



EVROPSKÁ UNIE
Evropské strukturální a investiční fondy
Operační program Výzkum, vývoj a vzdělávání



Název projektu	Rozvoj vzdělávání na Slezské univerzitě v Opavě
Registrační číslo projektu	CZ.02.2.69/0.0./0.0/16_015/0002400

Ochrana ovzduší

Studijní text

Miloš Zapletal

Opava 2019



**SLEZSKÁ
UNIVERZITA**
FILOZOFICKO-
PŘÍRODOVĚDECKÁ
FAKULTA V OPAVĚ

Ochrana ovzduší

Doc. Ing. Miloš Zapletal, Dr.



Toto dílo podléhá licenci:

Creative Commons Uveďte původ-Zachovejte licenci 4.0

Znění licence dostupné na:

<http://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0>

Obsah

1. Úvod.....	3
2. Emise, přenos a depoziční tok látek znečišťujících ovzduší.....	5
3. Měření koncentrace látek znečišťujících ovzduší a meteorologických parametrů.....	9
4. Vybrané primární látky znečišťující ovzduší.....	14
5. Vybrané sekundární látky znečišťující ovzduší.....	21
6. Modelování a měření toku částic v atmosféře.....	30
7. Modelování a měření depozičního toku ozonu.....	35
8. Kyselá atmosférická depozice.....	47
9. Vliv kyselé atmosférické depozice na lesní ekosystémy.....	71
10. Kritické zátěže síry a dusíku.....	85
11. Smog.....	94
12. Závěr.....	99
Literatura.....	100

1. Úvod

Látky znečišťující ovzduší ovlivňují ekosystémy, lidské zdraví a složky životního prostředí na lokální, regionální a globální úrovni. Tyto znečišťující látky jsou emitovány z různých zdrojů a některé z nich reagují dohromady za vzniku nových sloučenin v ovzduší. V posledních čtyřiceti letech dosáhly vyspělé (industrializované) státy v Evropě, USA atd. významného pokroku v kontrole a snížení emisí některých znečišťujících látek. Na druhé straně znečištění a kvalita ovzduší je v současné době mnohem horší v mnoha rozvojových zemích v důsledku industrializace, rozvoje dopravy a zemědělství. V důsledku dálkového přenosu látek znečišťujících ovzduší jsou tyto látky přenášeny po celém světě. Z tohoto důvodu zařazujeme znečištění ovzduší mezi významné globální environmentální problémy, na jejichž řešení by měly spolupracovat všechny státy.

Příčiny a dopady znečištění ovzduší byly v minulosti a jsou v současnosti zkoumány mnoha vědci na celém světě. V důsledku této činnosti vědci během uplynulého půlstoletí pochopili a vysvětlili celou řadu problémů souvisejících se znečištěním ovzduší, ale také navrhli celou řadu opatření k snížení zátěže obyvatelstva, ekosystémů a životního prostředí jako celku znečišťujícími látkami. V Evropě, USA a v jiných vyspělých státech byly výrazně sníženy emise, nicméně problémy se znečištěním ovzduší nejsou zdaleka vyřešeny. Naopak se objevují nové problémy související se znečištěním ovzduší a klimatickými změnami. Kromě ohrožení lidského zdraví poškozují látky znečišťující ovzduší také ekosystémy, snižují koncentraci stratosférického ozonu a tím oslabují ochranu Země před negativními důsledky průniku UV záření na zemský povrch a přispívají ke globální změně klimatu.

Znečišťování ovzduší má dlouhou historii. Například v Evropě se příznaky ekologického poškození ekosystémů projevily již před více než sto lety. V roce 1910 byl zjištěn pokles v odvětví rybolovu v řekách a jezerech v Norsku (Muniz, 1984). Novější výzkumy ukázaly, že k sladkovodnímu okyselení došlo v různých skotských a norských jezerech již v druhé polovině 19. století (Battarbee, 1984). Vědecký výzkum acidifikace řek a jezer začíná po roce 1920 (Eriksson, 1954). Výrazný zájem o tuto problematiku se objevuje ve Skandinávii v 60. letech 20. století, kdy začalo sladkovodní okyselování a redukce populací ryb v oblastech s nízkou neutralizační kapacitou (Odén, 1967). Okyselování skandinávských jezer bylo demonstrováno jako výsledek dálkového přenosu sloučenin síry a dusíku (Brydges, Wilson, 1991).

V 80. letech 20. století se situace v Evropě znepokojivě zhoršila. Okyselení vodních ekosystémů se značně rozšířilo ve většině zemí Evropy (UNECE, 1989), vážné poškození vodních ekosystémů bylo pozorováno ve Skandinávii a části Spojeného království (Muniz, 1991). Okyselení půdy v posledních dvaceti až šedesáti letech bylo zmíněno v několika studiích prováděných v 90. letech 20. století ve střední Evropě, Skandinávii a Velké Británii (Johnson et al., 1991). Souvislost mezi zvyšující se aciditou srážkových vod a emisemi SO₂ uvádí např. Odén (1968) a Bolin (1972).

I přes pokračující vědecké diskuse o přesných příčinách ekologické degradace vodních a lesních ekosystémů je dobře známo, že suchozemské a vodní organismy jsou přímo ovlivněny suchou a mokrou depozicí sloučenin síry a dusíku, nebo nepřímo prostřednictvím chemických změn vyvolaných v půdě nebo podzemních a povrchových vodách (Mylona, 1996). Degradace ekosystémových funkcí se prohlubují úměrně s dobou působení znečišťující depozice, proto posuzování dlouhodobých účinků zátěže je důležité pro správný návrh účinných postupů ekologické obnovy.

Výzkum úlohy znečišťujících látek v životním prostředí se neustále vyvíjí. Nicméně naše současné vědecké poznatky dosáhly takové úrovně, že jsme schopni prostřednictvím politických rozhodnutí zdokonalovat národní a mezinárodní kontrolu emisí znečišťujících látek a tím omezit jejich škodlivé účinky. Některé významné znečišťující látky přispívají jak k znečištění ovzduší, tak ke globální klimatické změně, takže snížení emisí těchto látek má potenciál přinést významné výhody na globální úrovni. Abychom mohli účinně propojovat a integrovat strategie snižování znečištění ovzduší s problematikou změny klimatu, musíme politikům poskytovat složité vědecké poznatky dostatečně srozumitelnou formou, aniž bychom omezili rozsáhlý informační potenciál získaných poznatků o klíčových znečišťujících látkách, jejich interakcích a působení na životní prostředí.

V tomto učebním textu jsou popsány nejdůležitější látky znečišťující ovzduší, které ovlivňují kvalitu ovzduší a životního prostředí. Jsou zde uvedeny některé používané metody monitorování a měření těchto látek v ovzduší. Dále jsou zde popsány metody modelování depozičního toku látek znečišťujících ovzduší a metody hodnocení účinků zejména okyselujících látek a přízemního ozonu na lesní ekosystémy. Rovněž je zde popsána úloha vybraných látek znečišťujících ovzduší v probíhající klimatické změně. Součástí učebního textu jsou příklady vědeckých výstupů souvisejících s předloženou problematikou.

2. Emise, přenos a depoziční tok látek znečišťujících ovzduší

Atmosféra je plynný obal Země. Z hlediska vertikálního členění dle teploty se atmosféra Země skládá z troposféry (cca do 8-15 km), tropopauzy, stratosféry (cca do 50-55 km), stratopauzy, mesosféry (cca do 80-90 km), mesopauzy, termosféry (cca do 400 km), termopauzy, exosféry (nad 400 km). Atmosféru můžeme členit také podle jiných hledisek, např. podle chemického složení, kinetických dějů atd. Podle chemického složení je atmosféra tvořena dusíkem (78%), kyslíkem (21%), argonem (< 1%), vodou (< 0.1%), oxidem uhličitým (0.041%), metanem (0.00017), oxidem dusným (0.000031%), oxidem siřičitým (0.000005%), chlor-fluorovanými uhlovodíky (stopové množství) a dalšími příměsemi (prach, pyly, mikrobi, spory atd.). Látky znečišťující ovzduší se v atmosféře vyskytují ve stopovém množství.

Atmosféra Země nás chrání před ničivým působením kosmického záření, které dopadá na vnější vrstvy atmosféry. Kromě toho atmosféra zachycuje většinu elektromagnetického záření ze Slunce a propouští pouze záření v oblasti 300 až 2500 nm a radiové vlny v oblasti 0,01 až 40 m. Mezi množstvím záření, které dopadá na Zemi a vyzařovaným zářením do prostoru jsou rozdíly. Krátkovlnné světelné záření Slunce prochází atmosférou, dlouhovlnné tepelné záření Země je na čas absorbováno atmosférou. Dlouhovlnné záření Země pohlcují skleníkové plyny. Udržování teplotní rovnováhy na Zemi je složitý proces, který se mění v průběhu dne a noci, ročních období a se zeměpisnou polohou. Skleníkový jev udržující teplotní rovnováhu je spojen s jedním z nejvýznamnějších problémů atmosféry ovlivněných lidskou (antropogenní) činností, a to globálním oteplováním ovlivněným produkcí tzv. skleníkových plynů. Omezování emise skleníkových plynů není doposud vyřešeno, i když v roce 1992 byla v Rio de Janeiru přijata Rámcová úmluva o změně klimatu a v roce 1997 byl přijat Kjótský protokol, ve kterém je uvedeno kvantitativní omezení emisí skleníkových plynů a metody, jak jednotlivé smluvní státy mají redukce emise skleníkových plynů dosáhnout.

Další globální environmentální problém související s atmosférou je porušování ozonové vrstvy, které je relativně úspěšně řešeno v rámci Vídeňské dohody o ochraně ozonové vrstvy z roku 1985 a Montrealského protokolu z roku 1987, který stanovuje konkrétní velikost redukce výroby a spotřeby halogenovaných uhlovodíků. Vstupuje v platnost 1.1.1989.

Třetím nejvýznamnějším environmentálním problémem souvisejícím s atmosférou je přeshraniční přenos látek znečišťujících ovzduší, který je s úspěchem řešen v Evropě v rámci Ženevské úmluvy o dálkovém znečišťování ovzduší přecházejícím přes hranice států a různými přijatými protokoly - např. o snižování emisí oxidu siřičitého, přenosu těžkých kovů a perzistentních organických polutantů atd.

Věda o znečištění ovzduší se zaměřuje na měření, sledování a předpovědi koncentrace klíčových chemických látek v atmosféře a jejich depozičním tokem do složek životního prostředí (půdy, vody bioty a materiálů). Termín depoziční tok látek znečišťujících ovzduší v sobě zahrnuje celý okruh fyzikálních, chemických a biologických procesů spojených s problematikou acidifikace (okyselování) a kontaminace (těžké kovy, organické látky) životního prostředí. Například od druhé poloviny 20. století v některých oblastech Evropy a Severní Ameriky dlouhodobě pozorujeme zvýšené koncentrace látek znečišťujících ovzduší, které způsobují a urychlují acidifikaci životního prostředí (Driscoll et al., 2001; Erisman, Draaijers, 1995). Hodnoty pH kyselého deště v průmyslových oblastech světa se pohybují v rozpětí od 4.0 ve střední Evropě a Severní Americe do 6.3 v Indii a Austrálii (Sisteron et al., 1989).

V rámci dějů, kterým podléhají látky v atmosféře od počáteční emise látky ze zdroje, přes dálkový přenos a rozptyl v důsledku meteorologických procesů, přes transformace v důsledku chemických reakcí, představuje atmosférická depozice významný propad látek z ovzduší. V důsledku existence celé řady procesů, které se souhrnně označují jako depoziční tok, nedochází v atmosféře ke kumulaci těchto látek, ale tyto látky jsou zde ve stavu tzv. dynamické rovnováhy. Tyto čtyři typy procesů ovlivňují úroveň znečištění ovzduší.

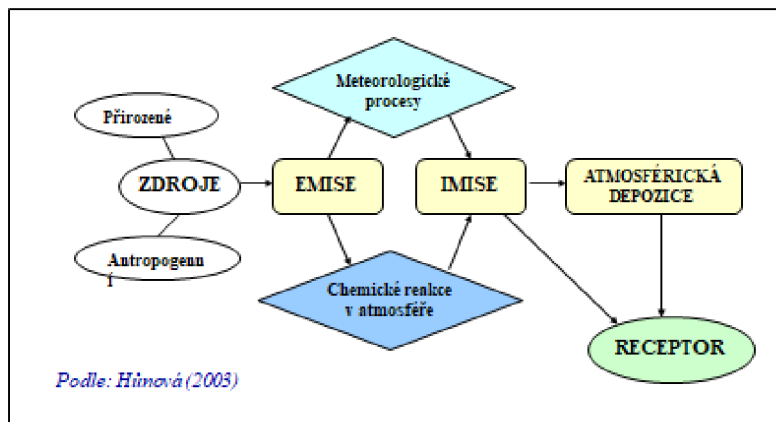
Chemické látky jsou do atmosféry vypouštěny řadou zdrojů. Antropogenní emise pocházejí z lidských činností, jako je spalování fosilních paliv, průmyslové výroby, dopravy, zemědělství. Emise vznikají při tvorbě finálních výrobků, pomocných sloučenin, meziproductů, jsou výsledkem fotochemických reakcí v atmosféře. Jedná se o látky organické a anorganické.

Biogenní emise jsou produkovány přirozenými funkcemi biologických organismů, jako je mikrobiální porucha organických materiálů. Emise mohou pocházet z přírodních zdrojů, a to zejména ze sopečných výbuchů, geotermální aktivity, požárů, uragánů a pouštního prachu. Rovněž to jsou látky organické a anorganické.

Mnoho chemických reakcí v atmosféře vytváří, upravuje a spotřebovává chemické znečišťující látky. Větry mohou přenášet znečišťující látky daleko od jejich zdrojů, takže emise v jedné oblasti může působit na složky životního prostředí velmi vzdálené od zdroje emisí. Přenos znečišťujících látek na dlouhou vzdálenost komplikuje úsilí směřující ke kontrole znečištění ovzduší, protože může být obtížné rozlišit účinky způsobené místními emisemi od účinků emisí ze vzdálených zdrojů. Potom je složité určit znečišťovatele, který by měl uhradit náklady na snižování emisí.

Atmosférická depozice se podílí na samočištění atmosféry. Odstraňuje látky, které jsou do atmosféry emitovány nebo které zde vznikají v důsledku chemických reakcí. Pro ostatní složky prostředí (hydrosféru, pedosféru, biosféru) však představuje často velmi významný zdroj znečišťujících látek. Znečišťující látky v atmosféře se vracejí na Zemi buď proto, že jsou přímo absorbovány receptorem (např. půdou) nebo jsou součástí chemické reakce (jako je fotosyntéza) nebo proto, že jsou deponovány na Zem deštěm, sněhem nebo mlhou. Schéma

procesů, kterým podléhají znečišťující látky v ovzduší je uvedeno na obr. 2.1



Obr. 2.1 Schéma procesů, kterým podléhají znečišťující látky v ovzduší.

V ovzduší znečišťující látky setrvávají 1 až 3 dny a průměrná vzdálenost přenosu větrem v atmosféře je 500 až 1000 km za den. Acidifikace je regionálním problémem souvisejícím s dálkovým přenosem okyselujících znečišťujících látek přes hranice států a její omezení vyžaduje mezinárodní úsilí (čistší paliva, redukce emisí).

Znečištění ovzduší je silně ovlivněno atmosférickými podmínkami, jako jsou teplota vzduchu, tlak vzduchu, vlhkost vzduchu, rychlost a směr větru a globální záření. Například větry nesou některé znečišťující látky daleko od jejich zdroje přes státní hranice a přes oceány. Přenos je nejrychlejší na trase východ-západ. Větry v tomto směru mohou během několika týdnů přesunout vzduch po celé zeměkouli. Během několika měsíců nebo v delším období mohou být znečišťující látky přenášeny výměnou vzduchu ve směru ze severu na jih.

Místní meteorologické podmínky výrazně ovlivňují znečištění ovzduší v konkrétní lokální oblasti. Déšť a sníh přenášejí znečišťující látky atmosférou k zemskému povrchu. Teplotní inverze, která způsobila například velký smog v Londýně v roce 1952, vzniká, když je vzduch v blízkosti zemského povrchu chladnější než vzduch, který se nachází ve větší výšce. Studený vzduch je těžší než teplý vzduch, takže teplotní inverze omezuje vertikální promíchávání vzduchu a znečišťující látky jsou udržovány v blízkosti zemského povrchu. Takové podmínky často nastávají v noci v zimních měsících. V létě se často vyskytují slabé větry, které mohou vést k akumulaci znečišťujících látek nad zemským povrchem po dobu několika dnů. Existuje celá řada míst ve světě, ve kterých vazby mezi povětrnostními a klimatickými podmínkami a znečištěním ovzduší spolu se specifickými orografickými podmínkami (např. údolí obklopené horami) způsobují vážné problémy s kvalitou ovzduší. Jedná se zejména o městské nebo průmyslové oblasti. Emise látek znečišťujících ovzduší z malých zdrojů obvykle mají relativně

malou vznosnost, protože teplota v bodě emisí není příliš vyšší, než je teplota okolního vzduchu (Zapletal, 1997). Emise z těchto zdrojů ovlivňují úroveň koncentrací látek znečišťujících ovzduší zejména v jejich blízkém okolí. Emise z velkých a středních průmyslových zdrojů mají vyšší teploty a rychleji stoupají. Emise z těchto zdrojů naopak ovlivňují zejména úroveň koncentrací látek znečišťujících ovzduší ve větších vzdálenostech od zdroje a na rozsáhlých plochách. Ke snížení koncentrací emisí a jejich rozptýlení nad rozsáhlou plochou pomáhají vysoké komíny. Vysoké komíny jsou obecně používány pro elektrárny a další hlavní průmyslové zdroje. Látky znečišťující ovzduší, které jsou emitovány z těchto zdrojů, jsou unášeny na velké vzdálenosti, často přes národní hranice, a jsou deponovány daleko od jejich zdroje.

Obvykle neexistuje přímá úměra mezi množstvím emisí, které do ovzduší emitují jednotlivé zdroje znečištění, a výslednou imisní koncentrací škodlivin v území. Tato přímá úměra neexistuje ani pro vztah emise-depozice. Plošné zdroje (obytná zástavba a malé bodové zdroje) představují v celkové emisní bilanci vesnice nebo města jen malou část (přibližně do 30-40 %), avšak na imisních koncentracích znečišťujících látek se mohou podílet až 60-80 %. Tento rozdíl je způsoben především nízkými komíny obytné zástavby, malou tepelnou vydatností tepelných zdrojů této zástavby, špatnými rozptylovými podmínkami na vesnici nebo ve městě a orografií terénu. Naproti tomu zdroje s vysokými komíny (100-160 m), které produkují velké množství emisí a mají vysokou tepelnou vydatnost, se podílejí na imisním zatížení vesnice nebo města 10-20 %. Vysoký zdroj není hlavním zdrojem znečištění v blízkém okolí, naopak výrazně ovlivňuje znečištění ve vzdálených oblastech (Zapletal, 1997). Regionální rozmanitost výroby a průmyslové zdroje a miliony automobilů produkují značné množství znečišťujících látek do ovzduší, což za určitých podmínek vede ke vzniku fotochemického smogu.

Otázky

1. Popište vertikální členění atmosféry dle teploty.
2. Které jsou nejvýznamnější environmetální problémy související s atmosférou ?
3. Co je to emise, přenos a depozice látek znečišťujících ovzduší ?
4. Co jsou antropogenní a biogenní emise ?
5. Popište procesy, kterým podléhají znečišťující látky v ovzduší.

3. Měření koncentrace látek znečišťujících ovzduší a meteorologických parametrů

Vědci mohou měřit znečišťující látky přímo, když jsou emitovány ze zdroje znečištění. Měřicí přístroje jsou umístěny na komínových komorách nebo jsou koncentrace látek znečišťujících ovzduší měřeny v okolním venkovním vzduchu. Monitorování koncentrace těchto látek v okolním prostředí je umožněno sítí monitorovacích stanic, které mohou být založeny na pozemních stanicích nebo jsou umístěné na monitorovacích vozidlech, balonech, letadlech nebo družicích. Při měření je třeba zohlednit parametry rychlosti a směru větru, pohyb kolem místa měření atd.

Manuálně lze obsluhovat evakuované nádoby (plynové vzorkovnice), podtlakové systémy a průtokové systémy. Automatické průtokové systémy mají čerpadlo a koncentrace znečišťujících látek je měřena kontinuálně. Většina přístrojů zahrnuje sondu (trubice k odběru vzorků), zařízení k zachycení měřené látky (absorbér, impinger, filtr), zařízení k měření objemové rychlosti odběru vzorku, čerpadlo k nasávání vzorku, pomocné přístroje k dalším měřením (teplota vzduchu, tlak vzduchu, vlhkost vzduchu, rychlost větru atd.). Sonda je trubice z různých materiálů - teflon, PVC, polypropylen, sklo, hliník. U kontinuálního odběru je součástí sondy filtr. Pro aerosoly se používají membránové filtry nebo papírové filtry s absorpční kapalinou. K měření objemové rychlosti a celkového objemu se používají suché nebo mokré plynoměry a kapilární průtokoměry. Čerpadla jsou většinou membránová a musí zabezpečovat stabilní výkon pro zajištění konstantního průtoku.

Na obr. 3.1 je zobrazen analyzátor APOA-370, který slouží ke stanovení koncentrace ozonu (O_3) v ovzduší v rozsazích 0-100/200/500/1000 ppb. Analyzátor pracuje na principu spektrometrického stanovení - měřením absorpce elektromagnetického záření v UV oblasti spektra.



Obr. 3.1. Analyzátor APOA-370 ke stanovení koncentrace ozonu v ovzduší.

Prostřednictvím analyzátoru HORIBA APOA-370 s rozdělovačem toku plynu je možné střídavě v 5 minutových intervalech měřit koncentrace ozonu např. uvnitř budovy a před budovou. Na obr. 3.2 je zobrazen analyzátor ozonu HORIBA APOA-370, rozdělovač toků

plynů, který zajišťuje přesné dávkování plynů z různých zdrojů do jednotlivých analyzátorů. Zařízení je ovládáno prostřednictvím programovatelného mikropočítače Siemens.



Obr. 3.2. Analyzátor APOA-370 a rozdělovač toků plynů.

Analyzátor APOA-370 může být permanentně propojen s PC stanicí prostřednictvím ethernetového kabelu. Software APOA-370 zaznamenává a ukládá veškeré údaje z analyzátoru a získaná data je možné prostřednictvím softwaru spravovat, třídit a převádět do ASCII souborů. Prostřednictvím softwaru TeamViewer je možné bez omezení vzdáleně analyzátor ovládat. Záloha získaných dat probíhá jednou měsíčně na tři různá uložení.

Aerosolové částice mohou být měřeny například přístrojem Haz-Dust EPAM-5000, což je přenosný mikroprocesorový monitor částic vhodný pro měření ve venkovním a vnitřním prostředí. Tento přístroj je vysoce citlivý a využívá rozptylu světla k měření koncentrace částic a poskytuje okamžitá stanovení v reálném čase a záznam dat koncentrace vzdušných částic v mg m^{-3} . Výměnné hlavice umožňují monitorování částic PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ a PM_1 . Unikátní dimenzování aerodynamických částic EPAM-5000 a držák filtru o průměru 47 mm s příslušným filtrem zajišťují souběžné gravimetrické vzorkování. Na obr. 3.3 jsou zobrazeny monitory Haz-Dust EPAM-5000 na měření koncentrace částic PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ a PM_1 .

Atmosférické aerosoly (frakce velikosti PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ a PM_1) mohou být vzorkovány na filtrech (průměr 47 mm, křemenná vlákna, nitrocelulósová membrána) pro následnou analýzu v laboratoři. Aerosoly sebrané na křemenných filtrech mohou být analyzovány na obsah polyaromatických uhlovodíků (PAH) a levoglukosanu, zatímco aerosoly shromážděné na nitrocelulósových filtrech mohou být analyzovány na obsah toxických těžkých kovů, což

následně umožňuje hodnotit zátěž obyvatel těmito látkami s potenciálními zdravotními riziky a identifikovat zdroje emisí těchto látek.



Obr. 3.3 Monitory Haz-Dust EPAM-5000 na měření koncentrace částic PM_{10} , $PM_{2,5}$ a PM_1 .

K přesnému měření rychlosti a směru větru jsou používány sonické anemometry. Atmosférický tlak se měří nejčastěji pomocí rtuťových tlakoměrů, relativní vlhkost vzduchu se měří pomocí vlhkoměru, srážkový úhrn se měří hyetometrem, globální záření se měří pyranometrem, teplota se měří teploměrem buď 2 m nad terénem nebo 10 m nad terénem. Rozlišujeme hydrometeorologické stanice s manuální obsluhou a automatické hydrometeorologické stanice, u kterých je zajištěn automatický přenos dat. Jako zdroj elektrické energie jsou někdy využívány solární napájecí panely. K měření koncentrace oxidu siřičitého (SO_2) může být použita fluorescenční metoda, coulometrická metoda, fotometrická metoda a titrační metoda. K měření koncentrace oxidů dusíku (NO_x) lze použít chemiluminescenční metodu, fotometrickou metodu, coulometrickou metodu. Na obr. 3.4 je zobrazen pyranometr RS 81 ENVITECH na měření intenzity slunečního záření, senzor teploty a vlhkosti vzduchu YOUNG a 2D ultrasonický anemometr GILL. Naměřené hodnoty meteorologických parametrů mohou být zaznamenávány prostřednictvím dataloggeru UJED (obr. 3.5) na SD kartu a následně zpracovávány prostřednictvím vhodného softwaru.



Obr. 3.4 Pyranometr RS 81 ENVITECH na měření intenzity slunečního záření, senzor teploty a vlhkosti vzduchu YOUNG a 2D ultrasonický anemometr GILL.



Obr. 3.5 Datalogger UJED pro záznam naměřených dat.

K identifikaci specifických znečišťujících látek ovzduší jsou v laboratořích používány např. laserové spektrometry atd. V laboratorních podmínkách lze měřit emise znečišťujících látek ze spalovacích a jiných zdrojů. Znalosti o emisích znečišťujících látek do ovzduší, chemických procesech v atmosféře, meteorologických parametrech a např. hustotě dopravy může být využito k tvorbě modelů kvality ovzduší, které předpovídají budoucí koncentrace látek znečišťujících ovzduší. To následně umožňuje vyhlášovat např. smogové situace, jsou – li překročeny limitní koncentrace znečišťujících látek v ovzduší, ale také v dlouhodobém časovém horizontu specifické akce, jako například regulaci emisí, zavedení paliva s menšími emisemi při spalování nebo zavedení vozidla s novým druhem pohonu (elektromobily atd.). Vzhledem k tomu, že látky znečišťující ovzduší procházejí v atmosféře mnoha složitými chemickými reakcemi a jejich doba pobytu v atmosféře se velmi liší, není vždy jednoduché

odhadnout dopady snížení emise těchto látek z konkrétních zdrojů na kvalitu ovzduší v průběhu času.

Otázky

1. Z čeho se skládají automatické průtokové systémy na měření látek znečišťujících ovzduší ?
2. Jaké metody používáme k měření oxidu siřičitého a oxidů dusíku ?
3. Popište analyzátor APOA-370 ke stanovení koncentrace ozonu v ovzduší.
4. Popište monitor Haz-Dust EPAM-5000 ke stanovení koncentrace částic v ovzduší.
5. Popište přístroje na měření meteorologických parametrů.

4. Vybrané primární látky znečišťující ovzduší

Primární látky znečišťující ovzduší jsou emitovány ze zdrojů přímo do ovzduší. Mohou mít dvojí účinky, a to přímé nebo jako prekurzory sekundárních látek znečišťujících ovzduší (chemické látky vzniklé reakcemi v atmosféře).

4.1 Oxid siřičitý

Oxid siřičitý (SO_2) je plyn vznikající při oxidaci při vysokých teplotách během spalování fosilních paliv, rafinace ropy nebo tavení kovů. SO_2 je toxický při vysokých koncentracích, ale jeho hlavní účinky souvisí s tvorbou kyselých dešťů a aerosolů. SO_2 se rozpustí v kapkách oblaku a oxiduje za vzniku kyseliny sírové (H_2SO_4), která může být deponována k zemskému povrchu jako „kyselý déšť“ nebo vytvářet síranové aerosolové částice v atmosféře. Oxidací síry v průběhu spalování vzniká SO_2 . SO_2 přechází atmosférickou oxidací na oxid sírový (SO_3). SO_3 je hydratován vzdušnou vlhkostí na aerosol H_2SO_4 , který může reagovat s prachovými alkalickými částicemi v ovzduší za vzniku síranů. Konečnými reakčními produkty jsou sírany a dva volné protony, které okyselují dešťové srážky (Warfvinge, Sverdrup, 1995).

SO_2 byl hlavní znečišťující látkou v ovzduší v České republice v 60. až 90. letech minulého století co do množství a účinků na životní prostředí. SO_2 poškozuje zejména lišejníky a rostlinstvo. Účinky SO_2 na vyšší rostliny se projevují v poškození jejich fotosyntetického aparátu, což vede k poškození a k odumírání keřů a stromů a hynutí celých lesních porostů (nejvíce jsou napadeny jehličnany). Poškození jehličnanů může být vyvoláno již koncentracemi 0.004-0.012 ppm (0.01-0.03 mg m^{-3}). Emitovaný SO_2 je z atmosféry odstraňován především oxidací na SO_3 . Rychlost oxidace závisí na teplotě, slunečním záření, na přítomnosti katalyzujících částic atd. Běžně se odstraní během jedné hodiny z ovzduší 0.1-2 % přítomného SO_2 . Vzniklý SO_3 je okamžitě hydratován vzdušnou vlhkostí na aerosol kyseliny sírové, který může reagovat s prachovými alkalickými částicemi v ovzduší za vzniku síranů. Sírany se postupně usazují na zemský povrch nebo jsou z ovzduší vymývány srážkami. Při nedostatku alkalických částic v ovzduší dochází k okyselování srážkových vod na pH menší než 4.0. Kyselé deště uvolňují z půdy hliníkové a kovové ionty (Cu, Pb, Cd), které potom poškozují půdní mikroorganismy, znehodnocují vodu atd. Emitovaný SO_2 může být tedy oxidován na aerosoly H_2SO_4 nebo sírany reakcemi, které nastanou v plynné fázi, v kapalně fázi, na pevném povrchu nebo kombinací těchto tří fází. Hlavní reakcí plynné přeměny je reakce SO_2 s OH^\cdot radikály, nejprve vznikne HSO_3^- a postupně H_2SO_4 . Později může probíhat neutralizace pomocí NH_3 za vzniku $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ nebo NH_4HSO_4 . Obecně se zdá, že v létě je rychlost konverze během dne vyšší než v noci ve srovnání se zimou. Přítomnost kapalné vody v aerosolu, oblačnost a mlhy jsou rovněž důležité faktory v určování rychlosti konverze SO_2 (Finlayson-Pitts, Pitts, 1986). Kromě toho je rychlost reakce (reakční stupeň) v kapalinách ovlivněna pH, kovovými katalyzátory a okysličujícími látkami v ovzduší (O_2 , O_3 , H_2O_2) (Welphdale, 1987). Rychlost procesu konverze SO_2 je tedy závislá na množství ultrafialového záření, na vlhkosti vzduchu, teplotě a na koncentraci katalyzujících kationtů (zejména v

kouřových vlečkách) (Stephen, 1970). Ve znečištěných atmosférách je značná část SO_2 absorbována kapičkami deště nebo mlhy (Miller, de Pena, 1972).

4.2 Oxidy dusíku

Oxidy dusíku (oxid dusnatý - NO a oxid dusičitý - NO_2 , NO_x vyjadřuje součet NO a NO_2) jsou vysoce reaktivní plyny, které se tvoří reakcí kyslíku a dusíku při vysokých teplotách během spalování nebo úderem blesků. Dusík přítomný v palivu může být také emitován jako NO_x během spalování. Emise způsobuje především spalování fosilních paliv v severních a středních zeměpisných šířkách a spalování biomasy v tropických oblastech. Distribuci emisí NO_x do atmosféry můžeme sledovat pomocí družicových měření atmosférické koncentrace NO_2 . V atmosféře NO_x reaguje s těkavými organickými sloučeninami (VOC) a oxidem uhelnatým (CO) za vzniku přízemního O_3 prostřednictvím složitého řetězového reakčního mechanismu. Výsledkem reakčního mechanismu je nakonec kyselina dusičná (HNO_3), která stejně jako H_2SO_4 přispívá k okyselení životního prostředí a tvorbě aerosolů. Pro NO_x existuje několik cest, které vedou k tvorbě HNO_3 . Převážná část NO_x pochází ze spalování fosilních paliv (organický dusík v palivu) nebo oxidací atmosférického dusíku (N_2) v dieselových motorech (Warfvinge, Sverdrup, 1995). NO se uvolňuje také z půdy po hnojení a následném působení bakterií.

Působení NO_x na složky životního prostředí zahrnuje v regionálním měřítku zejména eutrofizaci přírodních ekosystémů, jejich acidifikaci a fotochemické znečištění přízemní vrstvy ovzduší.

V ovzduší prochází NO_x celou řadou reakcí. NO se tvoří při teplotách nad $1000\text{ }^\circ\text{C}$ a v ovzduší se oxidační reakcí na NO_2 . Ten se však může zpětně rozkládat fotochemicky na NO a kyslík (O). Většina NO_x nakonec přejde na nejstabilnější formu, kterou je HNO_3 . Reakcí HNO_3 s prachovými alkalickými částicemi vznikají tuhé částice, které jednak sedimentují, jednak jsou z atmosféry vymývány srážkami.

NO má více než 90 % zastoupení v NO_x emitovaných do přízemní vrstvy atmosféry. Během dne rychle konvertuje na NO_2 . Konverze NO_2 na HNO_3 je pomalá a závisí na sluneční radiaci, pohybuje se mezi 2 % za hodinu v zimě až po 30 % za hodinu v letních dnech.

Hlavní emitovaná oxidovaná sloučenina dusíku je NO , který je v atmosféře oxidován na NO_2 a dále na dusičnany. Během dne je NO_2 oxidován v plynné fázi na HNO_3 pomocí OH^- radikálů. NO_2 reaguje s vodou pohlcenou na různém povrchu za vzniku HNO_3 a kyseliny dusité (HNO_2). HNO_2 je uvolňována z povrchu, zatímco HNO_3 zůstává absorbována. To dává menší příležitost vzniku dusičnanů v aerosolu (Hov et al., 1987). HNO_2 může také vznikat reakcí N_2O s OH^- (Pitts, Pitts, 1986). V některých znečištěných oblastech v Evropě byly změřeny vysoké koncentrace HNO_2 , ačkoliv HNO_2 fotolyzuje velmi rychle (Slanina et al., 1990). NO_2 je v noci oxidován O_3 za vzniku dusičnanových radikálů, které mohou být významným zdrojem HNO_3 .

Na rozdíl od plynných sloučenin dusíku má HNO_3 vyšší depoziční rychlosti a kratší čas setrvání v ovzduší.

Dusičnan v aerosolu vzniká reakcí plynné HNO_3 s mořskou solí, alkalickými částicemi nebo plynným amoniakem (NH_3) (Seinfeld, 1986). Konverze plynné HNO_3 a NH_3 na dusičnan v aerosolu a amonný ion je velmi významný proces pro vlastní depozici plynných sloučenin a aerosolových částic. Zatímco plynné sloučeniny deponují rychle, dusičnany (NO_3^-) v aerosolu a amonné ionty (NH_4^+) deponují pomalu a jsou přenášeny na dlouhé vzdálenosti. Protože dusičnan amonný (NH_4NO_3) a síran amonný ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) jsou hygroskopické sloučeniny, může vlhkost vzduchu do určité míry ovlivňovat velikost částic ve vzduchu a tím ovlivňovat depoziční tok. Při nízkých koncentracích NH_3 v ovzduší může být NH_4NO_3 konvertován zpátky na HNO_3 (Stelson, Seinfeld, 1982). Zásoba NH_3 je proto důležitým faktorem pro stanovení doby pobytu NO_x v atmosféře.

Interpretace pole měření povrchových změn NO , NO_2 , O_3 jsou ovlivněny fotochemickými rovnováhami mezi těmito plyny (Duyzer, Fowler, 1994). Bylo popsáno několik metod pro odvození reálných změn povrchových toků při těchto rovnovážných reakcích. Podle Duyzera a Fowlera (1994) však žádná z těchto metod není dostatečně přesná.

4.3 Amoniak

Pro svou značnou reaktivitu má v ovzduší NH_3 relativně krátkou průměrnou dobu setrvání (několik dnů). Ve vodě je snadno rozpustný a rychle se mění na amonný ion, čímž neutralizuje kyselé znečišťující látky jak v ovzduší, tak ve srážkách. Amonné ionty vznikají reakcí mezi plynným NH_3 a kyselými sloučeninami ve vzduchu jako jsou SO_2 , H_2SO_4 a kyselina chlorovodíková (HCl). NH_3 může také reagovat s OH radikály, které vznikají pouze jako výsledek vedlejších procesů (Erisman, Draaijers, 1995).

NH_3 reaguje nevratně s H_2SO_4 obsaženou v aerosolu. Menší část atmosférického NH_3 reaguje s HNO_3 a HCl za vzniku aerosolových sloučenin jako jsou NH_4NO_3 , NH_4Cl (Pio, Harrison, 1987), které se mohou opět rozštěpit. Čistá konverze NH_3 na NH_4^+ v atmosféře je proto výsledkem různých reakcí, rozptylu aerosolu a vertikálních výměnných procesů v atmosféře. Stupeň konverze byl určen Erismanem et al. (1988) použitím vertikálních profilů NH_3 a NH_4^+ , které byly změřeny na 200 m vysoké meteorologické věži v Holandsku. Reakční mechanismus je hodně komplikovaný, protože jak v plynu, tak i v roztoku probíhají různé typy reakcí.

Acidifikační působení NH_3 není spojeno s atmosférickými reakcemi. Příspěvek NH_3 do kyselé depozice odpovídá stupni půdní nitrifikace. Během tohoto procesu mohou kyseliny v plynné formě, aerosolu nebo kapkách původně neutralizované NH_3 vytvářet dva kationty vodíku. Jeden můžeme odvozovat z NH_3 a jeden z neutralizované kyseliny. Vzhledem k neúplné nitrifikaci v půdě může být příspěvek NH_3 nebo NH_4^+ jeden vodíkový kationt (Van Breemen et al., 1982).

Vzhledem k vysokému obsahu síranů, dusičnanů, amonných iontů a vody v celkové hmotě okolní atmosféry, může být skladba aerosolu v této okolní atmosféře charakterizovaná jako koncentrace vodných roztoků NH_4NO_3 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, HNO_3 , H_2SO_4 a dvou směsných solí $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ a NH_4NO_3 . Která z těchto sloučenin převládá, závisí na okolních podmínkách. Jestliže jsou tyto aerosoly kondenzovanými (kapalnými) jádry nebo jsou součástí srážek během srážkových procesů, potom jsou srážkové charakteristiky určovány chemickým aerosolovým systémem. Mokrý depoziční tok je tedy určen složením aerosolu. Předpověď množství a složení aerosolu, respektive stupeň přeměny NO_x a SO_2 na HNO_3 a H_2SO_4 , musí být spojeny s popisem rovnovážných stavů v aerosolu. Velmi důležitou úlohu při neutralizaci pomocí NH_3 má jeho koncentrace, teplota a relativní vlhkost vzduchu. Z tohoto důvodu změna v prekurzorech emisí významně ovlivňuje koncentraci aerosolu a rovněž složení mokré depozice.

4.4 Oxid uhelnatý

Oxid uhelnatý (CO) je plyn bez zápachu, který je tvořen neúplným spalováním uhlíku v palivu. Hlavním zdrojem jsou výfukové plyny motorových vozidel spolu s průmyslovými procesy a hořící biomasou. CO se váže na hemoglobin v červených krvinkách, což snižuje jejich schopnost transportu a uvolňování kyslíku v celém těle. Nízká expozice může zhoršit srdeční onemocnění, zatímco vysoká expozice způsobují poškození centrální nervové soustavy nebo úmrtí.

4.5 Těkavé organické látky

Těkavé organické sloučeniny (VOC), včetně uhlovodíků (C_xH_y), ale také další organické chemické látky jsou vypouštěny z velmi širokého spektra zdrojů, včetně spalování fosilních paliv, průmyslových činností a přírodních emisí z vegetace a požárů. Některé antropogenní VOC jako benzen jsou známé karcinogeny. VOC jsou také důležitými chemickými prekurzory přízemního O_3 a aerosolů. Význam VOC jako prekurzorů závisí na jejich chemické struktuře a atmosférické životnosti, která se může značně lišit od sloučeniny ke sloučenině. VOC oxidují v atmosféře za vzniku látek s nižším bodem varu, které kondenzují za vzniku aerosolů. VOC s krátkou dobou životnosti reagují s NO_x a produkují přízemní O_3 v znečištěném prostředí. Vzhledem k významu VOC při tvorbě O_3 a sekundárních aerosolů v atmosféře a pochopení mechanismu snižování emisí VOC jsou následně v textu uvedeny scénáře snižování VOC v České republice.

Základními projekcemi znečišťování VOC připravovanými na úrovni Evropské unie (EU) jsou projekce generované komplexním modelem GAINS75. Pro revizi Tematické strategie EU k znečišťování ovzduší byla v roce 2013 formulována sada scénářů, zahrnující 3 hlavní scénáře modelu GAINS (MŽP, 2015):

- základní scénář vycházející ze současné evropské legislativy (PRIMES 2013 REF-CLE) pro roky 2015, 2020, 2025 a 2030 (dále jen „CLE“),
- scénář vycházející z maximálního technicky dosažitelného snížení emisí k roku 2025 (PRIMES 2013 REF-MFR-2025); dále jen „MFR-2025“,
- scénář vycházející z maximálního technicky dosažitelného snížení emisí k roku 2030 (PRIMES 2013 REF-MFR-2030); dále jen „MFR-2030“.

Projekce modelu GAINS (scénář PRIMES 2013 REF-CLE) predikuje procentní hodnoty snížení emisí mezi roky 2005 a 2020 pro všechny sledované znečišťující látky vyšší než odpovídá závazkům přijatým v rámci Göteborgského protokolu (MŽP, 2015). V tab. 4.1 jsou uvedeny emisní projekce modelu GAINS pro období do roku 2030 v kt/rok. V tab. 4.2 jsou uvedeny emisní projekce modelu GAINS pro rok 2030 v kt/rok.

Emisní projekce k roku 2030 podle základního scénáře vycházejícího ze současné evropské legislativy (PRIMES 2013 REF-CLE) uvádí odhad snížení emisí VOCs (% proti r. 2005) o 44 % a odhad snížení emisí NO_x (% proti r. 2005) o 62 %.

Tab. 4.1 Emisní projekce modelu GAINS pro období do roku 2030 v kt/rok.

Emise (kt)	PRIMES 2013 REF-CLE				PRIMES 2013 REF-MFR	
	2005	2020	2025	2030	2025	2030
NM-VOC	251	157	143	140	73	69

Tab. 4.2 Emisní projekce modelu GAINS pro rok 2030 v kt/rok.

