

Bioindikace znečištěného ovzduší a úrovně atmosférických spadů

Změny chemického složení atmosféry Země nebo doprovodné globální klimatické změny byly už v geologické minulosti příčinou několika epizod vymírání organismů. Současné antropogenní emisní zdroje začínají ovlivňovat složení atmosféry, vnášejí do ovzduší množství znečišťujících látek (polutantů) a mnohé z těchto látek jsou člověkem vytvářené chemické sloučeniny, které se dosud v přírodě nevyskytovaly. Představují proto rovněž různá rizika pro biosféru. Narůstající znečištění ovzduší z průmyslu a zemědělství přestalo být jen regionálním nebo národním problémem, protože systémy cirkulace vzduchu roznášejí polutanty na velké vzdálenosti od primárních zdrojů. Účinky polutantů známe jen málo a vždy opožděně po rozšíření do prostředí – ovlivňování radiační bilance Země, poškozování ozonoféry, toxické a klimatické účinky na biotu apod. Instrumentální měření a bioindikace úrovně znečištění ovzduší a atmosférických spadů s využitím vybraných organismů jsou tak stále důležité pro kontrolu aktuální kvality ovzduší.



Známe např. šíření a spad saharského prachu, aerosolů mořské vody nebo radionuklidů z havárií jaderných zařízení. Transport znečištěného ovzduší z Velké Británie a západní Evropy způsobujícího spady kyselých dešťů ve Skandinávii v 60. letech inicioval vznik dokumentu Evropské hospodářské komise OSN Úmluva o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států (1979) a následných 8 protokolů specifikujících emisní limity pro další typy polutantů. Signatářské země (dnes 51 včetně České republiky a celé Evropské unie) se zavázaly měřit znečištění ovzduší, atmosférické spady polutantů a zkoumat vliv na zdraví lidí a ekosystémy. Pracovní skupina Účinky soustřeďuje a vyhodnocuje výsledky měření, biomonitorování a výzkumu znečištění ze 6 mezinárodních programů (International Co-operative Programmes, ICPs) pro oblasti integrovaného monitorování, modelování a mapování kvality

1 Citlivost ke znečištění a akumulace některých polutantů lišejníky se využívá k bioindikaci kvality ovzduší. Po poklesu koncentrací oxidu siřičitého v ovzduší koncem 90. let se začaly v krajině rychle šířit epifytické druhy lišejníků, z nichž nitrofilní druhy např. z rodu *Xanthoria* a *Physcia* indikují území s vyšším atmosférickým spadem reaktivního dusíku.

ovzduší a sledování dopadů znečištění na vegetaci, vody, lesy a materiály. Slouží pro kontrolu dodržování Úmluvy a zastoupení v ICPs mají i české výzkumné organizace. Stanice měřící znečištění ovzduší jsou zřizovány hlavně ve velkých městech a v průmyslových oblastech a jen omezeně ve venkovském prostředí nebo různých typech ekosystémů. Zájem o bioindikační metody sledování kvality ovzduší od 70. let dokumentuje množství knih i specializovaných časopisů (blíže seznam na webu Živy).

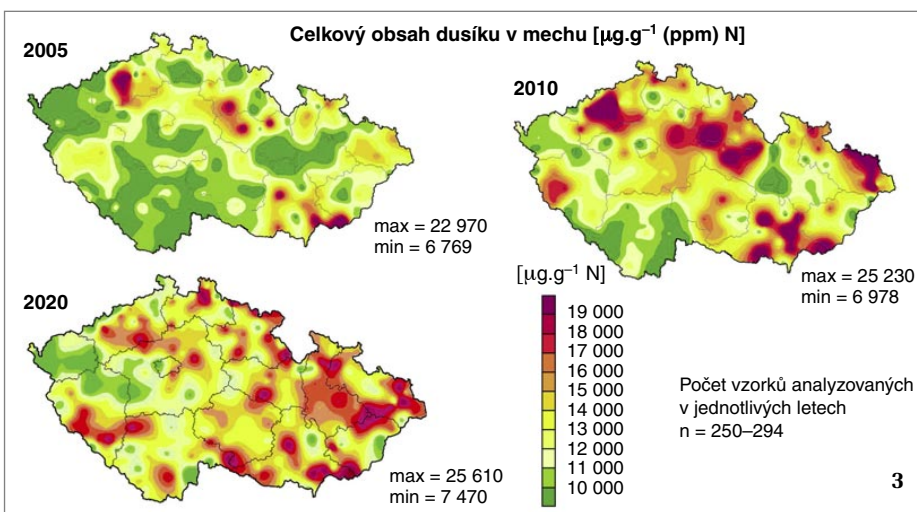
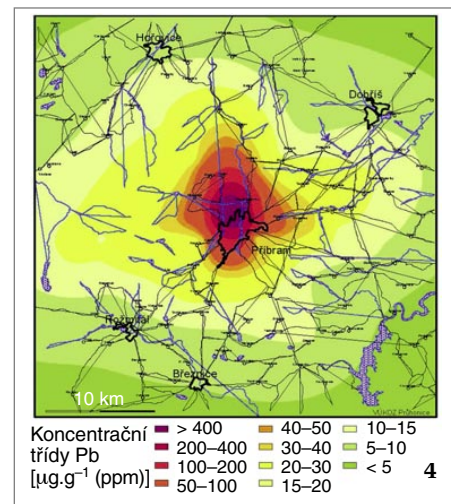
Znečišťování atmosféry člověkem

