

Kyselý déšť stále s námi – zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost

Jakub Hruška, Česká geologická služba
Jiří Kopáček, Hydrobiologický ústav AV ČR



Obsah

1. Úvod.....	4
2. Zdroje kyselých dešťů.....	4
3. Okyselení půd a úhyn lesů.....	8
4. Saturace ekosystémů dusíkem.....	13
5. Okyselení jezer a potoků.....	15
6. Výhled do budoucnosti.....	17
Příloha I. Úmluva EHK OSN o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států	19
Příloha II. Strategie EU pro oblast kvality ovzduší – CAFE	23

Poděkování

Tato publikace vznikla během prázdnin roku 2005 a je první publikací, která se populární formou snaží popsat problematiku kyselého deště a jeho působení na přírodu. Jsou v ní shrnuty výsledky práce, které probíhají v různých vědeckých institucích po desetiletí, a všichni vědci na nich pracující tedy nemohli být spoluautory tohoto dílka. Proto bychom chtěli těm, kteří přiměli k poskytnutí či poskytnutím některých dosud nepublikovaných údajů velmi poděkovat. Jsou to tito kolegové:

Pavel Cudlín, Ústav systematické biologie a ekologie AV ČR

Daniela Fottová, Česká geologická služba

Iva Hůnová, Český hydrometeorologický ústav

Pavel Krám, Česká geologická služba

Vladimír Majer, Česká geologická služba

Filip Oulehle, Česká geologická služba

Jana Ostatnická, Český hydrometeorologický ústav

Irena Skořepová, Česká geologická služba

Jaroslav Vrba, Hydrobiologický ústav AV ČR

Dále se na publikaci podíleli pracovníci odboru ochrany ovzduší ministerstva životního prostředí Pavel Jílek a Jiří Morávek, jejichž příspěvky týkající se legislativy omezování emisí škodlivin a účasti České republiky na mezinárodních programech snižování emisí v Evropě jsou cenným příspěvkem ukazujícím, jak složitá byla a dosud je cesta vedoucí k politicky akceptovatelnému a přitom účinnému omezování škod působených kyselým deštěm.

Výzkum a dokumentace zdrojů a působení kyselého deště probíhá v České republice již několik desetiletí. Tyto aktivity jsou podporovány z nejrůznějších zdrojů – v době komunismu často pod zástěrkou jiného výzkumu, protože výzkum působení kyselých dešťů nebyl politicky žádoucí, později z prostředků jednotlivých výzkumných ústavů, prostředků národních i mezinárodních grantových agentur a programů vědy a výzkumu ministerstev životního prostředí a zemědělství. Práce na této publikaci byly podporovány institucionálními prostředky České geologické služby, projektů GAČR číslo 526/03/0058, 206/03/1583, VaV MŽP 1D/1/29/04 a EURO-LIMPACS (GOCE-CT-2003-505540).

Foto na titulní straně: Libor Dostál

edice PLANETA 2005
odborný časopis
pro životní prostředí

Ročník XII, číslo 5/2005
ISSN 1213-3393
MK ČR E 8063

Vydává Ministerstvo
životního prostředí
Vršovická 65, 100 10 Praha 10
tel. 267 122 549
fax: 267 126 549

Titul PLANETA má registrováno
Ministerstvo životního prostředí
a časopis vychází 6 až 12x ročně jako
monotematická čísla věnovaná pro-
blematice životního prostředí.

Vážené čtenářky a vážení čtenáři,

vznik publikace, která se Vám dostává do rukou, byl motivován skutečností, že se Česká republika a její hlavní město Praha staly v roce 2005 hostitelem 7. mezinárodní konference o kyselých deštích „Acid Rain 2005“.

Kyselý déšť byl jako významný ekologický problém identifikován koncem 60. let 20. století v důsledku prudkého rozvoje průmyslu v době po druhé světové válce. Ve střední Evropě padly od 60. do 80. let za obět emisím síry a dusíku a následnému kyselému dešti desetitisíce hektarů lesa, byla poškozena půda a mnohé řeky a jezera zůstaly bez života. V této době byla míra zasažení ovzduší a přírodních ekosystémů ve střední Evropě nejvyšší na světě. Za účelem výměny vědeckých a odborných informací a vypracování nejefektivnějších doporučení pro instituce působící v oblasti ochrany ovzduší a životního prostředí se začaly pořádat každých pět let mezinárodní konference. Hostitelskou zemí první konference konané v roce 1975 byly Spojené státy americké. Následovaly konference v Norsku (1980), Kanadě (1985), Velké Británii (1990), Švédsku (1995) a Japonsku (2000).

Česká republika dosáhla v 90. letech 20. století takového poklesu emisí síry, který nemá s ohledem na časové období poklesu obdoby nikde ve světě. Organizátoři konference konané v Japonsku proto navrhli, aby se Česká republika stala pořadatelskou zemí konference v roce 2005. Tato nabídka byla přijata.

Pořádání konference „Acid Rain“, jež se uskutečnila ve dnech 12. – 17. 6. 2005 a které se zúčastnilo přes 600 účastníků, bylo prestižní záležitostí. Pro Českou republiku to byla ideální příležitost ke zviditelnění úspěchů dosažených v oblasti zlepšení kvality ovzduší po roce 1989 a k prezentaci ČR jako nového členského státu EU.

Vláda ČR svým usnesením č. 530 ze dne 22. 5. 2002 vzala na vědomí konání Konference v Praze a uložila ministru životního prostředí, aby přípravu Konference zajistil.

Ministerstvo životního prostředí ustavilo Organizační výbor pro přípravu Konference, jehož vedením byl pověřen náměstek ředitele Českého hydrometeorologického ústavu Ing. Jaroslav Šantroch, CSc. Členy výboru byli zástupci resortů životního prostředí, zahraničních věcí, financí, zemědělství a školství, dále Akademie věd ČR, Lesů ČR a Magistrátu hl. m. Prahy. Byl ustanoven Výkonný výbor pro přípravu Konference, složený se zástupců Českého hydrometeorologického ústavu, České geologické služby, Univerzity Karlovy, Ministerstva životního prostředí a Akademie věd ČR, který řešil všechny praktické záležitosti související s přípravou. Jeho předsedou byl jmenován náměstek ředitele České geologické služby RNDr. Jakub Hruška, CSc.

Odborná náplň Konference byla navržena Mezinárodním vědeckým výborem. Ten byl složen z renomovaných vědců ze 16 států celého světa včetně pořádající České republiky. Předsedou výboru byl senátor Prof. Bedřich Moldan, ředitel Centra pro otázky životního prostředí Univerzity Karlovy.

Po odborné stránce bylo cílem Konference uvést problematiku kyselého deště do širších souvislostí se změnou klimatu, využitím půdy, biodiverzitou, eutrofizací a lidským zdravím. Tato témata byla dále rozpracována a poté rozvržena do jednotlivých sekcí Konference. Cílem bylo představit v Praze nové poznatky z oblasti problematiky kyselých dešťů jako součást širší problematiky znečišťování ovzduší, a to s důrazem na přínos evropských a zvláště českých odborníků působících v této oblasti. Součástí programu byly rovněž přednášky o projektech mezinárodní spolupráce, a to včetně spolupráce rozvíjené v rámci mnohostranných environmentálních smluv jako je např. Úmluva Evropské hospodářské komise OSN o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států. Přednášky v sekcích byly doplněny o širokou prezentaci nových poznatků formou více než 400 posterů.

Součástí Konference byl seminář zaměřený na strategie a politiky omezující znečištění ovzduší a acidifikaci a jejich vztah k vědě. Tento seminář byl organizován ve spolupráci České republiky a Evropské komise.

Příspěvky prezentované na Konferenci budou vydány ve zvláštních číslech dvou vědeckých časopisů zaměřených na toto téma „Water, Air and Soil Pollution: Focus“ a „Applied Geochemistry“.

Účastníci Konference měli možnost seznámit se s účinky kyselého deště přímo v terénu, a to v rámci exkurzí do Slavkovského lesa, Krušných hor, Krkonoš, Jizerských hor, Orlických hor, na Českomoravskou vrchovinu, Šumavu a do Bavorského lesa. Pro zájemce byla pořádána před vlastní konferencí rovněž exkurze s cílem v německých pohořích Solling a Harz, kde byli účastníci seznámeni s výsledky získanými na výzkumných plochách, kde se účinky kyselého deště na lesní ekosystémy zkoumají nepřetržitě již od roku 1969.

Vzhledem k velkému zájmu médií o Konferenci se Ministerstvo životního prostředí rozhodlo připravit populární publikaci, jež by přístupnou formou informovala o stavu této problematiky v České republice a také o mezinárodních aktivitách, do nichž je Česká republika v této souvislosti zapojena.

Doufám, že přečtení této publikace bude pro Vás přínosem.

JUDr. Ing. Tomáš Novotný
náměstek ministra – ředitel sekce zahraničních vztahů

1. Úvod

Střední Evropa a zejména oblast takzvaného Černého trojúhelníka na hranicích ČR, Polska a Německa byla od šedesátých let 20. století známá jako místo, kde komíny elektráren chrlily do ovzduší nejvíc oxidu siřičitého na celém světě. Kyselý déšť zde usmrtil a poničil rozsáhlé lesy. Bohužel právě tento apokalyptický obraz byl jednou z mála věcí, kterou si obyvatelé tehdejšího západního světa při pojmech jako „střední Evropa“ či „Československo“ vybavili. Jak vlastně kyselý déšť působí? A jsou problémem i poté, co emise oxidu siřičitého v uplynulých letech významně poklesly?

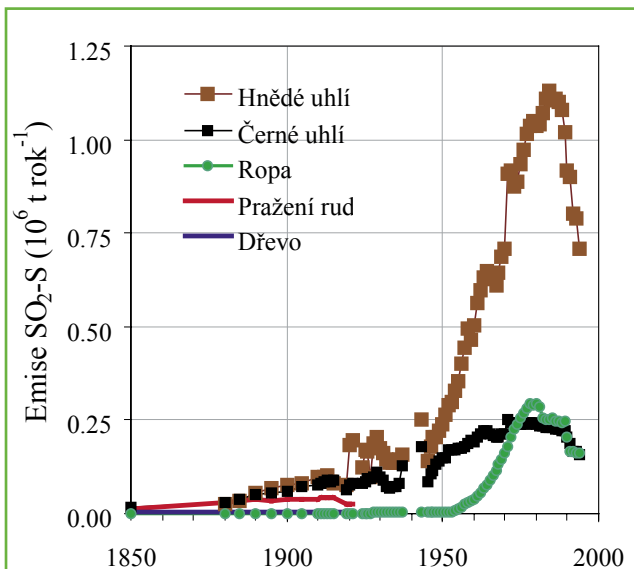
První zprávy o účincích kyselého deště pocházejí už z druhé poloviny čtyřicátých let minulého století, kdy byly „kouřové plyny“ považovány za možnou příčinu poškození lesa v Krušných horách. Toto zjištění poněkud zapadlo a v době komunismu se pak o takových věcech mluvit nemělo. Za počátek odhalení účinků kyselého deště je tak obecně považován článek švédského vědce Svante Odéna, který v roce 1967 publikoval ve stockholmském deníku Dagens Nyheter zjištění, že déšť je kyselý v důsledku lidské činnosti a že ryby z mnoha jezer zmizely kvůli okyselení vody kyselým deštěm. Pikantní na tomto zjištění byla skutečnost, že ve Švédsku se prakticky uhlí nepálilo a domácí zdroje emisí byly v málo zalidněné a vždy k přírodě přátelské zemi velmi malé. Osudné okyselení jezer v celé jižní Skandinávii bylo způsobeno kyselým deštěm, který se do těchto zemí dostal dálkovým přenosem zejména z Velké Británie, Polska a Německa, tedy ze zemí s průmyslem postaveným na energii získané pálením uhlí v elektrárnách.

V 80. letech 20. století se vědecká pozornost soustředila na lesy. Bylo prokázáno, že poškození a odumírání rozsáhlých lesních ploch ve střední Evropě rovněž souvisí s kyselou atmosférickou depozicí a je výsledkem okyselení půd a přímého působení vysokých koncentrací polutantů v ovzduší. Jaké jsou zdroje těchto škodlivin?

2. Zdroje kyselých dešťů

Míra kyselosti vody je daná koncentrací volných vodíkových iontů (H^+), které se uvolňují disociací kyselin, a vyjadřuje se pomocí hodnot pH. Je třeba si připomenout, že se jedná o logaritmickou stupnici a že změna o jednu jednotku pH představuje desetinásobnou změnu v koncentraci vodíkových iontů. Atmosférické srážky neovlivněné lidskou činností jsou jen velmi slabě kyselé s hodnotou pH přibližně 5 – 6, která odpovídá koncentraci H^+ v rozmezí 1 – 10 mikromolu l^{-1} . Ještě v nedávné době se hodnoty pH kyselých dešťů v průmyslových oblastech pohybovaly v rozmezí pH 3,5 – 4,5. Tomu odpovídající koncentrace H^+ je 30 – 300 mikromolu l^{-1} . Kyselý déšť tak jsou přibližně stonásobně větším zdrojem kyselin pro zemský povrch než přirozená atmosférická depozice.

Kde se kyselý déšť, či lépe řečeno, kyseliny v deštích vzaly? Uvědomíme-li si jednoduchý princip, že vše, co někde stoupá vzhůru, jinde klesá zpět, je odpověď snadná. Kyseliny

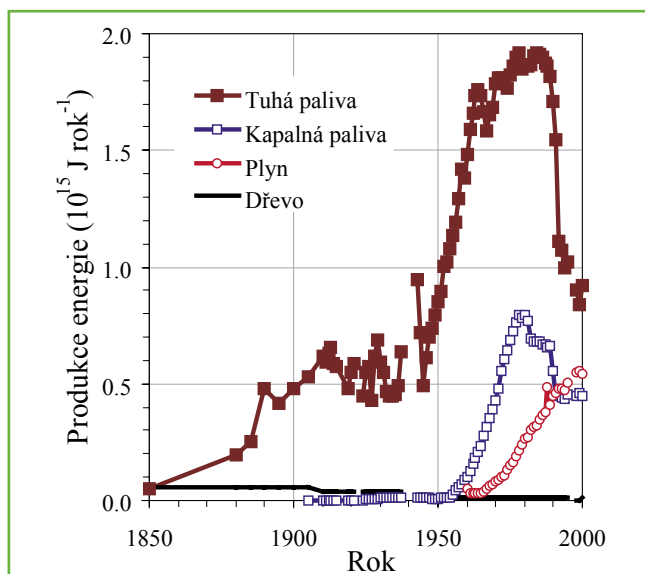


Obr. 1. Historický vývoj hlavních emisních zdrojů SO_2 (v miliónech tun síry za rok) na území bývalého Československa. Prudký nárůst emisí SO_2 ze spalovacích procesů byl způsoben zejména vysokým podílem uhlí na celkové výrobě energie. Např. v období vrcholných emisí v 80. letech 20. století se ročně na území Čech a Slovenska spotřebovalo 96 mil. t hnědého a 30 mil. t černého uhlí.

v deštích pochází ze zemského povrchu a do atmosféry se dostávají prostřednictvím lidské činnosti. Nejvýznamnější z nich jsou kyselina sírová a dusičná. Obě vznikají chemickými a fotochemickými reakcemi v atmosféře z oxidu siřičitého (SO_2) a oxidů dusíku (NO_x). Podívejme se, jaké jsou hlavní emisní zdroje těchto oxidů.

Emise SO_2 : Přirozeným zdrojem SO_2 na Zemi je sopečná činnost a oxidace sulfanu (H_2S), vznikajícího při mikrobiálním rozkladu odumřelé biomasy v půdách a sedimentech. Ve 20. století se hlavním zdrojem SO_2 stalo především spalování fosilních paliv, jejichž je síra (S) přirozenou součástí. Například černé uhlí obsahuje v průměru 1% S, ropa 1 – 3%, ale zcela zanedbatelný není ani obsah S v palivovém dříví (0,1%). Nevyšší obsah S (většinou ve formě minerálu pyritu) má hnědé uhlí, které v České republice obsahuje 1 – 8% S. Při spalování se značná část této S oxiduje a ve formě SO_2 uniká do atmosféry. Dalším zdrojem emisí SO_2 jsou průmyslové výroby zpracovávající síru a siřné rudy. Zatímco pražení těchto rud a spalování dřeva bylo hlavním emisním zdrojem SO_2 na území České republiky v 19. století, od počátku 20. století jednoznačně dominuje spalování uhlí, zejména uhlí hnědého (obr. 1).

Celosvětová antropogenní emise síry vrcholila v 80. letech 20. století, kdy dosáhla 80 miliónů t rok^{-1} (z toho bývalé Československo produkovalo 1,5 miliónů t SO_2 -S rok^{-1}) a odehrávala se na pouhých 5% zemského povrchu. Z celosvětového hlediska byla tato antropogenní produkce SO_2 zhruba vyrovnaná s přírodními emisemi, v Evropě však představovaly emise SO_2 ze spalovacích procesů desetinásobek tohoto přirozeného pozadí a byly okolo 60 mil. tun ročně. Díky tomu, že je doba setrvání SO_2 v atmosféře



Obr. 2. Historický vývoj produkce energie (v 10^{15} J za rok) na území bývalého Československa. Na nárůstu emisí NO_x od 50. let 20. století se významně podílí výroba energie v mobilních zdrojích (kapalná paliva) zejména díky řádově větší produkci NO_x na 1 kg paliva spáleného v zážehových motorech v porovnání s jeho spálením v klasických stacionárních zdrojích – tepelných elektrárnách.