Emisní projekce k roku 2030	NM-VOCs
Vypočítaný národní strop 2030 - Národní projekce (NPSE-WM-CLE) (kt)	144
Odhad snížení emisí (% proti r. 2005)	28%
Vypočítaný národní strop 2030 – Národní projekce NPSE-MFR (kt)	60
Odhad snížení emisí (% proti r. 2005)	70%
Projekce GAINS: scénář PRIMES 2013 REF-CLE (kt)	140

Odhad snížení emisí (% proti r. 2005)	44%
Projekce GAINS: scénář Primes2013 REF-MFR-2030 (kt)	69
Odhad snížení emisí (% proti r. 2005)	73%

Celosvětově jsou biogenní emise (BVOC) daleko vyšší než antropogenní emise VOC (Arneth et al., 2008). BVOC hrají důležitou roli pro vznik O₃ (Monks et al., 2009) a pro vznik sekundárního organického aerosolu (Carslaw et al., 2013). I když existuje konsensus o množství globálních emisích isoprenu (Arneth et al., 2008), odhady emisí pro menší regiony se velmi liší. Role BVOC a klimatu v tvorbě budoucího O₃ a sekundárního aerosolu je nejasná (Simpson et al., 2014). Klimatické změny mohou být ovlivněny změnou zeleně v mnoha různých oblastech, zejména v boreálních a mírných oblastech (Ahlstrom et al., 2012). Tyto faktory a důsledky změny teploty mohou být v budoucnosti očekávány a mohou podpořit zvýšení emisí BVOC, což bylo potvrzeno v mnoha studiích. V těchto studiích je uveden odhad zvýšení emisí BVOC, čímž se dojde ke zvýšení tvorby O₃ a sekundárního aerosolu (Simpson et al., 2014).

4.6 Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH)

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH) jsou velká skupina organických sloučenin se dvěma nebo více benzenovými jádry, které vznikají nedokonalým spalováním organických materiálů, jako je uhlí, ropa, plyn, odpad a biomasa. Tyto sloučeniny představují vážné zdravotní problémy jak v rozvinutých, tak v rozvojových zemích z důvodu jejich karcinogenních, mutagenních a teratogenních vlastností. PAH existují v atmosféře jak v plynné, tak částicové fázi a jsou nebezpečné pro lidi při inhalaci. Vybrané PAH a jejich poměry mohou být použity jako markery pro stanovení jejich různých zdrojů. Protože PAH setrvávají v atmosféře dlouhodobě, mohou být přenášeny na dlouhé vzdálenosti, dokonce i do odlehlých oblastí, jako je Arktida a Himaláje.

Vzhledem k tomu, že různé druhy spalování emitují různé směsi PAH, mohou být některé PAH použity jako indikátory historie spalování nebo potenciálního zdroje emisí. Parentní poměry PAH se často používají k identifikaci původu PAH. Obecně se používají různé poměry současně pro křížovou kontrolu výsledků a snížení nejistot. Koncentrační poměry IndP / (IndP + BghiP), Fla / (Fla + Pyr), BaA / (BaA + Chr) a BghiP / BaP v PAHs partikulární fáze mohou být použity jako indikátory pro zkoumání zdrojů emisí. Pokud jsou např. hodnoty IndP / (IndP + BghiP) ve všech ročních obdobích vyšší než 0,5, tak to naznačuje silný příspěvek spalování uhlí a biomasy. Pokud se hodnoty BaA / (BaA + Chr) pro všechna roční období pohybují od 0,37 do 0,49, tak to naznačuje, že PAH měly pravděpodobně pyrolytický původ. Pokud je hodnota BaP / BghiP vyšší než 1,2 a nižší než 2,2 je hlavním zdrojem PAH nafta.

Otázky

1. Charakterizujte primární látky znečišťující ovzduší.
2. Popište proces vzniku oxidu siřičitého.
3. Popište proces vzniku oxidů dusíku.
4. Popište úlohu oxidů siřičitého a oxidů dusíku při vzniku okyselujících látek.
5. Popište neutralizační a okyselující úlohu amoniaku.

5. Vybrané sekundární látky znečišťující ovzduší

Sekundární látky znečišťující ovzduší vznikají při reakci primárních znečišťujících látek v atmosféře. Sekundární znečišťující látka je látka, která vzniká v atmosféře v důsledku chemických nebo fyzikálních interakcí mezi primárními znečišťujícími látkami nebo mezi primárními znečišťujícími látkami a jinými složkami atmosféry. Mezi hlavní příklady sekundárních polutantů patří fotochemické oxidanty a sekundární částice. Fotochemické oxidanty jsou výsledkem fotochemických reakcí, které zahrnují např. kyseliny, NO_2 , SO_3 , O_3 , organické látky. Sekundární částice jsou výsledkem kondenzace plynů, chemických reakcí primárních částic s plyny a koagulace různých primárních částic. Hlavními primárními znečišťujícími látkami, které se podílejí na tvorbě sekundárních částic, jsou SO_2 a NO_x .

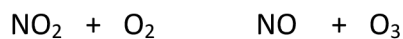
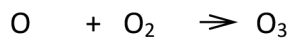
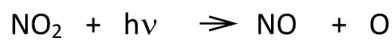
Z hlediska chemické kinetiky v atmosféře vznikají sekundární látky, když se dvě látky kombinují a vznikají dvě látky nebo jedna látka. Aby chemické reakce proběhly, musí se molekuly srazit. V atmosféře jsou však přítomny plyny při podstatně nižších koncentracích než jsou typické pro laboratorní experimenty nebo průmyslové procesy. Z tohoto důvodu dochází v atmosféře k většině atmosférických reakcí, které zahrnují alespoň jeden radikál neboli molekulu s lichým počtem elektronů a nepárovým elektronem ve vnějším plášti. Nepárový elektron způsobuje, že radikál je nestabilní a vysoce reaktivní s jinými molekulami. Radikály se tvoří, když se rozdělí stabilní molekuly. Je to proces, který vyžaduje velké množství energie. Řetězové reakce s významnou úlohou OH radikálů v atmosféře se označují jako fotochemické reakce, protože sluneční světlo hraje klíčovou roli při jejich vzniku. Jedním z nejdůležitějších radikálů v atmosférické chemii je hydroxylový radikál (OH). OH radikál vzniká převážně reakcemi, které rozkládají přízemní O_3 a jsou krátkodobé. Probíhají během jedné vteřiny oxidací řady stopových plynů, jako jsou CO, methan (NH_4) nebo VOC. Vzhledem k tomu, že OH radikál má krátkou atmosférickou životnost, jeho koncentrace v atmosféře se mohou značně lišit. Některé antropogenní emise, jako např. emise CO a emise VOC mohou snižovat koncentraci OH radikálů, zatímco emise NO_x mohou koncentrace OH radikálů zvyšovat. Měření koncentrace atmosférických OH radikálů je obtížné, protože dosahuje nízkých hodnot. Dlouhodobé trendy v koncentracích OH radikálů jsou nejisté, nicméně převládá názor, že v posledních desetiletích koncentrace OH radikálů klesají vlivem CO a VOC. Vzhledem k tomu, že OH radikál ovlivňuje rychlosti, při kterých se vytvářejí některé znečišťující látky a jiné jsou spotřebovány, mají změny v koncentracích OH radikálů v dlouhodobém horizontu vážné důsledky pro kvalitu ovzduší.

5.1 Ozon

Přízemní ozon (O_3) je sekundární látkou znečišťující ovzduší, která je toxická pro člověka a vegetaci. Vzniká v troposféře oxidací VOC a CO za přítomnosti NO_x . Mechanismus je komplikovaný, zahrnující stovky chemických reakcí, které popisují degradaci VOC. Důležitým aspektem tohoto mechanismu je, že NO_x a OH radikály působí jako katalyzátory. To znamená, že urychlují rychlost tvorby O_3 , aniž by byly sami spotřebovány. Tento mechanismus tvorby O_3 v přízemní vrstvě atmosféry je zcela odlišný od mechanismu tvorby

O₃ ve stratosféře, kde se nachází 90 procent celkového atmosférického O₃ a hraje klíčovou roli při ochraně života na Zemi před působením UV záření. Stratosférický O₃ vzniká fotolýzou kyslíku. Tento proces neprobíhá v troposféře, protože silné UV záření (<240 nm) potřebné k disociování molekulárního kyslíku je vyčerpáno O₃ ve stratosféře.

O₃ je jedním z nejsilnějších oxidačních činidel. O₃ v přízemní vrstvě v menším množství vzniká fotolýzou kyslíku a dostává se do ní také klesáním ze stratosféry v důsledku vyšší měrné hmotnosti (asi 10-15 %). V troposféře se tvoří převážná část O₃ nepřímo účinkem slunečního záření na NO_x v přítomnosti VOC. Neexistují žádné významné přímé antropogenní emise O₃ do ovzduší. Procesy produkující a odstraňující O₃, které zahrnují absorpci slunečního záření oxidem dusičitým, mohou být charakterizovány těmito reakcemi:



Přítomnost OH radikálů a VOC v ovzduší, ať původu přírodního nebo antropogenního, způsobuje posun rovnováhy ve prospěch mnohem vyšších koncentrací O₃. K VOC patří C6 - alkyly, aldehydy, ketony, různé estery a chlorované uhlovodíky. Mnohé z nich jsou obsaženy ve výfukových plynech spalovacích motorů a emisích různých chemických výrobních procesů, čisticích prostředcích a rozpouštědlech. Kromě O₃ vznikají při fotochemických procesech další oxidanty, např. HNO₃, peroxid vodíku (H₂O₂), dále sekundární aldehydy atd.

Maximální koncentrace O₃, která může být ve znečištěném ovzduší dosažena, pravděpodobně závisí nejen na absolutních koncentracích VOC a NO_x, ale rovněž na jejich poměru. Při středních hodnotách poměrů těchto koncentrací (4:1 až 10:1) jsou podmínky pro tvorbu vysokých koncentrací O₃ příznivé. Protože poměry koncentrací VOC ke koncentracím NO_x v ovzduší hustě osídleného a silně industrializovaného území České republiky se obvykle příliš nemění, jsou meteorologické podmínky na tomto území hlavním faktorem, který určuje rychlost fotochemických procesů (Grennfeld, 1984). Poškození vegetace O₃ bylo poprvé pozorováno ve 40. letech v oblasti kolem Los Angeles v USA. Od té doby je přízemní O₃ považován (pokud se vyskytuje ve vysokých koncentracích) za nejvýznamnější fytotoxickou škodlivinu v ovzduší. Rostliny reagují na zvýšenou koncentraci zvláště citlivě, přičemž dochází jak k chronickým, tak akutním poškozením. Přízemní O₃ je považován za jeden z významných faktorů, které se podílejí na syndromu novodobého odumírání lesů. Poškození zemědělských plodin způsobené přízemním O₃ dosahuje významných hospodářských rozměrů v různých zemích světa (Evropa, USA, Mexiko, Indie) (Mills et al., 2007; Van Dingenen et al., 2009; Avnery et al., 2011). V těchto zemích byly prokázány ztráty na výnosech zemědělských plodin (Van Dingenen et al., 2009; Avnery et al., 2011).

Negativní účinky O_3 na výnosy kulturních rostlin byly uznány rovněž v EU (EP, 2002). Negativní účinky O_3 na zemědělské plodiny se hodnotí pomocí expozičního indexu AOT40 (kumulativní koncentrace O_3 vyšší než 40 ppb po vegetační dobu, viz kapitola 7.4).

V následujícím textu uvádíme příklad takového hodnocení vlivu O_3 na území Jihomoravského kraje s ohledem na budoucí změnu klimatu. Pro posouzení účinků O_3 na pšenici v Jihomoravském kraji byl použit kvantitativní vztah mezi expozičním indexem AOT40 a odezvou plodin při běžných podmínkách pro stanovení ztráty na výnosu pšenice vlivem O_3 v roce 2008. Na základě scénáře RCP4.5 vývoje emisí prekurzorů O_3 v Evropě, podrobné rešerše publikovaných výsledků predikce emisí prekurzorů O_3 v Evropě a emisní projekce nejvýznamnějších prekurzorů O_3 v ČR pomocí modelu GAINS (MŽP, 2015) byl odhadnut vývoj koncentrací O_3 v období 2030 až 2050 v Evropě a ČR. Následně bylo odhadnuto pravděpodobné snížení ztráty na výnosu pšenice v Jihomoravském kraji v letech 2030 až 2050.

Emisní scénáře aplikované Mezivládním panelem pro klimatické změny předpokládají, že na konci 21. století se bude průměrná koncentrace troposférického O_3 na pozadí měnit od minus 12 % do plus 62 %, průměrná teplota vzroste v intervalu mezi 1.4 a 5.8 °C, koncentrace oxidu uhličitého (CO_2) vzroste na 540 až 970 ppm, rozložení srážek se bude globálně měnit a četnost extrémních událostí bude narůstat (IPCC, 2001). Vingarzan (2004), který použil odlišné scénáře IPCC, předpovídá globální koncentraci O_3 na pozadí od 40 do 80 ppb. Vysoká prostorová a časová proměnlivost koncentrace O_3 způsobuje, že je obtížné stanovit s vysokou spolehlivostí dlouhodobé trendy a předpovědi budoucích koncentrací přízemního O_3 . V Evropě průměrná koncentrace přízemního O_3 stoupá a maximální koncentrace klesají (Coyle et al, 2003; Simmonds et al., 2004; Vingarzan, 2004). V budoucnosti budou vysoké koncentrace O_3 pravděpodobně omezeny implementací Protokolu o omezení acidifikace, eutrofizace a přízemního ozonu (UBA, 2004). Celkový vliv klimatických změn na depoziční tok O_3 je obtížné předpovědět a bude záviset například na geografickém rozložení vegetace, míry a načasování oteplení a jejich vlivu na vodní potenciál půdy, fenologii rostlin, růstové období, vývoj rostlinného zápoje a index listové plochy. Rostliny často mají optimální teplotní rozpětí pro stomatální vodivost a mohou se aklimatizovat na teplo v závislosti na lokálních přírodních podmínkách. Existuje málo empirických dat o vzájemném působení O_3 a tepla na vegetaci (Harmens et al., 2007).

Podle Zapletala et al. (2012) přístup založený na toku O_3 předpovídá omezení absorbované dávky O_3 v podmínkách klimatické změny a pokles překročení kritické fyto toxické dávky pro O_3 , přístup založený na koncentraci O_3 (AOT40) předpovídá častější překročení kritické koncentrace. V období ovlivněném klimatickou změnou můžeme předpokládat snížení celkového toku O_3 do rostlinného zápoje v důsledku snížení stomatálního toku O_3 , což pravděpodobně povede ke zvýšení koncentrace O_3 v atmosféře, a tím ke zvýšení hodnoty indexu AOT40.

Vliv klimatické změny na index AOT40 byl hodnocen v práci Langer et al. (2005), kde je pro vegetační období duben až září předpovězeno zvýšení hodnoty indexu AOT40 a zvýšení hodnot průměrných denních maximálních koncentrací O₃ nad střední Evropou podle scénářů klimatické změny. Harmens et al. (2007) rovněž předpovídá pro vegetační období na konci 21. století zvýšení hodnot indexu AOT40 a snížení kumulovaného stomatálního toku O₃ nad kritickou hodnotou 6 nmol m⁻² s⁻¹ u pšenice ve střední Evropě podle klimatického scénáře se zvýšením hodnot sytostního doplňku.

Některé starší výzkumy tedy naznačují, že změna klimatu pravděpodobně zvýší tvorbu O₃ v celé Evropě (Demuzere et al., 2009), a to více na jihu než na severu (Andersson, Engardt, 2010). Starší studie braly v úvahu konstantní emise prekurzorů O₃, nicméně emise prekurzorů O₃ v Evropě budou pravděpodobně klesat, a to jak v důsledku stávající mezinárodní legislativy, tak i v nepřímém důsledku snahy o snížení emisí CO₂ (Rafaj et al., 2013). Je obtížné odhadnout vývoj emisí prekurzorů O₃ v průběhu tohoto století, protože to závisí především na neznámých politických rozhodnutích. Byly zpracovány čtyři scénáře reprezentativních směrů vývoje koncentrací O₃ tak, aby reprezentovaly různé možné vývoje globálních emisí skleníkových plynů a dalších znečišťujících látek do ovzduší (Moss et al., 2010). Použitím druhého nejoptimističtějšího scénáře emise látek znečišťujících ovzduší z RCP 4.5, Thomson et al., (2011) a Langner et al. (2012a) ukázali, že tento scénář poklesu emisí má potenciál významně snížit koncentrace O₃ v celé Evropě a že efekt snížení emisí prekurzorů bude mít pravděpodobně mnohem větší vliv na snížení koncentrace O₃ než paralelně probíhající podpora tvorby O₃ změnou klimatu. Klingberg et al. (2014) použili přenosový chemický model Match (Robertson et al., 1999) s emisemi prekurzorů O₃ podle scénáře RCP4 a scénáře pro změnu klimatu IPCC SRES A1B (Nakicenović et al., 2000) kombinovaného k odhadu vlivu klimatických změn a snížení emisí prekurzorů O₃ na odhad budoucího vlivu O₃ na vegetaci v Evropě.

Nedávné studie s globálními chemickým transportním modelem s využitím Projekce klimatu a emise látek znečišťujících ovzduší v návaznosti na čtyři RCP scénáře (Young et al., 2013) ukazují na malé (0-2 ppb) snížení koncentrace O₃ na většině území severní polokoule od roku 2000 do roku 2030. Nicméně podle této studie dojde v roce 2100 ke snížení ročních průměrných koncentrací O₃ o 5-10 ppb. Tato zjištění podporují závěry Klingberga et al. (2014), že snížení evropských a globálních emisí prekurzorů O₃ podle scénáře RCP4.5 povedou pravděpodobně k snížení rizika poškození evropské vegetace O₃ mezi roky 2000 a 2050.

Podle základního scénáře IIASA TSAP 2012, který plně uplatňuje stávající omezování znečištění ovzduší podle právních předpisů EU, emise NO_x budou sníženy o více než 65% a emise VOC klesnou o 40% v zemích EU-27 do roku 2030 ve srovnání s rokem 2005 (Amann, 2012). V letech 2030 až 2050 budou emise podle tohoto scénáře více méně konstantní. To naznačuje, že v první polovině století bude pokles emisí látek znečišťujících ovzduší podle

scénáře RCP4.5 ve skutečnosti menší než předpokládá stávající implementovaná legislativa ochrany ovzduší.

Klingberg et al. (2014) uvádí, že koncentrace O_3 v Evropě v roce 2050 budou podstatně menší než koncentrace O_3 podle scénářů IPCC SRES A1B, A2 a B2 v rámci všech čtyř scénářů RCP podle Wilda et al. (2012). RCP4.5 je druhý neoptimističtější ze všech RCP scénářů týkajících se snižování emisí prekurzorů O_3 . Klingberg et al. (2014) prokázal, že v případě uplatňování přijatých opatření snižování znečištění ovzduší, je možné významně snížit negativní dopady O_3 na vegetaci v ne příliš vzdálené budoucnosti.

Významné, ale zároveň realistické, snížení emisí látek znečišťujících ovzduší popsané v scénáři RCP4.5 má potenciál výrazně snížit expozici rostlin O_3 v Evropě. V rozsáhlých územích by měl index AOT40 klesnout pod kritickou úroveň používanou pro ochranu vegetace v právních předpisech EU, jakož i kritických úrovní použitých v LRTAP konvenci.

Vzhledem k podstatnému snížení evropských emisí prekurzorů O_3 v průběhu posledních dvou desetiletí (NO_x o 31%, nemethanové těkavé organické sloučeniny o 46%, Tørseth et al., 2012) byl pokles koncentrace O_3 očekáván, ale pro mnoho oblastí Evropy nebyl pokles koncentrace O_3 pozorován. Není jasné, zda absenci očekávaných trendů v poklesu koncentrace O_3 lze vysvětlit jinými fyzikálními procesy než vlivem emisí prekurzorů (Simpson et al., 2014). Účinek snížení emisí prekurzorů je maskován velkými meziročními změnami v koncentraci O_3 , způsobenými například meteorologickými faktory nebo spalováním biomasy. Důvodem pro rozdíly mezi studii jsou různě volená časová období, která jsou rozhodující pro odhad trendu (Logan et al., 2012). Publikované výsledky ukazují významné regionální rozdíly v rámci Evropy se silným snížením nejvyšších percentilů ($P > 95$) pro severozápadní Evropu a variabilní výsledky pro některá místa v severní Evropě a velmi malé změny v centrální Evropě (Simpson et al., 2014).

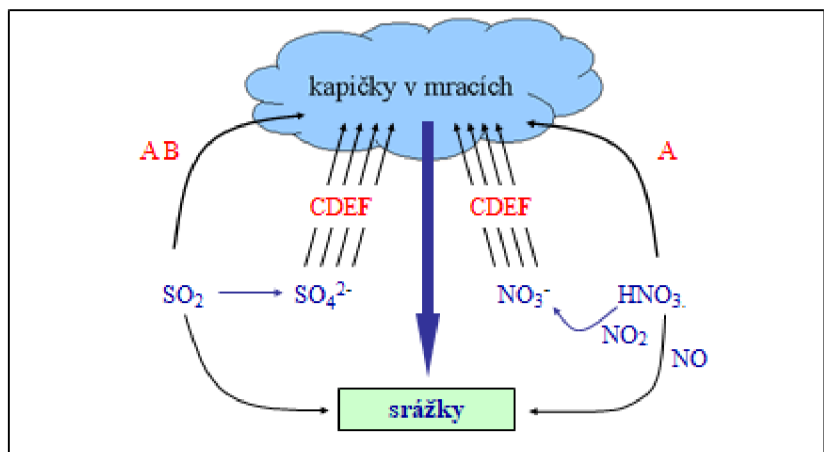
Ačkoli O_3 může mít významné dopady na klimatické změny, jak je uvedeno výše, nedávné modelové studie naznačují nízký nebo omezený dopad klimatických změn na budoucí depozici O_3 a reaktivního dusíku (Langner et al., 2012; Colette et al., 2013). Nicméně zůstává možnost, že budoucí klima může být více extrémní, než se uvažuje v těchto studiích. Potom takové extrémní klima může dramaticky změnit koncentrace O_3 . Rok 2003 představuje jasný příklad s významnými ozonovými epizodami a rozšířeným suchem ve střední Evropě (Solberg et al., 2008). Beniston (2004) simuloval regionální klima a došel k závěru, že události v roce 2003 mohou být použity jako analogie budoucích letních období v příštích desetiletích. Zvláště emise BVOC a NO jsou velmi nejisté. Vliv těchto emisí na změnu klimatu je nejasný. Změny v stratosféricko-troposférické výměně O_3 mohou také ovlivnit budoucí koncentrace O_3 , ale nejistoty jsou opět vysoké (Young et al., 2013).

V rámci evropských a národních projekcí snižování emisí prekurzorů O_3 se předpokládá významné snížení prekurzorů O_3 (zejména NO_x a VOC). Vzhledem k různým trendům snižování koncentrace O_3 na různých místech v Evropě, ne zcela jasným trendům vývoje

emisí BVOC a NO, meziročním změnám koncentrace O₃ vlivem meteorologických situací, úloze spalování biomasy, extrémním ozonovým epizodám a suchu, je obtížné předpovědět vývoj koncentrace O₃ na území Jihomoravském kraji v období 2030 až 2050 a následně odhadnout ztráty výnosu pšenice působením přízemního O₃. V případě, že hodnoty expozičního indexu AOT40 v Jihomoravském kraji v letech 2030 až 2050 budou nižší než hodnota kritické koncentrace, může dojít k určitému snížení ztráty výnosu pšenice pod průměrnou hodnotu cca 14 %, která byla odhadnuta pro rok 2008.

5.2 Aerosoly

Atmosféra obsahuje kromě plynů také tuhé a kapalné částice (PM), které jsou suspendovány ve vzduchu. Tyto částice se označují jako aerosoly nebo částice. Aerosoly v atmosféře mají typický průměr od 0,01 do 10 mikrometrů. Většina aerosolů se nachází v dolní troposféře, kde setrvávají několik dní. Z atmosféry jsou odstraněny vymytím deštěm nebo sněhem. Větší částice se usazují vlivem gravitačního působení. Aerosoly jsou různého složení a původu. Pocházejí z hornin, půd, moře, vulkanické aktivity, průmyslu (PAH, těžké kovy), dopravy (PAH, saze, pryž, resuspenze), topení pevnými palivy (popílky, saze, PAH). Fyzikální mechanismy, které mají rozhodující vliv při mokřem odnímání látek z atmosféry, působí jak při vymývání uvnitř oblaků, tak i pod oblačnou vrstvou. K hlavním fyzikálním mechanismům patří rozpouštění plynných složek, oxidace plynných složek, difuzoforéza, brownovská difuze, impakce a kondenzace na kondenzačních jádrech uvnitř oblaků (obr. 5.1). Rozpouštění plynných složek má význam zejména pro sloučeniny síry a dusíku. Oxidace plynných složek má význam zejména pro sloučeniny síry a dusíku. Prostřednictvím difuzoforézy se částice pohybují ve směru hlavního toku molekul vodní nebo jiné páry. Brownovská difuze je důležitá jen pro plyny a nejmenší částice. Impakce je významným procesem pro aerosolové částice větších rozměrů. Kondenzace prostřednictvím kondenzačních jader v oblacích je nejdůležitějším mechanismem.



A-rozpuštění **B**-oxidace **C**-difuzofóreza **D**-brownovská difuze **E**-impakce
F- kondenzace na kondenzačních jádrech uvnitř oblaků

Obr. 5.1 Fyzikální mechanismy uplatňované při mokřím odnímání látek z atmosféry (podle: NEGTA, 2001).

Velké aerosolové částice (obvykle o průměru 1 až 10 μm se vytvářejí při větru z mořské soli, prachu a jiných nečistot emitovaných do atmosféry. Jemné aerosolové částice s průměrem menším než 1 mikrometr se vytváří v atmosféře zejména kondenzací prekurzorových plynů. Významnými složkami jemných aerosolů jsou sírany, dusičnany, organický uhlík a elementární uhlík. Sírany, dusičnany a organické uhlíkové částice se vytvářejí atmosférickou oxidací SO_2 , NO_x a VOC. Elementární částice uhlíku jsou vypouštěny při spalování. Spalování je také hlavním zdrojem částic organického uhlíku. Částice uhlíku vznikající při spalování se nazývají saze jsou důležitým činitelem pro změnu klimatu a jsou také velmi nebezpečné pro lidské zdraví.

Zátěž obyvatelstva pevnými/kapalnými nebo směsnými částicemi o velikosti 1 nm – 100 μm suspendovanými v atmosféře patří k největším problémům nejen v České republice, ale prakticky v celé Evropě. Vysoké koncentrace částic způsobují zdravotní problémy obyvatelstva. Mezi ně patří respirační poruchy a zvýšené riziko rakoviny plic a kůže (WHO, 2006). Vysoké koncentrace aerosolů jsou hlavní příčinou kardiovaskulárních onemocnění a mohou být také příčinou onkologických onemocnění. Zvláště nebezpečné jsou jemné a ultrajemné částice, protože mohou být absorbovány hluboko do plic a do krevního oběhu. V rámci vědeckých výzkumů negativního působení částic na lidské zdraví byly stanoveny limity pro expozici částicemi o průměru 10 mikrometrů nebo méně a pro částice o průměru 2,5 mikrometrů nebo méně. Aerosoly mají také významné radiční účinky v atmosféře.

V České republice je dlouhodobá expozice částicemi důležitým faktorem zodpovědným za snížení kvality života obyvatel. Mezi nejzávažnější účinky, pokud jde o celkovou zdravotní

zátěž, patří významné snížení průměrné délky života (WHO, 2006). Dopravní a průmyslové činnosti jsou obecně považovány za hlavní zdroj částic PM₁₀. Existující informace o chemickém složení, velikostním rozložení, podílu sekundárních částic a depozičním toku částic na různé typy povrchů jsou doposud neúplné. Měření koncentrace aerosolu bylo provedeno v mnoha městech na úrovni ulic nebo pro hodnocení osobní expozice (Kaur et al., 2005; Longley et al., 2004). Byla provedena eddy kovariační měření emisního toku částic nad velkými městskými aglomeracemi (Dorsey et al., 2002; Järvi et al., 2009; Martin et al., 2009; Deventer et al., 2013). Přímé měření emisního toku částic eddy kovariační metodou poskytlo informaci o vzestupném proudění vzduchu a vertikální výměně částic nad některými městskými aglomeracemi (např. Manchesterem, Londýnem, Helsinkami). Popis měření toku částic eddy kovariační metodou z letadla je uveden v práci Buzoriuse et al. (2006). Méně informací existuje o emisním toku částic nad různými druhy zdrojů v různých výškách např. nad ornou půdou, povrchovým uhelným dolem nebo lokálními topeništi.

Některé aerosoly mají ochlazující účinek na zemské klima, protože odrážejí sluneční záření zpět do vesmíru. Velké erupce ze sopek emitují velké množství aerosolů do stratosféry, což může po určitou dobu výrazně snížit průměrné globální teploty na Zemi. Naproti tomu některé aerosolové částice, jako jsou saze, absorbují záření a mají oteplovací účinek. Velkým vědeckým problémem je odhad čistého přímého příspěvku aerosolů k celosvětové změně klimatu. Proto jsou prováděny podrobné inventury jednotlivých typů aerosolů v atmosféře a jejich distribuce po celém světě. Aerosolové částice mohou také nepřímo ovlivňovat zemské klima, protože kondenzací prostřednictvím kondenzačních jader v oblacích vznikají mraky, které odráží záření zpět do vesmíru.

Měření koncentrace a chemické složení částic je složité, protože částice se obtížně zachycují, aniž by došlo ke změně jejich chemického složení. K měření se používají optické a hmotnostní spektrometrické techniky, které umožňují analyzovat chemické složení jednotlivých částic přímo ve vzduchu.

Jedním z důležitých výzkumných úkolů je dozvědět se více o organických aerosolech, které obvykle představují třetinu až polovinu celkové hmotnosti aerosolů v atmosféře. Patří sem mnoho druhů uhlíkových sloučenin s různorodými vlastnostmi a vlivy na životní prostředí. Organické aerosoly jsou do atmosféry vypouštěny přímo spalováním, či jsou formovány v atmosféře z VOC při snižování jejich bodu varu. Ty se označují jako sekundární organické aerosoly. Automobily, dřevo spalované v kamnech, zemědělské činnosti a spalování lesních porostů jsou významnými zdroji aerosolů v ovzduší. Atmosférická oxidace antropogenních a biogenních VOC je významným zdrojem sekundárních organických aerosolů zejména v létě. Význam těchto různých zdrojů aerosolů je stále nejistý, což v současné době omezuje naši schopnost posoudit antropogenní vliv a rozvíjet strategie pro snížení koncentrace aerosolů.

Otázky

1. Charakterizujte sekundární látky znečišťující ovzduší.
2. Popište úlohu OH radikálu v procesu vzniku sekundárních látek znečišťujících ovzduší.
3. Popište mechanismus vzniku přízemního ozonu.
4. Popište mechanismus vzniku aerosolů a jejich úlohu v klimatické změně.
5. Popište hlavní problémy spojené s měřením koncentrace a chemickým složením aerosolů.

6. Modelování a měření toku částic v atmosféře

V několika studiích je popsáno modelování emisí částic v urbanizovaných oblastech s využitím různých metod (Palmgren et al, 1999; Kumar et al., 2008), nicméně přímé měření toku částic bylo provedeno pouze v několika městech v průběhu krátkých kampaní (Dorsey et al., 2002; Nemitz et al., 2008). Měření výměny částic poskytuje důležité informace o velikosti emisí částic a distribuci zdrojů emisí a je důležité jako vstupní parametr pro modely kvality ovzduší a klimatické modely. Schmidt a Klemm (2008) popsali toky částic různých velikostí z městské oblasti (Münster, Německo), zatímco Nemitz et al., 2008 oznámil první výsledky o tocích částic z hlediska chemického složení (Boulder, Colorado). Je známo, že tok a koncentrace částic mají velmi odlišné stopové funkce (Schmid, 2002). Koncentrační stopové funkce dávají větší váhu vzdáleným zdrojům. V ČR byl proveden monitoring emisí částic z významných stacionárních zdrojů v exponovaných oblastech Prahy a Ostravska pro účely modelování přenosu znečištění. Následně byla pomocí receptorového modelování vyhodnocena experimentální data získaná tímto monitoringem (Velíšek, 2007). Velmi důležité je přímé měření emisního toku částic eddy kovariační metodou na vysoké věži a stopová analýza váhy jednotlivých zdrojů v heterogenním prostředí urbanizované oblasti (doprava, stacionární zdroje, budovy, stromy, tráva) na hodnotě koncentrace částic a emisního toku částic pomocí numerického modelu.

Zapletal (1998) aplikoval modely, které odvozují depoziční rychlosti aerosolových částic z parametrizace třecí rychlosti větru pro nízkou vegetaci a pro les na území České republiky. Zapletal, Kotlík (2012) aplikovali rezistenční model se zahrnutím gravitační sedimentace na výpočet depozičních toků částic do různých povrchů v urbanizované oblasti. Důležitá je validace (ověření) modelů depozičního toku částic pomocí mikrometeorologických měření (eddy kovariance, gradientová metoda) a validace depozičních modelů pro modelování resuspenze částic. V ČR byla problematika resuspenze částic řešena např. na území města Berouna a Prahy podle metodologie Pretela (2001) umožňující vyhodnotit území města z hlediska náchylnosti k výskytu resuspenze částic, tj. vyhodnotit koncentrace částic z hlediska srážkových a bezsrážkových epizod, vlhkosti povrchu, rychlosti větru, charakteru aktivního zemského povrchu a způsobu jeho využití. Charakteristika epizod zvýšené koncentrace částic PM_{10} způsobené resuspenzí na stanici Brno-Tuřany byla provedena Knozovou a Skeřilem (2011).

Velmi významná je resuspenze částic ze zemědělské činnosti. Celková výměra zemědělského půdního fondu činí v České republice 4,2 mil. ha. Zemědělská činnost spojená se zemědělskou půdou významně přispívá k celkovému množství prachových částic v ovzduší. Přestože studium resuspenze částic ze zemědělské činnosti je v posledním desetiletí předmětem zvýšeného zájmu (Goossensov, Riksen, 2004), v současnosti je především v Evropě k dispozici jen málo terénních studií zabývajících se kvantifikací prachu ze zemědělských činností. V Německu bylo provedeno několik studií zaměřených na problematiku prachu ze zemědělské činnosti (Hinz, 2004; Oettl et al., 2005), ale výsledkem

není žádný standardní postup měření a výpočet resuspenze prachu. V USA v oblastech s vysokými emisemi PM₁₀, jako je Kalifornie, středozápad USA atd., je výzkum lépe zdokumentován (Wang et al., 2010). Některé americké studie poukázaly na to, že podíl zemědělských činností na resuspenzi částic je obecně velmi vysoký (Cassel et al., 2002).

Literárních pramenů o využití vzducholodi pro experimentální stanovení emisní mohutnosti zdrojů aerosolu není mnoho. První studie využívaly velké vzducholodě s posádkou, které kvůli restrikci vyplývající ze zákona o civilním letectví byly využity pro stanovení emisní mohutnosti zaoceánských lodí (Frick, Hoppel, 1993) nebo pro charakterizaci vzdušných mas ve vyšších výškách v Evropském projektu Pegasos (Tillmann et al., 2010, Hamed et al., 2013). Teprve v posledních letech se začínají využívat dálkově řízené prostředky. V Evropě bylo využito malé letadlo pro speciální měření ovzduší v Německu (Platis et al., 2016) nebo vzducholodě pro odběr a měření koncentrací aerosolu v Ostravě v České republice (Pokorná et al., 2015, Leoni et al., 2016, Hovorka et al., 2016).

Depoziční tok částic může být vypočten z naměřených koncentrací částic a z odpovídajících depozičních rychlostí:

$$F = V_d(z)C(z) \quad (6.1)$$

kde F je depoziční tok částic na jednotku plochy (m²), V_d je depoziční rychlost částic a $C(z)$ je koncentrace částic ve výšce z nad zemí. Depoziční rychlost částic pro povrch bez vegetace může být vypočtena na základě rezistenční analogie podle Seinfeld, Pandise (1997):

$$V_d = \frac{1}{R_a + R_b + R_a R_b V_g} + V_g \quad (6.2)$$

Aerodynamická rezistence R_a může být vypočtena standardně podle mikrometeorologických vztahů podle Hickse (1987). Laminární rezistence R_b může být vypočtena podle vztahu:

$$R_b = \frac{k u_z}{u_*^2} (E_b + E_{im})^{-1} \quad (6.3)$$

$$E_b = S C^{-2/3} \quad (6.4)$$

$$E_{im} = \frac{St^2}{(400 + St^2)} \quad (6.5)$$

kde u_* je třecí rychlost větru, u_z je horizontální rychlost větru ve výšce z nad nulovou rovinou posunutí, k je von Karmanova konstanta (0.4), E_b a E_{im} charakterizují celkovou účinnost sběru aerosolových částic, která závisí na vlastnostech aerosolových částic a meteorologických parametrech (Ruijgrok et al., 1995), Sc je Schmidtovo číslo, St je Stokesovo číslo. Třecí rychlost větru může být vypočtena podle Voldnera et al. (1986):

$$u_* = k u_z / \left[\ln(z/z_0) - \psi_m \right] \quad (6.6)$$

k je von Karmanova konstanta (0.4), u_z je horizontální rychlost větru ve výšce z nad nulovou rovinou posunutí, z_0 je drsnost povrchu (výška nad povrchem, kde se předpokládá nulová rychlost větru), ψ_m je korekční stabilitní funkce pro hybnost (momentum). Pro stabilní podmínky vertikálního zvrstvení atmosféry ($0 < z/L < 1$) může být ψ_m vypočtena podle rovnice:

$$\psi_m = -5 z/L \quad (6.7)$$

kde L je Moninova a Obukchovova délka. Pro modelování třecí rychlosti větru může být zvolen poměr $z/L = 0.03$ charakterizující stabilní podmínky vertikálního zvrstvení atmosféry blízko neutrálním podmínkám podle Erismana (1992). Pro povrch bez vegetace může být stanovena hodnota drsnosti povrchu $z_0 \text{ cm} = 50$ podle Voldnera et al. (1986) a Dutchaka, Ilyina (2002).

Rychlost gravitační sedimentace V_g může být vypočtena podle vztahu Zhanga et al. (2001):

$$V_g = \frac{\rho d^2 g C_c}{18 \eta} \quad (6.8)$$

kde ρ je hustota částic ($\rho = 1.8 \text{ g cm}^{-3}$) podle Yanga et al. (2008), d je průměr částic (cm), g je gravitační zrychlení ($g = 980 \text{ cm s}^{-2}$), C_c je korekční faktor pro malé částice ($C_c = 1.0$ pro PM_{10} , $C_c = 1.05$ pro $\text{PM}_{2.5}$ a PM_1) a η je koeficient viskozity ($\eta = 0.000182 \text{ g cm}^{-1} \text{ s}^{-1}$).

Kvantifikace zachytu (Q) znečišťující látky vegetací v daném místě během určitého časového období (např. vegetačního období, kalendářního roku) může být provedena podle (Nowak, 1994):

$$Q = F \times L_p \times T, \quad (6.9)$$

kde Q je množství částic zachycených vegetací v určité oblasti a určitém časovém období (g), F je depoziční tok částic ($\text{g m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), L_p je celková plocha vegetace (m^2) a T je časové období (s).

6.1 Modelování a měření toku částic nad zemským povrchem ze vzducholodě

Gradientovou a eddy kovariační metodou může být měřen povrchový tok částic PM_{10} , $PM_{2.5}$ a PM_{10} nad zemským povrchem. Pro vyhodnocení naměřených hodnot může být použit vztah dle Wyngaarda a Brosta (1984), respektive Moenga a Wyngaarda (1984):

$$\frac{\partial C}{\partial z} = -g_b \frac{F_s}{z_i w^*} - g_t \frac{F_e}{z_i w^*} \quad (6.10)$$

s gradientovými funkcemi g_b a g_t použitelnými pro popis procesů nad rovnou nezalesněnou zemí, danými vztahy

$$g_t = 0,7 (1 - z/z_i)^{-2}, \quad (6.11)$$

$$g_b = 0,4 (z/z_i)^{-3/2}. \quad (6.12)$$

kde C je koncentrace, F_s je povrchový tok, F_e je tok proudění, z je výška měření, z_i je výška hraniční vrstvy atmosféry (PBL), w^* je stupeň konvektivní rychlosti. Výška hraniční vrstvy z_i může být ve výpočtu ztotožněna se standardně užívanou výškou LCL (lifting condensation level), kdy je výška vztažena ke kondenzačnímu bodu vodních par a oblakům *cumulus humilis*, pokud jsou přítomny. Ta může být vypočtena pro každý z letů dle změřené teploty vzduchu, tlaku a relativní vlhkosti vzduchu při zemi dle Rompse (2017) za využití konstanty $z_0=0.15$ m, reprezentující výšku nad zemí, kdy je teoreticky nulový vítr.

Hodnota stupně konvektivní rychlosti w^* může být určena dle vztahu

$$w^* = \left(\frac{g}{T} \overline{w'T'} z_i \right)^{1/3}, \quad (6.13)$$

kde $\overline{w'T'}$ je průměrná hodnota pocitového tepelného toku. Ten může být vypočten na základě teorie podobnosti dle Monina a Obukhova. Jeho hodnota pro měření nad ornou půdou může být stanovena eddy kovariační metodou z meteorologických měření:

$$T^* = - \frac{\overline{w'T'}}{u^*} \quad (6.14)$$

$$u^* = 4 \sqrt{\frac{2}{u'w' + v'w'}} \quad (6.15)$$

kde T^* je teplotní škála, u^* je třecí rychlost větru, u' , v' , w' jsou tři složky větru měřené 3D sonickým anemometrem.

Otázky

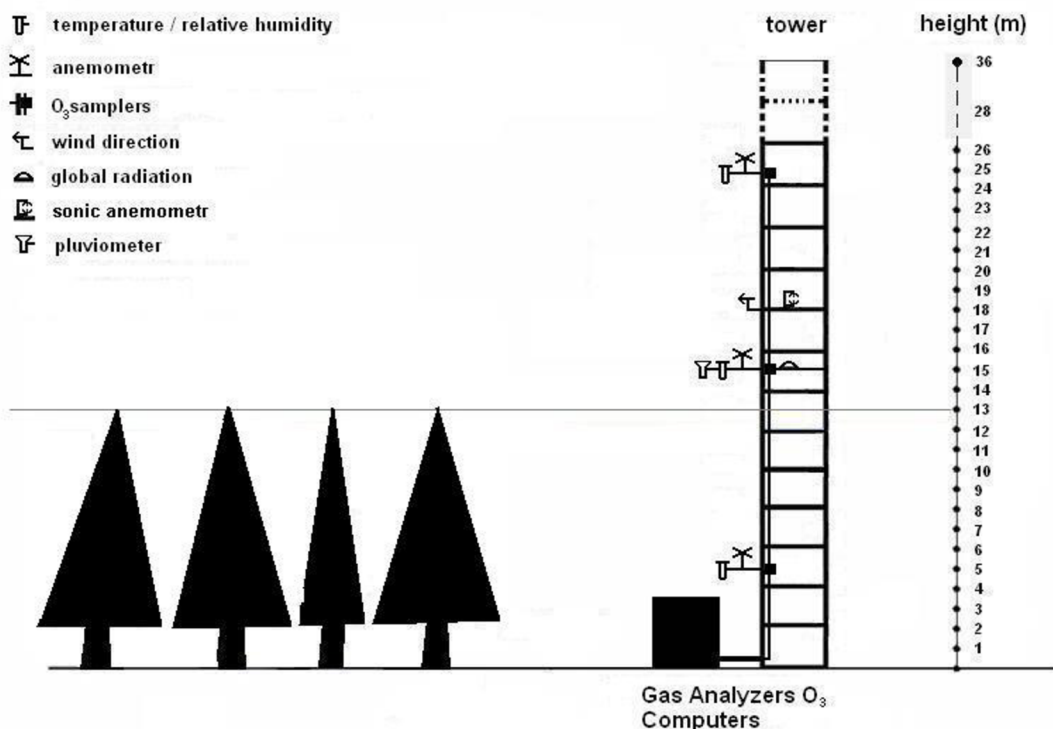
1. Vyjmenujte oblasti použití modelů toku částic a proč jsou tyto modely důležité.
2. Proč je zemědělská činnost významným zdrojem částic ?
3. Popište model depozičního toku částic.
4. Popište model gravitační sedimentace částic.
5. Popište modelování a měření toku částic nad zemským povrchem ze vzducholodě.

