (a API) s rozdíly ve stejných veličinách jako v 4.5.1.1 (označených  $X_{PV1-2}$ , resp.  $X_{PZ1-2}$ ) mezi dvěma dvojicemi snímků (PV1 – PV2 a PZ1 – PZ2). Výsledky korelací jsou uvedeny v přílohách 6 a 7 (vysvětlivky viz 4.5.1.1).

#### *4.5.1.3 Korelace s rozdíly veličin v rámci jednoho snímku před a po korekci*

Jako třetí byly provedeny korelace rozdílů hodnot před a po atmosférické korekci a pozemně naměřených koncentrací atmosférických polutantů (a API) u všech snímků. Hypotézou pro tuto korelaci u VIS, NIR, SWIR a MIR bylo, že atmosférická korekce FLAASH opravuje vliv vzdušných částic i molekul na výslednou odrazivost snímku, a proto existuje vztah mezi jejich koncentracemi a rozdíly hodnot před a po korekci (dle Saleh et al., 2007, kteří však použili korekci ATCOR2). V případě termálních pásem byl tento předpoklad stanoven pro korekci uvedenou v 4.4.2 a zároveň pro rozdíl TOA teploty a teploty vzduchu měřené stanicemi. Do korelací s hodnotami z pozemních měření vstupovaly následující veličiny:

- 1) TOA odrazivost – S odrazivost ( $T-SREF_{1-7}$ ) pro VIS, NIR, SWIR a MIR pásma
- 2) TOA teplota – S teplota ( $T-STEMP$ ) pro TIR pásma
- 3) TOA teplota – M teplota ( $T-MTEMP$ ) pro TIR pásma

Výsledky korelací jsou uvedeny v příloze 9 a 10 (vysvětlivky viz 4.5.1.1).

#### **4.5.2 Regresní analýza**

Při nalezení významných korelací je možné regresní analýzou stanovit matematické vyjádření vztahů mezi snímkovými veličinami a hodnotami polutantů (resp. API). Význam korelací je



stanoven již při jejich zpracování v SPSS v závislosti na Pearsonově korelačním koeficientu a počtu bodů vstupujících do korelace. Významnost tedy nemůže být definovatelná obecně, protože u každého souboru dat je za významnou považována jiná míra korelace.

Regresní analýza je hromadné označení pro statistické metody, pomocí nichž se odhaduje hodnota jedné závislé veličiny na základě známých hodnot veličin nezávislých. Ačkoliv existuje několik druhů regresních analýz, dle literární rešerše je očekáván lineární vliv polutantů na snímkové veličiny (např. Lim et al., 2000), proto byla aplikována lineární regrese.

Lineární regrese představuje aproximaci daných hodnot takovou funkcí, kterou lze vyjádřit jako lineární kombinaci  $y = a + a_1x_1 + \dots + a_nx_n$ . Koeficienty  $a - a_n$  jsou počítány metodou nejmenších čtverců, tedy tak, aby součet druhých mocnin vzdáleností jednotlivých bodů od přímky byl co nejmenší.

Protože cílem práce bylo najít tyto vztahy univerzální, použitelné pro jakýkoliv snímek nebo dvojici snímků skeneru TM, nebyly pro regresní analýzu brány v potaz korelace, ačkoliv vysoké, které byly nalezeny pouze u jednoho snímku nebo jedné dvojice. Minimálním požadavkem pro regresi u 1. korelací (kap. 4.5.1.1) bylo nalezení významných korelací pro daný polutant alespoň u 2 ze 4 snímků. U 2. korelací (kap. 4.5.1.2) byly pouze 2 dvojice snímků, ale bylo požadováno, aby vztah pro daný polutant bylo možné nalézt u obou z nich. U 3. korelací (kap. 4.5.1.3) platil stejný požadavek jako u 1., tedy významné korelace pro daný polutant alespoň u 2 ze 4 snímků.

Dalším požadavkem bylo, aby do výsledného modelu pokud možno nevstupovala jako veličina teplota měřená na povrchu. Ačkoliv byla v mnoha případech, zvláště pak u molekul, shledána veličinou silně korelující s koncentrací polutantů, zde bylo cílem stanovit jejich koncentrace z družicových dat.

Na základě těchto požadavků byly vybrány polutanty, které na daných úrovních korelací splňovaly podmínky pro následnou regresní analýzu. Na 1. úrovni se jednalo o polutanty (resp. API):  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{O}_3$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{API}_{\text{mol}}$  a  $\text{API}_{\text{abs}}$ . Pro ně byla spuštěna regresní analýza s IBM SPSS Statistics pomocí funkce *Linear Regression*. V tomto kroku již vstupními hodnotami byly všechny veličiny se všemi hodnotami ze všech 4 snímků (korelace viz příloha 5). Po sloučení hodnot všech snímků nebyl model nadále nalezen pro  $\text{SO}_2$ . Ostatní polutanty byly lineární regresí vymodelovány následovně:

$$\text{NOX} = -37,458 + 2,059 * \text{TTEMP} \quad (32)$$

$$NO_2 = -17,767 + 1,117 * TTEMP \quad (33)$$

$$O_3 = 352,093 - 2609,322 * SREF7 \quad (34)$$

$$H_2O = 452,165 + 676,98 * SREF7 + 7,159 * STEMP - 78,149 * TRAD6 \quad (35)$$

$$API_{mol} = 6,187 - 12,522 * SREF7 - 38,838 * SREF5 + 12,692 * TREF5 \quad (36)$$

$$API_{abs} = 3,597 - 26,229 * SREF7 + 0,024 * DN1 - 6,294 * SREF3 \quad (37)$$

Tyto modely však nebyly všechny dále použitelné. Modely pro oxidy dusíku a  $API_{mol}$  vykazovaly velice nízký koeficient determinace variability závislé proměnné od 10 do 40 %. Vlhkost vzduchu nebylo primárním cílem modelovat, ačkoliv koeficient determinace variability závislé proměnné vyšel podstatně lepší, proto její model byl z dalších analýz rovněž vyloučen. Zbývající modely pro  $O_3$  a  $API_{abs}$  byly aplikovány na všechny snímky v SW ArcGIS pomocí *Raster Calculatoru*. Model  $API_{abs}$  již na první pohled vykazoval velké odchylky a nejevil se dále použitelným. Jediným modelem, který byl dále použit, a jeho výsledky byly přesně ověřovány, byl model pro  $O_3$ .

Na druhé úrovni korelace, tedy rozdílů hodnot pixelů srovnatelných snímků a naměřených koncentrací (viz 4.5.1.2), splňovaly požadavky pro regresní analýzu polutanty resp.  $API$ :  $PM_{2.5}$ ,  $H_2O$ ,  $API_{mol}$  (korelace viz příloha 8). V tomto případě se však nejedná o jejich skutečné množství v ovzduší, ale o vyjádření rozdílu jejich množství na dvou snímcích. Takový výsledek není primárně vhodný k mapování, nicméně lépe než první poukazuje na vlivy polutantů na snímkové veličiny jednotlivých pásem, popř. indexů. Rozdíly byly lineární regresí vymodelovány následovně:

$$\Delta PM_{2.5} = 8,477 + 67,071 * \Delta SVI \quad (38)$$

$$\Delta H_2O = -5,235 - 10,087 * \Delta TTEMP + 6,517 * \Delta STEMP - 0,142 \Delta DN5 \quad (39)$$

$$\Delta API_{mol} = 0,176 - 22,229 * \Delta SREF7 - 1,225 * \Delta TREF5 \quad (40)$$

Ze stejných důvodů jako u předchozích modelů (tedy hodnota koeficientu determinace variability závislé proměnné menší než 40 % a neuspokojivá vizuální kontrola modelu po aplikaci) byly z dalšího zpracování vyloučeny modely pro  $H_2O$  a  $PM_{2.5}$ , tudíž jediným zbylým z druhé korelace byl model pro rozdíl  $API_{mol}$ .