Do zavedení strojní výroby v 18. a 19. století antropogenní zdroje znečišťování (vypalování lesů, domácí topeniště, sklárny a pražení rud) měly jen lokální dopady na kvalitu ovzduší. Přesto i ve starověku bylo známo poškozování lesů kouřem v okolí pražírén rud. Se stoupající produkcí oceli a zavedením strojní výroby se v průmyslových oblastech významně zvyšovalo znečištění ovzduší (londýnský typ smogu), které obsahovalo hlavně oxid siřičitý (SO_2), oxidy uhlíku (CO_x), prach a saze s navázanými toxickými kovy. Redukční smog během smogových epizod způsoboval obyvatelům dýchací potíže až smrt. Maximální výše antropogenních emisí SO_2 bylo dosaženo v západní Evropě koncem 60. let 20. století a v Evropě střední a východní zhruba o 20 let později. Oxidy síry a dusíku (SO_2 a NO_x) emitované do atmosféry reagují vlivem slunečního záření za vzniku kyselin a dalších sloučenin, které v podobě kyselého deště okyselují povrchové vody, půdu a ničí citlivé organismy (lišejníková poušť, imisní poškozování jehličnatých lesů) často daleko od emisních zdrojů. Aktuálně nejvíce SO_2 produkuje Indie, v Číně byly nejvyšší průmyslové emise SO_2 pravděpodobně kolem r. 2005. Spalování fosilních paliv doprovázejí i emise velkého množství organických sloučenin, následně přeměněných na sekundární sloučeniny, z nichž se některé v přírodě těžko a dlouho rozkládají. Jde o vytrvávající organické sloučeniny (Persistent Organic Pollutants, POPs), např. skupiny polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU). Mnohé z nich mají prokázané kancerogenní a teratologické účinky.

Se soustavným nárůstem počtu automobilů se spalovacími motory roste množství výfukových plynů se zbytky nespálených uhlovodíků, které v ovzduší za přispění energie slunečního záření reagují s NO_x a vzniká fotochemický oxidativní smog – losangeleský smog popsaný ve 40. letech z Los Angeles. Obsahuje troposférický (přízemní) ozon (O_3) a peroxyacyl nitráty (APNs, PANs), poškozující zdraví obyvatel velkoměst i plodiny a lesy v okolí. Podobné sekundární látky však vznikají i fotochemickými a dalšími reakcemi těkavých organických sloučenin (např. izoprenoidů) vylučovaných do ovzduší lesními dřevinami.

V důsledku testů jaderných zbraní v 60. letech a nehod jaderných elektráren se do ovzduší dostala řada radionuklidů (nestabilních izotopů prvků uvolňujících radioaktivní záření) různě dlouhé životnosti, z nichž některé, člověkem vytvořené radionuklidy se dříve na Zemi nevyskytovaly. Nejznámější je asi ceziom ^{137}Cs vyzařující gama záření o energii 0,66 megaelektronvoltu (MeV) s poločasem rozpadu 30,2 roku. Chemickými vlastnostmi se podobá draslíku, proto ho organismy aktivně přijímají, jako by šlo o uvedený esenciální makroelement.

Kromě přirozené změny složení atmosféry měření od 60. let ukazují, že obsah oxidu uhličitého (CO_2) v atmosféře narůstá o 20 ppm (0,02 %), a měření od 90. let dokládají pokles globálního obsahu kyslíku (O_2) v atmosféře o 40 ppm (0,04 %) každých 10 let, zřejmě důsledek průmyslového spalování fosilních paliv. Změny jsou větší na severní polokouli než na jižní



a nad pevninami než oceány vlivem nerovnoměrné distribuce průmyslových emisních zdrojů na Zemi.

Kromě přímé interakce rostlin s ovzduším vegetaci ovlivňuje i atmosférický spad polutantů. Různé míry spadů nad kritickou mez (kritické zátěže) způsobují změny daného ekosystému (např. Bobbink a kol. 2022). Rychlost tzv. suchých spadů, hlavně plyných, v době bez dešťových srážek je nejčastěji odhadována z výškových koncentračních gradientů polutantů nad různými typy povrchů nebo z podkorunových spadů pod stromy, které obsahují smývanou suchou depozici zachycenou korunami mezi posledními srážkovými epizodami. Kyselé nebo sloučeninami dusíku obohacený stok po kmeni může ovlivňovat nejen společenstva epifytů (chlorokokální řasy, lišejníky, mechorosty), ale i chemické složení půdy, půdní bioty a distribuci acidofilních a nitrofilních druhů v okolí bází kmenů (např. Jochheim a kol. 2022). Nejčastěji se měří a udávají atmosférické depozice polutantů zachycených do kolektorů na volné ploše za určité časové období – mokřý spad se suchým spadem (depozice bulk).