7. Modelování a měření depozičního toku ozonu

7.1 Úvod

V této části učebního textu je popsána gradientová metoda výpočtu depozičního toku O_3 , modelování depozičního toku O_3 multiplikativním depozičním modelem, modelování stomatální vodivosti O_3 , modelování stomatálního toku O_3 včetně odhadů stomatálního a nestomatálního příjmu O_3 v jehličnatých porostech. Je zde popsáno hodnocení působení O_3 na lesní ekosystémy pomocí expozičního indexu AOT40 a hodnocení stomatálního toku O_3 pomocí indexů POD_0 a POD_1 (Zapletal et al., 2011).

Koncentrace O_3 můžeme měřit na experimentální věži v 5, 15 a 25 m nad zemí pomocí automatických UV fotometrických imisních analyzátorů (např. O_341M , Environment SA, France) (obr.7.1). Vzduch může být odebírán kontinuálně ve všech třech výškách pomocí trubic z Teflonu. Všechna data mohou být ukládána jako půlhodinové průměry, ze všech dat mohou být potom vypočteny hodinové průměry.



Obr. 7.1 Měření koncentrace a depozičního toku O_3 na experimentální věži.

7.2 Gradientová metoda

Kritérium pro měření depoziční rychlosti O_3 nad rostlinným zápojem je založeno na předpokladu, že tok O_3 je v této výšce méně ovlivněn jednotlivými nerovnými prvky (stromy).

Depoziční rychlost může být odhadnuta gradientovou metodou z měření koncentrací O₃ ve výškách z₁ a z₂ nad zemí podle Fowlera a Duyzera (1989) a Hummelshoje (1994):

$$F_{meas} = - \frac{k u^* (c(z_2) - c(z_1))}{\ln((z_2 - d) / (z_1 - d)) + \psi_h((z_1 - d) / L) - \psi_h((z_2 - d) / L)} \quad (7.1)$$

$$V_{dmeas} = - F_{meas} / c(z) \quad (7.2)$$

kde F_{meas} je vertikální tok O₃, k je von Karmanova konstanta, c je koncentrace O₃, u^* je třecí rychlost větru, která může být vypočtena z eddy kovariačního měření (Foken, Wichura, 1996), d je výška posunutí, L je Moninova a Obukchovova délka vypočtena s využitím sonické teploty, ψ_h je korekční stabilitní funkce pro tok tepla, která může být vypočtena podle Dyera a Hickse (1970) z eddy kovariačních dat. Rovina posunutí může být stanovena na 10 m jako 75 % výšky stromů podle Jarvise et al. (1976).

7.3 Multiplikativní depoziční model (MDM)

Depoziční rychlost ozonu (V_{dmod}) může být vypočtena na základě rezistenční analogie:

$$V_{dmod}(z) = \frac{1}{R_a(z) + R_b + R_c} \quad (7.3)$$

kde R_a je aerodynamická rezistence pro turbulentní vrstvu, R_b je laminární rezistence pro laminární mezní vrstvu a R_c je rezistence povrchu nebo pokryvu receptoru. R_a může být vypočtena z mikrometeorologických vztahů podle Hickse et al. (1987) a Voldnera et al. (1986). R_b může být vypočtena z mikrometeorologických vztahů podle Hickse et al. (1987).

Povrchová rezistence R_c může být vypočtena podle následující rovnice (Emberson et al., 2000a):

$$R_c = \left(\frac{LAI}{R_{sto}} + \frac{SAI}{R_{ext}} + \frac{1}{R_{inc} + R_{soil}} \right)^{-1} \quad (7.4)$$

kde (R_{sto}) je rezistence stomat, která je odporem kladeným O₃ při jeho příjmu stomaty;

(R_{ext}) je rezistence kutikul nebo rezistence vnějšího povrchu rostliny, tj. povrchu listů, větví, kmene;

(R_{inc}) je aerodynamické rezistence v rostlinném zápoji, která je odporem kladeným O_3 při jeho přenosu skrz vegetaci směrem k půdě a spodním částem rostlinného zápoje;

(R_{soil}) je rezistence půdy, která je odporem půdy při absorpci O_3 půdním povrchem.

LAI je index listové plochy, SAI je index plochy povrchu, který je ve vegetačním období roven LAI .

Stomatální příjem O_3 (g_{O_3} je inverzní hodnota R_{sto}) může být vypočten podle Emberson et al. (2000b):

$$g_{O_3} = g_{max} * g_{phen} * \max [g_{min}, (g_{light} * g_{temp} * g_{VPD} * g_{SWP})] \quad (7.5)$$

kde g_{O_3} je aktuální stomatální vodivost v průběhu místně specifických klimatických podmínek, g_{max} je průměrná maximální stomatální vodivost O_3 pro smrk ztepilý ($\text{mmol } O_3 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) vyjádřena na celkový povrch jehličí, parametry g_{phen} , g_{light} , g_{temp} , g_{VPD} , and g_{SWP} jsou vyjádřeny v relativních hodnotách mezi 0 a 1 a reprezentují modifikaci g_{max} v průběhu fenologických změn, změn světla ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$), změn teploty vzduchu ($^{\circ}\text{C}$), změn sytostního doplnku (kPa) a změn deficitu půdní vlhkosti (Mpa), g_{min} je minimální stomatální vodivost v průběhu periody denního světla.

Hodnoty sytostního doplnku mohou být odhadnuty podle rovnice publikované Buckem (1981). Deficit půdní vlhkosti byl odhadnut ze srážek a teploty povrchu podle rovnice vodní bilance publikované Mintzem a Walkerem (1993). Fyzikální parametry půdy, které jsou nutné k převodu volumetrického deficitu půdní vlhkosti na vodní potenciál půdy, mohou být odvozeny z funkce publikované Milthorpem a Moorbyem (1974). Veškeré detaily parametrů a funkcí, které mohou být použity k odhadu stomatální vodivosti g_{O_3} z environmentálních proměnných jsou uvedeny v Emberson et al. (2000a, 2000b, 2000c) a Wieser a Emberson (2003). $R_{ext} = 20 \text{ s cm}^{-1}$ a $R_{soil} = 3 \text{ s cm}^{-1}$ mohou být použity podle Brooka et al. (1999). R_{inc} může být modelována podle van Pula a Jacobse (1994):

$$R_{inc} = b LAI h / u_* \quad (7.6)$$

kde LAI je index listové plochy; h je výška vegetace; b je empirická konstanta 14 m^{-1} a u_* třetí rychlost větru.

Stomatální tok O_3 (F_{sto}) může být vypočten podle (Cieslik, 2004; Gerosa et al., 2009):

$$F_{sto} = \frac{R_c}{(R_a(z) + R_b + R_c) R_{sto}} c(z) \quad (7.7)$$

Celkový tok O_3 (F_{mod}) může být odhadnut z naměřených koncentrací O_3 v ovzduší násobených odpovídajícími depozičními rychlostmi podle rovnice:

$$F_{mod} = - V_{dmod}(z)c(z) \quad (7.8)$$

kde F_{mod} je modelovaný depoziční tok O_3 na jednotku plochy, V_{dmod} je modelovaná depoziční rychlost O_3 a $c(z)$ je koncentrace O_3 ve výšce z nad zemí. Nestomatální příjem může být vypočten pro smrk ztepilý jako rozdíl mezi celkovým depozičním tokem a stomatálním tokem O_3 .

7.4 Dávky ozonu a expozice ozonem

Expozice ozonem může být vypočtena jako index AOT40 pouze pro denní hodiny (Fuhrer et al., 1997):

$$AOT40 = \sum_{\substack{[O_3] > 40 \text{ ppb} \\ \text{Glob. zář.} \geq 50 \text{ W/m}^2}} ([O_3]_i - 40) \Delta t \quad (7.9)$$

kde součet může být proveden pro duben až září (vegetační sezonu). Pro lesní ekosystémy je určena kritická koncentrace O_3 5000 ppbh pro ochranu stromů před působením O_3 .

Kumulativní stomatální tok bez překročení kritického prahu (POD_0) může být vypočten (ICP Vegetation, 2009):

$$POD_0 = \sum_{i=1}^N \max(0, F_{st,i}) \Delta t \quad (7.10)$$

kde součet může být proveden pro duben až září.

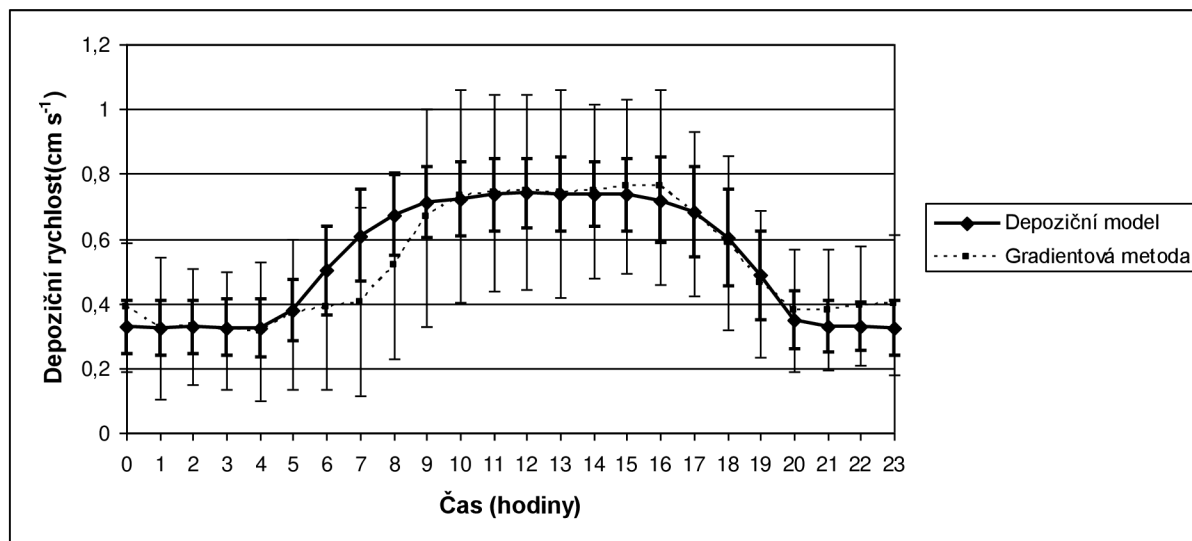
Kumulativní stomatální tok nad hodinovým prahem $1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (POD_1) může být vypočten (ICP Vegetation, 2009):

$$POD_1 = \sum_{i=1}^N \max(0, F_{st,i} - 1) \Delta t \quad (7.11)$$

kde součet může být proveden pro duben až září. Pro smrk ztepilý je stanovena fytotoxická dávka O_3 POD_1 8 mmol m^{-2} (ICP Vegetation 2010).

Na obr. 7.2 je porovnán denní chod depoziční rychlosti V_d naměřené gradientovou metodou a modelované modelem za období květen-září 2009. Z obr. 7.2 vyplývá, že depoziční rychlost V_d (25 m) odhadnuta gradientovou metodou podle rovnice (7.1) se pohybuje od 0.33 do 0.76 cm s^{-1} . V_d odhadnuta pomocí depozičního modelu se pohybuje od 0.32 do 0.75 cm s^{-1} . Měřený nestomatální příjem se pohybuje kolem 0.33 cm s^{-1} a modelovaný nestomatální příjem se pohybuje kolem 0.32 cm s^{-1} . Pro hodnocené období můžeme konstatovat dobrou shodu mezi naměřenou a modelovanou depoziční rychlosti O_3 .

Průměrná depoziční rychlost naměřená gradientovou metodou je $0.51 \pm 0.43 \text{ cm s}^{-1}$ tj. odchylka přibližně 84% a průměrná depoziční rychlost modelovaná depozičním modelem je $0.53 \pm 0.19 \text{ cm s}^{-1}$ tj. odchylka přibližně 36%.



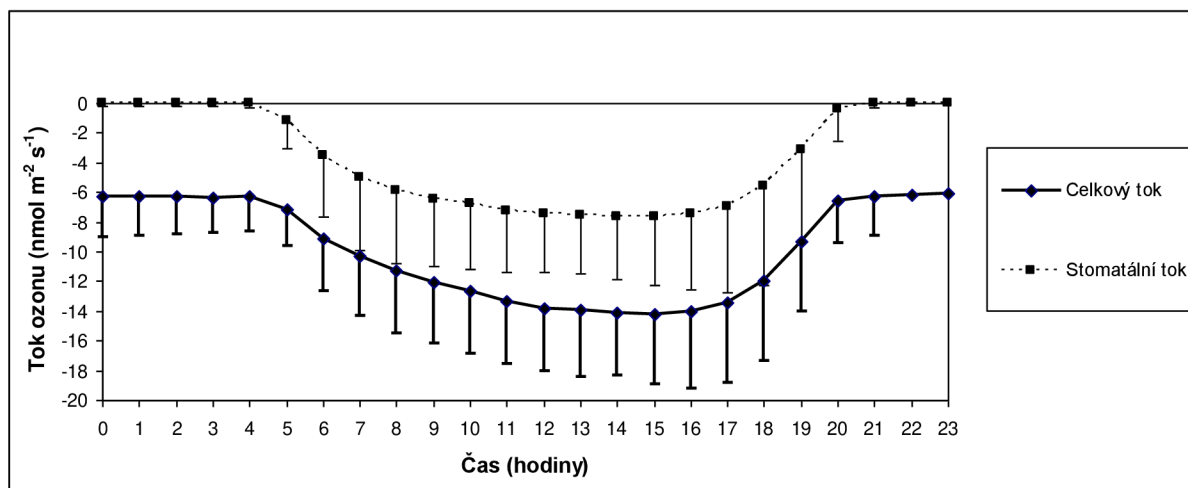
Obr. 7.2 Průměrné denní chody depozičních rychlostí v lokalitě Bílý Kříž v období květen-září 2009.

7.5 Stomatální a nestomatální příjem ozonu

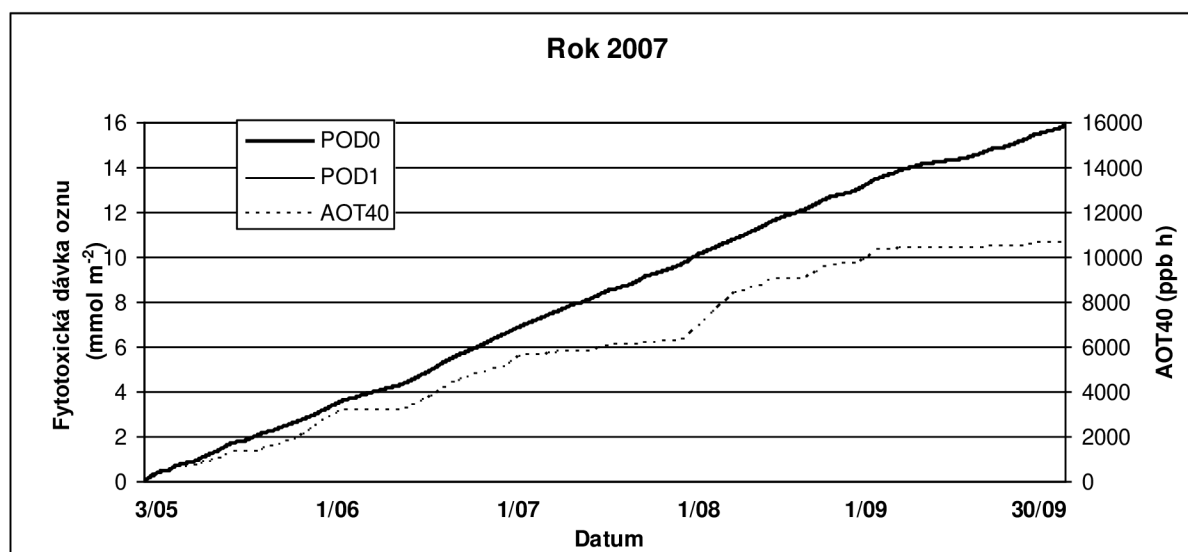
Odhad nestomatálního a stomatálního toku O_3 předpokládá, že vodivost je v noci minimální. Rostlina přijímá O_3 téměř výhradně stomaty a ta jsou v noci uzavřena nebo téměř uzavřena. Depoziční tok O_3 je nicméně relativně vysoký i v nočních hodinách a jeho velikost je přibližně poloviční než ve dne. O_3 je odstraňován také jinými významnými procesy než pouze stomaty (Mikkelsen et al., 1996). Reakce s povrchem rostliny, částicemi a plyny jako NO, který je emitován z půdy, pravděpodobně odstraňují O_3 v průběhu noci (Mikkelsen et al., 1996). Procesy odstraňování O_3 popsané pro noc jsou pozorovány také ve dne, ale příjem stomaty a jiné procesy jako emise monoterpenů či isoprenu z rostliny mohou vysvětlit nárůst O_3 ve dne. Tok monoterpenů, které jsou v podstatném množství emitovány z jehlic, koreluje exponenciálně s teplotou vzduchu (Lerdau et al., 1994). Z atmosféry jsou odstraňovány reakcí s O_3 , která probíhá řádově v minutách (Atkinson et al., 1990). Na obr. 7.3 je porovnán průměrný denní chod celkového a stomatálního toku O_3 .

Na obr. 7.4 je uveden vývoj expozičního indexu AOT40, který charakterizuje expozici O_3 a vývoj fytotoxické stomatální dávky POD ozonu absorbované stomaty jehlic smrku ztepilého ve vegetačních obdobích. V průběhu vegetačních období působila na ekosystém expozice O_3 vyjádřena expozičním indexem AOT40. V denních hodinách období květen až září dosahoval expoziční index AOT40 hodnoty 10672 ppb h. Expozice O_3 přesáhla kritickou úroveň 5000 ppb h ve vegetačním období více než 2x. Kritická úroveň 5000 ppb h byla stanovena pro ochranu lesních ekosystémů a její překročení určuje potenciální riziko negativního působení O_3 na lesní ekosystémy.

V období květen až září fytotoxická dávka O_3 , která byla vypočtena jako kumulativní stomatální tok bez překročení kritické úrovně (POD_0), byla $15.8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$ (per leaf area). Fytotoxická dávka O_3 POD_1 s překročením kritické úrovně $1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ byla na konci měřeného období $14.3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$.



Obr. 7.3 Průměrný denní chod celkového a stomatálního toku O_3 v lokalitě Bílý Kříž v období květen-září 2009. Stomatální tok je modelovaný podle Cieslik (2004) a Gerosa et al. (2009).



Obr. 7.4 Vývoj expozičního indexu AOT40 a fytotoxické dávky O_3 v období květen až září 2007. Dávka je vyjádřena jako fytotoxická dávka O_3 (POD_0) bez prahu pro tok O_3 a jako POD_1 po aplikaci prahu pro tok O_3 $1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$.

7.6 Popis a aplikace modelu depozičního toku ozonu na území České republiky

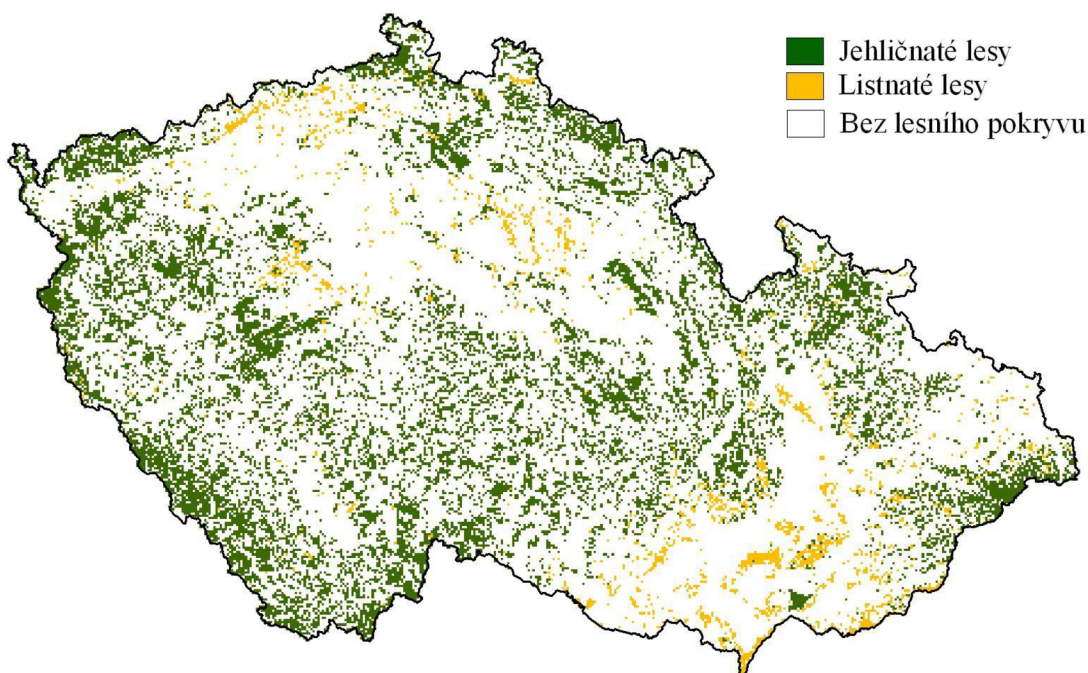
Depoziční tok O_3 může být odhadnut z naměřených imisních koncentrací O_3 a z odpovídajících depozičních rychlostí:

$$F = V_d(z)C(z) \quad (7.12)$$

kde F je depoziční tok O_3 na jednotku plochy (např. m^2), V_d je depoziční rychlost O_3 a $C(z)$ je koncentrace O_3 ve výšce z nad povrchem. Depoziční model pro O_3 rozlišuje stomatální a nestomatální složky depozičního toku a odhaduje depoziční tok podle specifické parametrizace vegetace. Depoziční rychlost O_3 může být vypočtena na základě rezistenční analogie. Depoziční rychlost V_d může být vyjádřena jako inverzní hodnota součtu tří rezistencí:

$$V_d(z) = \frac{1}{R_a(z) + R_b + R_c} \quad (7.13)$$

Tři rezistence reprezentují tři fáze přenosu: aerodynamická rezistence R_a reprezentuje přenos volnou atmosférou (turbulentní vrstvou) k laminární mezní vrstvě, laminární rezistence R_b reprezentuje přenos přes laminární mezní vrstvu k povrchu, rezistence povrchu nebo pokryvu R_c reprezentuje různý způsob příjmu O_3 povrchem. Aerodynamická rezistence R_a může být vypočtena podle mikrometeorologických vztahů uváděných Hicksem et al. (1987) a Voldnerem et al. (1986). Laminární rezistence R_b může být vypočtena podle mikrometeorologických vztahů uváděných Hicksem et al. (1987). R_a a R_b mohou být stanoveny na základě znalosti rychlosti větru a drsnosti povrchu. Roční průměrné hodnoty drsnosti povrchu z_0 pro odlišné povrchy mohou být odvozeny z literatury (Voldner et al, 1986; Erisman, Draaijers, 1995). Roční průměrné hodnoty drsnosti povrchu z_0 mohou být vztaženy k odpovídajícím povrchovým charakteristikám na území lesních ekosystémů České republiky podle klasifikace CORINE Land Cover (EEA, 2000). Mohou být použity Land Cover třídy pro jehličnaté lesy (*Picea abies*) a listnaté lesy (*Fagus sylvatica*) (obr. 7.5).



Obr. 7.5. Jehličnaté a listnaté lesy na území České republiky v síti 1 x 1 km.

Povrchová rezistence R_c , která zahrnuje rostlinný zápoj, může být charakterizovaná rovnicí:

$$R_c = \left(\frac{1}{R_{sto} + R_m} + \frac{1}{R_{inc} + R_{soil}} + \frac{1}{R_{ext}} \right)^{-1} \quad (7.14)$$

R_c může být vypočtena na základě znalosti globálního záření, teploty povrchu, relativní vlhkosti, klasifikace využití ploch podle rovnice (7.14) s využitím výsledků a předpokladů z literatury (viz tab. 7.1) pro výpočet a parametrizaci stomatální rezistence R_{sto} , rezistence mezofylu R_m , rezistence kutikul nebo rezistence vnějšího povrchu rostliny R_{ext} , rezistence půdy R_{soil} , a aerodynamické rezistence v rostlinném zápoji R_{inc} . Rezistence stomat R_{sto} je závislá na globálním záření a teplotě vzduchu při povrchu jehlic a listů. Aerodynamické rezistence v rostlinném zápoji R_{inc} pro vegetaci může být modelována podle van Pula a Jacobse (1994).

Stomatální rezistence (R_{sto}) závisí na globálním záření a povrchové teplotě. Pro výpočet stomatální rezistence může být použit následující vztah podle Weseleho (1989):

$$R_{sto} = R_i \{ 1 + [200(G + 0.1)^{-1}]^2 \} \{ 400[T_s(40 - T_s)]^{-1} \} \quad (7.15)$$

kde R_i je vstupní rezistence ($s\ m^{-1}$), G je globální záření ($W\ m^{-2}$) a T_s je povrchová teplota ($^{\circ}C$). Mohou být použity hodnoty R_i z Weseleho (1989) (tab 7.1).

Tab. 7.1. Parametry, které se vztahují k vegetaci, použité v depozičním modelu pro ozon.

Parametr	Jehličnaté lesy	Jehličnaté lesy Literární odkaz	Listnaté lesy	Listnaté lesy Literární odkaz
LAI	8.6	Erismann and Draaijers (1995)	5	Meyers and Baldocchi (1988)
R_i ($s\ cm^{-1}$)	2.5	Wesely (1989)	1.4	Wesely (1989)
R_m ($s\ cm^{-1}$)	0	Wesely (1989)	0	Wesely (1989); Lagzi et al. (2004)
R_{soil} ($s\ cm^{-1}$)	3 ^a	Brook et al. (1999)	3	Brook et al. (1999)
R_{ext} ($s\ cm^{-1}$)	20 ^a	Brook et al. (1999)	20	Brook et al. (1999)

^aPro smíšené lesy

Rezistence v rostlinném zápoji (R_{inc}) pro vegetaci může být modelována podle Pula a Jacobse (1994):

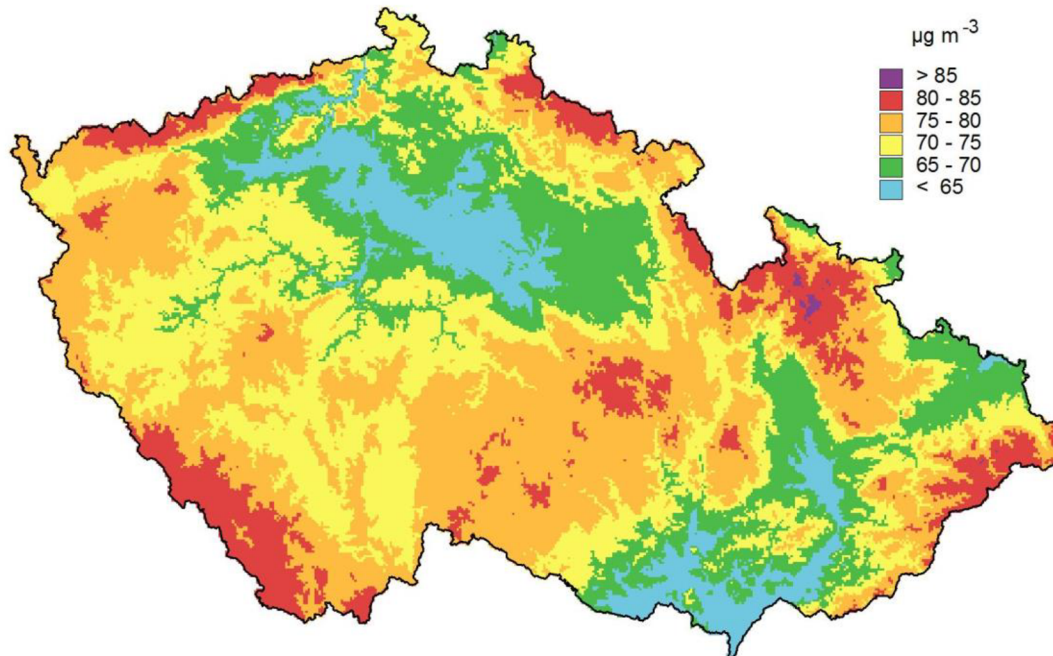
$$R_{inc} = b\ LAI\ h/u^* \quad (7.16)$$

kde LAI je index listové plochy, h je výška vegetace, b je empirická konstanta $14\ m^{-1}$ a u^* je třecí rychlost větru. Parametry, které mohou být použity pro výpočet rezistence povrchu pro jehličnaté lesy (*Picea abies*) a listnaté lesy (*Fagus sylvatica*) jsou uvedeny v tab. 7.1.

Rezistenční model pro výpočet depozičních rychlostí O_3 na území lesních ekosystémů v České republice může být aplikován následovně. Průměrná sezónní horizontální rychlost větru u_z ve výšce z (Wood, Mason, 1991) pro vegetační období (duben až září) na 73 meteorologických stanicích může být extrapolována do 41 oblastí na území ČR. Hodnoty R_a a R_b mohou být vypočteny z mikrometeorologických vztahů podle Voldnera et al. (1986) a Hickse et al. (1987) s využitím průměrné hodnoty z_0 podle jednotlivých povrchů a sezónních průměrných hodnot u_z v jednotlivých oblastech.

Sezónní průměrná depoziční rychlost $V_d(z)$ O_3 ve výšce 10 m nad jednotlivými povrchy (čtverce $1\ x\ 1\ km$) zastoupených v oblastech v okolí 73 meteorologických stanic na území ČR mohou být vypočteny pomocí denních průměrných hodnot R_a , R_b a R_c z rovnice (7.13). Každému čtverci $1\ x\ 1\ km$ může být přiřazen dominantní typ povrchu. Sezónní průměrné hodnoty depozičního toku O_3 FO_3 mohou být vypočteny ze sezónních průměrných koncentrací O_3 $C(z)$, sezónních průměrných depozičních rychlostí $V_d(z)$ a času t v každé čtverci $1\ x\ 1\ km$.

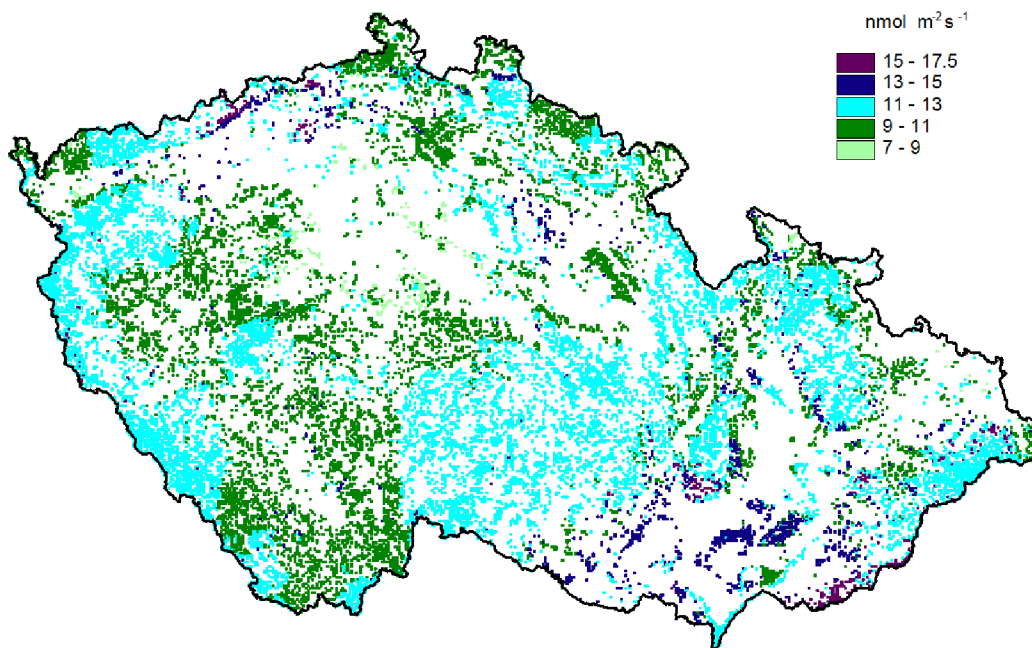
Na obr. 7.6 je zobrazena prostorová distribuce průměrné koncentrace O_3 ($\mu\text{g m}^{-3}$) na území České republiky v období duben až září 2008 v síti 1x1 km modelované metodou OR-rez.ok (Coyle (2002); Zapletal, Chroust (2007)) doplněnou o interpolaci reziduí regrese.



Obr. 7.6 Prostorová distribuce průměrné koncentrace O_3 ($\mu\text{g m}^{-3}$) na území České republiky v období duben až září 2008 v síti 1x1 km modelované metodou OR-rez.ok (Coyle (2002); Zapletal, Chroust (2007)).

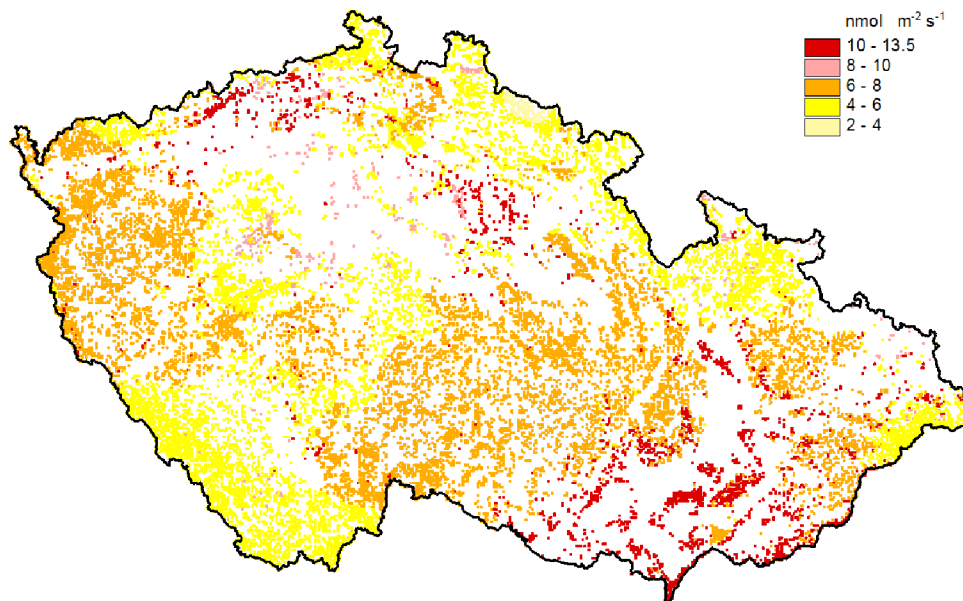
Nejvyšší hodnoty koncentrace O_3 modelované metodou OR-rez.ok byly zaznamenány v příhraničních horských oblastech (vyšší nadmořská výška) v Krušných horách v severozápadní části ČR, v Orlických horách a Hrubém Jeseníku v severní části ČR, na Šumavě na jihu ČR a v Beskydech ve východní části ČR a na Českomoravské vrchovině v centrální části ČR. Klimatické podmínky jsou ve vyšších nadmořských výškách těchto oblastí odlišné než v nižších nadmořských výškách. Lokality ve vyšších nadmořských výškách jsou více exponovány přízemním O_3 a méně ovlivňovány nočními inverzními podmínkami. Proto hodnoty koncentrací přízemního O_3 vzrůstají s rostoucí nadmořskou výškou.

Na obr. 7.7 je zobrazena prostorová distribuce průměrného celkového toku O_3 ($\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) do jehličnatých a listnatých porostů v síti 1x1 km v období duben až září 2008. Na obr. 7.8 je zobrazena prostorové zobrazení průměrného stomatálního toku O_3 ($\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) v jehličnatých a listnatých porostech v síti 1x1 km v období duben až září 2008.



Obr. 7.7 Prostorová distribuce průměrného celkového toku O₃ (nmol m⁻² s⁻¹) do jehličnatých a listnatých porostů v síti 1x1 km v období duben až září 2008.

Nejvyšší hodnoty celkového depozičního toku O₃ ve vegetačním období roku 2008 byly zaznamenány ve vyšších nadmořských výškách horských oblastí. Nejvyšší hodnoty depozičního toku O₃ byly lokalizovány v rozsáhlých oblastech severozápadních Čech (Krušné hory) a oblastech jižní Moravy (Ždánický les, Chřiby, CHKO Pálava, Bílé Karpaty, NP Podyjí) a v Krušných horách na severozápadě Čech). Depoziční tok v těchto oblastech dosahoval 13 - 15 nmol m⁻² s⁻¹, s maximy 15 - 17,3 nmol m⁻² s⁻¹.



Obr. 7.8 Prostorové zobrazení průměrného stomatálního toku O_3 ($\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) v jehličnatých a listnatých porostech v síti $1 \times 1 \text{ km}$ v období duben až září 2008.

Nejvyšší hodnoty stomatálního toku O_3 ve vegetačním období roku 2008 byly zaznamenány v rozsáhlých oblastech severozápadních a středních Čech a oblastech jižní Moravy (Ždánický les, Chřiby, CHKO Pálava, Bílé Karpaty, NP Podyjí) a v Krušných horách na severozápadě Čech). Stomatální tok O_3 v těchto oblastech dosahoval $10 - 13.5 \text{ nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

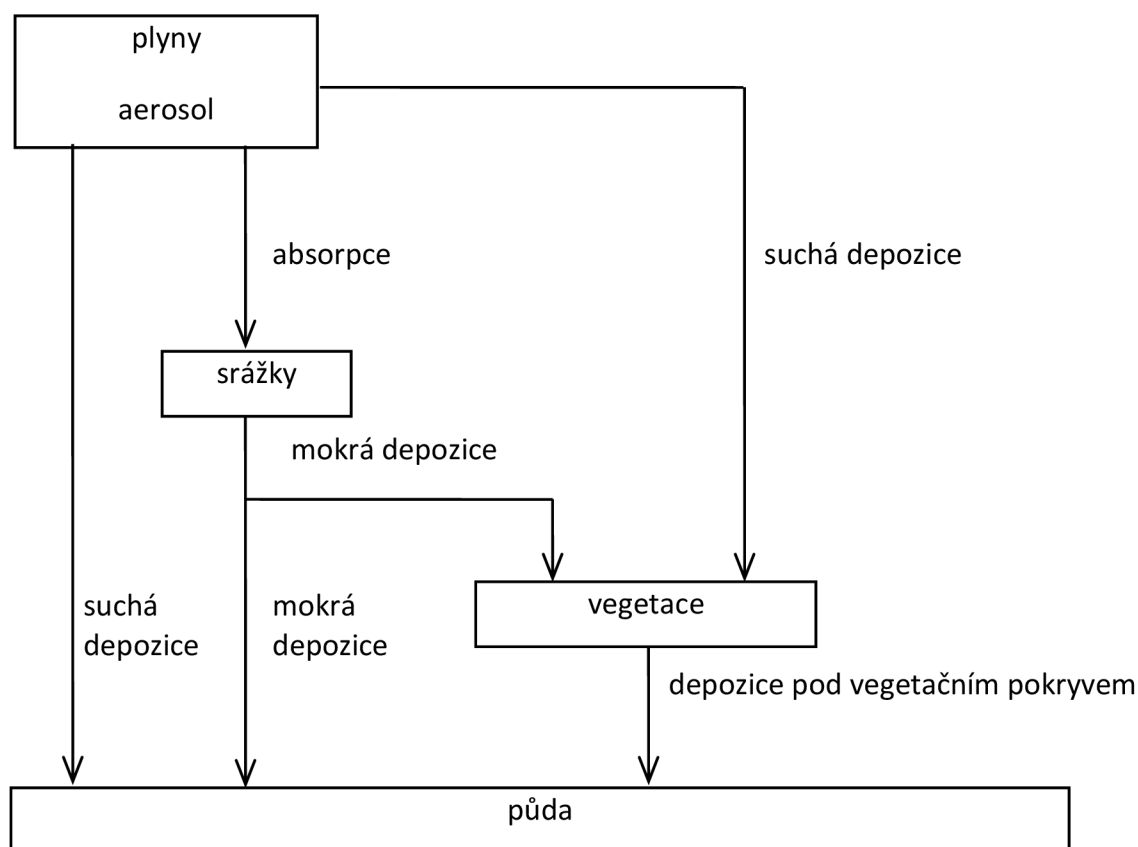
Otázky

1. Popište gradientovou metodu měření toku ozonu.
2. Popište multiplikativní depoziční model pro výpočet depozičního toku ozonu.
3. Popište metody hodnocení expozice ozonem pro lesní ekosystémy.
4. Jaký je rozdíl mezi celkovým a stomatálním tokem ozonu.
5. Popište model depozičního toku ozonu na území České republiky.

8. Kyselá atmosférická depozice

V rámci dějů, kterým podléhají látky v atmosféře od počáteční emise látky ze zdroje, přes dálkový přenos a rozptyl v důsledku meteorologických procesů, přes transformace v důsledku chemických reakcí, představuje atmosférická depozice významný propad látek z ovzduší. V důsledku existence celé řady procesů, které se souhrnně označují jako depozice, nedochází v atmosféře ke kumulaci látek, ale tyto jsou zde ve stavu tzv. dynamické rovnováhy. Atmosférická depozice pro ostatní složky prostředí (hydrosféru, pedosféru, biosféru) představuje často velmi významný zdroj znečišťujících látek (Zapletal, 2014).

Atmosférickou depozicí označujeme přestup látek z atmosféry na zemský povrch v důsledku vynášecích, vymývacích a sedimentačních procesů z atmosféry. Atmosférická depozice může vyvolat negativní efekty a procesy v ekosystému. Negativní procesy okyselování (acidifikace) a eutrofizace půdy a vodních ploch mohou být výsledkem depozice plynů, aerosolových částic a kyselých srážek. Suchá depozice je proces, při kterém jsou plyny a aerosol deponovány přímo do vegetace, půdy nebo materiálu. Má dvě hlavní součásti: absorpci plyných složek a usazování tuhých částic (Zapletal, 2014). Zemský povrch a veškeré objekty na něm absorbují atmosférické plyny v proměnlivé míře. Depozice tuhých částic je z největší části spojena s gravitační sedimentací (spadem) prachových a největších aerosolových částic. Naproti tomu malé aerosolové částice (pod 20 μm), podobně jako molekuly plynů, ulpívají pouze v malé míře na povrchu, jsou zachycovány mechanicky, elektrickými nebo jinými silami a jenom z malé části jsou tedy odstraňovány z ovzduší. Mokrú depozice se uskutečňuje srážkovou činností. Má především složku vertikální: sníh, déšť, mrholení a ostatní padající srážky, které spolu s vodou přinášejí řadu rozpuštěných i nerozpuštěných látek, zachycených prašných a aerosolových částic. Kvantitativně méně významným typem mokré depozice jsou srážky usazené, ke kterým patří zejména ledovka, jíní a rosa, popř. voda usazená z mlhy a námraza (Zapletal, 1997). Procesy depozice jsou zobrazeny na obrázku 8.1.