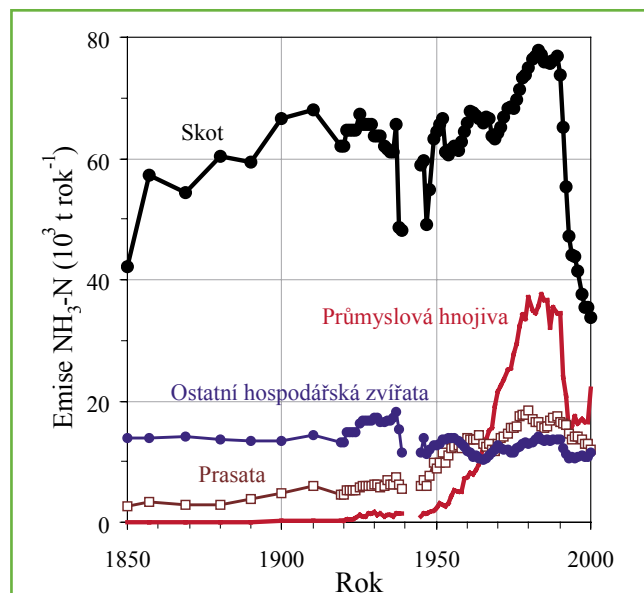
až několik dnů a průměrná transportní vzdálenost SO_2 se pohybuje ve stovkách km za den, mohou relativně izolovaná emisní ohniska v okolí průmyslových světových center ovlivňovat kvalitu srážek i ve zdánlivě velmi odlehlých oblastech, včetně např. Grónska.

Emise NO_x : Oxidy dusíku se do atmosféry dostávají přirozeně jako produkt mikrobiálních pochodů v půdách, při lesních a stepních požárech a vznikají rovněž při elektrických výbojích v atmosféře. Na území současné Evropy však přirozené emise oxidů N představují pouze přibližně 3% úrovně antropogenních emisí, které dosahují přibližně 7 miliónů t $\text{NO}_x\text{-N}$ za rok. Hlavními antropogenními zdroji NO_x jsou podobně jako u SO_2 spalovací procesy. Na rozdíl od SO_2 však není hlavním zdrojem NO_x dusík, který je součástí paliv, ale oxidace vzdušného N_2 při vysokých teplotách. Antropogenní emise NO_x tak závisí nejen na množství spotřebovaného paliva, ale i na způsobu (teplotě a přebytku vzduchu) jeho spálení. Například při spalování uhlí v běžných stacionárních zdrojích vzniká 2 – 4 g $\text{NO}_x\text{-N}$ na každý kg paliva, ale při jízdě osobním automobilem 10 – 25 g $\text{NO}_x\text{-N}$ na kg paliva. Při odhadech antropogenní produkce NO_x se tak vychází nejen ze struktury výroby energie (obr. 2), ale i z jejího rozdělení mezi stacionární a mobilní zdroje. Podíl mobilních zdrojů v České republice na celkové produkci NO_x má trvale rostoucí trend od počátku rozvoje automobilismu až po současnost. Z původních jednotek procent ve 30. letech 20. století vzrostl na 40% v 80. letech a v současnosti se blíží západoevropskému průměru 60%.

Další zdroje kyselin: S atmosférickou depozicí na zemský povrch nedopadají jen kyselina sírová a dusičná, ale především jejich soli. Nejdůležitější z nich je síran a dusič-

nan amonný. Obě tyto soli vznikají reakcí kyselin s plynným amoniakem (NH_3). Protože je NH_3 schopen vázat H^+ tím, že se společně mění na amonný ion (NH_4^+), jeho přítomnost v atmosféře významně snižuje kyselost srážek. V jeho nepřítomnosti by pH srážek v České republice pokleslo z hodnot 4,3 – 4,5 na přibližně 3,9. Po dopadu na zemský povrch však NH_4^+ významně přispívá k okyselení půd a vody. Jak je možné, že na jednu stranu amoniak snižuje kyselost srážek a na druhé straně okyseluje půdy? Za tímto zdánlivým rozparem stojí komplex biochemických přeměn NH_4^+ .

NH_4^+ je důležitou živinou pro řasy a rostliny (asimilace) a zároveň „palivem“ pro řadu bakterií, které využívají oxidaci NH_4^+ na dusičnany jako zdroj energie (nitrifikace). Při asimilaci odčerpává vegetace z půdních roztoků ionty NH_4^+ , které zabudovává do nové biomasy, a nahrazuje je ionty H^+ v poměru 1:1. V případě nitrifikace se za každý spotřebovaný ion NH_4^+ do prostředí uvolňují dokonce 2 H^+ ionty. Tyto H^+ mají původ ve fyziologických pochodech rostlin a mikroorganismů a uvolňují se za téměř všech podmínek. Okyselení půd je tedy možno způsobit i nadměrným hnojením dusíkatými hnojivy. V prostém součtu to znamená, že biologická spotřeba NH_4^+ je zdrojem 1 – 2 iontů H^+ na každý spotřebovaný atom N a přispívá tak k acidifikaci prostředí více, než kdyby na zemský povrch padal N pouze ve formě kyseliny dusičné (HNO_3), nesoucí pouze 1 H^+ na 1 atom N. Díky schopnostem půd zadržovat NH_4^+ adsorpcí je téměř veškerý NH_4^+ ze srážek rychle zadržen a postupně využit biomasou za uvolnění H^+ . Proto atmosférická depozice NH_4^+



Obr. 3. Historický vývoj hlavních emisních zdrojů amoniaku (v tisících tun dusíku za rok) na území bývalého Československa. Nejvýznamnějším zdrojem NH_3 je produkce skota. Od 60. let 20. století se významně uplatňuje výroba a aplikace průmyslových dusíkatých hnojiv a produkce prasat. Emise z chovu ostatních hospodářských zvířat zůstávají stabilní, protože jejich pokles v důsledku klesajících stavů ovcí, koz a koní byl vyrovnán nárůstem emisí ze zvyšující se produkce drůbeže.

(i hnojení polí minerálními amonnými hnojivy) významně přispívá k okyselování půd. Acidifikační potenciál srážek tak do značné míry závisí na obsahu jednotlivých forem N. V evropských srážkách většinou mírně převládá obsah $\text{NH}_4\text{-N}$ nad $\text{NO}_3\text{-N}$. Z jakých zdrojů se však amoniak do atmosféry dostává?

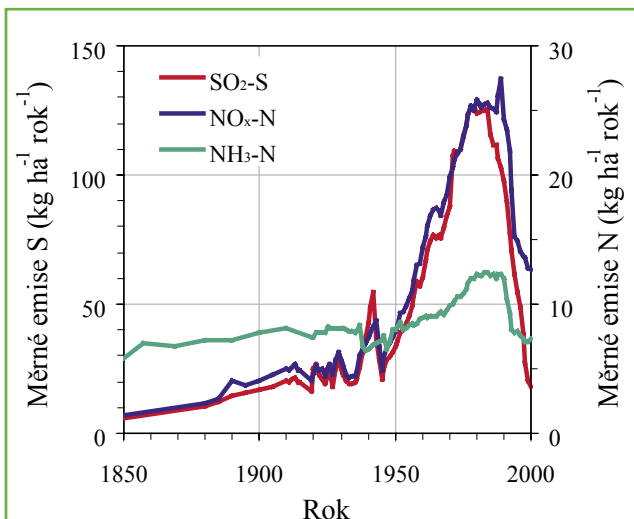
Emise NH_3 : Na rozdíl od SO_2 a NO_x nejsou hlavním zdrojem NH_3 pro atmosféru spalovací procesy, ale rozklad organických dusíkatých látek. Většina emisí NH_3 (80 – 90%) dnes pochází ze zemědělské činnosti. Největším zdrojem amoniaku je chov skotu a teprve od 60. let 20. století se významněji uplatňuje i hnojení zemědělské půdy (obr. 3). Další zdroje jako například odpadní vody, divoká a domácí zvířata, průmyslová výroba hnojiv a amoniaku a spalování fosilních paliv se na produkci NH_3 dohromady uplatňují podílem menším než 20%. Přírodní zdroje NH_3 v Evropě nyní představují výrazně méně než 10% jeho antropogenní produkce.

Historický vývoj emisí sloučenin S a N: Kolem roku 1850 byly emise SO_2 na historickém území Čech a Slovenska nízké ($6 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) a pocházely zejména ze spalování dřeva a pražení rud (obr. 1). Podobně zanedbatelné bylo i znečišťování atmosféry oxidy dusíku (obr. 4). Společně s růstem spotřeby energie (obr. 2) se počaly emise oxidů S a N postupně zvyšovat. Tento trend byl až do 2. světové války relativně pomalý a ustálený (obr. 4). K prudkému zvratu došlo s rozvojem těžkého průmyslu v poválečném období, kdy se úroveň emisí SO_2 a NO_x více než ztrojnásobila během následujících 30 let a dosáhla maximálních hodnot v 80. letech (125 kg S a $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$). Zásadní zvrat ve vývoji emisí SO_2 a NO_x na našem území nastal v důsledku politicko-ekonomických změn po roce 1989, vedoucích k přechodu od centrálně plánované na tržní ekonomiku a k důslednější (evropsky pojímané) ochraně životního prostředí. Tyto změny přinesly jednak prudký pokles spotřeby energií na počátku 90. let, ale také přísnější kontrolu kvality paliv, omezení spalování hnědého uhlí s vysokým obsahem S a odsíření velkých zdrojů emisí.

Oproti úrovni 1980 – 1989 byla v období 1992 – 1994 spotřeba energie v ČR v průměru nižší o ~23%. Energetická základna ČR se v 80. letech z více než 60% opírala o tuhá paliva. Pokles ve výrobě energie se proto hlavně projevil snížením množství spalovaného uhlí. Na tomto asi 35% poklesu spotřeby uhlí se dále podílely relativně mírné zimy na počátku 90. let a tím snížená spotřeba zejména hnědého uhlí v lokálních topeništích. Ke snížení emisí NO_x přispěla i optimalizace spalovacího režimu na rozhodujících stacionárních zdrojích znečištění.

V následujících letech se na poklesu emisí SO_2 významně podílela postupná změna palivové základny (plynifikace) a v polovině 90. let pak hlavní roli počalo hrát odsířování hlavních emisních zdrojů. Díky všem těmto změnám a následným opatřením se během jedné dekády podařilo snížit emise SO_2 z našeho území o téměř 90% oproti jejich maximu z 80. let a vrátit je na úroveň odpovídající přelomu 19. a 20. století (obr. 4).

Na rozdíl od SO_2 se z počátku velmi razantní pokles emisí NO_x zpomalil v polovině 90. let a postupně zastavil (obr.



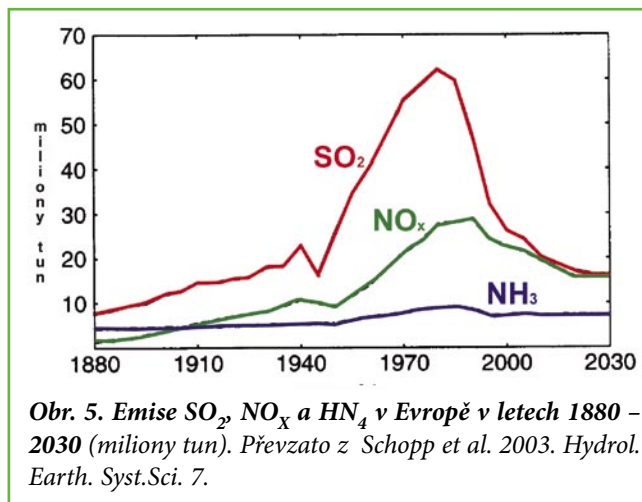
Obr. 4. Historický vývoj měrných emisí SO_2 , NO_x a NH_3 v bývalém Československu. Údaje jsou vyjádřeny v kilogramech S či N za rok na hektar území.

Pozor: Pravá osa pro N má pětkrát nižší hodnoty než pravá osa pro S. Údaje představují průměrné hodnoty emisí pro celé území Československa. V blízkosti emisních center jsou jejich hodnoty až několikanásobně vyšší. Např. roční měrné emise SO_2 v oblasti Černého trojúhelníku dosahovaly v 80. letech 20. století přibližně 250 kg S na každý hektar této oblasti.

4) z důvodu prudkého rozvoje automobilové dopravy. Podíl mobilních zdrojů je spojen se spotřebním životním stylem, a tak lze v budoucnosti nadále očekávat jeho vzrůstající trend. Současná úroveň emisí NO_x na našem území je přibližně o 50% nižší než její maximum v 80. letech a odpovídá situaci z přelomu 50. a 60. let 20. století. I přesto však tato změna představuje z celosvětového hlediska naprosto ojedinělý pokles měrných emisí NO_x (vztahených na jednotku plochy zájmového území), a to co do množství i rychlosti.

Emise NH_3 se vyvíjely odlišně od emisí oxidů S a N a byly relativně vysoké ($6 - 7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) již v 19. století. Jejich následný nárůst byl mírný a probíhal ruku v ruce s rostoucím počtem obyvatel na území Čech ze 7 milionů kolem roku 1850 na nynějších 10 miliónů. Shoda mezi produkcí NH_3 a populační křivkou byla způsobena tím, že měrné emise NH_3 z živočišné výroby byly v přepočtu na jednoho obyvatele stabilní až do masivního nástupu průmyslových hnojiv v 60. letech 20. století. Maximálních hodnot dosáhly emise NH_3 v 80. letech 20. století a od roku 1989 prudce klesají (obr. 4).

Rozhodující vliv na současném snížení emisí NH_3 měly restrukturalizace zemědělství, zdražení vstupů a nízké výkupní ceny produktů a z nich plynoucí pokles zemědělské výroby. Z celkových emisí NH_3 na našem území připadalo na konci 80. let 60% na živočišnou výrobu, 20% na hnojení anorganickými dusíkatými hnojivy a 20% na přírodní a ostatní zdroje. Hlavní vliv na velikost emisí NH_3 tak měl zejména chov skotu a hnojení anorganickými dusíkatými hnojivy. Ty oproti konci 80. let výrazně poklesly. Současné



Obr. 5. Emise SO₂, NO_x a NH₃ v Evropě v letech 1880 – 2030 (miliony tun). Převzato z Schopp et al. 2003. Hydrol. Earth. Syst.Sci. 7.

stavy skotu na našem území jsou o téměř 50% nižší než v roce 1989 a dokonce jsou nižší než byly kolem roku 1850. Rovněž aplikace průmyslových dusíkatých hnojiv se snížila na přibližně polovinu oproti 80. letům na úroveň odpovídající 60. letům 20. století. Současná úroveň českých emisí NH₃ je proto o 40% nižší než v 80. letech 20. století a poklesla na úroveň konce 19. století (obr. 4).

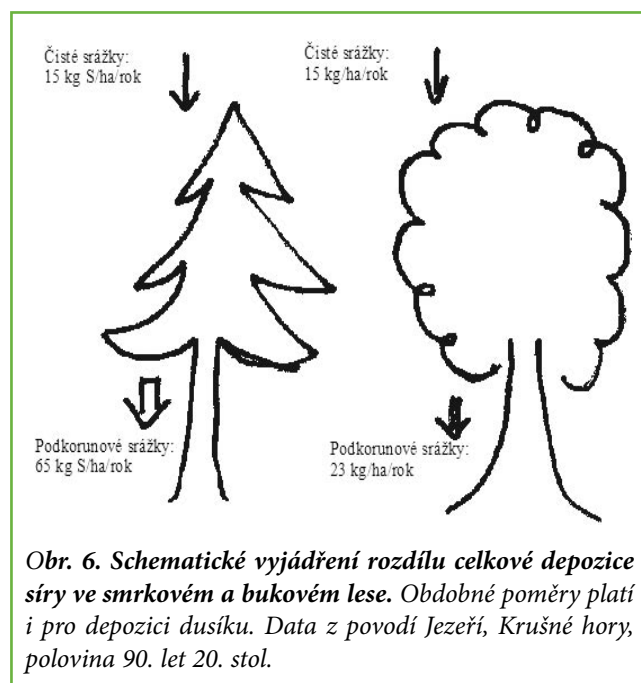
Obdobné změny jako v České republice nastaly v emisích sloučenin S a N i na území ostatních postkomunistických zemí, hlavně v Polsku a bývalé NDR, což vedlo k prudkému snížení emisí okyselujících látek do atmosféry a rychlému zlepšení kvality ovzduší v celé Evropě. Celoevropské emise SO₂ (obr. 5) byly nejvyšší koncem 70. let 20. stol. Západní Evropa své emise snižovala již od 70. let, ale neustálý růst emisí ve střední a východní Evropě tuto snahu korigoval. Teprve v 90. letech dochází k dramatickému poklesu, který se na počátku 21. století prakticky zastavuje. Prognóza do roku 2030 počítá sice s dalším snížením, ovšem je otázkou, nakolik se ho podaří realizovat. Současná mezinárodní legislativa sahá jen do roku 2010 (viz příloha I.). Dnešní evropské emise SO₂ tak jsou zhruba na úrovni 40. let 20. století. Emise NO_x mají svoje evropské maximum až v 90. letech (obr. 5) a jednoznačně souvisejí s rozvojem dopravy. Jejich větší omezování je proto obtížné a pokles je a bude pomalý i v budoucnu. Emise NH₃ jsou poměrně stále již od roku 1880 a mají jen nepatrný vzrůst. Malý vrchol je na konci 80. let 20. stol. K drobnému snížení přispěla zejména redukce zemědělské produkce v bývalém východním bloku. Ve státech západní Evropy je zemědělství na stabilní úrovni již několik desetiletí. Do budoucna nelze za současné zemědělské politiky žádné významné redukce očekávat.

