

KOMENTÁŘ K SOUBORU 30 MAP

SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2021): MAPA DISTRIBUCE OBSAHU STRONCIA, VANADU, ZINKU, ARSENU, NIKLU, ANTIMONU, POLYCYKlickÝCH AROMATICKÝCH UHLOVODÍKŮ A POLYCHLOROVANÝCH BIFENYLŮ V LESNÍM HUMUSU POVODÍ ANENSKÉHO, HŘEBENOVÉHO A SUCHÉHO POTOKA
SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): MAPA DISTRIBUCE OBSAHU ARSENU, ANTIMONU, SELENU, KADMIA, CHROMU, NIKLU, VANADU, MĚDI, OLOVA, BARYA, ZINKU, POLYCYKlickÝCH AROMATICKÝCH UHLOVODÍKŮ A POLYCHLOROVANÝCH BIFENYLŮ V MECHU POVODÍ ANENSKÉHO, HŘEBENOVÉHO A SUCHÉHO POTOKA

1. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2021): Mapa distribuce obsahu chromu, olova, stroncia, vanadu a zinku (mg.kg^{-1}) v lesním humusu povodí Anenského potoka
2. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2021): Mapa distribuce obsahu chromu, olova, stroncia, vanadu a zinku (mg.kg^{-1}) v lesním humusu povodí Hřebenového potoka
3. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2021): Mapa distribuce obsahu chromu, olova, stroncia, vanadu a zinku (mg.kg^{-1}) v lesním humusu povodí Suchého potoka
4. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2021): Mapa distribuce obsahu arsenu, niklu, antimonu (mg.kg^{-1}) v lesním humusu povodí Anenského potoka
5. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2021): Mapa distribuce obsahu arsenu, niklu, antimonu (mg.kg^{-1}) v lesním humusu povodí Hřebenového potoka
6. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2021): Mapa distribuce obsahu arsenu, niklu, antimonu (mg.kg^{-1}) v lesním humusu povodí Suchého potoka
7. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2021): Mapa distribuce obsahu polycyklických aromatických uhlovodíků – 16 EPA PAU ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) v lesním humusu povodí Anenského potoka
8. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2021): Mapa distribuce obsahu polycyklických aromatických uhlovodíků – 16 EPA PAU ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) v lesním humusu povodí Hřebenového potoka
9. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2021): Mapa distribuce obsahu polycyklických aromatických uhlovodíků – 16 EPA PAU ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) v lesním humusu povodí Suchého potoka
10. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2021): Mapa distribuce obsahu polychlorovaných bifenylnů ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) v lesním humusu povodí Anenského potoka
11. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2021): Mapa distribuce obsahu polychlorovaných bifenylnů ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) v lesním humusu povodí Hřebenového potoka
12. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2021): Mapa distribuce obsahu polychlorovaných bifenylnů ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) v lesním humusu povodí Suchého potoka
13. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu arsenu, antimonu a selenu (mg.kg^{-1}) v mechu povodí Anenského potoka
14. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu arsenu, antimonu a selenu (mg.kg^{-1}) v mechu povodí Hřebenového potoka
15. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu arsenu, antimonu a selenu (mg.kg^{-1}) v mechu povodí Suchého potoka
16. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu kadmia, chromu, niklu a vanadu (mg.kg^{-1}) v mechu povodí Anenského potoka
17. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu kadmia, chromu, niklu a vanadu (mg.kg^{-1}) v mechu povodí Hřebenového potoka
18. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu kadmia, chromu, niklu a vanadu (mg.kg^{-1}) v mechu povodí Suchého potoka
19. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu mědi a olova (mg.kg^{-1}) v mechu povodí Anenského potoka
20. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu mědi a olova (mg.kg^{-1}) v mechu povodí Hřebenového potoka
21. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu mědi a olova (mg.kg^{-1}) v mechu povodí Suchého potoka
22. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu barya a zinku (mg.kg^{-1}) v mechu povodí Anenského potoka
23. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu barya a zinku (mg.kg^{-1}) v mechu povodí Hřebenového potoka

24. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu barya a zinku ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v mechu povodí Suchého potoka
25. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu polycyklických aromatických uhlovodíků – 16 EPA PAU ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) v mechu povodí Anenského potoka
26. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu polycyklických aromatických uhlovodíků – 16 EPA PAU ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) v mechu povodí Hřebenového potoka
27. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu polycyklických aromatických uhlovodíků – 16 EPA PAU ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) v mechu povodí Suchého potoka
28. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu polychlorovaných bifenyků ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) v mechu povodí Anenského potoka
29. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu polychlorovaných bifenyků ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) v mechu povodí v povodí Hřebenového potoka
30. SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M. (2022): Mapa distribuce obsahu polychlorovaných bifenyků ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) v mechu povodí v povodí Suchého potoka

Autoři map

Sucharová J., Suchara I., Holá M.

Pracoviště

Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., Průhonice

Rok vypracování map

2021–2022

Výstupy projektu

Mapy jsou výstupem řešení projektu TA ČR SS01010231 „Dopady atmosférické depozice na vodní prostředí se zohledněním klimatických podmínek“ za dobu řešení projektu 2020–2022.

Cíl projektu

Projektovým cílem bylo kvalifikovaně odhadnout úroveň atmosférických depozic vybraných potenciálně toxických prvků a vytrvávajících organických sloučenin pomocí analýz vhodných indikátorů atmosférických spadů uvedených látek, humusu a mechu, a zjistit rozdíly depozičních zátěží pro 3 vybraná lesní povodí (povodí Anenského s Lesním potokem, Hřebenový potok a Suchý potok) situovaná v oblastech s různou úrovní znečištění ovzduší. Znalosti úrovní vstupu rizikových prvků a sloučenin do povodí jsou důležitou informací pro posouzení možnosti jejich přestupu do příslušných vodotečí a odhadnutí zdravotních a ekologických rizik. Antropogenní polutanty z atmosférických spadů zachycené v lese mohou vstupovat do potoční vody ve větší míře než prvky uvolňované zvětráváním podloží daného povodí.

Mapové výstupy mimo cíle výzkumného projektu naplňují i dílčí prioritní program MŽP Prostředí pro kvalitní život MŽP: 1.4.2. Mechanismy šíření a depozice znečišťujících látek.

Metody monitorování úrovní atmosférických depozic pomocí bioindikátorů

Pro zjištění míry ovlivnění sledovaných povodí atmosférickými depozicemi vybranými rizikovými prvky a organickými sloučeninami byly použity ověřené metody zjišťování úrovní atmosférických spadů pomocí chemických analýz vhodných bioindikátorů, lesního nadložního humusu a mechu.

Materiál humusového horizontu O_h tvoří biologicky stabilní makromolekuly, které mají schopnost velmi pevně adsorbovat téměř veškeré množství prvků a sloučenin z atmosférického spadu. Srážková voda po průsaku vrstvou lesního humusu obsahuje o několik řádů nižší koncentrace rozpuštěných látek, než bylo v dešťové vodě dopadající na povrch humusu. Díky velké adsorpční kapacitě lesní humus adsorbuje atmosférické spady po celou dobu jeho existence, obvykle po dobu stáří lesa. Pokud není humusový horizont poškozen přemísťováním humusu nebo jeho mícháním s minerální půdou z podloží, humus obsahuje převážně prvky a sloučeniny z atmosférických depozic zachycené za dobu stáří lesa, takže lze teoreticky odhadnout průměrné roční depozice znečišťujících látek v daném místě. Je třeba zdůraznit, že úroveň atmosférických spadů se může v krátkém čase měnit. U nás nejvyšší úroveň depozic polutantů vrcholily v 80. letech, v 90. letech došlo k výraznému poklesu spadů všech polutantů a zhruba po roce 2000 úroveň depozic se významně nemění, nebo mírně stoupají spady znečišťujících látek uvolňovaných z provozu automobilů. Metoda určování dlouhodobě archivovaných polutantů

v lesním humusu z dálkového transportu nebo lokálních emisních zdrojů se používá od 60. let minulého století zvláště ve Skandinávii (např. Nygård T. et al. 2012. Water Air Soil Pollut. 223: 699–) podobně, jako známější zjišťování historických atmosférických depozic uložených v profilech rašelin (např. Shotyk 1996. Env. Rev. 4: 149–).