Obr. 8.1 Schéma procesů depozice (podle Erisman, 1992).

Na důležitost acidifikace prostředí upozornil již v 19. století anglický lékárník Robert Angus Smith (Zapletal, 2014). Jeho výzkumy však nevyvolaly trvalou pozornost veřejnosti. V 19. století byla Velká Británie největším přispěvatelem ke znečištění ovzduší v Evropě. Ročně bylo v Británii spáleno téměř 150 milionů tun uhlí, což vedlo k více než dvěma milionům tun emisí síry (Mylona, 1996). Na základě historických záznamů Brimblecombe (1987) popsal znečištění ovzduší na území Velké Británie. Před urbanizací patřilo k hlavním problémům znečištění vnitřní ovzduší ve špatně větraném obydlí, což následně vedlo k zánětům nosních dutin. Důkazy byly získány na lebkách, které jsou datovány do raného středověku, tj. kolem roku 1066. Zavedení komínů, populační růst, nedostatek dřevěného paliva, a tím následné zvýšení spotřeby uhlí způsobilo znečištění venkovního ovzduší v městských oblastech. První pokus kontrolovat využívání uhlí se objevil v Londýně již v roce 1306 (Vestreng, 2008). V 17. století spotřeba uhlí v domácím sektoru prudce vzrostla a taktéž vzrostly obavy z vlivu znečištěného ovzduší na lidské zdraví (Vestreng, 2008).

V Evropě se příznaky ekologického poškození ekosystémů projevily již před více než sto lety. V roce 1910 byl zjištěn pokles v odvětví rybolovu v řekách a jezerech nejjižnější části Norska (Muniz, 1984). Novější výzkumy ukázaly, že k sladkovodnímu okyselení došlo v různých skotských a norských jezerech již v druhé polovině 19. století (Battarbee, 1984). Vědecký výzkum acidifikace řek a jezer začíná po roce 1920 (Eriksson, 1954; Rossby, Egnér, 1955). Výrazný zájem o tuto problematiku se objevuje ve Skandinávii v 60. letech 20. století, kdy

začalo sladkovodní okyselování a redukce populací ryb v oblastech s nízkou neutralizační kapacitou (Odén, 1967). Okyselování skandinávských jezer bylo demonstrováno jako výsledek dálkového přenosu sloučenin síry a dusíku (Brydges, Wilson, 1991).

V šedesátých letech biologové začali zaznamenávat prudký pokles populací ryb nejen v jezerech v Norsku, ale také v severovýchodních oblastech Spojených států a v Kanadě. Vědečtí pracovníci zjistili, že mokrá kyselá atmosférická depozice změnila chemismus srážek a chemismus jezer. Výzkumníci začali zkoumat příčiny kyselých dešťů. Čistá voda má hodnotu pH 7 (neutrální), ale dešťová voda vždy obsahuje nečistoty, které se nacházejí v atmosféře. Atmosféra obsahuje slabé přírodní kyseliny např. kyselinu uhličitou (H_2CO_3), průmysl emituje do atmosféry NO_x , které jsou příčinou vzniku slabé HNO_3 , H_2SO_4 vzniká oxidací oxidů síry, ale SO_2 je uvolňován při vulkanické činnosti sopek a oxidy síry jsou uvolňovány také při některých biogeních procesech v přírodě.

Kolem roku 1910 byl pozorován v západní části Německa pokles životaschopnosti některých druhů stromů, ačkoliv historické záznamy ukazují na střídající se období špatného růstu stromů a snížení zastoupení jehličnanů po dobu několika století (Moseholm et al., 1988). První rozsáhlou dokumentací imisních škod na vegetaci na našem území publikoval Stoklasa (1923). Negativní působení SO_2 na vegetaci a půdu v blízkosti měst uvádí Tiegs (1927). Souvislost mezi poškozováním lesních porostů a kyselou atmosférickou depozicí v USA uvádějí např. Binkley et al. (1989), v Evropě např. Brydges, Wilson (1991), Sverdrup, Warfvinge (1993), Warfvinge, Sverdrup (1995).

V 80. letech 20. století se situace v Evropě znepokojivě zhoršila. Okyselení vodních ekosystémů se značně rozšířilo ve většině zemí Evropy (UNECE, 1989), vážné poškození vodních ekosystémů bylo pozorováno ve Skandinávii a části Spojeného království (Muniz, 1991). Okyselení půdy v posledních dvaceti až šedesáti letech bylo zmíněno v několika studiích prováděných v 90. letech 20. století ve střední Evropě, Skandinávii a Velké Británii (Johnson et al., 1991). Souvislost mezi zvyšující se aciditou srážkových vod a emisemi SO_2 uvádí např. Odén (1968) a Bolin (1972).

I přes pokračující vědecké diskuse o přesných příčinách ekologické degradace vodních a lesních ekosystémů je dobře známo, že suchozemské a vodní organismy jsou přímo ovlivněny suchou a mokrou depozicí sloučenin síry a dusíku, nebo nepřímo prostřednictvím chemických změn vyvolaných v půdě nebo podzemních a povrchových vodách (Mylona, 1996). Je evidentní, že k určitému okyselení dojde přirozeně i z jiných látek, než jsou síra a dusík. Účinky suché a mokré depozice sloučenin síry a dusíku mohou být ovlivněny neutralizací způsobenou různými procesy, jako je depozice zásaditých sloučenin či zvětrávání křemičitanových a uhličitánových minerálů v půdě (Mylona, 1996).

Předpokladem pro pochopení vlivu dlouhodobého znečištění ovzduší na změny ve vodních a lesních ekosystémech jsou komplexní přehledy vývoje emisí a depozic sloučenin síry a dusíku, kterých není v Evropě mnoho. Fjeld (1976) odhadla emise oxidu siřičitého (SO_2) pro

Evropu (s výjimkou SSSR) v období 1900–1972. Opírala své výpočty o spotřebu uhlí a ropy, a to buď hlášené, nebo odvozené z výrobních statistik za předpokladu zprůměrování množství síry u paliv ve všech zemích v období několika desetiletí. Při podrobnějším zkoumání Bettelheim a Littler (1979) vypočetli emise SO_2 pro osm evropských zemí pro období 1865–1970. Vzali v úvahu časové změny emisních faktorů a usoudili, že zkoumané země (s výjimkou SSSR) přispívaly k celkové evropské emisi SO_2 mnohem nižší měrou, než uvedla Fjeld (1976). Amann (1990) na základě množství síry obsažené v palivech spotřebovaných v jednotlivých odvětvích odhadl emise SO_2 v Evropě, včetně evropské části SSSR, od 60. do 80. let 20. století.

Mylona (1996) analyzovala vývoj antropogenních emisí SO_2 a jejich vliv na depozici síry na území Evropy v letech 1880–1991 a pomohla tak k pochopení fenoménu okyselení ekosystémů v Evropě. Při získávání vstupních dat týkajících se spotřeby černého uhlí, hnědého uhlí, kapalných paliv (plyn, motorová nafta, topný olej, ropa), výroby neželezných kovů (měď, olovo, zinek), výroby H_2SO_4 , dřevné buničiny, spotřeby koksu při výrobě železa a oceli a výroby cementu vycházela z evropských studií mapujících odhadované koncentrace SO_2 pro Evropu a roční energetickou spotřebu. Pro takto dlouhé období neexistují ucelené prameny postihující veškeré potřebné údaje, proto se autorka mnohdy uchýlovala k subjektivním odhadům vycházejícím z odhadu hospodářské činnosti v předcházejících letech v dané zemi. Data byla simulována EMEP MSC-W modelem rozptýlení sloučenin síry v pětiletých intervalech na jednotlivé evropské země, přičemž autorka vycházela z meteorologických podmínek vztahujících se k roku 1991, aniž by využila pro jednotlivá období dostupná meteorologická data, která by výzkum zpřesnila (Mylona, 1996). Výsledkem studie je analýza vývoje emisí SO_2 na území Evropy, kde v první polovině 20. století došlo k mírným emisním nárůstům, které po druhé světové válce v 60. a 70. letech značně vzrostly (až šestinásobně) a v 80. letech došlo k jejich utlumení v západní Evropě, na rozdíl od ostatních částí Evropy, kde došlo k minimálnímu nebo žádnému poklesu. Hlavním zdrojem emisí před druhou světovou válkou bylo spalování uhlí, zatímco po druhé světové válce převažuje spalování kapalných paliv. Odhad emisí SO_2 pro každou zemi byl proveden v pětiletých intervalech, přičemž základem byly průmyslové a energetické statistiky. Tato data byla následně implementována do regionálního depozičního modelu acidifikačních látek za účelem simulace ročních koncentrací (Mylona, 1996). Výsledky z této studie pomohly pochopit problémy spojené s rozvojem okyselení ekosystémů v Evropě a příčiny pozorovaného environmentálního účinku. Podpořily rovněž výzkum v oblasti změny klimatu, neboť sírany v aerosolu mají vliv na zemskou radiační bilanci (Charlson et al., 1992).

Atmosféra obsahuje také přírodní a člověkem emitované acidifikační činitele jako je např. NH_3 , který je emitován z některých složek biosféry (půdy), ale také ze zemědělské činnosti. Uhličitan vápenatý (CaCO_3) je součástí znečištěného prachu, který se do atmosféry dostává z půdy. Přirozené koncentrace samotného CO by vedly u deště k hodnotě pH 5,7, spolu s ostatními přírodními kontaminujícími látkami se pH deště pohybuje v rozmezí hodnot od 5

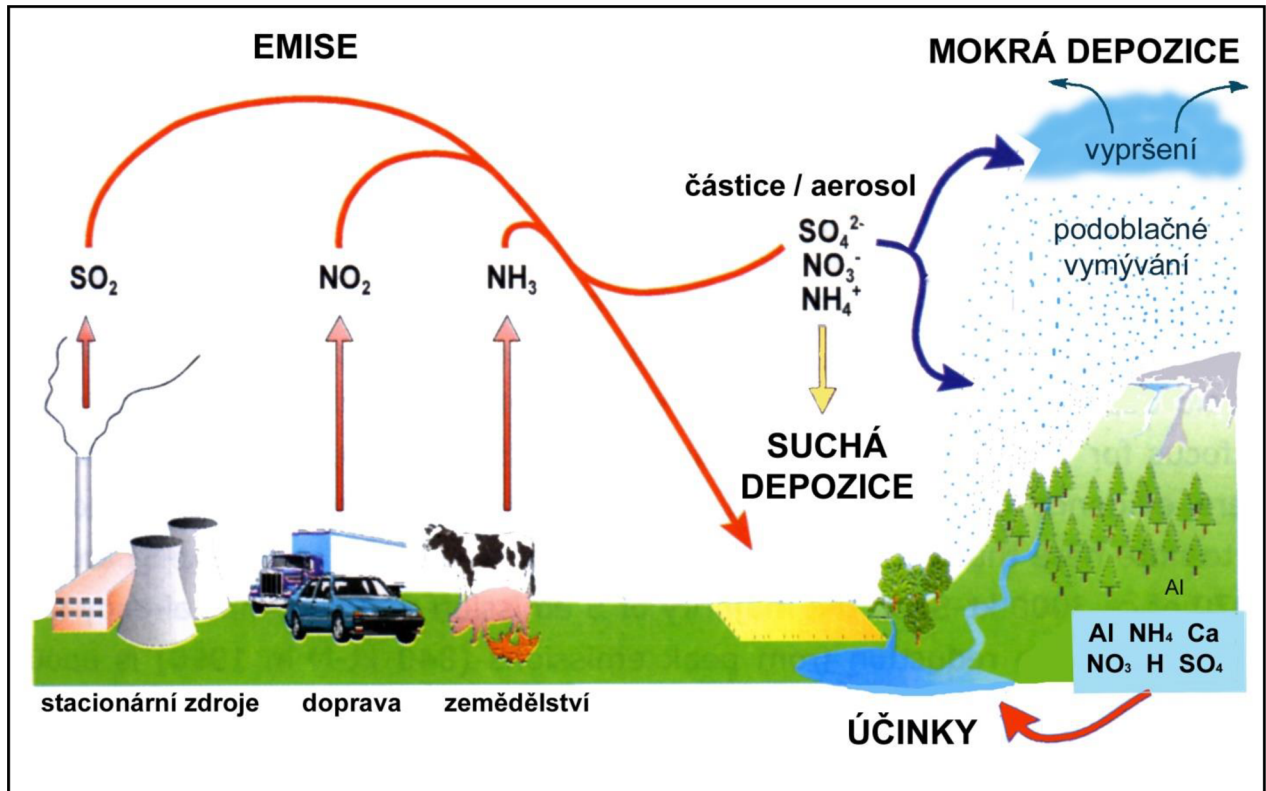
do 7. Na druhé straně kyselý dešť jsou dešťové srážky s hodnotami pH pod 5, což je způsobeno antropogenní emisí acidifikačních látek do atmosféry.

Na obr. 8.9 je zobrazena celková kyselá depozice na území České republiky, kde nejvíce postiženy byly oblasti v severozápadních Čechách a sever Moravy z důvodu vysoké koncentrace elektráren na spalování uhlí a průmyslu, který emituje acidifikační látky.

Vysoké komíny elektráren, které byly postaveny na ochranu vzduchu v místním prostředí, způsobily přenos emisí SO_2 a NO_x do vysokých nadmořských výšek s vysokou rychlostí větru, což způsobilo přenos kyselých dešťů na vzdálenosti stovek až tisíců kilometrů ve směru větru. Antropogenní činnost také uvolňuje velké množství NH_3 do atmosféry, zejména ze zemědělství. NH_3 může působit v atmosféře jako neutralizační faktor kyselých dešťů přeměnou H^+ na amonný iont (NH_4^+). Nicméně přínos této neutralizace je zanedbatelný, protože amonný iont uvolňuje svůj H^+ , jakmile je deponován a spotřebován v půdě. Pokud je kyselý dešť rychle neutralizován po vstupu do půdy přítomnými bazickými kationty, tak má malý vliv na životní prostředí. Například oceán obsahuje velké množství uhličitanových iontů (CO_3^{2-}) a na velkém území se vyskytují alkalické půdy a horniny. Ale v oblastech s malou neutralizační kapacitou mohou kyselé deště způsobit vážné poškození rostlin, půd, potoků a jezer. V České republice jsou některé lesní ekosystémy obzvláště citlivé na kyselý dešť, protože nemohou dostatečně neutralizovat kyselost. Kyselá atmosférická depozice rozpouští v půdě toxické kovy, které mohou oslabovat rostliny. Na druhé straně kyselá depozice vede k vyplavování bazických kationtů (živin) z lesních půd. Rostliny jsou oslabeny a je snížena jejich schopnost odolávat jiným stresovým faktorům jako je sucho, znečištění ovzduší nebo napadení hmyzem.

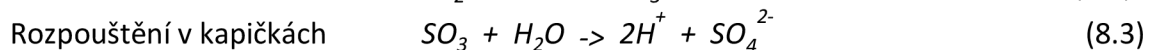
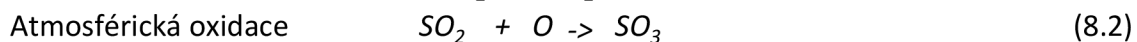
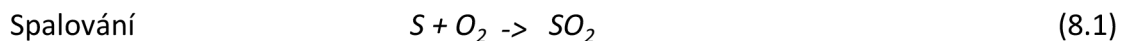
Kyselá atmosférická depozice je tedy komplex procesů, při kterých jsou z atmosféry odstraňovány kyselé složky vznikající jako produkt řady reakcí v atmosféře, která působí jako silné oxidační médium. V důsledku oxidačních reakcí v atmosféře jsou zde přítomny kyseliny v plynné fázi (HNO_3 , HCl , HCOOH , CH_3COOH , atd.), v aerosolu (sírany, dusičnany, chloridy, organické kyseliny, atd.) a v kapalně fázi. Na okyselení srážek se podílejí hlavní měrou sírany a dusičnany, které vznikají oxidací z emisí SO_2 a NO_x (Zapletal, 2014). Ty mohou být antropogenního původu (emise ze spalování fosilních paliv v stacionárních velkých a malých zdrojích, emise z průmyslové výroby, emise ze zemědělství, emise z dopravy), nebo přirozeného původu. Podíl antropogenních zdrojů emisí SO_2 a NO_x v Evropě a Severní Americe je dominantní. Primárně jsou emitovány SO_2 , NO , NO_2 a NH_3 . Znečišťující látky jsou z atmosféry odstraňovány buď přímo absorpcí na povrchu receptoru, nebo jsou vymývány deštěm či sněhem. Znečišťující látky se do srážek dostávají dvěma různými procesy – vypršením a vymýváním. Při vypršení znečišťující látky působí jako kondenzační jádra přímo při vzniku atmosférických srážek, při vymývání jsou pevné částice a plyny zachycovány již padajícími dešťovými kapkami či vločkami pod oblaky při průchodu atmosférou. V ovzduší znečišťující látky setrvávají jeden až tři dny a průměrná vzdálenost přenosu větrem v atmosféře je 500 až 1000 km za den (Zapletal, 2014). Acidifikace je regionálním a

nadregionálním problémem souvisejícím s dálkovým přenosem znečišťujících látek přes hranice států a její omezení vyžaduje mezinárodní úsilí (čistší paliva, redukce emisí). Vztah mezi procesy emise, přenosu, depozice a účinků acidifikačních látek je zobrazen na obr. 8.2.

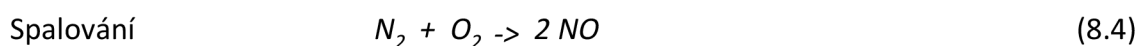


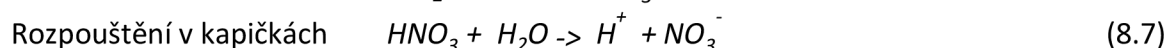
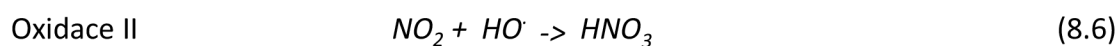
Obr. 8.2 Vztah mezi procesy emise, přenosu, depozice a účinků acidifikačních látek (podle Driscoll et al., 2001; NEGTP, 2001).

Oxidací síry v průběhu spalování vzniká SO_2 . SO_2 přechází atmosférickou oxidací na SO_3 . SO_3 je hydratován vzdušnou vlhkostí na aerosol H_2SO_4 , který může reagovat s prachovými alkalickými částicemi v ovzduší za vzniku síranů. Konečnými reakčními produkty jsou sírany a dva volné protony, které okyselují dešťové srážky (Warfvinge, Sverdrup, 1995):

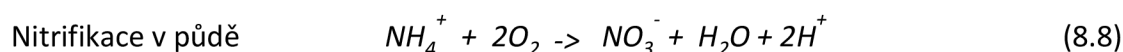


Pro NO_x existuje několik cest, které vedou k tvorbě HNO_3 . Převážná část NO_x pochází ze spalování fosilních paliv (organický dusík v palivu) nebo oxidace atmosférického dusíku v dieselových motorech (Warfvinge, Sverdrup, 1995):





Acidifikační působení NH_3 není spojeno s atmosférickými reakcemi. Příspěvek NH_3 do kyselé depozice odpovídá stupni půdní nitrifikace. Během tohoto procesu mohou kyseliny v plynné formě, aerosolu nebo kapkách, původně neutralizované NH_3 , vytvářet dva ionty vodíku. Jeden můžeme odvozovat z NH_3 a jeden z neutralizované kyseliny. Vzhledem k neúplné nitrifikaci v půdě může být příspěvek NH_3 nebo NH_4^+ jeden vodíkový iont (Van Breemen et al., 1982):



Z hlediska ochrany ekosystémů před účinky atmosférické depozice síry a dusíku je důležité znát atmosférickou depozici, kritické zátěže a velikost překročení, o které je nezbytné snížit atmosférickou depozici síry a dusíku tak, aby nedocházelo k další devastaci přírodního prostředí acidifikací a eutrofizací. Informace o překročení kritických zátěží atmosférickou depozicí jsou základem pro tvorbu strategií směřujících k řešení ohrožení ekosystémů těmito látkami.

Nejvýznamnějšími negativními procesy v přírodním ekosystému, které způsobují látky znečišťující ovzduší, jsou procesy acidifikace (okyselování) a eutrofizace (Zapletal, 2014). Acidifikace je proces vnášení okyselujících látek do prostředí, obvykle vyjádřený v molární jednotce ($\text{mol } H^+$). Projevuje se přímým narušením listového parenchymu, zvyšováním mobility hliníku a některých toxických prvků v půdě (Zapletal, 2014), likvidací některých skupin mikroorganismů v půdě, narušováním správné struktury půdy, zhoršením příjmu nebo imobilizací základních živin z půdy, mizením senzitivních druhů rostlin. Limitní hranice acidifikace dle EHK OSN je vyjádřena „kritickou zátěží acidity“ ($\text{mol } (H^+) \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$). Destrukce listového parenchymu rostlin může být rovněž způsobena prudkou oxidací (přízemní O_3) nebo účinky extrémně vysokých koncentrací okyselujících látek (nejčastěji sloučeniny síry, dusíku, fluóru, chlóru). Eutrofizace je nadměrný přísun sloučenin dusíku a fosforu do ekosystému, v jehož důsledku dochází ke změnám živinových poměrů v půdě a vodě. Projevuje se negativně v příjmu jiných nezbytných prvků (Mg), úbytkem některých skupin mikroorganismů (narušení rhizosféry), mizením senzitivních druhů rostlin typických pro chudá stanoviště, apod. Limitní hranice eutrofizace dle EHK OSN jsou vyjádřeny „kritickou zátěží všech sloučenin dusíku“ ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) (Zapletal, 2014).

Příznaky poškozování až odumírání lesních porostů v celé oblasti mírného pásu severní polokoule jsou pozorovány již více než sedmdesát let. K rozsáhlému poškozování lesních ekosystémů, které končí až odumíráním lesních porostů, docházelo a částečně dochází na území ČR, zejména v horských oblastech. Na území dnešní ČR byl od roku 1979 pozorován dramatický vývoj odumírání lesů. V letech 1990–1995 docházelo k postupnému zlepšování zdravotního stavu lesních porostů. Avšak po zimním období 1995/1996 se opět na území ČR

vyskytly příznaky poškození a zničení asimilačních orgánů smrku ztepilého v Krušných horách (Lomský et al., 1996; Lomský, Šrámek, 1999). Toto poškození bylo způsobeno přímým působením vysoké koncentrace SO₂. SO₂ se nashromáždil během mimořádně dlouhé meteorologické inverze. Bylo to poslední akutní poškození smrkových porostů spojené s přímým působením SO₂ v ČR. Od té doby jsou příčiny poškození lesních porostů spíše v narušených půdních vlastnostech, případně v kombinaci s dalšími faktory (Lomský, Šrámek, 2004).

Z analýz mnoha odborných studií vyplývá, že jednou z hlavních příčin poškozování lesních porostů jsou látky znečišťující ovzduší, které jsou v důsledku průmyslové činnosti vypouštěny do ovzduší (Materna, Mejstřík, 1987; Lomský et al., 1996; Lomský, Šrámek, 1999; MŽP ČR, 1996a; Posh et al., 1995, 2003; Fuhrer, 1997; Zapletal, 2014). Imisní zátěž na území České republiky se vytváří v důsledku nepříznivých rozptylových podmínek (inverzní zvrstvení ovzduší, četnosti směrů větru), emisí znečišťujících látek do ovzduší a vzájemnou polohou komínů emisních zdrojů a lesních porostů v poli větru.

V 70. až 90. letech minulého století byl řídící toxickou látkou SO₂ ve vysoké koncentraci, která se systémově fyto toxicky uplatňovala v lesních porostech. Je důležitou látkou znečišťující ovzduší jednak pro svou vysokou toxicitu, jednak pro velké množství, které se dostávalo do ovzduší. V důsledku průmyslové činnosti a dopravy bylo v roce 1985 emitováno z území bývalé NDR, Polska a ČSSR celkem 12 819 mil. tun SO₂ (Veldt, 1991). I přes pokles celkové emise SO₂ na území České republiky z 2066 Mt/rok v roce 1988 na 443 Mt/rok v roce 1998 byl úlet emisí SO₂ stále značný (ČHMÚ, 1999). I z těchto důvodů je SO₂ jednou z nejintenzivněji zkoumaných látek znečišťujících ovzduší. Vzhledem k množství, které je emitováno do ovzduší z průmyslových zdrojů, je SO₂ transportován na značné vzdálenosti i do oblastí, ve kterých se zdroje emisí SO₂ nenachází (horské oblasti). To znamená, že se projevuje jak lokální, dálkový, tak i globální vliv emisí SO₂. Bylo zjištěno, že průměrná dlouhodobá imisní koncentrace SO₂ v rozmezí hodnot 25-30 µg m⁻³ poškozuje asimilační orgány smrku (MŽP ČR, 1996a). Výzkum dále potvrdil, že SO₂ snižuje odolnost jehličnatých dřevin vůči dalším abiotickým faktorům (např. ke klimatickému stresu) (MŽP ČR, 1996; Lomský, Šrámek, 1999). Z měření SO₂ vyplývá, že snižování emisí SO₂ se příznivě projevilo ve snížení zatížení horských oblastí imisemi SO₂ (ČHMÚ, 1999). Nicméně do konce 90. let v těchto oblastech nastávaly situace, kdy krátkodobé zhoršení rozptylových podmínek způsobovalo zvýšení imisních koncentrací SO₂ v ovzduší (Hůnová et al., 2004). V současnosti dochází ke zvýšení imisních koncentrací SO₂ při nepříznivých rozptylových podmínkách v lokalitách blízko komunálních zdrojů v sevřených údolích.

Vedle SO₂ existují další látky znečišťující ovzduší, které se významně uplatňují především v posledních letech při stresových vlivech znečištěného ovzduší na přírodní ekosystémy. Jsou to především NO_x (pokles celkové emise NO_x na území České republiky z 858 Mt/rok v roce 1988 na 413 Mt/rok v roce 1998), NH₃, přízemní O₃, sloučeniny fluoru a chloru, VOC, PAH a některé těžké kovy. Souhrnné stresové působení těchto látek je v kontextu klasifikace

odborných pracovních skupin EHK OSN (konvence LRTAP) a klasifikace IUFRO (International Union of Forest Research Organizations – Mezinárodní svaz lesnických výzkumných organizací) zahrnuto v procesech acidifikace a eutrofizace (MŽP ČR, 1996; Posh et al., 1995, 1997, 1999; Fuhrer, Acherman, 1999) takto:

Faktory, které způsobují proces acidifikace:

- plynné sloučeniny (objemové koncentrace) – SO_2 , NO , NO_2 , NH_3 ;
- pevné částice a aerosoly v ovzduší – sírany, dusičnany, amonné ionty, fluoridy, chloridy;
- mokrá depozice – vertikální (déšť, sníh) a horizontální (mlha, námraza, rosa, jíní) – sírany, dusičnany, amonné ionty, kyselina dusičná, fluoridy, chloridy.

Faktory, které způsobují proces eutrofizace:

- pevné částice a aerosoly v ovzduší – dusičnany, amonné ionty;
- plynné sloučeniny (objemové koncentrace) – NO , NO_2 , NH_3 ;
- mokrá depozice – vertikální (déšť, sníh) a horizontální (mlha, námraza, rosa, jíní) – dusičnany, HNO_3 , amonné ionty.

Faktory, které mohou způsobit destrukci listového parenchymu:

- O_3 v přízemní vrstvě ovzduší;
- prekurzory ozonu – NO , NO_2 , VOC;
- jiné fotooxidanty (PAN, jiné peroxosloučeniny);
- extrémní koncentrace SO_2 , NO_x , případně HF, HCl, aerosoly silných minerálních kyselin; jedná se především o nárazové, extrémně vysoké krátkodobé (půlhodinové/hodinové) koncentrace těchto sloučenin.

8.1 Celková potenciální kyselá depozice

Mezi nejvýznamnější acidifikační činitele patří oxid siřičitý (SO_2), oxidy dusíku (NO , NO_2), amoniak (NH_3), sírany (SO_4^{2-}), dusičnany (NO_3^-) a amonné ionty (NH_4^+) v aerosolu a ve srážkách. V České republice jsou tyto složky emitovány hlavně z antropogenních zdrojů jako jsou tepelné elektrárny (SO_2), teplárny (SO_2), průmysl (SO_2), průmysl a doprava (NO_x), hospodářská zvířata (NH_3) (Zapletal, 2014). Celková depozice dusíku může být odhadnuta ze suché a mokré depozice jednotlivých složek obsahujících dusík. Předpokládá se, že jeden mol SO_2 může v konečné formě vytvořit dva vodíkové ionty H^+ , zatímco jeden mol NO_x nebo NH_3 jeden vodíkový iont H^+ (Erisman et al., 1989). Příspěvek NH_3 do kyselé depozice odpovídá stupni půdní nitrifikace. Působením kyslíku mohou nitrifikační bakterie změnit amoniak na dusičnany podle rovnice (8.8) (Van Breemen et al., 1982). Během tohoto procesu mohou kyseliny v plynné formě, aerosolu nebo kapkách původně neutralizované amoniakem vytvářet dva ionty vodíku. Jeden můžeme odvozovat z NH_3 a jeden z neutralizované kyseliny.

Vzhledem k neúplné nitrifikaci v půdě může být příspěvek NH_3 nebo NH_4^+ menší než jeden vodíkový iont. Tento příspěvek je závislý na typu půdy a vegetace (Erisman, Draaijers, 1995).

V publikované studii (Heij, Schneider, 1991), která vychází z monitoringu v lesích Holandska, je odhadováno, že aktuální kyselá zátěž síry je totožná s potenciální kyselou zátěží síry. Aktuální kyselá zátěž dusíku byla určena jako polovina potenciální zátěže. Rozdíl mezi potenciální zátěží a aktuální kyselostí půdy je hlavně výsledkem přemístování nebo fixace dusíku v důsledku příjmu kořenovým systémem rostlin, denitrifikace a fixace dusíku v půdní organické hmotě (Heij et al., 1991).

Celková potenciální kyselá depozice může být odhadnuta podle rovnice (Erisman, Leeuw, Aalst, 1989; Zapletal, 2014):

$$\text{Celková potenciální kyselá depozice} = 2\text{SO}_x + \text{NO}_y + \text{NH}_x \quad (8.9)$$

kde SO_x je celková (mokrá a suchá) depozice sloučenin síry (SO_2 , SO_4^{2-} v aerosolu a ve srážkách), NO_y je celková depozice oxidovaných sloučenin dusíku (NO_x , NO_3^- v aerosolu a ve srážkách) a NH_x je celková depozice redukovaných sloučenin dusíku (NH_3 , NH_4^+ v aerosolu a ve srážkách). Celková potenciální kyselá depozice může být vyjádřena v $\text{mol}(\text{H}^+) \text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$.

8.2 Výpočet mokré depozice

Jako základní vstupní proměnné k odhadu mokré depozice síranů (SO_4^{2-}), dusičnanů (NO_3^-) a amonných iontů (NH_4^+) mohou být použity údaje o ročních průměrných koncentracích SO_4^{2-} , NO_3^- a NH_4^+ ve srážkách, které mohou být vypočteny z denních měření provedených na monitorovacích stanicích v České republice (Zapletal, 2014) a interpolovány metodou „ordinary kriging“ do sítě $1 \times 1 \text{ km}$, která pokrývá celé území České republiky. Pro převedení ročních srážkových úhrnů na území České republiky do sítě $1 \times 1 \text{ km}$ mohou být použity mapy polí ročních srážkových úhrnů a příslušné srážkové úhrny z monitorovacích stanic, kde jsou odebírány srážky. Roční průměrná mokrá depozice SO_4^{2-} , NO_3^- a NH_4^+ pro každý čtverec $1 \times 1 \text{ km}$ na území České republiky může být vypočtena vynásobením ročních průměrných koncentrací SO_4^{2-} , NO_3^- a NH_4^+ ve srážkách ročními srážkovými úhrny.

8.3 Výpočet suché depozice

K odhadu suché depozice SO_2 , NO_x , NH_3 může být použita metoda, která odvozuje depoziční tok z naměřených koncentrací těchto složek (Zapletal, 2014) v ovzduší a jejich depozičních rychlostí podle následujícího vztahu:

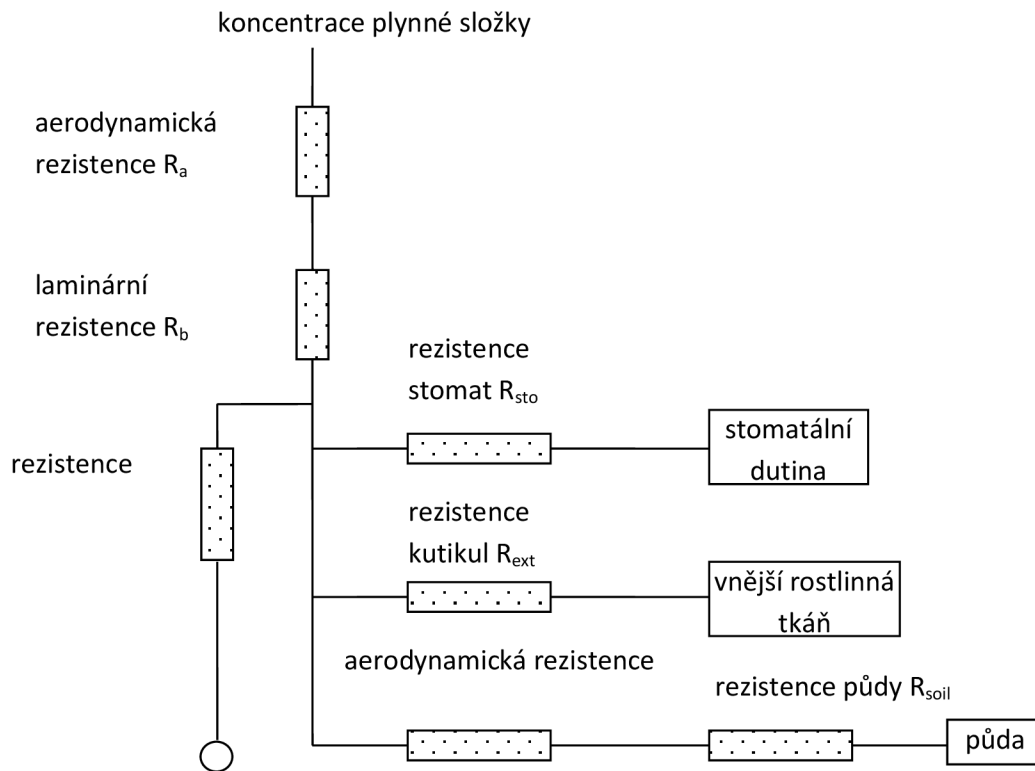
$$F = v_d(z) \cdot c(z), \quad (8.10)$$

kde F je depoziční tok složky, v_d je depoziční rychlost složky a $c(z)$ je koncentrace složky ve výšce z nad povrchem. Koncentrace řešených složek v ovzduší, naměřené na monitorovacích stanicích mohou být interpolovány metodou „ordinary kriging“ do sítě 1×1 km, která pokrývá celé území České republiky.

Pro odhad depozičních rychlostí z meteorologických dat a charakteristik povrchů a vegetačních pokryvů může být použit několikanásobný rezistenční model (Zapletal, 2014). Depoziční rychlost v_d může být vyjádřena jako inverzní hodnota součtu tří rezistencí:

$$v_d(z) = \frac{1}{R_a(z) + R_b + R_c} \quad (8.11)$$

a může být vypočtena pomocí několikanásobného rezistenčního schématu, který zahrnuje aerodynamickou rezistenci (R_a), laminární rezistenci (R_b) a povrchovou rezistenci (R_c). Aerodynamická rezistence odhaduje odpor kladený depoziční složce při přenosu v určité výšce nad povrchem, ve které je koncentrace dané složky zjišťována přenosovým modelem nebo stanovena interpolací z monitorovaných hodnot (Zapletal, 2014). Povrchová rezistence R_c zahrnuje rostlinný zápoj a půdu. Rezistence povrchu roste nebo klesá v závislosti na indexu listové plochy (LAI), který umožňuje rozšíření rezistence povrchu jednotlivého individuálního listu na celý stromový zápoj. Schéma rezistenčních komponent zahrnutých do depozičního modelu je uvedeno na obr. 8.3.



Obr. 8.3 Schéma rezistenčních komponent zahrnutých do depozičního modelu.

Aerodynamická rezistence R_a může být vypočtena podle mikrometeorologických vztahů (Hicks et al., 1987, 1989; Voldner et al., 1986):

$$R_a = \frac{\ln\left(\frac{z}{z_0}\right) - \psi_c}{k u_*}, \quad (8.12)$$

kde:

$$u_* = \frac{k u_z}{\ln\left(\frac{z}{z_0}\right) - \psi_m} \quad (8.13)$$

k je von Karmanova konstanta (0,4), u_* je třecí rychlost větru, u_z je horizontální rychlost větru ve výšce z nad nulovou rovinou posunutí, z_0 je drsnost povrchu, ψ_m je korekční stabilitní funkce pro hybnost (momentum) a ψ_c je korekční stabilitní funkce pro koncentraci znečišťující látky. Pro stabilní podmínky vertikálního zvrstvení atmosféry ($0 < z/L < 1$) mohou být ψ_m a ψ_c vypočteny pomocí následující rovnice:

$$\psi_m = \psi_c = -\frac{5 \cdot z}{L} \quad (8.14)$$

v níž L je Monin-Obukhovova délka. Pro modelování třecí rychlosti může být zvolen poměr $z/L=0.03$ charakterizující stabilní podmínky vertikálního zvrstvení atmosféry blízko neutrálním podmínkám (Erisman, 1992). Laminární rezistence R_b může být vypočtena z empirického vztahu (Hicks et al., 1987):

$$R_b = \frac{5.3\sqrt{Sc^2}}{u_*}, \quad (8.15)$$

kde Sc je Schmidtovo číslo (poměr kinematické vazkosti vzduchu a molekulární difuze plynu) (Hicks et al., 1987).

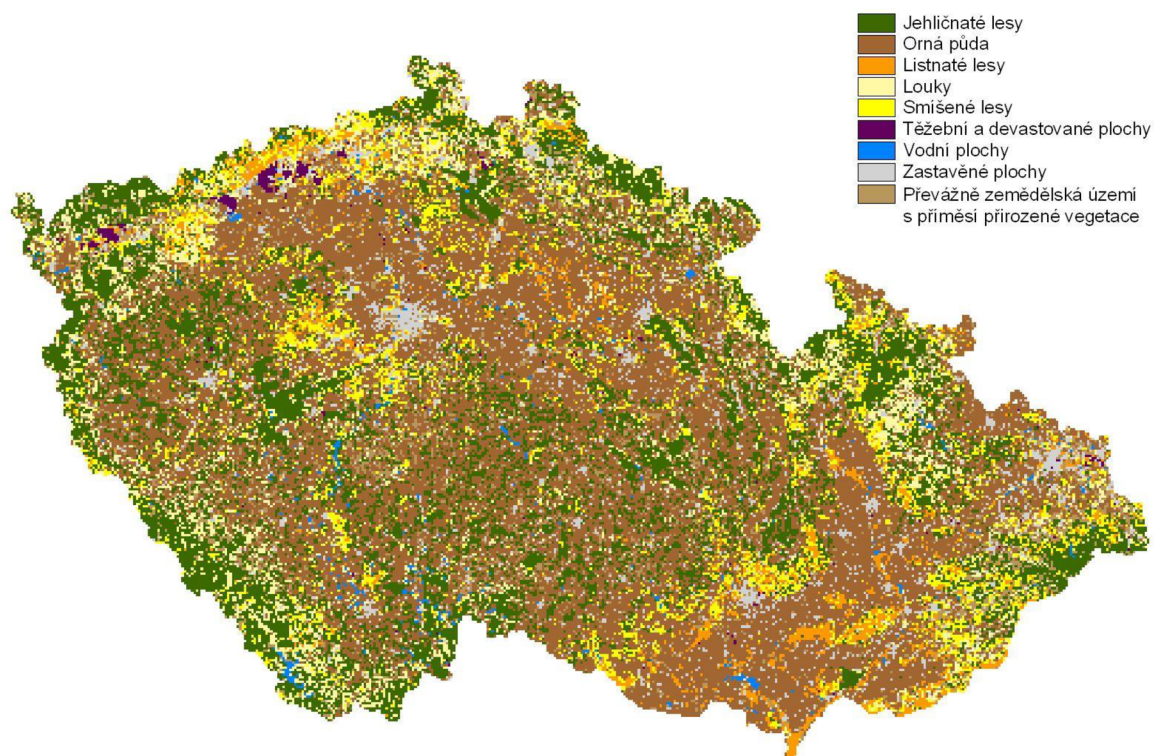
Rezistence povrchu R_c je funkcí rezistence stomat (R_{sto}), která je odporem kladeným plynné složce při jejím příjmu stomaty, rezistence mezofylu (R_m), rezistence kutikul nebo rezistence vnějšího povrchu rostliny (R_{ext}), tj. povrchu listů, větví nebo kmene, aerodynamické rezistence v rostlinném zápoji (R_{inc}), která je odporem kladeným plynné složce při jejím přenosu skrz vegetaci směrem k půdě a spodním částem rostlinného zápoje a rezistence půdy (R_{soil}), která je odporem půdy při absorpci plynné složky půdním povrchem. Rezistence stomat, rezistence vnějšího povrchu rostliny a rezistence půdy působí současně a může být charakterizována rovnicí:

$$R_c = \frac{1}{\left(\frac{1}{R_{stom} + R_m} + \frac{1}{R_{inc} + R_{soil}} + \frac{1}{R_{ext}} \right)} \quad (8.16)$$

Rezistence stomat R_{sto} může být vypočtena podle parametrizace, kterou uvedl Wesely (1989). Wesely (1989) zavedl pojem vstupní rezistence, na jejímž základě byly odhadnuty hodnoty rezistence stomat podle klasifikace využití ploch, ročního období, dat pro globální záření Q a teplotu povrchu T_s . Aerodynamická rezistence v rostlinném zápoji R_{inc} pro vegetaci může být modelována podle Pula a Jacobse (1994). Rezistence půdy R_{soil} může být vypočtena podle Meyerse a Baldocchiho (1988). Rezistence vnějšího povrchu rostlin R_{ext} pro jednotlivé plynné složky může být zvolena podle Pula et al. (1995), Baldocchiho et al. (1987), Erismana a Draaijse (1995) a Meyerse a Baldocchiho (1988).

Depoziční rychlost aerosolových částic (SO_4^{2-} , NO_3^- a NH_4^+ v aerosolu) může být odvozena z parametrizace třecí rychlosti u_* pro nízkou vegetaci (Wesely et al., 1985) a pro lesy (Erisman, 1992).

Roční průměrné hodnoty drsnosti povrchu z_0 mohou být vztaženy k odpovídajícím povrchovým charakteristikám na území České republiky podle klasifikace CORINE Land Cover (EEA, 2005) (obr. 8.4).



