

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ A
ENVIRONMENTÁLNÍHO MODELOVÁNÍ

**Modelování mezní vrstvy atmosféry
a transportu pasivní příměsi z
bodového zdroje v oblasti se složitou
orografií**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: doc. Mgr. Marek Vach Ph.D.

Zpracovatel: Anna Solcerová

2013

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením doc. Mgr. Marka Vacha Ph.D.. Uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

V Praze 7.4.2013

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
Katedra vodního hospodářství a environmentálního
modelování
Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Solcerová Anna

Environmentální modelování

Název práce

Modelování mezní vrstvy atmosféry a transportu pasivní příměsi z bodového zdroje v oblasti se složitou orografií

Anglický název

Modeling of PBL and transport of passive admixture from a point source in the area with complex surface

Cíle práce

Studovat vliv orografie na šíření kontaminace v MVA pomocí Lagrangeovského matematického modelu

Metodika

- Literární rešerše.
- Modelování rozptylu znečišťující příměsi pomocí Lagrange modelu využívajícího Gaussian puff model.

Harmonogram zpracování

březen 2012 - zadání DP

duben 2013 - odevzdání DP

Rozsah textové části

60 stran

Klíčová slova

orografie, mezní vrstva atmosféry, znečištění vzduchu, transport, transformace

Doporučené zdroje informací

Environmental Protection Agency (EPA), 2000. Second-order Closure Integrated PUFF Model (SCIPUFF).

Fairlie, T.D.A., 1995. Three-dimensional transport simulations of the dispersal of volcanic aerosol from Mount Pinatubo. Quarterly Journal - Royal Meteorological Society, Volume 121, Issue 528, pp 1943-1980.

Holton, J.R., 1992. An Introduction to Dynamic Meteorology. Academic Press, New York, pp 511.

Wallace J.M., Hobbs P.V., 2006. Atmospheric science: an introduction survey – 2nd edition. Academic Press, London, pp 483.

Vedoucí práce

Vach Marek, doc. Mgr., Ph.D.



prof. Ing. Pavel Pech, CSc.

Vedoucí katedry



prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan fakulty

Abstrakt

Znečištění atmosféry je i v dnešní době velmi aktuálním a často diskutovaným problémem. Některé druhy kontaminace mají negativní vliv na životní prostředí a například ve formě kyselých dešťů poškozují vegetaci, jiné druhy pak přímo ovlivňují zdraví obyvatelstva a mohou zvýšit nemocnost či úmrtnost u slabších jedinců. Tato práce se věnuje šíření a transformaci znečištění v mezní vrstvě atmosféry (MVA). První část je věnována popisu dynamiky a dennímu režimu MVA a teorii transportu a transformace znečištění v této vrstvě. Druhá část pak pomocí Lagrange modelu studuje vliv pozice zdroje, denní doby a rychlosti a směru větru na šíření kontaminace v hornaté oblasti Britské Kolumbie, Kanada. Z výsledků je patrné, že orografie ovlivňuje rychlost šíření znečištění a tvar kontaminačního mraku; tento vliv je patrný především v noci.

Air pollution is still very present and frequently discussed topic. Some types of contamination negatively influence the environment, causing e.g. acid rain, other types may influence human health directly and enhance morbidity or mortality of sensitive individuals. This research discusses transport and transformation of contamination if pollutants in the planetary boundary layer (PBL). First section deals with dynamics and diurnal cycle of PBL and with theoretical background of transport and transformation of the pollutants. Second section describes a practical research done with Lagrange dispersion model. We used a hilly area in British Columbia, Canada, to study the influence of position of the source, daytime, and wind speed and wind direction on a transport of contamination. Results show that the orography influence the speed of contamination spread and the shape of the contamination plume. Higher influence was documented during night hours.

Klíčová slova

orografie, mezní vrstva atmosféry, znečištění vzduchu, transport, transformace

Poděkování

Na tomto místě bych chtěla poděkovat společnosti Sage Management za volné zpřístupnění programu SCIPUFF, zejména pak pánům Ianu Sykesovi a Dougu Hennovi za pomoc s formátováním terénních dat a další užitečné rady, které mi poskytli. Také bych chtěla poděkovat Natural Resources Canada za volné zpřístupnění terénních dat v dostatečném rozlišení.

Poděkování patří také doc. Mgr. Marku Vachovi Ph.D. za jeho podporu a vedení diplomové práce. V neposlední řadě bych pak ráda poděkovala svým rodičům a přátelům za morální i finanční podporu při studiu.

Obsah

Úvod.....	- 9 -
1. TEORETICKÁ ČÁST	- 11 -
1.1 Mezní vrstva atmosféry	- 11 -
1.1.2 Turbulentní transport.....	- 11 -
1.1.2 Energetická bilance povrchu	- 13 -
1.1.3 Struktura a vývoj MVA.....	- 14 -
1.2 Zdroje a transport příměsí v atmosféře	- 19 -
1.2.1 Přírodní zdroje znečištění.....	- 19 -
1.2.2 Antropogenní zdroje znečištění.....	- 21 -
1.2.3 Transport	- 22 -
1.3 Transformace příměsí v atmosféře.....	- 25 -
1.3.1 Oxidace	- 25 -
1.3.2 Suchá a mokrá depozice.....	- 28 -
2. PRAKTICKÁ ČÁST	- 31 -
2.1 Úvod k praktické části.....	- 31 -
2.2 Metodologický aparát.....	- 33 -
2.2.1 Nastavení a parametry modelu	- 33 -
2.2.2 Studovaná oblast a kontaminant	- 36 -
2.2.3 Studované případy.....	- 37 -
2.1.3.1 Pozice zdroje a směr větru	- 38 -
2.1.3.2 Denní doba	- 39 -
2.1.3.3 Rychlost větru	- 40 -
2.2 Výsledky	- 41 -
2.2.1 Vliv pozice zdroje a směru větru	- 41 -
2.2.2 Vliv denní doby.....	- 47 -
2.2.3 Vliv rychlosti větru	- 51 -

2.2.4 Závěr	- 54 -
Použitá literatura	- 56 -
Seznam Obrázků	- 61 -

Úvod

Před 60ti lety (prosinec 1952) zažil Londýn epizodu velkého smogu. Stabilní atmosférické podmínky způsobily silný nárůst koncentrace znečištění v ovzduší, což způsobilo třikrát větší úmrtnost obyvatel. Koncentrace oxidu siřičitého a kouře dosáhla hodnot tisíců $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Ministry of Health, 1954).

Za posledních 60 let se situace velmi zlepšila díky striktní legislativě. Přesto Světová zdravotnická organizace uvádí, že 2,4 milionu lidí umírá každoročně z příčin přímo spjatých se znečištěním ovzduší (WHO, 2008). Jedním z důvodů této situace je, že ačkoli emise ze spalování tradičních fosilních paliv značně klesly, jiné typy znečištění se dostaly do popředí. Fotochemické znečištění charakteristické vysokými hodnotami ozónu během teplých a slunných dní se již nevyskytuje pouze ve městech jako Los Angeles nebo Mexico City, ale také na mnoha místech v Evropě (Langmann et al., 2003).

Ve městech a průmyslových zónách mohou emise z antropogenních zdrojů dosáhnout takových hodnot, že vedou ke značnému snížení kvality ovzduší a viditelnosti a mohou ohrožovat zdraví obyvatel. Závažné znečištění nastává, když hodnoty emisí nebo tvorba znečištění vysoce překročí hodnotu, při které jsou vítr a turbulence schopny znečištění rozmísit, anebo při které je znečištění efektivně odstraňováno z atmosféry chemickými reakcemi a usazováním. Tato situace nejčastěji nastává za bezvětří a ve stabilní atmosféře.

V 80tých letech minulého století se v západní Evropě objevilo několik epizod nárůstu koncentrace znečištění v důsledku transportu polutantů z východní Evropy. V této době se pozornost zaměřila na přesun kontaminace za pomoci větru a výsledné znečištění ovzduší a vliv na mortalitu obyvatel na různých místech Evropy (Schwartz a Marcus, 1990).

Je zřejmé, že znečištění ovzduší snižuje kvalitu života, a proto je důležité porozumět co nejvíce aspektům jeho vzniku, šíření a odstraňování z atmosféry. Tato práce se věnuje těmto aspektům a je zaměřena na transformaci znečištění v atmosféře a transport kontaminace na krátkou vzdálenost (do 50 km).

Ve své podstatě tato práce sestává ze tří tematických částí věnujících se postupně mezní vrstvě atmosféry, transportu znečištění v této vrstvě a transformaci znečištění. Z praktického i časového hlediska bylo nemožné věnovat se v plném rozsahu všem třem tématům. Z tohoto důvodu je hlavní dělení písemné verze nikoli podle tří výše jmenovaných témat, ale na část teoretickou a praktickou. Teoretická část je věnována objasnění pojmů, jako je mezní vrstva atmosféry (MVA) a jejímu detailnějšímu popisu. Je zde také popsán mechanismus transportu a transformace příměsí v atmosféře, jejich zdroje, odstraňování, atd. Praktická část pak popisuje výzkum šíření kontaminace v atmosféře.

1. TEORETICKÁ ČÁST

1.1 Mezní vrstva atmosféry

Mezní vrstva atmosféry (MVA) je nejnižší část atmosféry a její chování je přímo ovlivněno kontaktem se zemským povrchem. Hloubka této vrstvy se mění v závislosti na čase a místě. MVA obvykle zabírá spodních 10-20% troposféry, tedy 1-2 km, ale může dosahovat jen desítek metrů nebo i čtyři kilometry. Pro tuto vrstvu jsou typické výkyvy fyzikálních veličin jako je teplota, vlhkost, rychlost větru atd. v závislosti na změnách podmínek na povrchu. Nad MVA se pak nachází „volná atmosféra“, kde je vítr téměř geostrofický (tedy rovnoběžný s isobarami), zatímco v MVA je vítr ovlivněn povrchovým třením. V porovnání s turbulentní MVA je volná atmosféra typická lineárním či quasilineárním prouděním (Counihan, 1970).

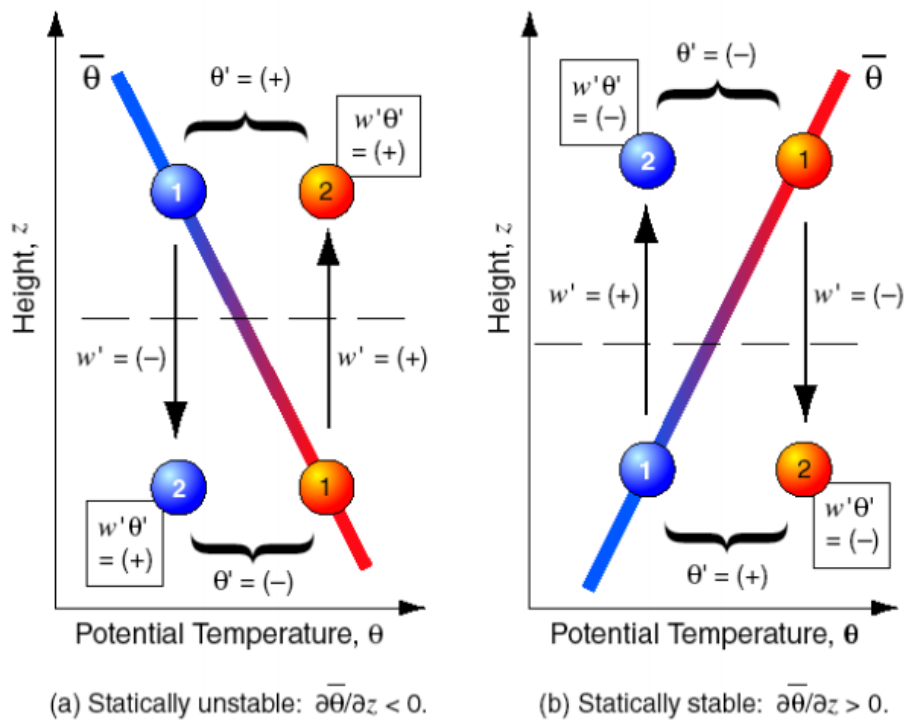
Za bezmračného počasí teplota, vlhkost nebo vítr podléhají dennímu cyklu, který je řízen fyzikálními vlastnostmi a dynamikou MVA. V noci bývá chladno a bezvětří, ve dne pak teplo s nárazovým větrem. MVA je nestabilní, když je povrch teplejší než vzduch, např. při slunném dni nebo pokud se studený vzduch přesouvá přes teplejší vodní plochu. Taková MVA je pak ve stavu volné konvekce, kdy dochází k vertikálnímu přenosu tepla a mísení. Stabilní MVA nastává, když je povrch chladnější než vzduch, např. v noci nebo pokud se teplý vzduch přesouvá přes chladnější vodní plochu. Třetím typem MVA je pak tzv. neutrální, který je typický pro zataženou oblohu (Holton, 1992).

1.1.2 Turbulentní transport

Turbulence je neodmyslitelnou součástí MVA a je také odpovědná za efektivní rozptyl znečišťujících látek. Inverzní vrstva, která ohraničuje MVA a odděluje ji od volné atmosféry pak zadržuje většinu znečištění uvnitř MVA a způsobuje zhoršenou kvalitu vzduchu ve spodních vrstvách atmosféry.

Vezmeme-li část atmosféry s lineárním gradientem potenciální teploty, jak můžeme vidět na Obrázku 1, je v ideálním případě cirkulace za každou částici přesunutou směrem vzhůru přesunuta jiná částice směrem dolů. Nicméně, tyto částice si s sebou nesou i charakteristiky výchozího bodu, jako je potenciální teplota.

Obrázek 1a zobrazuje nestabilní atmosféru. Stoupající částice má po dosažení bodu 2 vyšší potenciální teplotu než její okolí. Rozdíl mezi potenciálními teplotami je tedy kladný; $\Theta' = (+)$, kde Θ' značí změnu v potenciální teplotě. Takováto částice se musí pohybovat vzhůru, aby dosáhla stability; $w' = (+)$, kde w' značí změnu ve vertikální poloze částice. Výsledný efekt této částice je tedy také kladný; $\Theta'w' = (+) * (+) = (+)$. Podobná situace platí pro částici, která se pohybuje ve směru dolů; $w' = (-)$. Studený vzduch z vyšších vrstev se náhle nachází v teplejší spodní vrstvě; $\Theta' = (-)$. Výsledný efekt je tedy opět kladný; $\Theta'w' = (-) * (-) = (+)$. Průměr těchto dvou částic reprezentuje kovarianci, a jelikož průměr je kladný, můžeme říci, že kladná kovariance je spojena s teplým vzduchem přesouvaným směrem nahoru a studeným vzduchem směrem dolů. Obrázek 1b pak reprezentuje opačný systém spojený se stabilní atmosférou, kdy jak částice pohybující se vzhůru tak klesající částice přispívají negativně ke kovarianci (Wallace a Hobbs, 2006).



Obrázek 1 Ilustrace znázorňující znaménko teplotního transportu pro nestabilní (a) a stabilní (b) atmosféru. Pro malé víry lze předpokládat lineární gradient potenciální teploty (silná barevná linka). Pokud předpokládáme adiabatický proces (bez míchání), vzdušné částice (zobrazené jako koule) si zachovávají potenciální teplotu (znázorněno barvou) výchozího bodu (1) a to i po přesunu (2). [Převzato z R. B. Stull, 2005]

Výsledkem tohoto turbulentního mechanismu je, že chladnější a teplejší vrstvy jsou míchány, a proto má MVA téměř homogenní potenciální teplotu po celé své hloubce. Obdobným způsobem si můžeme představit turbulentní míchání vlhkosti nebo kontaminantu. V každém případě, turbulence vede k homogenizaci tekutin.

Turbulence je velmi efektivní systém mísení. Atmosférická turbulence je dokonce tak efektivní, že molekulární difuze a viskozita jsou v porovnání s ní zanedbatelné, s výjimkou vlivu na nejmenší víry. Během dne je pak turbulence způsobená konvekcí tak efektivní, že MVA je občas nazývána směšovací vrstva (mixed layer), protože znečišťující látky jsou velmi rychle distribuovány ve vertikálním směru (Stull, 1988).