Pro odhad úrovní aktuálních atmosférických spadů byla v 60. letech vyvinuta a ověřena metoda zjišťování obsahu polutantů v bioindikátoru, vhodném druhu bokoplodého mechu. Mechový bioindikátor efektivně adsorbuje znečišťující látky z atmosférických spadů na pektiny a buněčné struktury, přičemž nepřijímá prvky z půdy. Při průměrném stáří zelených segmentů mechu 2,5–3 roky zjištěný obsah prvku v mechu odpovídá průměrným úrovním spadů během posledních tří let. Nejčastěji se pro bioindikaci úrovně atmosférických spadů používá mech *Pleurozium schreberi*. Při znalosti obsahu prvků v mechu, roční nárůst biomasy mechu a jeho účinnost příjmu prvků z atmosférického spadu je možné odhadovat absolutní hodnoty ročních spadů na jednotkovou plochu, např. $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$. Uvedená bioindikační metoda se hojně využívá ve většině evropských i jiných zemí (např. Harmens et al. 2015. Environ. Pollut. 200: 93–).

Použité terénní a laboratorní metody a tvorba map

Pro odhad dlouhodobého a aktuálního vstupu rizikových prvků a organických sloučenin do sledovaných povodí (viz níže) byl zjišťován obsah polutantů v humusu a mechu.

V roce 2020–2021 byl v horní, střední a dolní části daného povodí na ploše zhruba 50×50 m odebrán humus z O_h horizontu (3 dílčí vzorky spojené do jednoho směšného) a vzorky mechu *Pleuzium schreberi*, jednom povodí náhradní druh *Brachythecium rutabulum*, (5–7 dílčích vzorků spojené do směšného) dle manuálu projektu biomonitorování depozic polutantů pomocí analýz mechového bioindikátoru (např. <https://icpvegetation.ceh.ac.uk/sites/default/files/Moss%20protocol%20manual.pdf>). Vzorky humusu a mechu určené pro stanovení prvků byly odebrány do polyetylenových sáčků, vzorky určené pro stanovení organických sloučenin byly sbírány do sáčků z hliníkové fólie uchovávaných v mrazicím boxu. Pozice zhruba středu každé odběrové plochy byla určena pomocí osobního navigačního přístroje Garmin s přesností ± 4 m. Usušené a namleté vzorky mechu a humusu byly mineralizovány ve směsi ($\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$) a ($\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{HF} + \text{H}_3\text{BO}_3$) a celkové obsahy rizikových prvků byly stanoveny metodami hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES a ICP-MS). Vzorky určené pro stanovení organických sloučenin byly lyofilizovány, homogenizovány a organické sloučeniny extrahovány. Obsahy polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) a chlorovaných bifenylů byly stanoveny metodami plynové chromatografie s hmotnostním detektorem (GC-MS). Analýzy matric byly prováděny ze tří samostatných navážek a mediány obsahů prvků a sloučenin byly použity k dalšímu zpracování a prezentaci výsledků.

Naměřené mediány obsahu polutantů v humusu a mechu byly zobrazeny sloupkovými diagramy (v diagramech sdružovány polutanty ve vzorcích obsažené v podobném koncentračním rozpětí). Pomocí GIS byly diagramy zjištěných obsahů prvků a sloučenin v humusu a mechu vloženy na pozice míst odběru vzorků v příslušných segmentech základního mapového podkladu ČÚZK. Do map byla doplněna legenda, měřítko, některé popisy a loga.

Platnost výsledků

Harmonizovaný odběr vzorků humusu a odběr mechu podle mezinárodního manuálu umožňují přímé porovnávání výsledků mezi jednotlivými povodími, případně i s výsledky získanými stejnými metodami z jiných míst u nás nebo v zahraničí.

Zjištěné obsahy polutantů odpovídají jejich kumulaci po dobu trvání lesa, obvykle 40–80 let, v některých případech i 100–120 let, jak uvedeno u popisu charakteristik povodí. Obsahy znečišťujících látek zjištěné v mechu odpovídají jejich průměrné depozici za poslední tři roky od sběru vzorku. Protože vzorky mechu byly odebrány v místech lesa mimo korunový zápoj, zjištěné obsahy polutantů v mechu odpovídají zhruba průměrným spadům bulk (mokrý a suchý spad) v posledních třech letech, nikoli podkorunovým spadům, které poskytují vyšší hodnoty než depozice bulk.

Charakteristiky vybraných povodí

Níže jsou uvedeny základní charakteristiky monitorovaných povodí malých lesních toků a zkratky jejich názvů v textu dále používané.

A – Anenský potok

Neoficiální místně užívaný název pro malý lesní potok na Pelhřimovsku ($49,5685^\circ$ s. š.; $15,0844^\circ$ v. d.). Celková délka toku **A** je 2,6 km ve výškovém rozpětí 470–510 m n. m., průměrný průtok při ústí do Martinického potoka $12 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ a rozloha povodí **A** je $2,7 \text{ km}^2$. V horní, návětrné části **A** sousedí s poli, většina povodí je ale porostlá jehličnatým lesem s převahou smrku stáří 20–120 let, po dobu řešení projektu místy, zvláště na severním břehu

vykácen z důvodu kůrovcové kalamity. Matečnou horninou v povodí **A** je pararula. V území převládají západní směry větru souběžné s tokem **A**, nejméně často se vyskytují větry severních směrů (https://www.meteoblue.com/cs/po%C4%8Das%C3%AD/historyclimate/climatemodelled/ko%C5%A1etice_%C4%8Cesko_3073206). Povodí **A** leží v oblasti venkovského pozadového znečištění ovlivňovaného hlavně emisemi domácích topenišť venkovských sídel a erodovaným prachem z okolních polí. Asi 0,8 km v. od dolní části povodí **A** je vedena silnice II/120, jako možný zdroj emisí z automobilové dopravy. Znečištění ovzduší a atmosférické spady vybraných prvků měří observatoř ČHMÚ Košetice situovaná asi 550 m severně od **A**.

V rámci povodí **A** teče malý „Lesní potok“, viz níže, původně navržený, ale nevyužitý pro naše sledování.

L – Lesní potok

Malý lesní potok s převzatým neoficiálním a místně používaným názvem. **L** teče na s. svahu na levém břehu **A** (49,5674° s. š.; 15,0857° v. d.), ústí do **A** v jeho střední části (49,5685° s. š.; 15,0844° v. d.). Délka **L** je 0,25 km a teče ve výškovém intervalu 485–520 m n. m. Průměrný průtok a rozloha povodí činí 0,3 l.s⁻¹ a 0,28 km². Z důvodu malé rozlohy povodí pro odběr vzorků bioindikátorů, rizika vyschnutí **L** během delšího období sucha a napadení lesa v povodí **L** kůrovcem a jeho vykácení, bylo pro naše sledování vybráno větší povodí **A**. Data z monitorování střední části **A** jsou prakticky platná i pro malé povodí **L**.

H – Hřebenový potok

Použitý pracovní neoficiální název potoka na z. svahu Hraničního hřebene v jv. části Jizerských hor. Pozice střední části toku **H** 50,8076° s. š.; 15,3095 v. d. **H** délky 1,1 km teče po návětrném svahu (765–875 m n. m.) porostlém mladými výsadbami smrky a modřínů stáří 20-40 let z doby po imisní obnově lesa a se zbytky starších porostů 80–120 let zachovalých hlavně v dolní části povodí. **H** vtéká do sv. části v. n. Souš (50,8045° s. š.; 15,3040° v.d.). Dolní část povodí **H** protíná silnice II/290, která se na zimu uzavírá z důvodu ochrany vodního zdroje. Geologické podloží povodí **H** tvoří středně zrnitý granit až granodiorit. Povodí **H** je nejvíce exponováno větrům j. a jz. směrů, nejméně větrům jv. směrů. (https://www.meteoblue.com/cs/po%C4%8Das%C3%AD/historyclimate/climatemodelled/sou%C5%A1_%C4%8Cesko_8199077). Povodí **H** je tak vystaveno transportu znečištění ovzduší z emisních zdrojů umístěných v aglomeraci Tanvald–Desná (sklárný, topeniště, doprava) 7 km j. směrem. Vzdálené významné potenciální zdroje znečištění jsou v liberecko-jablonecké aglomeraci (16 km jv. směrem) a polská uhelná elektrárna Turów (31 km sz. od **H**). Znečištění ovzduší a atmosférické spady vybraných prvků měří nejbližší stanici ČHMÚ Souš vzdálená 2,1 km jv. od **H**. Díky možnému přemísťování humusu po imisním odlesnění, následném zalesňování a vlivem přirozené eroze humusu na svazích v povodí **H**, odebrané vzorky humusu z O_h horizontu mohou být ovlivněny usazováním nebo odnosem původního materiálu vlivem eroze.