Obr. 8.4 Třídy CORINE Land Cover (EEA, 2005) použité v depozičním modelu.

Pro výpočet depozičních rychlostí SO_2 , NO_x , NH_3 , síranů v aerosolu, dusičnanů v aerosolu a amonných iontů v aerosolu mohou být použity údaje o průměrných sezónních horizontálních rychlostech větru u_z ve výšce z na 73 meteorologických stanicích umístěných ve venkovských a horských oblastech ČR. Hodnoty rychlosti větru mohou být z těchto stanic extrapolovány do sítě 1×1 km. Hodnoty R_a a R_b mohou být vypočteny z mikrometeorologických vztahů s využitím průměrné hodnoty z_0 podle jednotlivých povrchů a sezónních průměrných hodnot u_z v jednotlivých oblastech. Průměrné roční hodnoty drsnosti povrchu z_0 pro jednotlivé typy povrchu, které jsou uvedeny v tabulce 8.1, mohou být převzaty z literatury (Voldner et al., 1986; Erisman, 1992).

Tab. 8.1. Průměrné roční hodnoty drsnosti povrchu z_0 (cm) pro jednotlivé typy povrchu podle (Voldner et al.,1986; Erisman, 1992).

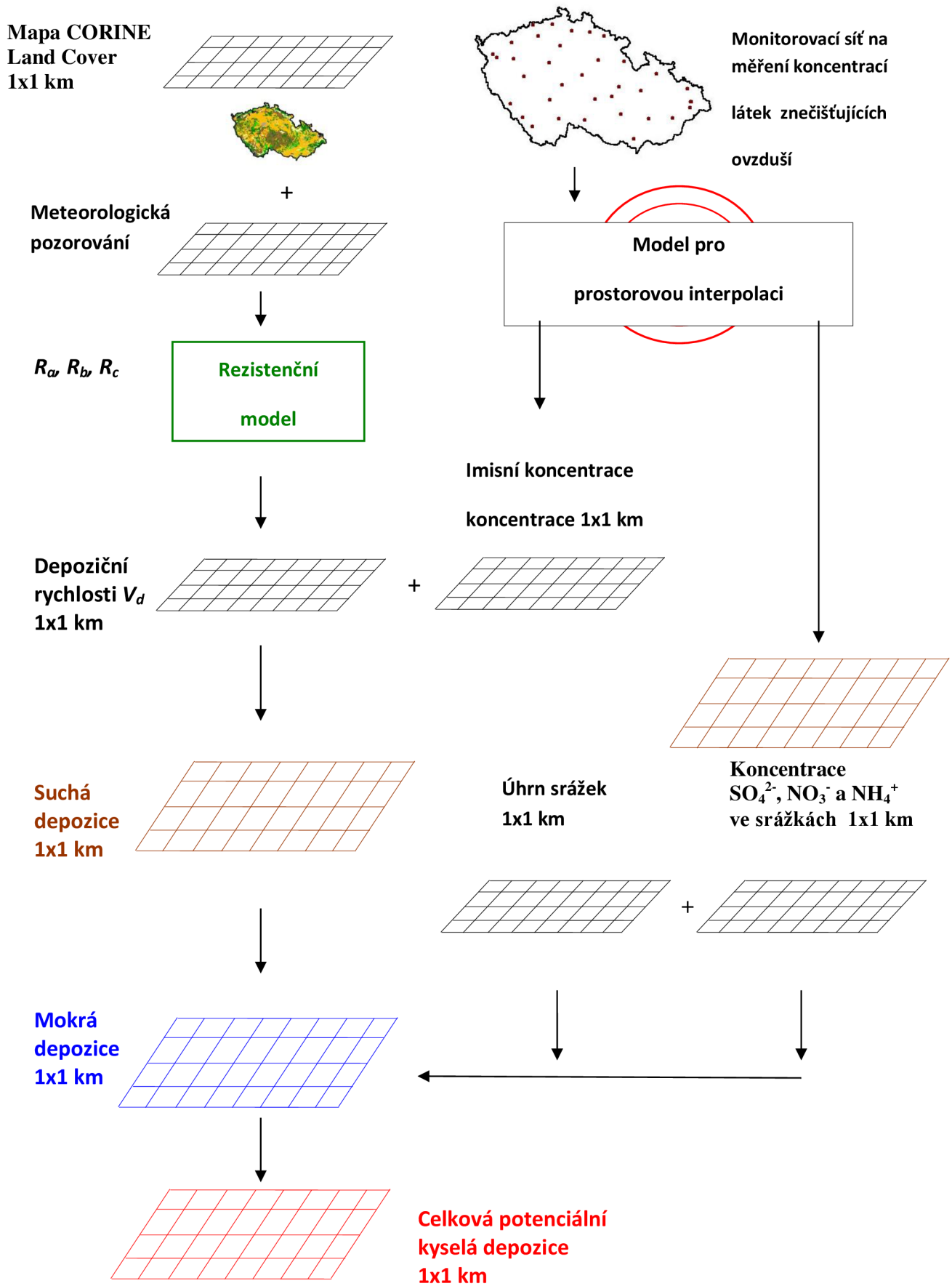
Typ povrchu	z_0 (cm)
Jehličnatý les	90
Listnatý les	90
Orná půda	2.7
Travnatá louka	1.4
Zastavěná plocha	100
Vodní plocha*	1

* podle Erismana (1992)

Průměrná depoziční rychlost $v_d(10)$ řešených složek nad jednotlivými povrchy čtvercové sítě může být vypočtena pomocí průměrných hodnot R_a , R_b a R_c . Průměrné hodnoty depozičního toku SO_2 , NO_x , NH_3 , síranů v aerosolu, dusičnanů v aerosolu a amonných iontů v aerosolu F mohou být vypočteny z průměrných imisních koncentrací SO_2 , NO_x , NH_3 , síranů v aerosolu, dusičnanů v aerosolu a amonných iontů v aerosolu $c(z)$, průměrných depozičních rychlostí $v_d(z)$ a času t v každém čtverci 1×1 km.

9.4 Výpočet celkové potenciální kyselé depozice

Celková potenciální kyselá depozice řešených složek může být vypočtena sečtením suché a mokré depozice řešených složek. Výpočetní schéma pro výpočet celkové potenciální kyselé depozice je zobrazeno na obr. 8.5.



Obr. 8.5 Výpočetní schéma pro výpočet celkové potenciální kyselá depozice.

8.5 Celková depozice

Trend v suché, mokré a celkové potenciální kyselé depozici SO_x , NO_y a NH_x v letech 1991, 1994 a 2000 je uveden v tab. 8.2 (Zapletal, 2014).

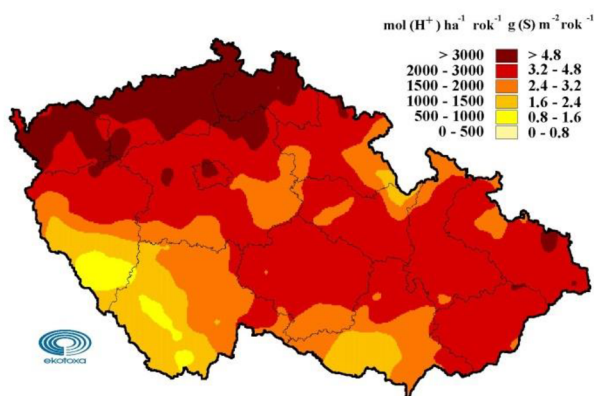
Tab. 8.2. Suchá, mokrá, celková depozice SO_x , NO_y a NH_x a celková potenciální kyselé depozice (CPKD) v České republice v letech 1991, 1994 a 2000 v $\text{mol H}^+ \text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$.

Rok	SO_x			NO_y			NH_x			CPKD
	Suchá	Mokrá	Celk.	Suchá	Mokrá	Celk.	Suchá	Mokrá	Celk.	
1991	1763	548	2311	655	290	945	481	410	891	4147
1994	878	506	1384	655	317	972	481	406	887	3243
2000	334	374	708	369	280	649	444	384	828	2185

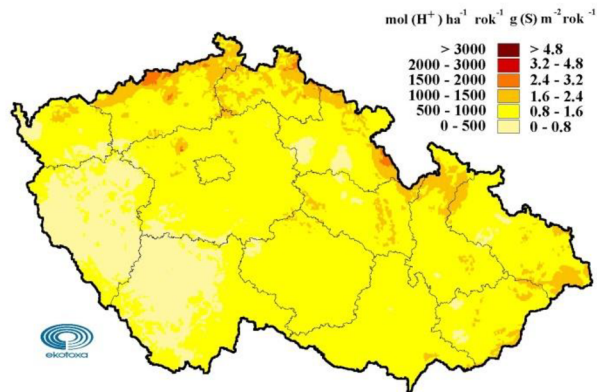
Prostorová distribuce celkové depozice SO_x v síti 1x1 km na území České republiky v roce 1991 a 2000 je zobrazena na obr. 8.6. Pokles celkové depozice SO_x mezi roky 1991 a 2000 byl způsoben omezováním emisí SO_2 v České republice a ve střední a západní Evropě (EMEP, 2002a). Tendence poklesu celkové depozice SO_x je zvláště patrná v nejzatíženějších oblastech, tj. v severozápadních Čechách, Praze a na Ostravsku. Trend v poklesu suché depozice SO_x je mnohem výraznější než trend v poklesu mokré depozice SO_4^{-2} .

Prostorová distribuce celkové depozice NO_y v síti 1x1 km na území České republiky v roce 1994 a 2000 je zobrazena na obr. 8.7. Tendence v poklesu průměrných hodnot celkové depozice NO_y mezi roky 1994 a 2000 není tak výrazná jako v případě celkové depozice SO_x . Pokles celkové depozice NO_y mezi roky 1994 a 2000 v rozsáhlých oblastech České republiky (střední, severní a severozápadní Čechy) byl způsoben omezováním emisí NO_x z velkých průmyslových zdrojů v České republice, současně však došlo ke stagnaci nebo nárůstu hodnot celkové depozice NO_y ve velkých městech (např. Praha, Brno, Ostrava) a v okolí významných dopravních komunikací v důsledku nárůstu emisí z dopravy.

Trend v poklesu suché depozice NO_y byl mnohem výraznější než trend v poklesu mokré depozice NO_3^- . Prostorová distribuce celkové depozice dusíku (NO_y a NH_x) v síti 1x1 km na území České republiky v roce 1994 a 2000 je zobrazena na obr. 8.8. Celková depozice NH_x byla ovlivněna zejména emisemi NH_3 v oblastech s intenzivní zemědělskou činností (východní Čechy, jižní Morava).

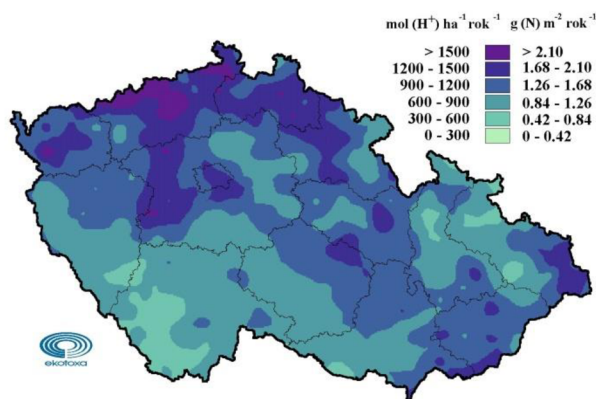


1991

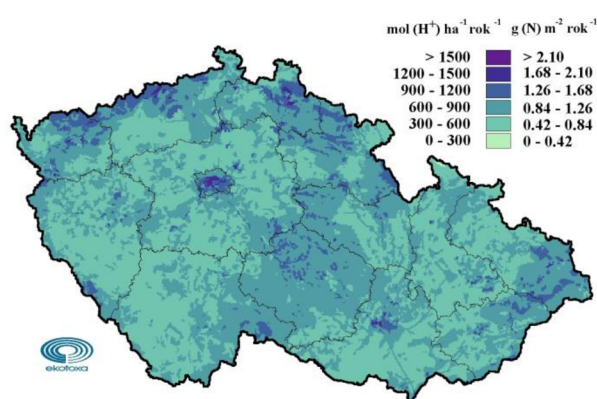


2000

Obr. 8.6 Celková depozice SO_x v mol (H⁺) ha⁻¹ rok⁻¹ (g(S) m⁻² rok⁻¹) na území České republiky v síti 1x1 km v roce 1991 a 2000.

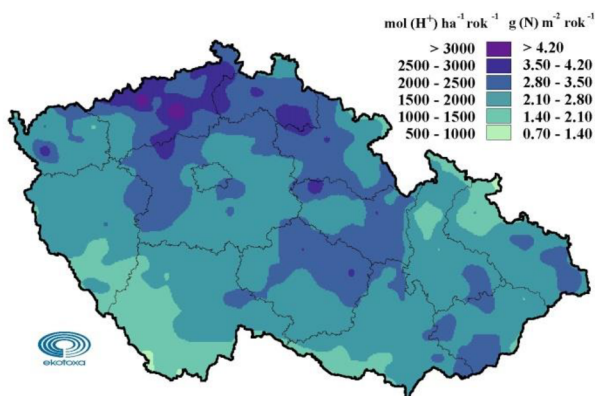


1994

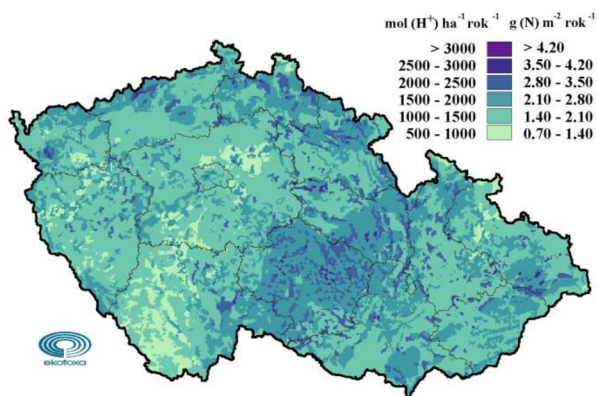


2000

Obr. 8.7 Celková depozice NO_y v mol (H⁺) ha⁻¹ rok⁻¹ (g(N) m⁻² rok⁻¹) na území České republiky v síti 1x1 km v roce 1994 a 2000.



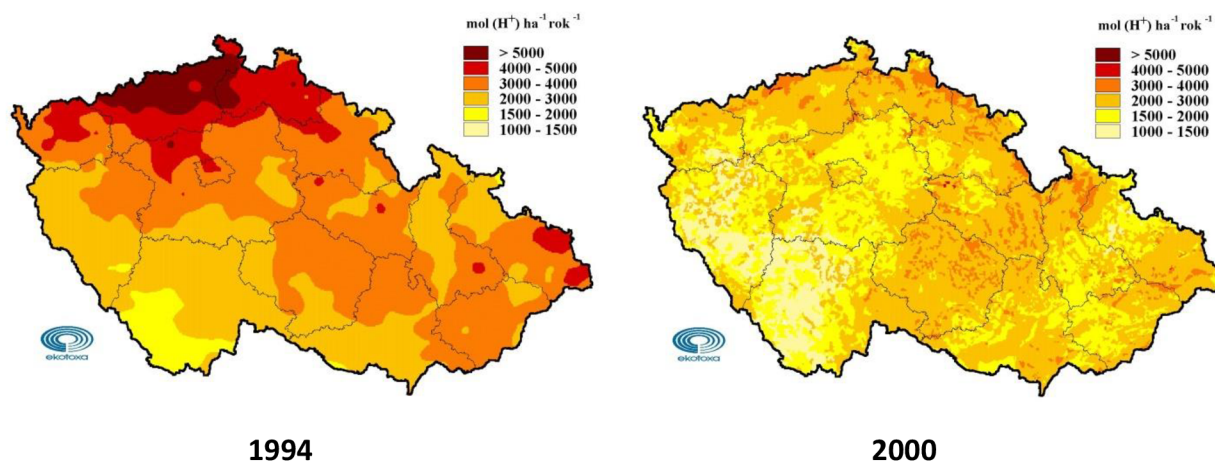
1994



2000

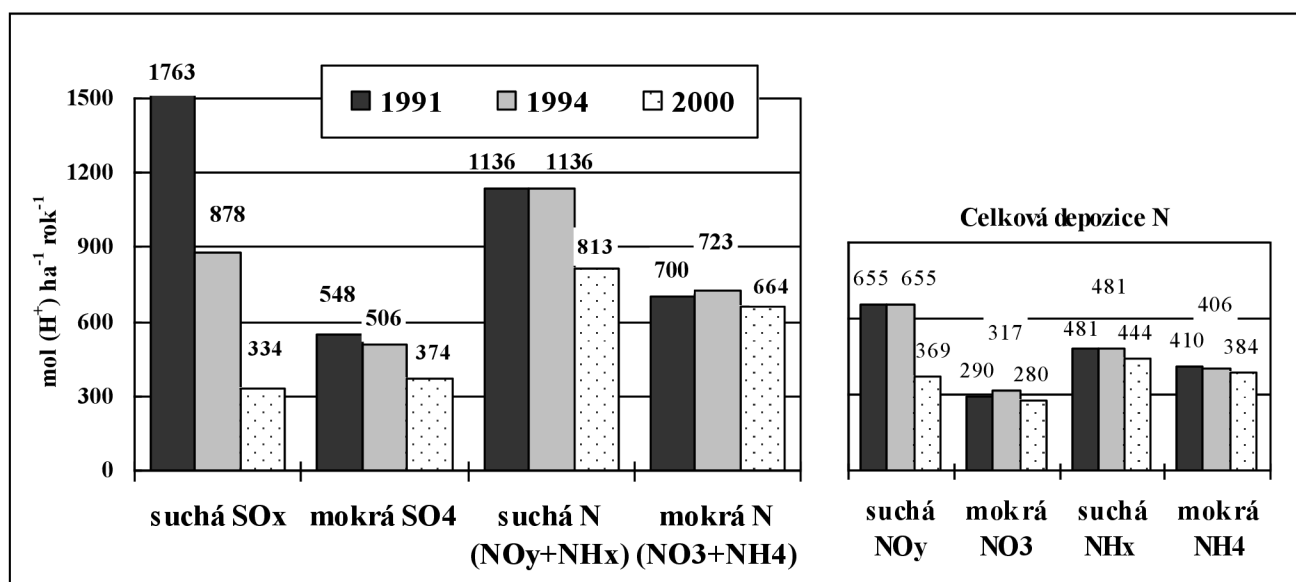
Obr. 8.8 Celková depozice dusíku N (NO_y + NH_x) v mol (H⁺) ha⁻¹ rok⁻¹ (g(N) m⁻² rok⁻¹) na území České republiky v síti 1x1 km v roce 1994 a 2000.

Prostorová distribuce celkové potenciální kyselé depozice v síti 1x1 km na území dnešní České republiky v roce 1994 a 2000 je zobrazena na obr. 8.9. K největšímu poklesu celkové potenciální kyselé depozice mezi roky 1994 a 2000 došlo v nejzatíženější oblasti severních a severozápadních Čech.



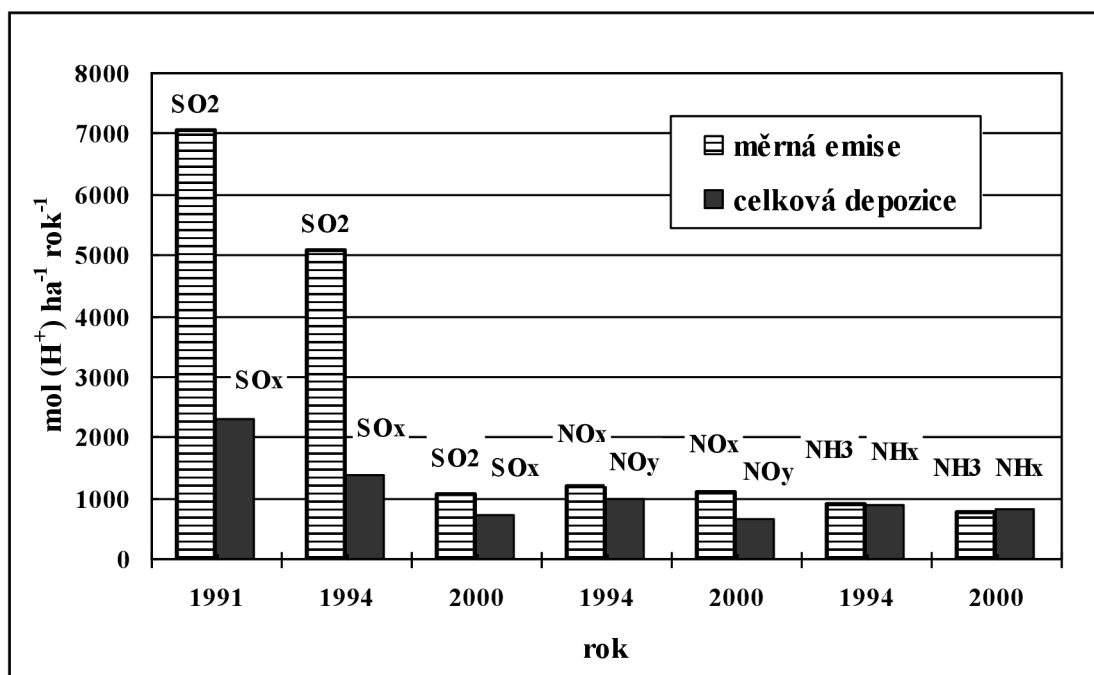
Obr. 8.9 Celková potenciální kyselá depozice v mol (H⁺) ha⁻¹ rok⁻¹ na území České republiky v síti 1x1 km v roce 1994 a 2000.

V grafu na obr. 8.10 jsou zobrazeny podíly jednotlivých složek na celkové potenciální kyselé depozici a podíly jednotlivých složek na celkové depozici dusíku v České republice v letech 1991, 1994 a 2000.



Obr. 8.10 Podíly jednotlivých složek na celkové potenciální kyselé depozici a podíly jednotlivých složek na celkové depozici dusíku v České republice v letech 1991, 1994 a 2000 v mol (H⁺) ha⁻¹ rok⁻¹.

V grafu na obr. 8.11 je zachycen trend v celkové depozici SO_x , NO_y a NH_x a měrné emisí SO_2 , NO_x a NH_3 na území České republiky v letech 1991 (pouze SO_x), 1994 a 2000 v $\text{mol (H}^+) \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. Měrné emisí amoniaku na území České republiky byly pro rok 1994 odhadnuty na $896 \text{ mol (H}^+) \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ (celková roční emisí NH_3 činí 120,1 kt/rok) (Zapletal, 1997) a pro rok 2000 na $762 \text{ mol (H}^+) \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ (celková roční emisí NH_3 činí 102,2 kt/rok). Do odhadu měrné emisí amoniaku v České republice byly zahrnuty tyto základní zdroje: hospodářská zvířata, průmyslová hnojiva používaná v zemědělství, průmyslová výroba, lidská populace, přirozené ztráty z lesní půdy.



Obr. 8.11 Trend v celkové depozici SO_x , NO_y a NH_x a v měrné emisí SO_2 , NO_x a NH_3 na území České republiky v letech 1991 (pouze SO_x), 1994 a 2000 v $\text{mol (H}^+) \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$.

V tab. 8.3 jsou porovnány hodnoty národních emisních stropů v roce 2010 s úrovněmi emisí SO_2 , NO_x a NH_3 (EMEP, 2002) v České republice v letech 1990 a 2000 a procentuální omezení emisí v roce 2000 a 2010 vzhledem k roku 1990. Z uvedených tabulek vyplývá, že v České republice byly mezi lety 1990 a 2000 sníženy emisí SO_2 a NH_3 pod úroveň emisních stropů pro rok 2010.

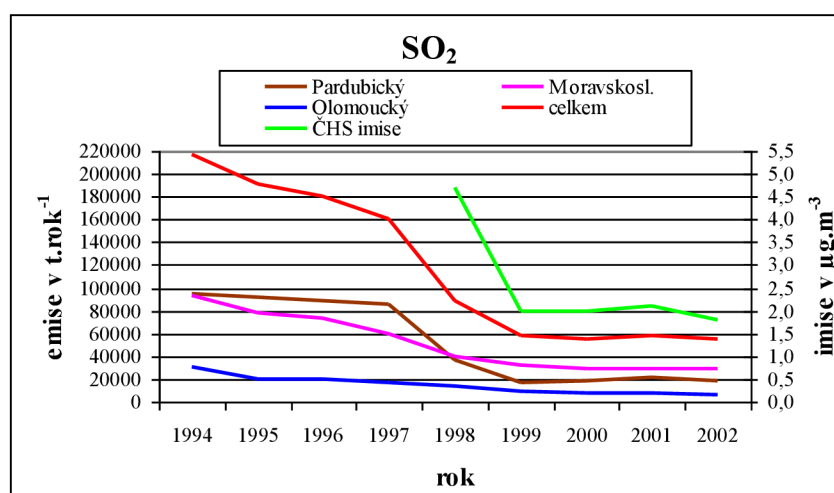
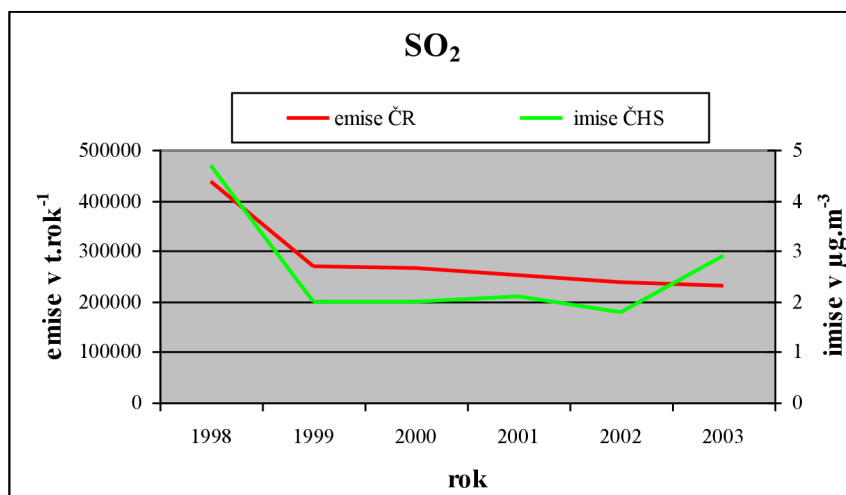
Tab. 8.3 Úroveň emisí oxidu siřičitého, oxidů dusíku a amoniaku (EMEP, 2002) v kt/rok v letech 1990 a 2000, emisní stropy v kt/rok pro rok 2010 a procentuální omezení emisí v roce 2000 a 2010 vzhledem k roku 1990.

Složka	Úroveň emisí v letech			Emisní strop	
	1990	2000		2010	
	kt/rok	kt/rok	% (k 1990)	kt/rok	% (k 1990)
SO ₂	1876	265	-86	283	-85
NO _x	742	397	-46	286	-61
NH ₃	156	74,5	-52	101	-35

Pokles celkové depozice SO_x v letech 1991 až 2000 byl způsoben omezováním emisí SO₂ v České republice a ve střední a západní Evropě a změnami meteorologických podmínek v průběhu jednotlivých hodnocených let. Tendence poklesu celkové depozice SO_x byla patrná na celém území České republiky a zvláště v nejzatíženějších oblastech, tj. v severozápadních Čechách, Praze a na Ostravsku.

Tendence v poklesu průměrných hodnot celkové depozice NO_y mezi roky 1994 a 2000 nebyla tak výrazná jako v případě celkové depozice SO_x. Pokles celkové depozice NO_y mezi roky 1994 a 2000 v rozsáhlých oblastech České republiky (střední, severní a severozápadní Čechy) byl způsoben omezováním emisí NO_x z velkých průmyslových zdrojů v České republice, současně však docházelo ke stagnaci nebo nárůstu hodnot celkové depozice NO_y ve velkých městech (např. Praha, Brno, Ostrava) a v okolí významných dopravních komunikací v důsledku nárůstu emisí z dopravy. Celková depozice NH_x byla ovlivněna zejména emisemi NH₃ v oblastech s intenzivní zemědělskou činností (východní Čechy, jižní Morava) a emisemi z velkých průmyslových zdrojů (např. Chemopetrol Litvínov). Trend v poklesu suché depozice SO_x a suché depozice NO_y byl mnohem výraznější než trend v poklesu mokré depozice SO₄²⁻ a mokré depozice NO₃⁻.

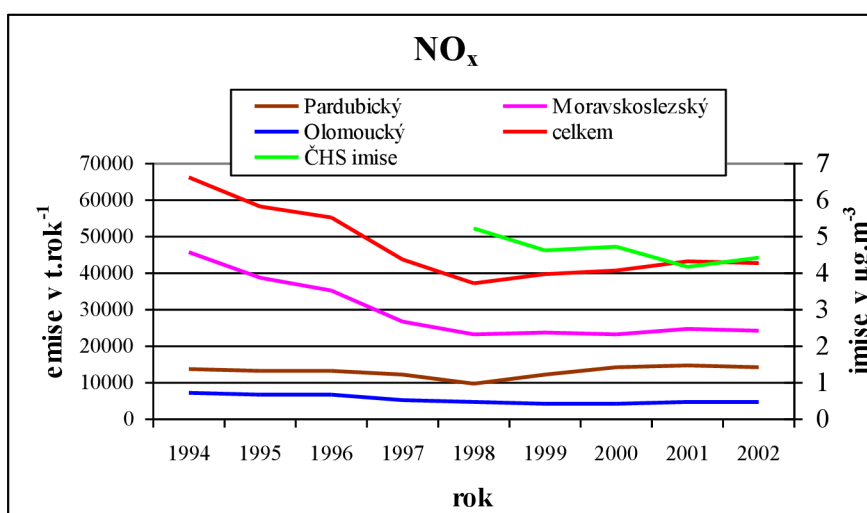
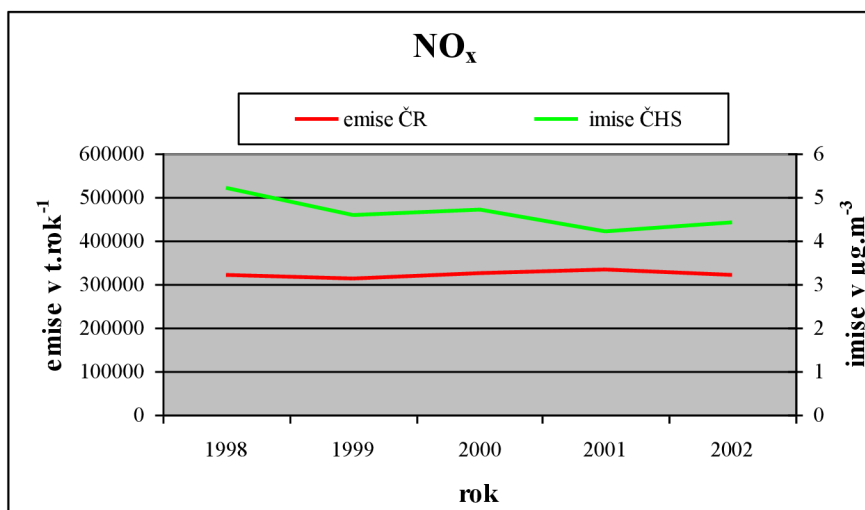
Pro z hodnocení zpětné vazby snížení imisních koncentrací SO₂ a NO_x ve vybrané lokalitě Červenohorské sedlo v přírodní lesní oblasti Hrubý Jeseník bylo použito porovnání křivek trendu vývoje imisních koncentrací SO₂ a NO_x a trendu vývoje emisí SO₂ a NO_x. U přízemního ozonu, jakožto sekundárního polutantu, byly porovnány trendy vývoje emisí prekurzorů (NO_x a VOC) s trendy vývoje imisních koncentrací přízemního O₃. Trendy emisí sledovaných látek znečišťujících ovzduší byly sledovány na celostátní a regionální úrovni. Východiskem byl předpoklad, že se snižujícími se emisemi se budou snižovat také imisní koncentrace sledovaných látek znečišťujících ovzduší. Na obr. 8.12 je uvedeno porovnání vývoje emisí SO₂ REZZO 1-4 (t.rok⁻¹) v ČR, ve vybraných krajích (ČHMÚ, 2003) a s vývojem průměrných ročních imisních koncentrací SO₂ (μg.m⁻³) v lokalitě Červenohorské sedlo v období 1994, respektive 1998 až 2002.



Obr. 8.12. Porovnání vývoje emisí SO₂ REZZO 1-4 (t.rok⁻¹) v ČR, ve vybraných krajích (ČHMÚ, 2003) a průměrných ročních imisních koncentrací SO₂ (µg.m⁻³) v lokalitě Červenohorské sedlo v období 1994, respektive 1998 až 2002.

Křivky průběhu celkového množství emisí SO₂ v České republice a průměrných ročních imisních koncentrací SO₂ na Červenohorském sedle vykazovaly v porovnávaných letech 1998 až 2002 podobný průběh. K výraznému snížení množství emisí došlo mezi roky 1998 a 1999, v tomto období došlo rovněž k významnému snížení průměrných ročních imisních koncentrací SO₂ v uvedené lokalitě. Podobný průběh má vývoj emisí SO₂ jednotlivých krajů (Pardubický, Olomoucký a Moravskoslezský), jejichž emisní zdroje ovlivňují imisní koncentrace SO₂ v oblasti Hrubého Jeseníku. Podle rozptylových studií se na průměrné imisní koncentraci SO₂ v oblasti Hrubého Jeseníku v roce 2000 podílely 22 % zahraniční emisní zdroje SO₂ a 68 % domácí emisní zdroje emisí SO₂. Na základě uvedených údajů bylo možno konstatovat, že se snižujícími se emisemi SO₂ v ČR a na území vybraných krajů docházelo rovněž k poklesu hodnot průměrných ročních imisních koncentrací SO₂ v období 1998 až 2002 v oblasti Hrubého Jeseníku.

Na obr. 8.13 je uvedeno porovnání vývoje emisí NO_x REZZO 1-3 (t.rok^{-1}) v ČR, ve vybraných krajích (ČHMÚ, 2003) a průměrných ročních imisních koncentrací NO_x ($\mu\text{g.m}^{-3}$) v lokalitě Červenohorské sedlo v období 1994, respektive 1998 až 2002.



Obr. 8.13 Porovnání vývoje emisí NO_x REZZO 1-3 (t.rok^{-1}) v ČR, ve vybraných krajích (ČHMÚ, 2003) a průměrných ročních imisních koncentrací NO_x ($\mu\text{g.m}^{-3}$) v lokalitě Červenohorské sedlo v období 1994, respektive 1998 až 2002.

Vývoj emisí NO_x v Pardubickém, Olomouckém a Moravskoslezském kraji měl mezi roky 1994 a 1998 klesající trend, od roku 1998 do roku 2002 docházelo k mírnému nárůstu emisí. Největší podíl na celkovém množství emisí měly v hodnoceném období emisní zdroje Moravskoslezského kraje, výrazně nižší pak emisní zdroje Pardubického a Olomouckého kraje. K největšímu poklesu, který se promítl do snížení celkového množství emisí v uvedených krajích, došlo v období 1994 až 1998 v Moravskoslezském kraji, křivka množství emisí celkových a emisí Moravskoslezského kraje má podobný průběh. Průměrné roční imisní koncentrace NO_x v lokalitě Červenohorské sedlo mají mezi roky 1994 a 2002 mírně

klesající trend. Z grafu lze odvodit určitou podobnost trendu emisí NO_x uvedených tří krajů a trendu průměrných imisních koncentrací NO_x v lokalitě Červenohorské sedlo v období 1994 až 2002. Podle rozptylových studií se na průměrné imisní koncentraci NO_x v oblasti Hrubého Jeseníku v roce 2000 podílely zahraniční zdroje emisí NO_x 13 % a domácí zdroje emisí NO_x 80 % (Hadaš, 2002). Z grafu porovnávacího celkové množství emisí NO_x v ČR a průměrné roční imisní koncentrace NO_x v lokalitě Červenohorské sedlo v letech 1994 až 2002 nelze vysledovat žádný vztah obou porovnávaných parametrů.

Snížení emisí SO_2 a NO_x bylo způsobeno tím, že Česká republika přijala zákony na omezení přípustných koncentrací znečištění a vyžadovala použití technologií ke snížení emisí (např. odlučovače v elektrárnách a katalyzátory v autech). V případě těchto znečišťujících látek došlo k prokazatelnému snížení emisí těchto primárních znečišťujících látek.

Pokrok ve snižování koncentrací dvou hlavních sekundárních znečišťujících látek, a to přízemního O_3 a částic, byl mnohem pomalejší. Je to způsobeno zejména nelineárními chemickými procesy vzniku těchto látek v atmosféře, protože např. snížení emisí prekurzorů O_3 o dva faktory nezaručuje odpovídající faktor snížení koncentrace znečišťujících látek (pokles je často mnohem menší a dokonce může dojít ke zvýšení). Vzhledem k negativnímu působení O_3 a aerosolů na lidské zdraví byly přijaty velmi přísné imisní limity na tyto znečišťující látky.

Bohužel v zemích jako Čína, Indie, Mexiko atd., kde dochází k nárůstu počtu obyvatel a prudkému rozvoji industrializace, se znečištění ovzduší velmi zhoršilo. Je to způsobeno poptávkou po energii, nevyhovujícími normami pro kontrolu znečištění ovzduší, nevhodnými palivy a neefektivními technologiemi.

Otázky

1. Popište proces atmosférické depozice.
2. Popište proces kyselé atmosférické depozice.
3. Charakterizujte hlavní acidifikační činitele.
4. Popište metodu výpočtu kyselé atmosférické depozice.
5. Charakterizujte vývoj kyselé atmosférické depozice na území ČR v 90. letech minulého století.

9. Vliv kyselých atmosférických depozicí na lesní ekosystémy

Většina horských lesů na území České republiky byla poškozena kyselou depozicí. Trvalé dopady okyselení na funkce ekosystémů byly způsobeny následujícími úbytky půdní organické hmoty, aktivizací půdního výměnného hliníku (Al^{3+}) a úbytkem nik pro přirozenou obnovu lesů. V 60. až 80. letech byl hlavní příčinou poškození stromů přímý kontakt koncentrované látky znečišťující ovzduší (SO_2) s asimilačními orgány stromů (jehlice) po rychlých mrazových zvratech (Chappelka, Freer-Smith 1995). Přestože Česká republika od konce 80. let postupně snižuje emise SO_2 a NO_x a klesá koncentrace SO_2 v ovzduší, dochází k dalším poškozením, protože poškozené ekosystémy se staly citlivější vůči dalším stresovým činitelům. Kromě depozice SO_2 nebo NO_x jsou lesy poškozovány okyselením půd, saturací N, zvýšenou koncentrací fotochemických znečišťujících příměsí, suchými epizodami, zvýšenou četností výskytů škůdců a nesprávnými postupy pěstování lesních porostů (Schröder et al. 2015).

Působení kyselých atmosférických depozicí, na niž se značnou měrou podílí antropogenní emise SO_2 , NO_x a NH_3 , se projevuje mnoha způsoby:

- akumulací síry a dusíku v lesní půdě
- ochuzením lesních půd o biogenní prvky (vápník, hořčík, draslík, sodík)
- zvýšením koncentrace toxických prvků (hliník, těžké kovy) v lesních půdách
- defoliací a snížením vitality stromů
- snížením pH
- poklesem kyselých neutralizační kapacity
- redukcí diverzity a hojnosti organismů v lesním ekosystému

V souvislosti s ohrožením plnění funkcí lesa v důsledku zhoršování zdravotního stavu dřevin byla přijímána celá řada opatření, především v oblasti ochrany ovzduší (přijetí mezinárodních závazků o snižování emisí a jejich plnění, legislativní opatření, regionální a místní programy na snižování emisí atd.) i v oblasti lesního hospodářství (změny v systému hospodaření, změny v cílové skladbě dřevin, aplikace speciálních přístupů při obnově lesa a zalesňování, atd.).

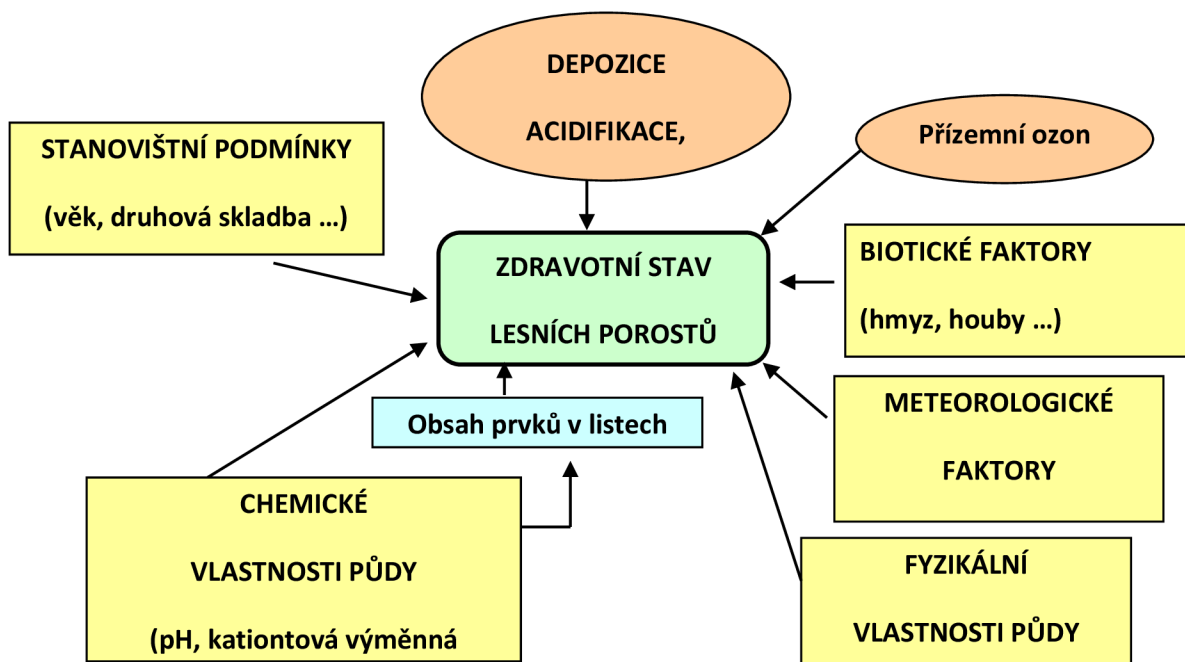
Ukazuje se, že vliv znečištění ovzduší na lesy a vegetaci je třeba chápat v kontextu komplexní změny stanovištních podmínek. Na zhoršování (případně zlepšování) zdravotního stavu lesa se podílí celá řada faktorů. Kromě imisně-depoziční zátěže (nejen sloučeninami síry a dusíku) jde zejména o teplotu, srážky, půdní chemismus, specifické stanovištní podmínky atd. Vlivy těchto faktorů se mohou navíc překrývat, vzájemně doplňovat či zesilovat (synergické působení), přičemž určit podíl a prioritu jednotlivých faktorů, majících zásadní vliv na stav lesa je ve většině případů obtížné. Reakce lesních dřevin na změny prostředí probíhá navíc s časovou retardací (kromě přímého působení vysokých koncentrací škodlivin s následkem akutního poškození). Vědecky bylo např. prokázáno časové zpoždění mezi překročením kritické zátěže atmosférickou depozicí síry a dusíku a chemickou „odpovědí“ (např. změna

poměru Al/BC v lesní půdě) a biologickou odezvou (např. poškozením stromů v lesním ekosystému) (Posch et al., 2003).