Přes značný pokles produkce SO₂ a NO_x se ale kyselost srážek snižovala jen pomalu a jejich průměrné pH vzrostlo mnohde méně než o polovinu jednotky pH. Jak je možné, že se kyselost srážek mění tak pomalu? Vysvětlením tohoto jevu je paradoxně další zlepšení kvality ovzduší. Oproti 80. letům se díky odlučování popílku snížila o více než 90% emise prachu do ovzduší. V České republice to představuje pokles z 1,3 milionu t rok⁻¹ v roce 1980 na současných necelých 0,06 milionu t rok⁻¹. Popílek obsahuje značné množství bazických prvků (Ca, Mg, Na, K), které neutralizují kyseliny

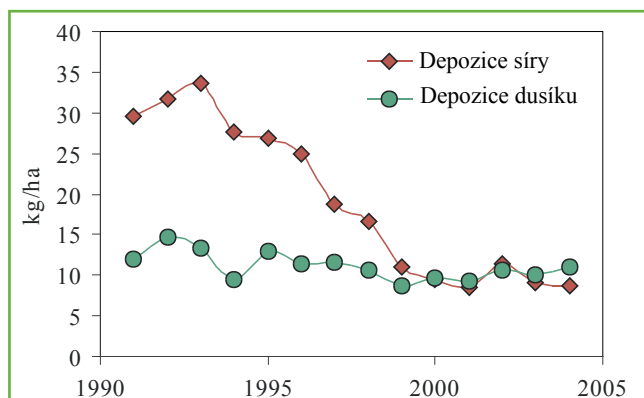
ve srážkách. Tím, že poklesla jejich emise, snížil se následný neutralizační efekt. Protože došlo ke snížení emisí většiny prvků rozhodujících o chemickém složení srážek, poměrné zastoupení okyselujících a neutralizujících složek v atmosféře se příliš nezměnilo, zatímco jejich celkové množství významně pokleslo.

Atmosférická depozice sloučenin S a N: Kyseliny z atmosféry se na zemský povrch dostávají dvěma mechanismy. Prvním je vlastní kyselý déšť, správněji „mokrý depozice“, druhým je takzvaná „suchá depozice“. Ta se uplatňuje v oblastech s vysokými koncentracemi SO₂ a NO_x v ovzduší. „Vysokými“ se v tomto kontextu rozumí průměrné roční koncentrace vyšší než 3 – 5 mikrogramů m⁻³. Z tohoto hlediska jsou koncentrace obou plynů v mnoha oblastech ČR stále vysoké (viz dále). Způsobují je emise z domácích průmyslových zdrojů a dopravy, ale svůj podíl mají i přenosy ze zahraničí. Zhruba 60 – 80% depozice S a N na území České republiky pochází ze středoevropského regionu – Německo, Polsko, Česko a Slovensko.

Mechanismus suché depozice je zhruba následující: plyny a aerosol z atmosféry se zachycují na povrchu vegetace, tam se reakcí přemění na kyseliny a ty jsou při nejbližším dešti opláchnuty do půdy. Neefektivnější jsou v tomto směru porosty jehličnanů, protože mají ve srovnání s listnatými stromy větší specifický povrch a navíc mají jehličí po celý rok. Suchá depozice síry tvoří dnes na území České republiky zhruba 50 – 70% její celkové hodnoty a je rozhodujícím faktorem okyselování zalesněných oblastí. U dusíku tvoří suchá depozice zhruba 10 – 50% celkové depozice a její podíl v posledních letech roste zejména díky emisím NO_x z mobilních zdrojů těsně nad zemským povrchem. Z obr. 6 vyplývá, že depozice do půdy je v případě smrkového lesa trojnásobná(!) než v bukovém lese za stejných klimatických, atmosférických a stanovištních podmínek. Pokud by v oblasti žádný les nebyl, depozice by byla pouze zhruba čtvrtinová v porovnání se smrkovým lesem anebo zhruba



Obr. 6. Schematické vyjádření rozdílu celkové depozice síry ve smrkovém a bukovém lese. Obdobné poměry platí i pro depozici dusíku. Data z povodí Jezeří, Krušné hory, polovina 90. let 20. stol.



Obr. 7. Depozice síry a dusíku na povodí Lysina ve Slavkovském lese v letech 1991 – 2004. Zatímco depozice síry poklesla na ¼ původních hodnot, depozice dusíku poklesla jen mírně a od roku 1999 stále mírně vzrůstá.

poloviční v porovnání s bukovými porosty. Tento příklad (obr. 6) je z povodí Jezeří v Krušných horách a pochází z poloviny 90. let. 20. století. Obdobná je situace na celém území České republiky. Nejvyšší atmosférická depozice je tedy ve smrkových lesích, kde také dochází k největšímu poškození půd a jejich největšímu okyselení. Velikost tohoto jevu se snižuje s čistotou ovzduší. Například v severním Švédsku je podkorunová depozice jen nepatrně vyšší než na volné ploše – z velmi čisté atmosféry se prostřednictvím jehlic smrků z kondenzuje prakticky pouze voda. Takové čistoty atmosféry ale ve střední Evropě nikdy dosaženo nebude a výrazné zvyšování atmosférické depozice prostřednictvím jehličnatých lesů je třeba brát jako fakt i do budoucnosti.

Typický příklad vývoje velikosti atmosférické depozice je zachycen na smrku porostlém lesním povodí Lysina ve Slavkovském lese (obr. 7). Celková depozice síry začátkem 90. let dosahovala zhruba 30 – 35 kg ha⁻¹ ročně, z toho suchá depozice tvořila 23 – 28 kg ha⁻¹. Po odsíření klesla celková depozice S na zhruba 10 kg ha⁻¹, a suchá depozice tvoří zhruba 5 – 6 kg ha⁻¹, tedy stále více než polovinu. Přitom vrcholová část Slavkovského lesa je jednou z nejméně znečištěných horských oblastí ČR. Depozice dusíku se během doby sledování (1991 – 2004) změnila jen velmi málo. Do roku 1999 mírně klesala, od té doby opět mírně roste. Suchá depozice N zde tvoří zhruba 20% celkové depozice. Celkem ale je hodnota okolo 10 kg ha⁻¹ na české poměry velmi nízká.

3. Okyselení půd a úhyn lesů

Po dlouhá desetiletí byly za hlavní příčinu hynutí lesů vlivem emisí považovány vysoké koncentrace SO₂ v ovzduší, kdy přímý kontakt velmi koncentrovaného SO₂ s asimilačními orgány smrku poškodí chlorofyl a jehličí uschne (tzv. akutní poškození). Tento mechanismus se nejvíce uplatňoval v oblastech s extrémně vysokými koncentracemi SO₂ v ovzduší. Tímto mechanismem zahynuly v 60. – 80. letech 20. stol. lesy v Krušných horách. Imisní epizoda může být velice krátká. Při „vhodném“ počasí stačí jen desítky minut

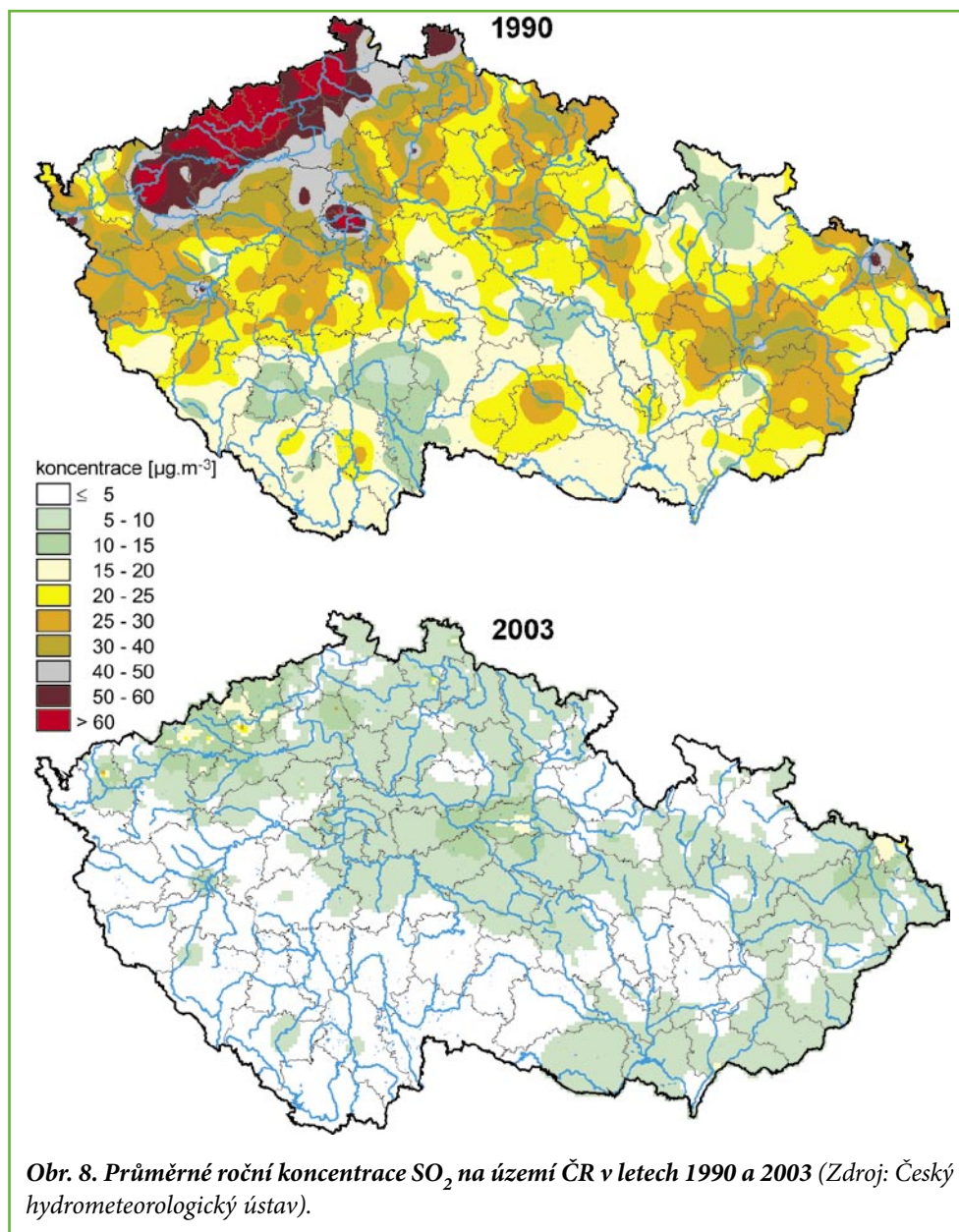
k akutnímu poškození, vedoucímu až k odumření stromu. Například v zimě 1977/1978, kdy se prudce snížila teplota zhruba o 25 °C během jedné noci a současně se prudce zvýšily koncentrace SO₂, uhynuly tisíce hektarů lesa v Krušných horách.

Význam tohoto mechanismu v současné době ustoupil, protože koncentrace SO₂ v ovzduší se řádově snížily (obr. 8). Zatímco v roce 1990 bylo v oblasti Krušných hor průměrně více než 60 mikrogramů SO₂ na m³ vzduchu (μg m⁻³), v roce 2003 už to bylo jen okolo 10 μg m⁻³, stejně jako ve většině horských oblastí. Průměrné koncentrace SO₂ v ovzduší jsou dnes na 98 % území ČR nižší než 20 μg m⁻³, což je Evropskou komisí stanovená hodnota imisního limitu na ochranu vegetace a ekosystémů, kdy by nemělo docházet k přímému poškození asimilačního aparátu.

Přesto se ale stav lesů nijak nezlepšil. Nedochází již sice k jednorázovým velkoplošným úhynům, ale chřadnutí lesů pokračuje. Průměrná defoliace smrku a buku se v celé ČR mezi lety 1986 – 2003 nijak nezmenšila (obr. 9), naopak situace se mírně zhoršila, přestože koncentrace SO₂ velmi poklesly (obr. 8). Defoliace je ztráta jehlic (smrk) či listů (buk) vůči ideálnímu stavu plného olistění. Je mírou zdravotního stavu stromů. Pokud je ztráta asimilačního aparátu nízká, má to na zdravotní stav jen malý vliv. Jakmile ale překročí kritickou hranici, která je u smrku zhruba 40%, strom začíná strádat nedostatkem živin, které jsou produktem asimilace probíhající v jehlicích. Z měřených údajů vyplývá, že průměrná defoliace je v ČR nejvyšší ze všech evropských zemí a pro zhruba 40% smrků zde přesahuje kritickou hodnotu 40% (obr. 9). Protože se zdravotní stav (měřený úrovní defoliace) nezlepšil, je zřejmé, že existuje jiný mechanismus poškození stromů než jen přímé ovlivnění vysokými koncentracemi SO₂. Navíc v mnoha horských oblastech vykazujících defoliaci nebyly koncentrace SO₂ nijak vysoké. Například v Orlických horách a Jeseníkách nepřekračovaly 20 μg m⁻³ ani v roce 1990 (obr. 8). Přesto i tam došlo k masivnímu odumření lesa. Co je tedy hlavní příčinou chřadnutí lesních porostů?

Nejpravděpodobnějším mechanismem je dlouhodobé okyselení půd. Kyseliny, jež se do půdy dostávají kyselým deštěm, vyplavují z půdy prvky, které jsou důležité pro udržení vyvážené hodnoty půdní kyselosti a které jsou současně nezbytnými živinami pro vegetaci. Jedná se zejména o vápník (Ca) a hořčík (Mg), menší roli hraje draslík (K). Společně se sodíkem (Na) je souhrnně nazýváme bazickými kationty. Bazické kationty obsazují výměnná místa v půdním profilu a jsou schopny po nějakou dobu vyrovnávat (neutralizovat) přísun kyselin z atmosféry. Při této reakci jsou ale nevratně odnášeny z půd do podzemních a povrchových vod.

Proto vedle množství kyselé depozice, které závisí na imisních poměrech a druhové skladbě a věku lesa, rozhodují stupni okyselení půd i další faktory. Jedním z nich je přirozená schopnost půd doplňovat množství bazických kationtů. Jejich hlavním zdrojem je zvětrávání hornin a jejich celkové množství předurčuje odolnost půd vůči kyselé depozici. Čím víc je v půdách bazických kationtů, tím jsou půdy odolnější, protože mohou déle neutralizovat přísun kyselin



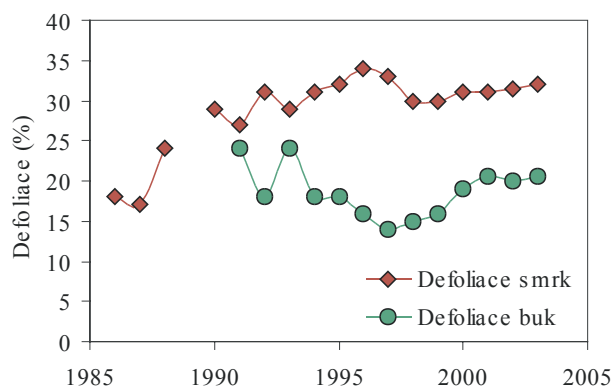
z atmosféry. Nejméně odolné jsou mělké horské půdy na kyselých horninách (žuly, křemence), které pomalu zvětrávají. Tyto půdy mají přirozeně málo bazických kationtů v iontově-výměnném komplexu. To je spolu s drsným klimatem a vysokým přísunem kyselin důvod, proč se devastující vliv kyselých dešťů nejdříve objevuje v horských oblastech.

Lépe jsou na tom půdy nižších poloh, kde vyšší teploty podporují zvětrávání, a také půdy vzniklé na horninách bohatých na bazické kationty (například vápence a čediče). Zde je riziko okyselení mnohem menší. Ve většině horských oblastí ČR ale převládají právě kyseléjší a pomalu zvětrávající horniny, na kterých se vyvinuly přirozeně chudé půdy.

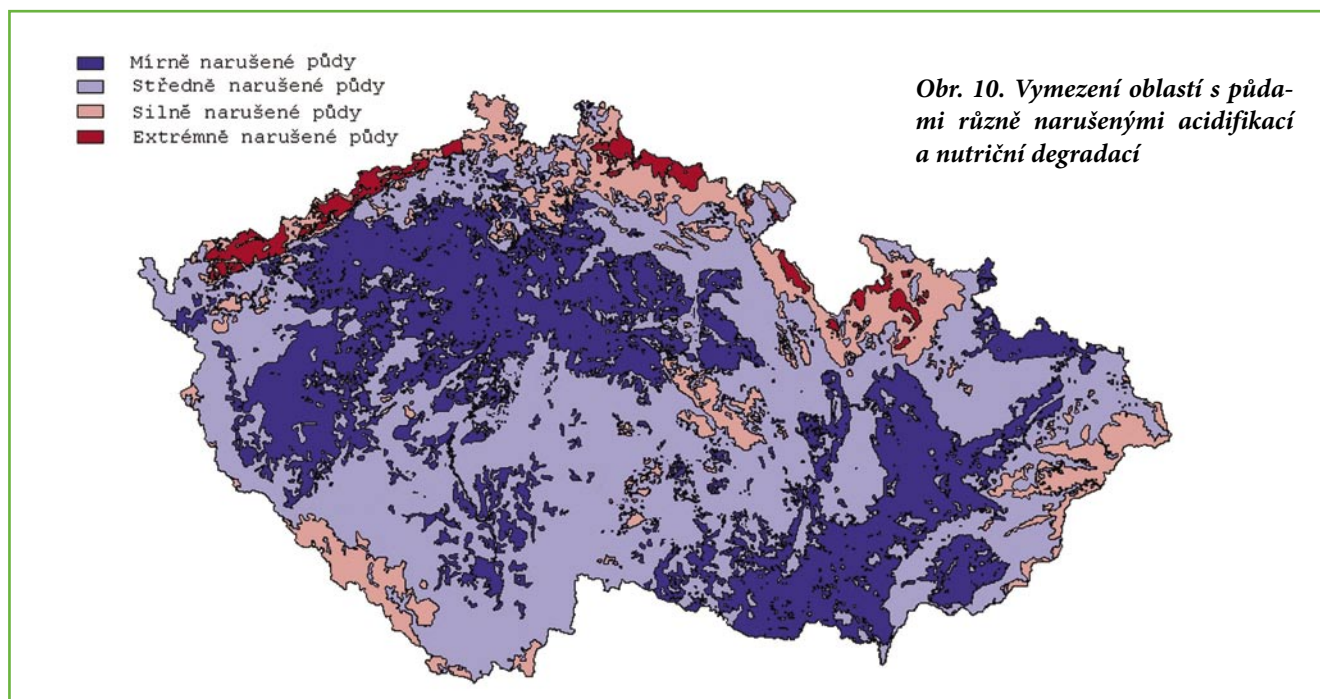
Půdní zásoby uvolnitelných bazických kationtů ve vyšších horských polohách se tvoří od posledního zalednění, tedy asi 10 – 14 tisíc let. V důsledku kyselé depozice, ale i změn druhové skladby původních lesních porostů na smrkové monokultury (viz dále), se tyto zásoby značně vyčerpaly za pouhých několik stovek let, hlavně však v posledních něko-

lika desetiletích. Celý jev je možné jen s malou nadsázkou přirovnat ke změně geologické epochy.