1.1.2 Energetická bilance povrchu

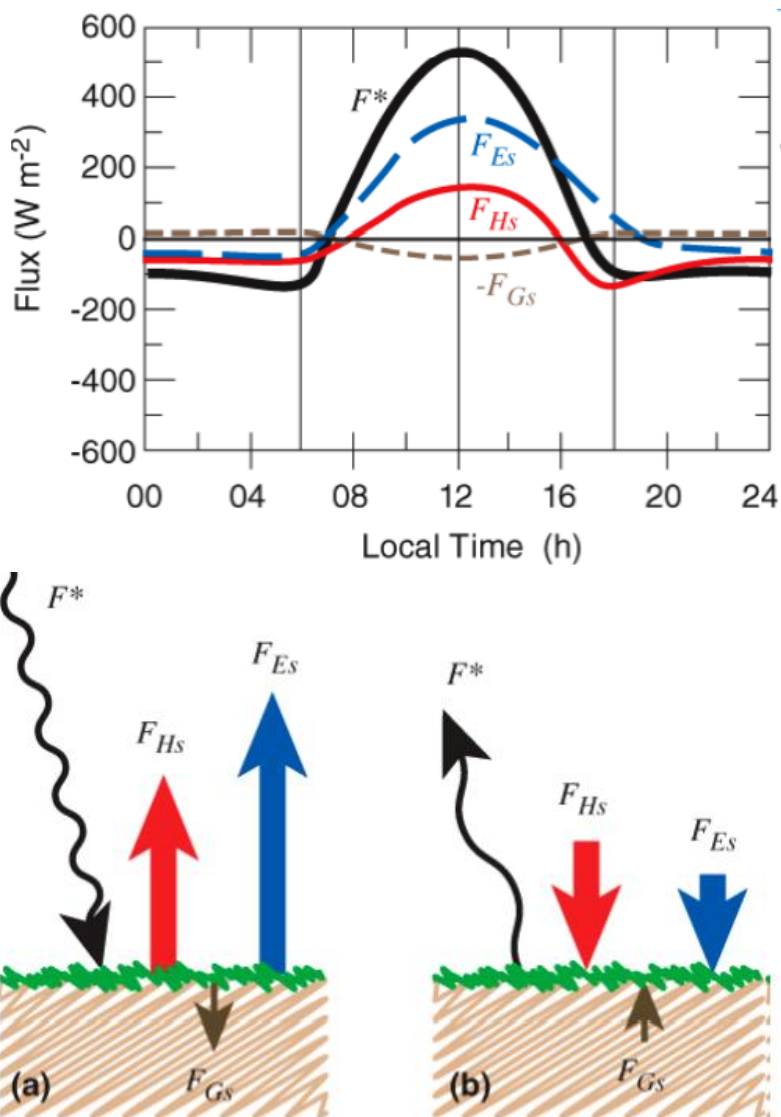
Na zemský povrch dopadá určité množství slunečního záření v podobě krátkovlnného záření ($F_{S\downarrow}$). Množství tohoto záření závisí na slunečních cyklech, denní době, oblačnosti atd. Část tohoto záření je pak odražena zemským povrchem zpět do atmosféry ($F_{S\uparrow}$). Atmosféra sama o sobě také vyzařuje, v tomto případě se však jedná o dlouhovlnné záření ($F_{L\downarrow}$), stejně tak jako u záření vysílané zemským povrchem ($F_{L\uparrow}$). Chceme-li tedy získat celkovou bilanci záření na povrchu musíme sečíst přicházející záření a odečíst to odražené nebo odcházející záření. Výsledná bilance pak bude vyjádřena jako

$$F^* = F_{S\downarrow} - F_{S\uparrow} + F_{L\downarrow} - F_{L\uparrow} \quad (1)$$

Toto výsledné záření pak může být vyjádřeno jako poměr toků energie. Pokud si představíme zemský povrch jako ideální plochu s nulovou tepelnou kapacitou, pak příchozí tepelný tok musí být v rovnováze s tím odcházejícím. Vzhledem k tomu, F^* můžeme být vyjádřen jako energetický přírůstek nebo ztráta ve formě tří hlavních komponent energetického toku: turbulentní tok tepla F_{Hs} (anglicky sensible heat flux), tok latentního tepla F_{Es} (anglicky latent heat flux), a tok tepla do půdy F_{Gs} (anglicky ground flux), přičemž F_{Hs} a F_{Es} jsou kladné směrem od povrchu a F_{Gs} směrem dolů do půdy. Pak tedy platí

$$F^* = F_{Hs} + F_{Es} + F_{Gs} \quad (2)$$

Na Obrázku 2 můžeme vidět jak se energetická bilance mění v závislosti na denní době. Zatímco přes den jsou všechny tři složky kladné (Obrázek 2a), v noci je situace opačná (Moene a van Dam, 2011).



Obrázek 2 Náskres rozložení celkového energetického toku F^* do energetických komponent. Horní graf reprezentuje změnu toků během 24 hodin. Panel (a) reprezentuje situaci během dne a panel (b) situaci během noci. [Převzato z R. B. Stull, 2005]

1.1.3 Struktura a vývoj MVA

V této části se budeme zabývat vertikální strukturou MVA se zaměřením na teplotní profil, vlhkost vzduchu a rychlost větru. Tyto profily i podoba MVA jsou od velmi odlišné během dne a noci, a proto se také zaměříme na změny v MVA během 24 hodinového cyklu.

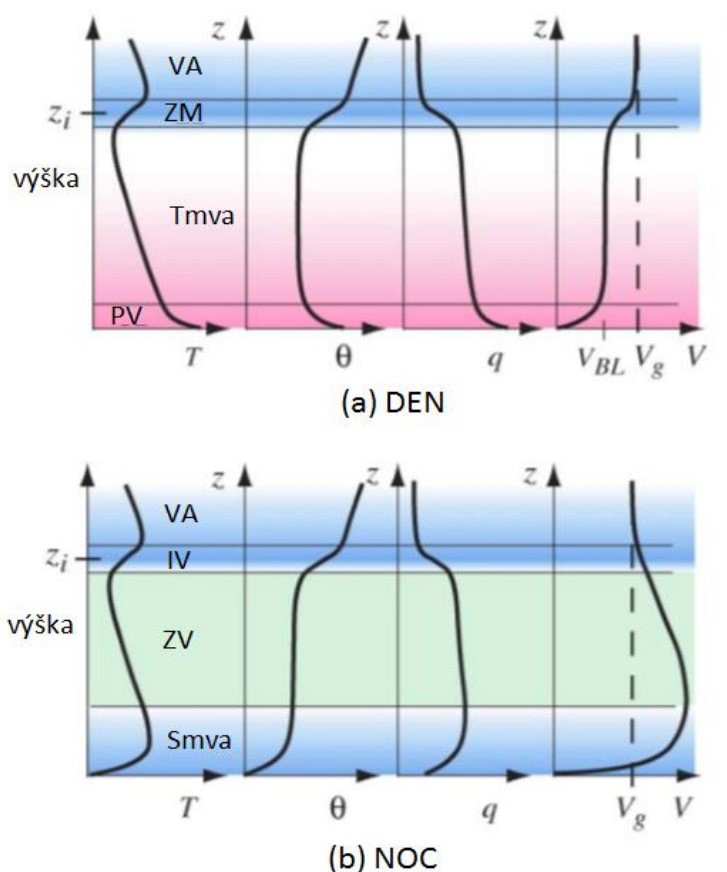
Hloubka MVA je nejčastěji definována teplotním profilem. Troposféra má v průměru stabilní profil potenciální teploty, tedy přírůstek $3,3^{\circ}\text{C}/\text{km}$. Sluneční záření zahřívá povrch, čímž se vytváří teplotní nerovnost a termální proudy stoupající z povrchu způsobují turbulenci v nejnižší vrstvě atmosféry. Dalším faktorem přispívajícím k turbulenci je tření. Rychlost větru při povrchu je nižší v důsledku tření, čímž vzniká vertikální gradient rychlosti větru způsobující mechanickou turbulenci. Turbulence způsobená těmito faktory mísí vzduch blízko u země s relativně nízkou potenciální teplotou se vzduchem z vyšších vrstev, který má vyšší potenciální teplotu. V důsledku tohoto mechanismu vzniká vrstva se střední potenciální teplotou, která je v podstatě konstantní v celém svém objemu. Toto mísení také vytvořilo teplotní skok, který odděluje tuto turbulentní MVA od volné atmosféry. Tento skok představuje teplotní inverzi, a proto se nazývá inverzní vrstvou (anglicky capping inversion) (Wallace a Hobbs, 2006).

V porovnání s vyššími vrstvami troposféry teplota v MVA reaguje mnohem více na střídání denních dob. To je způsobeno silným turbulentním transportem hnaným ohříváním a ochlazováním zemského povrchu. Tento efekt se pak projevuje změnami ve vertikálních profilech potenciální teploty a dalších veličin. Obrázek 3 porovnává profily některých veličin pro den a noc. Ve dne se profil potenciální teploty Θ s výškou téměř nemění. Spodních 5% hloubky MVA tvoří tzv. povrchovou vrstvu (anglicky surface layer) typickou superadiabatickým teplotním gradientem způsobeným tokem tepla z povrchu do atmosféry.

Během noci se vytváří stabilní MVA, také nazývaná noční MVA, jako důsledek chladného povrchu. Výše v atmosféře pak přetrvává inverzní vrstva z předešlého dne. Mezi těmito dvěma stabilními vrstvami je zbytková vrstva, která obsahuje zbytkové teplo, vlhkost a kontaminanty, které byly součástí turbulentní MVA během dne. V této vrstvě pak probíhá slabá turbulence, která je později utlumena až k nule (Rao a Snodgrass, 1978).

Vertikální profil vlhkosti vzduchu během dne ukazuje vyšší vlhkost v MVA než ve volné atmosféře. Toto je způsobeno vypařováním vlhkosti z povrchu a mísením této vlhkosti napříč MVA. Stejně jako v případě teploty, profil zaznamenává dva vlhkostní skoky; první v povrchové vrstvě, druhý v inverzní vrstvě. Vlhkost je nejvyšší blízko povrchu a jakmile je dosažena turbulentní vrstva, je vlhkost

rovnoměrně promísena. Inverzní vrstva pak zadržuje většinu vlhkosti uvnitř MVA, a proto tato vrstva také představuje vlhkostní propad mezi MVA a volnou atmosférou. V noci se vlhkostní profil nemění v důsledku turbulence, jelikož ta po západu slunce postupně vymizí. Nicméně, ochlazení povrchu přispívá k tvorbě mlhy či námrazy, což snižuje vlhkost ve spodní vrstvě MVA (Warneck, 1999).



Obrázek 3 Vertikální profily teploty (T), potenciální teploty (θ), vlhkosti (q) a rychlosti větru (V) pro situaci ve dne (a) a v noci (b). Zkratky reprezentují VA – volná atmosféra, VM – vrstva mísení, Tmva – turbulentní mezní vrstva atmosféry, IV – inverzní vrstva, ZV – zbytková vrstva, Smlva – stabilní mezní vrstva atmosféry. V_g reprezentuje rychlost geostrofického větru.

Tření v blízkosti zemského povrchu vždy způsobuje sníženou rychlost větru v nejnižší vrstvě MVA, zatímco dále od povrchu je vítr silnější. V průměru má profil rychlosti větru v povrchové vrstvě téměř logaritmický průběh. Turbulence během dne přenáší tření při povrchu do celé MVA, což způsobuje homogenní profil rychlosti větru. Tato rychlost je pak nižší než geostrofická a směr větru je mírně skloněn k oblasti nižšího tlaku vzduchu. Nad inverzní vrstvou pak rychlost větru

dosahuje geostrofické, což způsobuje vysoký rychlostní gradient uvnitř inverzní vrstvy (Ming et al., 1989).

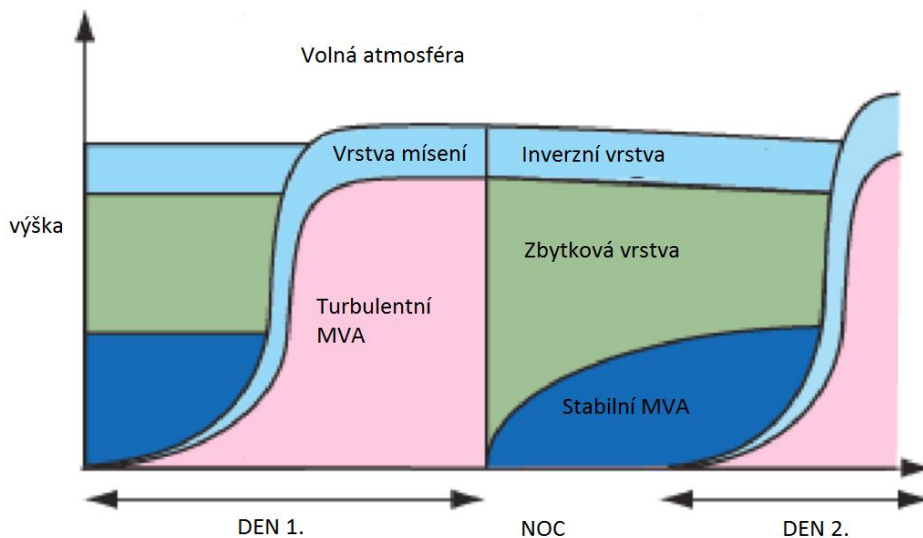
V noci, kdy je turbulence utlumena, nepodléhá zbytková vrstva téměř žádnému tření. V důsledku toho se rychlost větru vyšplhá zpět na geostrofickou hodnotu. V důsledku vnitřní oscilace hnané Coriolisovou silou je zvýšena rychlost větru až nad geostrofickou hodnotu. Tato situace je pak charakteristická pro vysoké rychlosti větru v nižších vrstvách atmosféry (nocturnal jet). Současně s tím velmi blízko povrchu rychlost větru rapidně klesá až téměř k nule, což je způsobeno třením, které již není distribuováno skrz celou MVA (Rao a Snodgrass, 1978).

Inverzní vrstva není nepropustnou hranicí. Když stoupající proudy a turbulentní víry dosáhnou této vrstvy, jejich setrvačnost způsobí, že dosáhnou určité vzdálenosti v inverzní vrstvě, než začnou klesat zpět do MVA. V tomto případě vzduch z těchto vírů a proudů dočasně opustí turbulentní vrstvu a nerovnost v tlacích vzniklá zásahem teplého stoupavého proudu do inverzní vrstvy nasaje část vzduchu z volné atmosféry dolů skrz inverzní vrstvu na místo chybějícího vzduchu v turbulentní vrstvě (Sullivan, 1998).

Tato výměna ovšem neprobíhá symetricky. Teplé proudy, které se dostaly do laminárního proudění volné atmosféry, mají potenciální teplotu nižší než okolí a nic jim nebrání klesnout zpět do MVA. Oproti tomu vzduch, který byl nasát do MVA, je vlivem silné turbulence okamžitě promísen s okolím. Takovéto vzduchové částice se stávají součástí MVA a nevrací se do volné atmosféry. Tento proces se nazývá mísení (anglicky entrainment) a zóna, ve které se odehrává, je pak nazývána vrstva mísení (anglicky entrainment zone). Mísení pak nastává, kdykoli je vzduch z neturbulentní oblasti nasát do oblasti s turbulencí. Je to jednosměrný proces, který zvyšuje objem vzduchu v MVA prohlubuje její výšku (Stull, 1988).

Obrázek 4 ukazuje typický vývoj MVA během 24 hodin za slunného počasí. V noci se MVA skládá z nízké stabilní vrstvy blízko u země, nad kterou se nachází neutrální zbytková vrstva. Vše je pak uzavřeno inverzní vrstvou. Po východu slunce se začne země ohřívat, ta pak zahřívá vzduch, který je s ní v kontaktu. Takto zahřátý vzduch začne stoupat a vytvářet víry, čímž se v podstatě vytvoří turbulentní vrstva

s vrstvou mísení navrchu. Turbulentní MVA rychle roste skrz zbytkovou vrstvu až dosáhne hranice inverzní vrstvy, kdy se vrstva mísení stává novou inverzní vrstvou.



Obrázek 4 Vertikální průřez strukturou MVA a její typický vývoj během léta.

Okolo času západu slunce dlouhovlnné záření z povrchu ochladí zem na teploty nižší než teplota okolního vzduchu, což způsobí dvě věci:

1. Vzduch přestane být ohříván povrchem, což zastaví stoupavé proudy a umožní postupné zpomalení turbulentního proudění v MVA. Tato dříve turbulentní vrstva se nyní nazývá zbytková vrstva, protože obsahuje zbytkovou vlhkost, teplo a kontaminanty, jak bylo popsáno výše (a na Obrázku 3).

2. Studený povrch ochlazuje vzduch v blízkosti země, čímž se ze spodní části zbytkové vrstvy postupně vytváří stabilní noční MVA.

Tento cyklus se opakuje den za dnem, dokud se nezmění počasí. V zimě, kdy jsou noci delší a dny kratší, je noční stabilní MVA mnohem silnější. Oproti tomu denní turbulentní MVA je o tolik mělký, že vrchní část stabilní MVA zůstává během dne i noci ve formě inverzní vrstvy (Grant, 1997).

Přechodná doba mezi denní a noční MVA je silně zkoumaným tématem. Této denní době se věnovala například meteorologická kampaň v Lannemezan, Francie, 2011.

1.2 Zdroje a transport příměsí v atmosféře

Tato kapitola se věnuje zdrojům a transportu příměsí v atmosféře. Tyto příměsi, či znečištění, mohou mít buď přírodní charakter (popílek ze sopečných erupcí, mořská sůl, plyny produkované biologickým rozkladem, atd.) nebo být původu antropogenního, tedy znečištění způsobené lidskou činností. Tato kapitola se postupně věnuje oběma výše uvedeným zdrojům. Poslední podkapitola je pak věnována teorii transportu znečištění v MVA. Toto téma není rozebíráno velmi detailně, neboť je mu věnována celá praktická část této práce, kde je popsáno a rozebráno více do detailů.

1.2.1 Přírodní zdroje znečištění

Hlavními přírodními zdroji znečištění atmosféry jsou zdroje organického původu, horninového původu, oceánského původu a vznik znečištění chemickými reakcemi v ovzduší.

Od doby před 3,8 milióny let, kdy byl zelenými rostlinami do atmosféry vypuštěn kyslík, je zemská atmosféra stále silně ovlivňována živými organismy. Nejdůležitější reakcí je samozřejmě fotosyntéza, která odstraňuje uhlík z atmosféry a uskladňuje ho ve formě organické hmoty. Produktem fotosyntézy je samozřejmě kyslík. Takto uskladněný uhlík se pak opět uvolňuje při rozkladu organického materiálu. Až 80% CH_4 v atmosféře pochází právě z rozkladu organického materiálu, tedy chovem přežvýkavců, od termitů, z mokřin nebo rýžových polí (Warneck, 1999).

Další biologické procesy, které jsou často umožněny přítomností mikroorganismů, napomáhají přeměně N_2 na NH_3 (především močůvka s výkaly zvířat), na N_2O (pomocí bakterií ve střevech) a NO . Části oceánu s vysokým obsahem organické hmoty jsou hlavními zdroji CS_2 . Fytoplankton je pak hlavním zdrojem DMS, který je pak oxidován na SO_2 a na sírany. Rozklad mrtvé hmoty mikroorganismy je zdrojem H_2S . Nejvíce zastoupený halogenový uhloводík v atmosféře a hlavní přírodní zdroj chlóru ve stratosféře je methylchlorid (CH_3Cl), který částečně vzniká díky bioaktivitě ve slané vodě, dřevním plísním, a spalování biomasy (van Loon a Duffy, 2005).