Na našem území bylo nejvíce průmyslových emisí produkováno na přelomu 80. a 90. let v uhelných revírech. Emise částečně i ze sousedního Německa a Polska poškodily a zničily jehličnaté lesy v severozápadních Čechách (Černý trojúhelník I) i na severovýchodní Moravě (Černý trojúhelník II) a východně od průmyslových center na exponovaných návětrných územích. K významnému poklesu emisí, přede-

vším SO₂, došlo po r. 1990 po zrušení většiny provozů těžkého průmyslu a odsíření uhelných elektráren (1994–98) a imisní limity jeho koncentrací v ovzduší na ochranu vegetace (průměr za rok a zimní období 20 µg.m⁻³) nejsou u nás již nikde dosahovány. Emise a spady olova také poklesly po r. 2000, kdy byla u nás zakázána distribuce olovnatého benzínu (Moldan a Hak 2011). Pokles emisí polutantů byl pod národním limitem hlavních znečišťujících látek pro období 2001–19 daných směrnicí EU a programem Čistý vzduch pro Evropu 2001 (COM 2001). Kromě koncentrací suspendovaných částic (PM₁₀ – částice o průměru 10 µm a menší) v ovzduší, hlavně na severovýchodní Moravě, úrovně emisí v ČR splňují nově stanovené národní limity 6 polutantů pro roky 2020 a 2030 (EU 2016). Proto je výzkum sledování dopadů znečištění ovzduší na biodiverzitu jen nevýznamně podporován i přes narůstající atmosférické spady reaktivního dusíku, POPs nebo mikroplastů.

Bioindikace a biomonitoring

Vedle stále dokonalejších měření je možné kvalitu ovzduší a atmosférického spadu dostatečně přesně odhadovat podle viditelných nebo měřitelných reakcí vhodných citlivých organismů vystavených účinkům ovzduší. Dále se omezíme jen na bioindikátory ze skupiny terestrických rostlin. Přes různé definice termínů bioindikátor a biomonitor (např. Markert a kol. 2004, Batell 2006) za bioindikátor budeme považovat rostlinný taxon, který na obsah znečišťující

2 Travník Schreberův (*Pleurozium schreberi*) je nejčastěji sbíraný a analyzovaný druh bokoplodého mechu k odhadu úrovně spadů nejrůznějších typů atmosférických polutantů.

3 Celkový obsah dusíku v travníku Schreberově na území České republiky v letech 2005, 2010 a 2020 indikuje časový trend růstu úrovně atmosférického spadu reaktivního dusíku. Pro zeleně až červenohnědě zbarvená území je spad zhruba mezi 13–31 kg.ha⁻¹.rok⁻¹.

4 Aktuální distribuce spadu olova (Pb) v r. 1999. Závětná strana k východu – šíření je částečně blokováno Hřebenem (mezi Příbramí a Dobříší). Znečištění se šíří snáze údolím severně k Jincům a podél jižního úpatí Hřebenů.

Na závětné straně k západu pod Brdy se znečištěný vzduch udržuje déle a pomaleji se rozptýluje.

5 Bioindikované průměrné úrovně spadů polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) podél Suchého potoka na návětrné straně Moravskoslezských Beskyd východně od Třince v letech 2020–22. Podle: I. Suchara a kol. (2022)

6 Obsahy platiny (Pt), uvolňované z katalyzátorů automobilů, zjišťované v mechu v r. 2018 do vzdálenosti 200 m od silnice v Příslí (Šumava) po svahu pod silnicí na severní straně a do svahu nad silnicí na jižní straně s izolačním pásem stromů mezi okrajem silnice a asfaltové cesty vedené podél ní. KS a KJ – kontrolní místa 600–800 m severně a jižně od silnice

látky v ovzduší nebo jeho změnu reaguje dostatečně rychle a specifická reakce je viditelná nebo měřitelná na úrovni interního obsahu polutantu, aktivity fyziologických procesů, anatomických změn jedince, popřípadě rostlinného společenstva. Pokud bioindikátor využíváme opakovaně pro zjišťování např. časových změn kvality ovzduší, pak ho spíše označujeme biomonitor a opakovanou bioindikaci jako biomonitoring. Reakce rostlinných bioindikátorů můžeme sledovat v podmínkách jejich přirozeného růstu (pasivní biomonitoring) nebo rostlinu vystavit účinkům ovzduší jako implantát či pěstovanou v kontejneru v místech, kde přirozeně neroste (aktivní biomonitoring). Změna prostředí může ovlivnit růst bioindikátoru, lze však maximálně standardizovat podmínky aktivního