Pomocí modelů simulujících acidifikační procesy probíhající v půdách lze území ČR rozčlenit na čtyři kategorie s různým poškozením kyselým deštěm (obr. 10). Na nejpoškozenějších místech bude docházet k mírnému zlepšení půd, ovšem návrat ke stavu před působením kyselých dešťů je nereálný. I snížené množství emisí je bude udržovat ve stavu jen trochu lepším, než byl ten nejhorší počátkem devadesátých let 20. století. Přestože je to po dramatickém poklesu kyselé depozice překvapivé, stav půd se bude na některých místech dokonce dále zvolna zhoršovat – pokles bude pomalý, ale znatelný. Na obrázku 11. je trend vývoje bazické saturace půdy (bazická saturace udává jakým procentem je iontově-výměnný komplex nasycen bazickými kationty) modelovaný pro období 1850 – 2030. Jasně z něj vyplývá, že k největší ztrátě bazických kationtů z půd vlivem okyselení došlo v 50 – 90. letech 20. stol. Po masivním poklesu emisí v 90. letech 20. stol. se tento pokles



Obr. 9. Průměrná defoliace smrku a buku na území České republiky v letech 1986 – 2003. Vyšší defoliace znamená vyšší ztrátu jehlic či listů (Zdroj: Ministerstvo zemědělství ČR).



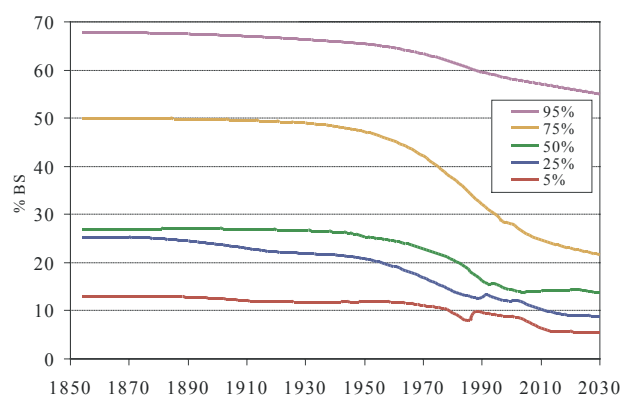
sice zpomalil, ale bude pokračovat i v příštích dekádách. I současná úroveň atmosférické depozice (obr. 7) bude stačit k dalšímu pozvolnému okyselování těchto vyčerpaných půd. Ovšem velkou roli zde hraje i intenzivní lesnictví způsobující zvýšení depozice ve smrkových lesích (obr. 6) a nevratně vyčerpávající zásoby bází z půd.

V kyselých půdách je hlavním mechanismem poškozujícím stromy otrava hliníkem, který je v rozpuštěném stavu účinným buněčným jadem. Hliník je prvek, který se v horninách a půdách běžně vyskytuje, je dokonce jeden z nejvíce zastoupených. Pokud ale nejsou půdy okyseleny, vyskytuje se ve formě nerozpustných sloučenin, které nejsou škodlivé, protože je organismy nedokáží přijmout. Jakmile se půdní prostředí okyselí, hliník se velmi rychle rozpouští. Vysoké koncentrace hliníku, respektive nízký poměr bazických kationtů a hliníku ($\Sigma(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K})/\text{Al}$) v půdním roztoku pak působí fyziologické problémy kořenovému systému smrků tím, že se narušuje přirozená iontová rovnováha na buněčných membránách jemných kořenů, a takto postižené orgány odumírají. Tím se následně snižuje příjem živin a vody, což vede k celkovému oslabení rostliny.

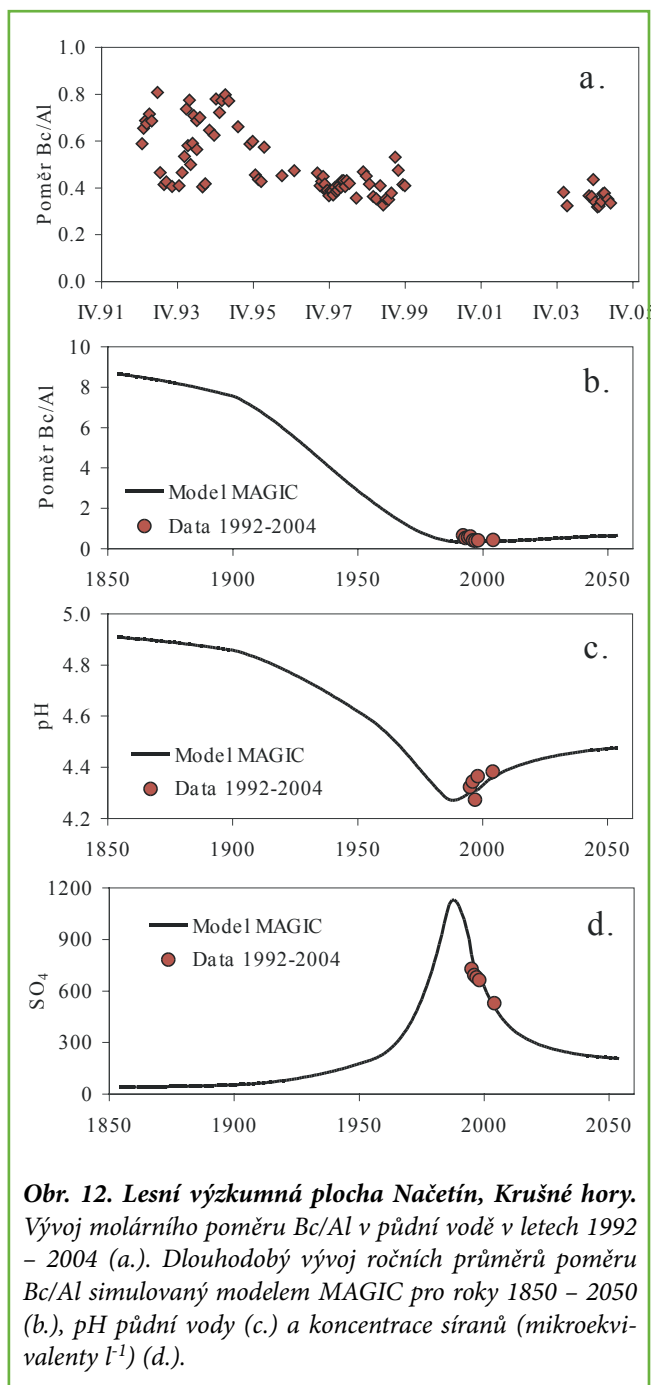
Hliník dále blokuje příjem hořčíku. Stromy s nedostatkem hořčíku trpí chlorózou, tedy žloutnutím jehlic kvůli nedostatku zeleného barviva nutného k zachytávání sluneční energie. Takto postižené jehlice pak rychle opadávají a zvyšuje se defoliace stromů. Velké riziko poškození je tam, kde je molární poměr $\Sigma(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K})/\text{Al}$ (zkráceně Bc/Al) v půdním roztoku kořenové zóny menší než 1. Protože více hliníku se vždy vyskytuje až v minerálních půdních horizontech, kořenový systém smrků se z toxického prostředí vytahuje více k povrchu půdy, kde je obvykle méně Al a více bazických kationtů. Tento mechanismus je typický pro lesní půdy v celé střední Evropě i jižní Skandinávii. Postižené stromy s extrémně mělkým kořenovým systémem se stávají velmi náchylnými vůči suchu,

mrazu, větru a dalším vlivům. Protože scénáře klimatických změn počítají v nedaleké budoucnosti s vysokým výskytem extrémně suchých period, může okyselení půd vlastně způsobit predispozici smrkových porostů k poškození suchem.

Popsané mechanismy stromy výrazně oslabují, ale jen zřídka jsou bezprostřední příčinou úhynu. Tou bývá obvykle klimatický stres (náhlá změna teploty v zimě, dlouhotrvající sucha či mrazy) nebo hmyzí či houbový škůdce, kterému by se zdravý les obvykle ubránil jen s malými ztrátami. Kyselý déšť dnes nejčastěji působí podobně jako AIDS. Svoji oběť fatálně oslabí, ale přímo neusmrtí. Smrt přijde ve formě choroby, se kterou by se zdravý organismus dokázal vypořádat.



Obr. 11. Pokles bazické saturace lesních půd v ČR mezi lety 1850 – 2030 modelovaný modelem MAGIC na základě sledování v letech 1993 – 2004. 50% percentil je medián (nejčtenější hodnota) všech hodnot, 5% kvantil reprezentuje podíl půd, jejichž zastoupení v souboru je 5% nejnižších hodnot. Naopak 95% percentil reprezentuje nejvyšší hodnoty v celém souboru.



Přestože depozice v 90. letech velmi klesla, poměr Bc/Al v půdních vodách se prozatím nezvyšuje. Na výzkumné ploše Načetín na náhorním platu Krušných hor dokonce tento poměr v kořenové zóně nadále klesá – půdní podmínky se zde tedy stále mírně zhoršují (obr. 12a). Důvodem je komplex geochemických reakcí, kdy v půdní vodě se sice nepatrně zvyšuje pH (obr. 12c) a klesá koncentrace hliníku, ale současně ještě rychleji klesají koncentrace bazických kationtů. Důvodem tohoto poklesu bazických kationtů je snížení emisí prachu a pokles intenzity jejich vyplavování z iontově-výmenného komplexu (snížila se rychlost poklesu bazické saturace – obr. 11). Přitom situace byla v minulosti zcela odlišná. Biogeochemický model MAGIC, kalibrováný údaji ze současnosti a dlouhodobými trendy vývoje kyselých

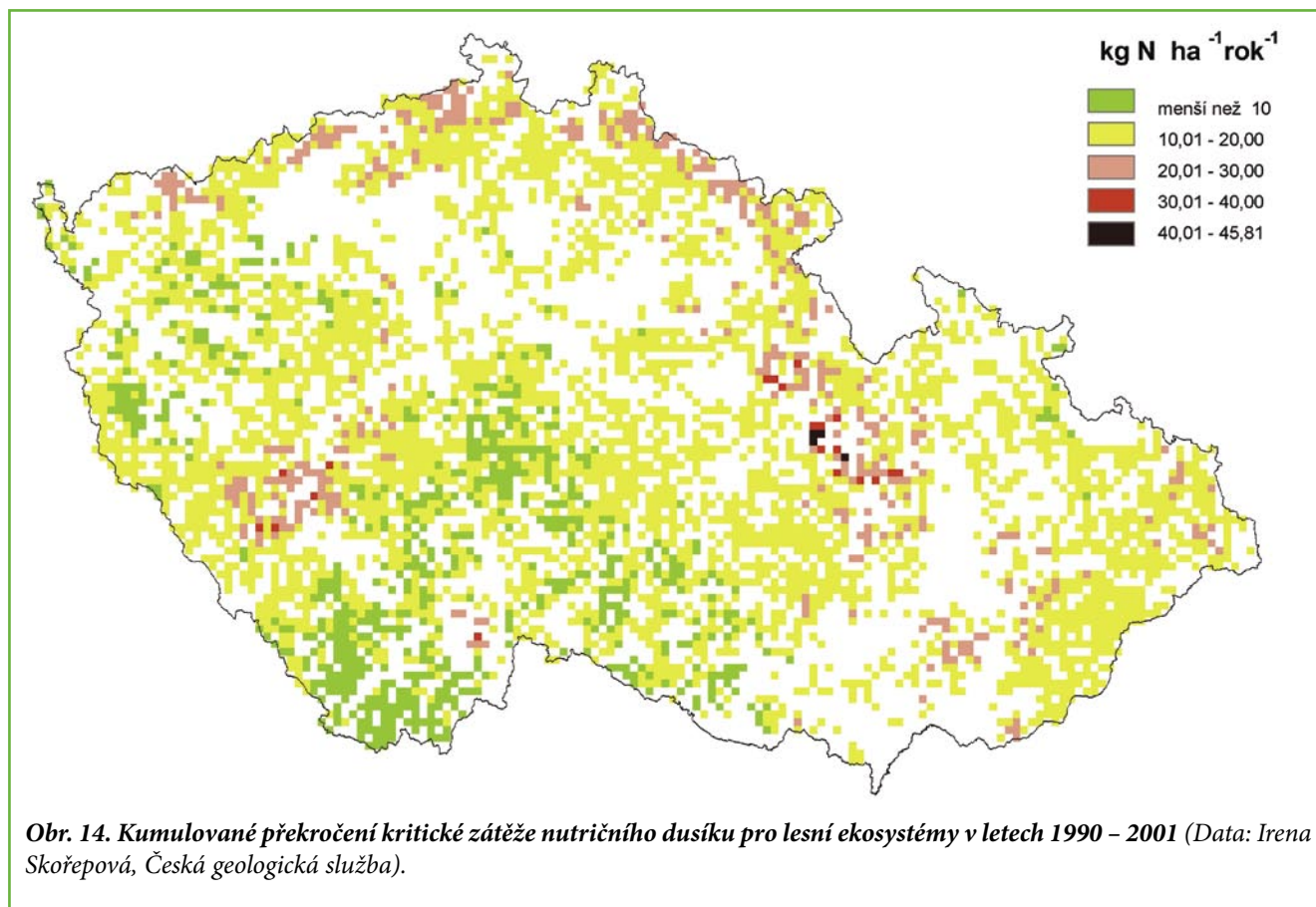
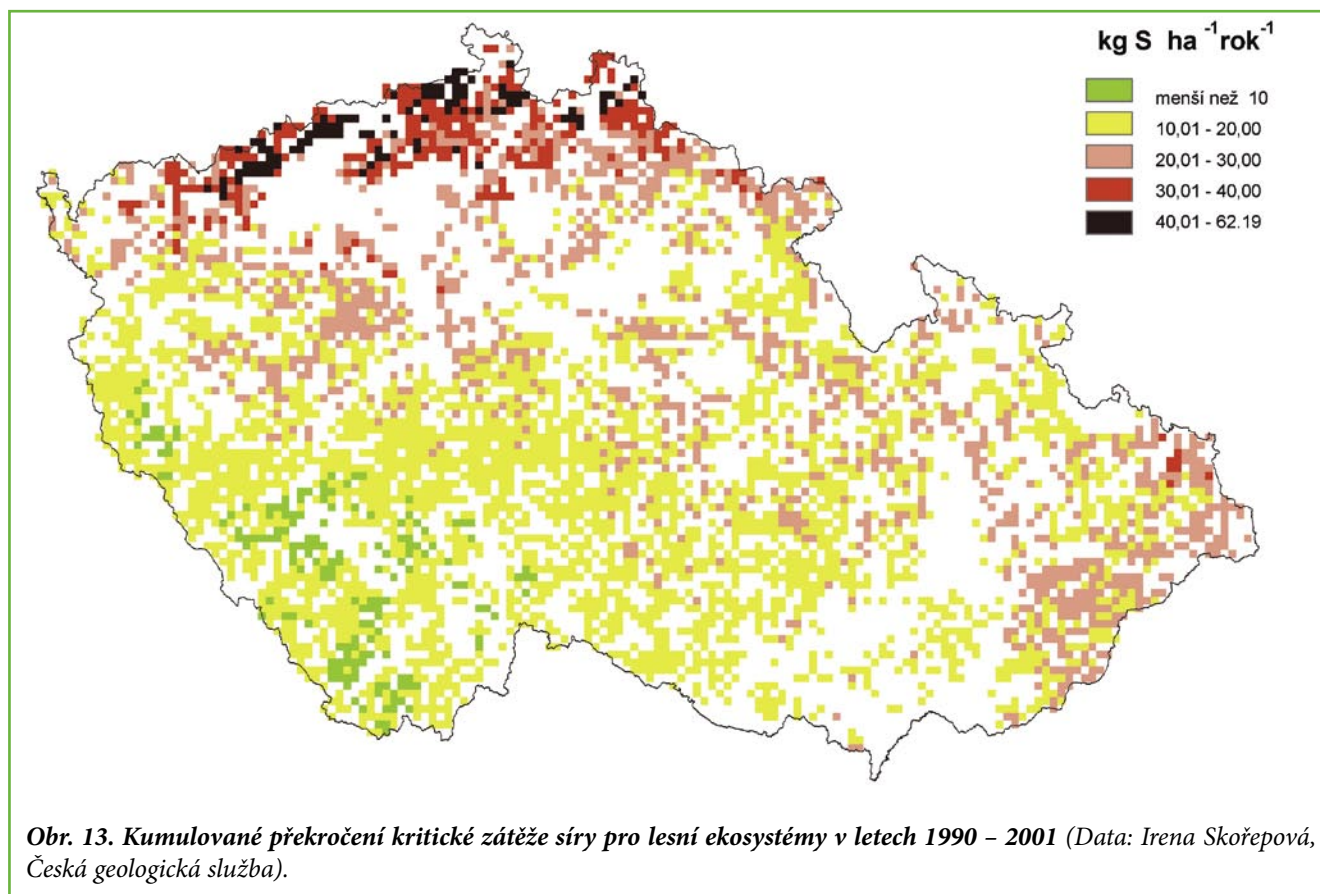
emisí a depozice (viz předchozí části) vypočetl, že poměr Bc/Al byl v polovině 19. století zhruba 8 (obr. 12b). Od té doby klesal, jak se půdy postupně okyselovaly a snižovala se jejich bazická saturace. Nejstrmější pokles byl zaznamenán v 50. – 90. letech 20. století. Hodnota se snížila pod kritickou hodnotu = 1 v 70. letech a je nejnižší v současné době, tedy více než 15 let po období nejvyšší depozice, která je charakteristická i nejvyššími koncentracemi síranů pocházejících z deponované kyseliny sírové (obr. 12d). V budoucnosti se poměr Bc/Al bude zvyšovat, ovšem jen velmi zvolna a pravděpodobně ani během následujících 40 let nedosáhne zpět kritické hodnoty 1 (obr. 12b), stejně jako se pH půdního roztoku a koncentrace síranů nedostanou na hodnoty z 19. století (obr. 12 c,d). Prakticky totožná zjištění jsou k dispozici z Německa a jižní Skandinávie.