9.1 Faktory ovlivňující zdravotní stav lesa

Do procesů vedoucích k chřadnutí a odumírání lesa je zapojeno velké množství fyzikálních, biologických a chemických faktorů (obr. 9.1). Změna zdravotního stavu lesních porostů může být důsledkem lidské činnosti, přírodních procesů nebo kombinací obou těchto faktorů. Odborná literatura 80. a 90. let 20. století poskytuje rozsáhlý materiál zabývající se popisem hypotéz o poškozování a úhynu lesa (Manion, 1981; Binkley et al., 1988; Binkley et al., 1989; Rost-Siebert, 1985; Sverdrup, Warfvinge, 1993; Warfvinge, Sverdrup, 1995; Ellenberg, 1996).

Existuje několik základních hypotéz mechanismu odumírání stromů a konkrétní příčina na konkrétním místě je obvykle kombinací více mechanismů. Podrobný přehled studií popisujících zkoumání vlivu abiotických a biotických faktorů na zdravotní stav lesních porostů uvádí Seidling (2000, 2001).



Obr. 9.1 Faktory, které se mohou podílet na zhoršování zdravotního stavu lesních porostů (podle Seidling, 2001).

V 60. až 80. letech byl za hlavní příčinu poškození stromů považován rychlý a přímý kontakt velmi koncentrované látky znečišťující ovzduší (oxid siřičitý) s asimilačními orgány stromů (jehlice). Tento mechanismus se v minulosti nejvíce uplatňoval v oblastech s extrémně vysokými koncentracemi oxidu siřičitého v ovzduší, např. v Krušných horách (Materna et al., 1969; Materna, 1985; Materna, Mejstřík, 1987). Dalším mechanismem je postupné

okyselování půd (acidifikace), v jehož důsledku dochází v delším časovém horizontu k vyplavování bazických kationtů (vápník, hořčík, draslík, sodík) z půd. Jelikož acidifikace je proces dlouhodobý a kumulativní, který se dynamicky vyvíjí, jeho příznaky se projevují teprve po určité době.

Např. Binkley et al. (1988) uvádí, především na podkladě německých zdrojů, následující faktory, které se mohou podílet na zhoršování zdravotního stavu lesů:

- a) přírodní (především klimatické) stresové jevy, a to především jejich role v násobném působení na již oslabené porosty.
- b) virové nákazy (dnes opuštěná hypotéza, především pro evidentně následné působení těchto nákaz na již oslabených stromech
- c) ozon, jeho působení je studováno
- d) acidifikace a toxicita hliníku
- e) přebytek dusíku
- f) organické sloučeniny ve srážkách

Podle Hrušky a Cienicaly (2001) zobecněná hypotéza stresu předpokládá kombinované působení více stresových faktorů, které však lze stěží experimentálně kvantifikovat. Během devadesátých let se mnohé z bývalých poškozených porostů stabilizovaly a regenerovaly a na některých stanovištích se příčinou zhoršování zdravotního stavu lesa prokázala snížená dostupnost živin během letních přísušků.

Podle Hrušky a Cienicaly (2001) je hlavním mechanismem, který poškozuje lesní půdy a následně lesy (zejména nepůvodní smrkové monokultury), vymývání bazických kationtů z půdního sorpčního komplexu, pokles pH a následná mobilizace hliníku z jílových minerálů.

Podle Mrkvy (2000) lze chřadnutí považovat za komplexní onemocnění. Nicméně je třeba si uvědomit základní skutečnost, že každá vlna chřadnutí nastoupila vždy po zjevném impulsu, nejčastěji po období sucha nebo po účinku velmi nízkých teplot (např. dopady teplotní anomálie v zimě 1978/79 a epizoda sucha na počátku 90. let).

Podle Mrkvy (2000) bylo chřadnutí dřevin u nás již v minulosti zčásti vnímáno jako synekologický jev, jako zřetězení příčin, systémové onemocnění, ale nebyl zřetelněji vytvořen model pro pochopení kauzality tohoto procesu a úlohy jednotlivých stresorů, včetně fytofágů.

Mrkva (2000) uvádí model spirály nemoci, resp. chřadnutí s akceptováním některých zákonitostí teorie stresu. Pro lepší pochopení příčin nastartování a možného průběhu nemoci byla spirála doplněna konkrétními působícími stresory, řazenými ve třech úrovních intenzity působení (predispoiční, startující a mortalitní). Přesnější by nepochybně bylo představit si dynamické působení stresorů (popřípadě synergické), směřující od zdraví k uhynutí, jako

stresovou reakci. Její průběh byl popsán v teorii stresu (poplachová reakce, stadium rezistence, stadium vyčerpání nebo naopak uzdravení).

Podle Mrkvy (2000) při zvažování možných vlivů a hodnocení závažnosti jednotlivých stresorů, které jsou vyznačeny na obvodu spirály, je třeba uplatnit vše, co víme o strategii rezistence rostlin. Jde např. o schopnost vyhnout se stresu (pomocí inkoincidence) nebo o uplatnění tolerance vůči stresu. Z teorie stresu je třeba vzít v úvahu, že stres může být elastický (reverzibilní) nebo plastický, kdy dochází k nevratnému, trvalému poškození rostliny. Z pohledu např. účinku kyselých depozic imisí je podstatné vnímat toto působení jako akumulovaný stres na rozdíl od dávkovaného stresu, který nastane v důsledku jednorázových účinků různých stresorů, např. působením defoliátorů z řad hmyzu.

Výklad představy změn zdravotního stavu rostliny podle spirály nemoci (viz Mrkva, 2000) je následující. Zdraví, které je zobrazeno jako vnější vlnovka, je homeostatický stav, kdy se rostlina, podle své geneticky fixované ekologické valence a tudíž přirozené odolnosti a také s ohledem na svůj věk, vyrovnává s působením vnějších stresorů. Takový stav lze popsat jako eustres. V případě, že působení některého z vyznačených stresorů přesáhne únosnou míru, popřípadě dojde ke kombinovanému, či synergickému působení více stresorů, nastane stav označovaný jako distres. Při mírnějším působení má charakter predispozičního stresu a dalo by se říci, že po tomto působení např. dochází k přemnožení svého hmyzu, defoliátorů a patrně také hub, a to jak na listovém aparátu, tak patrně i agresivních parazitických dřevokazných hub na kořenech.

9.2 Dominantní příčiny a některé scénáře chřadnutí dřevin

Jak uvádí Mrkva (2000) je nepochybně naprosto dominantní příčinou chřadnutí dřevin nedostatek vody, kterou by rostliny mohly přijmout a transportovat ve svých vodivých dráhách. Nejzávažnější primární příčinou je tedy v první řadě sucho a bude úlohou fyziologů, aby přesněji stanovili, jak velký deficit srážek a v jakém časovém sledu může vést k projevům popsaných fází chřadnutí. Nejde však pouze o srážky a počasí. Důležité je také, jak může rostlina vodu využít a jaká je její vodní bilance.

V souvislosti s tím je třeba zmínit vliv imisí, které působily na téměř celém území státu. Jde zejména o imisní zátěž SO_2 a její vcelku známý, leč dosud nedostatečně kvantifikovaný přímý vliv na transpiraci. Bylo totiž zjištěno, že tyto imise a produkty jejich oxidace, které vnikají po průchodu průduchy do substomatálních prostor, ovlivňují funkci průduchů a byly dokonce popsány jednotlivé fáze tohoto účinku. Tím dochází k negativnímu ovlivnění vodního provozu rostlin a také bilance živin, což je patrně příčinou silnějšího poškození dřevin v hřebenových polohách hor, v místech s trvalým a silným prouděním vzduchu a imisí (odhlédneme-li od dalších možných účinků, např. podchlazování). V současné době při pozadových (velmi nízkých) imisních koncentracích oxidu siřičitého je tento vliv zanedbatelný.

Další negativní ovlivnění rostlin, jejich vodního provozu a rovněž bilance živin spočívá v působení imisního okyselení půdy jako sumy a acidifikačního stresu na kořeny a jejich myko-

rrhizu. Je známo, že již samotné sucho zvyšuje okyselení půdy a tak zvláště v souběhu s imisním okyselením dochází k celé řadě negativních účinků na kořenové systémy a stromy. Ve volné a velmi zjednodušené interpretaci lze v podmínkách dlouhodobého a sumovaného okyselení půd očekávat vymývání živin (zejména Ca a Mg) do nedostupných spodních vrstev a uvolňování toxického hliníku. Protože dostupné živiny se nyní nacházejí pouze v povrchové vrstvě, kde se uvolňují při dekompozici opadu biomasy, může to mít za následek zploštění kořenového systému. Kořeny s narušenou mykorrhizou jsou navíc vlivem popsáných účinků málo funkční, silně predisponované, a proto dominantně napadány kořenovými hnilobami, které je vyřazují z funkce. Nehledě na to dochází ve větší hloubce k hynutí kořenů a to pro toxicitu Al a také kvůli nevhodnému fyzikálnímu prostředí. To vše v kombinaci, velmi negativně ovlivňuje zásobení korun stromů vodou a samozřejmě i živinami. Můžeme proto obecně počítat s tím, že v současné době budou dopady sucha vždy mnohem závažnější než v minulosti.

Při epizodách sucha, kdy půda prosychá shora, je ploše vymezený kořenový systém velmi ohrožen, protože bez kořenů sahajících do větší hloubky, s vyšší půdní vlhkostí, může být celý systém náhle vystaven suchu. Zmíněný nedostatek živin a zejména kationtů mimo to nepříznivě ovlivňuje stav chlorofylu, což je příčinou barevných změn a chloróz. Snižuje se také tolerance vůči nízkým teplotám, takže za určitý specifický diagnostický symptom tohoto imisního typu chřadnutí můžeme považovat nekrozní poškození jehličí, nejčastěji smrku, popřípadě jedle. Často dojde k nekroznímu poškození jehličí pouze na určité části koruny, která nebyla zakryta sněhem, což můžeme považovat za nepřímý důkaz této diagnózy. Zvláště u mladších porostů však může být ochvojení rychle obnoveno, a to vyrašením adventivních pupenů a z nich vzniklých proventivních výhonů.

Mnohem závažnější jsou dopady velmi nízkých teplot, resp. velké teplotní amplitudy, jak tomu bylo v zimě na přelomu roku 1978/79. Namrznutí pupenů a větví mělo tehdy dalekosáhlý vliv a nastartovalo silné chřadnutí všech dřevin, počínaje jedlí. Tato dřevina, spíše atlantického klimatu, reagovala tehdy nejdříve, podobně jako také buk, nicméně hned poté se objevilo poškození smrku, a to často ve spojení se silným výskytem sypavek (*Lophodermium macrosporum*, *L. piceae* a dalších) nebo rzí (*Chrysomyxa* sp.).

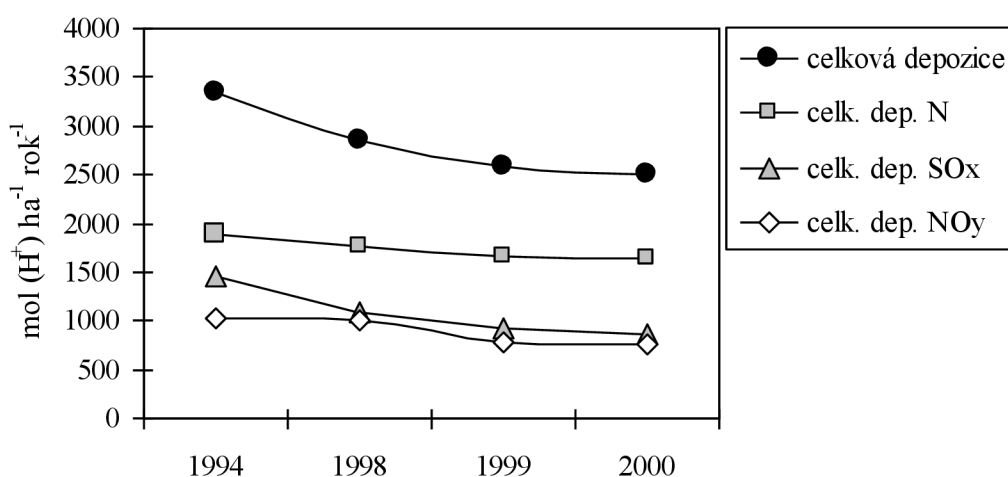
Současné chřadnutí lesa do značné míry souvisí s globální klimatickou změnou a s oteplováním, či s častějším výskytem výrazných epizod sucha. Bude nutné ochraňovat zejména porosty nepůvodních ekonomických dřevin (hlavně smrku) před agresivními fytofágy, jakým je např. lýkožrout smrkový. Jak již bylo zmíněno, jeho přirozenou funkcí, i v původních lesních porostech, je realizovat rozpad lesa. Podobný význam má do jisté míry i václavka nebo kořenovník vrstevnatý, ale tyto patogeny nelze racionálně a efektivně omezovat. Přitom právě poškození kořenů, nejčastěji suchem, je dominantní příčinou chřadnutí. Často vede k nastartování jeho akutního průběhu, kdy vzniká silná predispozice dokonce i pro uplatnění nejrůznějších saprofytů, hmyzu i hub. Ty lze ovšem jen ztěžít omezovat, nejčastěji pouze ve vybraných případech u některých druhů hmyzu, zatímco v případě hub

bychom po aplikaci mohli zároveň negativně ovlivnit přirozený proces dekompozice. Nehledě na to je rozsáhlejší používání pesticidů v rozporu s obecným současným trendem ochrany biodiverzity a se zásadami trvale udržitelného hospodaření v lese.

Mrkva (2004) uvádí nový přístup v teoretickém výkladu příčin chřadnutí lesa, ve kterém se přesouvá pozornost od popisu působení a detailního poznání tzv. škodlivého činitele na poškozený subjekt – stromy, dřeviny a lesní ekosystém. V tomto pojetí představují imise pouze jeden z možných stresorů ovlivňujících rostlinu nebo její část.

9.3 Atmosférická depozice síry a dusíku

Na obr. 9.2 jsou uvedeny grafy vývoje průměrné celkové depozice síry (SO_x), průměrné celkové potenciální kyselé depozice, průměrné celkové depozice oxidovaných forem dusíku (NO_y) a průměrné celkové depozice dusíku (NO_y a NH_x) na 314 referenčních plochách na území České republiky v letech 1994, 1998, 1999 a 2000 (Zapletal, 2014).

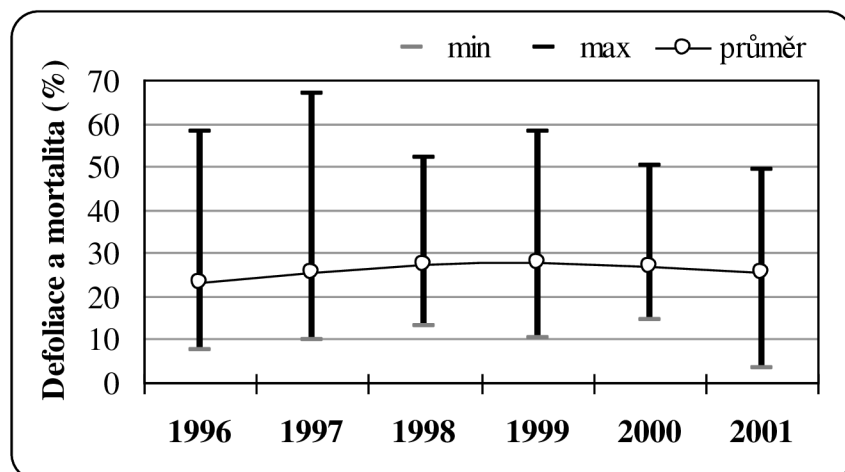


Obr. 9.2 Grafy vývoje průměrné celkové depozice síry (SO_x), průměrné celkové potenciální kyselé depozice, průměrné celkové depozice oxidovaných forem dusíku (NO_y) a průměrné celkové depozice dusíku (NO_y a NH_x) v $\text{mol H}^+ \text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ na 314 referenčních plochách na území České republiky v letech 1994, 1998, 1999 a 2000.

Průměrná roční depozice síry (SO_x) klesla mezi lety 1994 a 2000 o 41 %, průměrná roční depozice oxidovaných forem dusíku NO_y klesla mezi lety 1994 a 2000 o 27 %, průměrná roční celková depozice dusíku (NO_y + NH_x) klesla mezi lety 1994 a 2000 o 12 %. Celková potenciální kyselá depozice (síry a dusíku) klesla mezi lety 1994 a 2000 o 25 %.

9.4 Zdravotní stav jehličnatých porostů

Průměrná hodnota defoliace a mortality (%) jehličnatých porostů s vyznačením rozpětí minimálních a maximálních hodnot na 314 referenčních plochách na území České republiky v letech 1996 až 2001 je uvedena na obr. 9.3.



Obr. 9.3 Průměrná hodnota defoliace a mortality (%) jehličnatých porostů s vyznačením rozpětí minimálních a maximálních hodnot na 314 referenčních plochách na území České republiky v letech 1996 až 2001.

Průměrná hodnota defoliace a mortality (%) jehličnatých porostů na 314 vybraných referenčních plochách na území České republiky mezi roky 1996 a 2001 vzrostla v průměru o 9 %. Nejvyšší nárůst hodnot defoliace a mortality byl zaznamenán mezi lety 1996 a 1999, poté hodnoty mírně klesaly.

9.5 Korelační a regresní analýza

Výsledky korelační a regresní analýzy vztahu mezi jednotlivými složkami atmosférické depozice síry a dusíku a zdravotním stavem jehličnatých porostů na území České republiky vyjádřené Pearsonovým korelačním koeficientem jsou uvedeny v tabulce 9.1.

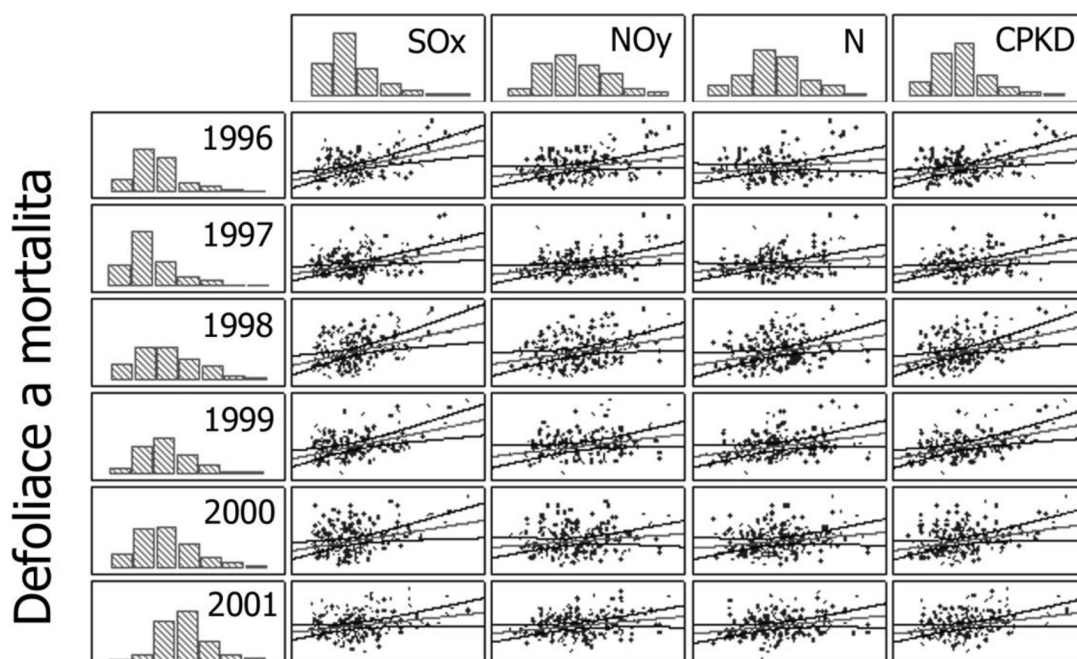
Tab. 9.1 Korelace mezi jednotlivými složkami atmosférické depozice síry a dusíku v letech 1994, 1998, 1999 a 2000 a zdravotním stavem jehličnatých porostů v letech 1996 až 2001 na území České republiky.

		Rok hodnocení zdravotního stavu porostů					
		1996	1997	1998	1999	2000	2001
Počet dat		N=250	N=278	N=282	N=230	N=306	N=300
Složka depozice		Pearsonův korelační koeficient					
1994	SOx	0.51*	0.39*	0.42*	0.50*	0.33*	0.26*
	NOy	0.29*	0.32*	0.32*	0.31*	0.17*	0.25*
	NOy+NHx	0.20*	0.24*	0.34*	0.32*	0.19*	0.25*
	CPKD	0.42*	0.36*	0.42*	0.47*	0.30*	0.28*
1998	SOx	-	-	-	0.38*	0.25*	0.20*
	NOy	-	-	-	0.13**	0.01	0.07
	NOy+NHx	-	-	-	0.15**	0.08	0.09
	CPKD	-	-	-	0.30*	0.19*	0.16*
1999	SOx	-	-	-	-	0.04	0.08
	NOy	-	-	-	-	0.00	0.11
	NOy+NHx	-	-	-	-	-0.09	0.02
	CPKD	-	-	-	-	-0.04	0.05
2000	SOx	-	-	-	-	-	0.16*
	NOy	-	-	-	-	-	0.13**
	NOy+NHx	-	-	-	-	-	0.07
	CPKD	-	-	-	-	-	0.12**

Pozn.: * hodnoty na hladině významnosti $p < 0.01$,
 ** hodnoty na hladině významnosti $p < 0,05$).

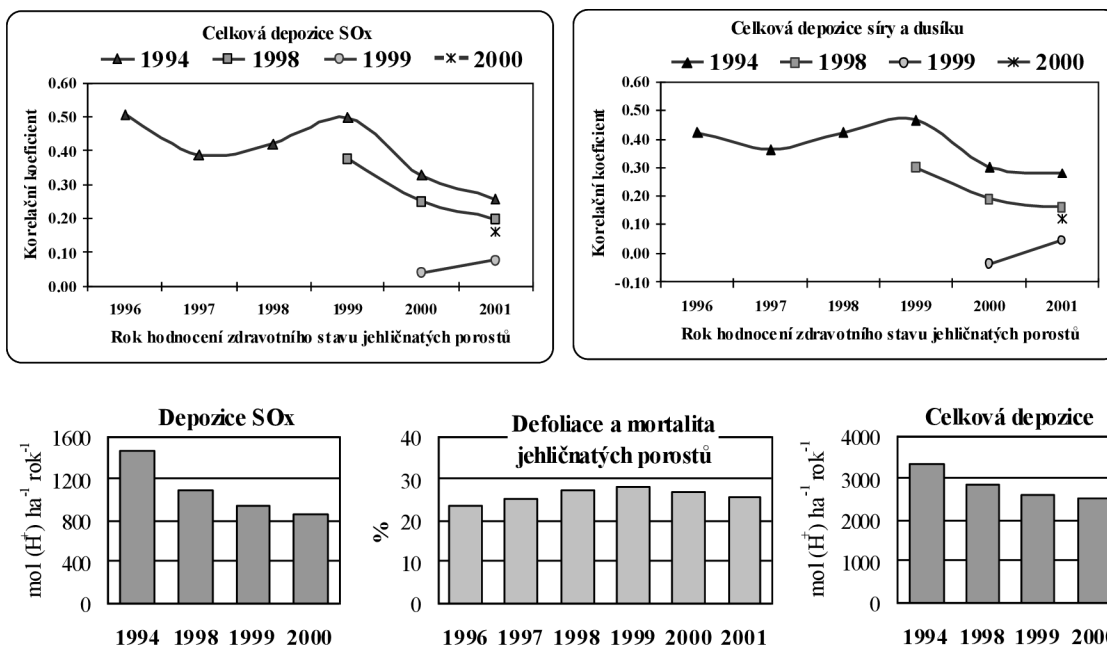
Na obr. 9.4 je uveden vztah mezi zdravotním stavem jehličnatých porostů (defoliace a mortalita v %) v letech 1996 až 2001 a jednotlivými složkami atmosférické depozice ($\text{mol H}^+ \text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$) na referenčních plochách na území ČR v roce 1994 (včetně intervalu spolehlivosti 99%).

Depozice 1994



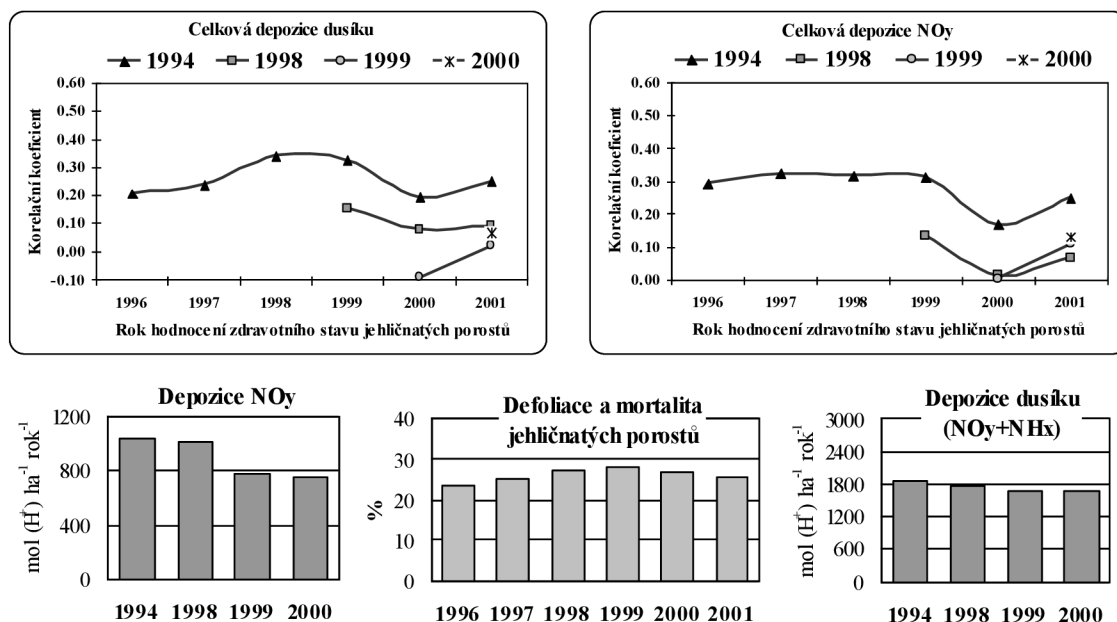
Obr. 9.4 Vztah mezi zdravotním stavem jehličnatých porostů (defoliace a mortalita v %) v letech 1996 až 2001 a jednotlivými složkami atmosférické depozice ($\text{mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) na referenčních plochách na území ČR v roce 1994 (včetně intervalu spolehlivosti 99 %).

Na obr. 9.5 jsou v grafech uvedeny časové změny korelačních koeficientů, které vyjadřují vztah mezi zdravotním stavem jehličnatých porostů na území ČR v letech 1996 až 2001 a celkovou depozicí SO_x , respektive celkovou potenciální kyselou depozicí v letech 1994, 1998, 1999 a 2000.



Obr. 9.5 Časové změny korelačních koeficientů mezi zdravotním stavem jehličnatých porostů na území ČR v letech 1996 až 2001 a celkovou depozicí SOx (vlevo), respektive celkovou potenciální kyselou depozicí (vpravo) v letech 1994, 1998, 1999 a 2000.

Na obr. 9.6 jsou uvedeny časové změny korelačních koeficientů mezi zdravotním stavem jehličnatých porostů na území ČR v letech 1996 až 2001 a celkovou depozicí NO_y, respektive celkovou depozicí dusíku N (NO_y + NH_x) v letech 1994, 1998, 1999 a 2000.



Obr. 9.6 Časové změny korelačních koeficientů mezi zdravotním stavem jehličnatých porostů na území ČR v letech 1996 až 2001 a celkovou depozicí NO_y (vlevo), respektive celkovou depozicí dusíku N (NO_y+NH_x) (vpravo) v letech 1994, 1998, 1999 a 2000.

9.5 Příčiny poškození lesních porostů

Acidifikace je proces dlouhodobý, dynamicky se vyvíjející a jeho negativní účinky jsou patrné teprve po určitém čase. Imisní zátěž se v uplynulých letech snížila ve všech sledovaných parametrech. Zatímco v roce 1991 bylo ještě limitní koncentrací $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zasaženo téměř 70 % území, v roce 1999 to již bylo pouze 0,68 % území. Přitom parametry vyjadřující degradační procesy zdravotního stavu korun jehličnatých porostů (defoliace) ukazují na vysokou korelaci s úrovní zatížení ekosystému kyselou atmosférickou depozicí (síry a dusíku). Nejvyšší hodnoty korelačních koeficientů byly nalezeny mezi jednotlivými složkami atmosférické depozice síry a dusíku v roce 1994 a zdravotním stavem jehličnatých porostů v letech 1996 až 2001. Nižší hodnoty korelačních koeficientů byly nalezeny mezi depozicí SO_x v roce 1998 a zdravotním stavem jehličnatých porostů v letech 1999, 2000 a 2001. Nižší hodnoty korelačních koeficientů byly rovněž nalezeny mezi celkovou potenciální kyselou depozicí v roce 1998 a zdravotním stavem jehličnatých porostů v letech 1999, 2000 a 2001.

Žádná statisticky významná závislost nebyla nalezena mezi jednotlivými složkami atmosférické depozice síry a dusíku v roce 1999 a zdravotním stavem jehličnatých porostů v roce 2000 a 2001. Celková depozice síry (SO_x) a celková potenciální kyselá depozice koreluje se zdravotním stavem jehličnatých porostů více než celková depozice oxidovaných forem dusíku (NO_y), respektive celková depozice dusíku ($\text{NO}_y + \text{NH}_x$). Průměrná hodnota celkové potenciální kyselé depozice mezi roky 1994 až 2000 klesla o 25 %, přičemž průměrná hodnota defoliace a mortality jehličnatých porostů mezi roky 1996 až 2001 vzrostla o 9 %.

Postižení lesa je zapříčiněno celou řadou endogenních i exogenních faktorů, tudíž samozřejmě i vlivem imisí. Problém je však v tom, že tento podíl nelze s odpovídající mírou objektivitu pro velkou složitost stanovit. V průběhu 80. a 90. let a později došlo k rozhodujícímu snížení znečištění ovzduší a snížení koncentrací škodlivin pod práh škodlivého působení nejen na člověka, ale v širším slova smyslu také na les a krajinu. Nákladná opatření, která k tomu vedla, byla samozřejmě provedena pro to, aby se ohrožení zdraví lidí, ale i rostlin zásadně snížilo a odborníci i široká veřejnost to očekávali (jinak by k realizaci nedošlo).

Koncentrace imisí někde vedly k hynutí starších smrkových porostů, nicméně i dnes lze (například v Krušných horách) spatřit, že listnaté porosty, např. buku, takové ohrožení překonaly a stále ještě žijí. Svědčí to o tom, že hospodářský smrkový les je apriori labilní a to nejen vůči působení hmyzích škůdců, větru, ale také imisím. Současný zdravotní stav smrčín v Krušných horách však zdaleka není dramatický, jako v jiných místech státu a zejména pak v nižších nadmořských výškách. To je ostatně také důvod, proč se zpochybňuje, že na poškození lesa a jehličnatých dřevin se rozhodující měrou podílejí imise, resp. jejich depozice a okyselení půdy. Je dokumentováno, že se paralelně zhoršuje také zdravotní stav listnatých dřevin, které byly vůči imisím vždy podstatně odolnější. Také to je významný nepřímý důkaz, že dřeviny jsou nyní rozhodující měrou ovlivněny klimatickým fenoménem a zjevně nedostatečným zásobením vodou.

V současné době nejsou imise ani dominantním vlivem, což se v minulosti s jistou mírou zjednodušení předpokládalo. Poukazovat na symptomy tzv. akutního poškození asimilačních orgánů dřevin, vlivem vysokých, nárazových koncentrací jednotlivých druhů toxických imisí není na místě. Postižení stromů a jejich uhynutí je principiálně vždy výslednicí působení zmíněných souborů faktorů (stresorů), a to způsobem komplikovaně se ovlivňujících procesů, probíhajících převážně po delší dobu (proto označení chřadnutí dřevin). Tzv. imisní podíl na těchto procesech existuje. Všeobecně se navíc hovoří pouze o škodlivém účinku depozic, včetně diskrepance ve výživě vlivem depozic dusíku. Nicméně je třeba zmínit pozitivní působení nutričního dusíku.

Dostatečnost srážek pro vegetaci lze jen velmi povrchně hodnotit podle ročního srážkového úhrnu, resp. podle úhrnu za vegetační období nebo délky bezsrážkového období. Nebere se totiž v úvahu teplota, která zásadním způsobem ovlivňuje evapotranspiraci a tím i vodní bilanci stromů. Proto se potencionální zásobení vodou vyjadřuje lépe tzv. teplotně srážkovým faktorem. Odtud vyplývá, že územní rozložení je v průběhu zmíněných let značně variabilní, v okrajových horských oblastech je pochopitelně hodnota vždy poněkud nižší (= více vláhy) než v nížinách, ale i ve vyšších nadmořských výškách se v některých letech vyskytly výrazné epizody sucha. Problém je však ještě více složitější, neboť z pohledu saturace stromů vodou nelze brát v úvahu jen úhrn srážek (resp. navíc i teplotu), byť např. pouze ve vegetačním období. Značně významná je také vydatnost jednotlivých srážek, protože např. malé srážky jsou zcela zachyceny korunami stromů (intercepce). Záleží také na typu půdy (jak je vysychává) a z pohledu postižení stromu rovněž na ročním období a potřebě vody v té době (jarní sucho má vždy větší negativní dopad než podzimní), na morfologii a zdravotním stavu kořenů. Půda má ovšem vodní kapacitu a schopnost si vodu podržet po určitou dobu a navíc si nelze představit, že zdravotní stav stromů nebo jejich uhynutí je odezvou okamžitého zásobení srážkami (např. nelze vztahovat srážkové poměry roku 1999 k poškození nebo uhynutí stromů v tomto roce).

Ke kalamitnímu hynutí lesa docházelo také v minulosti od zavedení intenzivního, výnosového hospodaření se smrkem. Holosečně pasečné hospodářství, převážně se smrkem, borovicí či dubem, uměle vysazovanými na nepůvodních stanovištích, kopíruje přirozená boreální lesní společenstva. Na rozdíl od přirozených boreálních lesů jsou kulturní smrkové monokultury mnohem náchylnější k velkoplošným škodám větrem (sněhem, ledovkou), suchem (imisemi) a také kalamitními hmyzími a houbovými škůdci, kteří zde graduji, až dosáhnou rozpadu stejnorodého porostu.

Možnost nápravy a zvýšení odolnosti lesů spočívá hlavně v uplatnění přirozené diverzity původního typu lesa, převážně s listnatými dřevinami a jedlí a omezení umělé obnovy na pasekách. Tyto návrhy byly doporučovány již od počátku minulého století, v praxi se však dosud viditelně neprosadily. Nyní se takový způsob hospodaření označuje jako tzv. trvale udržitelný (přírodě blízký), ale jeho zavádění se spíše pouze proklamuje.

Ke škodám na lesních porostech podle posledních výzkumů obvykle předchází dlouhodobé souhrnné působení celé řady predispozičních faktorů, kterými jsou kromě kyselých depozic zejména půdní vlastnosti, srážkové úhrny a jejich výkyvy, teplota a její výkyvy atd. Lesní porosty reagují na nové stanovištní podmínky změněné vlivem změn klimatických faktorů a zvýšené koncentrace CO₂. Důsledkem změny klimatu je změněný potenciál stanoviště pro pěstování porostů lesních dřevin, a také změněné nároky a tolerance lesních dřevin ke stanovištním podmínkám. Projevuje se tak vzájemné působení řady abiotických a biotických stresorů.

Dominantním stresorem se nyní staly projevy globální klimatické změny, výskyt epizod sucha, změna režimu srážek, oteplení, extrémní projevy počasí a celkově změna rázu počasí na kontinentální typ.

Nedostatečné zásobení dřevin vodou může nastat, mimo přímý vliv sucha a vysoké teploty, také následkem poškození kořenového systému sumovanými účinky sucha (a opačně i zamokřením), případně škodlivým vlivem kyselých depozic a následným napadením kořenů houbovými patogeny. Tyto procesy jsou vždy dlouhodobé, jsou výsledkem sumovaného působení a interakcí systémů půda – strom – patogen. K nejvýznamnějším abiotickým stresorům náleží sucho, především v předjaří a jarních měsících. Letní přísušky se uplatňují jako významný predispoziční faktor pro vznik kořenových hnilob. Významným rizikem je u smrku kombinace abiotických stresorů, kterými jsou letní přísušky a vysoká teplota v kombinaci s vysokou vzdušnou vlhkostí. Klimatické extrémní počasí v zimě jsou pro smrk rizikové především narušením dormance relativně teplým obdobím a náhlým poklesem teplot pod bod mrazu. V létě jsou pak riziková dlouhá období s tropickými teplotami v kombinaci s přísuškou.

9.6 Účinky depozice acidifikačních látek v životním prostředí

Kyselá depozice, na níž se značnou měrou podílí antropogenní emise SO₂, NO_x a NH₃, poškozuje kromě lesních ekosystémů také citlivé sladkovodní ekosystémy, půdy, přirozené ekosystémy a materiály (kulturní a historické památky).

Účinky se projevují mnoha způsoby:

- ochuzením lesních půd o biogenní prvky (vápník, hořčík, draslík, sodík)
- zvýšením koncentrace toxických prvků (hliník) v lesních půdách
- akumulací síry a dusíku v lesní půdě
- defoliací a snížením vitality stromů
- degradací kvality vody, která se projevuje:
 - snížením pH
 - poklesem kyselé neutralizační kapacity
 - nárůstem koncentrace hliníku
- redukcí diverzity a hojnosti vodních organismů v jezerech, řekách a potocích

Acidifikační procesy jsou kombinovány s dalšími procesy, jako je nadměrný příjem dusíku (eutrofizace), který se projevuje např. změnami živinových poměrů v půdě, úbytkem některých skupin organismů v půdě (např. mykorhizních hub).

Acidifikaci lesních půd a nadměrný příjem dusíku lesními půdami způsobuje atmosférická depozice síry a dusíku. Emise oxidu siřičitého a oxidů dusíku mají vztah k různým environmetálním problémům (tab. 9.2).

Tab. 9.2 Vztah emise oxidu siřičitého a oxidů dusíku k různým environmetálním problémům.

Důsledek	Vztah k emisím
Eutrofizace půd	Depozice dusíku obohacuje dusíkem půdu (změny živinových poměrů v půdě, úbytek organismů atd.).
Eutrofizace vod	Depozice dusíku obohacuje dusíkem povrchové vody.
Akumulace rtuti	Acidifikace vodního povrchu zvyšuje akumulaci rtuti v rybách.
Změna klimatu	Sírany v aerosolu mohou krátkodobě vyrovnat globální oteplování, ale oxid dusný je účinný skleníkový plyn.
Přízemní ozon	Emise oxidů dusíku přispívají k tvorbě ozonu.

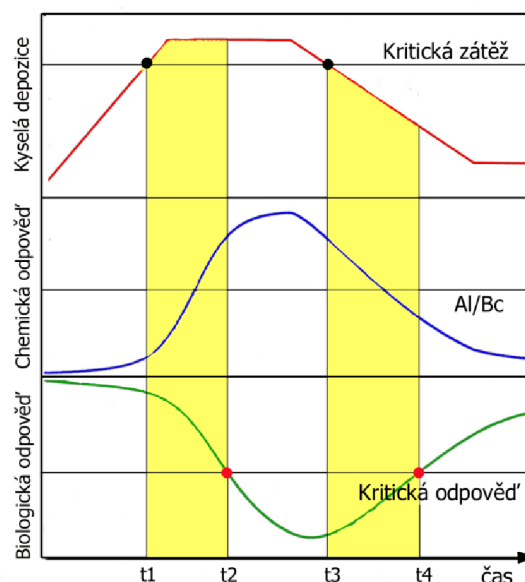
Otázky

1. Popište hlavní faktory ovlivňující zdravotní stav lesa.
2. Proč nemůžeme vždy přesně odlišit působení různých faktorů na zdravotní stav lesa?
3. Jak se projevuje časové zpoždění mezi působením kyselé depozice a zdravotním stavem lesních porostů?
4. Jak se v současné době projevuje vliv klimatické změny na zdravotním stavu lesních porostů.
5. Popište jak emise oxidu siřičitého a oxidů dusíku ovlivňují další environmentální problémy.

10. Kritické zátěže síry a dusíku

V druhé polovině 80. let byl v Norsku poprvé formulován koncept kritických zátěží okyselujících látek pocházejících z atmosféry, který byl formálně zpracován ve spolupráci s Evropskou hospodářskou komisí OSN v roce 1988. Kritická zátěž je nejvyšší dávka znečišťující látky, která ještě nezpůsobí chemické změny vedoucí k dlouhotrvajícím škodlivým účinkům na strukturu a funkci ekosystému.

Existuje časové zpoždění mezi překročením kritické zátěže atmosférickou depozicí síry a dusíku a chemickou „odpovědí“ (např. změna poměru hliník/bazické kationty (Al/Bc) v lesní půdě) a biologickou „odpovědí“ (např. poškozením stromů v lesním ekosystému). Na obr. 10.1 je zobrazena minulost a budoucnost vývoje působení kyselé atmosférické depozice síry a dusíku a odpovídající chemická a biologická „odpověď“ lesního ekosystému.



Obr. 10.1 Minulost a budoucnost vývoje působení kyselé atmosférické depozice síry a dusíku a odpovídající chemická a biologická „odpověď“ lesního ekosystému (podle Posch et al., 2003).

Koncept kritických úrovní a zátěží se stal základem pro mezinárodní program Evropské hospodářské komise Organizace spojených národů (EHK OSN) Mapování kritických zátěží. Cílem tohoto programu je na základě porovnání zmapovaných kritických zátěží vybraných sloučenin a zmapované atmosférické depozice vybraných sloučenin v Evropě stanovit úrovně snížení emisí látek znečišťujících ovzduší pro jednotlivé země, které jsou signatáři Úmluvy o dálkovém znečišťování ovzduší přecházejícím hranice států (CLRTAP).

Metodika výpočtu kritických zátěží je založena na hmotové bilanci vodíkových iontů v lesních půdách za předpokladu ustáleného stavu ekosystému (SSMB). Pro dusík jsou vypočteny kritické zátěže tzv. nutričního dusíku, které představují maximální množství dusíku, které je ekosystém schopen využít bez negativního vlivu eutrofizace. Hodnoty kritických zátěží byly porovnány se skutečnou atmosférickou depozicí a bylo vyhodnoceno jejich překročení. Kritické zátěže umožňují sledovat změny v překročení každý rok a vymezit tak oblasti, kde se může očekávat zhoršení nebo zlepšení stavu. Lesní ekosystémy zpravidla nereagují okamžitě na změny v aktuálním zatížení, ale jejich odezva je zpožděna.