S – Suchý potok, horní úsek

S stéká od vrcholu Loučka (835 m n.m.) ve Slezských Beskydech k sz. a v Bystřici ústí do Hluchové. Pro sledování spadů v povodí **S** byla vybrána jen horní část na návětrném svahu nad křížením **S** s cestou (49,6339° s. š.; 18,7698 v. d.) nad posledními domy u **S**, které by mohly ovlivňovat výsledek šetření. **S** teče v hlubokém údolí s prudkými bočními svahy porostlými bukovým lesem s menšími odděleními smrkového lesa stáří 40–60 let, při sv. okraji u pramenů až 100–120let. Délka sledované části **S** je 1,2 km s výškovým rozpětím 550–750 m n. m. Matečnou horninu povodí **S** tvoří zpevněné křídové slínovce a pískovce flyšového pásma. Větrná růžice dostupná pro Třinec udává nejčtetnější j. a jz. směry větrů a nejméně četné větry v. až jv. směrů (https://www.meteoblue.com/cs/po%C4%8Das%C3%AD/historyclimate/climatemodelled/t%C5%99inec_%C4%8Cesko_3064000). Povodí **S** je vystaveno znečištění ovzduší z emisí hlavně původem z oblasti Třinecka (10 km sz. směrem) a domácích topenišť z Bystřice 3 km sz. od **S**. Vzdálené zdroje emisí jemných částic z provozu železné metalurgie a spalování fosilních paliv jsou z oblasti Ostravska-Karvinska asi 35 km sz. a Katowicka 70 km s. až sv. směrem. Nejbližší stanice měřící znečištění ovzduší AIM Kosmos je v Třinci a atmosférické spady měří stanice Bílý Kříž 22 km jz. směrem od **S**.

Plochy pro odběr humusu a mechu byly voleny vždy v horní, střední a dolní části jednotlivých povodí. Následují jejich charakteristiky a dále v textu užívané zkratky.

h – horní část sledovaných povodí

Lh: Nerozlišováno, pro celé povodí **L** platí data naměřená ve střední části povodí **A**. Vzorky humusu a mechu neodebírány.

Ah: Úsek povodí **A** na návětrné straně s levým břehem porostlým jehličnany (40)60–100 letými, místy starší i čerstvé mýtiny. Na východním břehu **A** sousedí s poli a loukou. Rozpětí **Ah** je 520–570 m n.m. Pozice zvolené plochy pro odběry vzorků humusu z horizontu O_h 2,5–4,5 cm (smrk a modřín) a mechu *Pleurozium schreberi* byla 49,5668° s. š.; 15,0779° v.d.

Hh: Část povodí na návětrném jz. svahu pod Hraničním hřebenem ve výškovém intervalu 835–870 m n.m. **Hh** je porostlý smrkem a modřínem (30–40 let) po zalesňování imisních holin, místy zachovány skupiny starších smrků stáří 80–100 let, místy jsou v lese zachovány zbytky rašelin. Na ploše 50,8137° s. š; 15,3259° v. d.) byly odebrány vzorky smrkové humusu z O_h 1–4(–6) cm a mechu *Pleurozium schreberi*.

Sh: Horní část povodí leží na návětrném svahu pod vrcholem Loučka (835 m n.m.), pod prameništěm na rozhraní lesa a vrcholových luk. **Sh** leží v rozpětí 670–750 m n.m., na s. břehu rostou převážně smrkové porosty 60–80(–120 let), na j. břehu je částečně louka a bukový les. Vzorky smrkového humusu (O_h 2,5–5 cm) a mechu *Brychthecium rutbulum* byly odebrány v místě 49,6301° s. š; 18,7803° v. d.

s – střední část sledovaných povodí

Ls: Nerozlišováno, pro celé povodí **L** platí data naměřená ve střední části povodí **As**. Vzorky humusu a mechu nebyly odebírány.

As: Část povodí v rozmezí 500–560 m n. m. se soutokem **L** a **A**. Údolí s porosty smrku a borovice 60–80(–100) let narušované postupnou kalamitní těžbou především na s. břehu. Odběry vzorků (49,5687° s. š; 15,0853° v.d.) smrkovo-borového humusu (O_h 4–6 cm) a mechu *Pleurozium chreberi*.

Hs: Část povodí na návětrném svahu ve výškovém rozmezí 780–835 m n.m. Podél **H** jsou porosty smrku a modřínu 40–60(–90) roků. Odběry smrkového humusu z O_h 1,5–4 cm a mech *Pleurozium chreberi* na ploše 50,8093° s. š; 15,3074° v.d.

Ss: Část povodí **S** v rozpětí 575–720 m n.m., tvořené hlubším lesním údolím s bukovým lesem, místy, hlavně na severním břehu s výsadbami smrku 40–60 roků. Na odběrové ploše 49,6309° s. š; 18,7750° v. d. odebrán smrkový humus (O_h 2–3,5 cm) a mech *Brychthecium rutbulum*.

d – dolní část sledovaného povodí

Ld: Nerozlišováno, pro celé povodí **L** platí data naměřená ve střední části povodí **As**. Vzorky humusu a mechu neodebírány.

Ad: Úsek povodí nad ústím **A** do Martinického potoka ve výškovém rozpětí 490–530 m n. m. Svahy nad **A** se smrkem a místy s borovicí 80–100(–120) roků, na svazích probíhá těžba kůrovcem poškozeného lesa hlavně na s. břehu. Na ploše 49,5701° s. š; 15,0914° v. d. odebrán smrkový humus (O_h 3–6 cm) a mech *Pleurozium schreberi*.

Hd: Spodní část povodí **H** před ústím do v. n. Souš, ve výškovém intervalu 765–780 m. n. m. Na březích **H** podmáčené smrkové porosty 40–60 let v nejspodnější části u silnice II/290 a nádrže Souš 100–120 let. Údolní část chráněná před převládajícím větrem. Odběr smrkového humusu z O_h 2,5–6 cm a mechu *Pleurozium schreberi* na ploše 50,8045° s. š; 15,3040° v.d.

Ss: Nejspodnější sledovaná část povodí **S** ve výškovém rozmezí 550–720 m n.m. Svahy nad hlubokým údolím **S** jsou porostlé bukem, na s. svahu smrkem 30–60 let. Nejhlubší údolní část je nejvíce chráněná expozici převládajícím větrům. Na ploše 49,6340° s. š; 18,7718° v. d. byl odebrán smrkový humus (O_h 2–4 cm) a mech *Brachythecium rutabulum*.

Charakteristiky zjišťovaných prvků a organických sloučenin:

Antimon (Sb): Příjem většího množství Sb má toxické účinky, poškozuje většinu vnitřních orgánů organismů, má abortivní účinky a zřejmě je i karcinogenní. Sb je chalkofilní prvek hojněji zastoupený jen v horninách bohatých na živce a muskovit a v polymetalických zrudněních. Důležitými antropogenními zdroji Sb jsou např. průmyslová topeniště fosilních paliv, provozy nezelezné metalurgie, sklářství a chemický průmysl (např. výroba zpomalovačů hoření a plastických hmot), ale např. i silniční prach. Mediány celkových obsahů Sb v půdách bývají 0,5–0,7 mg.kg⁻¹. Národní biomonitoring zjistil v roce 2010 typické obsahy Sb v mechu v jv. části Jizerských hor, na Třinecku a na Pacovsku 0.200–0.325, 0.225–0,300 a 0,120–0,15 mg.kg⁻¹, zvýšené spady Sb ze skláren Desná postihovaly jižní část v. n. Souš.