Pro stanovení velikosti kyselé depozice, která ještě nebude poškozovat příslušný ekosystém byly vyvinuty výpočty kritických zátěží. Stanovení kritických zátěží je zaměřeno na ochranu přírodního prostředí před účinky kyselé atmosférické depozice a eutrofizujícího dusíku. Kritické zátěže jsou používány ke kvantifikaci nezbytného snížení emisí a depozice kyselinotvorných sloučenin a nadbytečného nutričního dusíku. Principem vyhodnocení kritických zátěží je výpočet neutralizační kapacity přírodního prostředí, především půd a vegetace, která umožní eliminovat přebytečné H⁺ ionty z atmosférické depozice síry a dusíku. V případě nutričního dusíku je pak vyhodnoceno takové množství, které ekosystém ještě dlouhodobě negativně neovlivňuje. Pro určení mezí, kdy je ekosystém poškozován, je používán takzvaný koncept kritických zátěží.

Kritická zátěž je definována jako nejvyšší dávka znečišťující látky, která ještě nezpůsobí chemické změny, jež by měly dlouhodobé škodlivé účinky na nejcitlivější složky ekosystému.

Koncept kritických zátěží je oficiální metodou výpočtu imisních zátěží platných v rámci evropské konvence o dálkovém přenosu škodlivin (UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution) a slouží Evropské komisi k posouzení vlivu emisí na ekosystémy a další strategie jejich snižování.

O kritických zátěžích nutričního dusíku bude pojednáno v další části. Překročení kritické zátěže okyselujících sloučenin (vyjádřeno jako velikost depozice síry, která překračuje kritickou zátěž) je na území ČR stále znatelné (obr. 13). Kumulované překročení za roky 1990 – 2001 je nejvyšší v oblasti Krušnohoří a severního pohraničí, kde činí 40 – 60 kg ha⁻¹ za 11 let. Vzhledem k průměrné roční depozici síry 20 – 30 kg ha⁻¹ jsou to hodnoty dvojnásobku roční depozice. Jinými slovy, pokud by během těchto 11 let byly 2 roky s nulovou depozicí, pak by celková depozice byla zhruba na úrovni kritické zátěže. Jedná se tedy stále o značné překročení. V severních Čechách a na severní Moravě je překročení nižší (20 – 40 kg S ha⁻¹) a nejmenší je v oblasti jihozápadních Čech, která je nejméně ovlivněna průmyslem v severní části ČR. Zde je překročení do 20 kg S ha⁻¹. Na celém území ČR se ale nevyskytují oblasti, kde by tato kumulovaná kritická zátěž síry nebyla překročena.



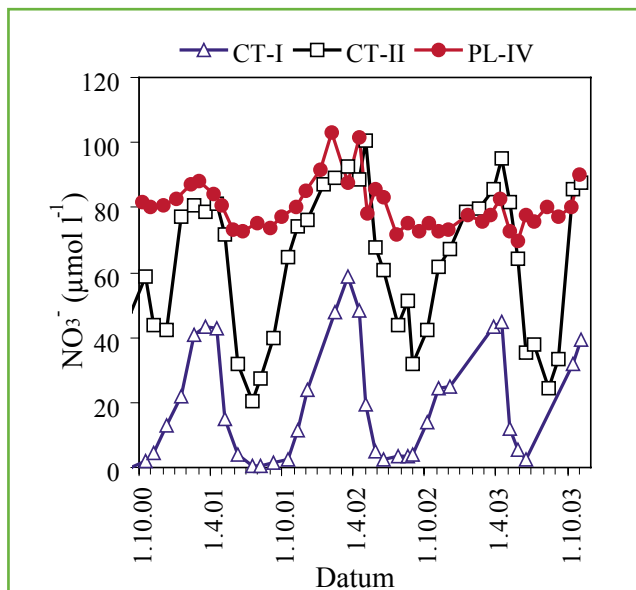
Vlivem kyselého deště a vysokých koncentrací SO_2 v ovzduší uhynulo anebo bylo výrazně poškozeno několik desítek tisíc hektarů lesů. Přesný údaj nelze zjistit, protože kromě přímého poškození vysokými koncentracemi SO_2 , kde je příčina zjevná, nelze odlišit jakým stupněm přispěl dlouhodobý stres k úhynu či poškození, které jsou přičítány na vrub suchu, hmyzím škůdcům či větrným kalamitám. Je velmi pravděpodobné, že rozsah těchto poškození by bez spolupůsobení kyselého deště byl mnohem nižší. Bohužel bude k poškozování docházet i v budoucnu – okyselování je typický kumulativní jev, jehož účinky se projevují až po dekádách působení. Stejně tak i regenerace lesních ekosystémů se opozdí o dekády za vrcholem emisí a depozice. Souhrnný efekt působení kyselých dešťů na les lze asi nejlépe přirovnat k účinkům kouření na lidský organizmus. K největšímu poškozování dochází v době, kdy kuřák žádné subjektivní potíže nepocituje a má dojem, že mu kouření neškodí. Jakmile se ale účinky projeví, obvykle ani okamžité zastavení zlovyku nevede k úplnému uzdravení. A emise kyselinotvorných látek zastaveny nebyly, byly „pouze“ radikálně sníženy. Navíc byl přirozený obranný mechanismus lesních ekosystémů významně snížen až vyčerpán. Problém je proto možné očekávat i v blízké budoucnosti, protože na holinách znovu zalesněných nevhodnými smrkovými monokulturami budou nadále půdy okyselovány, což způsobí pravděpodobně nové kolo chřadnutí smrkových lesů.

4. Saturace ekosystémů dusíkem

K dovršení hrozivé degradace půd v důsledku kyselých dešťů se v řadě horských oblastí vystavených zvýšené depozici N v současnosti ještě přidává další hrozba – saturace lesních ekosystémů dusíkem.

Vodní i suchozemské ekosystémy neovlivněné lidskou činností dospívají po dlouhodobém vývoji k rovnovážnému stadiu, kdy je jejich další rozvoj a růst limitován prvkem, který je oproti ostatním živinám minimálně dostupný. Pro neobdělávané půdy a lesy bývá často tímto limitujícím prvkem N. Za ustálených podmínek je většina N dodaného do ekosystému srážkami, suchou depozicí i vnitřními zdroji (mineralizace organické hmoty v půdách a sedimentech) využita vegetací a mikroorganismy. Jestliže však do takového systému začne vstupovat více N, než odpovídá původnímu rovnovážnému stavu, začne se ustavovat nová rovnováha. Větší přísun N z počátku zvyšuje biologickou produktivitu ekosystému a ovlivňuje druhové složení vegetace ve prospěch rostlin náročnějších na spotřebu N. Známým příkladem je změna lučních společenstev v případě aplikace dusíkatých hnojiv nebo zvýšená produktivita severských lesů díky zvýšené atmosférické depozici N.

Na velikost podílu N, který je v ekosystémech spotřebován organismy, má vliv řada faktorů. Kromě úrovně depozice N je to především druh a hustota vegetačního pokryvu a stadium jeho rozvoje. Rostoucí společenstva odebírají více N než klimaxová. Dále se uplatňují mocnost a typ půd a klimatické parametry, zejména jejich výkyvy. Atmosférická depozice N

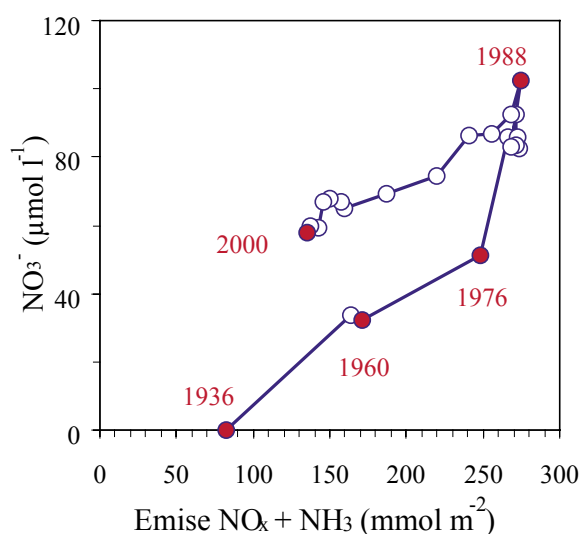


Obr. 15. Sezónní průběh koncentrace dusičnanů v přítocích šumavských jezer. Hodnoty jsou v mikromolech l^{-1} . Potok CT-I (přítok Čertova jezera) je v první fázi saturace dusíkem se zvýšenými koncentracemi dusičnanů v době tání, ale nulovými koncentracemi v létě. Potok CT-II (také Čertovo jezero) je ve druhé fázi saturace s celoročně zvýšenými koncentracemi dusičnanů, ale stále ještě sezónním trendem. Potok PL-IV (přítok Plešného jezera) je ve třetí fázi saturace s celoročně vysokými koncentracemi dusičnanů.

dlouhodobě převyšující určitou kritickou hodnotu vede k takzvané saturaci ekosystémů dusíkem, tj. ke stavu, kdy přísun N překročí jeho celkovou potřebu na straně mikroorganismů nebo vyšší vegetace. Podle současných poznatků je pro středo-evropské lesy touto kritickou zátěží zhruba $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. Jedná se o hodnotu orientační, pro jednotlivé citlivé druhy je nižší. Například švédské zdroje nově udávají pro brusinku, jako typický indikátor eutrofizace boreálních lesů, hodnotu kritické zátěže pouze $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. Pokud je překročena, brusinka dlouhodobě mizí. Průměrná hodnota celkové depozice dusíku dnes v ČR činí zhruba $15 - 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$.

Hodnoty překročení kritické zátěže pro lesní ekosystémy, kde indikátorem je smrkový les jsou v ČR výrazně překračovány (obr. 14). Nejvyšší překročení se táhne po severních horstvech od Krušných hor až po Jeseníky. I zde se jedná, podobně jako u síry, o překročení zhruba dvou ročních depozic v rámci 11-letého kumulativního překročení. Zbytek ČR má velmi podobné hodnoty překročení, a to o $10 - 20 \text{ kg ha}^{-1}$. Pouze nejnižší část jižních Čech má překročení menší než 10 kg ha^{-1} .

Jakmile jednou dospěje ekosystém do stadia, kdy přestane být schopen využívat dostupný N, vzrůstá jeho odnos především ve formě dusičnanů. V první fázi se jedná o zvýšené koncentrace v době tání, ale během letní sezóny klesají koncentrace dusičnanů zpět k nule (obr. 15). Ve druhé fázi jsou koncentrace dusičnanů zvýšeny během celého roku, ale stále ještě vykazují sezónní trend. Ve třetí fázi jsou koncentrace dusičnanů vysoké i během léta a z povodí může odtékat



Obr. 16. Průběh koncentrací dusičnanů v Černém jezeře na Šumavě (v mikromolech l^{-1}) v závislosti na ročních hodnotách měrných emisí NO_x a NH_3 na území Československa (v milimolech na m^2 území). Saturace povodí Černého jezera dusíkem nastala pravděpodobně již v 50. letech 20. století. Jakmile ekosystém dospěl do stadia, kdy přestal být schopen využívat dostupný N, rostly koncentrace dusičnanů ve vodě i při téměř konstantním množství N vstupujícího do systému (situace mezi roky 1976 a 1988). Po poklesu depozice N v 90. letech 20. století se sice koncentrace dusičnanů snížily, ale jejich hodnoty zůstávají na podstatně vyšší úrovni než při srovnatelné výši emisí N v 60. letech. Systém je saturovaný a nadbytečný dusík již nedokáže využít.

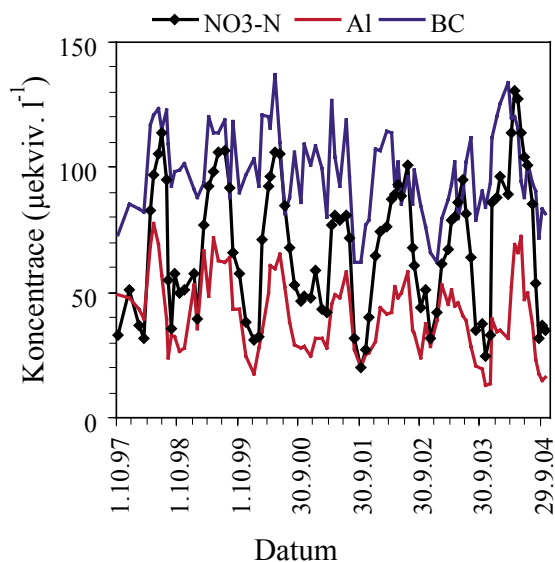
více $\text{NO}_3\text{-N}$ než do něj vstupuje společnou depozicí $\text{NO}_3\text{-N}$ a $\text{NH}_4\text{-N}$, neboť odtéká z dosud ne zcela vyjasněných důvodů i nevyužitá část N, který je generován mineralizačními pochody v půdách. V takovém stádiu se v současnosti například nachází povodí Černého a Čertova jezera na Šumavě (obr. 16).

Do podobného stavu se může lesní ekosystém dostat i skokově, například po úplném vytěžení větších lesních ploch, po jejich požáru a nebo vlivem žíru kůrovce, jako v případě oblasti Modravy či aktuálně povodí Plešného jezera na Šumavě. Efekt odlesnění na odnosy dusičnanů nespočívá pouze ve snížené akumulaci N ve dřevní hmotě, ale i ve změně hydrologických a biochemických podmínek povodí. Zrychluje se odtok vody a klesá její doba zdržení v půdách. Tím se snižuje podíl dusičnanů, který by jinak byl využit vegetací a půdními mikroorganismy. Navíc se díky přímému slunečnímu záření zvyšuje teplota půdy a urychlují mineralizační pochody, uvolňující další N dlouhodobě akumulovaný v půdě. Tyto pochody jsou ale pouze dočasné. Jakmile je lokalita porostlá transpirujícím porostem trav, vrací se hydrologické vlastnosti k normálu a také množství vyplavovaného N se snižuje. V dlouhodobé perspektivě pak ekosystém ze ztráty dusíku profituje, protože jeho následná saturace přichází později a je na dobu několika dekád sni-

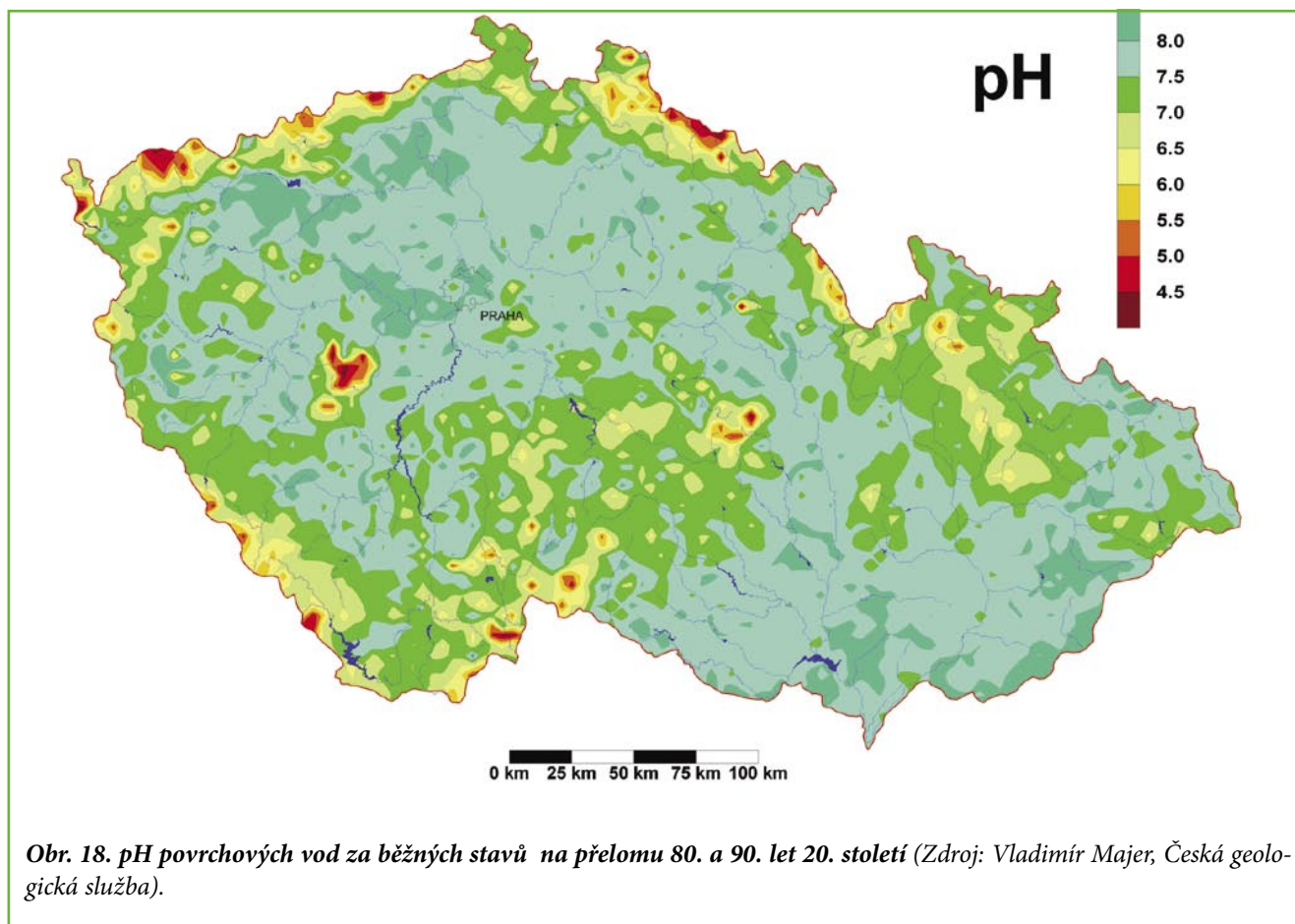
žena atmosférická depozice, protože v oblasti bez dospělých stromů je suchá depozice výrazně menší (viz. obr. 6).