Bylo identifikováno několik tisíc těkavých organických částic (anglicky volatile organic compounds, zkráceně VOCs) rostlinného i antropogenního původu. Jedním z hlavních zdrojů VOC v podobě uhlovodíků je nedokonalé spalování paliv v motorech automobilů. Vypařování rozpouštědel je pak druhým největším zdrojem VOC na světě. Důležitým VOC je například isopren (C_5H_8), který tvoří 50% uhlovodíků bez obsahu metanu, nebo monoterpeny. Terpeny jsou třída uhlovodíků, které se odpařují z listů. Během hodiny až 80% těchto emisí oxiduje na organické aerosoly. Emise z vegetace jsou významným zdrojem uhlovodíků, které fotochemicky reagují s NO a NO_2 za vzniku O_3 .

Využívání přírodních zdrojů vyústilo ve vypouštění velkého množství chemických emisí, jako je např. CO_2 , CO, NO_x , N_2O , NH_3 , SO_2 , do atmosféry. Dalším velkým zdrojem emisí je vypalování. Každým rokem je spálena vegetace o rozloze poloviny Evropy. Toto pálení má podobu přírodních lesních požárů (většinou zažehnutých úderem blesku) nebo úmyslného odlesňování (např. povodí Amazonky) z důvodu refertilizace půdy (např. v savanách jižní Afriky) a používáním dřeva na topení a vaření (především v Africe, Indii a jihovýchodní Asii). Pálení biomasy tak vyprodukuje ~38% O_3 , 32% CO, ~39% pevného uhlíku a více než 20% H_2 , NMHC, methylchloridu (CH_3Cl) a NO_x v troposféře. Toto je také původ 40% světové produkce CO_2 , což je ovšem z velké části kompenzováno fotosyntézou mladé vegetace, která se na takto vypálených územích rychle rozšíří (Marelli, 2007).

Kouř z pálení vegetace je přenášen v atmosféře na velké vzdálenosti. Například při příznivých povětrnostních podmínkách je kouř z hořící vegetace v Africe nesen přes jih Atlantického oceánu k Jižní Americe a na druhou stranu až k Austrálii. Je tak pravděpodobné, že i nejvzdálenější kouty zemského povrchu jsou zasaženy znečištěním.

Důležitým zdrojem znečišťujících plynů je také vulkanická činnost. Kromě popílku a dalších pevných částic činné sopky emitují H_2O , CO_2 , SO_2 , H_2S , COS, HCl, CH_4 , CH_3Cl , H_2 , CO a těžké kovy jako je rtuť. Silná sopečná erupce může vynést emise až do stratosféry, kde jsou sloučeniny, které se udrží dlouho v atmosféře, rozptýleny po celém světě (Fairlie, 1995).

Velkým rezervoárem ve vodě rozpustných plynů je světový oceán. Oceány tedy mohou sloužit jako zdroj i odběr takovýchto plynů a jsou také zdrojem plynů produkovaných biologickou aktivitou; především plynů obsahujících síru.

Posledním velkým zdrojem znečištění je vznik kontaminantů *in situ*. Tento termín vyjadřuje situaci, kdy jsou kontaminanty tvořeny chemickou reakcí přímo v atmosféře. Většina takovýchto plynných reakcí probíhá za pomoci fotolýzy. Chemické reakce *in situ* se dají rozdělit na homogenní a heterogenní. Homogenní reakce je taková, ve které jsou veškeré reaktanty ve stejném skupenství. Například reakce plynného NO₂ s ozónem za vzniku NO₃ a kyslíku je homogenní reakcí. Zmíněný proces je hlavním zdrojem peroxidu nitrosylu (NO₃) v atmosféře. Heterogenní reakce probíhá mezi reaktanty se dvěma nebo více různými skupenstvími. Příkladem takové reakce je mísení anorganických aerosolů (jako jsou kyselina sírová (H₂SO₄) nebo dusičná (HNO₃)) s organickými sloučeninami (např. aldehydy) (Jacobson, 2002).

1.2.2 Antropogenní zdroje znečištění

Spalování (v elektrárnách, hutích, automobilech) a vypalování jsou největšími zdroji znečištění ovzduší. V celosvětovém měřítku je hlavním zdrojem CO, CO₂, NO_x a SO₂ právě spalování fosilních paliv. Ovšem spalováním se do ovzduší dostává mnoho dalších znečišťujících látek. Například 15% z emisí uhlovodíků má antropogenní původ, převážně ze spalování sloučenin uhlovodíků (ropa, zemní plyn, uhlí, dřevo). Dokonalé spalování uhlovodíků vede pouze k produkci CO₂ a H₂O. Ovšem pro dokonalé spalování je nutné přesné množství kyslíku, které je různé pro různá paliva, a tato ideální kombinace je zřídka dosažena (Finlayson-Pitts a Pitts Jr., 1997).

Termín smog je kombinací anglických slov smoke a fog, tedy kouř a mlha. Původní význam tohoto slova byl spjat se silně znečištěným vzduchem ve městech způsobeným emisemi oxidu siřičitého a aerosolů v důsledku spalování fosilních paliv. Nyní se tento termín používá pro veškeré formy silného znečištění vzduchu (především ve městech), kdy je v důsledku omezena viditelnost.

Před přijmutím zákonů o ochraně ovzduší v druhé polovině 20. století, mnoho evropských a severoamerických měst trpělo silnými smogovými situacemi.

Všeobecně se rozlišují dva typy smogu - Londýnský, nebo také klasický smog, a Los Angeleský, neboli fotochemický smog. Klasický smog vzniká, když vysoká vlhkost vzduchu způsobí nabobtnání pevných částic ve vzduchu, některé z nich pak slouží jako kondenzační jádra k tvorbě mlhy. Oxid siřičitý se rozpustí v kapičkách mlhy, kde oxiduje na kyselinu sírovou. Tento typ smogu se již vyskytuje pouze ve rozvojových zemích, kde regulace užívání uhlí a emisní limity nejsou tak silně kontrolovány jako v Evropě nebo Severní Americe (Langmann et al., 2003).

Fotochemický smog je charakteristický vysokou koncentrací velkého množství polutantů jako jsou oxidy dusíku, ozón, uhlovodíky a aldehydy. Tento typ smogu vzniká za slunečného počasí a bezvětrí ve městech se silnou automobilovou dopravou reakcí mezi organickým znečištěním a oxidy dusíku (Glasson, 1981).

1.2.3 Transport

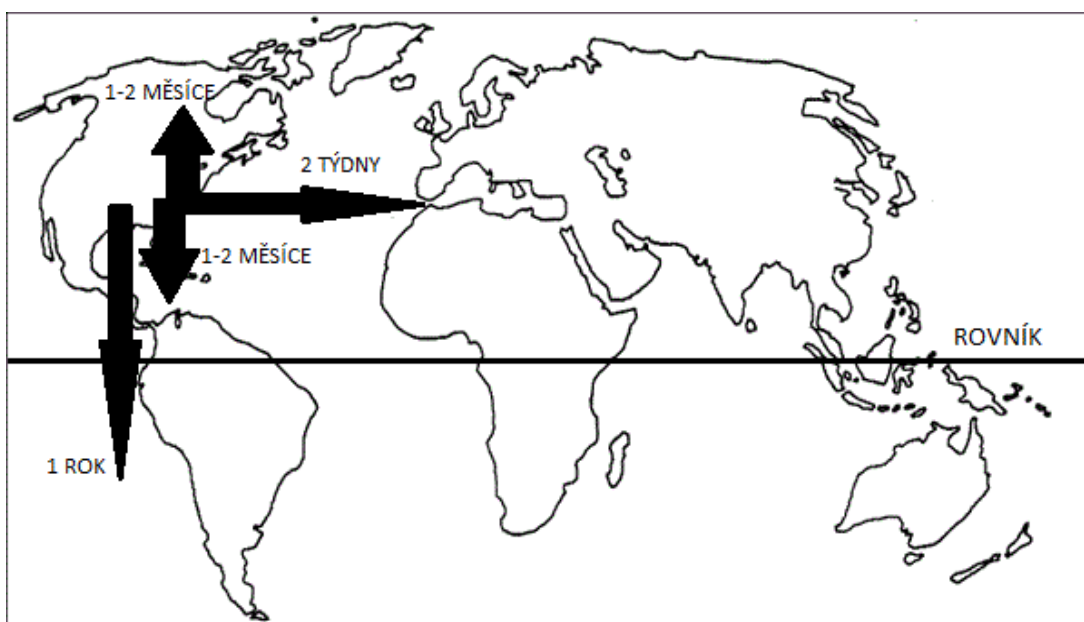
Mezní vrstva atmosféry je zónou, kde zemský povrch přímo ovlivňuje atmosféru. Důsledkem toho je turbulence, která během dne rovnoměrně promísí chemikálie až do výšky jednoho až dvou kilometrů. Tento transport je pak méně účinný v noci, kdy je hloubka MVA pouze několik set metrů nebo i méně. Proces šíření znečištění v MVA je tedy do značné míry ovlivněn hloubkou MVA, turbulencí a rychlostí větru. Blíže se tomuto tématu věnuje praktická část této práce (Sekce 2).

Pokud chemické látky pocházející z povrchu neklesne zpět nebo není transformována reakcí v MVA, dostane se nakonec do volné troposféry. Jakmile je částice v troposféře, je nesena globální cirkulací. Například kontaminant vypuštěný do atmosféry ve středních zeměpisných šířkách, kde je vítr většinou okolo 10-30 m/s, z bodového zdroje (jako je například sopka) se rovnoměrně rozprostře po celém pásmu okolo dané rovnoběžky během několika týdnů (McGuffie a Henderson-Sellers, 2005).

První model globální cirkulace byl navržen Hadleym v 18. století. Hadley popsal globální cirkulaci na základě teplotních rozdílů mezi rovníkem a póly, kdy teplý vzduch na rovníku stoupá a studený vzduch na pólech klesá. Tento model vysvětluje přítomnost tzv. tropické konvergence v blízkosti rovníku. Tento model ovšem nepočítal s Coriolisovou silou, která ovlivňuje vzduch hnaný k pólům. V důsledku toho rozsah Hadleyho buněk je pouze od rovníku do 30° zeměpisné šířky.

Vzduch klesá v oblasti subtropů, kde se tak vytváří anticyklóny. Blíže k pólům je transport složitější kvůli silné Coriolisově síle, která vyrovnáváním rozdílů tlaků vytváří geostrofický západní vítr. Aby se vzduch mohl přesunout směrem k pólům, je třeba aby ztratil svou úhlovou rychlost. Toho je dosaženo třením. Tření je větší na severní polokouli, kde je v této oblasti více pevniny a horských masivů. Tento rozdíl pak vysvětluje, proč jsou západní větry na jižní polokouli o tolik silnější než na severní a také zvláště studené podnebí jižního pólu (Wallace a Hobbs, 2006).

Typický časový horizont pro transport ve stratosféře je znázorněn na Obrázku 5. Transport je nejrychlejší ve směru na východ a západ, což odpovídá geostrofickému větru, v řádu 10 m/s. Severní a jižní transport je pomalejší, v řádu 1 m/s, a většinou vzduchu ze středních zeměpisných šířek trvá 1-2 měsíce než dosáhne pólu nebo rovníku. Transport mezi hemisférami je pak velmi slabý (van Loon a Duffy, 2005).



Obrázek 5 Typické doby potřebné k horizontálnímu transportu v troposféře.

Protože transport vzduchu v troposféře přes tropické pásmo je velice nízký, je i transport znečištění značně omezen. Severní polokoule je tedy více ovlivněna emisemi z užívání fosilních paliv a jižní polokoule pak emisemi z oceánů a pálení

biomasy. Dalším omezením transportu je tropopauza. Nicméně některé chemikálie antropogenního původu se mohou nahromadit i ve stratosféře, kde pak mají dalekosáhlý a dlouhodobý efekt. Příkladem takového efektu je tenčení ozonové vrstvy.

1.3 Transformace příměsí v atmosféře

V této kapitole se zaměříme na dva typy transformace příměsí v atmosféře. První část se věnuje oxidaci, která je jedním z nejčastějších procesů probíhajících mezi polutanty. Takto jsou z atmosféry odstraňovány např. uhlovodíky, oxidy dusíku, nebo oxid uhelnatý. Druhá část je pak věnována mokré a suché depozici. Mokrú depozice je častěji známa pod názvem kyselý déšť a je stále ještě velkým problémem pro životní prostředí.

1.3.1 Oxidace

Atmosféra má oxidační schopnosti. Mnoho plynů je z ní odstraněno pomocí oxidace - skleníkové plyny jako CH₄, jedovaté plyny vzniklé spalováním jako CO, atd. Oxidace v troposféře je zvláště významná, protože 85% hmotnosti atmosféry je obsaženo právě v troposféře.

Nejzastoupenějšími oxidanty v atmosféře jsou O₂ a O₃. Tyto oxidanty mají ale silné atomové vazby, a proto jsou převážně nereaktivní, snad kromě reakce s radikály. Až na pár výjimek je oxidace neradikálů s O₂ a O₃ velice pomalá. Hydroxylový radikál (OH) je naopak velice reaktivním a významným oxidantem. OH vzniká reakcí vodní páry s O(¹D).



kde $h\nu$ reprezentuje sluneční záření. Kritická pro vznik OH je produkce O(¹D) atomů v reakci (3). Do 70. let minulého století se předpokládalo, že produkce O(¹D) v troposféře je minimální kvůli vysoké absorpci UV záření ozonosférou. Předpokládalo se, že k oxidaci některých látek vypouštěných do ovzduší, jako jsou CO nebo CH₄, je zapotřebí jejich transport do stratosféry, kde pak měly reagovat s OH.



Velkým objevem byl fakt, že OH je v dostatečném množství produkováno právě rovnicemi (3) až (5) v troposféře. Produkce $O(^1D)$ v troposféře vzniká v úzkém rozmezí vlnových délek mezi 300 a 320 nm. Radiace o kratších vlnových délkách nepronikne do troposféry a delší vlnové délky nejsou O_3 pohlceny. To, že produkce OH v troposféře je pomalejší než ve stratosféře, je vyvažováno faktem, že v troposféře je daleko větší množství vody (Jacob, 1999).

Hlavní sloučeninou spotřebovávající OH v troposféře je CO a hned po něm CH_4 . Výsledná doba existence OH je pak v řádu sekund, což má za následek vysokou variabilitu koncentrace OH. Hlavními zdroji CO je spalování fosilních paliv a biomasy. Hlavním způsobem, jak je tento plyn odstraňován z atmosféry, je pak právě oxidace s OH (rovnice (6)). Ve výsledku pak CO zůstává v atmosféře zhruba dva měsíce a z toho důvodu není velmi dobře promísen napříč troposférou; koncentrace dosahují 50-150 ppbv v odlehlých oblastech světa, 100-300 ppbv na severoamerickém venkově a až několik ppmv ve městech. V městských oblastech pak tyto koncentrace mohou představovat ohrožení zdraví obyvatel.

Produktem oxidace CO je vodíkový atom, který rychle reaguje s kyslíkem



Výsledný radikál HO_2 pak reaguje sám se sebou za vzniku peroxidu vodíku, který je snadno rozpustný ve vodě a z atmosféry je odstraněn v průměru za týden.



H_2O_2 může být také odstraněn fotolyticky nebo reagovat s další molekulou OH:



Reakce (10) tedy produkuje OH, zatímco reakce (11) jej spotřebovává. Pokud je přítomen NO, HO_2 s ním reaguje za vzniku OH a NO_2 , který se potom opět rozpadá pomocí fotolýzy za přítomnosti kyslíku.



Reakce (12) tedy spotřebovává NO₂, ale produkuje molekuly ozónu, které potom fotolýzou (3) až (5) vyprodukují další dvě molekuly OH. Reakce (12) tedy vede ke třem molekulám OH a tedy zvýšení oxidační síly atmosféry. Posloupnost reakcí (6) + (8) + (12) + (13) je klíčovým mechanismem pro tvorbu ozónu. Jak dlouho bude tento řetězec probíhat závisí na dostatku NO.

Zajímavým faktem je, že HO_x a NO_x způsobují produkci ozónu v troposféře, ale jeho destrukci ve stratosféře:

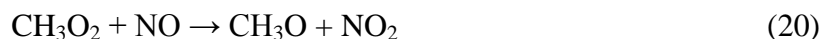
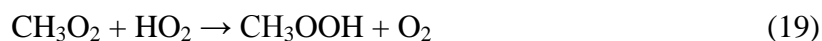


nebo

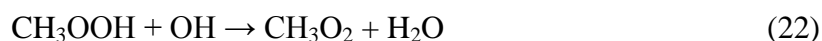


Rozdíl mezi troposférou a stratosférou je v koncentracích O a O₃, obojí je daleko menší v troposféře. V troposféře je reakce (14) mnohem pomalejší než reakce (6) a reakce (17) má zanedbatelnou rychlost. Odstranění ozónu reakcemi (14) a (15) za pomoci HO_x je v troposféře stále možné v odlehlých částech světa, kde je koncentrace NO tak nízká, že rovnice (15) může konkurovat rovnici (12). Na druhou stranu odstraňování ozónu pomocí NO_x, tedy rovnicemi (16) a (17), se děje pouze ve stratosféře.

Oxidace metanu je schematicky podobná oxidaci CO, ale zahrnuje více kroků. CH₃ vyprodukovaný reakcí (5) rychle reaguje s O₂:



Metylhydroperoxid vzniklý reakcí (19) pak dále reaguje buď s OH nebo je rozložen fotolyticky. Reakce s OH se pak může vyvinout dvěma způsoby, buď na methylovou nebo na hydroperoxidovou skupinu:



nebo



Radikál CH_3O vyprodukovaný reakcemi (20) a (23) rychle reaguje s kyslíkem a výsledný HO_2 je pak dále odstraňován z atmosféry reakcemi popsanými výše.