Ze třetích korelací, tedy korelací rozdílů veličin před a po korekci v rámci jednoho snímku (viz 4.5.1.3), splňovaly požadavky pro regresi následující polutanty (resp. API): NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O a API<sub>abs</sub> (korelace viz příloha 10). Regresní analýzou byly modely pro všechny snímky stanoveny následovně:

$$NO_2 = 14,511 + 268,848 * T - SREF7 - 287,845 * T - SREF5 + 240,294 * T - SREF1 \quad (41)$$

$$SO_2 = 5,394 - 116,846 * T - SREF1 - 30,522 * T - SREF7 \quad (42)$$

$$H_2O = 24,478 - 2,232 * T - STEMP - 240,482 * T - SREF7 - 219,401 * T - SREF3 \quad (43)$$

$$API_{abs} = 2,47 + 5,485 * T - SREF5 + 33,085 * T - SREF2 - 11,433 * T - SREF1 + 5,225 * T - SREF7 \quad (44)$$

Ze stejných důvodů, které byly uvedeny pro regresní analýzy výše, byl pro následné zpracování vybrán pouze jeden model, a to API<sub>abs</sub>, který vykazoval nejvyšší procento determinace variability proměnné a po aplikacích na snímek nejmenší odchylky.

## 4.6 OVĚŘENÍ A VIZUALIZACE MODELŮ

Po stanovení modelů korelacemi a regresními analýzami bylo již možné přistoupit k samotnému ověření a vizualizaci výsledků. Výsledné tři modely (34, 40, 44) byly nejprve aplikovány na všechny 4 snímky, resp. dvojici snímků pro druhý model, v SW ArcGIS pomocí *Raster Calculatoru*.

### 4.6.1 Ověření výsledků

K ověření přesnosti výsledků byl zvolen výpočet střední kvadratické chyby (RMSE – *Root Mean Square Error*) v bodech ponechaných pro ověření výsledků (viz 4.5). RMSE je často používaným ukazatelem kvality předpovídajících modelů. Je vyjádřena pomocí residuí, tedy rozdílů předpovězených a naměřených hodnot, následovně (Armstrong et al, 1992):

$$RMSE = \frac{\sqrt{\sum_{t=1}^n y_t - y'_t{}^2}}{n} \quad (45)$$

kde  $y_t$  jsou hodnoty naměřené

$y'_t$  jsou k nim hodnoty předpovězené

$n$  je počet měření

Pomocí funkce *Extract Multi Values to Points* byly extrahovány modelované hodnoty znečištění v kontrolních bodech u každého snímku, resp. dvojice. U modelu 2, kde ke kontrole zbývaly pouze 3 resp. 4 body, bylo přistoupeno k doplnění o několik bodů dříve využitých ke korelaci. Zjištěné hodnoty byly aplikovány do vzorce 45. Hodnoty přesnosti včetně počtů kontrolních bodů jsou uvedeny v následující tabulce č. 11.

**Tab. 11 Hodnocení přesnosti modelů**

Model	Snímek	PV1 (n)	PV2 (n)	PZ1 (n)	PZ2 (n)
1. O3 (34)		9,16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (9)	7,24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (9)	10,78 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (11)	11,44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (11)
3. API <sub>abs</sub> (44)		0,37 (9)	0,13 (9)	0,39 (11)	0,27 (11)

Model	Snímek	PV1-PV2 (n)	PZ1-PZ2 (n)
2. API <sub>mol</sub> (40)		0,035 (8)	0,042 (8)

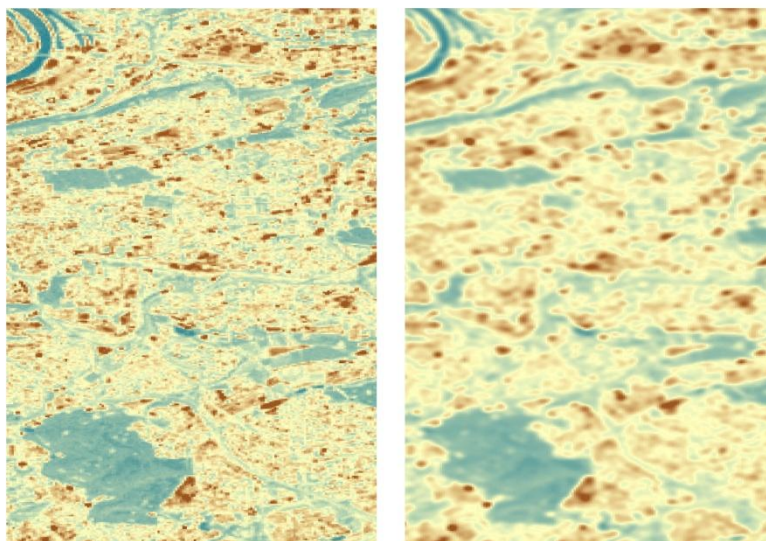
#### 4.6.2 Vizualizace modelů

Vizualizace modelů a tvorba mapových výstupů proběhla rovněž v SW ArcGIS. Pro ukázkou vizualizace byl použit pouze snímek z 26.5.2011 z důvodu nejmenšího pokryvu oblačností. V první řadě byl výsledný velký snímek oříznut pomocí fce *Clip* pouze na zájmové území, tedy Prahu a okolí.

Nevýhodou modelů vzniklých lineární regresí je, že po vizualizaci vždy určitým způsobem kopírují charakter krajiny, tzn., je možné rozpoznat řeku, hranice polí apod. Taková vizualizace je ale pro atmosférické jevy nepřirozená. Z tohoto důvodu byl na výsledné snímky aplikován nízkofrekvenční filtr, který vyhlazuje hrany, a přechody jsou tak plynulejší. Filtr byl použit až po ověření výsledků, protože do jisté míry hodnoty upravuje. Pro vizuální

interpretaci tato úprava není zásadní, vizuální dojem se nijak nemění, nicméně při číselném hodnocení by extrakce hodnot až po aplikaci filtru vedla k matoucími výsledkům.

Nízkofrekvenční filtr (v ARcGIS fce *Filter – Low*) pracuje na principu úpravy hodnoty středního pixelu průměrem hodnoty jeho a hodnot pixelů jemu okolních. Filtrační matice velikosti 3x3 postupně přejíždí pixel po pixelu po řádcích a hodnotu prostředního pixelu nahrazuje průměrem všech 9 hodnot v matici. Krajiní pixely snímku tedy zůstávají nefiltrovány. Filtr tak odstraňuje ostré přechody hodnot, které jsou pro atmosférické jevy nepřírozené (viz obr. 18).