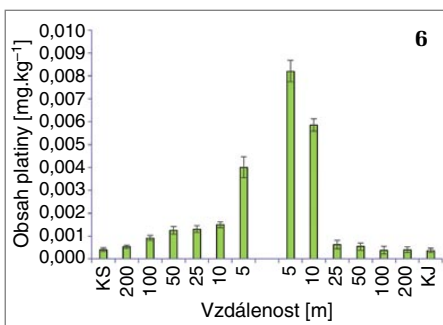
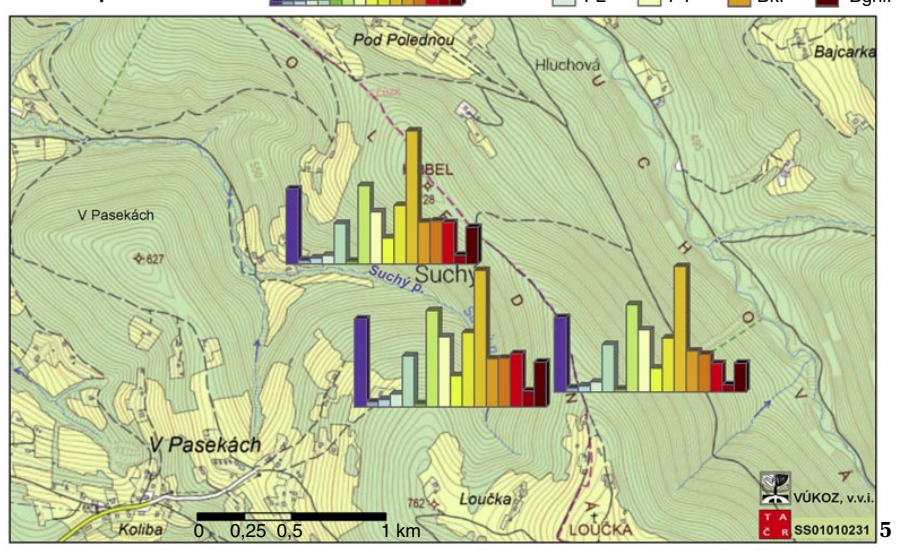
biomonitorování – využít geneticky jednotné klony, stejný pěstební substrát, definovaný obsah živin, režim vlhkosti apod.

Znečištěné ovzduší citlivé druhy rostlin poškozuje až níže. Pražské koncentrace poškozující bioindikátory se odhadují na základě expozice indikátorů znečištěnému ovzduší a různým vlivům prostředí v experimentálních boxech (teplota, vlhkost, postřiky ochrannými látkami atd.). Specifické nekrózy u citlivých taxonů vyvolané jednotlivými polutanty ukazují různé atlasy (např. Jacobson a Hill 1970). Jiné druhy polutanty z ovzduší nebo atmosférického spadu aktivně přijímají, jejich obsah v rostlinách je tak vyšší než v okolním ovzduší nebo půdě, ale bez zjištělého poškození (kumulativní rostlinné indikátory). Pro bioindikace znečištění jsou vhodné jen indikátory akumulující polutanty proporcionálně s koncentracemi v prostředí. Rostlinné hyperakumulátory obsahující v kg sušiny různé těžké kovy v množství stovek mg až 10 g se pro daný účel nehodí, ale jsou využitelné pro fytoremediaci, tedy odčerpávání toxických prvků z prostředí.

Asi nejznámějšími bioindikátory jsou epifytické lišejníky (obr. 1). Jejich citlivost ke znečištění ovzduší byla publikována již před více než 150 lety (Nylander 1866). Programy bioindikací obvykle sledují výskyt nejcitlivějších lišejníků a abundanci nitrofilních druhů v společenstvech lišejníků na kmenech stromů, nebo se exponují explantáty borky (kůry) s lišejníkem na požadovaných místech. Tak bylo možné hodnotit a mapovat kvalitu ovzduší např. na území velkoměst pomocí indikátoru kvality/čistoty ovzduší zavedeného r. 1967 (IAP – Index of Air Purity; např. LeBlanc a De Sloover 1970). V lišejníku může vedle citlivého fotobionta (řasy nebo sinice) houbová složka bez poškození hromadit některé polutanty z ovzduší a atmosférického spadu, což umožňuje využití lišejníků jako indikátorů např. pro SO_2 , O_3 nebo kumulativní bioindikátory k zjišťování spadů toxických kovů, POPs, radionuklidů apod. (více v Živě 2004, 3: 107–111 a např. Yang a kol. 2023).