Formaldehyd (CH_2O) vyprodukovaný reakcemi (21) a (24) pak dále reaguje buď s OH nebo je rozložen fotolyticky za přítomnosti kyslíku.



nebo



Reakce (25) a (26) vyprodukovali radikál CHO, který rychle reaguje s kyslíkem za vzniku CO a HO_2 . CO je pak oxidováno na CO_2 pomocí reakcí popsaných výše (Wayne, 1991; Jacob, 1999).

Oxidace větších uhlovodíků probíhá podle stejného mechanismu jako oxidace metanu. Tyto větší uhlovodíky mají menší zdroje než CH_4 a proto jsou méně důležité pro globální chemii troposféry. Jsou ovšem kritické pro produkci ozónu v oblastech s vysokým znečištěním atmosféry a také hrají důležitou roli v transportu NO_x na větší vzdálenosti.

1.3.2 Suchá a mokrá depozice

Ve fyzice aerosolů je depozice proces, při kterém je znečištění ukládáno nebo se hromadí na pevném povrchu, což snižuje koncentraci té konkrétní látky v atmosféře. Součástí tohoto znečištění bývá oxid siřičitý, oxidy dusíku, amoniak a rtuť, které jsou doprovázeny dalšími prvky. Depozice může být rozdělena na dva hlavní procesy, na suchou a mokrou depozici. Rychlost depozice je nejmenší pro částice střední velikosti. To je způsobeno tím, že velké částice se rychle usazují a malé částice jsou zase ovlivněny Brownovou difuzí. Malé částice se v prvních chvílích od vypuštění slučují až dokud nedosáhnou průměru 0,3 μm . Tento proces má také velký vliv na množství $\text{PM}_{2.5}$ v atmosféře (Seinfeld a Pandis, 2006).

Suchá depozice probíhá několika způsoby. Prvním z nich je sedimentace způsobená gravitací, kdy částice jednoduše padají k zemi v důsledku přitažlivé síly. Druhým způsobem je střet s jiným objektem. Malé částice pohybující se po proudnici se mohou dostat do těsné blízkosti nějakého objektu (jako je např. strom) a střetnout se s ním. Částice jsou také ovlivňovány difuzí a Brownovým pohybem a kolidují s molekulami plynů. Posledním jevem působícím na částice je pak samozřejmě turbulence, která přesouvá částice pomocí turbulentních vírů.

Mokrá depozice je většinou ve formě kyselých dešťů, mlhy nebo sněhu. V případě mokré depozice je vždy přítomen hydrometeor, který pohltí danou částici, což znamená, že pro tento typ depozice je vždy nutná přítomnost vody. Tento proces může probíhat jako depozice v mracích, kdy aerosoly tvoří kondenzační jádra, nebo za deště, kdy jsou částice zachycovány padajícími kapkami, atd. (Friedlander, 2006).

Termínem spojeným s mokrou depozicí je kyselý déšť. Přestože je kyselost všeobecně spojována s deštěm, vyskytuje se i kyselý sníh nebo mlha. Přesnějším výrazem je tedy kyselá depozice. Plyny přítomné v kyselé depozici se přirozeně vyskytují v životním prostředí a lehce snižují pH deště (na 5,6 bez znečištění). Tyto plyny pocházejí z několika přírodních zdrojů, jako jsou sopečné výbuchy a hniající vegetace. Problém nastává, pokud jsou tyto plyny produkovány ve velkém množství a ve vysokých koncentracích, například při spalování fosilních paliv .

Když se oxid siřičitý nebo oxidy dusíku smíchají v ovzduší s vodní párou, vznikne kyselina sírová resp. kyselina dusičná. Tyto kyseliny pak snižují pH deště na hodnotu okolo tří i nižší, proto výraz kyselý déšť.



Oxid dusnatý (NO), který přispívá k přirozené kyselosti dešťové vody, vzniká při bouřích reakcí dusíku a kyslíku (27). Ve vzduchu NO oxiduje na oxid dusičitý (NO₂) (28), který zase reaguje s vodou na kyselinu dusičnou (HNO₃) (29) (Wilson a Husar, 1983).

V současné době jsou oxidy dusíku hlavním důvodem tvorby kyselých dešťů, v minulosti však byl větším problémem oxid siřičitý produkovaný spalováním přírodních paliv s obsahem síry. Již v roce 1971 Agentura pro ochranu životního prostředí (EPA) zveřejnila koncentraci, při které SO_2 poškozuje zdraví obyvatel ($2620 \mu\text{g}/\text{m}^3$ jako 24 hodinový průměr). V současné době je vypouštění SO_2 velice striktně kontrolováno.



2. PRAKTICKÁ ČÁST

2.1 Úvod k praktické části

Druhá část této práce je věnována praktickému řešení problému šíření kontaminace v oblasti se složitou orografií. Studium šíření znečištění v rámci MVA je důležité pro případ závažné nehody nebo poškození továren či elektráren v blízkosti sídelních oblastí. Příkladem takové nehody může být požár chemické továrny blízko města Rotterdam v roce 2011. V tomto případě však požár propukl večer za inverzních podmínek, a proto se kontaminace nedostala příliš daleko a neohrozila zdraví obyvatel. Velké množství zplodin se také dostalo nad MVA.

Šíření znečištění je ovlivněno mnoha faktory, jako jsou počasí, denní a roční doba, povětrnostní podmínky, ale třeba také terén, překážky ve směru šíření nebo pozice zdroje. Hlavní problém této práce, studium šíření znečištění v oblasti s komplexní orografií, musel být proto řešen z pohledu několika dílčích problémů.

Prvním dílčím problémem byla denní doba. Jak je popsáno v kapitole 1.1 rozdíl mezi MVA během dne a noci je nezanedbatelný, a proto se dá očekávat, že i šíření kontaminace bude jiné v noci než během dne. Tyto rozdíly jsou také předmětem studie už dlouhou dobu. Například Camuffo (1981) pozoroval dynamiku MVA během noci nad kopcovitým terénem ostrova a zjistil, že za konstantního slabého větru se vytváří přízemní inverze, která roste až dosáhne vrchol kopce. Na vrcholu, kde pak nepůsobí tření způsobené podrostem, přechází tato inverze ve volnou cirkulaci.

Tato zjištění nás pak přivádí na druhý dílčí problém, kterým je pozice zdroje. Pokud jsou v noci nad kopci jiné rozptylové podmínky než v údolí, bude se i kontaminace šířit jinak v závislosti na umístění zdroje. Tento předpoklad samozřejmě není platný pouze pro noční hodiny. Také ve dne je situace na kopcích a v údolích jiná; MVA má jinou hloubku a dá se očekávat, že tvar terénu bude více ovlivňovat šíření ze zdroje v údolí než ze zdroje na kopci.

Třetím problémem je vliv rychlosti a směru větru. V případě bezvětří a zdroje znečištění v údolí se znečištění bude převážně šířit v rámci údolí (Ghom et al.,

2009). Za rychlostí větru vyšších než nulových bude šíření záviset na směru větru, tedy bude-li kontaminace hnána směrem do údolí nebo k úpatí hory.

Následující kapitola diskutuje metody použité pro řešení výše zmíněných problémů, včetně použitého modelu a jeho nastavení, použitého modelu terénu a vlastnosti kontaminantu, který byl vybrán pro tuto simulaci. Kapitola 2.3 je věnována výsledkům této praktické části a postupně se věnuje každému ze zmíněných problémů. Problémy pozice zdroje a směru větru jsou diskutovány společně, protože jsou úzce spojeny. Poslední kapitolou této sekce je závěr, kde jsou shrnuty zjištění tohoto výzkumu.

2.2 Metodologický aparát

Tato kapitola se věnuje popisu použitého modelu a jeho nastavení, ale také vybranému kontaminantu a jeho vlastnostem. V neposlední řadě je také popsána orografie oblasti využitá v tomto výzkumu a diskutovány důvody vedoucí k jejímu výběru.

Ke studiu tématu popsaného v předchozí kapitole byl použit SCIPUFF (Second-order Closure Integrated Puff) model (Sykes et al., 1998); volně dostupný model od společnosti Sage Management. SCIPUFF je Lagrange model rozptylu využívající Gaussian puff model k výpočtu třírozměrné koncentrace kontaminantu v závislosti na čase. Parametrizace rozptylu je založena na řešení turbulence v MVA (Hasse, 1993). Zevšeobecněný přístup pak umožňuje parametrizaci pro modelování rozptylu od laboratorního měřítka až po výpočet šíření kontaminace v rámci světadílů.

Pro validaci SCIPUFFu byla použita jak terénní data, tak laboratorní experimenty. Obojí prokázalo spolehlivost modelu pro dispersní aplikace. Tato validace nebyla součástí této práce, byla provedena společností Sage Management před veřejným zpřístupněním modelu (Sykes et al., 1998). Tento model byl také doporučen Agenturou pro ochranu životního prostředí (U.S. Environmental Protection Agency zkráceně EPA) jako alternativní model pro zajištění právních norem (EPA, 2000). Z těchto důvodů nebyla prováděna další validace a bylo předpokládáno, že model zobrazuje realitu dostatečně přesně pro účely této práce.

2.2.1 Nastavení a parametry modelu

SCIPUFF vyžaduje nastavení velkého množství parametrů. Toto nastavení je rozděleno do pěti tematických skupin; materiál (Material), doména (Domain), počasí (Weather), čas (Time) a únik (Release). Výhodou tohoto modelu je, že velké množství parametrů může být nahrazeno reálnými daty. Například směr větru a síla větru může být nastavena konstantně pro celou dobu výpočtu, nebo mohou být použita měření pro určitý den i oblast. To samé platí i pro veškerá ostatní meteorologická nebo terénní data.

První skupinou nastavovaných parametrů byl Materiál. V tomto kroku bylo zapotřebí definovat vypuštěný materiál ve smyslu hustoty a koncentrace materiálu na metr čtvereční. Abychom předešli nereálným výsledkům v podobě transportu příliš

vysoké nebo nízké koncentrace materiálu o náhodně zvolené hustotě, soustředili jsme se na jeden z nejvíce diskutovaných kontaminantů - aerosolové částice (particulate matter zkráceně PM) do velikosti 2,5 μm (dále jen PM2.5). Pitz et al. (2008) studoval denní variabilitu PM2.5 v Augsburgu v Německu a došel k závěru, že ta se pohybuje mezi 1.05 to 2.36 g/cm^3 v závislosti na momentálním složení. Jako referenční hodnotu pro tuto studii jsme pak použili průměrnou hodnotu měřených koncentrací, která byla 1,6 g/cm^3 . Více se PM2.5 věnuje následující kapitola 2.2.2 Studovaná oblast a kontaminant.

Druhou nastavovanou skupinou byla Doména. Pro tuto skupinu je možné použít buď referenční body v kilometrech nebo zeměpisnou šířku a délku. Jelikož byla použita reálná terénní data (blíže popsána v kapitole 2.2.2) byla doména definována pomocí zeměpisných souřadnic. Použitá data byla v rozlišení 3'' což odpovídá zhruba 30m. Maximální výška domény pak byla nastavena na 3000m. Tento rozsah byl optimální pro výpočet MVA, která přes den dosahovala až 2400m.

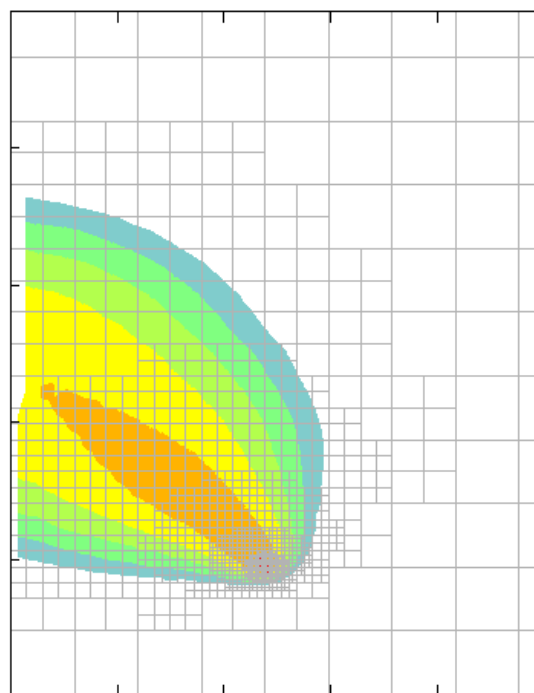
Skupina parametrů nazvaná Počasí je pravděpodobně nejzajímavější skupinou z hlediska tohoto výzkumu. Přestože SCIPUFF nabízí možnost využití meteorologických dat, byly parametry zadány manuálně. Takto zadané parametry nám umožnily studovat různé rychlosti a směry větru za stejných atmosférických podmínek jako je typ MVA nebo oblačnost. Takovýto přístup by byl v případě využití měřených dat nereálný. Zajímavou možností byla volba mezi fixní hodnotou MVA a jejím výpočtem pomocí Bowenova poměru, albeda a oblačnosti. Pro tento výzkum byla zvolena druhá možnost a jednotlivé parametry byly nastaveny na 60%, 16% a 0. Toto nastavení odpovídá jasné obloze a terénu pokrytému lesem. Přesné nastavení rychlosti a směru větru pro jednotlivé případy je popsáno v kapitole 2.2.3.

V předposlední skupině nazvané Čas je potřeba zadat datum a hodinu počátku a konce simulace a místní čas vzhledem k 00:00 UTC. Přestože nebyla použita meteorologická měření bylo zapotřebí zadat datum k výpočtu MVA odpovídající dané roční době. Pro simulaci byl použit začátek září (2.9.). Tento den je stále relativně blízko léta a proto ideální pro vytvoření hluboké MVA. Na druhou stranu, poměr délky dne (13,5 hodiny) a noci (10,5 hodiny) je již téměř vyrovnaný a proto je možné zhodnotit i vliv noční MVA na šíření kontaminantu. Bylo však nezbytné

zadat časové rozmezí simulace, které určovalo bude-li model pracovat s turbulentní MVA nebo s nízkou MVA typickou pro noční hodiny.

V závěru pak bylo nezbytné nastavit Únik. V této skupině se například specifikovala pozice zdroje v rámci domény nebo čas a trvání vypouštění od začátku simulace. Důležitým parametrem pak byla koncentrace vypouštěné látky v kg/h. V roce 2011 vydala Komise pro environmentální spolupráci (Commission for Environmental Cooperation, zkráceně CEC) přehled hodnot jednotlivých kontaminantů vypouštěných elektrárnami po celé Severní Americe a v Mexiku. Na základě této zprávy byla zvolena průměrná hodnota PM_{2.5} pro elektrárny v Kanadě 0,06 kg/h (CEC, 2011). Kontaminant byl vypouštěn v konstantní koncentraci po celou dobu simulace.

Velký rozdíl měřítek potřebných k popsání rozptylu z bodového zdroje je vyřešen použitím variabilního kroku sítě. Například, blízko u zdroje je pole šíření kontaminace velice úzké a později se rozptyluje, jak je kontaminace mísená turbulencí a přenášena větrem. Použití stejně velkých kroků sítě by bylo buď velice náročné na čas výpočtu (malá velikost) nebo nepřesné (velká velikost). Použití variabilní velikosti kroků sítě bylo u modelu SCIPUFF možné dosáhnout vyššího rozlišení, kdykoli to bylo potřeba (Sykes et al., 1998). Mřížka je



Obrázek 6 Příklad výpočetní mřížky v modelu SCIPUFF. Velikost kroků sítě se zmenšuje směrem ke zdroji.

nastavena tak, aby pokryla doménu přibližně čtvercovými uzly. Je-li potřeba přesnějšího rozlišení, menší kroky (vždy zmenšeny o faktor 2) jsou vytvářeny během výpočtu. Obrázek 6 ukazuje příklad takovéto mřížky.

2.2.2 Studovaná oblast a kontaminant

Jelikož se jedná o teoretickou studii, oblast využitá pro tento výzkum nebyla vybírána z hlediska ohrožení kontaminací. V této oblasti se nenachází žádný větší zdroj znečištění a není zde ani plánována jeho výstavba. Kritéria výběru oblasti byla čistě geografického rázu. Tato diplomová práce ideálně vyžadovala hornatou oblast s velkými rozdíly v nadmořské výšce na relativně malém území. Jelikož se jedná o studentskou práci, bylo také nezbytné, aby tato data byla volně přístupná.

V tomto případě byla použita terénní data z oblasti okolo města Merritt v Britské Kolumbii v Kanadě (NRCan, 1997). Na 2000 km² odpovídajících území mezi 50°-50,5° N a 120,5°-121° E, tedy zhruba 56 x 37 km, je výškový rozdíl téměř 1200 m. Nejnižší položený bod se nachází ve středu údolí a jeho nadmořská výška je 501 m. Nejvyšší bod je pak pouhých 21 km daleko a dosahuje nadmořské výšky 1680 m. Jihozápadní část domény zabírá především podlouhlé údolí, terén pak směrem na západ přechází v hornatou oblast. Z tohoto důvodu se toto území se jeví jako výhodné pro studium šíření znečištění v oblasti s komplexní orografií.



Obrázek 7 Terén využitý v modelu

Digitální terénní data jsou volně poskytována v ASCII formátu přímo ministerstvem pro přírodní zdroje (Natural Resources Canada, zkráceně NRCan). Obrázek 7 znázorňuje studovanou oblast.