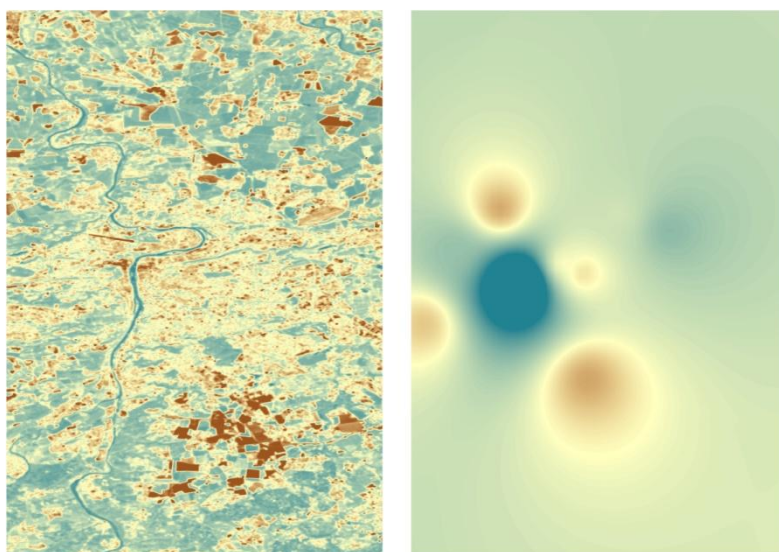


**Obr. 18** Porovnání obrazu před (vlevo) a po (vpravo) použití nízkofrekvenčního filtru (prostředí ArcGIS 10.1)

Nakonec byla obrazovým výstupům přiřazena vhodná barevná stupnice a základní mapové prvky. Ačkoliv se doporučuje pro spojité veličiny zasahující pouze do jednoho, kladného nebo záporného, oboru hodnot použít barevnou stupnici tvořenou pouze jedním tónem, pro přehlednější výsledky – relativně čisté vs. relativně znečištěné ovzduší – byla zvolena stupnice tvořená dvěma tóny. Výsledky byly zobrazeny v souřadnicovém systému WGS-84. Mapám byl přiřazen název, popis modelu, legenda, tiráž, číselné měřítko a souřadnicová síť. Výsledné mapy jsou přiloženy v přílohách 11 – 13.

#### 4.6.2.1 Interpolace hodnot metodou IDW

Jak bylo předznamenáno již v úvodu, tradiční metodou mapování kvality ovzduší je interpolace, tedy zjištění mezilehlých hodnot ze známých hodnot okolních. Interpolačních algoritmů existuje několik, ale pro interpolaci atmosférických jevů bývá nejčastěji využíváno interpolace IDW – *Inverse Distance Weighted* (Mozumder et al., 2012), která počítá mezilehlé hodnoty na základě vážených průměrů, kde vahou jsou vzdálenosti k okolním bodům se známou hodnotou.



**Obr. 19** Porovnání obrazu aplikací modelu (vlevo) a aplikací IDW (vpravo) (prostředí ArcGIS 10.1)

Pro vizuální porovnání výsledků aplikací modelu a aplikací IDW interpolace byl použit výřez snímku z 26.5.2011 pro model č. 1 – množství ozonu v atmosféře (obr. 19). Rozdíly jsou patrné na první pohled a budou blíže popsány v následující kapitole.

## 5 VÝSLEDKY

Regresní analýzou na datech pozemního měření a veličinách odvozených z družicových snímků skeneru TM bylo dosaženo odvození 3 modelů pro stanovení množství znečišťujících látek v atmosféře.

Při interpretaci mapových výstupů je třeba brát v potaz, že relevantní výsledky je možné očekávat pouze nad pevninou. Nad vodními plochami a při výskytu oblačnosti jsou výsledky neodpovídající (dle Wijeratne et al., 2003 i dle vlastních zjištění). Z mapových výstupů bylo zjištěno, že i orná půda je velice problematickým typem Land Use. Vzhledem k tomu, že vztahy jsou absolutně vázány na odrazivost v jednotlivých pásmech a většina stanic se nachází na území měst, sedí modely lépe na města. V regionech, kde je velké množství polí, dochází k mystifikujícím výsledkům, protože holá půda (neobrostlé pole) svými vlastnostmi připomíná zástavbu a bývá klasifikována jako více znečištěná, oproti tomu sousední pole, která jsou obrostlá, jsou klasifikována jako málo znečištěná. Logicky je velice nepravděpodobné, aby na ploše několika metrů čtverečných bez zjevných rozdílů ve zdroji znečištění či výškové bariery, byly takto propastné rozdíly ve znečištění vzduchu.

První model (mapa viz příloha 11) byl odvozen na základě předpokladu, že množství znečišťujících látek v ovzduší je lineárně úměrné charakteru samotného povrchu. Pro danou hypotézu bylo na jednotlivých snímcích nalezeno několik významných korelací. Například pro prachové částice PM<sub>2.5</sub> byly na snímku PV1 nalezeny vysoké negativní korelace na všech pásmech kromě pásma NIR, které se s vlnovou délkou snižovaly (od -0,607 pro VISB až po -0,453 pro TIR). Tento výsledek lze interpretovat tak, že čím vyšší je DN hodnota i odrazivost na snímku, tím nižší je koncentrace PM<sub>2.5</sub> v ovzduší. Méně významné, avšak také negativní korelace byly u PM<sub>2.5</sub> nalezeny i u snímku PZ2. Na ostatních snímcích taková korelace nalezena nebyla, proto pro ni nebyl dále tvořen model. Další skupinou významných korelací byly rovněž negativní korelace pro celkový index API<sub>celk</sub> na všech pásmech kromě 4. a 7. a zároveň slabé pozitivní korelace s vegetačními indexy. Paradoxně právě tyto negativní korelace nalezené na snímku PV2 byly nalezeny jen o málo méně významné avšak pozitivní u snímku PV1. Vůbec nejsilnějšími korelacemi z celé skupiny však byly korelace s interpolovanou teplotou vzduchu z pozemních měřicích stanic, a to -0,733 s H<sub>2</sub>O na PZ2 a -0,723 s API<sub>mol</sub> na PV2. Po korelování hodnot ze všech snímků dohromady vyšly nejlepší hodnoty korelace u modelu pro množství ozonu v atmosféře (34).

Model je založen na významné negativní korelaci se 7. pásmem – MIR po projití atmosférickou korekcí FLAASH, což odpovídá i výsledkům při ověření přesnosti. U snímků, u nichž byla tato negativní korelace nalezena původně, vychází přesnost vyšší než u snímků, u kterých tato korelace původně nalezena nebyla. Z pohledu vizuální interpretace snímku PZ2 lze stanovit, že nejvyšší koncentrace ozonu v rámci Prahy byla nalezena v jejím centru, v okolí Mostu Legií, Janáčkova a Masarykova nábřeží, kolem 130 – 135  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vysoká koncentrace je dána pravděpodobně silným dopravním zdrojem emisních látek, které vznik ozonu zapříčiňují. Naopak nejnižší koncentrace v rámci Prahy byly nalezeny v zalesněných oblastech Šáreckého údolí, Křeslic a Zbraslavi, kde dosahují maxim kolem 90  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Jak bylo uvedeno, vysoké hodnoty v okolí Jesenice, což jsou převážně pole, a naopak nízké nad Vltavou, jsou dány nevhodným povrchem pro modelování. Přesnost modelu od 7,24 do 11,44  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  je v rozsahu hodnot cca 60 – 135  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  považována za uspokojující.

Druhý výsledný model vycházel z předpokladu, že rozdíl hodnot odvozených ze dvou srovnatelných snímků, je dán různou koncentrací znečišťujících látek v ovzduší. Tato hypotéza byla potvrzena u několika polutantů, kdy korelace rozdílů veličin ve dvou dvojicích snímků vycházely podobně. Jednalo se o PM<sub>2.5</sub>, CO, H<sub>2</sub>O a API<sub>mol</sub>. V případě PM<sub>2.5</sub> se jednalo opět jako u prvních korelací o významnější negativní korelaci na všech pásmech kromě NIR a následně pozitivní korelaci s vegetačními indexy. V případě vlhkosti vzduchu byly v obou případech nalezeny rovněž negativní korelace na všech pásmech kromě NIR. Nejsilnější negativní korelace však byla nalezena opět s pozemně měřenou teplotou vzduchu, -0,904 u PZ1-PZ2 a -0,811 u PV1-PV2. Z tohoto vztahu by se dalo usoudit, že čím větší je rozdíl v teplotě vzduchu, tím menší je rozdíl ve vlhkosti.