Zpoždění projevů acidifikace je úměrné celkovému obsahu iontovýměnných bazí v půdě a rychlosti účinků acidifikace, tj. velikosti překročení a době trvání překročení v dané oblasti. Podobně tomu je také při procesech podílejících se na obnově (revitalizaci) ekosystému, včetně chemismu vod a stavu lesních porostů nebo zemědělských plodin. Pokud hodnoty překročení jsou nižší nebo pokud už není překročení patrné v daném ekosystému, nastává postupná revitalizace, která má rovněž charakter dlouhodobý. Podobně délka trvání procesu revitalizace ekosystému a odeznění projevů acidifikace u povrchových a podzemních vod, a obnovení či ozdravení vegetace bude záviset na množství bazických kationtů v půdním roztoku a na dosažení rovnováhy mezi koncentrací bazí v půdním roztoku a celkovým obsahem v iontovýměnném komplexu půdy. Proto hodnoty překročení zjištěné pro půdy by měly být chápány jako „preventivní“ indikátory procesů acidifikace, případně revitalizace ekosystému.

Pro vyhodnocení překročení kritických zátěží lesních ekosystémů se používá součet kritických zátěží pro síru (S) a dusík (N) a celková potenciální kyselá depozice vyjádřená v molech (mol H^+). Celková potenciální kyselá depozice je vyjádřena součtem suché i mokré depozice síry a dusíku. Podrobná metodologie využitá pro výpočet celkové potenciální kyselé depozice a celkové depozice dusíku v síti 1x1 km na území lesních ekosystémů České republiky byla detailně diskutována v práci Zapletala (1997, 2014)

Pro výpočet kritických zátěží dusíku je třeba detailně klasifikovat území podle půdní mapy 1: 500 000, je třeba hodnotit rychlosti odtoku vody podle hydrogeologických rajonů v měřítku 1: 200 000 a rychlosti spotřeby dusíku a bazických kationtů lesními porosty, které jsou zatříděny do tří kategorií podle mapy CORINE. Při hodnocení procesů acidifikace se neomezujeme pouze na působení sloučenin síry, protože také transformace sloučenin dusíku způsobují okyselování. Síru a dusík je nutné zahrnovat současně, neboť vyhodnocení jejich limitních hodnot zátěže (kritických zátěží) dovoluje optimalizovat požadované snížení atmosférické depozice, případně dalších plošných zdrojů znečištění, včetně hnojení. Každý ekosystém charakterizovaný určitými půdními vlastnostmi, množstvím vody a dalšími toky, které jsou schopné okyselujících sloučenin neutralizovat, má jinou maximálně přípustnou zátěž okyselujících sloučenin, která je vymezena maximální hodnotou kritické zátěže pro síru, minimální hodnotou kritické zátěže pro dusík za předpokladu, že limitní hodnota pro nutriční dusík (kritická zátěž pro dusík jako živinu) je větší než maximální kritická zátěž pro dusík.

Kritické zátěže síry a dusíku jsou předmětem řešení v rámci Konvence o dálkovém znečištění ovzduší překračujícím hranice států (CLRTAP, UN/ECE) a mezinárodních programů spolupráce (ICP). Cílem programu mapování a modelování kritických zátěží (mezinárodní program spolupráce pro modelování a mapování kritických zátěží a koncentrací – ICP Modelling and Mapping) je hodnocení rizik plynoucích z emisí látek do ovzduší pro ekosystémy a člověka a získání podkladů pro úpravy emisních limitů. V současné době jsou na mezinárodní úrovni rozvíjeny dvě metodiky výpočtu kritických zátěží:

Stacionární modely jsou založeny na aktuální hmotové bilanci polutantů v daném ekosystému. Tyto modely nezohledňují minulý a budoucí vývoj této bilance v čase. Výhodou těchto modelů je však jednoduchost a skutečnost, že vycházejí z konkrétních naměřených veličin.

Dynamické modely zohledňují přírodní a antropogenní procesy, které na hmotovou bilanci polutantů v ekosystému působí. V těchto modelech jde o kombinaci hmotové bilance a kinetiky procesů. V úvahu jsou brány nejvýznamnější procesy rizikových prvků v půdách.

Koncept kritických úrovní a zátěží se stal základem pro mezinárodní program Evropské hospodářské komise Organizace spojených národů (EHK OSN) Mapování kritických zátěží. Cílem tohoto programu je na základě porovnání zmapovaných kritických zátěží vybraných sloučenin a zmapované atmosférické depozice vybraných sloučenin v Evropě stanovit úrovně snížení emisí látek znečišťujících ovzduší pro jednotlivé země, které jsou signatáři Úmluvy o dálkovém znečišťování ovzduší přecházejícím hranice států (CLRTAP).

Úroveň redukce emisí je administrativně upravována protokoly. Dosud přijaté protokoly se týkají monitorování a omezení emisí oxidů síry, oxidů dusíku, těkavých látek, těžkých kovů a perzistentních organických látek. Významným krokem se stalo přijetí Protokolu k omezení acidifikace, eutrofizace a přízemního ozonu, podle kterého je komplexním způsobem hodnoceno působení imisních koncentrací a atmosférické depozice látek znečišťujících ovzduší na vegetaci a ekosystémy s ohledem na kritické koncentrace a kritické zátěže.

Pro posouzení širokého okruhu potenciálních vlivů acidifikačních činitelů na ekosystémy je nezbytně nutná znalost aktuální atmosférické depozice. Je nutné vědět, kde depozice překračuje kritickou zátěž a který acidifikační činitel k této depozici nejvíce přispívá. Velká variabilita v úrovních depozic napříč různorodou krajinou České republiky s výrazným zastoupením zemědělských a lesních ekosystémů a variace v citlivosti těchto ekosystémů vedou k tomu, že depozice by měly být odhadovány pro oblasti s rozlohou do 100 ha. Tento přístup následně umožňuje vyhodnocovat regulaci a ovlivňování množství emitovaných látek (Erisman, Draaijers, 1995).

Mezinárodně přijatý koncept kritických zátěží a úrovní, na kterém spolupracovaly mezinárodní pracovní skupiny pod vedením Evropské hospodářské komise Organizace spojených národů (EHK OSN) v rámci podpory plnění jednotlivých protokolů, které jsou součástí realizace Úmluvy o dálkovém znečišťování ovzduší překračujícím hranice států

(CLRTAP), byl přijat rovněž v České republice. Od roku 1993, kdy Česká republika pod vedením Odboru ochrany ovzduší Ministerstva životního prostředí České republiky zahájila spolupráci na mezinárodním programu Mapování kritických zátěží a úrovní, byla zpracována celá řada vědeckých studií, jež se týkají výpočtů kritických zátěží. Národní koordinační centrum České republiky vyhodnocuje a zpracovává mapy kritických zátěží a úrovní pro celé území České republiky.

Metodika výpočtu kritických zátěží sloučeninami síry a dusíku je založena na hmotové bilanci vodíkových iontů v lesních půdách za předpokladu ustáleného stavu (steady-state mass balance) ekosystému (Posh et al., 1995, Zapletal, 2006). Všechny výsledky jsou uvedeny v jednotkách ekvivalent na hektar za rok (1 ekvivalent odpovídá 1 g vodíkových iontů). Princip stanovení lze vyjádřit následujícím vztahem:

$$ANC_w + ANC_{ex} = A_d + A_{up} + ANC_l + A_N, \quad (10.1)$$

kde A je acidita (množství produkovaných vodíkových iontů), ANC je alkalita (opak acidity, množství bazických kationtů), A_d je atmosférická depozice vodíkových iontů, A_{up} je produkce vodíkových iontů spotřebou bazických kationtů při růstu vegetace, A_N je produkce vodíkových iontů při procesech přeměny dusíku v půdě, ANC_l je vyplavování alkality, ANC_w je produkce alkality při zvětrávání primárních minerálů v půdě a ANC_{ex} je produkce alkality při okyselování iontovýmenného komplexu půd. Pokud atmosférická depozice je právě na úrovni kritické zátěže, tedy ve stavu, kdy ještě nedochází k acidifikaci, je člen $ANC_{ex} = 0$ (rovnice 10.1).

Při hodnocení procesů acidifikace v lesních ekosystémech není možné hodnotit pouze působení sloučenin síry, protože také transformace sloučenin dusíku způsobují okyselování. Vyhodnocení limitních hodnot kritických zátěží pro síru a dusík dovoluje optimalizovat požadované snížení atmosférické depozice. Určení limitních hodnot zátěže pro síru a dusík je významné z hlediska vymezení maximálně přípustné zátěže pro daný ekosystém.

Každý ekosystém charakterizovaný určitými půdními vlastnostmi, množstvím vody a dalšími toky, které jsou schopné okyselující sloučeniny neutralizovat, má jinou maximálně přípustnou zátěž okyselujících sloučenin, která je vymezena hodnotou maximální kritické zátěže pro síru, minimální kritickou zátěží pro dusík za předpokladu, že limitní hodnota pro nutriční dusík (kritická zátěž pro dusík jako živinu) je větší než maximální kritická zátěž pro dusík. V opačném případě hodnota kritické zátěže nutričního dusíku limituje atmosférickou depozici dusíku a kritická zátěž pro síru (minimální) limituje depozici síry.

Maximální kritická zátěž pro síru $CL_{max}(S)$ může být vypočtena podle následující rovnice:

$$CL_{max}(S) = BC_w - (-BC_l) + BC_d - BC_{up}, \quad (10.2)$$

kde BC_w je rychlost zvětrávání při kritické úrovni atmosférické depozice (zátěže), BC_l je rychlost vyplavování bazických kationtů při úrovni kritické zátěže, BC_d je atmosférická depozice bazických kationtů a BC_{up} je spotřeba bazických kationtů při úrovni kritické zátěže.

Rychlost vyplavování bazických kationtů při úrovni kritické zátěže BC_l může být vypočtena podle následující rovnice:

$$BC_l = - [H^+]_{(leach)} - [Al^{3+}]_{(leach.)}, \quad (10.3)$$

kde $[H^+]_{(leach)}$ je vyplavování vodíkových iontů při kritické úrovni zátěže a $[Al^{3+}]_{(leach)}$ je vyplavování vodíkových iontů spotřebovaných při rozpouštění alumosilikátových hornin při kritické zátěži.

Vyplavování vodíkových iontů při kritické úrovni zátěže $[H^+]_{(leach)}$ může být vypočteno podle následující rovnice:

$$[H^+]_{(leach)} = Q * [H^+]_{(critical)}, \quad (10.4)$$

kde Q je odtok vody.

Vyplavování vodíkových iontů spotřebovaných při rozpouštění alumosilikátových hornin při kritické zátěži $[Al^{3+}]_{(leach)}$ může být vypočteno podle následující rovnice:

$$[Al^{3+}]_{(leach.)} = Q * [Al^{3+}]_{(critical)} \quad (10.5)$$

Minimální kritická zátěž pro dusík $CL_{min}(N)$ byla vypočtena podle následující rovnice:

$$CL_{min}(N) = N_{up} + N_i, \quad (10.6)$$

kde N_{up} je spotřeba dusíku vegetací při kritické úrovni atmosférické depozice a N_i je imobilizace dusíku při kritické úrovni atmosférické depozice.

Limitující hodnotou lesních ekosystémů s ohledem na atmosférickou depozici dusíku je kritická zátěž pro tzv. nutriční dusík $CL_{nut}(N)$, která kromě procesů imobilizace dusíku a spotřeby dusíku vegetací zohledňuje také vyplavování dusíku z půdy a denitrifikaci. Kritická zátěž pro nutriční dusík $CL_{nut}(N)$ může být vypočtena podle následující rovnice:

$$CL_{nut}(N) = N_{up} + N_i + N_{I(critical)} / (1 - f_{de}), \quad (10.7)$$

kde N_{up} je spotřeba dusíku vegetací při kritické úrovni atmosférické depozice, N_i je imobilizace dusíku při kritické úrovni atmosférické depozice, $N_{I(critical)}$ je vyplavování dusíku při kritické úrovni atmosférické depozice a f_{de} je faktor denitrifikace.

Maximální kritická zátěž pro dusík $CL_{max}(N)$ může být vypočtena podle následující rovnice:

$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + CL_{max}(S) / (1 - f_{de}), \quad (10.8)$$

kde $CL_{max}(S)$ je maximální kritická zátěž pro síru.

Vzhledem ke skutečnosti, že pro lesní ekosystémy v České republice je limitující hodnotou pro atmosférickou depozici dusíku kritická zátěž pro dusík jako živiny, tj. $CL(N)_{nut}$, může být výpočet celkové kritické zátěže pro síru a dusík $Z CL(S, N)$ proveden podle rovnice (10.9) s využitím hodnot minimální kritické zátěže pro síru $CL(S)_{min}$.

$$Z CL(S, N) = CL(S)_{min} + CL(N)_{nut} \quad (10.9)$$

Minimální kritická zátěž pro síru $CL(S)_{min}$ byla vypočtena podle následující rovnice:

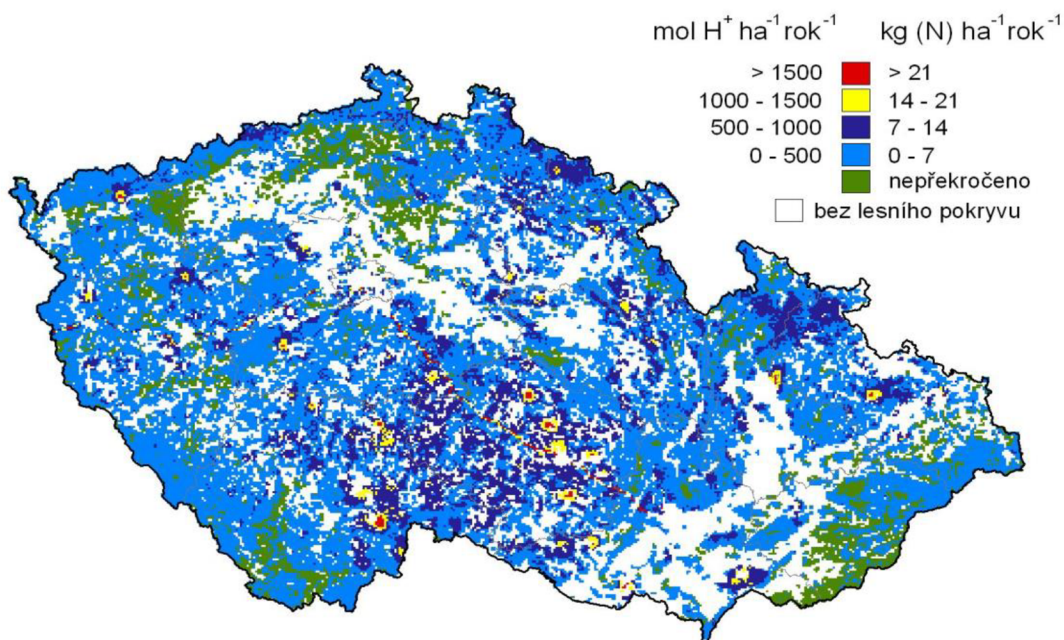
$$CL(S)_{min} = CL(S)_{max} - N_{I(critical)} \quad (10.10)$$

Výsledné překročení kritických zátěží pro síru a dusík $EX(S, N)$ atmosférickou depozicí síry a dusíku v lesních ekosystémech je rozdílem mezi součtem celkové aktuální suché a mokré depozice síry a dusíku $Z(S_{dep}, N_{dep})$ a součtem minimální kritické zátěže pro síru a kritické zátěže pro nutriční dusík $Z CL(S, N)$. Výsledné překročení kritických zátěží pro síru a dusík $EX(S, N)$ může být vypočteno podle následující rovnice:

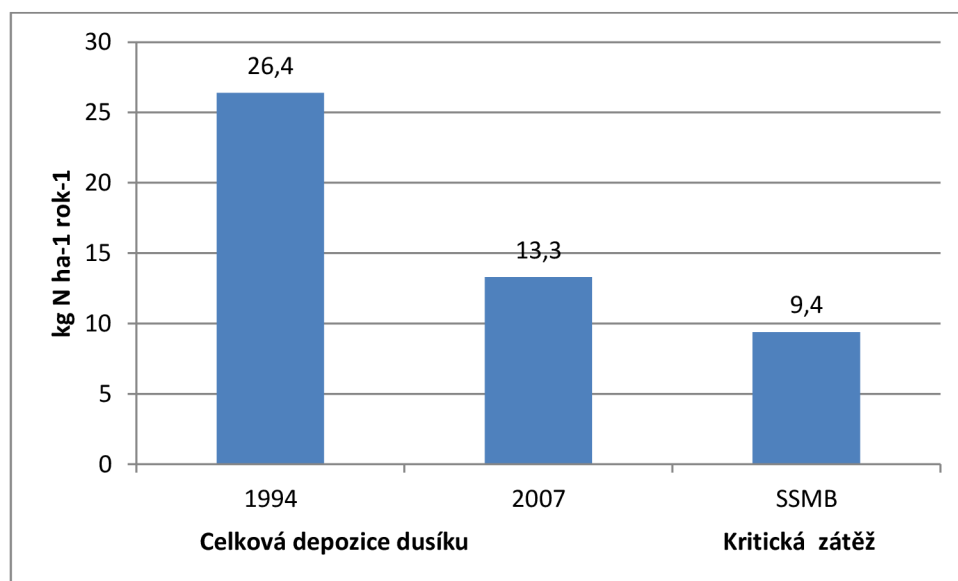
$$EX(S, N) = Z(S_{dep}, N_{dep}) - Z CL(S, N). \quad (10.11)$$

Kritické zátěže jsou nástrojem kontroly emisí hlavních znečišťujících látek v ovzduší. Můžeme konstatovat, že v České republice od 90. let minulého století a v dalších vyspělých zemích již od sedmdesátých let klesají emise těchto látek.

Hodnoty celkové atmosférické depozice dusíku (NO_y a NH_x) v roce 1994, 2000 a 2007 byly porovnány s hodnotami kritických zátěží nutričního dusíku a bylo vyhodnoceno jejich překročení na území lesních ekosystémů České republiky. Prostorová distribuce překročení kritické zátěže nutričního dusíku hodnotami celkové depozice dusíku (NO_y a NH_x) v roce 2007 na území lesních ekosystémů České republiky je zobrazena na obr. 10.2. Celková depozice dusíku ($NO_y + NH_x$) překračovala kritické zátěže nutričního dusíku v roce 2007 na 95 % plochy lesních ekosystémů (cca 2 535 000 ha lesa). Na obr. 10.3 je uveden vývoj průměrné celkové depozice dusíku na území lesních ekosystémů České republiky mezi roky 1994 a 2007 a porovnání této depozice s průměrnou kritickou zátěží nutričního dusíku vypočtenou na základě hmotové bilance vodíkových iontů v lesních půdách (SSMB).



Obr. 10.2 Překročení kritických zátěží nutričního dusíku celkovou depozicí dusíku (NO_y a NH_x) v mol (H^+) $\text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ ($\text{kg}(\text{N}) \text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$) na území lesních ekosystémů České republiky v síti 1x1 km v roce 2007.

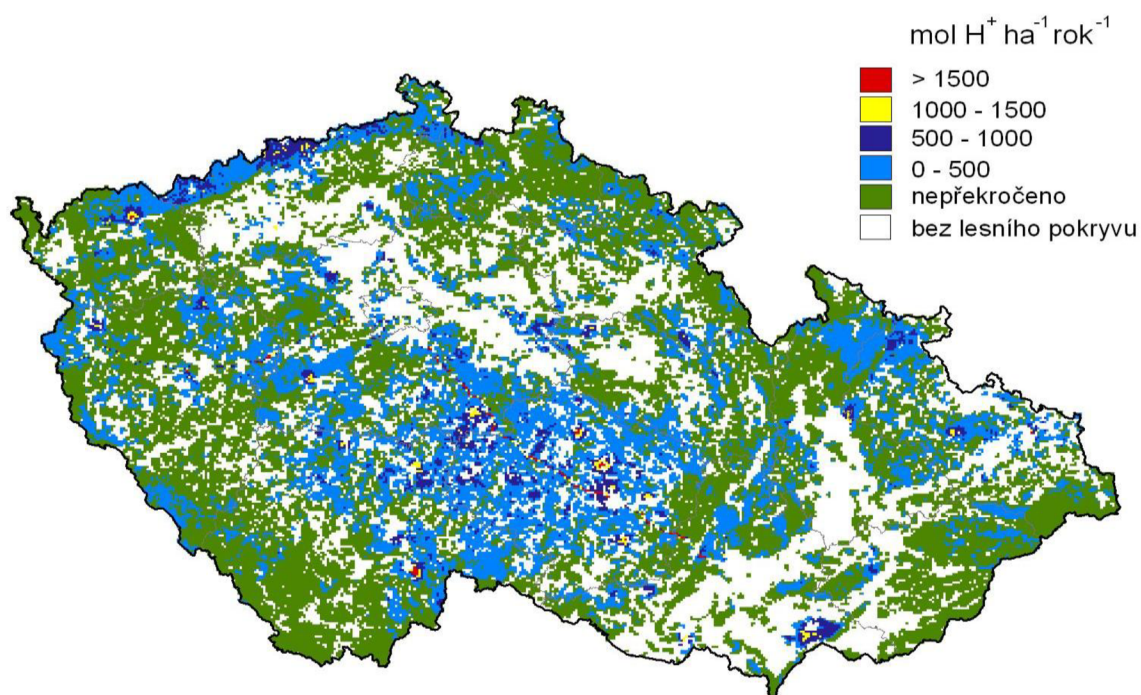


Obr. 10.3 Vývoj průměrné celkové depozice dusíku (NO_y a NH_x) na území lesních ekosystémů České republiky mezi roky 1994 a 2007 a porovnání této depozice s kritickou zátěží nutričního dusíku vypočtenou na základě hmotové bilance vodíkových iontů v lesních půdách (SSMB) v $\text{kg} \text{N} \text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$.

Průměrná hodnota překročení kritických zátěží nutričního dusíku (vypočtená na základě hmotové bilance vodíkových iontů v lesních půdách (SSMB)) celkovou depozicí dusíku na

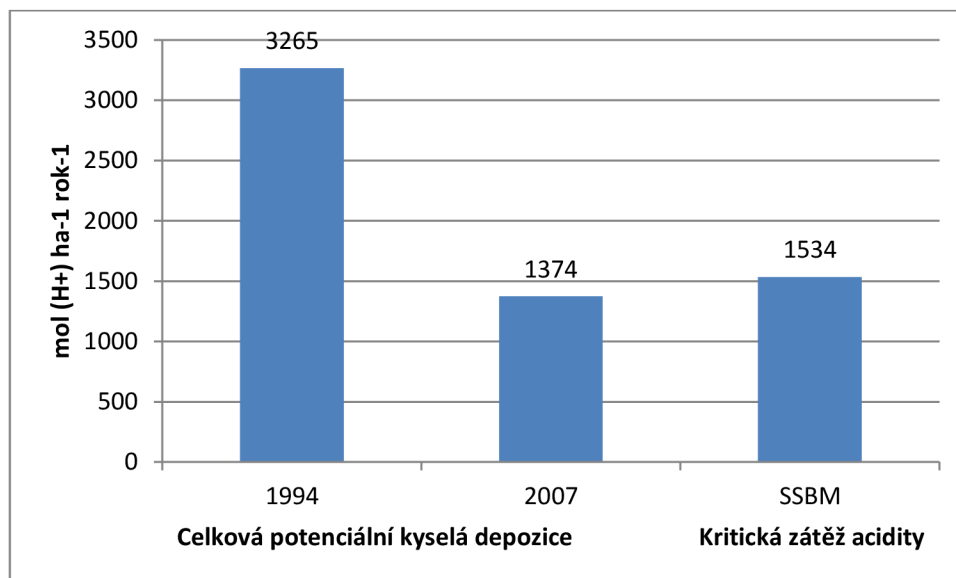
území lesních ekosystémů České republiky v síti 1x1 km v roce 1994 byla odhadnuta na $17 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ a v roce 2007 na $3,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$.

Hodnoty celkové potenciální kyselá deponice síry a dusíku v roce 2007 byly porovnány s hodnotami kritických zátěží acidity a bylo vyhodnoceno jejich překročení na území lesních ekosystémů České republiky. Prostorová distribuce překročení kritické zátěže acidity hodnotami celkové potenciální deponice síry a dusíku v roce 2007 na území lesních ekosystémů České republiky je zobrazena na obr. 10.4. Celková potenciální kyselá deponice překračovala kritické zátěže síry a dusíku (acidity) v roce 2007 na 45 % plochy lesních ekosystémů (cca 1 139 133 ha lesa).



Obr. 10.4 Překročení kritických zátěží acidity celkovou potenciální kyselou deponicí síry a dusíku v mol (H^+) $\text{ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ v síti 1x1 km na území lesních ekosystémů České republiky v roce 2007.

Na obr. 10.5 je zobrazen vývoj průměrné celkové potenciální kyselá deponice na území lesních ekosystémů České republiky mezi roky 1994 a 2007 a porovnání této deponice s průměrnou kritickou zátěží síry a dusíku (acidity) (v mol (H^+) $\text{ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$).



Obr. 10.5 Vývoj průměrné celkové potenciální kyselá depozice na území lesních ekosystémů České republiky mezi roky 1994 a 2007 a porovnání této depozice s průměrnou kritickou zátěží síry a dusíku (acidity) (v mol (H⁺) ha⁻¹ rok⁻¹).

Průměrná hodnota překročení kritické zátěže síry a dusíku (acidity) celkovou potenciální kyselou depozicí síry a dusíku na území lesních ekosystémů České republiky byla v roce 1994 odhadnuta na 1731 mol (H⁺) ha⁻¹ rok⁻¹. V roce 2007 byla průměrná hodnota celkové potenciální kyselá depozice nižší než hodnota kritické zátěže acidity.

Otázky

1. Charakterizujte kritickou zátěž.
2. Popište vztah mezi minulostí a budoucností vývoje působení kyselá atmosférické depozice síry a dusíku a odpovídající chemickou a biologickou reakci lesního ekosystému.
3. Popište princip výpočtu kritické zátěže.
4. Popište rozdíl mezi kritickou zátěží dusíku a kritickou zátěží acidity.
5. Charakterizujte vývoj překročení kritické zátěže acidity a dusíku v České republice mezi roky 1994 a 2007.

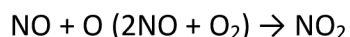
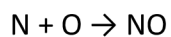
11. Smog

Rozlišujeme dva druhy smogu - redukční (londýnský, průmyslový, zimní smog) a fotochemický smog (losangelský, letní, oxidační). Londýnský smog z roku 1952 je často označován jako průmyslový smog, protože emise SO_2 ze spalování paliv s vysokým obsahem popelovin a síry jsou hlavní příčinou jeho vzniku. Londýnský smog vzniká v chladných a vlhkých podmínkách. Nízké teploty jsou často spojeny s inverzemi, které zachycují znečištění v blízkosti zemského povrchu. Vysoká vlhkost umožňuje rychlou oxidaci SO_2 za vzniku H_2SO_4 a síranu. Hlavními znečišťujícími látkami jsou aerosoly (popílek, saze), SO_2 a CO .

Negativní vliv na zdraví obyvatelstva se projevuje zejména dýchacími a srdečními potížemi (bronchitidy, astma, arytmie atd.). V přírodě způsobuje okyselení půdy (acidifikace). Způsobuje také degradaci stavebních materiálů, korozi, poškozují kulturní památky. V současné době vznikají smogy londýnského typu zejména v městech rozvojových zemí např. Číně. Imisní koncentrace SO_2 a aerosolů dosahují v těchto městech vysokých hodnot. Ve vyspělých zemích přísná legislativa ochrany ovzduší (emisní limity) vede ke snižování koncentrací mnoha znečišťujících látek. Snižování koncentrací těchto látek vede ke snížení četnosti výskytu smogových událostí londýnského typu, nicméně fotochemický smog losangelského typu zůstává trvalým problémem. I přes přísné limity pro emise z motorových vozidel dochází v důsledku nárůstu počtu těchto vozidel ve vyspělých zemích často k letním smogovým situacím způsobených emisemi z vozidel.

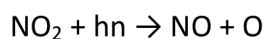
Fotochemický (losangelský, letní, oxidační) vzniká v důsledku intenzivního slunečního svitu, teplého počasí a vysokých hodnot UV záření, které působí na exhalované plyny ze spalovacích motorů vozidel (NO , NO_2 , VOC). NO_x a VOC reagují v přítomnosti slunečního záření za vzniku přízemního O_3 . Zároveň vznikají sekundární aerosolové částice vlivem oxidace NO_x , VOC a SO_2 . Fotochemický smog se obvykle vyskytuje v létě v období nejsilnějšího slunečního záření v podmínkách podporovaných teplotními inverzemi a slabým větrem. Oxidační smog obsahuje především NO_x , O_3 , PAH , CO , aerosoly atd.

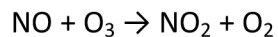
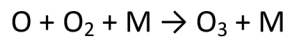
Vznik oxidů dusíku při fotochemickém smogu:



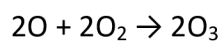
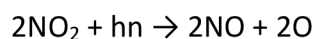
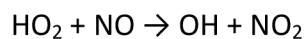
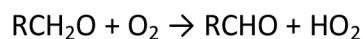
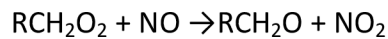
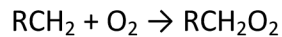
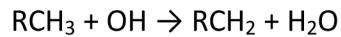
Při spalovacích procesech se (v reakčním prostoru) oxiduje vzdušný dusík vzdušným kyslíkem (vedle minimálního příspěvku oxidace palivového dusíku).

Vznik ozonu při letním fotochemickém smogu:





Při fotochemickém smogu dochází k oxidaci oxidu dusnatého peroxidy:



Na obr. 11.1 je uveden průměrný denní chod koncentrací NO_x , O_3 a prachových částic uvnitř a v okolí depozitáře Knihovny Slezského zemského muzea v Opavě (Zapletal, Schejbal, 2016).

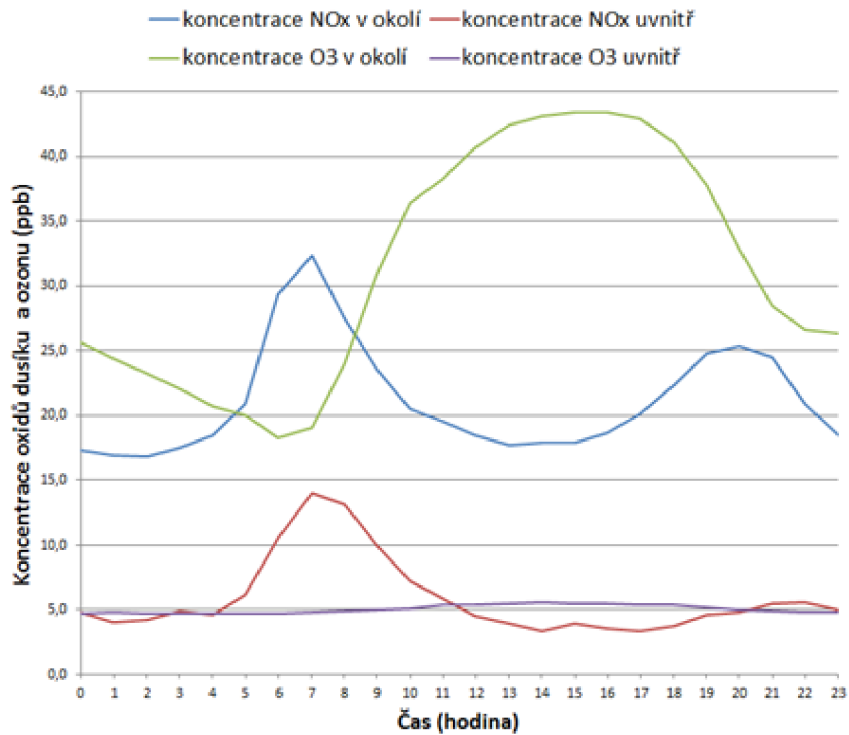
Průměrný denní chod O_3 uvnitř je stabilní, průměrný denní chod O_3 venku (obr. 11.1 A) je charakterizován počátečním růstem koncentrace O_3 okolo 6. hodiny, dosažením maxima okolo 15. hodiny a následným poklesem. Nízké hodnoty koncentrace O_3 uvnitř depozitáře jsou pravděpodobně ovlivněny schopností deponovaných knih odbourávat O_3 svým povrchem.

Průměrné denní chody venkovních koncentrací O_3 a NO_x (obr. 11.1 C) mají velmi podobný průběh jako denní chody O_3 a NO_x ve studii závislosti jarních přízemních koncentrací NO_x a O_3 v blízkosti dálnic na východním pobřeží USA (Song et al., 2011). Pravděpodobně hlavně vlivem automobilové dopravy a intenzity slunečního záření v průběhu dne dochází od 3. hodiny k růstu koncentrace NO_x a poklesu koncentrace O_3 , okolo 7. hodiny dosahuje koncentrace NO_x denního maxima a koncentrace O_3 denního minima, následuje pokles koncentrace NO_x a růst koncentrace O_3 až do 15. hodiny, kdy opět nastává pozvolný růst koncentrace NO_x a pokles koncentrace O_3 ; od 20. hodiny dochází ke stagnaci koncentrace NO_x i O_3 . Jako možná příčina negativní korelace NO_x a O_3 je ve studii uvedena možná místní necitlivost koncentrace O_3 na koncentraci NO_x a naopak citlivost na koncentraci těkavých organických látek (Song et al., 2011). Uvnitř depozitáře je pak průběh průměrných denních chodů koncentrace NO_x podobný jako venku.

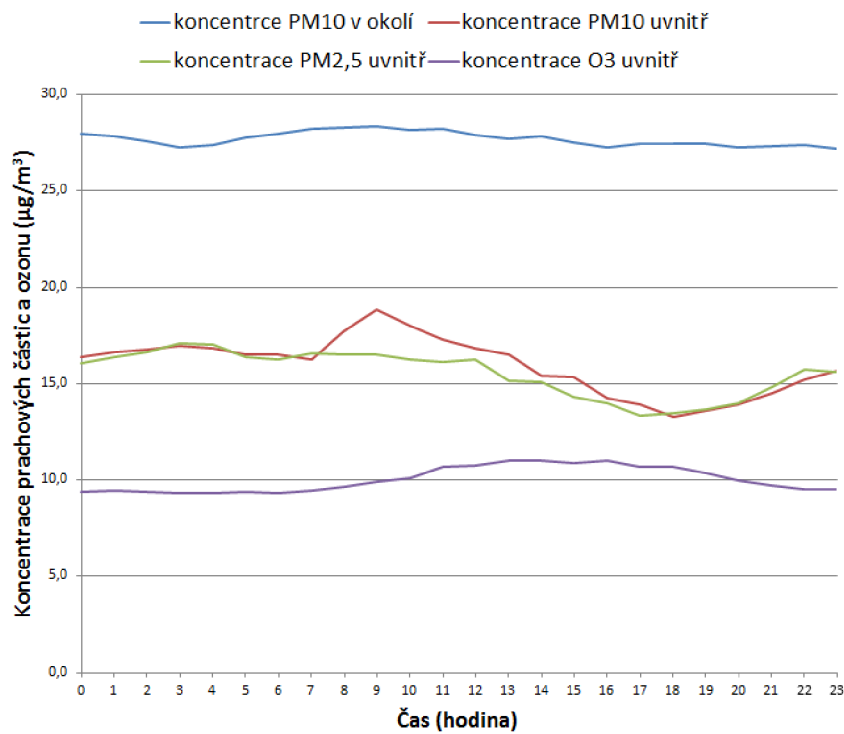
Z průměrných průměrných denních chodů vnitřních koncentrací prachových částic a O_3 nevyplývá, že by měly koncentrace O_3 uvnitř depozitáře vliv na sekundární emise

aerosolových částic. Tato skutečnost může být dána absencí znečišťujících látek potřebných k reakcím, které sekundární emise vyvolávají.

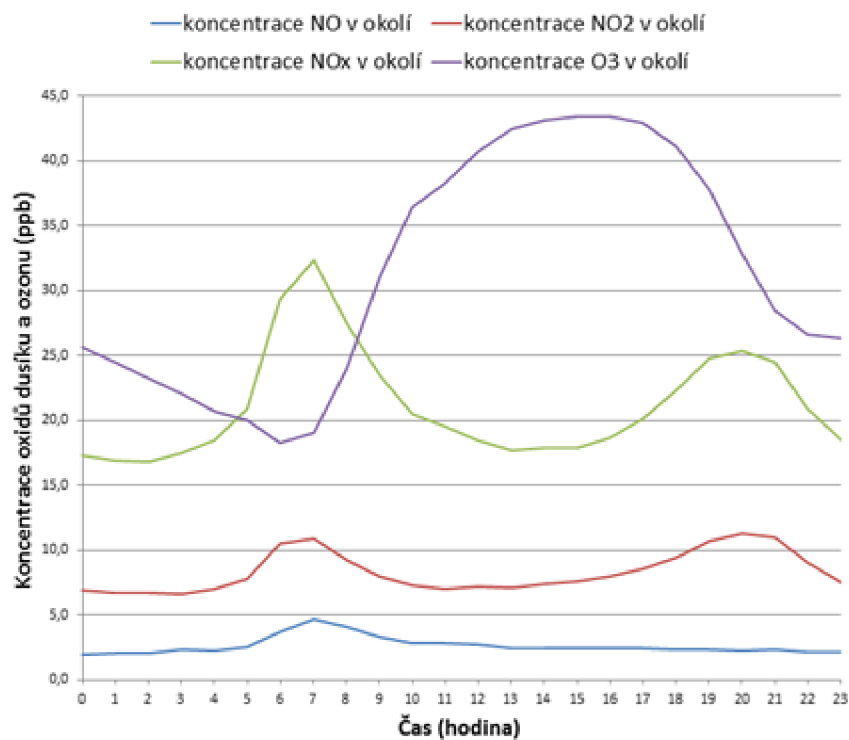
A)



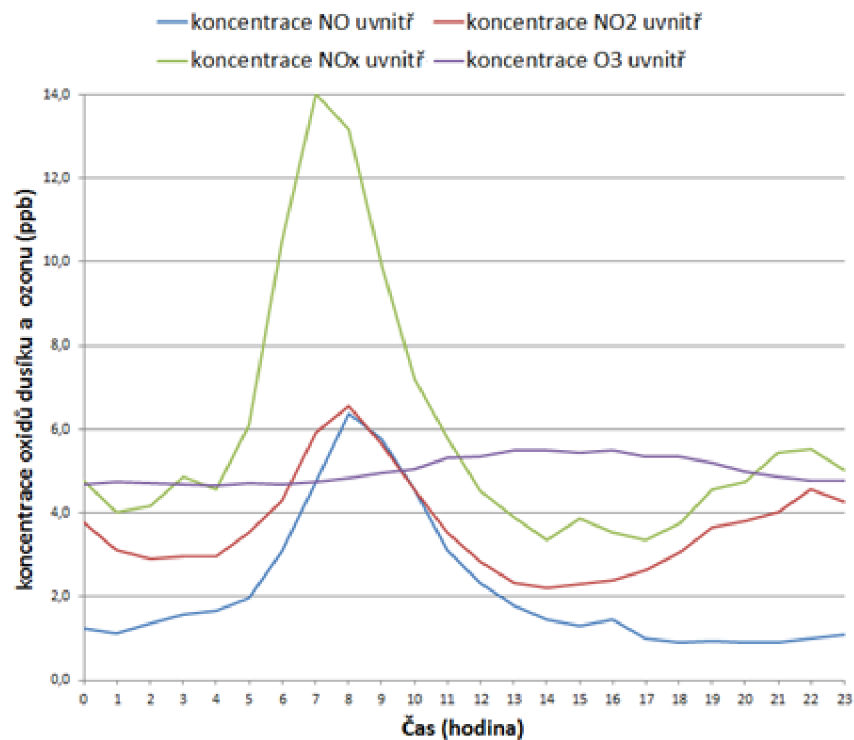
B)



C)



D)



Obr. 11.1 A) Průměrný denní chod (SELČ) koncentrací A) oxidů dusíku a ozonu uvnitř a v okolí, B) prachových částic uvnitř a v okolí a ozonu uvnitř, C) oxidů dusíku a ozonu v okolí, D) oxidů dusíku a ozonu uvnitř deponitáře Knihovny SZM v období 12. 3. – 4. 5. 2015 (Zapletal, Schejbal, 2016).

Fotochemický smog má negativní vliv na zdraví obyvatelstva měst, protože způsobuje respirační potíže, dráždění sliznic, rohovky a spojivek oka, může způsobit zvýšený výskyt onkogenních onemocnění, protože obsahuje benzo-a-pyren a další PAH. Přízemní O_3 má vliv na vegetaci, protože omezuje fotosyntézu, poškozují rostlinné tkáně. Vysoké koncentrace O_3 způsobují škody na zemědělských plodinách. Nezanedbatelný negativní vliv mají látky obsažené v tomto smogu na materiály (degradace plastů, oxidace kovů, atd.).

Fotochemický smog je dlouhodobý městský problém a zahrnuje také velké obydlené a průmyslové oblasti v Evropě. Přízemní O_3 je neviditelný, ale částice aerosolu, které rozptylují sluneční záření, jsou odpovědné za bělavý zákal spojený se smogem. Vzhledem k tomu, že se O_3 vytváří v atmosféře je často větrem přenášen z městských oblastí do lesní a zemědělské krajiny, kde jsou koncentrace přízemního O_3 často vyšší než v samotných městech.

12. Závěr

V učebním textu není věnovaná samostatná kapitola problematice klimatické změny, nicméně vztah mezi vybranými látkami znečišťujícími ovzduší (např. ozonem, VOC, aerosoly) a změnou klimatu byl v předcházejících kapitolách popsán. Znečišťující látky v ovzduší významně přispívají ke změně klimatu, o tom není sporu, avšak tento environmentální problém není dodnes dostatečně prozkoumán, není ujasněna úloha jednotlivých polutantů. I když se vědci touto problematikou dlouhodobě zabývají, poznatky z tohoto výzkumu se dosud dostatečně neprojeví v environmentální politice jednotlivých zemí.

Mezi typem a množstvím záření dopadajícího na Zemi a vyzařovaného ze Země do prostoru jsou rozdíly. Krátkovlnné světelné záření ze Slunce prochází atmosférou, dlouhovlnné tepelné záření Země je pohlcováno tzv. radiačně aktivními neboli skleníkovými plyny. Udržování teplotní rovnováhy na Zemi je velmi komplikovaný proces, který se mění s režimem dne a noci, ročních období a se zeměpisnou polohou. CO₂ je jedním z nejdůležitějších skleníkových plynů, ale mezi významné skleníkové plyny patří také CH₄ a přízemní O₃, jehož úloha v znečištění ovzduší a klimatické změně byla podrobně popsána v předcházejících kapitolách. Uhlíkové aerosolové částice, které absorbují světlo, mají také významný oteplovací účinek. CH₄, O₃ spolu s uhlíkovými aerosolovými částicemi mají srovnatelné oteplovací účinky jako CO₂. Snížení koncentrace těchto látek znečišťujících ovzduší by tak pro změnu klimatu bylo velmi přínosné. Na druhé straně sírany v aerosolu a organické aerosoly, které pochází ze spalování fosilních paliv, mohou přímo odrážet záření a tím kompenzovat oteplování. Nicméně tato úloha aerosolů v klimatické změně je stále ještě nedostatečně vědecky prozkoumána. Ještě méně jisté je nepřímé radiační působení antropogenních aerosolů při tvorbě mraků, ale může být také významné. Rozptýlené aerosoly tak mohly kompenzovat významnou část oteplení, které bylo způsobeno nárůstem koncentrace skleníkových plynů v průběhu minulých dvou století.