Studovaným kontaminantem byly aerosolové částice (anglicky particulate matter, zkráceně PM). PM je termín používaný pro směs pevných částic a kapiček kapaliny rozptýlených ve vzduchu. Tyto částice pocházejí z různých zdrojů, jako jsou elektrárny, průmysl nebo dieselové motory nákladních automobilů, a jsou tvořeny v atmosféře transformací plynných emisí. Jejich chemické a fyzikální složení závisí na původu, ročním období a počasí (Aneja et al., 2006). PM se běžně rozděluje na hrubé a jemné částice, přičemž hrubé částice (PM₁₀) mají aerodynamický průměr mezi

2,5 μ m a 10 μ m. Životnost PM10 je od minut až po hodiny, a významnými zdroji jsou především prach z cest, průmysl, zemědělství, stavebnictví, nebo popílek ze spalování fosilních paliv.

Jemné částice mají aerodynamický průměr menší než 2,5 μ m (PM2.5). Liší se od PM10 původem a složením. Tyto částice vznikají kondenzací při vysokoteplotním spalování a jsou různou kombinací sloučenin síry, dusíku nebo uhlíku, amonia, vodíkových iontů, organických sloučenin a kovů (Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe). Hlavním zdrojem PM2.5 je spalování fosilních paliv a tavení a zpracování kovů. Jejich životnost je od několika dnů až týdnů. Kromě toho je přítomnost jemných částic ve vzduchu spojena se sníženou viditelností (Burnett et al., 1997).

PM je společně s oxidy síry, dusíku, oxidem uhelnatým, benzenem a olovem jednou z hlavních znečišťujících látek a jeho limity jsou stanoveny v zákoně č. 201/2012 Sb. o ochraně ovzduší (Ministerstvo vnitra ČR, 2010). Tato látka je také tou nejnebezpečnější z hlediska lidského zdraví. PM může vyvolat nepříznivé účinky na zdraví, včetně zvýšení morbidit a mortality u vnímavých jedinců. Síla nežádoucích zdravotních účinků závisí na tom, jak hluboko do dýchacích cest je částice schopná se dostat. PM10 se díky svému většímu průměru usazuje v horních cestách dýchacích. Na druhou stranu PM2.5 jsou nejen schopné proniknout až do alveolární oblasti plic, ale také obsahují množství kovů a sloučenin toxických pro organismus (Zmirou et al., 1999), což je činí tou nebezpečnější skupinou.

2.2.3 Studované případy

V rámci této práce bylo studováno několik různých případů v závislosti na poloze zdroje, směru a rychlosti větru a denní době. Je očekávatelné, že kontaminant se bude šířit jinak, pokud je zdroj umístěn v údolí nebo na kopci. Denní doba pak ovlivňuje výšku MVA a turbulentní mísení kontaminantu v horizontální i vertikální rovině.

K vyhodnocení všech možných situací byly použity případy kombinující vždy pozici zdroje a denní dobu. Dalšími hodnocenými parametry pak byly směr a rychlost větru. Kombinace pro jednotlivé případy jsou zaznamenány v Tabulce 1. Pro zjednodušení popisu jednotlivých případů bylo vybráno označení pro každý jednotlivý případ. Toto označení se skládá z dvou až tří písmen reprezentujících

v tomto pořadí: pozici zdroje (U pro údolí, K pro kopec), směr větru (U pro směr do údolí, K pro směr ke kopci) a denní dobu (D pro den, N pro noc). Označení směru větru chybí pro případy, kdy zdroj je umístěn na kopci, jelikož variabilita v hodnotách koncentrací pro různé směry byla zanedbatelná a proto tato studie nebude dále popisována v této práci. Základní zvolenou rychlostí větru je 2,5 m/s a proto tento údaj není zmíněn v označení. Vliv rychlosti větru byl studován samostatně a výsledkům je věnována kapitola 2.3.3.

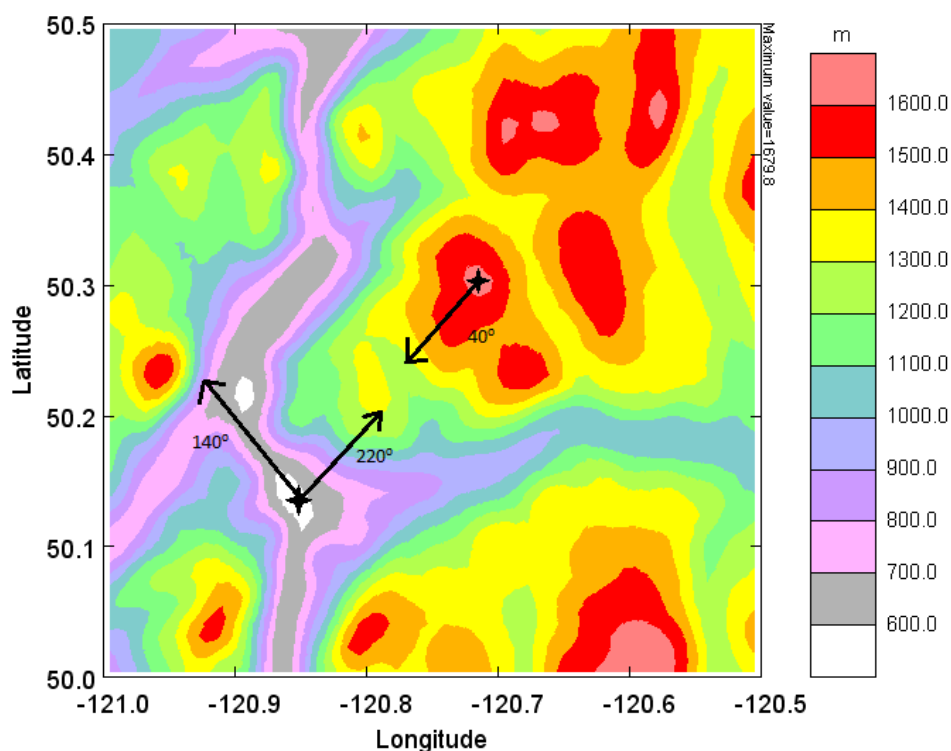
Tabulka 1: Studované kombinace pozice zdroje, směru větru (vyjádřeno ve stupních a geografickém smyslu) a denní doby a jejich označení.

pozice zdroje	směr větru	směr větru (pop)	denní doba	označení
v údolí	140	do údolí	12:00-18:00	UUD
			23:00-5:00	UUN
	220	ke kopci	12:00-18:00	UKD
			23:00-5:00	UKN
na kopci	40		12:00-18:00	KD
			23:00-5:00	KN

2.1.3.1 Pozice zdroje a směr větru

Ke studiu tohoto tématu byly vybrány dvě různé pozice zdroje znečištění. První pozice se nachází na dně údolí, v nadmořské výšce okolo 550 m.n.m. Tento zdroj je umístěn přibližně v oblasti města Merrit. Na severovýchod a jihozápad nadmořská výška strmě stoupá, zatímco na severozápad, jih a východ se táhne údolí řeky. Je pravděpodobné, že šíření znečištění z tohoto zdroje bude usměrněno tvarem a orientací údolí.

Pokud je zdroj umístěn v takto tvarovaném údolí nabízí se dva protichůdné scénáře v závislosti na směru větru. Dá se očekávat, že kontaminant se bude šířit jinak v případě větru vanoucího paralelně s orientací údolí a jinak v případě, kdy vítr bude hnát kontaminant směrem k horám. V tomto konkrétním případě tyto dva scénáře odpovídají jihovýchodnímu (tj. 140°) a jihozápadnímu (tj. 220°) směru větru. Popsané scénáře jsou zobrazeny na Obrázku 8 s popiskem odpovídajícím úhlu větru.



Obrázek 8 Pozice studovaných zdrojů kontaminace a směrů větru. Osy jsou ve stupních zeměpisné šířky (Latitude) a délky (Longitude)

V druhém případě byl zdroj umístěn na jednom z okolních kopců v nadmořské výšce okolo 1600 m.n.m. Tento kopec je jeden z nejvyšších bodů v okolí a proto se dá očekávat, že výsledky budou méně závislé na okolním terénu, stejně tak jako na směru větru. Z tohoto důvodu bude dále diskutován pouze jeden směr větru a to severovýchodní (40°).

2.1.3.2 Denní doba

Jak již bylo popsáno v teoretické části této práce, denní a noční MVA se značně liší jak hloubkou, tak schopností transportu látek. Z toho důvodu byl každý scénář kombinující pozici zdroje a směru větru doplněn o dvě různé denní doby.

Doba reprezentující den byla zvolena mezi 12:00 a 18:00. V těchto hodinách je turbulentní MVA již plně vyvinuta a dochází k mísení vzduchu ve spodních 2,5 km atmosféry. Noční doba pak byla zvolena v rozmezí od 23:00 do 5:00, což je dostatečně dlouho po západu slunce (cca 20:00), aby mohla odeznít přechodná část MVA a vytvořit se nízká noční MVA. Slunce pak vychází po šesté hodině ranní a neovlivňuje výsledné hodnoty.

2.1.3.3 Rychlost větru

Třetím studovaným vlivem byla rychlost větru. Síla větru má samozřejmě vliv na rychlost šíření kontaminantu, ale také na šířku oblaku znečištění, tj. jak daleko se kontaminant dostane ve směru kolmém na směr větru. Pro studium vlivu této veličiny byly vybrány tři různé rychlosti odpovídající prvnímu, druhému a třetímu stupni Beaufortovy stupnice; tedy vánek (0,3–1,5 m/s), slabý vítr (1,6–3,3 m/s) a mírný vítr (3,4–5,4 m/s). Konkrétně byly použity rychlosti 1 m/s, 2,5 m/s (jako základní rychlost) a 4,5 m/s. Čtvrtým případem pak bylo bezvětří, rychlost větru se tedy rovnala nule.

2.2 Výsledky

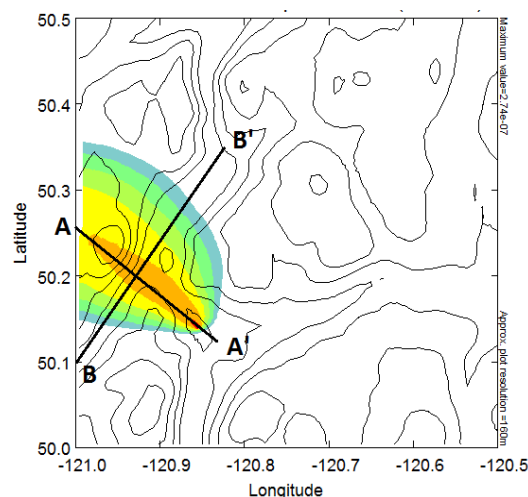
Tato kapitola se věnuje výsledkům simulace prováděné v rámci praktické části této práce. První část se věnuje vlivu pozice zdroje a směru větru na šíření znečištění v MVA. Ve druhé části jsou popsány výsledky analýzy vlivu denní doby a v důsledku toho různých typů MVA. Poslední třetí část popisuje výsledky simulací pro různé rychlosti větru.

2.2.1 Vliv pozice zdroje a směru větru

Prvním sledovaným aspektem byla pozice zdroje kontaminace v závislosti na okolním terénu. Byly analyzovány dvě různé pozice, první v údolí a druhá na vrcholku kopce. V této kapitole se pro zjednodušení nebudeme zabývat noční MVA a soustředíme se pouze na situaci, která nastává během dne v turbulentní MVA.

Pozice v údolí byla studována z hlediska dvou různých směrů větru. Prvním případem byl vítr směřující do údolí (případ UUD). K porovnání vertikálního mísení byly použity dva profily atmosféry. Jejich umístění můžete vidět na Obrázku 9. Profil AA' je shodný se směrem větru, profil BB' je téměř ortogonální a sleduje orientaci údolí. Pro zajímavost můžeme zmínit, že Obrázky 9 a 11 znázorňují situaci vždy po 6 hodinách od začátku simulace.

Podíváme-li se na vývoj profilu AA' na Obrázku 10, vidíme, že již po 15 minutách od začátku vypouštění kontaminantu dosáhne znečištění inverzní vrstvy, kde se zastaví a nešíří se dále do volné atmosféry (Obrázek 10a). V následujících hodinách je pak oblak nesen ve směru větru a zároveň mísen turbulencí a po třech hodinách je již kontaminant rovnoměrně rozmísen po celé MVA (Obrázek 10c). Dalším

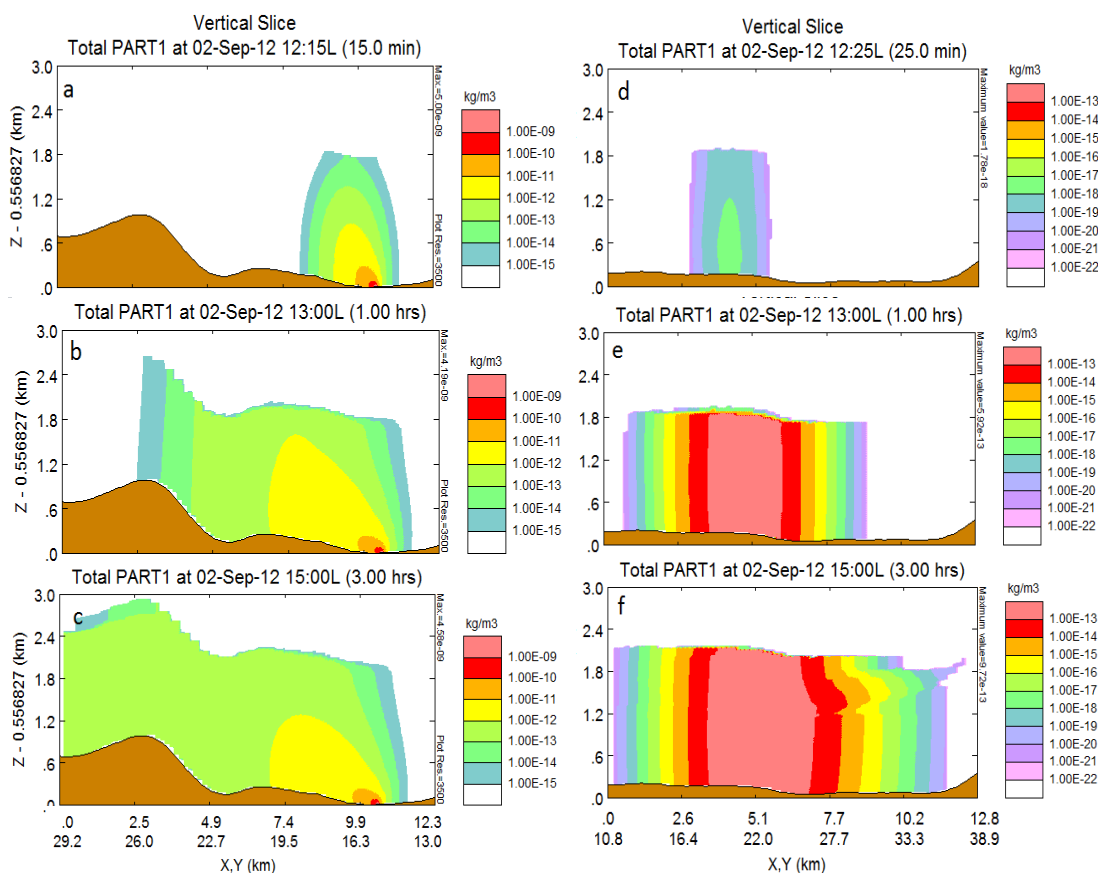


Obrázek 9 Umístění vertikálních profilů pro případ UUD a UUN.

efektem turbulence je šíření kontaminantu proti směru větru. Takto se znečištění může v nižších koncentracích dostat až tři kilometry proti směru větru. Je samozřejmé, že v čele oblaku kontaminace je vždy koncentrace nesené látky nižší a

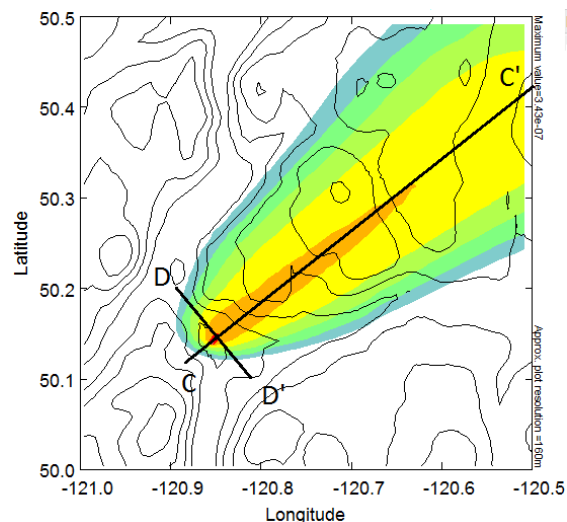
u zdroje vyšší. Tento efekt je viditelný na Obrázku 10b, kdy je stále veškerý vypuštěný kontaminant v oblasti domény.

Po 25 minutách dosáhne oblak hranice BB'. Na Obrázku 10d vidíme úzké čelo šířící se kontaminace a nízké hodnoty koncentrací. Je ovšem patrné, že znečištění je již vertikálně dobře promíseno napříč celou MVA. S přibývajícím časem a množstvím kontaminantu se oblak šíří do stran, až po třech hodinách dosáhne maximálního rozsahu, tedy 15km na obě strany od hlavního směru šíření kontaminace (profilu AA). Světle růžová barva na obrázcích profilu BB' se shoduje se světle zelenou na obrázcích profilu AA' a představuje hodnotu konečné koncentrace PM2.5 v ovzduší po promísění turbulencí, tedy 10^{-13} kg/m³. Povolená koncentrace PM2.5 v ovzduší je 25µg/m³, tedy $2,5 \cdot 10^{-11}$ kg/m³. Hodnoty kontaminace v profilu BB' tedy nepřekročí povolenou hranici. Tato hodnota je ovšem definována pro emise v místě zdroje, kde je v našem případě hodnota o několik řádů vyšší.