Vlhkost vzduchu však nebylo cílem modelovat, proto byl pro modelování vybrán vztah pro API<sub>mol</sub> založený na negativní korelaci se 7. MIR pásmem po projití atmosférickou korekcí a pozitivní korelaci s 5. SWIR pásmem před korekcí (40). Původní vztahy obou dvojic snímků s SREF7 a TREF5 byly velice podobné, proto i výsledné hodnocení přesnosti je u obou podobné. Přesnost 0,035 – 0,042 v rozsahu hodnot přibližně -0,06 – 0,2 je již však méně uspokojující než u předchozího modelu. Problémem zde mimo jiné byl i malý počet kontrolních bodů pro ověření přesnosti. Na druhou stranu i přes nezanedbatelnou RMSE byla u 6 z 8 (PZ) resp. u 7 z 8 (PV) kontrolních bodů zachována kladná či záporná tendence. Jinými slovy, ve většině bodů, kde bylo pozemními měřeními zjištěno vyšší znečištění ve dni X než ve dni Y nebylo aplikací modelu zjištěno vyšší znečištění ve dni Y. Na základě vizuální interpretace (viz mapa příloha č. 12) lze z mapy usoudit, že na většině území Prahy došlo



k lehkému poklesu  $API_{mol}$  mezi 24.4. a 26.5.2011. Rozdíl byl formulován jako: (data z 24.4.) – (data z 26.5.), to znamená, že kladné hodnoty znamenají silnější znečištění v dubnu. Výrazné změny na území polí jsou opět dány nevhodností povrchu.

Třetí model (44) vycházel z předpokladu, že rozdíly radiometrických veličin před a po atmosférické korekci jsou dány koncentrací atmosférických polutantů. Při korelacích jednotlivých snímků nebylo nalezeno příliš společných vztahů. U dvou ze čtyř snímků byly nalezeny negativní korelace ve viditelném spektru před a po korekci s množstvím  $SO_2$ . Ve viditelném a NIR spektru byla naopak nalezena pozitivní korelace s vlhkostí vzduchu rovněž u dvou snímků. Při sloučení hodnot ze všech snímků vyšel nejlépe model pro stanovení  $API_{abs}$  vycházející z rozdílů v odrazivosti na 1., 2., 5. a 7. pásmu před a po korekci FLAASH. U hodnocení přesnosti se opět potvrdil vliv korelací v prvním kroku. U snímků, které vykazovaly samostatně korelace podobné těm, které byly stanoveny pro všechny snímky dohromady, byla zjištěna nejvyšší míra přesnosti. V přibližném rozsahu hodnot  $API_{abs}$  indexu od 0,2 do 2,5 byly výsledné přesnosti v rozmezí 0,13 – 0,39 shledány částečně uspokojivé.

Z vizuální interpretace (mapa viz příloha 13) lze vyvodit několik závěrů. Vzhledem k tomu, že jednou ze dvou dílčích součástí  $API_{abs}$  indexu je ozon, který byl mapován i prvním modelem, měl by se výsledný obraz alespoň částečně prvnímu podobat. Částečná podoba byla určitě splněna, opět byl nalezen vyšší  $API_{abs}$  v centru Prahy a nižší v přilehlých zalesněných oblastech. Rozdíly však byly znatelné například v jiných částech Prahy, kde vychází  $API_{abs}$  relativně nižší. Tento rozdíl může být přičítán vlivu vlhkosti vzduchu, která je druhou dílčí součástí indexu. Takže při stejné vysoké koncentraci ozonu ale nižší vlhkosti vychází  $API_{abs}$  index v poměru hodnot relativně nižší než v absolutních hodnotách zjištěných u prvního modelu.

Z výsledků bylo rovněž zjištěno, že pro stanovení koncentrace atmosférických polutantů je překvapivě přínosné 7. pásmo MIR po atmosférické korekci FLAASH a také 5. pásmo SWIR. Často nejvyšší korelace vykazovaly polutanty s interpolovanou teplotou vzduchu z dat pozemního měření meteorologickými stanicemi, ale cílem práce bylo stanovit modely pro družicová data, proto nebyly tyto korelace zahrnuty do výsledných modelů. TOA teplota a korekcí odvozená S teplota se neukázaly jako příliš přínosné pro modelaci polutantů, dokonce ani hlavního absorbentu  $O_3$  (ve spektrálním regionu snímkových pásem) jak se předpokládalo. Několikrát byla u teploty nalezena korelace s celkovou vlhkostí vzduchu. V případě snahy o modelaci relativní vlhkosti ovzduší by tedy termální pásmo před i po opravě bylo užitečné.

## 6 DISKUZE

V první části zde budou diskutovány okolnosti pro dosažení výsledků. Dále pak samotné výsledky a přínosy práce.

Prvním diskutabilním faktorem jsou meteorologické podmínky v čase pořízení snímku. Nejdůležitější podmínkou se zde jeví vertikální sloupec rozvrstvení atmosféry, a to z důvodu korelací. Pozemní stanice měří znečištění v několika metrech nad zemským povrchem, ale daný polutant ovlivňuje snímek v celém vertikálním sloupci nad snímkovým pixelem. Pokud jsou tedy atmosférické podmínky takové, že většina množství polutantu se drží těsně nad zemským povrchem, může hodnota naměřená stanicí reprezentovat většinu vertikálního sloupce a zjištěné korelace jsou velice vypovídající. Oproti tomu při opačném rozvrstvení atmosféry, kdy se polutanty drží ve vyšších nadmořských výškách, charakterizuje hodnota naměřená stanicí pouze zlomek celkového množství polutantu ve vertikálním sloupci, a následná korelace je pak velice problematická. Tento problém je nejmarkantnější u ozonu, který je přítomen vždy i ve stratosféře, ale měřen je pouze pozemními stanicemi.

Pokud je tedy žádoucí sestavit univerzální model pro všechny snímky z daného skeneru, je třeba předpokládat stejné meteorologické podmínky, což ovšem není snadné potvrdit, nebo je nutné do modelu zahrnout i nějaký atmosférický model, který bude počítat s momentálním rozvrstvením atmosféry. Takové modely jsou však velice náročné na sestavení a i ty, které byly již sestavené, připouštějí určité odchylky, které by se mohly při korelacích dat projevit.

Dalším diskutabilním faktorem jsou data samotná. Co se týče stanic pozemního měření, existuje několik faktorů, které komplikují zpracování jejich dat pro daný účel. Prvním je jejich rozmístění. Zatímco ve velkých městech, např. v Praze nebo Brně je jich až deset či více, v některých krajích, např. Jihočeském jsou aktivní pouze 2, což je pro vystižení regionálních rozdílů velice málo. Dalším problémem souvisejícím s rozmístěním je nedostatek stanic v přírodních a agrárních oblastech. Při nedostatku dat z takových oblastí bývají výsledné modely spolehlivě aplikovatelné pouze na urbánní regiony, kde je stanic dostatek. Také možnosti nalézt korelace s vegetačními indexy jsou z tohoto důvodu dosti omezené.

Samotná měření stanicemi přináší dva hlavní problémy. Prvním je nedostatek měření některých z polutantů. Například v případě PM<sub>2.5</sub> byly s některými radiometrickými veličinami a indexy nalezeny poměrně vysoké korelace, ale pro nedostatek hodnot nebylo

možné pro něj vytvořit spolehlivý model. Stejný problém pak vyvstal u CO a O<sub>3</sub>. Ačkoliv to není běžnou praxí, bylo by vhodné mít dostupná i data měření CO<sub>2</sub> a zařadit ho do indexu absorbentů API<sub>abs</sub>, výsledky by pak pravděpodobně mohly být přesnější a komplexnější.