Začátkem 50. let byl za letních slunečných dní na rozsáhlých tabákových plantážích v USA pozorován vznik listových nekroz neznámého původu označovaných jako weather flecks. Později bylo zjištěno, že rostliny tabáku jsou citlivé na troposférický ozon a PANs obsažené v postupně vznikajícím fotochemickém smogu v okolí velkých měst na jihovýchodě USA. Dlouho panoval názor, že pro vznik fotochemického smogu ve střední Evropě nejsou vhodné podmínky vzhledem k malé koncentraci výfukových plynů a krátké době slunečního svitu. V posledních dekádách je evidentní, že troposférický O_3 běžně způsobuje značné ekonomické škody na plodinách, jako jsou vinná réva, sója, vodní melouny, broskvoně, fazole, cibule, řepka olejka, hlávkový salát, čekanka, kukuřice a další. Nejen ve Středozemí, hlavně kolem větších měst u mořských zálivů chráněných horskými hřbety před větry, ale škody na vegetaci jsou pozorovány také v ČR, a dokonce i ve Skandinávii. Zde troposférický O_3 poškozuje např. listovou zeleninu nebo listy dřevin jako buk (*Fagus*), jasan (*Fraxinus*), pajasan (*Ailanthus*) nebo olše (*Alnus*), za-

Distribuce obsahu 16 polycyklických aromatických uhlovodíků prioritních podle Agentury pro ochranu životního prostředí USA [$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$] v mechu povodí Suchého potoka



tímco smrk (*Picea*) je méně citlivý. Listy plodin poškozuje hodinové expozice při koncentraci troposférického O_3 od 60–80 ppb (1 ppb – jedna miliardtina). Riziko poškození vegetace se ale většinou odhaduje podle indexu AOT40 – dlouhodobé průměrné sumy denních koncentrací O_3 pokračujících ve vegetačním období kritické hodinové koncentrace 40 ppb, např. pro ochranu ekosystémů s limitní hodnotou $18\,000\,\mu\text{g}\,\text{O}_3\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$. Programy biomonitorující přízemní O_3 (např. mezinárodní program ICP-Vegetace) využívají druhy rostlin reagující tvorbou nekroz bronzové, červené nebo stříbrné barvy velikosti teček až různě velkých skvrn na horní straně starších a převážně sluncem ozařovaných listů. Náleží k nim např. tabák virginský (*Nicotiana tabacum* 'Bel-W3'), fazol obecný (*Phaseolus vulgaris*), jetel plazivý (*Trifolium repens* citlivý klon 'Regal NC-S'), chrpa luční (*Centaurea jacea*) a topol osikovitý (*Populus tremuloides*).

Koncentrace fluorovodíku (HF) v ovzduší již kolem 1 ppb vyvolávají fyziologické poruchy u citlivých rostlinných indikátorů. Vyšší koncentrace fluoru a jeho sloučenin způsobují morfologické změny až vznik specifických nekroz na špičkách listů nebo pásovitě nekrozy podél cév, nejčastěji hnědofialového zbarvení, hlavně u monofaciálních listů (mečovitých listů s podobnou anatomickou stavbou obou stran), nebo laminární hnědé až černohnědé nekrózy u mladých listů dvouděložných rostlin. Uvedené fluorové intoxikace byly zjištěny kolem skláren, hutí vyrábějících hliník

a jeho slitiny, závodů na výrobu fosforečných hnojiv, keramiky, okolo cihlen atd. K bioindikaci sloučenin fluoru v ovzduší se využívají nejčastěji např. citlivé odrůdy mečíků *Gladiolus* cv. 'Snow Princes', 'White Friendship' nebo 'Eurovision' a třezalka tečkovaná (*Hypericum perforatum*). Mezi kumulativní indikátory fluoru patří např. jilek vytrvalý (*Lolium perenne*), oleandr obecný (*Nerium oleander*), šrucha zelná (*Portulaca oleracea*), ořechovce (*Carya* spp.), dřínky a svídy (*Cornus* spp.) nebo třeba čajovník čínský (*Camellia sinensis*).

Málo specifické reakce citlivých indikátorů ztěžují bioindikaci, např. barevně málo rozlišitelné nekrózy jehlic smruku ztepilého (*P. abies*) vyvolané účinky SO_2 , mrazem nebo fyziologickými poruchami jiného původu. Podobně např. zvyšování aktivit stresových enzymů (katalázy) není specifické k působení různých stresorů.

Zmíníme ještě všudypřítomné znečištění složek prostředí a bioty mikročásticemi plastů, které v posledních 20 letech exponenciálně narůstá. Aktuální studie se zabývají identifikací a stanovením počtu vláken a částic různých typů plastických hmot z atmosférické depozice zachycované na povrchu mechorostů a cévnatých rostlin a určením množství více než 400 sloučenin uvolňovaných z aditiv či plnidel plastů. O účincích mikroplastů na biotu ale víme zatím málo, protože se dlouho mělo za to, že jde o inertní a neškodný materiál. U některých přísad plastických hmot, např. bisfenolů a ftalátů, však již byla zjištěna zdravotní rizika. Studie poslední doby dokazují, že u většiny sledovaných druhů rostlin, včetně obilovin, mikroplasty z atmosférické depozice nebo závlah vstupující do půdy při větších koncentracích inhibují klíčení semen (např. Li a kol. 2023).