Alarmující skutečností je to, že jakmile systém do stadia saturace dusíkem dospěje, zhoršuje se tento stav i při dále konstantní úrovni depozice N (obr. 16). Jak je to možné? Zvýšená koncentrace dusičnanového aniontu v odtoku z půd je kompenzována vyplavováním bazických kationtů (zejména Ca a Mg) (obr. 17). Tím jsou půdy ochuzovány o důležité živiny, což může limitovat další růst lesa, snížit odběr N a dále prohlubovat jeho saturaci dusíkem. Kromě toho volné dusičnany mobilizují hliník a zvyšují jeho koncentraci v půdních roztocích. Tím se zvyšuje toxicita Al vůči kořenovému systému stromů, klesá produktivita systému a tím odběr N. Opět se tím zvyšuje množství nespoteřebovaného N, odtok dusičnanů roste a dále se prohlubuje saturace systému dusíkem i při stabilní úrovni jeho depozice. Navíc vyplavování bazických kationtů vlivem zvýšených odtoků dusičnanů dále okyseluje půdy bez ohledu na úroveň kyselé atmosférické depozice. Kromě rychlého snižování kvality půd pro lesní porosty tak saturace dusíkem významně přispívá i k dalšímu okyselování půd a povrchových vod takto postižených oblastí.

Nadbytek dusíku má ještě jeden negativní aspekt. Zvyšuje rychlost růstu stromů. Stromy mají na jedné straně nadbytek dusíku, na druhé nedostatek bazických kationtů vyplavených kyselým deštěm z půd. Při rychlejším růstu, která je v Evropě prokázána od 50. let 20. století, vznikají disproporce ve výživě. Takto rychle rostoucí smrkové dřevo špatně vyžívá, délkové přírůsty jsou enormně velké a stromy jsou velmi náchylné



Obr. 17. Sezónní trendy koncentrací dusičnanového dusíku ($\text{NO}_3\text{-N}$), hliníku (Al) a bazických kationtů (BC = Ca + Mg + Na + K) v hlavním přítoku do Čertova jezera na Šumavě. Hodnoty jsou v mikroekvivalentech l^{-1} (1 ekvivalent = 1 mol náboje). Koncentrace Al a BC doprovázejí sezónní změny koncentrací dusičnanů. Zvýšené vyplavování dusičnanů z půd saturovaných dusíkem tak vede v větším ztrátám živin a k mobilizaci toxického hliníku.



k mechanickému poškození – velmi snadno se lámou při silných větrech, námraze či mokřím sněhu. Také bylo prokázáno, že zvýšené množství dusíku v tkáních stromů je velmi atraktivní pro patogenní škůdce – dusíkem bohaté tkáně jsou pro ně energeticky velmi atraktivní.

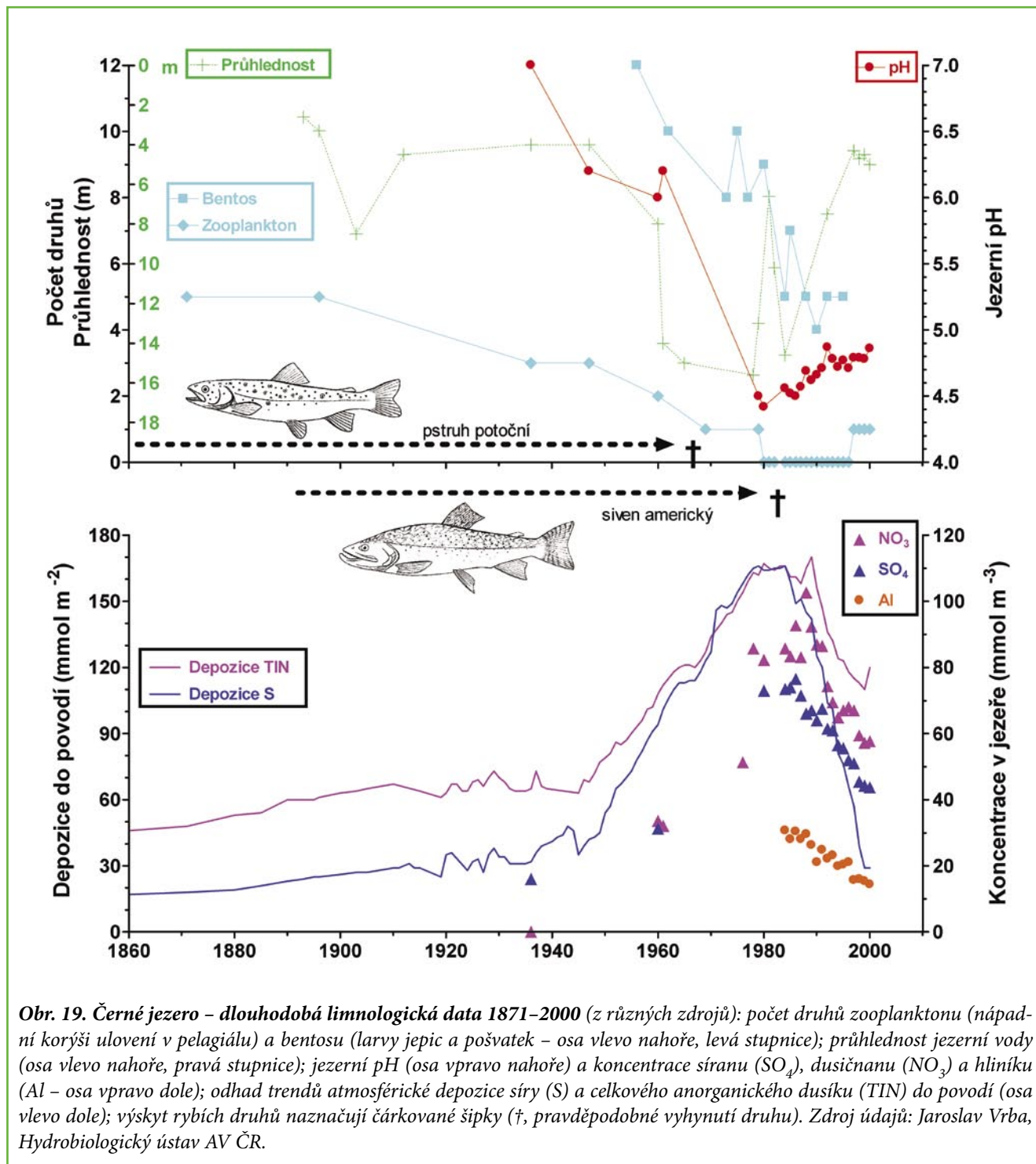
5. Okyselení jezer a potoků

Stejně jako se účinkem kyselého deště okyselily půdy, došlo i k okyselení povrchových vod. Dokud půdy byly schopny neutralizovat kyselý vstup snižováním zásob bazických kationtů v půdním iontově výměnném komplexu, podzemní a povrchové vody se neokyselovaly – kyseliny z atmosféry byly téměř kompletně neutralizovány v půdách. Protože ve střední Evropě jsou půdy poměrně mocné a jejich pufrací kapacita značná, nedošlo u nás k takovému okyselení povrchových vod jako ve Skandinávii, kde tento proces vedl k postupnému uhynutí ryb a dalších živočichů a rostlin. Tento jev je zdánlivě paradoxní, uvědomíme-li si, že ve Skandinávii nikdy nedošlo vlivem acidifikace k masivnímu poškození lesa. Rozdíl mezi střední Evropou a Skandinávií je v průměrném složení a mocnosti půd. Půdy ve Skandinávii jsou velmi chudé a málo mocné. Proto zde došlo k okyselení povrchových vod již při relativně malé depozici a složení půd, které ještě nebylo toxické pro stromy. Jednoduše řečeno, kyselý znečištění proteklo půdami, aniž by se v nich akumulovalo.

Naproti tomu většina středoevropských půd byla extrémně acidifikována ve svrchních vrstvách, kde se vytvořily toxické podmínky pro stromy. Protože ale pod kořenovou zónou jsou zde, na rozdíl od Skandinávie, obvykle ještě další vrstvy půdy, které mohou protékající vodu neutralizovat, nejsou zdejší povrchové vody tak kyselé, jako ve Skandinávii.

Přesto i v ČR jsou oblasti, kde neutralizační kapacita půd nestačila a povrchové vody jsou kyselé. Jedná se zejména o oblasti horské, kde je jednak vysoká kyselá zátěž a kde jsou půdy méně mocné a podloží tvoří špatně zvětrávající kyselé horniny. Patří sem oblasti Krušných hor, Jizerských hor, Krkonoš, Orlických hor, Jeseníků, vrcholové části Žďárských vrchů, Brd, Šumavy, Českého a Slavkovského lesa (obr. 18). Zde bylo na přelomu 80. a 90. let 20. století pH nižší než 6,5 za nízkých vodních stavů (kdy bylo mapování prováděno). To znamená, že při vyšších stavech pH klesalo pod hodnotu 5,5. Při této hodnotě se již do vody dostává z půd významné množství toxického hliníku. Nízké pH bylo měřeno i v Třeboňské pánvi – zde jsou ale zdrojem kyselosti přírodní huminové kyseliny tvořící se v rašeliništích. Podobně i ve vrcholových částech Šumavy je kyselost kombinací přírodních huminových kyselin a antropogenního okyselení.

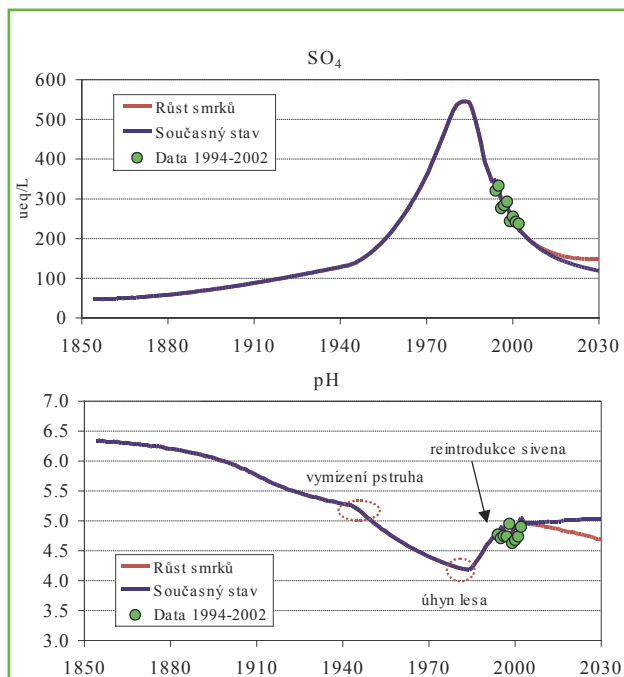
Stejně jako je hliník toxický pro kořenové systémy, je ještě spolehlivěji toxický pro ryby a jiné vodní živočichy. Hliník ryby hubí tím, že se z rozpustné formy sráží na nerozpustnou na žábách, kde je vyšší pH v porovnání s okolní vodou. Ryby se pak v podstatě udusí. Hliník jako buněčný jed také



hubí jikry nakladené na dně jezer a potoků. Různé druhy ryb jsou k této toxicitě různě odolné. Velmi citlivou rybou je losos, stejně jako pstruh a kaprovité ryby. Poměrně odolný je okoun a nejodolnějším druhem je siven americký, který dokáže žít i v poměrně kyselých vodách (až $\text{pH} = 4.8$). V ČR okyselení vod vyhubilo ryby v šumavských jezerech a v horských potocích Jizerských hor, Krkonoš, Jeseníků, Krušných hor a Orlických hor.

Nejznámější a nejdéle zkoumaná jsou v tomto směru šumavská jezera, kde jsou k dispozici údaje již z 19. století (obr.

19). Z roku 1871 pocházejí údaje o 5 druzích zooplanktonu nalezených v Černém jezeře a o výskytu pstruha potočního. Do 50. let 20. stol. kleslo množství druhů zooplanktonu na 3 druhy a pH vody se snížilo z hodnot okolo $\text{pH} = 7$ v 30. letech na pH přibližně 6 v 50. a začátkem 60. let 20. století. Z roku 1970 již je evidován jen jeden druh zooplanktonu a koncem 60. let zmizel z jezera pstruh potoční. Na přelomu 70. a 80. let mizí z jezera zooplankton zcela a pH vody je na hodnotě 4.4. Siven mizí v průběhu 70. let. V jezeře je vysoká průhlednost vody (až 16 m) protože ve vodě je minimum organismů.



Obr. 20. Dlouhodobý chemismus potoka Černá Nisa (povodí Uhlířská) v Jizerských horách modelovaný biogeochemickým modelem MAGIC pro období 1855-2030. Povodí bylo odlesněno v 80. letech 20. století. Scénář „Současná stav“ nepředpokládá růst dospělého smrkového lesa na odlesněných místech. Scénář „Růst smrku“ předpokládá plné zalesnění a růst smrků na dosavadních holinách.

V této době vrcholí okyselení jezer, stejně jako depozice síry a dusíku (spodní část obr. 19). V jezerní vodě jsou měřeny sírany a dusičnany pocházející z depozice kyseliny sírové a dusičné již od 30. let 20. století a jejich koncentrace vrcholí v první polovině 80. let. Od té doby poměrně strmě klesají, ale jen mírně roste pH (z hodnoty 4,4 na 4,8 během 20 let). Jak roste pH, klesají i koncentrace hliníku ve vodě (obr. 19). Zatímco atmosférická depozice síry je dnes na úrovni 40. let a depozice dusíku na úrovni 70. let, pH jezerní vody zdaleka takového zlepšení nedosahuje. Voda je mnohem kyslejší a odpovídá zhruba situaci poloviny 70. let. Až koncem 90. let se objevuje opět jeden druh zooplanktonu, množství druhů bentosu je stále minimální. Regenerace je, stejně jako v případě půd, velmi zpožděna vyčerpáním zásoby bazických kationtů v půdách a poklesem depozice bazických kationtů. Pozvolná regenerace Černého i ostatních šumavských jezer bude trvat ještě několik desetiletí, a je v tuto chvíli nezodpověditelnou otázkou, zda někdy vůbec dospěje do stavu v jakém se nacházela v 19. století.

Poněkud jinak probíhalo okyselení a následná regenerace potoků v Jizerských horách. Zde také došlo v důsledku vysoké depozice síry a dusíku k okyselení půd a poté i povrchových vod. Došlo zde ale také k masivnímu odumření smrkového lesa v důsledku acidifikace půd. Scénář vývoje vypadá následovně: Od 19. století se potok Černá Nisa ve vrcholové oblasti

Jizerských hor pozvolna okyseloval díky rostoucí depozici síry z blízkých zdrojů v českých a polských uhelných pánvích (obr. 20). V potoce rostly koncentrace síranů z kyseliny sírové. V 50. letech, kdy pH potoka kleslo na hodnoty mezi 5,5-5,0, je doloženo vymizení pstruhů z potoka a přehrady Bedřichov, která je Černou Nisou napájena. Několik pokusů o reintrodukcii ryb během 60. a 70. let byly neúspěšné. Koncentrace síranů s rostoucí depozicí S rostly, pH se snižovalo a koncentrace hliníku zvyšovaly až do úhynu smrkového lesa na většině povodí Černé Nisy v polovině 80. let. V tu chvíli se radikálně snižuje velikost atmosférické depozice, protože mizí složka suché depozice (viz. obr. 6) zprostředkovaná jehlicemi smrků. Od té chvíle v potoce klesají koncentrace síranů a roste pH, klesají koncentrace hliníku, přestože emise S jsou stále ještě vysoké (obr. 4). V roce 1992 jsou do potoka po 4 desetiletích úspěšně reintrodukováni siveni američtí. Od té doby se zde jejich populace i úspěšně množí. Pokus o reintrodukcii pstruha se nezdařil, neboť pro něj je voda stále příliš kyselá a toxická vlivem hliníku. Zatímco regenerace šumavských jezer bude zřejmě postupně pokračovat, u Černé Nisy to zdaleka není jisté. Hlavní příčinou regenerace bylo rychlé snížení depozice po úhynu smrků v povodí. Pokud tyto části zůstanou nezalesněné, bude regenerace úspěšně pokračovat (obr. 20, scénář „Současný stav“). Pokud ale sazenice smrků na holinách úspěšně porostou, vzroste opět suchá depozice síry a dusíku a dosavadní regenerace se může obrátit k nové acidifikaci, i když mnohem menší, než byla ta minulá. Navíc se ale projeví acidifikace půd v důsledku odčerpání bazických kationtů rostoucím lesem. Pro rybí populaci to může mít v průběhu příštích 20 let fatální důsledky – voda se opět okyselí tak, že v ní ryby nebudou moci žít.

Podobnou regeneraci zaznamenaly potoky v celé odlesněné oblasti Jizerských hor a všechny budou čelit podobným problémům, protože holiny byly zalesněny prakticky pouze smrkem.