Arsen (As): Toxicita As je dlouho známa, zvláště jeho solí s trojmocným As^{III+}. Způsobuje poškození trávicího a oběhového systému, dermatitidy, ztrátu vlasů atp. Má prokázané abortivní, mutagenní a karcinogenní účinky. V oblastech polymetalických zrudnění a výskytu zlata, které doprovází, bývá často ve vyšších koncentracích ve spodní i povrchové vodě. As je součástí emisí ze spalování hnědého uhlí s vyšším obsahem FeAsS, provozů barevné metalurgie, skláren, výroby pesticidů, fungicidů, polovodičů a dalších. V polním prachu bývá As v celkových koncentracích 6–9 mg.kg⁻¹. Národní biomonitoring ČR ukázal rychlé snížení obsahu As v mechu během 90. let. V roce 2010 typické obsahy As v mechu v jv. části Jizerských hor, na Třinecku a Pacovsku byly 0.4–0.8, 0.4–0,6 a 0,2–0,4 mg.kg⁻¹.

Baryum (Ba): Nebylo zjištěno, že by Ba bylo pro člověka biogenním prvkem. Toxické jsou vodorozpustné sloučeniny Ba^{II+}, které působí neurotoxicky, poškozují kardiovaskulární systém a vyvolávají mentální a metabolické poruchy. Zvýšené koncentrace Ba ve složkách prostředí jsou na ložiscích barytu a vyšší příměs Ba bývá v apatitu, kalcitu, živcích, slídách a dalších minerálech vyvřelých hornin a mořských sedimentů. Antropogenními zdroji Ba, vedle spalování hnědého uhlí, mohou být např. metalurgický, chemický

a farmaceutický průmysl, výroba skel a keramiky, pigmentů, pyrotechniky, mazadel, rodenticidů a dalších produktů, na jejichž výrobu se v ČR ročně spotřebuje kolem 6,6 tun velmi málo rozpustného barytu (BaSO_4). V roce 2010 byly zjištěny nejvyšší koncentrace celkového Ba v mechu Moravskoslezského kraje na Frýdeckomístecku a Třinecku ($35\text{--}65 \text{ mg.kg}^{-1}$), v jihovýchodní část Jizerských hor mezi $25\text{--}35 \text{ mg.kg}^{-1}$ a na Pelhřimovsku do 20 mg.kg^{-1} .

Chrom (Cr): Cr je esenciální prvek důležitý pro metabolismus cukrů, ale zvýšený příjem hlavně nejtoxičtějšího šestimocného Cr^{VI} u lidí vyvolává alergické reakce a má prokázané karcinogenní účinky. Cr je typický litofilní prvek přítomný hlavně v tmavých vyvřelinách a doprovází výskyty železné rudy. Do ovzduší se dostává emisemi z metalurgických provozů a průmyslových topenišť spalujících uhlí a komunální odpad, z výroby antikoročních ocelí a slitin, cementu, pigmentů a katalyzátorů, při činění kůží atp. Obsah Cr v půdním prachu bývá kolem $10\text{--}50 \text{ mg.kg}^{-1}$, roce 2010 byly nejvyšší obsahy Cr v mechu v kraji Moravskoslezském a Ústeckém ($3\text{--}6,5 \text{ mg.kg}^{-1}$), na Pacovsku to byly obsahy pod $1,5 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Kadmium (Cd): Cd se ukládá v ledvinách a játrech, závažné jsou výrazné toxické a potvrzené karcinogenní účinky Cd. V přirozeném prostředí je Cd vzácným prvkem, vyšší koncentrace do ovzduší emituje sopečná činnost. Půdy obsahují zvýšené obsahy Cd v oblastech výskytu rud zinku a olova, které Cd doprovází. Do vody vstupuje často vázaný na rozpustné organické sloučeniny. Přes postupné omezování užívání Cd, významné historické a aktuální antropogenní zdroje Cd jsou např. provozů na výrobu a užití nízko-tavitelných slitin a pokovování zinkem. Cd se uvolňuje i při výrobě a recyklaci akumulátorů, barevných skel, výrobě a aplikaci fosforečných hnojiv, zpomalovačů hoření, výrobě Ni-Cd a solárních baterií, antikoročních pigmentů a při spalování velkého množství uhlí a komunálního odpadu v průmyslových topeništích. Obsahy Cd v mechu u nás od roku 1990 významně klesaly a v roce 2010 zůstaly hlavní oblasti akumulace Cd v mechu kolem příbramských kovohutí, skláren Desná a širšího okolí Frýdku Místku s hodnotami $0,6\text{--}1,2 \text{ mg.kg}^{-1}$, obsahy v mechu na Pacovsku nepřekračovaly $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$. Obsahy Cd v indikátorech obvykle silně korelují s obsahem Zn.

Měď (Cu): Cu je pro člověka prospěšný esenciální prvek zvláště při spolupůsobení se zinkem. Vyšší koncentrace Cu jsou ale toxické. Otravy Cu jsou nejčastěji pozorované u ovcí, přežvýkavců a studenokrevných živočichů. Cu způsobuje poruchy zažívacího traktu, rozpad červených krvinek, selhání činnosti jater a ledvin. Vyšší obsah Cu v prostředí bývá v oblastech výskytu permských melafyrů a polymetalických rud. Zvýšený obsah Cu v půdách je zjišťován při dlouhodobém používání fungicidů na bázi Cu (vinice, chmelnice, ovocné sady a další). Z antropogenních zdrojů Cu jsou nejvýznamnější úniky z výroby Cu slitin, pokovování, výroby pigmentů, fungicidních přípravků, barevných skel a emailů a spalování uhlí a komunálního odpadu v průmyslových topeništích. V roce 2010 mech v jv. části Jizerských hor a na Třinecku obsahoval Cu v koncentracích $5\text{--}8 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $7\text{--}9 \text{ mg.kg}^{-1}$, zatímco v oblasti regionálního požadového znečištění na Pacovsku jen do 5 mg.kg^{-1} .

Nikl (Ni): Byly prokázány alergizující účinky Ni obsaženém např. v mincích a jsou známé toxické, teratogenní a karcinogenní účinky Ni. Jako siderofilní prvek s chalkofilními i litofilními vlastnostmi je Ni obsažen v silikátech hlavně bazických hornin a v polymetalických zrudněních. Významné antropogenní zdroje Ni jsou produkce nekorodujících ocelí, Ni-Cd galvanických článků, katalyzátorů, detergentů a spalování fosilních paliv. Celkové obsahy Ni v půdách dosahují $13\text{--}19 \text{ mg.kg}^{-1}$ a průzkumy v ČR zjistily v obsahy Ni v humusu $5\text{--}6 \text{ mg.kg}^{-1}$, v průmyslových oblastech $6\text{--}8 \text{ mg.kg}^{-1}$. V roce 2010 zvýšené obsahy Ni v mechu byly zjištěny např. na Ostravsku–Třinecku (do 3 mg.kg^{-1}) v jv. části Jizerských hor a na Pacovsku s obsahy Ni do 2 mg.kg^{-1} .

Olovo (Pb): Pro organismy není Pb esenciálním prvkem. Dlouho jsou známé toxické účinky Pb projevující se anémiemi, poruchami funkce centrální nervové soustavy, jater a ledvin. Pb vyvolává teratologická poškození a je potenciálně karcinogenní. V prostředí se chalkofilní Pb vyskytuje ve větším množství v oblastech polymetalických zrudnění. Mezi antropogenní zdroje Pb patří např. metalurgie neželezných kovů, výroba a recyklace akumulátorů, munice, skel, spalování uhlí a komunálního odpadu, chemický průmysl atp. Podél frekventovaných silnic bývají v půdních pokryvech a lesním humusu zbytky Pb z olovnatého benzínu používaného u nás před rokem 2000. V atmosférických spadech obsah Pb prudce klesal v 90. letech a další pokles nastal po roce 2000 po zrušení distribuce olovnatého benzínu. Obsahy Pb v půdách dosahují $15\text{--}25 \text{ mg.kg}^{-1}$, v roce 2010 obsahy Pb v mechu byly na Třinecku $15\text{--}30 \text{ mg.kg}^{-1}$, v jv. části Jizerských hor $10\text{--}25 \text{ mg.kg}^{-1}$ a na Pelhřimovsku do 5 mg.kg^{-1} .