Druhým problémem je minimální měřitelná hodnota u SO<sub>2</sub> 1,332 µg/m<sup>3</sup>. Jak bylo zjištěno v průběhu zpracování dat, v relativně neznečištěných dnech vykazuje většina stanic hodnotu 1,332 a je pak téměř nemožné nějaký model sestavit, protože se změnou hodnot radiometrických veličin se hodnota polutantu nemění. V práci byl tento problém vyřešen tak, že byly stanice s minimálními hodnotami vyloučeny, ovšem pak zase nastal problém s nedostatkem hodnot vstupujících do korelace. V případě tohoto konkrétního polutantu je to velice nepříznivé, jelikož pro něj bylo nalezeno několik vysokých korelací v relativně znečištěných dnech, zvláště pak na viditelném modrém a termálním pásmu.

Samotnou kapitolou by mohlo být měření pozemní teploty. Teplota vzduchu zjištěná interpolací pozemních dat se projevila jako velice vypovídající pro stanovení koncentrací některých polutantů, zvláště pak PM<sub>2.5</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> a také vlhkosti vzduchu. V této práci však bylo cílem stanovit koncentrace polutantů z družicových dat, nikoliv z doprovodných dat meteorologických, proto nebyla pozemní teplota do modelů zahrnuta. V případě opačného přístupu by však bylo možné v některých případech dosáhnout přesnějších výsledků. Při zahrnutí teploty vzduchu by také bylo užitečné, kdyby byla teplota (a potažmo vlhkost) měřena i na stanicích, kde se měří polutanty, což většinou bohužel neplatí, proto je třeba přistupovat k interpolaci.

Problémů s družicovými daty je několik. Hlavním problémem pro tento účel je absence snímání na vlnových délkách absorpce atmosférickými plyny. Skrze absorpci by pravděpodobně bylo možné najít více korelací, ovšem skenery jsou primárně projektované na průzkum zemského povrchu a těmito částem spektra se cíleně vyhýbají. Stejně tak měření na kratších vlnových délkách než má viditelné modré pásmo, např. v UV spektru, by mohlo být užitečné pro lepší detekci rozptylu EM záření na atmosférických částicích a molekulách. Dalším významným problémem je pak dostupnost družicových dat.

Data Landsatu 5 byla vybrána pro jejich dobrou dostupnost, nicméně přinášejí několik problémů týkajících se hlavně jejich rozlišení, a to jak spektrálního, tak radiometrického. Radiometrickým problémem skeneru je nízká datová hloubka pouze 8 bit, tedy schopnost zaznamenat 256 hodnot, což pro daný účel není mnoho. Některé polutanty se měří s přesností na 3 desetinná místa a jejich hodnoty se pohybují od jednotek až po stovky (např. NO<sub>x</sub> běžně

dosahuje od 3 do 103  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), takže počet měřitelných hodnot se pohybuje kolem 100 000, což vede k problémům při korelacích s daty s kapacitou 256 hodnot. Spektrálním problémem je poměrně malý počet pásem a jejich velká šířka, zvláště pak v IR regionu. Vzhledem k tomu, že spektrální projevy polutantů jsou detekovatelné pouze na velice úzkých regionech EM spektra, v takto širokých pásmech se jejich vliv může ztratit.

Při zpracování úlohy byla pro detekci polutantů zvolena možnost odstranění atmosférických vlivů pomocí korekce FLAASH v SW ENVI. Namísto této metody bývá v jiných studiích často využíváno samotného výpočtu AOT. Zde vyvstává otázka, která z možností je vhodnější. Do rovnic pro výpočet AOT vstupuje velké množství těžko definovatelných proměnných jako např. fázová funkce Rayleighova a aerosolového rozptylu, nebo faktor propustnosti vlivem ozonu a vodních par. Při snaze o stanovení AOT je tedy třeba odhadovat mnoho proměnných a i potom je výpočet dosti komplikovaný. Oproti tomu při použití FLAASH korekce je třeba znát jen několik základních atmosférických charakteristik, které je možné vyhledat na specializovaných webových stránkách (převážně NASA), a na zbytek výpočtů je už nastaven atmosférický model MODTRAN. Nevýhodou zde však je to, že MODTRAN dopočítává 4 parametry vstupující do základního vztahu FLAASH korekce a v žádných zdrojích nebylo nalezeno, jak jsou tyto 4 parametry počítány, tudíž není zcela jasné, co všechno se při korekci děje.

Použitím FLAASH bylo dosaženo několika významných korelací, zvláště pak u molekul a vlhkosti vzduchu, které autoři, kteří počítali s AOT, nenalezli. Oproti tomu po použití FLAASH nebyly nalezeny téměř žádné korelace s koncentrací PM10 a s PM2.5 pouze omezeně. Lze tedy usuzovat, že FLAASH korekce opravuje především vliv molekul a vodních par a je tedy možné je s její pomocí detekovat. Oproti tomu autoři používající výpočet AOT našli významné korelace s koncentracemi prachových částic v ovzduší.

Poslední otázkou týkající se samotného zpracování dat je využití statistických metod. Předpokladem v této práci bylo, že vliv polutantů na družicová data je lineární, který je možné vyjádřit rovnicí přímky. Metoda lineární regrese je nejjednodušeji zpracovatelná. Nicméně lze připustit i možnost, že některé vztahy by nemusely být lineární a proto nebyly nalezeny. Jednou z alternativních, a také podstatně komplikovanějších, regresních metod je například tvorba neuronových sítí. Metoda je založená na principu postupného „učení se“ jednotlivých neuronů simulujících neurony biologické, které si postupně přenášejí informace a tvoří tak co nejpřesnější model pro zpracování nejrůznějších dat.

Co se týče samotných výsledků práce, nalezené 3 modely by měly být aplikovatelné s většími či menšími odchylkami na většinu snímků pořízených TM. Tato teorie byla ověřena na 4 snímcích, resp. 2 dvojicích snímků u 2. modelu. Ani po této kontrole však nelze s určitostí vyloučit, že dané vztahy byly nalezeny částečně i náhodně a u jiných snímků by nalezeny nebyly. Tuto možnost podporuje skutečnost, že žádná z nalezených korelací nebyla stejnou měrou shodná pro všechny snímky. U některých polutantů, ačkoliv v závěru nemodelovaných, docházelo dokonce k diametrálně odlišným korelacím.

Tento jev může být způsoben zaprvé rozdílnými meteorologickými podmínkami v dobách pořízení snímků, jak bylo zmíněno výše, a v takovém případě by možná byly nalezeny přesnější modely pro každý snímek jednotlivě. Tím pádem by však nebylo možné stanovit modely univerzální. Druhou možností, že nalezené korelace byly opravdu do jisté míry náhodné a vytvořené modely jsou použitelné pouze pro tyto 4 snímky, bylo snahou vyvrátit právě sloučením hodnot ze všech snímků, a to i za cenu nižší přesnosti modelů pro každý snímek jednotlivě.

Nejvíce diskutabilní je však první model (pro  $O_3$ ). Celá hypotéza, dle Mozumder et al. (2012), je postavena na předpokladu, že znečištění vzduchu je přímo úměrné charakteru povrchu. Ačkoliv v jejich i v této studii bylo dosaženo uspokojující RMSE, interpretace výsledku je zavádějící. Znamená totiž, že čím větší resp. menší je odrazivost naměřená skenerem, tím větší resp. menší je množství polutantů ve vzduchu. Při běžných podmínkách tomu tak může být, tedy že v urbanizovaných lokalitách je horší kvalita vzduchu než v přírodních regionech. Nicméně nestandardní situaci, kdy by se například nad lesem vyskytovalo silně znečištěné ovzduší a nad městem naopak čisté, by tento model jistě nedetekoval. Proto lze tento výsledek vykládat spíše jako očekávanou koncentraci za standardních podmínek. U tohoto modelu však více než u jiných platí nemožnost modelování nad vodními plochami, protože jejich spektrální vlastnosti vždy způsobují výsledek „čistého ovzduší“, což platí i pro řeky ve velkoměstech. Zvláštní na modelu je také vysoká korelace zrovna s MIR pásmem, ačkoliv byla očekávána korelace s TIR.