6. Výhled do budoucnosti

V roce 1999 bylo v České republice dokončeno odsíření velkých zdrojů oxidu siřičitého, které stabilizovalo celkové emise síry na 10 % úrovně emisí z poloviny 80. let (z 2,27 milionu tun SO₂ v roce 1985 na 0,25 milionu tun SO₂ v roce 2002). Už v roce 1999 tak ČR splnila závazek vyplývající z Protokolu o snižování acidifikace, eutrofizace a přízemního ozonu z roku 1998 (detailní popis v Příloze I.). Ten předepisuje ČR pro rok 2010 emise 0,28 milionu tun SO₂. Emise oxidů dusíku klesly v průběhu devadesátých let o přibližně 50 % a změnila se jejich struktura – hlavním zdrojem se stala doprava, která byla v roce 2001 zdrojem 60 % emisí NO_x, zatímco v roce 1990 to bylo pouze 28 %. Závazek pro rok 2010 předpokládá již jen mírné snížení celkových emisí NO_x. Emise amoniaku jsou už dnes pod hranicí závaznou pro rok 2010 a další pokles nelze očekávat.

U obou látek, síry i dusíku, byly v současnosti vyčerpány meze významného snižování emisí – po dalších nejméně pět let tak zůstanou na současné úrovni. Relativní sniže-

ní emisí síry je sice obrovské, ale i tak stále jejich depozice významně okyselují prostředí. Podle modelů, které simulují odezvu ekosystémů na různou velikost kyselé depozice, současná výše emisí nedovolí zejména v horských oblastech významnou samovolnou obnovu půdního prostředí, pokud zde budou pěstovány smrkové monokultury. Průměrné koncentrace SO_2 v ovzduší také velmi poklesly a dnes jsou na 98 % území ČR nižší než $20 \mu\text{g m}^{-3}$, což je hodnota imisního limitu na ochranu vegetace a ekosystémů stanovená Evropskou komisí. To ale pouze znamená, že se výrazně snížilo nebezpečí přímého poškození stromů, ale tento limit nijak neřeší dlouhodobé okyselování půd.

Přes obrovský úspěch ve snižování emisí síry na našem území, zůstává Česká republika stále jejím významným producentem. Musíme si uvědomit, že dnešní emise SO_2 v ČR jsou srovnatelné s emisemi například celého Švédska, Norska a Finska dohromady. V roce 1996 tyto státy vypouštěly 0,22 milionu tun SO_2 , ovšem na území zhruba patnáctkrát větším než Česká republika. To znamená stále dvanáctkrát vyšší měrné emise v ČR. Přesto ve Skandinávii stále probíhá rozsáhlá diskuse na téma poškození lesů a vod kyselými dešti.

Přesto, že je další snižování emisí kyselých polutantů nadále velmi žádoucí, nedá se s ním v nejbližší době reálně počítat. Z předchozích odstavců je zřejmé, že pro současnou dekádu se již neuvažuje o žádném legislativním opatření ke snižování národních emisí a tím následně i ke snížení kyselé depozice. Naopak, např. v ukazateli depozice dusíku se situace pravděpodobně ještě mírně zhorší v důsledku rostoucí dopravní zátěže. Z důvodu nárůstu cen elektřiny a plynu lze očekávat i zvýšení počtu míst vytápěných uhlím,



Foto 1. Mladé husté smrčiny trpící nedostatkem bazických kationtů (zejména Mg) a nadbytkem dusíku na náhorní plošině Jizerských hor.



Foto 2. I na vrcholech hor se po odumření jehličnanů dobře daří listnáčům (Orlické hory)

což může opětovně mírně zvýšit depozice síry oproti současné úrovni. Z toho vyplývá, že se s kyselým deštěm musíme naučit žít a co nejlépe se přizpůsobit tam, kde jeho vliv můžeme aspoň částečně snížit či kompenzovat jinak, než omezením emisí.

Nutná je hlavně změna lesního hospodářství v nejpostiženějších oblastech. Měli bychom zde pěstovat velký podíl listnatých lesů, protože díky nízkému zachytu suché depozice se z nich do půdy dostane nižší množství kyselin než z jehličnanů. Navíc jsou listnaté lesy odolnější vůči hliníkové toxicitě půd a hlubší kořenové systémy jsou schopné transportovat bazické kationty z nižších půdních horizontů. Také jejich opad tvoří mnohem příznivější humus a napomáhá rychlejšímu vracení bazických kationtů do půd. Dále je žádoucí, aby na nejzatíženějších místech nebyl les sázen znovu a znovu za jakoukoliv cenu – bezlesí totiž vede k obnově půd, navíc si ušetříme nadměrné náklady spojené s udržováním lesa na místech, kde se mu nedaří. Přirozený vývoj časem stejně ukáže, jaké dřeviny se na těchto lokalitách dokáží udržet – a to zcela zdarma, i když pravděpodobně až po několika desetiletích.

Co se týče situace ve světě, Evropa a severní Amerika budou v nejbližších letech revidovat protokoly omezující emise kyselinotvorných sloučenin – další redukce jsou sice očekávány, ovšem spíš v horizontu několika desetiletí. Největším světovým producentem kyselého deště je dnes Čína – uhlí má dostatek, průmysl na vzestupu a situace se tam poněkud podobá 50. a 60. letům 20. století v Evropě. I z tohoto hlediska je určitě dobré, že další konference Acid Rain se v roce 2010 bude konat v Číně.

Příloha I.

Úmluva EHK OSN o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států

Pavel Jílek, Ministerstvo životního prostředí

Význam úspěšného působení „Úmluvy EHK OSN o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států z roku 1979 při řešení problému kyselého deště“ ocenila 7. mezinárodní konference o kyselých deštích a jejich účincích „Acid Rain 2005“ zařazením vystoupení předsedy Výkonného orgánu Úmluvy pana Haralda Dovlanda do programu slavnostního úvodního plenárního zasedání, jakož i přednášky dalších významných expertů podílejících se na aktivitách vedených v rámci Úmluvy do agendy odborných sekcí. V následujícím textu budou stručně připomenuty historické souvislosti vzniku a vývoje Úmluvy, která 13. listopadu 2004 oslavila již 25. výročí.

I.1. Vznik Úmluvy EHK OSN o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států

V druhé polovině minulého století začalo obyvatelstvo severní polokoule s rostoucími obavami registrovat hrozivé důsledky svého vlastního konání, které se jasně projevíly v poškození životního prostředí a ohrožení lidského zdraví. Toto téma se stalo obecně uznávaným a prosazovaným i při iniciativách směřujících k zmírnění rizik antipatie tehdy dvou směrdatných politických a ekonomických systémů, které vrcholily zejména v sedmdesátých letech.

Vzhledem k vědeckým důkazům o vlivu znečištění přenášeného na velké vzdálenosti ovzduším přes hranice států, např. již v šedesátých letech o okyselování skandinávských jezer oxidy síry emitovanými v jiných evropských zemích, ukázala se nezbytnost mezinárodního právního nástroje podporujícího řešení takových problémů jako je acidifikace. Rozhodujícím podnětem v tomto směru byla Světová konference OSN o životním prostředí člověka ve Stockholmu, konaná ve dnech 5. až 17. června 1972, kterou uspořádala po několikaleté přípravě EHK OSN. Zástupci tehdejšího Československa se této konferenci neúčastnili, zřejmě z důvodu kritiky za významný podíl na přeshraničním přenosu znečištění ovzduší a vod v Evropě. Na konferenci průmyslově rozvinuté státy navrhovaly soustředit se na antropogenní vlivy na životní prostředí, zatímco rozvojové státy se dožadovaly podpory pro jejich sociální a hospodářský rozvoj. Závěry konference, které apelovaly na povinnost států zajistit, že činnosti prováděné na jejich území nevyvolají škody na životním prostředí v jiných zemích,

vytvořily i předpoklady pro zahájení tzv. Helsinského procesu (Konference o bezpečnosti a spolupráci v Evropě) v listopadu 1972, který se rozvíjel následujících sedm let.

Od roku 1977 byl uveden do činnosti Evropský monitorovací a vyhodnocovací program (European Monitoring and Evaluation Programme) – EMEP, který se zaměřil na sběr emisních údajů z jednotlivých evropských zemí a poskytování informací o transformaci a transportu znečišťujících látek v atmosféře, jakož i o jejich následné depozici, včetně vyhodnocování exportu/importu emisí u jednotlivých zemí.

Návrh na mezinárodní konvenci o dálkovém přeshraničním znečišťování ovzduší zahrnující region EHK OSN byl prosazován Norskem od počátku roku 1977 a následně byl prezentován společný koncept skandinávských zemí. Konsensuální návrh textu Úmluvy EHK OSN o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution – dále jen CLRTAP) byl po obtížném vyjednávání předložen k podpisu na zasedání EHK OSN o ochraně životního prostředí na ministerské úrovni 13. listopadu 1979 v Ženevě. Do účinnosti CLRTAP vstoupila po ratifikaci dvaceti čtyřmi signatáři 16. března 1983. Státní útvar, na jehož území se tehdy Česká republika nacházela, uložil ratifikační listinu u generálního tajemníka Organizace spojených národů, který je depozitářem této Úmluvy, dne 23. prosince 1983 a CLRTAP pro něj nabyla platnosti 22. března 1984. CLRTAP byla pak vyhlášena, včetně jejího českého znění, vyhláškou č. 5/1985 Sb. ministra zahraničních věcí ze dne 27. listopadu 1984, o Úmluvě o dálkovém znečišťování ovzduší přecházejícím hranice států. Česká republika přijala Úmluvu ke dni svého vzniku 1. ledna 1993 formou nástupnictví (succession) po bývalém Československu. V současné době je smluvními stranami CLRTAP 49 států na území Severní Ameriky, Evropy a Střední Asie (viz tab. I.1.).

I.2. Cíl CLRTAP

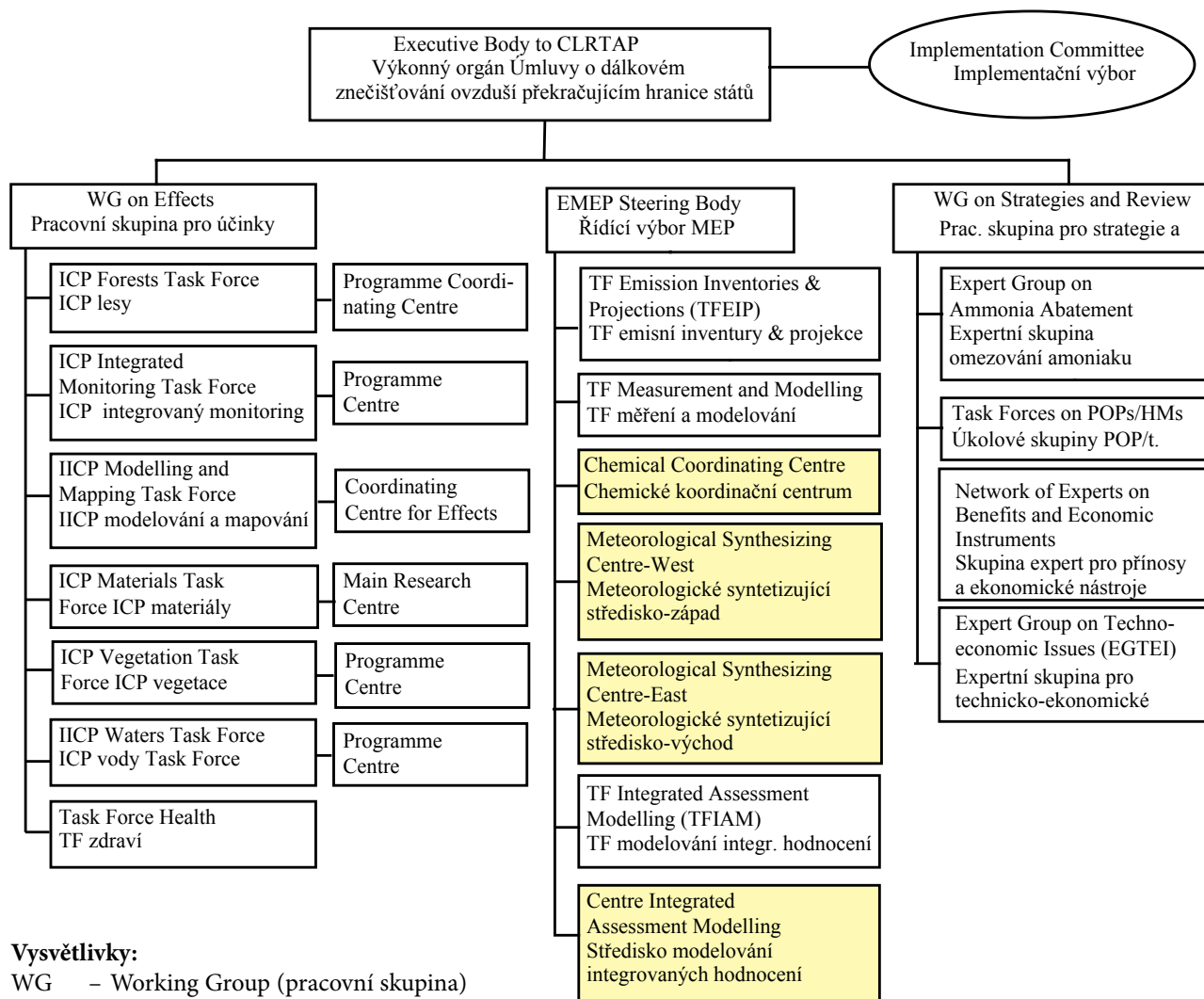
Sjednání CLRTAP za účasti států v té době nepřátelských, bylo bezesporu historickým úspěchem, přestože smluvními stranám nebyla tímto aktem uložena ještě žádná měřitelná konkrétní povinnost pro omezení určitých látek znečišťujících ovzduší. CLRTAP deklaruje především vůli smluvních stran, které jsou rozhodnuty chránit člověka a jeho životní prostředí

Tabulka I.1. Stav CLRTAP a připojených Protokolů*P – podpis, R – ratifikace nebo jiný způsob právního uznání (např. sukcese)*

	1979 CLRTAP	1984 EMEP	1985 1.SO ₂	1988 NO _x	1991 VOCs	1994 2.SO ₂	1998 POPs	1998 HMs	1999 Göteborg
Arménie	R						P	P	P
Rakousko	P+R	R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P
Azerbajdžán	R								
Bělorusko	P+R	P+R	P+R	P+R					
Belgie	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P	P	P
Bosna+Herc.	R	R							
Bulharsko	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P	P+R	P+R	P
Kanada	P+R	P+R	P+R	P+R	P	P+R	P+R	P+R	P
Chorvatsko	R	R				P+R	P	P	P
Kypr	R	R		R			P+R	P+R	
Česká republ.	R	R	R	R	R	P+R	P+R	P+R	P+R
Dánsko	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R
Estonsko	R	R	R	R	R				
Finsko	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R
Francie	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P
Gruzie	R								
Německo	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R
Řecko	P+R	R		P+R	P	P+R	P	P	P
Vatikán	P								
Maďarsko	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P	P
Island	P+R						P+R	P	
Irsko	P+R	P+R		P+R		P+R	P	P	P
Itálie	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P	P	P
Kazachstán	R								
Kyrgystán	R								
Lotyšsko	R	R					P	P+R	P+R
Lichtenštejnsko	P+R	R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P
Litva	R	R					P	P+R	R
Lucembursko	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R
Malta	R	R							
Monako	R	R			R	R		R	
Nizozemí	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R
Norsko	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R
Polsko	P+R	R		P		P	P	P	P
Portugalsko	P+R	R			P		P	P	P+R
Makedonie	R								
Moldávie	R						P+R	P+R	P
Rumunsko	P+R	R					P+R	P+R	P+R
Ruská federace	P+R	P+R	P+R	P+R		P			
San Marino	P								
Srbsko+Č.hora	R	R							
Slovensko	R	R	R	R	R	P+R	P+R	P+R	P+R
Slovinsko	R	R				P+R	P	P+R	P+R
Španělsko	P+R	R		P+R	P+R	P+R	P	P	P+R
Švédsko	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R
Švýcarsko	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P+R	P
Turecko	P+R	P+R							
Ukrajina	P+R	P+R	P+R	P+R	P	P	P	P	
Spojené král.	P+R	P+R		P+R	P+R	P+R	P	P	P
USA	P+R	P+R		P+R	P		P	P+R	P+R
ES	P+R	P+R		R	P	P+R	P+R	P+R	R
Celkem	32/49	22/41	19/22	25/29	23/21	28/25	36/21	36/24	31/17

Vysvětlivky:**1979 CLRTAP** – Úmluva o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států**1984 EMEP** – Protokol o dlouhodobém financování Programu spolupráce při monitorování a vyhodnocování dálkového přenosu látek znečišťujících ovzduší v Evropě (EMEP), vyhlášen 28. září 1984, účinnost od 28. ledna 1988**1985 1.SO₂** – Protokol o snížení emisí síry nebo jejich toků přesahujících hranice států nejméně o 30 % z roku 1985, účinnost od 2. září 1987 (1. protokol o síře)**1988 NO_x** – Protokol o snižování emisí oxidů dusíku nebo jejich toků přes hranice států, z roku 1988, účinnost od 14. února .1991 (Protokol o NO_x)**1991 VOCs** – Protokol o omezení emisí těkavých organických látek nebo jejich toků přes hranice států, z roku 1991, účinnost od 29. září 1997 (Protokol o VOC)**1994 2.SO₂** – Protokol o dalším snížení emisí síry, z roku 1994, účinnost od 5. srpna 1998 (2. protokol o síře)**1998 POPs** – Protokol o persistentních organických polutantech, z roku 1998, účinnost od 23. října 2003**1998 HMs** – Protokol o těžkých kovech, z roku 1998, účinnost od 29. prosince 2003**1999 Göteborg** – Protokol k omezení acidifikace, eutrofizace a přízemního ozonu z roku 1999, účinnost od 17. května .2005, ČR jako 12. země v pořadí jej ratifikovala 12. srpna 2004