Selen (Se): Se je v malém množství esenciálním prvkem s antistresovými a anti karcinogenními účinky, ale při vyšším příjmu způsobuje různé selenotoxicity. Podezření na karcinogenitu Se nebylo nezvratně dokázáno. Obsah Se v půdních pokryvech a vodách bývá velmi nízký, jen v oblastech např. uranového zrudnění se vyskytuje ve vyšších koncentracích. Mobilita Se roste s kyselostí složek prostředí. Do ovzduší se uvolňuje v emisích ze spalování uhlí a ropných produktů, při výrobě barevných skel, tepelně odolných ocelí, polovodičů, solárních panelů atp. V roce 2010 byly zjištěny nejvyšší obsahy Se v mechu v sz. a sv. koutech ČR v koncentracích $0,50\text{--}0,90 \text{ mg.kg}^{-1}$ a ($0,30\text{--}0,60 \text{ mg.kg}^{-1}$, na Pacovsku v rozmezí $0,05\text{--}0,10 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Stroncium (Sr): Stroncium může u obratlovců plnit prospěšnou funkci zpevňování kostí. Větší výskyty typicky geogenního Sr jsou známé v místech hydrotermální mineralizace. Ve větších koncentracích do půdy a vod vstupuje ze zvětrávajících vápenců a slínovců např. v karpatském flyšovém pásmu. Sr se nevyskytuje ve větším množství v antropogenních emisích, proto jeho depozice ukazují na transport a depozici erodovaných částic půdních pokrývek, které mohou zároveň se Se obsahovat i další zde sledované litogenní prvky (např. As, Cr, Ni a V).

Vanad (V): Malý příjem V má zřejmě prospěšné účinky na metabolismus cukrů a cholesterolu. Vyšší koncentrace V ale způsobují poruchy trávicího traktu, krevního oběhu, poškození funkčnosti jater a ledvin. Nejvíce V mívají půdy na tmavých vyvěřelinách a oblastech výskytu uranového zrudnění, nalezištích železných rud a fosfátů. Celkový obsah vanadu v půdách bývá 30–60 mg.kg⁻¹. Atmosférické depozice obvykle obsahují současně V litogenního i antropogenního původu a V v ovzduší je vázán na částice. Nejčastěji je obsažen v emisích z topenišť na tuhá a kapalná fosilní paliva, z výroby tvrdých ocelí a slitin, supramagnetů, speciálních skel atp.). V roce 2010 nejvíce V obsahoval mech v severočeském hnědouhelném revíru (až 5.5 mg.kg⁻¹), v jv. části Jizerských hor a na Třinecku to byly hodnoty 1,5–5 mg.kg⁻¹ a na Pacovsku pod 1,5 mg.kg⁻¹.

Zinek (Zn): Zn patří mezi esenciální prvky. Při zvýšeném příjmu ale Zn způsobuje poruchy zažívání, krvetvorby, poškození ledvin atp. Běžně se Zn vyskytuje ve složkách prostředí, ve zvýšeném množství v oblastech polymetalických zrudnění, kde doprovází hlavně výskyt zinku. Půdy obsahují Zn v množství kolem 70–80 mg.kg⁻¹. Do vod vstupuje např. odvodem vody s plechových pozinkovaných střech a okapů velkých měst. Mezi významné antropogenní zdroje Zn patří spalování uhlí a komunálního odpadu v průmyslových topeništích, barevná metalurgie, pokovování, výroba baterií, gumárenských výrobků, pigmentů a dalších. V roce 2010 byly v mechu ČR naměřeny obsahy Zn na Třinecku 70–90 mg.kg⁻¹, v jz. části Jizerských hor kolem 40 mg.kg⁻¹ a v oblasti Pacovska obsah Zn nepřesahoval hodnotu 40 mg.kg⁻¹.

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU): Do této skupiny velmi stabilních organických sloučenin se řadí více než 100 podobných sloučenin s benzenovými jádry, které jsou různě zdravotně rizikové. Nejznámější je asi benzo(a)pyren se silně mutagenními a karcinogenními účinky. Ve složkách prostředí se sledují koncentrace 16 zdravotně nejrizikovějších sloučenin (EPA) a jejich sumy. Suma 16 PAU ukazuje zhruba na celkový obsah PAU v analyzovaném vzorku. PAU v přírodě nejčastěji vznikají např. při hoření lesů. Průmyslově se PAU cíleně nevyrábí, ale unikají při výrobě např. umělých hmot a kaučuku. Nejvíce PAU se uvolňuje při nedokonalém spalování fosilních paliv a biomasy. Proto významný nárůst koncentrací PAU v ovzduší nastává v topném období. Znečištění podél frekventovaných silnic způsobují výfukové plyny s obsahem PAU ze spalovacích motorů a z otěrů pneumatik automobilů. PAU se v přírodě těžko rozkládají a jsou velmi špatně rozpustné ve vodě, proto jejich obsahy např. v lesním humusu s časem stále narůstají.

V humusu a mechu bylo zjišťováno 16 PAU, pro které byly v mapách a dalším textu použity následující zkratky: **AC** (acenaften), **ACN** (acenaftylen), **AN** (antracen), **BaA** (benzo[a]antracen), **BaP** (benzo[a]pyren), **BbF** (benzo[b]fluoranten), **BghiP** (benzo[ghi]perylene), **BkF** (benzo[k]fluoranthén), **CHR** (chrysen), **DahA** (dibenzo[a,h]anthracen), **FA** (fluoranten), **FL** (florene), **IP** (indeno[123cd]pyren), **NA** (naftalen), **PHE** (phenanthren), **PY** (pyren).

Polychlorované bifenyly (PCB): Do této skupiny se řadí více než 200 kombinací strukturně podobných kongenerů sloučenin s bifenylovou strukturou (C₁₂H₁₀-xCl_x). PCB způsobují poruchy krevního a reprodukčního systému, poškození jater a kůže. Preventivně jsou považovány za sloučeniny teratogenní a karcinogenní, proto jejich výroba byla v EU zakázána od roku 2004. PCB se používaly jako přísady do barev často užívaných i k nátěrům objektů JZD, transformátorových a kondenzátorových chladících olejů, hydraulických kapalin, maziv, zpomalovačů hoření atp. Vznikají při spalování komunálního odpadu a umělých hmot na bázi polyvinylchloridu. PCB se velmi obtížně rozkládají, proto se s časem hromadí v lesním humusu i tukových tkáních živých organismech. Ve vodě se jen velmi málo rozpouštějí.

V humusu bylo sledováno 6 v mechu 7 indikátorových kongenerů **PCB 28+31, 52, 101, 138, 153, 180** a jejich sumy, které se při sledování znečištění složek prostředí nejčastěji sledují. Součet jejich obsahů se rovná zhruba celkovému obsahu PCB v humusu nebo mechu.

Komentáře k mapám

1.–3. Mapy distribuce obsahu chromu, olova, stroncia, vanadu a zinku v humusu

Chrom (Cr): Mediány celkového obsahu Cr v humusu (18,3–31,2 mg.kg⁻¹) klesaly v pořadí **S>A>H**. V rámci částí povodí **A: d>h>s**, povodí **H: h=s>>d** a povodí **S: h=s>d**. Cr v humusu povodí **S** pochází zřejmě z emisí metalurgických provozů a topenišť spalujících uhlí. Důvod nejnižšího obsahu Cr v humusu **Sd** je k proudění znečištěného ovzduší nejvíce chráněná údolní poloha dolního úseku **Sd**. Zvýšený obsah Cr v **Ah** je zřejmě způsoben transportem a depozicí půdních částic na návětrném lesním okraji povodí **A**. Cr v humusu povodí **H** má původ z emisních zdrojů situovaných v aglomeraci Tanvad–Desná, potenciálně asi menší části Cr může

do humusu vstupovat ze zvětrávání granitového podloží. Díky kyselému humusu a vysokým úhrnům srážek je účinnost adsorpce a retence Cr a dalších prvků v humusu povodí **H** snížena. Dolní část **Hd** v údolí na úpatí návětrného svahu je nejvíce chráněna depozicím vzduchem transportovaných polutantů.

Olovo (Pb): Mediány celkových obsahů Pb v humusu sledovaných povodí (45,1–127 mg.kg⁻¹) klesaly v pořadí **S>>H>>L**. Povodí **S** je dlouhodobě ovlivňováno spady Pb původem z emisních zdrojů metalurgického průmyslu a výroby a recyklace akumulátorů, povodí **H** ovlivňují spady Pb ze skláren, zvláště v minulých desetiletích vyrábějících olovnatá skla. V blízkosti povodí **A** nejsou známé žádné významné průmyslové zdroje emisí Pb. V rámci jednotlivých částí povodí obsah Pb v humusu klesal následovně **A: h=d>s, H: h=s>d a S: h>s>d**. Opět se ukazuje nejnižší akumulace Pb v dolních, expozici znečištěnému ovzduší nejvíce chráněných úsecích **Hd** a **Sd**.