Jako příklad integrovaného biomonitoringu lze uvést EuroBionet zřízený r. 1999 k dlouhodobé bioindikaci kvality ovzduší ve 12 velkých městech 8 zemí západní a jižní Evropy. V různých částech měst byly exponovány rostliny k indikaci aktuálního výskytu O_3 (tabák virginský 'Bel W3' a topol černý – *P. nigra* 'Brandaris'), akumulaci

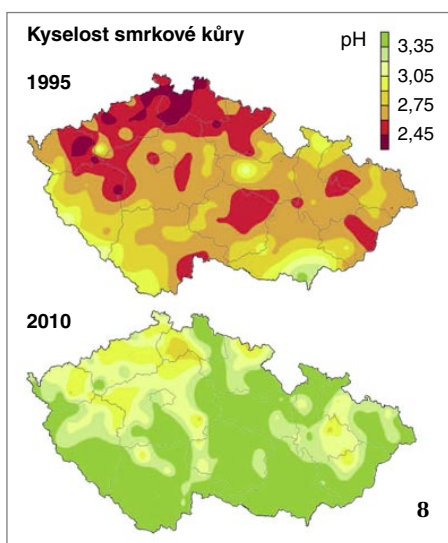
rizikových kovů (VDI/DIN, kultura jílku mnohokvětého – *L. multiflorum*), identifikaci a odhadu množství organických sloučenin absorbovaných do voskové vrstvy listů (brukev zelná, kapusta – *Brassica oleracea* var. *acephala*) a určení míry genotoxicity dané úrovně znečištění ovzduší (podeřka – *Tradescantia* sp. klon 4430).

● Využití mechu

Mechy, zvláště skupina bokoplodých (bohatě větvené mechy s výtrusnicemi vyrůstajícími z boční, nikoli vrcholové části lodyžek), jsou nejčastěji využívanou skupinou k bioindikaci aktuální úrovně atmosférických spadů polutantů. Na rozdíl od vrcholoplodých mechu nepřijímají živiny a další prvky rhizoidy, vlákny přichycujícími mech k podkladu, ale celým povrchem nadzemní části, jako pozůstatek výživy společných předků vodních zelených řas. Převážně záporný náboj mezibuněčných pektinů, buněčných stěn a struktury mechu s adsorpční kapacitou kolem 150 miliekvivalentů (meq) na 100 g_{suš.} způsobuje efektivní, ale málo specifickou adsorpci kationtů prvků z dešťové vody nebo ranní rosy. Pokud mech roste na dostatečně velké volné ploše neovlivněné okapem z korun stromů (spadem zvýšeným o smývaný prach z korun a vyluhované prvky z listů), opadem listů z keříčkovité a travnaté vegetace, transportem humusu a lesní půdy erozí a dalšími faktory prostředí, obsah prvků v mechu silně pozitivně koreluje s obsahy zjištěnými v atmosférické depozici bulk, resp. s průměrnou depozicí bulk za poslední tři roky, jestliže analyzujeme zhruba tříleté zelené segmenty mechu.

Metodu bioindikace úrovně atmosférických spadů olova a kadmia pomocí mechu – travníku Schreberova (*Pleurozium schreberi*, obr. 2), lazovce čistého (*Scleropodium purum*), rokytníku skvělého (*Hylocomium splendens*), případně rokytu cypřišovitého (*Hypnum cupressiforme*) – navrhli, standardizovali a ověřili pracovníci švédské Univerzity Lund v 60. až 70. letech (Rühling a Tyler 1968) a velkoplošně testovali jejich spolupracovníci na území skandinávských zemí. V letech 1990 a 1995 vyzvali k celoevropskému sledování obsahu prvků v mechu, kterého se účastnilo 37 zemí. Od r. 2000 byl program zjišťování aktuálního obsahu těžkých kovů zařazen do pětiletého cyklu aktivit programu ICP-Vegetace a rozšiřován o sledování dusíku, POPs a mikroplastů v mechu. Míra shody navržených přepočtů obsahu prvků v mechu na hodnoty absolutních úrovní spadů (např. mg.ha⁻¹.rok⁻¹) s naměřenými spadly bulk v daném místě závisí na dodržení manuálu odběru vzorků. V sušších oblastech výsledky může ovlivňovat zvýšený spad erodovaných prachových částic. Je třeba zmínit, že existují i neústupní odpůrci zpochybňující využití mechových indikátorů k přesnějšímu odhadu úrovně atmosférických polutantů (Varela a kol. 2023).

Mechové indikátory, nejčastěji travník Schreberův a lazovec čistý, hojně využíváme od r. 1990 podle potřeby v různých velikých územích (Živa 1998, 5: 201–202 a 6: 246–248). Na úrovni celé ČR jsme zjišťovali obsahy rizikových a dalších prvků v mechu odebíraném ze 195–290 lesních ploch v národních biomonitorovacích programech z let 1992, 1995, 2000, 2005, 2010 a 2020.



7 Vnější kůra stromů, borka, je vhodným indikátorem kvality ovzduší, protože vrstvy pletiv tvořené buněčnými stěnami prázdných odumřelých buněk jsou porézní a nasákové. Hlavně kůra smrků a dubů má velkou schopnost zadržovat vzduch z okolní atmosféry a absorbovat polutanty ze stoků po kmeni.