Proto je výzkum a monitorování aerosolů a kyselá atmosférická depozice významnou součástí environmentální politiky. Globální klimatické změny mají potenciál zvětšit znečištění ovzduší tím, že zvyšují teplotu Země, což následně může například přispívat k tvorbě troposférického O₃. Očekává se, že změna klimatu způsobí více lesních požárů a prachové bouře, které mohou způsobit vážné problémy s kvalitou ovzduší.

Neúplně jasná je úloha stromů v klimatické změně. Samozřejmě úloha stromů při odnímání CO₂ z ovzduší je nezpochybnitelná. Na druhé straně isopren, který je emitován stromy, může mít zprostředkovaně oteplovací účinek. Reaguje s oxidy dusíku za vzniku O₃, který je potenciální skleníkový plyn. Isopren má však také ochlazovací účinek při tvorbě aerosolových částic, které odrážejí sluneční záření.

Problematiku znečištění ovzduší a změny klimatu bychom měli tedy zkoumat zároveň, protože tento přístup posiluje rozvoj environmentálních politik a přináší výhody v obou oblastech.

Literatura

Ahlstrom, A., Schurgers, G., Arneth, A., Smith, B., 2012. Robustness and uncertainty in terrestrial ecosystem carbon response to CMIP5 climate change projections. *Environ. Res. Lett.* 7(4) <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044008>.

Amann, M., 1990. Energy use, emissions, and abatement costs. In: *The RAINS model of acidification. Science and strategies in Europe* (eds. J. Alcamo, R. Shaw and L. Hordjik). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 61-113.

Amann, M., 2012. Future emissions of air pollutants in Europe - Current legislation baseline and the scope for further reductions, TSAP Report #1, Version 1.0, DG-Environment, European Commission, Belgium, produced under Service contract on Monitoring and Assessment of Sectorial Implementation Actions (ENV.C.3/SER/2011/0009) (available at: [http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms MitigationofAirPollutionandGreenhousegases/TSAP-BASELINE-20120613.pdf](http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/MitigationofAirPollutionandGreenhousegases/TSAP-BASELINE-20120613.pdf)).

Andersson, C., Engardt, M., 2010. European ozone in a future climate: Importance of changes in dry deposition and isoprene emissions, *J. Geophys. Res.-Atmos.*, 115, D02303. doi:10.1029/2008JD011690.

Arneth, A., Monson, R.K., Schurgers, G., Niinemets, Ä, Palmer, P.I., 2008. Why are estimates of global terrestrial isoprene emissions so similar (and why is this not so for monoterpenes)? *Atmos. Chem. Phys.* 8(16), 4605-4620. www.atmos-chem-phys.net/8/4605/2008/.

Atkinson, R. et al., 1990. Rate constants for the gas phase reactions of ozone with a series of monoterpenes and related compounds. *International Journal of Chemical Kinetics* 22, 871 - 887.

Avnery, S., Mauzerall, D.L., Liu, J., Horowitz, L.W., 2011. Global crop yield reductions due to surface ozone exposure: 1. Year 2000 crop production losses and economic damage. *Atmos. Environ.* 45(13),2284-2296 <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.045>. (16), 4605-4620. www.atmos-chem-phys.net/8/4605/2008/.

Battarbee, R. W., 1984. Diatom analysis and the acidification of lakes. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* B305, 451-457, 1984.

Beniston, M., 2004. The 2003 heat wave in Europe: A shape of things to come? an analysis based on Swiss climatological data and model simulations. *Geophys. Res. Lett.* 31,L02202. [http:// dx.doi.org/10.1029/2003GL018857](http://dx.doi.org/10.1029/2003GL018857).

Bettelheim, J., Littler, A., 1979. Historical trends of sulphur oxide emissions in Europe since 1865. CEEB Report PL-GS E/1/79. London, UK.

Binkley, D., Glardina, C., 1988. Why do tree species affects soil?. *The Warp and Woot of tree-soil interactions. Biogeochemistry* 42, 1988, p. 89-106.

Binkley, D., Driscoll, C.T., Allen, H.L., Schoeneberger, P. McAvoy, D., 1989. Acidic deposition and forest soil: context and case studies of southeastern United States. Springer-Verlag, New York, 1989, p.149.

Bolin, B. (ed.), 1972. Sweden's case study for the UN Conference on the Human Environment: Air pollution on across national boundaries. The impact on the environment of sulphur in air and precipitation. Norstedt and sons, Stockholm, 1972.

Breemen, N. van, Burrough, P.A., Velthorst, E.J., Dobben, H.F. van, Wut, T. de, Ridder, T.B., Reinders, H.F.R., 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature* 299, 548-550.

Brimblecombe, P., 1987. The Big Smoke. A history of air pollution in London since medieval times. Methuen, London and New York, ISBN 0-416-90080-1, pp. 185.

Brook, J.R., Zhang, L., Di-Giovanni, F., Padro, J., 1999. Description and evaluation of a model of deposition velocities for routine estimates of air pollutant dry deposition over North America. Part I: model development. *Atmospheric Environment* 33, 5037-5051.

Brydges, T. G., Wilson, R. B., 1991. Acid rain since 1985 - times are changing. In: Acid deposition, Its nature and impacts. Proc. Roy. Soc. (edited by Last and Watling). Edinburgh 97,1-15.

Buck, A.L., 1981. New equations for computing vapour pressure. *Journal of Applied Meteorology* 20, 1527-1532.

Buzorius, G., Kalogiros, J., Varutbangkul, V., 2006. Airborne aerosol flux measurement with eddy correlation above ocean in coastal environment. *Journal of Aerosol Science* 37, 1267-1286 (2006).

Carslaw, K.S., Lee, L.A., Reddington, C.L., Pringle, K.J., Rap, A., Forster, P.M. et al., 2013. Large contribution of natural aerosols to uncertainty in indirect forcing. *Nature*, 503(7474),67-71. <http://dx.doi.org/10.1038/nature12674>.

Cassel, T., Trzepla-Nabaglo, K., Flocchini, R., 2002. PM10 emission Factors for Harvest and Tillage of Row Crops. University of California at Davis, CA 95616 (2002).

Charlson, R. J., Schwartz, S. E., Hales, J. M., Cess, R. D., Coakley, J. A., Jr., Hansen, J. E., Hofmann, D. L., 1992. Climate forcing by anthropogenic aerosols. *Science* 25, 423-430.

Cieslik, S., 2004. Ozone uptake by various surface types: a comparison between dose and exposure. *Atmospheric Environment* 38, 2409-2420.

CLRTAP, 2011. Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Available and continuously updated at www.icpmapping.org).

Colette, A., Bessagnet, B., Vautard, R., Szopa, S., Rao, S., Schucht, S. et al., 2013. European atmosphere in 2050, a regional air quality and climate perspective under CMIP5 scenarios. *Atmos. Chem. Phys.* 13(15), 7451-7471. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-13-7451-2013> <http://www.atmos-chem-phys.net/13/7451/2013/>.

Coyle, M., Smith, R. I., Stedman, J. R., Weston, K. J., Fowler, D., 2002. Quantifying the spatial distribution of surface ozone concentration in the UK. *Atmospheric Environment* 36, 1013–1024.

Coyle, M., Fowler, D., Ashmore, M., 2003. New directions: Implications of increasing tropospheric background ozone concentrations for vegetation. *Atmospheric Environment* 37 (1), 153-154.

ČHMÚ, 1999. Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 1998. Český hydrometeorologický ústav, Praha.

ČHMÚ, 2008. Informační systém kvality ovzduší. Praha 2008.

ČHMÚ, 2003. Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2002. Český hydrometeorologický ústav, Praha, ČR.

Demuzere, M., Trigo, R. M., Vila-Guerau de Arellano, J., van Lipzig, N. P. M., 2009. The impact of weather and atmospheric circulation on O₃ and PM₁₀ levels at a rural mid-latitude site, *Atmos. Chem. Phys.* 9, 2695–2714, doi:10.5194/acp-9-2695-2009, 2009.

Deventer, M. J., Griessbaum, F., Klemm, O., 2013. Size-resolved flux measurement of sub-micrometer particles over an urban area. *Meteorologische Zeitschrift, Fast Track* DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0441 (2013).

Dollard, G.J., Jones, B.M.R., Davies, T.J., 1990. Dry deposition of HNO₃ and PAN. AERE-Report R13780. Harwell, Oxfordshire, UK.

Dorsey, J. R., Nemitz, E., Gallagher, M. W., Fowler, D., Williams, P.I., Bower, K.N., Beswick, K.M., 2002. Direct measurements and parameterisation of aerosol flux, concentration and emission velocity above a city. *Atmospheric Environment* 36, 791–800 (2002).

Driscoll, C. T., Lawrence G. B., Bulger A. J., Butler T. J., Cronan, C. S., Eager, C., Lambert, K. F., Likens, G. E., Stoddard, J. L., Weathers, K. C., 2001. Acidic deposition in the Northeastern U.S.: Sources and inputs, ecosystem effects, and management strategies. *BioScience* 51, 3, 2001.

Dutchak, S., Ilyin, I., 2002. Modelling deposition Fields of lead and Cadmium for critical load exceedance estimates. In: Hetteling, J.P., Slootweg, J., Posch, M., Dutchak, S., Ilyin, I., Preliminary Modelling and Mapping of critical loads for cadmium an lead in Europe. RIVM report n. 2591010111/2002. Bilthoven.

Duyzer, J.H., Fowler, D., 1993. Dry deposition of nitrogen oxides. Paper presented at the Workshop on deposition of atmospheric pollutants. Göteborg, 3-6 Nov.1992.

Dyer, A.J., Hicks, B.B., 1970. Flux-gradient relationships in the constant flux layer. *Quart. J. of the Royal Met. Soc.* 96, 715.

EEA, 2000. Corine land cover 2000 vector by country (CLC2000). Vector for the Czech Republic. European Environmental Agency data service. <http://dataservice.eea.eu.int/>.

EEA, 2005. CORINE Land Cover vector by country. European Environmental Agency data service, 2005. (<http://dataservice.eea.eu.int>)

EP, 2002. Směrnice Evropského Parlamentu a Rady 2002/3/ES ze dne 12. února 2002 o ozonu ve vnějším ovzduší.

Ellenberg, H., 1996. Botanical aspects of landscape ecology with outlooks on forest dieback. *Progress in Botany* 57, 1-16.

EMEP, 2002. Transboundary acidification and eutrophication and ground level ozone in Europe. EMEP Status Report 2002, Joint CCC & MSC-W Report, July 2002. Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway, 2002. (<http://www.emep.int>)

Emberson, L.D., Simpson, D., Tuovinen, J.-P., Ashmore, M.R., Cambridge, H.M., 2000a. Towards a Model of Ozone Deposition and Stomatal Uptake over Europe. EMEP MSC-W Note 6/2000, pp.1 – 57.

Emberson L.D., Ashmore M.R., Cambridge H., Simpson D., Tuovinen J.-P., 2000b. Modelling stomatal ozone flux across Europe. *Environmental Pollution* 109, 403-414.

Emberson L.D., Wieser, G., Ashmore M.R., 2000c. Modelling of stomatal conductance and ozone flux of Norway spruce: comparison with field data. *Environmental Pollution* 109, 393-402.

Eriksson, E., 1954. Report of an informal conference on atmospheric chemistry held at the Meteorological Institute, University of Stockholm, 24 -26 May 1954. *Tellus* 6 (1954), 302-307.

Erismann, J.W., Vermetten, A.W.M., Asman, W.A.H., Slanina, J., Waijers-Ijpelaar, A., 1988. Vertical distribution of gases and aerosols: the behaviour of ammonia and related components in the lower atmosphere. *Atmospheric Environment* 22, 1153-1160.

Erismann, J. W., Leeuw, F. A. A. M. de, Aalst, R. M. van, 1989. Deposition of the Most Acidifying Components in the Netherlands During the Period 1980-1986. *Atmospheric Environment* 23, 1051-1062.

- Erismann, J.W., 1992. Atmospheric deposition of acidifying compounds in the Netherlands. Ph. D. Thesis, Utrecht University, The Netherlands. Acidic Precipitation, Vol. 3. (edited by Lindberg, Page, Norton). Springer-Verlag, New York.
- Erismann, J. W., Draaijers, G. P. J., 1995. Atmospheric Deposition in Relation to Acidification and Eutrophication. Elsevier Science B. V., Amsterdam, 1995.
- Finlayson-Pitts, B.J., Pitts, J.M., 1986. Atmospheric chemistry. John Wiley and sons, New York.
- Fjeld, B., 1976. Forbruk av fossil brensel i Europa og utslipp av SO₂ i perioden 1900-1972(Consumption of fossil fuels in Europe and Emission of SO₂ during the period 1900-1972). Teknisk Notat No. 1/76. Norwegian Institute for Air Research (NILU), Kjeller, Norway.
- Foken, T., Wichura, B., 1996. Tools for quality assessment of surface-based flux measurements. Agricultural and Forest Meteorology 78, 83–105.
- Fowler, D., Duyzer, J., 1989. Micrometeorological techniques for the measurement of trace gas exchange. In: Andrea, M.O., Schumel, D.S. (Eds.), Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere, Wiley, London, pp. 189-207.
- Fowler, D, Smith, R.I., Coyle, M., Weston, K.J., Davies, T.D., Ashmore, M.R. and Brown, M.,1995. Quantifying the fine scale (1 km x 1 km) exposure and effects of ozone. Part 1. Methodology and application for effects on forests. Water, Air, and Soil Pollution 85, 1479-1484.
- Frick, G. M, Hoppel W. A., 1993. Airship measurements of aerosol size distributions, cloud droplet spectra, and trace gas concentrations in the marine boundary layer, Bulletin American Meteor. Soc. 74, 2195-2202.
- Fuhrer, J., Skarby, L., Ashmore, M.R., 1997. Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe. Environmental Pollution 97, 91–106.
- Fuhrer, J., Acherman, B. (eds.), 1999. Critical Levels for Ozone - Level II. A UN ECE workshop report. Gerzensee, Switzerland, 11-15 April 1999. Environmental Documentation No. 115. Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape (SAEFL). Berne, 1999.
- Gerosa, G., Finco, A, . Mereu, S., Marzuoli, R., Ballarin-Denti, A., 2009. Interactions among vegetation and ozone, water and nitrogen fluxes in a coastal Mediterranean maquis ecosystem. Biogeosciences Discuss. 6, 1453–1495.
- Goossens, D., Riksen, M., 2004. Preface. In: Wind Erosion and Dust Dynamics: Observations, Simulations, Modelling (Eds. D. Goossens and M. Riksen). ESW Publications, Wageningen, 2004, pp. 7-13 (2004).

Grennfelt, P. (eds.), 1984. Ozone. Proceedings of an international workshop on the evaluation and assessment of the effects of photochemical oxidants on human health, agricultural crops, forestry, materials and visibility: Gothenburg, February 29 – March 2, 1984. Gothenburg: Swedish Environmental Research Institute. Document No. IVL-EM 1570.

Harmens, H., Mills, G., Emberson, L. D., Ashmore, M.R., 2007. Implications of climate change for the stomatal flux of ozone: A case study for winter wheat. *Environmental Pollution* 146, 763-770.

Heij, G. J., Schneider, T., 1991. Final report, dutch Priority Programme on Acidification, Second Phase. Report No. 200-09. National Institute of Public Health and Environmental protection, Bilthoven, The Netherlands, 1991.

Hicks, B.B., Baldocchi, D.D., Meyers, T.P., Hosker, Jr.R.P. and Matt, D.R., 1987. A preliminary multiple resistance routine for deriving dry deposition velocities from measured quantities, *Water, Air, and Soil Pollut.* 36, 311-330.

Hinz, T., 2004. Agricultural PM10 emission from plant production. Proceedings of the PM Emission Inventories Scientific Workshop (2004).

Hov, O., Allegrini, I., Beilke, S., Cox, R.A., Eliassen, A., Elshout, A.J., Gravenhorst, G., Penkett, S.A., Stern, R., 1987. Evaluation of atmospheric processes leading to acid deposition in Europe. Report 10, EUR 11441, CEC, Brussels.

Hovorka J., Leoni C., Docekalova V., Ondráček J., Zíková N., 2016. Aerosol Distribution in The Planetary Boundary Layer Aloft a Residential Area, IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science, 44, 052017 (2016)

Hruška, J., et Cienciala, E. (eds.), 2001. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví, Ministerstvo životního prostředí, Praha.

Hummelshoj, P., 1994. Dry deposition of Particles and Gases', Risoe-R-656 (EN). Risoe National Laboratory, Denmark, 110 pp.

Hůnová, I., 2003. Atmosférická depozice. In: Aktuální otázky znečištění ovzduší. Ed. Braniš, M. Univerzita Karlova. Praha, 2003.

Hůnová, I., Šantroch, J., Ostatnická, J., 2004. Ambient air quality and deposition trends at rural stations in the Czech Republic during 1993-2001. *Atmospheric Environment* 38, 887-898.

Chappelka, A. H., Freer-Smith P. H., 1995. Predisposition of trees by air pollutants to low temperatures and moisture stress. *Environmental Pollution* 87, 105–117.

ICP Vegetation, 2009. Flux-based assessment of ozone effects for air pollution policy. ICP Vegetation Expert Panel Meeting, 9 – 12 November, 2009, JRC-Ispra, Italy.

ICP Vegetation, 2010. Minutes of the 23rd Task Force Meeting. ICP Vegetation 23rd Task Force Meeting, 1 – 3 February, 2010, Tervuren, Belgium.

IPCC, 2001. Climate change 2001: The scientific basis. In: Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Nougier, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A. (Eds.), Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge and New York.

Jarvis, P. G., James, G. B., Landsberg, J. J., 1976. Coniferous forest. In: Monteith J.L. (Ed.), *Vegetation and the Atmosphere*, Vol. 2., Academic Press London, pp. 171-240.

Järvi, L., Rannik, Ü, Mammarella, I., Sogachev, A., Aalto, P. P., Keronen, P., Siivola, E., Kulmala, M., Vesala, T., 2009. Annual particle flux observations over a heterogeneous urban area. *Atmos. Chem. Phys.* 9, 7847–7856 (2009).

Johnson, D. W., Cresser, M. S., Nilsson, S. I., Turner, J., Ulrich, B., Binkley, D., Cole, D. W., 1991. Soil changes in forest ecosystems: Evidence for and probable causes. *Proc. Of the Royal Society of Edinburgh* 97B, 81-116.

Kaur, S., Nieuwenhuijsen, M. J., Colvile, R. N., 2005. Pedestrian exposure to air pollution along a major road in Central London, UK. *Atmospheric Environment* 39, 7307–7320 (2005).

Klingberg, J., Engardt, M., Karlsson P.E., Langner, J., Pleijel, H., 2014. Declining ozone exposure of European vegetation. *Biogeosciences* 11, 5269–5283, www.biogeosciences.net/11/5269/2014/ doi:10.5194/bg-11-5269-2014

Kumar, P., Fennell, P., and Britter, R., 2008. Measurements of particles in the 5–1000 nm range close to road level in an urban street canyon, *Sci. Total Environ.* 390, 437–447.

Knozová, G., Skeřil, R., 2011. Koncentrace tuhých částic v ovzduší v bezsrážkových epizodách. In: Středová, H., Rožnovský, J., Litschmann, T. (eds): *Mikroklima a mezoklima krajinných struktur a antropogenních prostředí*. Skalní mlýn, 2. – 4.2. 2011.

Lagzi, I., Mészáros, R., Horváth, L., Tomlin, A., Weidinger, T., Turányi, T., Ács, F. and Haszpra, L., 2004. Modelling ozone fluxes over Hungary. *Atmospheric Environment* 38, 6211-6222.

Langner, J., Bergström, R., Foltescu, V., 2005. Impacts of climate change on surface ozone and deposition of sulphur and nitrogen in Europe. *Atmospheric Environment* 39, s. 1129-1141.

Langner, J., Engardt, M., Baklanov, A., Christensen, J. H., Gauss, M., Geels, C. et al., 2012. A multi-model study of impacts of climate change on surface ozone in Europe. *Atmos. Chem. Phys.* 12(21),10423-10440 <http://dx.doi.org/10.5194/acp-12-10423-2012> <http://www.atmos-chem-phys.net/12/10423/2012/>.

- Langner, J., Engardt, M., and Andersson, C. 2012a. European summer surface ozone 1990–2100, *Atmos. Chem. Phys.* 12, 10097–10105, doi:10.5194/acp-12-10097-2012.
- Leoni C., Hovorka J., Dočekalová V., Cajthaml T., Marvanová S., 2016. Source impact determination using airborne and ground measurements of industrial plumes, *Environmental Science & Technology* 50, 9881-9888.
- Lerdau, M. et al., 1994. Monoterpene emission from ponderose pine. *Journal of Geophysical Research* 99, 16,609 - 16,615.
- Logan, J.A., Staehelin, J., Megretskaia, I.A., Cammas, J.P., Thouret, V., Claude, H. et al., 2012. Changes in ozone over Europe: analysis of ozone measurements from sondes, regular aircraft (MOZAIC) and alpine surface sites. *J. Geophys. Res. Atmos.* 117(9),D09301.
- Loibl, W., Winiwarter, W., Kopsca, A., Zueger, J. and Bauman, R., 1994. Estimating the spatial distribution of ozone concentrations in complex terrain. *Atmospheric Environment* 28, 2557-2566.
- Longley, I. D., Gallagher, M. W., Dorsey, J. R., Flynn, M., 2004. A case study of fine particle concentrations and fluxes measured in a busy street canyon in Manchester, UK. *Atmospheric Environment* 38, 3595–3603 (2004).
- Lomský B., Hynek V., Pasuthová J., Šrámek V., Uhlířová H., 1996. Poškození lesních porostů v Krušných horách po zimě 1995/96. [Forests Damage in the Ore Mountains after Winter 1995/1996.] *Jíloviště-Strnady, VÚLHM*, 25.
- Lomsky B., Šrámek V., 1999. Damage of the forest stands in the Ore Mts. during period 1995–1997. *Journal of Forest Science* 45,169–180.
- Manion, P.D., 1981. *Tree disease concepts*. Englewood Cliffs, N.Y., 1981, 367 p.
- Martin, C. L., Longley, I. D. Dorsey, J. R., Thomas, R. M., Gallagher, M. W., Nemitz, E., 2009. Ultrafine particle fluxes above four major European cities. *Atmos. Environ.* 43, 4714–4721.
- Materna et al., 1969. Výsledky měření koncentrace kysličníku siřičitého v lesích Krušných hor (Result of measurement of SO₂ concentration in the Erzgebirge). *Ochrana ovzduší* 6, 84-92.
- Materna, J., 1985. Luftverunreinigungen and Waldsch den (Air pollution and damage to forest) In: *Symposium uber Umweltschutz - eine internationale Aufgabe Prag 13 - 15 Marz 1985 (Symposium on Environmental Protection - An International Responsibility, Prague 13 - 15 March 1985)*, VDI - Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf, 1985.
- Materna, J., Mejstřík, V., 1987. *Zemědělství a lesní hospodářství v oblastech se znečištěným ovzduším*, SZN Praha. Praha, 1987.

Meyers T. P., Baldocchi, D.D., 1988. A comparison of models for deriving dry deposition fluxes of O₃ and SO₂ to a forest canopy. *Tellus* 40B, 270-284.

Mikkelsen, T.N., Ro-Poulsen, H., Hovmand, M.F., Hummelshoj, P., Jensen, N.O., 1996. Carbon and water balance for a mixed forest stand in relation to ozone uptake, in: Kärenlampi, L., Skärby, L. (Eds.), *Critical Levels for ozone in Europe: Testing and Finalising the Concepts (UN-ECE Workshop Report)*, University of Kuopio, Kuopio, Finland, pp. 269-274.

Mikkelsen, T.N., Ro-Poulsen, H., Hovmand, M.F., Jensen, N.O., Pilegaard, K., Egelov, A.H., 2004. Five-year measurements of ozone fluxes to a Danish Norway spruce canopy. *Atmospheric Environment* 38, 2361-2371.

Miller, J.M., de Pena, R.G. (1972): Contribution of scavenged sulfur dioxide to the sulfate content of rain water. *J. Geophys. Res.* 77,30, 5905-5916.

Mills, G., et al., 2007. A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural crops. *Atmospheric Environment* 41, 2630-2643.

Milthorpe, F.L. and Moorby, J., 1974. *An introduction to Crop Physiology*. Cambridge University Press.

Mintz, Y., Walker, G.K., 1993. Global field of soil moisture and land surface evapotranspiration derived from observed precipitation and surface air temperature. *Journal of Applied Meteorology* 32, 1305-1334.

Moeng, C. H., Wyngaard J. C., 1984. Statistics of Conservative Scalars in the Convective Boundary Layer. *Journal of the Atmospheric Sciences* 41(21), 3161-3169. DOI: 10.1175/1520-0469(1984)041<3161:SOCSIT>2.0.CO;2

Monks, P., Granier, C., Fuzzi, S., Stohl, A., Williams, M., Akimoto, H. et al., 2009. Atmospheric composition change — global and regional air quality. *Atmos. Environ.* 2009, 43,5268-5350. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.08.021>.

Moss, R. H., Edmonds, J. A., Hibbard, K. A., Manning, M. R., Rose, S. K., van Vuuren, D. P., Carter, T. R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G. A., Mitchell, J. F. B., Nakicenović, N., Riahi, K., Smith, S. J., Stouffer, R. J., Thomson, A. M., Weyant, J. P., Wilbanks, T. J., 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment.

Mrkva, R., 2000. Chřadnutí dřevin jako významný a očekávaný problém ochrany lesa. *Les-nická práce, roč.79 (2000) č.6*, 246- 249.

Mrkva, R. (2004): "Škody exhalacemi" ve světle současných názorů na příčiny chřadnutí a hy-nutí lesa. *3t Teplo, Technika, Teplárenství*, 1 (2004), 17-21.

Muniz, I. P., 1984. The effects of acidification on scandinavian freshwater fish fauna. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* B305, 517-528.

Muniz, I. P., 1991. Freshwater acidification: Its effects on species and communities of freshwater microbes, plants and animals. Proc. Of the Royal Society of Edinburgh 97B, 227-254.

Mylona, S., 1996. Sulphur dioxide emissions in Europe 1880–1991 and their effect on sulphur concentrations and depositions, Tellus 48B, 662–689.

MŽP ČR, 1996. Směrnice pro kvalitu ovzduší v Evropě. Ministerstvo životního prostředí České republiky, Praha.

MŽP, 2015. Národní program snižování emisí. MŽP, Praha 2015.

Nakicenović, N. et al., 2000. Special Report on Emissions Scenarios, Cambridge University Press, 959 s.

NEG-TAP, 2001. Transboundary Air Pollution: Acidification, Eutrophication and Ground-Level Ozone in the UK. NEG-TAP, Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh, 2001. 314 s.

Nemitz, E., Jimenez, J. L., Huffman, J. A., Ulbrich, I. M., Canagaratna, M. R., Worsnop, D. R., and Guenther, A. B., 2008. An eddy covariance system for the measurement of surface/atmosphere exchange fluxes of submicron aerosol chemical species – First application above an urban area, Aerosol Sci. Technol. 42, 636–657.

Nowak, D. J., 1994. Air pollution removal by Chicago's urban forest. General technical report NE-186. In: McPherson, E.G. (Ed.), Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. United States Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experimental Station, Randnor, PA, pp. 63–81.

Odén, S., 1967. Stockholm Newspaper, Dagens Nyheter, October 24, 1967.

Odén, S., 1968. The acidification of air precipitation and its consequences in natural environment. Ecology committee Bulletin, 1, Swedish National Science Research Council. Stockholm, 1968.

Oettl, D., Funk, R., Sturm, P., 2005. PM emission factors for farming activities. In: Proceedings of the 14th International Conference "Transport and Air Pollution" 2005, Graz (Austria) (2005).

Palmgren, F., Berkowicz, R., Ziv, A., Hertel, O., 1999. Actual car fleet emissions estimated from urban air quality measurements and street pollution models, Sci. Total Environ. 235, 101–109, 1999.

Pio, C.A., Harrison, R.M., 1987. The equilibrium of ammonium chloride aerosol with gaseous hydrochloric acid and ammonia under tropospheric conditions. *Atmospheric Environment* 21, 1243-1246.

Pitts, B.J., Pitts, J.M., 1986. *Atmospheric chemistry*. John Wiley and Sons, New York.

Platis, A., Altstädter, B., Wehner, B., Wildmann, N., Lampert, A., Hermann, M., Birmili, W., Bange, J., 2016. An observational case study on the influence of atmospheric boundary-layer dynamics on new particle formation, *Boundary-Layer Meteorol* 158, 67–92.

Pokorná P., Hovorka J., Klán M., Hopke P. K., 2015. Source apportionment of size resolved particulate matter at a European air pollution hot spot, *Science of the Total Environment* 502, 172-183.

PORG, 1997. *Ozone in the United Kingdom 1997*. Fourth Report of the United Kingdom Photochemical Oxidants Review Group, Department of the Environment, London.

Posh, M., Smet, P. A. M. de, Hettelingh, J. P., Downing, R. J. (eds.), 1995. *Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe - Status Report 1995*, RIVM Report No. 259101004, Coordination Centre for Effects, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands, 1995.

Posh, M., Hettelingh, J. P., Smet, P. A. M. de, Downing, R. J. (eds.), 1997. *Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe - Status Report 1997*, RIVM Report No. 259101007, Coordination Centre for Effects, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands, 1997.

Posh, M., Smet, P. A. M. de, Hettelingh, J. P., Downing, R. J. (eds.), 1999. *Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe - Status Report 1999*, RIVM Report No. 259101009, Coordination Centre for Effects, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands, 1999.

Posch, M., Hettelingh, J. P., Smit, J., Downing, R. J. (eds.), 2003. *Modelling and Mapping of Critical Thresholds in Europe*. CCE Status Report 2003, ICP M²M Coordination Center for Effects, RIVM Report No. 259101013, Bilthoven, 2003.

Preteš, J., 2001. *Předpoklady výskytu zvýšené sekundární prašnosti*. ČHMÚ Praha, 2001.

Pul, W.A.J. van, Jacobs, A. F. G., 1994. The conductance of a maize crop and the underlying soil to ozone under various environmental conditions. *Boundary-layer Met.* 69, 83-99.

Rafaj, P., Schopp, W., Russ, P., Heyes, C., and Amann, M., 2013. Cobenefits of post-2012 global climate mitigation policies, *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change* 18, 801–824.

Robertson, L., Langner, J., and Engardt, M., 1999. An Eulerian limited-area atmospheric transport model, *J. Appl. Meteorol.* 38, 190– 210.

Romps, D. M., 2017. Exact expression for the lifting condensation level. *Journal of the Atmospheric Sciences* 74, 3891 – 3900. DOI: 10.1175/JAS-D-17-0102.1 (<http://romps.berkeley.edu/pubs/pubs-2016-lcl.html#pubs-2016-lcl-code>, kód pro Matlab)

Rost-Siebert, K., 1985. Untersuchungen zur H und Al-Ionen Toxizität an Keimpflanzen von Fichte und Buche in Losungskultur. *Ber Forschungszentr Waldkosyst Univ. Göttingen*, A:12, 1985.

Ruijgrok, W., Davidson, C.I., Nicholson K.W., 1995. Dry deposition of particles. Implications and recommendations for mapping of deposition over Europe. *Tellus* 47B, 587-601.

Seinfeld, J.H., 1986. *Atmospheric chemistry and physics of air pollution*. John Wiley and Sons, New York.

Seinfeld, J. H. Pandis, S. N., 1997. *Atmospheric Chemistry and Physics*, John Wiley & Sons, Inc.

Schmidt, A. and Klemm, O., 2008. Direct determination of highly size-resolved turbulent particle fluxes with the disjunct eddy covariance method and a 12-stage electrical low pressure impactor, *Atmos. Chem. Phys.* 8, 7405–7417.

Schmid, H. P., 2002. Footprint modeling for vegetation atmosphere exchange studies: a review and perspective. *Agr. For. Meteorol.* 113, 159–183.

Seidling, W., 2000. *Multivariate Statistics within Integrated Studies on Tree Crown Condition in Europe – an overview*. UN ECE, EC, Geneva and Brussels, 2000.

Seidling, W., 2001. *Integrative Studies on Forest Ecosystem Condition. Multivariate Evaluations on Tree Crown Condition for two Areas with distinct Deposition Gradients*. UN ECE, EC and Flemish Community, Geneva, Brussels and Gent, 2001.

Schröder W., Nickel S., Jenssen M., Riediger J., 2015. Methodology to assess and map the potential development of forest ecosystems exposed to climate change and atmospheric nitrogen deposition: A pilot study in Germany. *Science of the Total Environment* 521–522, 108–122.

Simmonds, P.G., Derwent, R.G., Manning, A.L., Spain, G., 2004. Significant growth in surface ozone at Mace Head, Ireland, 1987-003. *Atmospheric Environment* 38, 4769-4778.

Simpson, D., Arneth, A., Mills, G., Solberg, S., Uddling, J., 2014. Ozone - the persistent menace: interactions with the N cycle and climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 9–10, 9–19.

Sisteron, D.L., Bowersox, V.C., Olsen, A.R., Meyers, T.P., Vong, R.L., 1989. *Deposition monitoring: methods and results*. State of Science/Technology Report No. 2. National Acid Precipitation Assessment Program. 1989.

Slanina, J., Keuken, M.P., Arends, B., Veltkamp, A.C., Wyers, G.P., 1990. Report on the contribution of ECN to the second phase of the Dutch Priority Programme on Acidification. ECN, Petten, the Netherlands.

Solberg, S., Hov, O., Sovde, A., Isaksen, I.S.A., Coddeville, P., De Backer, H. et al., 2008. European surface ozone in the extreme summer 2003. *J. Geophys. Res.* 113(D7). <http://dx.doi.org/10.1029/2007JD009098>.

Song, F., Shin, J. Y., Jusino-Atresino, R., Gao, Y., 2011. Relationships among the springtime ground-level NO_x, O₃ and NO₃ in the vicinity of highways in the US East Coast, *Atmospheric Pollution Research* 2, 374–383.

Stelson, A.W., Seinfeld, J.H., 1982. Relative humidity and temperature dependence of the ammonium nitrate dissociation constant. *Atmospheric Environment* 16, 983-992.

Stephen, N.T. , 1970. Fate of sulfur dioxide in a plume. *Diss.Abstr.Int.* B31,1,169.

Sverdrup, H., Warfvinge, P., 1993. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+ K)/Al ratio. Report in ecology and environmental engineering 2:1993, Lund University, 1993.

Thomson, A. M., Calvin, K. V., Smith, S. J., Kyle, G. P., Volke, A., Patel, P., Delgado-Arias, S., Bond-Lamberty, B., Wise, M. A., Clarke, L. E., and Edmonds, J. A., 2011. RCP4.5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100, *Climatic Change* 109, 77–94.

Tørseth, K., Aas, W., Breivik, K., Fjæraa, A.M., Fiebig, M., Hjellbrekke, A.G. et al., 2012. Introduction to the European monitoring and evaluation programme (EMEP) and observed atmospheric composition change during 1972–2009. *Atmos. Chem. Phys.* 12(12), 5447 - 5481. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-12-5447-2012> <http://www.atmos-chem-phys.net/12/5447/2012/>.

Tillmann, R., Mentel, T. F., Kiendler-Scharr, A., Wahner A., 2010. First measurements of aerosols on a ZEPPELIN airship, *Geophysical Research Abstracts* 12, EGU2010-5081(2010).

UBA, 2004. Manual on Methodologies and Criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Texte 52/04, Berlin.

UNECE, 1971. Desulphurization of fuels and combustion gases. In: Proceedings of the 1st Seminar organized by the working party on air pollution problems of UNECE. 16-20 November 1970. ST/ECE/AIR.POLL/1, New York, USA, 1971.

UNECE, 1989. The state of the transboundary air pollution effects and control. *Air pollution studies* 5., ECE/EB.AIR/221, United Nations, New York, USA, 1989.

UNECE, 1999. Preliminary Draft Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-Level Ozone. EB.AIR/WG.5/1999/11. UNECE, 1999.

United States Environmental Protection Agency, 1995. User's guide for the fugitive dust model, volume I: User's instructions. Seattle, WA: United States Environmental Protection, Agency, Region 10. (1995).

Velíšek, J., 2007. Receptorové modelování provedené v rámci projektu MŽP VAV SM 9/14/04 – omezení znečišťujících látek do ovzduší. Příloha časopisu Ochrana ovzduší, 2007.

Van Dingenen, R., Raes, F., Krol, M.C., Emberson, L., Cofala, J., 2009. The global impact of O₃ on agricultural crop yields under current and future air quality legislation. *Atmospheric Environment* 43, 604-618.

Vestreng, V. 2008. European air pollution emission trends – review, validation and application. Dissertation presented for the degree of doctor scientiarum. Department of Geosciences Meteorology and Oceanography Section University of Oslo Norway.

Vingarzan, R., 2004. A review of surface ozone background levels and trends. *Atmospheric Environment* 38, s. 3431-3442.

Voldner, E. C., Barrie, L. A., Sirois, A. 1986. A literature review of dry deposition of oxides of sulphur and nitrogen with emphasis on long-range transport modelling in North America. *Atmospheric Environment* 20, 2101-2123, 1986.

Young, P. J., Archibald, A. T., Bowman, K. W., Lamarque, J.-F., Naik, V., Stevenson, D. S., Tilmes, S., Voulgarakis, A., Wild, O., Bergmann, D., Cameron-Smith, P., Cionni, I., Collins, W. J., Dalsøren, S. B., Doherty, R. M., Eyring, V., Faluvegi, G., Horowitz, L. W., Josse, B., Lee, Y. H., MacKenzie, I. A., Nagashima, T., Plummer, D. A., Righi, M., Rumbold, S. T., Skeie, R. B., Shindell, D. T., Strode, S. A., Sudo, K., Szopa, S., and Zeng, G., 2013. Preindustrial to end 21st century projections of tropospheric ozone from the Atmospheric Chemistry and Climate Model Intercomparison Project (ACCMIP), *Atmos. Chem. Phys.* 13, 2063– 2090, doi:10.5194/acp-13-2063-2013.

Wang, J., Miller, D. R., Sammis, T. W., Hiscox, A. L., Yang, W., Holmén, B.A., 2010. Local Dust Emission Factors for Agricultural Tilling Operations. *Soil Science* 175, 194- 199.

Warfvinge, P., Sverdrup, H., 1995. Critical Loads of Acidity to Swedish Forest Soils. Report in ecology and environmental engineering 5:1995, Lund University, 1995.

Welphdale, D.M., 1987. Atmospheric deposition of acidic pollutants. In: Int Symp. on Acidification and Water Pathways. Bolkesjo, Norway, 4-8 May, 1987.

Wesely, M. L., Cook, D. R., Hart, R. L., 1985. Measurements and parametrization of particulate sulfur dry deposition over grass. *J. Geophys. Res.* 90, 2131-2143.

Wesely, M.L., 1989. Parametrization of surface resistances to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models. *Atmospheric environment* 23, 1293-1304.

WHO, 2006. Health risk of particulate matter from long-range transboundary air pollution. Joint WHO /Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution. (2006).

Wieser, G., Emberson, L.D., 2003. Stomatal conductance: Key factors in controlling ozone flux into the leaves of forest trees: A case study in *Picea Abies*, in: Karlsson, P.E., Selldén, G., Pleijel, H. (Eds.), *Establishing Ozone Critical Levels II*, 2003, UNECE Workshop Report, IVL report B 1523, IVL Swedish Environmental Research Institute, Gothenburg, Sweden, pp. 280 - 292.

Wild, O., Fiore, A. M., Shindell, D. T., Doherty, R. M., Collins, W. J., Dentener, F. J., Schultz, M. G., Gong, S., MacKenzie, I. A., Zeng, G., Hess, P., Duncan, B. N., Bergmann, D. J., Szopa, S., Jonson, J. E., Keating, T. J., and Zuber, A., 2012. Modelling future changes in surface ozone: a parameterized approach, *Atmos. Chem. Phys.* 12, 2037–2054, doi:10.5194/acp-12-2037-2012.

Wynngaard, J., Brost, R., 1984. Top-down and bottom-up diffusion in the convective boundary layer, *J. Atmos. Sci.* 41, 102– 112.

Yang, J., Yu, Q., Gong, P., 2008. Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmospheric Environment* 42, 7266-7273.

Young, P. J., Archibald, A. T., Bowman, K. W., Lamarque, J.-F., Naik, V., Stevenson, D. S., Tilmes, S., Voulgarakis, A., Wild, O., Bergmann, D., Cameron-Smith, P., Cionni, I., Collins, W. J., Dalsøren, S. B., Doherty, R. M., Eyring, V., Faluvegi, G., Horowitz, L. W., Josse, B., Lee, Y. H., MacKenzie, I. A., Nagashima, T., Plummer, D. A., Righi, M., Rumbold, S. T., Skeie, R. B., Shindell, D. T., Strode, S. A., Sudo, K., Szopa, S., and Zeng, G., 2013. Preindustrial to end 21st century projections of tropospheric ozone from the Atmospheric Chemistry and Climate Model Intercomparison Project (ACCMIP), *Atmos. Chem. Phys.* 13, 2063 – 2090, doi:10.5194/acp-13-2063-2013.

Zapletal, M., 1997. Atmosférická depozice acidifikačních činitelů na území České republiky (Doktorandská dizertační práce - Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava). Slezská univerzita v Opavě, Opava, 1997, 161 s.

Zapletal, M., 1998. Atmospheric deposition of nitrogen compounds in the Czech Republic. *Environmental Pollution* 29, 305-311.

Zapletal, M., 2006. Atmospheric deposition of nitrogen and sulphur in relation to critical loads of nitrogen and acidity in the Czech Republic. *J. Forest Sci.* 52, 92-100.

Zapletal, M., Chroust, P., 2007. Ozone Deposition to a Coniferous and Deciduous Forest in the Czech Republic. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus.* 7, 187–200.

Zapletal, M., Cudlín, P., Chroust, P., Urban, O., Pokorný, R., Edwards-Jonášová, M., Czerný, R., Janouš, D., Taufarová, T., Večeřa, Z., Mikuška, P., Paoletti, E., 2011. Ozone flux over a Norway spruce forest and correlation with Net Ecosystem Production. *Environmental Pollution* 159 (2011), 1024-1034.

Zapletal, M., Kotlík, B., 2012. Modelování depozičních toků částic a kvantifikace zachytu částic různými povrchy v urbanizované oblasti. *Meteorologické Zprávy* 2012, roč. 65, č. 1, s. 23-29.

Zapletal, M., Pretel, J., Chroust, P., Cudlín, P., Edwards-Jonášová, M., Urban, O., Pokorný, R., Czerný, R., Hůnová, I., 2012. The influence of climate change on stomatal ozone flux to a mountain Norway spruce forest. *Environmental Pollution* 169, 267–273.

Zapletal, M., 2014. Historický vývoj atmosférické depozice síry a dusíku v České republice. Slezská univerzita v Opavě, Opava 2014, 136 s.

Zapletal, M., Schejbal, O., 2016. Koncentrace ozonu, oxidů dusíku a prachových částic uvnitř a v okolí depozitáře knihovny SZM – jejich vzájemný vztah, vliv na deponovaný materiál a návrh režimu preventivní konzervace. *Fórum pro konzervátory-restaurátory*, 2016, s. 55-59.

Zhang, L., Gong, S., Padro, J., Barrie, L., 2001. A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. *Atmospheric Environment* 35, 549-560.