Stroncium (Sr): Zjištěné mediány obsahu Sr v humusu sledovaných povodí (26,3–51,6 mg.kg⁻¹) klesaly v pořadí: **A>H>S**. Humus v povodích je ovlivňován litogenním Sr z erodovaných lokálních půdních povrchů hornin. Zdrojem Sr v povodí **A** jsou zřejmě depozice částic polního prachu, v povodí **H** depozice erodovaných částic lokálních granitů a v povodí **S** větrná eroze půdních povrchů jílovců. Pro povodí **S** byly očekávány vyšší obsahy Sr v humusu než v povodí **A**. V rámci jednotlivých povodí obsah Sr v humusu klesal následovně **A: d=h>s, H: h>s>d a S: h>d=s**. Dlouhodobě největší spady půdních částic jsou indikovány ve větru nejexponovanějších horních částech povodí.

Vanad (V): Zjištěné obsahy celkového vanadu v humusech povodí (18,7–30,6 mg.kg⁻¹) klesaly v pořadí **A>S>H**. Původ vanadu v povodí **A** je převážně geogenní a poměrně nečekaně vysoký, zatímco v povodích **S** a **H** mají hlavní podíl na zjištěném celkovém obsahu V zřejmě emise z průmyslových topenišť na fosilní paliva na Třinecku a v aglomeraci Tanvald–Desná i emise ze skláren. V rámci jednotlivých částí povodí obsah vanadu v humusu klesal následovně **A: d=h>>s, H: h=s>>d a S: h>s=d**. Ve všech povodích humus indikoval nejvyšší obsahy vanadu v horních částech povodí z atmosférických spadů a částečně z geologického podloží.

4.–6. Mapy distribuce obsahu arsenu, niklu a antimonu v humusu

Arsen (As): Mediány obsahu As v humusu sledovaných povodí (5,9–10,5 mg.kg⁻¹) klesaly následovně **H>S>A**. Indikované dlouhodobě vyšší spady As v povodí **H** jsou důsledkem provozování sklářských provozů v regionu, příčiny dlouhodobě vyššího spadu As v povodí **S** jsou emise z metalurgického průmyslu. Dlouhodobé zátěže v jednotlivých částech povodí klesaly následovně **A: h>d>s, H: h>s>d a S: h>d>s**. Ve všech povodích byly indikovány největší dlouhodobé spady As v horních úsecích na návětrných svazích nejvíce exponovaných transportu polutantů šířených větrem.

Nikl (Ni): Mediány obsahu celkového Ni v humusu (7,5–11,1 mg.kg⁻¹) klesaly v povodích následovně **A>S>H**. Povodí **A** může být ovlivněno hlavně spadem litogenního Ni z půdního prachu a zvětralin geologického podloží. Povodí **S** je dlouhodobě postiženo zvýšeným podílem spadu antropogenního Ni původem z provozů oceláren a barevné metalurgie, výroby a recyklace baterií. Předpokládán je menší podíl retence Ni v humusu ze zvětrávajícího podloží v povodí **H** vlivem značně kyselé reakci humusu a jeho promýváním velkými úhrny srážek. V rámci jednotlivých úseků povodí byly zjištěny poměrně malé rozdíly obsahu Ni v humusu **A: d=h>s, H: h=s>d, S: s=h=d**.

Antimon (Sb): Zjištěné mediány celkových obsahů Sb v humusu sledovaných povodí (1,40–2,94 mg.kg⁻¹) klesaly v pořadí: **S>H>A**. Sb nahromaděný v humusu **S** pochází ze zdrojů emisí metalurgického průmyslu a Sb v humusu povodí **H** s velkou mírou jistoty z emisí sklářských provozů. V rámci jednotlivých částí povodí obsah As v humusu klesal v pořadí **A: h>d>s, H: s>h>d a S: s=h>d**.

7.–9. Mapy distribuce obsahu polycyklických aromatických uhlovodíků – 16 PAU v humusu

Sumy 16 PAU: Naměřená průměrná suma zdravotně nejrizikovějších (EPA) 16 PAU v humusu ve sledovaných povodích (1583–6712 μg.kg⁻¹) klesala v pořadí **S>H>A**, přičemž obsahy 16 PAU v humusu povodí **H** jsou zhruba dvojnásobné a v povodí **S** trojnásobné proti povodí **A**. To ukazuje na dlouhodobé spady PAU v povodích **H** a **S** z průmyslových topenišť. PAU v humusu povodí **S** mají zřejmě původ v emisích průmyslových topenišť a spaloven komunálního odpadu na Třinecku, v povodí **H** z průmyslových a domácích topenišť a dopravy z oblasti Tanvald–Desná. V povodí **A** je třeba brát do úvahy mimo vliv domácích topenišť venkovských sídel a provozování pozemní komunikace i spalování zbytkové biomasy v lesích a na polích. Zjištěné sumy 16 PAU v humusu jednotlivých částí povodí **A: d>h>s, H: s>h=d a S: d>s>h**. Na rozdíl od depozic kovů, vyšší depozice PAU jsou indikovány v dolních částech povodí, kde v méně provětrávaných údolních polohách se aerosoly PAU mohou udržovat delší dobu než na návětrných svazích.

Obsahy jednotlivých PAU v humusu sledovaných povodí klesaly v pořadí:
A: FA>PY>BdF>CHR>BghiP>IP>PHE>BaP>NA>BaA>BkF>DahA>ACN>FL>AN>AC
H: BdF>FA>CHR>IP>PY>PHE>BghiP>BkF>BaP>BaA>NA>DahA>ACN>AN>FL>AC
S: BdF>FA>CHR>IP>PY>BghiP>PHE>BaP>BaA>BkF>NA>DahA>AN>ACA>FF>AC

Poměrné zastoupení jednotlivých PAU v humusu všech povodí je podobné, více se ale podobá v humusu z povodí **H** a **S**, pravděpodobně z důvodu podobného složení emisí z blízkých průmyslových topenišť ovlivňujících tato povodí, zatímco v humusu povodí **A** jsou ukládány PAU z emisí domácích typů topenišť, případně spalování zbytkové biomasy lesních a polních kultur.

Pro zjištěné obsahy jednotlivých PAU v humusu sledovaných povodí platí:

AC: S>H>A, A: d>s>h, H: h>s>d a S: d>s>h
ACN: S>H>A, A: d>s>h, H: s>d>h a S: d>s>h
AN: S>H>A, A: d>s=h, H: s>d>h a S: d>s>h
BaA: S>H>A, A: d>s>h, H: s>d>h a S: d>s>h
BaP: S>H>A, A: d>h>s, H: s>d>h a S: d>s>h
BbF: S>H>A, A: d>h>s, H: s>d>h a S: d>s>h
BghiP: S>H>A, A: d>h=s, H: s>d>h a S: d>s>h
BkF: S>H>A, A: d>s>h, H: s>h>d a S: d>s>h
CHR: S>H>A, A: d>s>h, H: s>d>h a S: d>s>h
DahA: S>H>A, A: d>s>h, H: s>d>h a S: d>s>h
FA: S>H>A, Av d>h=s, H: s>d>h a S: d>s>h
FL: S>H>A, A: h>d>s, H: h>s>d a S: d>s>h
IP: S>H>A, Av d>s>h, H: s>d>h a S: d>s>h
NA: H>S>A, A: h>d>s, H: s>h>d a S: h>d>s
PHE: S>H>A, A: d>h>s, H: s>h=d a S: d>s=h
PY: S>H>A, A: d>h>s, H: s>d>h a S: d>s>h

Obsahy prakticky všech PAU byly v humusu povodí **S** vyšší než v povodí **H** a nejmenší v povodí **A** včetně v něm zahrnutého povodí **L**. V povodí **A** byly nejvyšší obsahy jednotlivých PAU zjišťovány v humusu v úseku **Ad** a podobné, ale nižší v úsecích **As** a **Ah**. Důvodem může být větší záchytná schopnost a horší podmínky pro rozptyl aerosolů PAU ve starých smrkových porostech v údolí **Ad**, případně i dosah šíření výfukových plynů z blízké silnice. V povodí **H** nejvyšší obsahy PAU byly zjištěny v **Hd** zřejmě z důvodů zhoršených rozptylových poměrů PAU v nejstarších smrkových porostech v údolí u v. n. Souš a silnice, naopak nejnižší obsahy vykazoval humus v části **Hh** na návětrném svahu, kde jsou aerosoly PAU nejlépe rozptýlovány. Podobné poměry jako v povodí **H** zjišťujeme v povodí **S**, kde opět nejvyšší obsahy PAU v humusu byly v úseku **Sd** vedeném v hlubším údolí se zhoršenými rozptylovými poměry a možným vlivem emisí z domácích topenišť níže po toku **S**, zatímco nejnižší obsahy PAU v humusu byly zjištěny v úseku **Sh**, s postupným přechodem údolí **S** do ploché zatravněné části kolem vrcholu Loučka.