8 Časový trend poklesu kyselosti kůry smrku ztepilého (*Picea abies*) na území ČR (n = 192–251) v letech 1995 a 2010 jako důsledek snížení kyselosti dešťových srážek vlivem poklesu koncentrací SO₂ po odsíření tepelných elektráren a snižování množství spalovaného hnědého uhlí. Snímky a orig.: I. Suchara

Do r. 2005 obsahy toxických kovů a síry v mechu klesaly, nejvíce v uhelných revírech v severozápadních Čechách a na severovýchodní Moravě. V severní polovině ČR měly mechy vyšší obsah těžkých kovů než v jižní polovině v důsledku větší hustoty průmyslových emisních zdrojů. Pomocí izotopových poměrů olova (např. ²⁰⁵Pb/²⁰⁶Pb) bylo možné zjistit místa, kde v atmosférickém spadu převládalo olovo z antropogenních zdrojů (z dopravy, sklárny, barevné metalurgie) nad olovem z lokální půdy na zvětralých horninách. Od r. 1995 se obsah celkového dusíku v mechu koreluje s úrovněmi spadu reaktivního dusíku ve formě dusičnanů (NO₃⁻) a hlavně amoniaku (NH₄⁺, Harmsen a kol. 2014) mírně zvyšuje – pravděpodobně vlivem zvyšování atmosférického spadu forem

dusíku z narůstající hustoty automobilové dopravy a intenzifikace zemědělství (viz obr. 3). Měřicí stanice však udávají trvalý trend pozvolného poklesu koncentrací NO_x včetně dat ze stanic sledujících znečištění ze silniční dopravy s minimálními hodnotami během covidového období. Imisní limit NO_x pro ochranu ekosystémů a vegetace (30 μg.m⁻³ jako roční průměr) nebyl nikde překračován. Bioindikované aktuální úrovně spadů reaktivního dusíku ale ukazují na překračování kritické zátěže pro citlivé ekosystémy jako např. vrchoviště a většinu smrčín na kyselém podkladě.

Na lokální úrovni jsme zjišťovali distribuci polutantů kolem bodových zdrojů znečištění (kovohutě, sklárny) v mechu a lesním humusu podél liniových transektů hvězdčovitě vybíhajících do různých směrů od zdroje znečištění nebo v husté síti odběrových bodů 1 × 1 nebo 2 × 2 km. Distribuce aktuálních úrovní spadů polutantů a zvláště dlouhodobě akumulovaných spadů zachycených humusem náznorně dokládají vliv převládajících směrů a rychlostí větru a vliv okolní geomorfologie na rozložení atmosférických depozic v okolí bodových zdrojů (obr. 4).

Obsahy polutantů v mechu na výškových gradientech např. ve sledovaných povodích dobře ukazují výrazné zvýšené depozice v horních částech návětrných svahů, jako na Hraničním hřebeni v Jizerských horách nebo v povodí Suchého potoka nad Bystřicí u Třince (obr. 5).

Od ukončení používání olovnatých benzinů se depozicím polutantů podél pozemních komunikací nevěnuje téměř žádná pozornost. Analýzy mechu kolem silnic odhalují výrazné gradienty řady směsí rizikových a dalších prvků, např. platino- vých kovů a PAU. Obsahy těchto prvků a sloučenin ukazují na dosah spadů do vzdálenosti od 10 po 100–150 m podle typu polutantů, dopravy a stanovištních poměrů, a to i u komunikací s menší intenzitou dopravy (obr. 6).

● Využití kůry stromů

Vnější kůra stromů neboli borka (rhytidoma, obr. 7) je sice odumřelé krycí pletivo, ale díky většinou drsnému povrchu a nasákovosti zbytků buněčných stěn zadržuje v prostorách prázdných buněk vzduch a polutanty ze suchého spadu ze stoku po kmeni. Většinou se sledovaly vlastnosti a chemismus kůry ve vztahu k výskytu epifytů, nás však více zajímá využití parametrů kůry k odhadu kvality ovzduší a jeho časových změn. Stanovení elektrické vodivosti, pH, obsahu síranů, forem dusíku, halogenidů, toxických kovů, POPs ad. ukazuje na prašnost stanoviště, koncentrace polutantů v ovzduší a spadech, úroveň kyselých srážek apod. První takové studie pocházejí ze 60. až 70. let a v poslední době se analýzami kůry např. z uličních stromořadí odhaduje úroveň znečištění ovzduší hlavně velkých měst (např. Caldana a kol. 2023).

Opakovanou analýzou extraktů smrkové kůry z trvalých monitorovacích ploch jsme prokázali pokles její kyselosti (obr. 8) jako indikátoru kyselých dešťů na území ČR v 90. letech, který těsně koreloval s poklesem acidity srážek (Hůnová a kol. 2014).

Podobné parametry extraktů smrkové kůry odebírané na výškových profilech potvrdily pokles acidity během 90. let.