Obr. I.1. Organizační struktura CLRTAP

**Vysvětlivky:**

WG – Working Group (pracovní skupina)

TF – Task Force (úkolová pracovní skupina)

ICP – International Cooperative Programme (mezinárodní kooperativní program)

* – New 2005 TF and Expert Group: TASK FORCE ON THE HEMISPHERIC TRANSPORT OF AIR POLLUTION; EXPERT GROUP ON PARTICULATE MATTER (PM) (nové skupiny ustavené rozhodnutím 22. zasedání EB v prosinci 2004)

před znečišťováním ovzduší a budou usilovat o omezování a pokud možno postupně snižovat a předcházet znečišťování ovzduší, včetně dálkového znečišťování ovzduší přecházejícího hranice států. Dále uvádí, že smluvní strany v rámci této úmluvy budou prostřednictvím výměny informací, konzultací, výzkumu a monitorování provádět bez zbytečných průtahů politiku a strategii, jež bude sloužit jako prostředek boje proti vypouštění látek znečišťujících ovzduší berouce přitom v úvahu úsilí, které již bylo vykonáno na národní a mezinárodní úrovni. Přes některé diplomaticky opatrné formulace, CLRTAP stanovila strategický základ postupu ke skutečnému omezení emisí a zavázala smluvní strany ke spolupráci v oblastech zahrnujících řízení kvality ovzduší, výzkum a vývoj, výměnu informací a realizaci Kooperativního programu monitorování a vyhodnocování dálkového přenosu látek znečišťujících ovzduší v Evropě (EMEP), včetně jeho dalšího

rozvoje. Tyto principy jsou uplatněny v protokolech následně připojovaných k CLRTAP, jakožto rámcové smlouvě, které již stanoví konkrétní závazky ve snižování emisí látek znečišťujících ovzduší, v první řadě způsobujících okyselování (viz tab. 1). Texty protokolů i Úmluvy jsou dostupné na adresách:

http://www.unece.org/env/lrtap/status/lrtap_s.htm

http://www.unece.org/env/lrtap/lrtap_h1.htm

I.3. Organizační struktura CLRTAP a protokoly

Vrcholným orgánem CLRTAP je Výkonný orgán (Executive Body – EB), který je tvořen delegovanými představiteli všech smluvních stran a schází se nejméně jedenkrát za rok. Výhradně v jeho kompetenci je hodnotit realizaci

Úmluvy, vytvářet podle potřeby pracovní skupiny pro posuzování otázek týkajících se plnění a rozvoje CLRTAP, které budou za tímto účelem připravovat příslušné studie a jinou dokumentaci a předkládat doporučení Výkonnému orgánu k posouzení a plnit jakékoli jiné funkce, které mohou být vhodné podle ustanovení této úmluvy. Výkonný orgán využívá Řídícího výboru (Steering Body – SB) pro EMEP jako integrální součásti vykonávání Úmluvy, zvláště pak s ohledem na shromažďování údajů o vědecké spolupráci. Při výkonu svých funkcí EB, uzná-li to za vhodné, rovněž využívá informací jiných kompetentních mezinárodních organizací (např. WHO).

Pouze na úrovni EB mohou být přijímána rozhodnutí politického a strategického charakteru, připravená v konceptech podřízenými pracovními skupinami. Patří mezi ně vytyčení dalších postupů k dosažení cílů CLRTAP, hodnocení plnění stanovených plánů práce a přijímání plánů práce pro nadcházející období, včetně jejich rozpočtů. EB rozhoduje o organizační struktuře CLRTAP a schvaluje ustavení Úkolových skupin (Task Force – TF) a Expertních skupin (Expert Group – EG), včetně jejich mandátů. Schvaluje podíly smluvních stran na závazných příspěvcích k finančnímu zajištění rozpočtu EMEP a na „dobrovolných“ příspěvcích k zajištění stěžejních vědeckých činností (Core Activities). Protokoly připojované k CLRTAP jako rámcové úmluvě jsou na úrovni EB závěrečně projednávány na základě konceptů připravených a podrobně diskutovaných v Pracovní skupině pro strategie. Protokoly jsou také v konečné fázi vyloženy k podpisu na zasedáních EB konaných na ministerské úrovni. Současná struktura orgánů CLRTAP je zřejmá z obr. I.1.

V organizační struktuře hlavních orgánů CLRTAP byla pro rozvíjení strategie Úmluvy a přípravu návrhů protokolů určena Pracovní skupina pro strategie (WGS), nyní Pracovní skupina pro strategie a revise (WGSR), které EB udělil mandát výhradního fóra pro vyjednávání. V současné době je pověřena i přípravou revisí a změn protokolů, se kterými se počítá přímo v jejich textech (Protokoly o POPs a HMs a Göteborgský protokol). Odborné zázemí WGSR tvoří TF a EG pro těžké kovy, POPs, amoniak, PM, technicko-ekonomické otázky a hemisférický transport emisí. Pracovní skupinou pro účinky (WGE) jsou zabezpečovány stěžejní vědecké aktivity zaměřené na hodnocení účinků znečišťování ovzduší, které jsou prováděny v Mezinárodních programech spolupráce (ICP) pro lesy, vegetaci, materiály a vody a TF pro mapování kritických zátěží a pro zdravotní důsledky. SB EMEP řídí provádění Kooperativního programu a zajišťuje prostřednictvím podřízených TF řešení problematiky emisních inventur a projekcí, monitoringu a modelování znečištění ovzduší a modelování integrovaných hodnocení. Zejména při zpracování konceptů pro návrh posledního Göteborgského protokolu a v přípravě jeho revise byly prakticky uplatněny metody integrovaných hodnocení reflektující multipolutantový/multiúčinkový přístup, realizované v uznaném modelu RAINS (IIASA), který je základním nástrojem TF pro modelování integrovaných hod-

nocení (TFIAM). Významným a relativně novým orgánem CLRTAP je Implementační výbor (IC), který je zřízen na základě ustanovení 2. protokolu o síře a po jeho nabytí účinnosti vykonává svou činnost v přímé vazbě na EB. Úkolem IC, jehož členové jsou voleni na zasedání EB, je zkoumat jak se provádějí ustanovení Protokolů a zda smluvní strany plní své závazky. Oporou pro tuto kontrolní činnost jsou zejména odpovědi smluvních stran na rozsáhlý dotazník, který je jim předáván v termínech stanovených EB, a který slouží rovněž ke zpracování a vydávání souhrnných zpráv o strategiích a politikách v příslušném období. O svých zjištěních IC podává zprávy EB, včetně návrhů doporučení k řešení případných nesouladů.

I.4. Závěr

CLRTAP a její protokoly ovlivnily obecné vnímání problematiky ochrany ovzduší, což ve svém důsledku znamenalo soustředění zdrojů na splnění jejich základních požadavků a přijetí konkrétních opatření. Tak Úmluva přispěla k rychlému a zásadnímu snížení nadměrných emisí a tím i k celkovému ozdravení ovzduší v ČR. Její naplňování mimo to podpořilo rozvoj řady vědeckovýzkumných disciplin souvisejících se závazky připojených protokolů, např. mapování kritických zátěží acidifikujícími a eutrofizujícími depozicemi a expozice troposférickým ozonem, matematické modelování, vývoj environmentálně přijatelných výrobních technologií, vývoj technik a metod pro měření a výpočty emisí apod. Kromě výhod plynoucích z oficiální mezinárodní spolupráce v rámci CLRTAP je evidentní i zvýšení odborné úrovně pracovníků zapojených do ochrany ovzduší a jimi používaných metod práce. CLRTAP představuje informačně otevřený systém umožňující čerpat ze získaných poznatků a údajů a obecně přináší inovační náměty pro zlepšení způsobu řešení problémů znečišťování ovzduší na vědeckém základě. Cíle CLRTAP a závazky jednotlivých protokolů se staly součástí české legislativy na ochranu ovzduší i strategických dokumentů, jako je Státní politika životního prostředí nebo Integrovaný národní program snižování emisí. Česká republika má dnes čistší ovzduší než v minulých několika dekádách a podíl Úmluvy a jejích protokolů na tomto stavu je nepochybný. I v ČR je proto možno sdílet všeobecně přijímané hodnocení CLRTAP jako jednoho z historicky nejúspěšnějších environmentálních mezinárodních právních nástrojů.

Současná aktivita CLRTAP se soustřeďuje zejména na přípravu revisí posledních tří protokolů, tj. výběr a odůvodnění dalších znečišťujících látek jako kandidátů k doplnění, návrhů na úpravy ustanovení protokolů k zajištění jejich vyšší účinnosti na snížení znečišťování a k dosažení dalších cílů. Z hlediska strategie efektivnějšího provádění stěžejních vědeckých činností se prohlubuje spolupráce s podobnými programy Evropské unie, v současnosti s Programem čisté ovzduší pro Evropu (CAFE).

Příloha II.

Strategie EU pro oblast kvality ovzduší – CAFE

Jiří Morávek, Ministerstvo životního prostředí

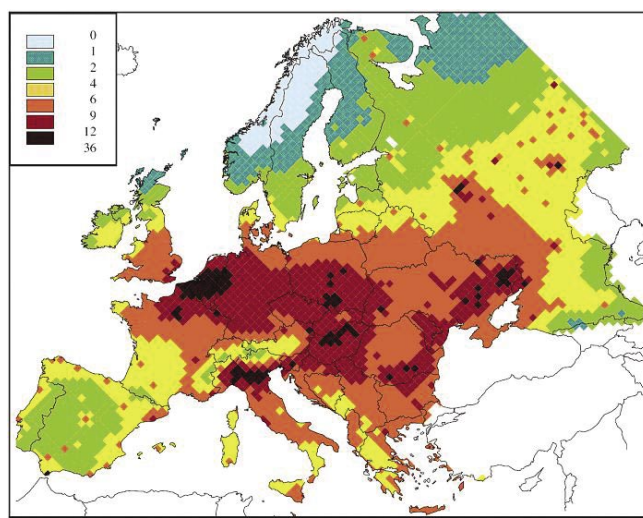
V rámci sekce „Regional and hemispheric strategies“ byl na program konference „Acid Rain 2005, 7th International Conference on Acid Deposition“ zařazen i příspěvek zástupce Evropské komise M. Vainio „What makes policy makers tick: using scientific knowledge in the Clean Air for Europe Programme“. V tomto příspěvku byly nastíněny důvody zpracování a průběh zpracování tematické strategie Evropské unie pro oblast kvality ovzduší. Tato tematická strategie je stejně jako strategie dalších složek životního prostředí zpracovávána na základě dokumentu EU „Životní prostředí 2010 – Naše budoucnost, naše volba, 6. akční program pro životní prostředí v Evropě“ (dále jen „program“).

Životní prostředí 2010 – Naše budoucnost, naše volba, 6. akční program pro životní prostředí v Evropě

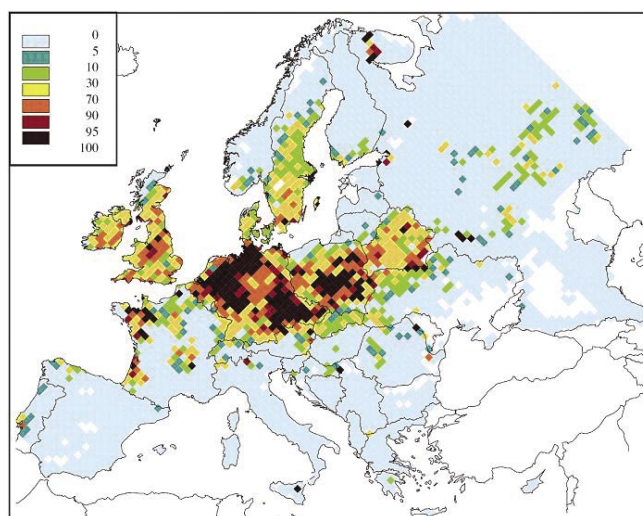
Během posledních let došlo k výraznému snížení emisí znečišťujících látek do ovzduší zejména z elektráren a průmyslových zařízení a tím i k výraznému zlepšení kvality ovzduší. Některé znečišťující látky však i přesto zůstávají problematické, zejména suspendované částice („prach“) a troposférický ozón (tzv. přízemní ozon), které mají každoročně za následek zdravotní problémy velkého počtu obyvatel. Proto je nezbytné přijmout v tomto ohledu nová specifická opatření a využít veškerých dostupných nástrojů ke snižování imisní zátěže.

Program si klade za **obecný cíl** dosáhnout takové kvality ovzduší, která by neměla za následek nepříjemné dopady nebo rizika na zdraví lidí a životní prostředí. Tento cíl by měl být sledován v rovině legislativy ES, v rovině spolupráce na mezinárodní úrovni směřujících ke snížení přeshraničního znečištění, v rovině spolupráce se sektory zodpovědnými za znečištění ovzduší, s dotčenými úřady a s nevládními organizacemi a v rovině výzkumu.

Program také rozvádí **jednotlivé akce**, které budou realizovány za účelem splnění nastavených cílů, např. **přezkoumání programů** ke zlepšení kvality ovzduší jednotlivých členských států, aby bylo možno zajistit jejich účinnost a **vpracování tematické strategie** jako úplného, integrovaného a souvislého rámce pro legislativní předpisy a s nimi související politické iniciativy pro oblast kvality ovzduší.



Obr. II.1. Snížení předpokládaného středního věku dožití, které může být přisouzeno příspěvku PM 2,5 (v měsících) při emisích měřených v roce 2000 (vypočteno pro meteorologické podmínky roku 1997).



Obr. II.2. Procento lesů, kde je atmosférická depozice vyšší než kritická zátěž pro rok 2000 (výpočet proveden pro meteorologické podmínky roku 1997 s použitím specifické depozice v lesních ekosystémech)

Aktuální stav kvality ovzduší v ČR

V České republice, stejně jako ve většině ostatních členských států EU, dochází k překračování limitních hodnot pro ochranu zdraví lidí pro suspendované částice frakce PM₁₀ a troposférický ozon. Za 1. polovinu roku 2005 došlo k překročení povolené četnosti překročení imisního limitu pro suspendované částice frakce PM₁₀ téměř na polovinu stanic sledujících koncentrace znečišťujících látek v ovzduší (jedná se o stanice s automatizovaným měřícím programem). Řešení je třeba hledat nejen na úrovni jednotlivých členských států, ale především společně na úrovni celé Evropské unie.

The Clean Air for Europe Programme – CAFE

Ke schvalování tématické strategie pro oblast kvality ovzduší dochází v rámci programu CAFE, který se zabývá zejména problémy s překračováním limitních hodnot pro ochranu zdraví pro suspendované částice frakce PM₁₀ a troposférický ozon. Program CAFE je určen pro koordinaci dlouhodobé strategie řízení znečištění kvality ovzduší pro členské státy EU a k ochraně proti poškozování zdraví a životního prostředí a vychází ze sdělení Evropské komise ze dne 4. 5. 2001 „The Clean Air for Europe Programme: Towards a Thematic Strategy for Air Quality“.

Jako hlavní cíle bylo definováno **zjištění mezer a stanovení priorit** pro další akce (zejména pokud jde o suspendované částice, troposférický ozon a oxidy dusíku), **revize současných legislativních norem kvality ovzduší** a **zlepšení systému sběru informací, modelování a predikce znečištění ovzduší**.

Připravená tématická strategie by měla být prezentována Evropskou komisí ve třetím čtvrtletí roku 2005 a očekává se, že přinese návrhy na změny zejména v těchto oblastech:

- **doporučení na revizi směrnice o národních emisních stropích** (zvažují se emisní stropy pro roky 2015 nebo 2016 a 2020). Česká republika si připravuje podklady pro vyjednávání o hodnotách možných budoucích národních emisních stropů. V ČR jsou stále výrazně překračovány kritické zátěže pro lesní ekosystémy (obr. II.2.).
- **zjednodušení legislativy ES o kvalitě ovzduší** (uvažuje se o sjednocení všech směrnic o kvalitě ovzduší do jednoho právního předpisu).
- **zavedení sledování suspendovaných částic frakce PM_{2,5}**. Limitování této frakce suspendovaných částic je zvažováno formou národního emisního stropu nebo limitní hodnotou pro koncentrace v ovzduší. V ČR již probíhá

sledování koncentrací suspendovaných částic frakce PM_{2,5} na celém území ve všech zónách a aglomeracích a vzhledem k přímější vazbě této frakce na lidské zdraví (obr. II.1.) bychom uvítali stanovení limitní hodnoty pro koncentrace v ovzduší.

- dalším zásadním bodem je **možný návrh na přípravu legislativy pro malé zdroje**. Malé zdroje znečištění ovzduší se v ČR výrazně negativně podílejí na kvalitě ovzduší, zejména pak v malých sídlech. Kvalita ovzduší v těchto sídlech je podle dostupných studií v některých ohledech stejně špatná, jako kvalita ovzduší v průmyslových regionech.



Foto 3. Smrkové mlaziny na vrcholcích Orlických hor oslabované nadměrným přírůstem v důsledku vysoké depozice dusíku.

Použitá literatura:

- 1) Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions On the sixth environment action programme of the European Community „Environment 2010: Our future, Our choice“ – The Sixth Environment Action Programme, COM (2001) 31 final;
- 2) Decision No 1600/2002/EC of the European Parliament and of the Council of 22 July 2002 laying down the Sixth Community Environment Action Programme;
- 3) Communication from the Commission The Clean Air for Europe (CAFE) Programme: Towards a Thematic Strategy for Air Quality, COM(2001) 245 final.
- 4) Grafická příloha je z dokumentu: Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE) Programme – Final Report, autoři: IIASA, dokument byl zpracován pro Evropskou komisi, verze z února 2005.