Obrázek 10 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil AA' (vlevo) a profil BB' (vpravo) pro situaci UUD. Barevná škála je rozdílná pro oba profily. Měřítko je vždy v kilometrech pro X a pro Y od počátku souřadnic (tedy bodu 121W, 50N).

Druhým studovaným směrem větru byl případ, kdy se kontaminace šířila ve směru kopcovité oblasti na severovýchodě (UKD). Opět byly sledovány dva směry šíření (Obrázek 11). První směr byl stejně jako v případě UUD shodný se směrem větru (CC') a druhý směr byl téměř ortogonální ke směru větru a shodný s orientací údolí (DD'). V tomto případě jsme se u sekundárního profilu zaměřili na oblast, která přímo protíná



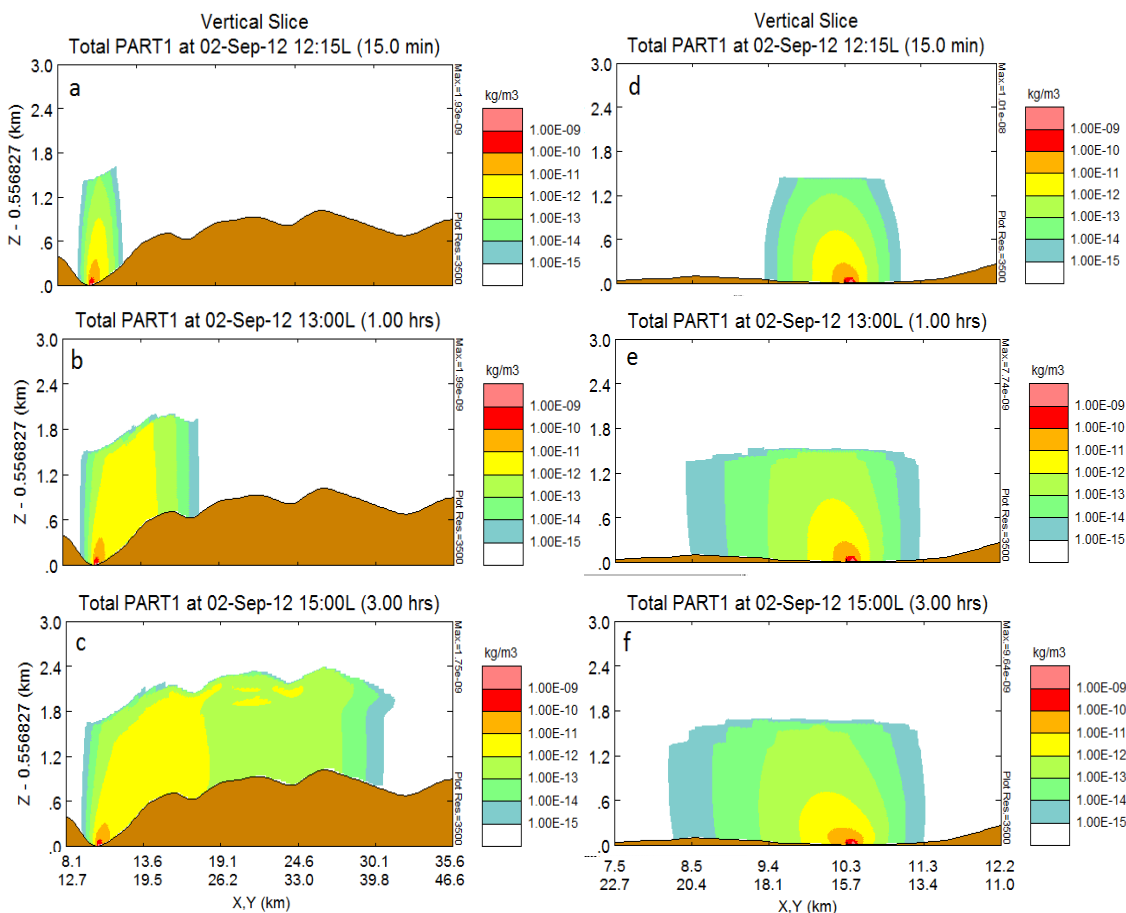
Obrázek 11 Umístění vertikálních profilů pro případ UKD a UKN.

pozici zdroje, a proto můžeme analyzovat šíření kontaminace ortogonálně ke směru větru v důsledku turbulence přímo u zdroje.

Stejně jako v předchozím případě vrchol MVA je kontaminantem dosažen po 15ti minutách od začátku vypouštění (Obrázek 12a). Zajímavým rozdílem mezi situací UUD a UKD je vzdálenost, kterou oblak kontaminantu dosáhne po jedné hodině (Obrázek 10b a 12b). Rychlost větru je v obou případech 2,5 m/s, tedy 9 km/h. Turbulence typická pro denní MVA však způsobila, že po hodině je čelo oblaku v obou případech dále než 9 km od zdroje. Kontaminace v případě UUD se šíří rychleji, přestože podmínky v MVA jsou zcela totožné se situací UKD. Zde je velmi dobře patrný vliv orografie - po hodině je čelo oblaku pro situaci UUD (13,3 km od zdroje) o téměř dva kilometry dále než v případě UKD (11,5 km od zdroje).

Podíváme-li se na oblast s koncentrací na hranici povolené hodnoty (10^{-12} , znázorněná žlutě), je situace odlišná. Po hodině dosahuje vzdálenost od zdroje u této koncentrace v případě UUD 6,1 km od zdroje, zatímco v případě UKD je tato zvýšená koncentrace až do 6,7 km od zdroje. Rozdíl několika set metrů je sice téměř zanedbatelný, ale je pravděpodobně způsoben opět orografií. V případě UKD je kontaminant nejprve zachycen v údolí a je mísen až k vrcholu MVA v této vyšší koncentraci a poté až se šíří dále. Tato situace je také patrná na Obrázcích 12a, 12b a 12c. V případě, kdy mísení není omezeno orografií (UUD) je tato vyšší koncentrace rozptýlena rychleji a dosáhne vrcholu MVA jen na krátkou chvíli a to právě

v momentě, kdy čelo kontaminace dorazí přes údolí k horskému masivu na západě domény (Obrázek 10b).



Obrázek 12 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil CC' (vlevo) a profil DD' (vpravo) pro situaci UKD. Měřítko je vždy v kilometrech pro X a pro Y od počátku souřadnic (tedy bodu 121W, 50N)

Na Obrázcích 12d, 12e a 12f si můžeme povšimnout jisté preference v šíření kontaminantu směrem na severozápad. Teoreticky by šíření znečištění ve směru ortogonálnímu ke směru větru nemělo být ovlivněno silou nebo směrem větru a proto velmi dobře vypovídá o vlivu orografie. Vzduch a tedy i PM_{2.5} v něm obsažené stékají směrem do nižších poloh. Směrem na jihovýchod je sklon údolí lehce vyšší než na jihozápad, což způsobuje nerovnoměrné šíření kontaminantu v ortogonální rovině (DD').

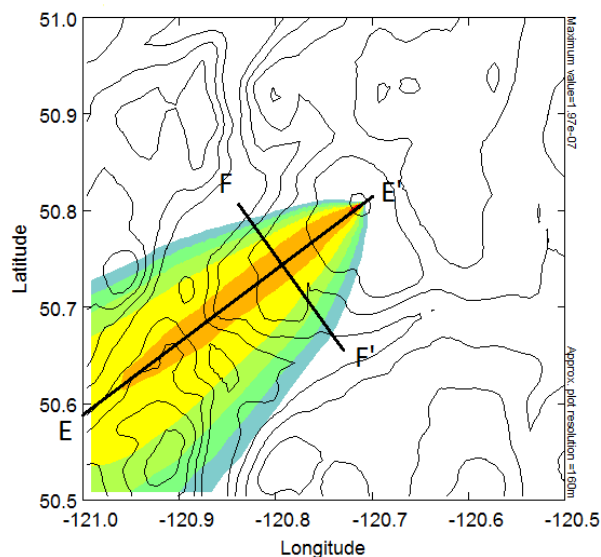
Druhou studovanou pozicí zdroje byl vrchol kopce nacházejícího se zhruba uprostřed domény, jak je znázorněno na Obrázku 13. Opět byly studovány dva

profily, jeden ve směru větru (EE') a jeden ortogonální (FF'). Obrázek 14 znázorňuje sekvenci těchto profilů pro 10 minut, jednu hodinu a tři hodiny od začátku simulace.

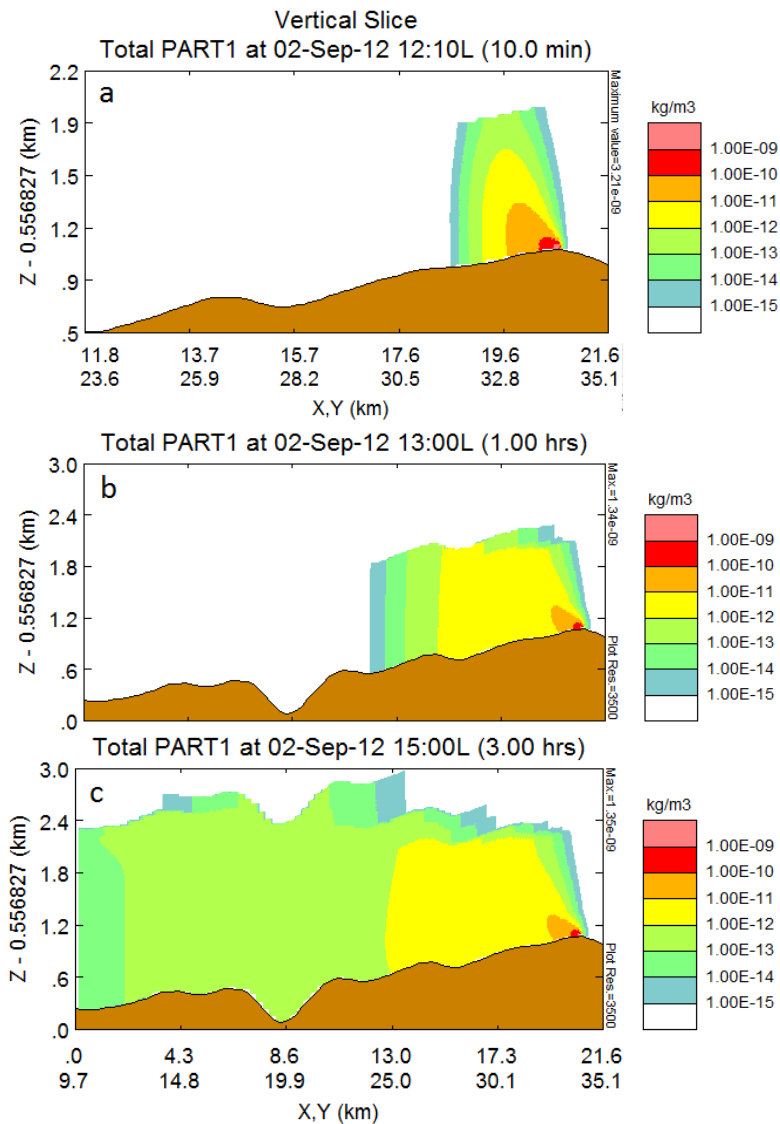
Tentokrát dosáhl oblak znečištění vrcholu MVA již po deseti minutách. To je způsobeno nižší MVA, která v této nadmořské výšce zabírá pouze něco málo přes kilometr. V údolí,

kde je nadmořská výška okolo 600 m.n.m, je MVA hlubší než v hornaté oblasti s nadmořskou výškou mezi 1200 a 1500 m.n.m. Vývoj hloubky MVA je také patrný z panelu (c) na Obrázku 14. Zatímco v místě zdroje znečištění dosahuje MVA pouze okolo kilometru na konci profilu EE' (tedy u bodu E) je MVA hluboká okolo 2000m. Vzdálenost těchto dvou bodů je 33,3km a je proto velmi nepravděpodobné, že by se vzájemně nějak ovlivňovali. Také vlastnosti povrchu pro výpočet MVA byly nastaveny po celé doméně stejné. Tento efekt je tedy způsoben čistě nadmořskou výškou a s ní spojenou teplotou vzduch a tedy i zemského povrchu, který ohřevem atmosféry způsobuje turbulentní proudy.

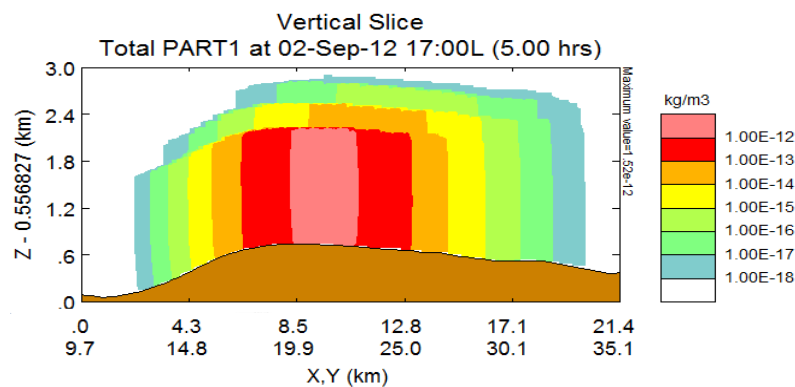
Obrázek 15 představuje profil FF', kde můžeme vidět, jak je koncentrace kontaminace posouvána v prostoru a postupně mísena v každém kroku. Průřez FF' má ve všech bodech nižší nadmořskou výšku nežli oblast proti směru větru. Díky tomu je patrné, jak ve svrchní části MVA není na většině míst koncentrace stejná jako u země, jak tomu bylo u profilu BB', který také znázorňoval příčný profil ve vzdálenosti dostatečné k tomu, aby se znečištění rovnoměrně promísilo po celé hloubce MVA. Na Obrázku 15 můžeme vidět zbytkové koncentrace z profilů položených výše. Vyšší koncentrace se tedy drží blíže při zemi.



Obrázek 13 Umístění vertikálních profilů pro případ KD a KN.



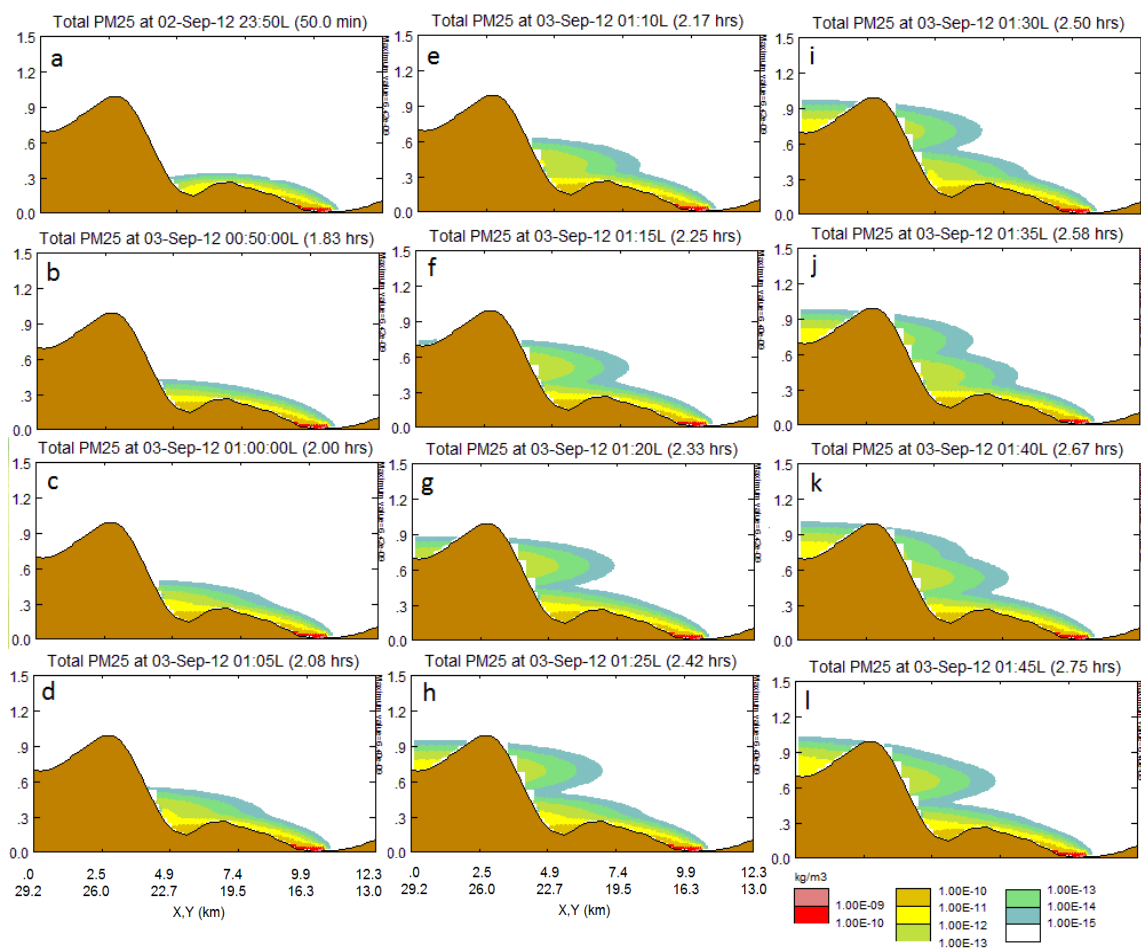
Obrázek 14 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil EE' pro situaci KD. Panel (a) má menší měřítko než panely (b) a (c). Měřítko je vždy v kilometrech pro X a pro Y od počátku souřadnic (tedy bodu 121W, 50N)



Obrázek 15 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil FF' pro situaci KD. Růžová na obrázku odpovídá žluté na Obrázku 14. Měřítko je vždy v kilometrech pro X a pro Y od počátku souřadnic (tedy bodu 121W, 50N)

2.2.2 Vliv denní doby

Všechny kombinace pozice a směru větru byly studovány pro denní a noční MVA. Jak bylo popsáno v kapitole 1.1, MVA je výrazně odlišná během dne a během noci. Zatímco denní MVA je typická silnou turbulencí a relativně vysokou uniformní vrstvou, noční MVA je o poznání nižší a proudění je quasilineární (Jiang et al., 2012). Tato kapitola se věnuje porovnání šíření kontaminace během dne a noci a zobrazuje noční situace ekvivalentní k profilům použitým v předchozí kapitole pro denní dobu.