Při srovnání výsledků dosažených aplikací modelů a aplikací tradiční interpolační metody IDW vyvstává základní otázka, která z metod je pro daný účel vhodnější. Výhodou vytvořených modelů je vystižení regionálních i lokálních rozdílů, které jistě existují. Na druhou stranu aplikací rovnice přímky dochází k nežádoucímu jevu kopírování charakteru krajiny, což je z matematického hlediska zcela logické. Přičtením koeficientu a násobků

některých pásem sice dostaneme relativně vypovídající hodnoty, ale ve vzájemném poměru budou vždy kopírovat původní ráz krajiny. Takový jev je pro ovzduší samozřejmě velmi nepravděpodobný. Řešení tohoto problému zde bylo v aplikaci nízkofrekvenčního filtru, který alespoň trochu vyhladí přechody mezi jednotlivými krajinnými prvky a lépe aproximuje charakter plynulých přechodů v atmosféře.

Oproti tomu výsledky obdržené interpolací IDW nekopírují ani zdaleka ráz krajiny a přechody hodnot znečištění jsou zde plynulé. Na druhou stranu absolutně nereflektují lokální výkyvy, což je z principu, na kterém metoda funguje, pochopitelné. Naopak se stává, že lokální výkyvy naměřené stanicí mají při nedostatku blízkých okolních bodů přílišný vliv na celkový výsledek. Příkladem může být obrázek č. 19, kde je jasně vidět oblast minima ozonové vrstvy v centru Prahy, která vznikla v důsledku jednoho měření stanicí uprostřed, které bylo v danou dobu lokálním výkyvem – příliš nízkou hodnotou. Jedna nízká hodnota, ačkoliv na všech ostatních pražských stanicích byly naměřeny hodnoty podstatně vyšší, ovlivnila výsledek nad celým pražským centrem. Ve stejných místech byla naopak aplikací modelů s využitím družicových dat zjištěna lokální maxima, a to dokonce dvěma modely.

Na závěr diskuze budou shrnuty přínosy práce. Jednou z inovací bylo vytvoření nových API indexů sumarizujících koncentrace několika skupin polutantů do jedné veličiny. Zvláště pro  $API_{mol}$  a  $API_{abs}$  bylo nalezeno několik vysokých korelací a při použití vhodnějších dat by mohly být nalezeny korelace ještě vyšší. S tím související bylo nové zahrnutí relativní vlhkosti vzduchu do celkového „znečištění“ ovzduší pro její absorpční vlastnosti. Ačkoliv nejsilnější absorpční pásma vody leží mimo pásma, na kterých snímá skener, v regionu mezi 11 a 12,5  $\mu m$  jistý podíl absorpce vodou je (viz obr. 7). I přesto však byly korelace překvapivě nalezeny mimo toto absorpční pásmo. Přínosem bylo porovnání přístupů ke korelacím a regresní analýze, které byly v jiných studiích použity jednotlivě. Nově bylo také pro zjištění vlivu polutantů na snímky použito FLAASH korekce, a to částečně úspěšně. Autoři provádějící atmosférické korekce pro tento účel používali většinou jednoduššího modulu ATCOR. Dalším přínosem bylo zavedení dat z více snímků vstupujících do korelace, což vedlo ke stanovení modelů, které by měly být aplikovatelné univerzálně. V předchozích studiích byly analýzy prováděny vždy pouze na jednom snímku popřípadě jedné dvojici. Posledním vylepšením byla specifická práce s termálním pásmem za použití termální korekce i pozemního měření. Tato metoda vedla ke zjištění, že pozemně měřená teplota vzduchu více souvisí s koncentrací polutantů než teplota měřená skenerem před i po termální korekci.

## 7 ZÁVĚR

Cílem práce bylo proniknout do metod detekce atmosférického znečištění z družicových snímků za podpory dat pozemního měření. Dále pak nalézt vztahy mezi hodnotami naměřenými stanicemi a veličinami odvozenými z družicových dat, matematicky je vyjádřit a pomocí nich zmapovat zájmové území Prahu a okolí.

K řešení úlohy bylo využito čtyř snímků skeneru TM družice Landsat 5 a časově odpovídajících dat ze stanic pozemních měření Českého hydrometeorologického ústavu. Snímky byly zpracovány v SW ENVI a ArcGIS. Nejprve byly ze snímků spočteny radiometrické veličiny – zář a odrazivost. Následně bylo využito modulu FLAASH pro atmosférickou korekci a všechna pásma snímků, kromě termálního, byla vhodným nastavením parametrů korekce zbavena atmosférických vlivů. Termální pásma byla opravena termální korekcí.

Následně byly zjištěny míry korelací mezi radiometrickými veličinami a z nich odvozenými indexy s hodnotami naměřenými pozemními stanicemi v pixelech, kde se stanice nacházejí. K jednotlivým polutantům byly vytvořeny navíc čtyři indexy znečištění vzduchu spojující vždy několik z nich. Pro polutanty, resp. API, u kterých byly nalezeny významné korelace s některými z veličin, a to minimálně u dvou snímků (nebo dvojic snímků), byly regresní analýzou matematicky stanoveny rovnice, jejichž aplikací je možno dopočítat hodnoty polutantů po celém snímku. Následnou kontrolní aplikací těchto vzniklých vztahů byly vybrány tři z nich, které vykazovaly nejvyšší koeficient determinace variability závislé proměnné a nejmenší odchylky od známých hodnot.

Tímto způsobem byly zjištěny vztahy pro výpočet množství  $O_3$  a  $API_{abs}$  v modelovém území a také vztah pro zjištění rozdílu  $API_{mol}$  mezi dvěma snímky. Nejprve byla ověřena jejich přesnost výpočtem RMSE chyby u všech snímků. Následně byly rovnice aplikovány na snímek z 26.5.2011 a vytvořeny pro něj mapové výstupy.

Cíle práce byly tímto splněny a některé z hypotéz potvrzeny. Potvrdil se předpoklad, že několik vztahů mezi veličinami odvozenými ze snímků a množstvím polutantů v ovzduší bude nalezeno. Zároveň bylo v průběhu zpracování potvrzeno, že vliv polutantů na vlnových délkách snímkových pásem je oproti vlivu povrchu minoritní. Naopak hypotéza o rozdílné míře korelací podle průměru částic resp. molekul byla vyvrácena. Vyšší a častější korelace

byly nalezeny pro molekulové polutanty než pro prachové částice. Dále pro menší prachové částice PM<sub>2.5</sub> byly nalezeny vyšší korelace než pro větší PM<sub>10</sub>.

Pro budoucí výzkum řešené problematiky by bylo zapotřebí zdokonalit jak vstupní data, tak metodiku. U družicových dat by bylo vhodné, kdyby skenery snímaly i na vlnových délkách, kde se vliv polutantů projevuje nejlépe, tedy na pásmech absorpce, a v regionech rozptylu, tedy na co nejkratších vlnových délkách. Také spektrální šířka pásem by byla vhodnější užší, aby byl vliv polutantů co nejznatelnější. Data by samozřejmě měla být natolik dostupná, aby bylo možné s nimi pracovat.

Stanice, které měří koncentrace polutantů v ovzduší, by měly být rovnoměrněji rozmístěné a postihnout i přírodní a agrární regiony. Rovněž by bylo vhodné vylepšit měření SO<sub>2</sub>, aby byly detekovatelné hodnoty nižší než 1,332. Spolu s měřením kvality vzduchu by měla ve stejných místech probíhat i doplňková meteorologická měření, zvláště pak teploty, vlhkosti a tlaku vzduchu.