10.–12. Mapy distribuce obsahu polychlorovaných bifenylů v humusu

Obsahy sum 6 PCB: Celkové obsahy 6 PCB v humusu povodí (7,11–13,30 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) klesaly v pořadí: **A>H>S**. I přes malé rozdíly mezi povodími, nejvyšší obsah sum PCB v humusu povodí **A** byl málo očekávaný. V rámci jednotlivých úseků povodí byly celkové obsahy PCB rozloženy následovně **A: d>h>s, H: s>d>h a S: d>s>h**. Podobně jako u PAU sumy PCB mají větší tendenci hromadit se ve spodní než horní části povodí.

Obsahy jednotlivých kongenerů PCB: Průměrné obsahy jednotlivých kongenerů v humusu sledovaných povodí byly následující:

A: PCB153>PCB138> PCB180>PCB101>PCB28>PCB52
H: PCB153>PCB138> PCB180>PCB101>PCB28>PCB52
S: PCB153>PCB180> PCB138>PCB101>PCB28>PCB52

Poměrné zastoupení kongenerů PCB v humusu povodí **L** a **H** bylo stejné, v povodí **S** se lišilo pouze v pořadí **PCB 138** a **PCB 180**.

Obsahy jednotlivých kongenerů PCB v humusu jednotlivých úseků sledovaných povodí byly následující:

PCB28: H>S>A, A: h>s>d, H: h>d>s a S: h>s>d
PCB52: H>S=A, A: s>h=d, H: s>h>d a S: d>h>s
PCB101: A>H>S, A: s>d>h, H: s>h>d a S: d>s>h
PCB138: H>A>S, A: d>h>s, H: s>h=d a S: d>s>h
PCB153: A>H>S, A: h>d>s, H: s>d>h a S: d>s>h
PCB180: S>A>H, A: d>h>s, H: s>d>h a S: d>s>h

Velké rozdíly jsou v podílech jednotlivých PCB mezi povodími a v rámci úseků povodí **A**. Pro povodí **L** zahrnuté v povodí **A** platí podobné poměry jako pro úsek povodí **As**. V povodí **H** byl zjištěn nejvyšší obsah kongenerů PCB v humusu v úseku **Hs**, v povodí **S** humus obsahoval nejvíce PCB v úseku **Sd** a nejméně v úseku **Sh**.

Poměrné zastoupení kongenerů PCB v humusu mezi povodími a v rámci jednotlivých povodí je odlišné od sumy 16 PAU zvláště v povodí **A** a **H**, což ukazuje na jiné zdroje a mechanismy šíření a depozice PCB než PAU v povodích.

Dílčí závěr z analýz mechu: Byly zjištěny aktuální obsahy 8 potenciálně toxických kovů, sumy 16 PAU a 6 PCB v humusu O_h horizontů jehličnatých lesů ve 3 sledovaných povodích. Pro odhad celkových obsahů sledovaných polutantů v humusu povodí by bylo potřeba využít zjištěné koncentrace polutantů, sílu odebrané humusové vrstvy a typickou hodnotu objemové hmotnosti redukované (sušiny) daného typu humusu, např. pro smrkový humus $16,5 \text{ g} \cdot 100 \text{ cm}^{-3}$. Měřené znečišťující látky jsou ale také přítomny i v dalších povrchových horizontech, O_i , O_f a A_h , ale pravděpodobně v nižších koncentracích než v humusu z horizontu O_h . Nejmenší dlouhodobé spady prvků zachycené humusem byly v povodí **A** včetně zahrnutého malého povodí **L**, povodí **H** bylo dlouhodobě ovlivněno hlavně spady ze skláren a nejvíce spadem zatížené povodí **S** z provozů železná a barevná metalurgie a průmyslových topenišť. Největší akumulace prvků v humusu byly zjištěny nejčastěji v návětrné horní a střední části povodí, nejmenší kumulované spady toxických kovů v dolních částech povodí méně exponovaných proudění znečištěného ovzduší. Humus v povodí **S** hromadil PAU především z průmyslové oblasti Ostravska a Třinecka, v povodí **H** z městské aglomerace Tanvald–Desná a nejmenší obsahy PAU akumuloval humus v povodí **A** (a **L**). Na rozdíl od toxických kovů, většinou byly zjištěny nejvyšší obsahy PAU v humusu dolních úseků povodí s horšími rozptylovými podmínkami než v humusu exponovaných horních úseků povodí na návětrných svazích. Akumulace PCB v humusech jednotlivých povodí a jejich úseků nevykazovala tak zřetelné závislosti jako PAU což naznačuje na jiné zdroje, šíření a akumulace PCB než u PAU.

13.–15. Mapy distribuce obsahu arsenu, antimonu a selenu v mechu

Arsen (As): Aktuálně zjištěné mediány celkového obsahu As v mechu sledovaných povodí ($0,12\text{--}0,33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) klesaly v jednotlivých povodích následovně: **S>H>A**. V rámci jednotlivých částí povodí obsah As v mechu klesal v pořadí **S: h>d>s**, **H: h>s=d** a **A: h=s>d**. Obsahy As v mechu byly $30\text{--}50 \times$ nižší než v humusu daných povodí. Nejvyšší úroveň spadu As na mech jsou indikovány v horních, nejvíce větru exponovaných částech povodí. Analýzy mechu ukazují na aktuální průměrné spady As asi $1,5 \times$ vyšší v povodí **H** než v **A** a $1,5\text{--}2,5 \times$ vyšší v povodí **S** než v **A**. Povodí **H** zřejmě ovlivňoval spad As hlavně ze sklářských provozů a v povodí **S** z provozů barevné metalurgie. Průměrné dvouleté spady As měřené pro stanici Košetice byly $0,061 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$ a pro stanici Souš $3 \times$ vyšší asi $0,191 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$. Pro povodí **S** měřená data absolutních depozic As nejsou k dispozici.

Antimon (Sb): V mechu zjištěné aktuální obsahy celkového Sb ve sledovaných povodích byly $0,04\text{--}0,14 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ a klesaly v řadě **S>H>A**. Mech obsahoval $20\text{--}35 \times$ méně Sb než humus. V rámci jednotlivých povodí obsahy Sb v mechu klesaly v pořadí **S: h>s>d**, ve zbylých **A** a **H** shodně **h>s=d**. Značný pokles Sb v mechu v **Sd**, stejně jako i mnohých dalších sledovaných prvků, asi souvisí se snížením depozic ve více chráněných údolích než na více exponovaných úsecích povodí **Ss** a **Sh** výše na svahu. Bioindikované aktuální spady Sb v povodí **H** a **S** byly zhruba $1,5 \times$ až $1,7 \times$ vyšší než v **A**. Původ Sb v povodí **H** můžeme hledat v emisích ze sklářského průmyslu a v povodí **S** z provozů barevné metalurgie, výroby a recyklace akumulátorů atp.

Selen (Se): Ve sledovaných povodích celkové obsahy Se v mechu ($0,04\text{--}0,20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) klesaly následovně **H>S>A/L** a v rámci jednotlivých částí povodí klesaly následovně **S: h>s>d**, **H: s>d>h** a **A: d>s>h**. Bioindikované úrovně spadů v povodí **H** a **S** byly asi $4 \times$ a $1,7\text{--}2,0 \times$ vyšší než v povodí **A**. Hlavním zdrojem Se v povodí **H** je sklářský průmysl, v povodí **S** hutní průmysl a v povodí **Ad** se můžeme domnívat o šíření znečištění Se od silnice II/112.