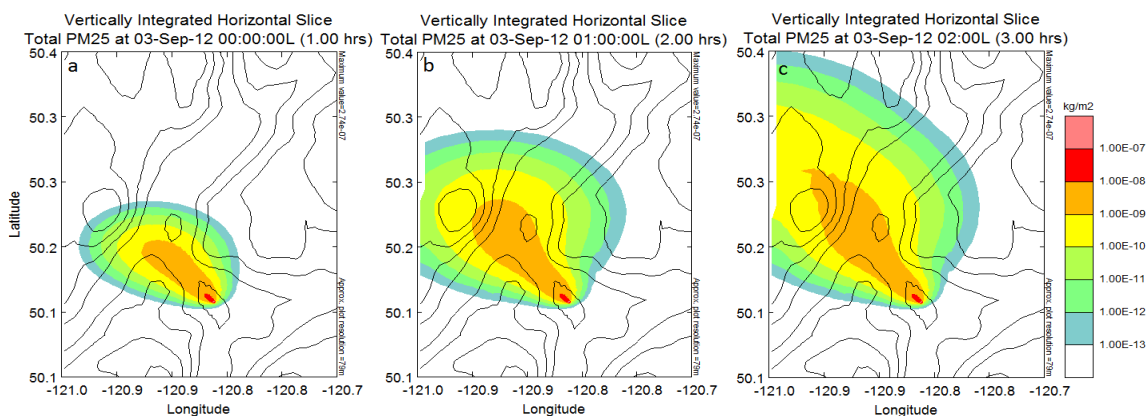
Obrázek 16 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil AA' pro situaci UUN.. Měřítka je vždy v kilometrech pro X a pro Y od počátku souřadnic (tedy bodu 121W, 50N)

Z Obrázku 16a je patrné, že během noci se kontaminace šíří jen ve spodních cca 200m atmosféry a i po několika kilometrech je zřetelný rozdíl mezi vyšší koncentrací znečištění blíže u země a nižší koncentrací výše v MVA. Toto platí, dokud má oblak

kontaminace volnou cestu napříč údolím. Odlišná situace nastane, když čelo kontaminace dorazí ke kopcům na západě domény.

Obrázek 16 znázorňuje vývoj šíření kontaminace po dosažení úbočí kopce. Panel (a) a (b) dělí jedna hodina, kdy se údolí uprostřed profilu AA' plní kontaminantem. Během této hodiny se kontaminace začíná šířit v kolmém směru ke směru větru (Obrázek 17a a 17b). Kontaminant se pak šíří více na sever a severozápad ve směru údolí a kopců s nižší nivelací v porovnání s jihem a jihozápadem.

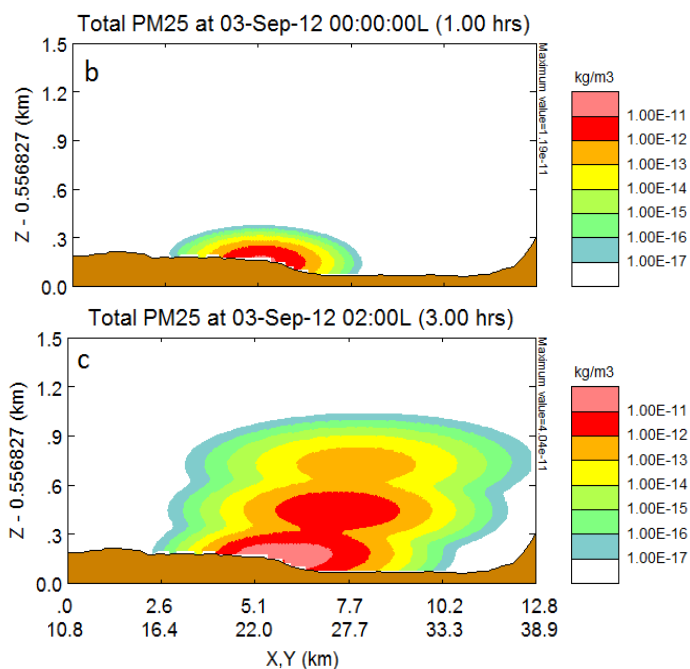
V následující půl hodině se kontaminant dostane do oblasti s vyšší nadmořskou výškou (Obrázek 17b a 17c) na západě domény. Tato oblast má samozřejmě svou vlastní MVA. Na úbočí kopce pak dochází k překryvu těchto dvou MVA, což způsobuje efekt viditelný na sekvenci obrázků 16c až 16l. Po třech hodinách se koncentrace kontaminantu horizontálně nemění a zůstává stejná jako na Obrázku 17c; vertikálně osciluje mezi 16g až 16l. Všimněme si, že osa X je 20 km dlouhá, zatímco osa Y pouze 1,5km, je proto nutné si uvědomit, že tento jev se může zdát na obrázku velmi silný, ale ve skutečnosti je rozprostřen na velké ploše. Nízká noční MVA také do jisté míry zajišťuje čistší vzduch ve vyšších nadmořských výškách, např. vrchol hory není nikdy zasažen vysokou koncentrací znečištění.



Obrázek 17 Horizontální profil šíření znečištění pro situaci UUN. Koncentrace představuje množství kontaminantu v celém vertikálním sloupci.

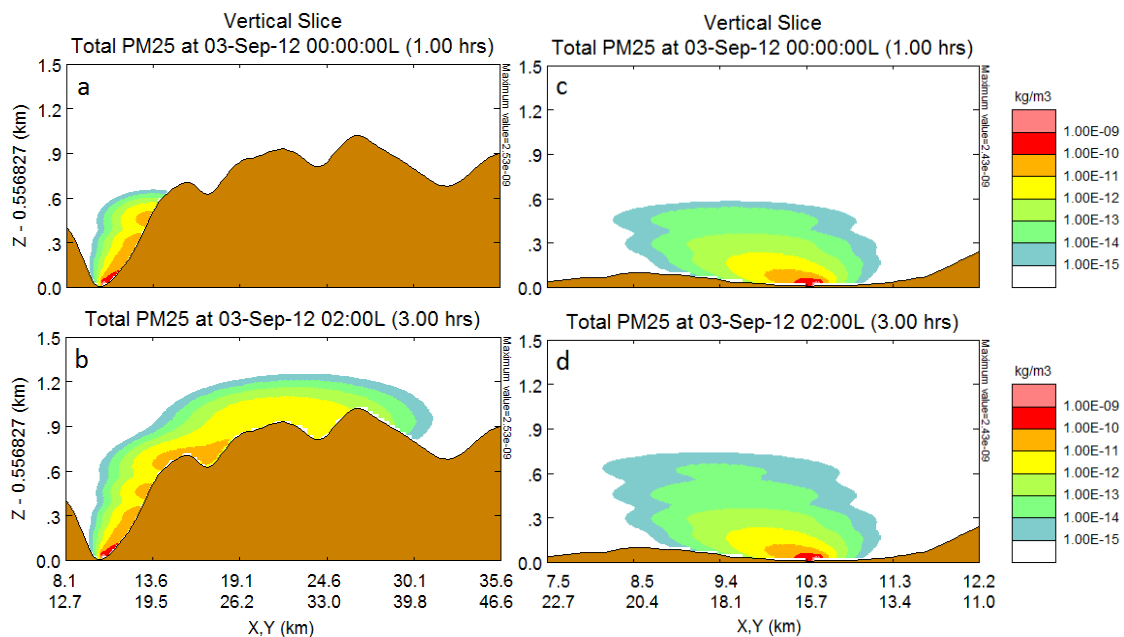
Stejný efekt je viditelný i na profilu BB' (Obrázek 18). Je nutné podotknout, že tento profil vede údolím, tedy přímo na úpatí kopce, a proto nám poskytuje pohled na efekt popsany výše. Čelo kontaminace dosáhne tohoto profilu po 35 minutách, tato koncentrace je však extrémně nízká (v řádu 10^{-20} kg/m^3), a proto tento profil

není zobrazen. Po hodině je pak čelo kontaminace 9,6km daleko od zdroje. Po třech hodinách je kontaminace rozprostřena ve třech horizontálních vrstvách (také viditelné na Obrázku 16j). Takto se postupně znečištění přesouvá do vyšší nadmořské výšky.



Obrázek 18 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil BB' pro situaci UUN. Růžová na obrázku odpovídá žluté na Obrázku 8 Měřítko je vždy v kilometrech pro X a pro Y od počátku souřadnic (tedy bodu 121W, 50N)

Stejný efekt jako u případu UUN je vidět i na situaci UKN. Na Obrázku 19 opět vidíme vrstvení jednotlivých MVA na úbočí hory. Tentokrát je tento efekt patrný již po první půl hodině simulace, jelikož pozice zdroje je mnohem blíže k hornaté oblasti ve směru větru, než tomu bylo v případě UUN. Vliv orografie je také opět patrný na rychlosti šíření kontaminace. Tentokrát je po hodině simulace čelo kontaminace 6,4km daleko, což je o 2,6km méně, než by naznačovala rychlost větru (9km/h).

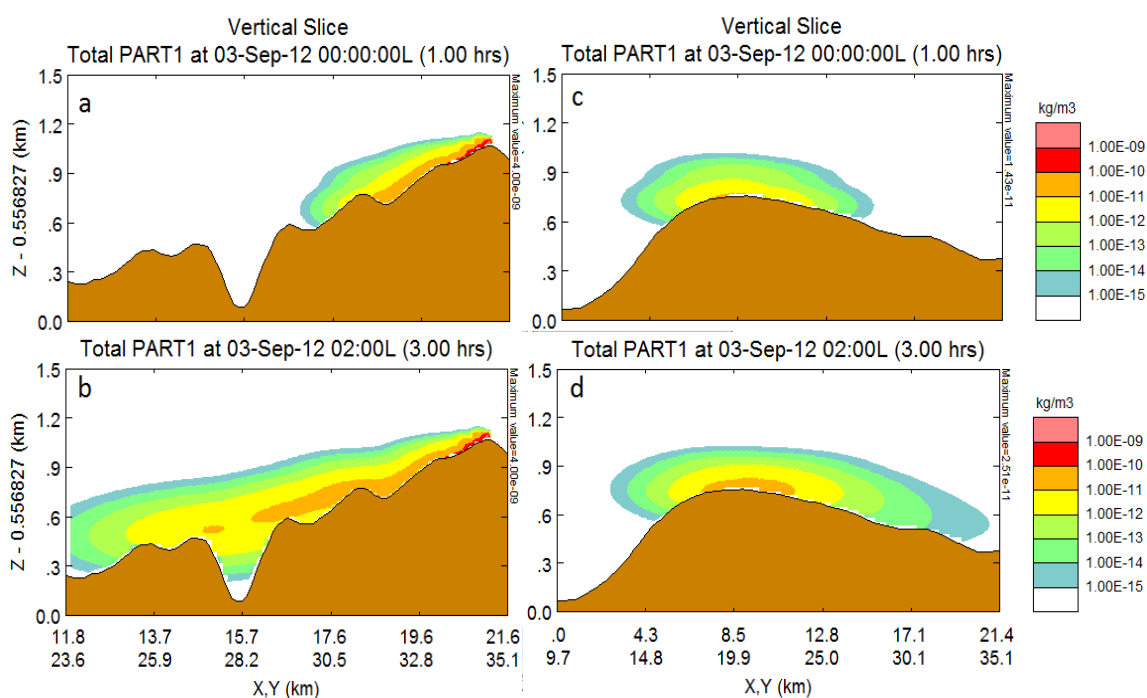


Obrázek 19 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil CC' (vlevo) a profil DD' (vpravo) pro situaci UKN. Měřítko je vždy v kilometrech pro X a pro Y od počátku souřadnic (tedy bodu 121W, 50N).

Posledním případem byla situace, kdy byl zdroj umístěn na vrcholku kopce. Situace KN je vidět na Obrázku 20. Znečištění se nejprve šíří blízko u země, tedy v MVA, ale později se odpoutá a šíří se volně atmosférou nesené větrem. Po hodině je čelo kontaminace 14,1 km daleko, což je nejdále ze všech simulovaných situací. Tato hodnota je však pouze o zhruba 1 km větší než ve dne. Zde je vidět vliv nejen orografie, ale také povrchového tření a v jaké vrstvě MVA se kontaminace právě nachází. Šíření kontaminace pro situaci UUN by také nemělo být zpomalováno orografií, alespoň první hodinu šíření, přesto je rozdíl mezi dosahem čela kontaminace ve dne (13,3km) a v noci (9,6km) daleko větší a, což je zřejmě ještě zajímavější, opačný.

V tomto případě nejde ani tak o rozdíl mezi vzdálenostmi dosaženými během dne za turbulentní MVA, protože tato vzdálenost je velmi podobná pro všechny tři situace (situace UKD má pak lehce kratší dosah z důvodů popsanych v předchozí kapitole), jako v rozdílech během noci. V noci je MVA velice nízká a i malé terénní nerovnosti, jaké můžeme vidět na profilu AA', zpomalují šíření v daném směru. Oproti tomu v případě KN kontaminace v podstatě stéká do údolí a její šíření je tedy ještě uspišeno.

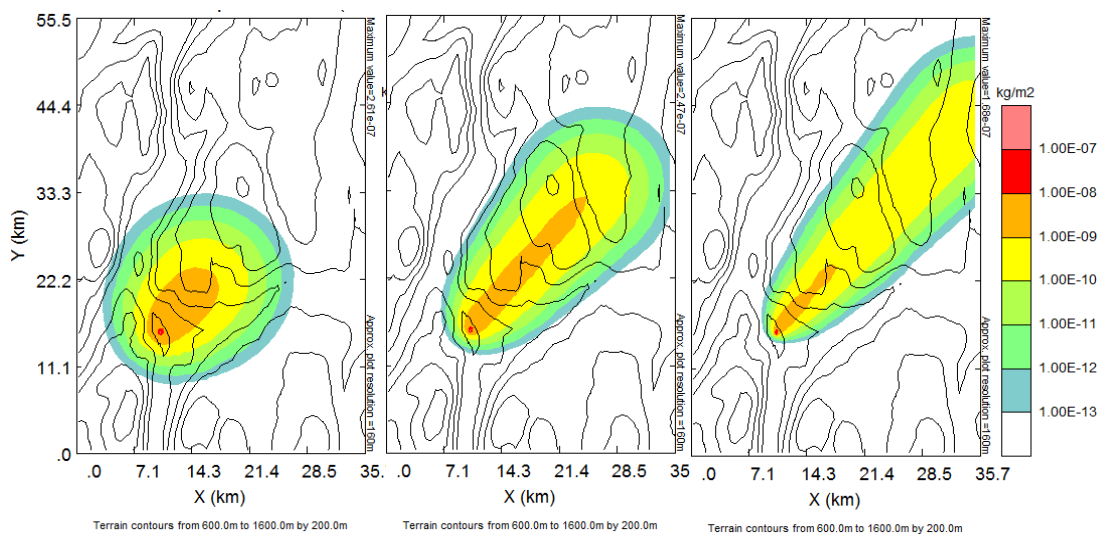
Zajímavým faktem je, že kontaminace se nedostane na dno údolí. V noci je údolí chráněno svou vlastní stabilní MVA, do které kontaminace nesená větrem nepronikne. I po šesti hodinách simulace je situace stejná jako po prvních třech hodinách (Obrázek 20b) a spodních 200m údolí není zasaženo znečištěním. V ortogonálním směru má pak znečištění tendenci šířit se rychleji po mírnějším svahu, koncentrace tohoto směru šíření jsou ovšem nižší.



Obrázek 20 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil EE' (vlevo) a profil FF' (vpravo) pro situaci KN. Měřítko je vždy v kilometrech pro X a pro Y od počátku souřadnic (tedy bodu 121W, 50N).

2.2.3 Vliv rychlosti větru

Rychlost větru má v první řadě vliv na velikost a tvar oblaku znečištění. Na Obrázku 21 vidíme porovnání horizontálního rozptylu znečištění pro situaci UKD tři hodiny od začátku simulace. V případě, kdy je rychlost větru 1 m/s, je znečištění více lokálního charakteru. Na druhou stranu při této rychlosti je také nejvyšší koncentrace kontaminantu v porovnání s případy, kdy je rychlost větru vyšší. Oblak znečištění dosáhne nejdále proti směru větru v případě, kdy je rychlost větru pouze 1 m/s; tedy 5,4km oproti 2,4km pro rychlost větru 2,5 m/s a 0,9km pro rychlost větru 4,5 m/s.



Obrázek 21 Vývoj šíření znečištění po třech hodinách od začátku vypouštění pro tři různé rychlosti větru; zleva 1 m/s, 2,5 m/s a 4,5 m/s. Měřítko je vždy v kilometrech pro X a pro Y od počátku souřadnic (tedy bodu 121W, 50N).

Vliv rychlosti větru je shrnutý v Tabulce 2, kde můžeme porovnat, jak daleko se kontaminace dostane za jednu hodinu od počátku vypouštění za různých povětrnostních podmínek. Největší rozdíl mezi rychlostmi větru je vidět na situaci UKN. V tomto případě musí kontaminace nejprve překonat terénní překážku a pak až se může volně šířit. Toto je do značné míry ovlivněno větrem. Jak bylo popsáno výše, vyšší rychlost větru napomáhá kontaminaci dostat se dříve přes tuto terénní překážku, zatímco u nižších rychlostí má kontaminace tendenci se nejprve šířit do údolí a cestou nejmenšího odporu. Při rychlosti větru 2,5 m/s se po hodině simulace kontaminace dostala přesně na vrchol hory a v následujících hodinách se tedy již šíří rychleji, zatímco pro rychlost větru 1 m/s je znečištění stále v údolí a pro 4,5 m/s je již více než 10km od začátku hornaté oblasti.