Co se týče metodiky, zdokonalení tkví mimo jiné v implementaci atmosférického modelu, který by determinoval momentální rozvrstvení atmosféry a odhadl tak množství daného polutantu v celém vertikálním sloupci na základě měření pozemní stanice. Dále by bylo vhodné zpřesnit výpočet AOT, aby do něj vstupující proměnné byly jasně stanovitelné a nevycházely jen z přibližných odhadů. Posledním stěžejním krokem v metodice je statistické zpracování dat. Bylo by vhodné ověřit, zda neexistují vztahy, které doposud nebyly nalezeny lineární regresí, založené na složitějších statistických modelech.



## POUŽITÉ ZDROJE INFORMACÍ

ALMQVIST, Ebbe. Remote Sensing of Gaseous Air Pollution. *Ambio* [online]. 1974, roč. 3, č. 5, s. 168-176 [cit. 2013-07-23]. Dostupné z: <http://www.jstor.org/stable/4312075>

ARMSTRONG, J.Scott a Fred COLLOPY. Error measures for generalizing about forecasting methods: Empirical comparisons. *International Journal of Forecasting* [online]. 1992, vol. 8, issue 1, s. 69-80 [cit. 2013-08-25]. DOI: 10.1016/0169-2070(92)90008-W. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/016920709290008W>

CZREGION: *Celostátní informační portál* [online]. 2006-2013 [cit. 2013-08-25]. Dostupné z: <http://www.czregion.cz/vseobecne-info>

ČHMÚ. *Český hydrometeorologický ústav* [online]. 2013 [cit. 2013-07-23]. Dostupné z: <http://www.chmi.cz>

DALY, Aaron a Paul ZANNETTI. An Introduction to Air Pollution - Definitions, Classifications, and History. DALY, Aaron a Paolo ZANNETTI. THE ARAB ACHOOOL FOR SCIENCE AND TECHNOLOGY (ASST) A THE ENVIROCOMP INSTITUTE. *Ambient Air Pollution* [online]. 2007, s. 1-14 [cit. 2013-08-25].

EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY). *Air quality in Europe - 2011 report* [online]. Copenhagen: EEA, 2011 [cit. 2013-02-23]. ISBN 978-92-9213-328-3. Dostupné z: <http://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2012>

ENVI. *Atmospheric Correction Module: QUAC and FLAASH User's Guide* [online]. 2009, [http://www.exelisvis.com/portals/0/pdfs/envi/Flaash\\_Module.pdf](http://www.exelisvis.com/portals/0/pdfs/envi/Flaash_Module.pdf) [cit. 2013-08-25].

EPA: Particulate Matter. *EPA: United States Environmental Protection Agency* [online]. 2010, 2. duben 2013 [cit. 2013-08-25]. Dostupné z: <http://www.epa.gov/airscience/air-particulatematter.htm>

FERRANTE, Margherita, Maria FIORE, Gea OLIVERI, Caterina LEDDA, Roberto FALLICO a Salvatore SCIACC. Old and New Air Pollutants: An Evaluation on Thirty Years Experiences. *Air Pollution - A Comprehensive Perspective* [online]. InTech, 2012-08-22 [cit. 2013-07-23]. DOI: 10.5772/47820. Dostupné z: <http://www.intechopen.com/books/air-pollution-a-comprehensive-perspective/old-and-new-air-pollutants-an-evaluation-on-thirty-years-experiences>

GEORGIA STATE UNIVERSITY. *HyperPhysics* [online]. 2000 [cit. 2013-08-25]. Dostupné z: <http://hyperphysics.phy-astr.gsu.edu/hbase/hframe.html>

Greenhouse Gas. *Wikipedia: The Free Encyclopedia* [online]. 2013 [cit. 2013-08-25]. Dostupné z: [http://en.wikipedia.org/wiki/Greenhouse\\_gas](http://en.wikipedia.org/wiki/Greenhouse_gas)

HAHN, David W. Light Scattering Theory. *EXPHA: development automotives* [online]. 2009, s. 1-13 [cit. 2013-08-25]. Dostupné z:

<http://expha.com/sean/UF/July2010%20Backup/Academic/Loser%20Biased%20Diagnostics/Rayleigh%20and%20Mie%20Light%20Scattering.pdf>

HONSBURG, Christiana a Stuart BOWDEN. Atmospheric effects. *PVEducation* [online]. [cit. 2013-07-21]. Dostupné z: <http://pveducation.org/pvcdrom/properties-of-sunlight/atmospheric-effects>

HYSTAD, Perry, Eleanor SETTON, Alejandro CERVANTES, Karla POPLAWSKI, Steeve DESCHENES, Michael BRAUER, Aaron VAN DONKELAAR, Lok LAMSAL, Randall MARTIN, Michael JERRETT a Paul DEMERS. Creating National Air Pollution Models for Population Exposure Assessment in Canada. *Environmental Health Perspectives* [online]. 2011-03-31, roč. 119, č. 8, s. 1123-1129 [cit. 2012-06-03]. DOI: 10.1289/ehp.1002976. Dostupné z: <http://www.ehponline.org/ambra-doi-resolver/10.1289/ehp.1002976>

KOLÁŘ, Jan, Lenka HALOUNOVÁ a Karel PAVELKA. *Dálkový průzkum Země: Skripta*. 2. vydání. Praha: ČVUT, 2000, 164 s.

LEE, Chulkyu, Randall V. MARTIN, Aaron VAN DONKELAAR, Andreas RICHTER, John P. BURROWS a Young J. KIM. Remote Sensing of Tropospheric Trace Gases (NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub>) from SCIAMACHY. In: KIM, Young J. *Atmospheric and biological environmental monitoring* [online]. New York: Springer, c2009 [cit. 2012-06-14]. ISBN 978-1-4020-9673-0. Dostupné z: [http://www.springer.com/earth+sciences+and+geography/earth+system+sciences/book/978-1-4020-9673-0?cm\\_mmc=Google-\\_-Book%20Search-\\_-Springer-\\_-0](http://www.springer.com/earth+sciences+and+geography/earth+system+sciences/book/978-1-4020-9673-0?cm_mmc=Google-_-Book%20Search-_-Springer-_-0)

LIM, H.S., M.Z. MATJAFRI, K. ABDULLAH a C.J. WONG. Air Pollution Determination Using Remote Sensing Technique. In: JEDLOVEC, Edited by Gary. *Advances in geoscience and remote sensing*. Vukovar, Croatia: In-Teh, 2009, s. 71-92. ISBN 978-953-307-005-6. DOI: 10.5772/8319. Dostupné z: <http://www.intechopen.com/books/advances-in-geoscience-and-remote-sensing/air-pollution-determination-using-remote-sensing-technique>

LIU, Yang, Christopher J. PACIOREK a Petros KOUTRAKIS. Estimating Regional Spatial and Temporal Variability of PM<sub>2.5</sub> Concentrations Using Satellite Data, Meteorology, and Land Use Information. *Environmental Health Perspectives* [online]. 2009, roč. 117, č. 6, s. 886-892 [cit. 2012-06-06]. DOI: 10.1289/ehp.0800123. Dostupné z: <http://ehp.niehs.nih.gov/docs/2009/0800123/abstract.html>

MARTIN, Randall V. Satellite remote sensing of surface air quality. *Atmospheric Environment* [online]. 2008, roč. 42, č. 34, s. 7823-7843 [cit. 2012-06-03]. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.07.018. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231008006328>

MOZUMDER, Chitrini, K. Venkata REDDY a Deva PRATAP. Air Pollution Modeling from Remotely Sensed Data Using Regression Techniques. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing* [online]. 2012 [cit. 2012-11-23]. DOI: 10.1007/s12524-012-0235-2. Dostupné z: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s12524-012-0235-2>

NASA. *National Aeronautics and Space Administration* [online]. 2013 [cit. 2013-07-23]. Dostupné z: <http://www.nasa.gov>