Výsledky zároveň ukázaly menší kyselost a kontaminaci kůry stromů na horských hřebenech – sice jsou ovlivněny silně znečištěnými horizontálními srážkami, ale kvůli menší retenční schopnosti korun poškozených větrem, ledem i znečištěním (vlajkové formy, viz str. CXXXIX–CXLI) mají sníženou schopnost zachycovat polutanty z ovzduší a jejich obsah ve stocích po kmenech je tedy menší než u stromů rostoucích níže pod hřebeny. Paradoxně tak epifytické druhy na stromech vrcholových horských partií byly vystaveny menšímu znečištění kůry a lépe přežívaly než v nížinách. Naopak acidita a obsahy síranů v extraktech kůry z vnitrozemí byly vyšší než u stromů hraničních pohoří v důsledku častého mohutného a dlouhodobého inverzního zvrstvení atmosféry v zimním období.

Ve spolupráci se Státním ústavem radiální ochrany v Praze byl na území ČR v letech 1995, 2005, 2010 a 2020 zjišťován obsah ^{137}Cs (únik radionuklidu po havárii v jaderné elektrárně v Černobylu na jaře 1986) ve smrkové kůře. Zvýšené specifické aktivity ^{137}Cs byly v místech výskytu deštových srážek (efektivnější mokrá depozice radiocezia) v době přechodu radioaktivního mraku přes naše území. Zajímavější je, že se zvýšené aktivity ^{137}Cs v aktuálních vrstvách kůry udržují ne zcela objasněnými mechanismy na stejných místech více než 20 let. V oblastech akumulace ^{137}Cs v kůře je zvýšené množství radioaktivního cezia adsorbováno i v lesním nadložním humusu, z něhož je ^{137}Cs přijímáno a ukládáno v plodnicích hub a následně v jejich konzumentech. To dokládá např. předví-

datelná aféra se zvýšenou radioaktivitou vnitřností a masa divočáků, kteří na podzim konzumovali plodnice jelenky obecné (*Elaphomyces granulatus*) v místech zvýšených srážek ^{137}Cs . Na těchto lokalitách se ukazuje např. i zvýšená aktivita ^{137}Cs v lýkožroutu smrkovém (*Ips typographus*), živícím se lýkem se zvýšeným obsahem ^{137}Cs , které smrky ukládají spolu s draslíkem.

Výše uvedené příklady zjištěné distribuce atmosférických depozic polutantů ukazují, jak je na velkém území modifikuje dálkový transport ovzduší a v okolí bodových zdrojů převládající směr a intenzity větru spolu s lokální geomorfologií terénu.

Použitá literatura a doplňující obr. ilustrující šíření emisí vlivem převládajícího směru větru uvedeny na webu Živý.

Lukáš Janošik

Houby na cestách: rozšiřování houbových spor nejen vzdušnými proudy

Houby, často přehlížené, ale všudypřítomné organismy, hrají klíčovou roli při udržování rovnováhy ekosystémů po celém světě. Od rozkladu organické hmoty a recyklace živin až po vytváření symbiotických vztahů s rostlinami, houby jsou nepostradatelnými přispěvateli různých ekologických procesů. Mnohé druhy hub osídluje specifický substrát a k tomu, aby byly schopny obsadit v heterogenní krajině nové lokality, musejí často překonávat velké vzdálenosti. Na rozdíl od živočichů se ale většina z nich nedokáže aktivně pohybovat na větší vzdálenosti (výjimkou jsou např. chytridie – Chytridiomycota), a obvykle tak využívají ke svému šíření mikroskopické propagule – spory. Zřejmě nejzásadnějším vektorem houbových spor jsou vzdušné proudy, které mohou spory rozšířit desítky kilometrů od plodnice.

Není spora jako spora

Spory jsou podobně jako semena rostlin částice sloužící k šíření nebo přečkání nepříznivých podmínek. Na rozdíl od mnohobuněčných semen s typicky diploidním embryem jsou ale spory hub obvykle jednobuněčné a haploidní. V porovnání s vegetativními buňkami hyf (houbových vláken) se vyznačují hustší cytoplazmou, silnější buněčnou stěnou, pomalejším metabolismem a často také velkým množstvím zásobních látek, uspořádaným např. do podoby tukových kapének. Podle způsobu vzniku rozlišujeme spory pohlavní a nepohlavní. Pohlavní spory vznikají po meióze, označují se proto také jako meiospory a patří sem např. askospory vřekovýtrusných hub (Ascomycota) a bazidiospory stopkovýtrusných hub (Basidiomycota). Nepohlavní spory – nazývané také jako sporangiospory (Mucoromycota) nebo konidie u hub vřekovýtrusných a stopkovýtrusných –

1 až 3 Ukázka morfologické diverzity houbových spor (a obr. 4–15 na následující str.). Kulovité askospory *Ramsbottomia macracantha* s výraznou ostnitou ornamentikou (obr. 1). Osm elipsoidních askospor zemničky prvoklíčkové (*Octospora gyalectoides*) ve vřečku (2). Elipsoidní askospory *Ascozonus woolhopensis* v polysporickém vřečku (3)