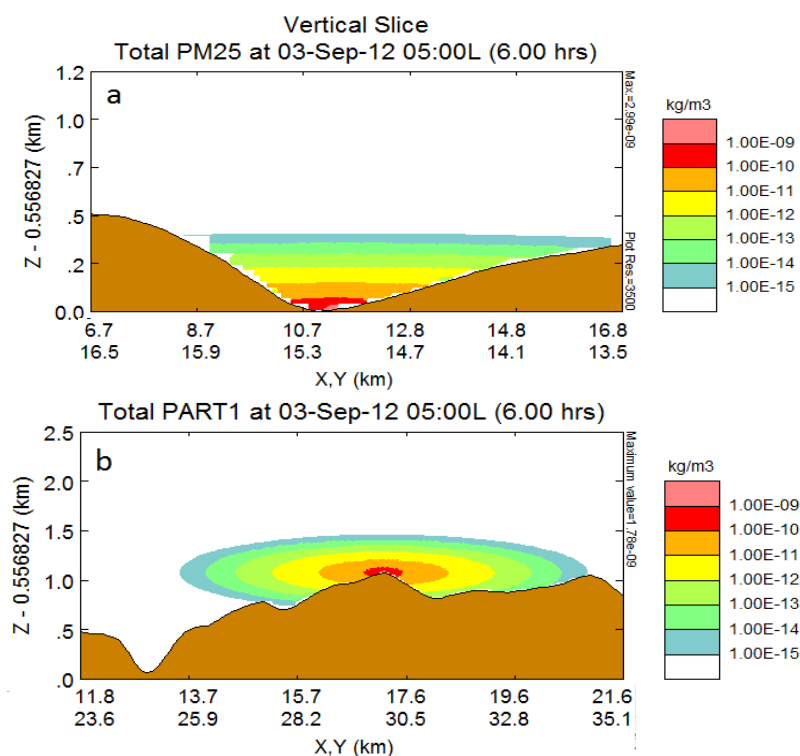
Tabulka 2 Vzdálenost čela kontaminace po jedné hodině od začátku simulace pro různé situace a rychlosti větru

vzdálenost čela kontaminace po 1h [km]			
	1m/s (3,6km/h)	2,5m/s (9km/h)	4,5m/s (16,2km/h)
UUD	8,3	13,3	?
UUN	4,1	9,6	17,3
UKD	7,5	11,5	19,1
UKN	2,4	6,4	18
KD	7,8	13,4	20,4
KN	9,3	14,1	19,7

Poslední studovanou rychlostí větru bylo bezvětří, tedy 0 m/s. Při bezvětří je ve dne kontaminace pro zdroj v údolí po hodině 9,2 km daleko, v noci 4,7 km. Během dne se také kontaminace šíří ve všech směrech stejnou rychlostí. Opět je zde patrný vliv turbulence, která napomáhá šíření kontaminace během dne mísením znečištění ve spodních 2 km atmosféry.

Na Obrázku 22a vidíme, jaká situace nastává v noci. Údolí se v podstatě plní znečištěním, a proto je šíření řízeno tvarem údolí. Ve směru menší nivelace je rychlost šíření vyšší (po šesti hodinách 3,1 km daleko), zatímco po strmějším svahu postupuje oblak kontaminantu pomaleji (po 6 hodinách 2,2 km daleko).

Pro zdroj na kopci je kontaminace po šesti hodinách v noci 14 km daleko a ve dne 12,7 km. Tento rozdíl je pravděpodobně opět způsoben turbulencí, která způsobí, že se kontaminace šíří i ve vertikální ose. V noci se pak znečištění ve všech směrech šíří podle Gaussova modelu kouřové vlečky, tedy s nejvyšší koncentrací uprostřed a nižší na stranách a nahoře a dole a znečištění se tak dostane dále v horizontálním směru.



Obrázek 22 Šíření znečištění během v noci a za bezvětří pro případ zdroje kontaminace v údolí (a) a na kopci (b). Profil (a) není shodný s žádným s dříve použitých profilů, profil (b) je shodný s profilem EE'. Měřítko je vždy v kilometrech pro X a pro Y od počátku souřadnic (tedy bodu 121W, 50N).

2.2.4 Závěr

Prvním zásadním parametrem ovlivňujícím šíření kontaminace v MVA byla pozice zdroje. Během dne se kontaminace velmi rychle promísí napříč vertikálním profilem MVA a dále se šíří v celé vrstvě. MVA dosahuje přes den od jednoho km (na horách) do 2,3 km (v nížině). Rozdíl v nadmořských výškách je však jen něco okolo 1200 m. MVA má tedy vždy jakousi „společnou část“ i v oblastech s velkou nivelací, což umožňuje kontaminaci šířit se relativně snadno i přes terénní překážky.

Tento jev způsobuje, že rozdíly ve směru šíření a pozici zdroje jsou ve dne menší než v noci. Zajímavý jev spojený s noční MVA je překryv vrstev z různých nadmořských výšek. Při přechodu kontaminace přes terénní překážky v noci se musí kontaminant dostat mezními vrstvami pro různé nadmořské výšky. Tento proces je daleko pomalejší než turbulentní mísení během dne, což způsobuje, že je rychlost a rozsah šíření daleko více závislý na směru větru a pozici zdroje. Zatímco ve dne byl rozdíl mezi vzdáleností čela kontaminace od zdroje pro situace UUD a UKD pouze 1,8 km, v noci tento rozdíl dosáhl 3,2 km, tedy téměř dvojnásobek. Také rozdíl mezi vzdáleností dosaženou ve dne a v noci je pro situaci UKD resp. UKN největší, tedy 5,1 km.

Na těchto případech je nejsilněji vidět vliv orografie na šíření kontaminace. Z výsledků simulace vyplývá, že přítomnost terénní překážky po větru od zdroje kontaminace zpomalí do určité míry šíření ve směru větru. Toto zpomalení je pak výrazně silnější během noci než během dne. Oproti tomu, pokud je to možné, šíření je posíleno ve směru kolmém na směr větru. Tento závěr je ještě potvrzen tím, že nejmenší rozdíl mezi rychlostí šíření ve dne a v noci je pak pro situaci se zdrojem na kopci, tedy pro situaci, kdy je vliv orografie nejmenší.

Kromě vlivu denní doby a kombinace pozice zdroje a směru větru byl ještě sledován třetí aspekt, vliv rychlosti větru. Výsledky ukázaly, že tato veličina má především vliv na velikost, tedy šířku a délku, mraku kontaminace. Pro vyšší rychlosti větru je oblak znečištění delší a užší, méně kontaminace se tedy šíří ve směru kolmém na směr větru. Také dosah znečištění proti směru větru je nejmenší.

Pro nižší rychlosti větru je pak oblak kontaminace širší a kratší a znečištění se také šíří do určité vzdálenosti proti směru větru. Extrémním případem je pak

bezvětří, kdy by se znečištění mělo šířit do všech stran stejně rychle. Tato situace ovšem nastává pouze pro zdroj znečištění na kopci, který není ovlivněn orografií. Kontaminace ze zdroje v údolí je ovlivněna sklonem svahů, a to především v noci, kdy šíření není posíleno turbulencí.

Použitá literatura

Aneja VP, Wang B, Tong DQ, Kimball H, Steger J., 2006. Characterization of Major Chemical Components of Fine Particulate Matter in North Carolina. *Journal of Air & Waste Management Association*. Volume 56, Issue 8, pp 1099-1107.

Burnett R, Cakmak S, Brook J, Krewski D., 1997. The Role of Particulate Size and Chemistry in the Association between Summertime Ambient Air Pollution and Hospital for Cardiorespiratory Diseases. *Environmental Health Perspectives*, Volume 105, Issue 6, pp 614-620.

Camuffo D., 1982. The nocturnal IBL over an hilly island with reference to the diffusion of radioactive nuclei. *Boundary-Layer Meteorology*. Volume 22, Issue 2, pp 233-240.

Commission for Environmental Cooperation (CEC), 2011. North American Power Plant Air Emission. Montréal (Québec) Canada. ISBN : 978-2-89700-008-0.

Counihan, J., 1970. The thickness of the planetary boundary layer. *Atmospheric Environment*, Volume 3, pp 519-533.

Environmental Protection Agency (EPA), 2000. Second-order Closure Integrated PUFF Model (SCIPUFF). Dostupné z: <http://www.epa.gov/scram001/7thconf/information/scipuff.pdf> [cit. 2013-03-14].

Fairlie, T.D.A., 1995. Three-dimensional transport simulations of the dispersal of volcanic aerosol from Mount Pinatubo. *Quarterly Journal - Royal Meteorological Society*, Volume 121, Issue 528, pp 1943-1980.

Finlayson-Pitts, B.J., Pitts Jr. J.N., 1997. Tropospheric Air Pollution: Ozone, Airborne Toxics, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, and Particles. *Science*, Volume 276, Issue 5315, pp. 1045-1051.

Friedlander, S.K., 2000. *Smoke, Dust and Haze: Fundamentals of Aerosol Behaviour*. Oxford University Press, Oxford, pp 407.

Glasson, W.A., 1981. Effect of hydrocarbon and NO(x) on photochemical smog formation under simulated transport conditions. *Journal of the Air Pollution Control Association*, Volume 31, Issue 11, pp 1169-1172.

Gohm, A., Harnisch, F., Vergeiner, J., Obleitner, F., Schnitzhofer, R., Hansel, A., Fix, A., Neininger, B., Emeis, S., Schäfer, K., 2009. Air pollution transport in an Alpine valley: Results from airborne and ground-based observations. *Boundary-Layer Meteorology*, Volume 131, Issue 3, pp 441-463.

Grant, A.L.M., 1997. An observational study of the evening transition boundary-layer. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, Volume 123, Issue 539, pp 657-677.

Holton, J. R., 1992. *An Introduction to Dynamic Meteorology*. Academic Press, New York, pp 511.

Hasse, L., 1993. Turbulence closure in boundary-layer theory —An invitation to debate. *Boundary-Layer Meteorology*, Volume 65, Issue 3, pp 249-254. DOI: 10.1007/BF00705528.

Jacob, D. J., 1999. *Introduction to Atmospheric Chemistry*. Princeton University Press, Chichester, pp 266.

Jacobson, M.Z., 2002. *Atmospheric Pollution: History, Science, and Regulation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 401.

Jiang, X.a, Li, Y.a , Zhao, X.a, Koike, T., 2012. Characteristics of the summertime boundary layer and atmospheric vertical structure over the Sichuan Basin. *Journal of the Meteorological Society of Japan*. Volume 90, Issue C, pp 33-54.

Langmann, B., Bauer, S.E., Bey, I., 2003. The influence of the global photochemical composition of the troposphere on European summer smog, part I: Application of a global to mesoscale model chain. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres*, Volume 108, Issue 4, pp 7-1.

Loon, G. W. van, Duffy, S. J., 2005. *Environmental chemistry: a global perspective*, Oxford University Press, Oxford, pp 515.

Marelli L., 2007. Contribution of natural sources to air pollution levels in the EU - a technical basis for the development of guidance for the Member States. Institute for Environment and Sustainability, Luxembourg, pp 102.

McGuffie, K., Henderson-Sellers, A., 2005. *A Climate Modelling Primer*. Wiley, Chichester, pp 280.

Ming, Z., Yinzi, X., Rongsheng, W., 1989. The wind structure in planetary boundary layer. *Advances in Atmospheric Sciences*. Volume 6, Issue 3, pp 365-376.

Ministerstvo vnitra ČR, 2010. Sbíрка zákonů a Sbíрка mezinárodních smluv. Dostupné z: <http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/> [cit. 2013-03-14].

Ministry of Health, 1954. Mortality and morbidity during the London fog of December 1952. Reports on Public Health and Medical Subjects No 95. London: HMSO.

Moene, A. F., van Dam, J. C., 2011. *Atmosphere-Vegetation-Soil Interactions*. Wageningen University, Wageningen, pp 276.

Natural Resources Canada (NRCan), 1997. 092I, ASHCROFT. Government of Canada, Natural Resources Canada, Earth Sciences Sector, Mapping Information Branch, Centre for Topographic Information – Ottawa. Dostupné z: <http://geogratis.gc.ca/beta/search.php?lang=en> [cit. 2013-01-08].

Pitz, M., Schmid, O., Einrich, J., Birmili, W., Maghun, J., Zimmermann, R., Wichmann, E., eters, A., Cyrus, J., 2008. Seasonal and Diurnal Variation of PM_{2.5} Apparent Particle Density in Urban Air in Augsburg, Germany. *Environmental Science & Technology*, Volume 42, Issue 14, pp 5087–5093. DOI: 10.1021/es7028735.

Rao, K.S., Snodgrass, H.F., 1978. *The Structure of the Nocturnal Planetary Boundary Layer*. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, Atmospheric Turbulence and Diffusion.

Seinfeld, J., Pandis S. (2006). *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change* (Second Edition ed.). Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. ISBN 0-471-72018-6

Schwartz J., Marcus A., 1990. Mortality and air pollution in London: a time series analysis. *American Journal of Epidemiology*. Volume 131, pp 185-194.

Stull, R. B., 1988. *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Kluwer Academic, pp 666.

Stull R. B., 2005. *Meteorology for Scientists and Engineers*, 3rd Ed., Brooks/Cole Thomson Learning, Pacific Grove, Calif., 580 pp.

Sullivan, P.P., Moeng, C.-H., Stevens, B., Lenschow, D.H., Mayor, S.D., 1998. Structure of the entrainment zone capping the convective atmospheric boundary layer. *Journal of the Atmospheric Sciences*, Volume 55, Issue 19, pp 3042-3064.

Sykes, R.I., S.F. Parker, D.S. Henn, C.P. Cerasoli and L.P. Santos, 1998. PC-SCIPUFF Version 1.2PD Technical Documentation. ARAP Report No. 718. Titan Corporation, Titan Research & Technology Division, ARAP Group, P.O. Box 2229, Princeton, NJ, 08543-2229

Wallace J. M., Hobbs P. V., 2006. Atmospheric science: an introduction survey – 2nd edition. Academic Press, London, pp 483.

Warneck, P., 1999. Chemistry of the Natural Atmosphere. Academic Press, San Diego, pp 927.

Wayne, R.P., 1991. Chemistry of Atmospheres 2nd Edition. Oxford Univ. Press, New York, pp 447.

Wilson, W.E., Husar, R.B., 1983. Role of Nitrogen Oxides in the Wet and Dry Deposition of Acidity. International Congress & Exposition - Society of Automotive Engineers, Detroit, Code3258.

WHO, 2008. The World Health Report 2008 - primary Health Care (Now More Than Ever). Dostupné z: <http://www.who.int/whr/2008/en/> [cit.: 2013-04-03]

Zmirou, D., Deloraine, A., Balducci, F., Boudet, C., Dechenaux, J., 1999. Health Effects Costs of Particulate Air Pollution. Journal of occupational and environmental medicine / American College of Occupational and Environmental Medicine, Volume 41, Issue 10, pp 847-856.

Seznam Obrázků

Obrázek 1 Ilustrace znázorňující znaménko teplotního transportu pro nestabilní (a) a stabilní (b) atmosféru.....	- 12 -
Obrázek 2 Nákres rozložení celkového energetického toku F^* do energetických komponent.....	- 14 -
Obrázek 3 Vertikální profily teploty (T), potenciální teploty (Θ), vlhkosti (q) a rychlosti větru (V) pro situaci ve dne (a) a v noci (b).	- 16 -
Obrázek 4 Vertikální průřez strukturou MVA a její typický vývoj během léta....	- 18 -
Obrázek 5 Typické doby potřebné k horizontálnímu transportu v troposféře.	- 23 -
Obrázek 6 Příklad výpočetní mřížky v modelu SCIPUFF.....	- 35 -
Obrázek 7 Terén využitý v modelu.....	- 36 -
Obrázek 8 Pozice studovaných zdrojů kontaminace a směrů větru.	- 39 -
Obrázek 9 Umístění vertikálních profilů pro případ UUD a UUN.....	- 41 -
Obrázek 10 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil AA' (vlevo) a profil BB' (vpravo) pro situaci UUD..	- 42 -
Obrázek 11 Umístění vertikálních profilů pro případ UKD a UKN.....	- 43 -
Obrázek 12 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil CC' (vlevo) a profil DD' (vpravo) pro situaci UKD.....	- 44 -
Obrázek 13 Umístění vertikálních profilů pro případ KD a KN.....	- 45 -
Obrázek 14 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil EE' pro situaci KD.	- 46 -
Obrázek 15 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil FF' pro situaci KD.	- 46 -
Obrázek 16 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil AA' pro situaci UUN..	- 47 -
Obrázek 17 Horizontální profil šíření znečištění pro situaci UUN.....	- 48 -
Obrázek 18 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil BB' pro situaci UUN.	- 49 -
Obrázek 19 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil CC' (vlevo) a profil DD' (vpravo) pro situaci UKN.....	- 50 -
Obrázek 20 Vývoj šíření znečištění v čase napříč MVA pro profil EE' (vlevo) a profil FF' (vpravo) pro situaci KN.	- 51 -

- Obrázek 21 Vývoj šíření znečištění po třech hodinách od začátku vypouštění pro tři různé rychlosti větru; zleva 1 m/s, 2,5 m/s a 4,5 m/s. - 52 -
- Obrázek 22 Šíření znečištění během v noci a za bezvětří pro případ zdroje kontaminace v údolí (a) a na kopci (b).. - 53 -