PACIOREK, Christopher J. a Yang LIU. Limitations of Remotely Sensed Aerosol as a Spatial Proxy for Fine Particulate Matter. *Environmental Health Perspectives* [online]. 2009-2-21, roč. 117, č. 6, s. 904-909 [cit. 2012-06-14]. DOI: 10.1289/ehp.0800360. Dostupné z: <http://www.ehponline.org/ambra-doi-resolver/10.1289/ehp.0800360>

Relative Humidity. *Lenntech: Water Treatment Solutions* [online]. © 1998-2012 [cit. 2013-08-25]. Dostupné z: <http://www.lenntech.com/calculators/humidity/relative-humidity.htm>

SALEH, N. Mohd., H. S. LIM, M. Z. MATJAFRI a K. ABDULLAH. Air Quality Derivation utilizing Landsat TM image over Penang, Malaysia. *2007 3rd International Conference on Recent Advances in Space Technologies* [online]. IEEE, 2007, s. 259-263 [cit. 2013-08-25]. DOI: 10.1109/RAST.2007.4283990. Dostupné z: <http://ieeexplore.ieee.org/lpdocs/epic03/wrapper.htm?arnumber=4283990>

SIFAKIS, N.I., N.A. SOULAKELLIS a D.K. PARONIS. Quantitative mapping of air pollution density using Earth observations: a new processing method and application to an urban area. *International Journal of Remote Sensing* [online]. 1998, roč. 19, č. 17, s. 3289-3300 [cit. 2012-11-24]. Dostupné z: [http://www.space.noa.gr/rsensing/documents/quantitative\\_mapping.pdf](http://www.space.noa.gr/rsensing/documents/quantitative_mapping.pdf)

SIFAKIS, Nikolas a Pierre-Yves DESCHAMPS. Mapping of Air Pollution Using SPOT Satellite Data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* [online]. 1992, roč. 58, č. 10, s. 1433-1437 [cit. 2012-11-24]. Dostupné z: [http://www.space.noa.gr/rsensing/documents/PERS\\_1992.pdf](http://www.space.noa.gr/rsensing/documents/PERS_1992.pdf)

SNEDECOR, G. W. EUROMISE. *Měření závislosti* [online]. 2003 [cit. 2013-08-25]. Dostupné z: <http://ucebnice.euromise.cz/index.php?conn=0&section=biostat1&node=13>

TANRE, D., P. Y. DESCHAMPS, C. DEVAUX a M. HERMAN. Estimation of Saharan aerosol optical thickness from blurring effects in thematic mapper data. *Journal of Geophysical Research* [online]. 1988, roč. 93, D12, s. 15955-15964 [cit. 2012-11-24]. DOI: 10.1029/JD093iD12p15955. Dostupné z: <http://www.agu.org/pubs/crossref/1988/JD093iD12p15955.shtml>

VAN DONKELAAR, Aaron, Randall V. MARTIN, Michael BRAUER, Ralph KAHN, Robert LEVY, Carolyn VERDUZCO a Paul J. VILLENEUVE. Global Estimates of Ambient Fine Particulate Matter Concentrations from Satellite-Based Aerosol Optical Depth: Development and Application. *Environmental Health Perspectives* [online]. 2010-03-16, roč. 118, č. 6, s. 847-855 [cit. 2012-06-03]. DOI: 10.1289/ehp.0901623. Dostupné z: <http://www.ehponline.org/ambra-doi-resolver/10.1289/ehp.0901623>

VIXSEBOXSE, E. a F.A.A.M. DE LEEUW. ETC/ACC. *2005 Annual Member States reporting on ambient air quality assessment: The Questionnaire* [online]. The Netherlands,

2007 [cit. 2013-07-21]. Dostupné z:

[http://acm.eionet.europa.eu/docs/ETCACC\\_TP\\_2007\\_4\\_AQQ2005\\_part1\\_main.pdf](http://acm.eionet.europa.eu/docs/ETCACC_TP_2007_4_AQQ2005_part1_main.pdf)

WALD, L. Observing air quality over the city of Nantes by means of Landsat thermal infrared data. *International Journal of Remote Sensing* [online]. 1999, roč. 20, č. 5, s. 947-959 [cit. 2012-11-24]. DOI: 10.1080/014311699213019. Dostupné z:

<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/014311699213019>

WANG, Jun a Sundar CHRISTOPHER. Intercomparison between satellite-derived aerosol optical thickness and PM 2.5 mass: Implications for air quality studies. *Geophysical Research Letters* [online]. 2003, roč. 30, č. 21 [cit. 2012-06-14]. DOI: 10.1029/2003GL018174.

Dostupné z: <http://www.agu.org/pubs/crossref/2003/2003GL018174.shtml>

WIJERATNE, I. K. *Mapping of Dispersion of Urban Air Pollution Using Remote Sensing Techniques and Ground Station Data*. Enschede, The Netherlands, 2003. Dostupné z:

[http://www.itc.nl/library/Papers\\_2003/msc/gfm/wijeratne.pdf](http://www.itc.nl/library/Papers_2003/msc/gfm/wijeratne.pdf). Masters Thesis. University of Twente, International Institute for Geo-information Science and Earth Observation. Vedoucí práce Dr. W. Bijker.

Wikipedie: Účinný průřez. *Wikipedie: Otevřená encyklopedie* [online]. 2013 [cit. 2013-08-25]. Dostupné z:

[http://cs.wikipedia.org/wiki/%C3%9A%C4%8Dinn%C3%BD\\_pr%C5%AF%C5%99ez](http://cs.wikipedia.org/wiki/%C3%9A%C4%8Dinn%C3%BD_pr%C5%AF%C5%99ez)

YCEO<sup>1</sup>. Converting Digital Numbers to Top of Atmosphere (ToA) Reflectance. YCEO. *The Yale Center for Earth Observation* [online]. 2010 [cit. 2013-08-25]. Dostupné z:

[http://www.yale.edu/ceo/Documentation/Landsat\\_DN\\_to\\_Reflectance.pdf](http://www.yale.edu/ceo/Documentation/Landsat_DN_to_Reflectance.pdf)

YCEO<sup>2</sup>. Converting Landsat TM and ETM+ thermal bands to temperature. YCEO. *The Yale Center for Earth Observation* [online]. 2010 [cit. 2013-08-25]. Dostupné z:

[http://www.yale.edu/ceo/Documentation/Landsat\\_DN\\_to\\_Kelvin.pdf](http://www.yale.edu/ceo/Documentation/Landsat_DN_to_Kelvin.pdf)

## SEZNAM PŘÍLOH

- Příloha 1 1. korelace – PV1 4.6.2011
- Příloha 2 1. korelace – PV2 23.8.2011
- Příloha 3 1. korelace – PZ1 24.4.2011
- Příloha 4 1. korelace – PZ2 25.6.2011
- Příloha 5 1. korelace – SUMA + *vysvětlivky ke korelacím*
- Příloha 6 2. korelace – PV1-PV2 (4.6.2011 – 23.8.2011)
- Příloha 7 2. korelace – PZ1-PZ2 (24.4.2011 – 26.5.2011)
- Příloha 8 2. korelace SUMA PV1-PV2 a PZ1-PZ2
- Příloha 9 3. korelace PV1, PV2
- Příloha 10 3. korelace PZ1, PZ2, SUMA
- Příloha 11 Mapa množství O<sub>3</sub> v atmosféře – Praha a okolí 26.5.2011
- Příloha 12 Mapa rozdílu API<sub>mol</sub> – Praha a okolí 24.4. – 26.5.2011
- Příloha 13 Mapa indexu API<sub>abs</sub> – Praha a okolí 26.5.2011
- Příloha 14 CD s elektronickou verzí diplomové práce