16.–18. Mapy distribuce obsahu kadmia, chromu, niklu a vanadu v mechu

Kadmium (Cd): Zjištěné obsahy Cd v mechu ($0,09\text{--}0,62 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) klesaly ve sledovaných povodích následovně **S>H>A** a v rámci úseků jednotlivých povodí **S: s>h=d**, **H: h>s>d** a **A: h=s=d**. Proti povodí **A** obsahy Cd v mechu v povodích **H** a **S** byly $1,3\text{--}2,5 \times$ a $2,6\text{--}4 \times$ vyšší. Původ Cd v povodí **H** lze hledat v emisích skláren v Desné, a v povodí **S** převážně z emisí barevné metalurgie, výroby a recyklace baterií a průmyslových topenišť. Průměrné dvouleté spady Cd pro stanici Košetice byly kolem $0,018 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$, $6 \times$ vyšší spady byly na stanici Souš ($0,116 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$) a interpolované spady pro povodí **S** byly $3 \times$ vyšší ($0,057 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$) než pro stanici Košetice. Měřicí stanice Souš je ale více zatížena spady Cd, protože je blíže skláren než povodí **H**.

Chrom (Cr): Mediány naměřeného obsahu Cr v mechu studovaných povodí ($0,83\text{--}2,38 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) klesaly v pořadí **S>A>H** a v úsecích jednotlivých povodí **S: h=s>>d**, **A: d>s=h**, **H: h>d>s**. Obsah Cr v mechu byl $10\text{--}20 \times$ nižší než v humusu. Bioindikované spady Cr v **Sh** a **Ss** byly $2\text{--}2,5 \times$ vyšší než v **A** a **H**. Nízké obsahy Cr v povodí **H** jsou způsobeny nižší adsorpcí Cr mechem vlivem poměrně kyselých srážek.

Nikl (Ni): Ve sledovaných povodích koncentrace Ni v mechu ($0,80\text{--}1,60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) klesaly ve stejném pořadí jako obsah **Cr S>A>H**. V rámci jednotlivých částí povodí obsah Ni v mechu klesal následovně **S: s>h>d**, **A: d>h>s**

a **H**: **h>s>d**. Mech obsahoval 6–10 × méně Ni než humus ze stejných povodí. Bioindikované úrovně spadu Ni v povodí **H** byly srovnatelné se spady v povodí **A**, ale bioindikované spady v povodí **S** byly 1,5–1,6 × vyšší než v povodí **A**. Podobně jako u Cr, účinnost adsorpce Ni mechem v povodí **H** je snížena vlivem relativně kyselých a četných srážek. Pro **Hh** jsou indikovány významně vyšší spady než v **Hs** a **Hd** z důvodu klesající expozice svahu k atmosférickým spadům od vrcholu po údolní část. Stanice Košetice udává dvouletý průměrný spad Ni kolem 0,134 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$, stanice Souš pak spad Ni dvojnásobný (0,278 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$) a interpolované spady pro povodí **S** pak dokonce 7 × vyšší (0,996 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$).

Vanad (V): Aktuální obsahy V zjištěné v mechu sledovaných povodí (0,55–1,55 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) klesaly v pořadí **S>H>A** a v rámci jednotlivých povodí **S**: **h>s>d**, **H**: **h>d>s** a v **A**: **s>d>h**. Obsahy V v mechu byly 20–40 × nižší než v humusu. Zdrojem V ve spadech povodí **S** je průmyslové spalování paliv podobně jako v případě **H**. Mech povodí **S** obsahuje méně většiny prvků v **Sd** proti **Sh** a **Ss** zřejmě z důvodu menších úrovní spadů v chráněném dolním údolí než výše na větru exponovaném svahu. V povodí **A** může významnou část spadu tvořit litogenní V obsažený v prachu erodovaném z polí.

19.–21. Mapy distribuce obsahu mědi a olova v mechu

Měď (Cu): Zjištěné obsahy Cu v mechu sledovaných povodí (3,5–8 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) klesaly následovně **S>H>A**. Pro jednotlivé části povodí obsahy Cu v mechu klesaly následovně **S**: **h>s>d**, **H**: **s>h>d**, **A**: **h>s>d**. Indikované 1,5 násobné spady Cu v povodí **S** proti povodí **A** jsou způsobeny spady Cu původem z blízkých hutních provozů barevné metalurgie a topenišť fosilních paliv. Podobně 1,2 násobné zvýšení obsahu Cu v mechu povodí **H** lze vysvětlit zvýšenými spady Cu původem z aglomerace Tanvald–Desná (sklářny, doprava, domácí topeniště). Indikovaný zvýšený spad Cu v návětrných částech povodí **Ah** a **As** může mít původ v depozici prachu z polí ošetřovanými ochrannými postřiky na bázi Cu.

Olovo (Pb): Aktuálně zjištěné obsahy Pb v mechu sledovaných povodí (2–14 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) klesaly v pořadí **S>H>A** a v rámci jednotlivých částí povodí **S**: **s>h>d**, **H**: **s>h>d**, **A**: **s>h>d**. Mech obsahoval 10–25 × méně Pb než humus ze stejných povodí. Výrazně vyšší obsahy Pb v mechu z povodí **S** byly proti obsahům Pb v mechu povodí **A** 6 × vyšší a většina Pb pocházela zřejmě z emisí hutních provozů, výroby a recyklace baterií a průmyslového spalování uhlí a odpadů. Bioindikovaný dvojnásobný spad Pb v povodí **H** proti povodí **A** má původ hlavně v emisích z blízkých skláren. Dvouletý průměrný spad Pb měřený na stanici Košetice byl 0,528 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$. Na stanici Souš byl naměřený roční bulk Pb 1,2 × vyšší (0,641 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$) a interpolované spady pro povodí **S** pak 2 × vyšší (1,01 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$). To jsou menší rozdíly depozic Pb mezi stanicemi než ukazuje obsah Pb v mechu.

22.–24. Mapy distribuce obsahu barya a zinku v mechu

Barium (Ba): V mechu sledovaných povodí byly aktuálně zjištěny obsahy Ba v rozmezí 18–95 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, přičemž obsahy Ba v mechu povodí klesaly v následujícím pořadí: **S>>H>A**. V rámci úseků povodí obsahy Ba v mechu klesaly následovně **S**: **s>d>h**, **H**: **h>d>s**, **A**: **h>s>d**. Zhruba čtyřnásobné obsahy Ba v mechu povodí **S** proti povodí **A** jsou způsobeny litogenním Ba obsaženým v erodovaném prachu z půdních pokryvů místních jílovců bohatých na Ba a zároveň část Ba pochází z antropogenních zdrojů (průmyslová uhelná topeniště a ocelářského průmyslu). Mírně zvýšené obsahy Ba v mechu povodí **H** mají v emisích z místních sklářských provozů a jen menším podílem erodovaných částic místního geologického podloží. Slabý trend poklesu obsahu Ba v mechu střední a dolní části povodí **A** lze vysvětlit poklesem spadu půdních částic s litogenním Ba ve směru od lesního okraje do lesního porostu.

Zinek (Zn): Aktuálně zjištěné mediány celkového obsahu Zn v mechu sledovaných povodí byly v rozpětí 22–95 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Obsah Zn v mechu jednotlivých povodí klesal v pořadí **S>>H>A** a v rámci jednotlivých úseků povodí **S**: **s>d>h**, **H**: **h>s>d** a **A**: **h>s>d**. Mech v povodí **S** obsahoval asi čtyřnásobné, a mech v povodí **H** asi 1,3 násobné množství Zn než mech z povodí **A**. Zn ve spadech v povodí **S** je původem převážně z emisí metalurgických provozů a průmyslových topenišť, ve spadech v povodí **H** z emisí sklářských provozů a městského prachu původem z aglomerace Tanvald–Desná.

25.–27. Mapy distribuce obsahu polycyklických aromatických uhlovodíků v mechu

Sumy 16 PAU: Zjištěná průměrná suma 16 PAU v mechu sledovaných povodích (180–650 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) je zhruba 10 × nižší než suma 16 PAU zjištěná v humusu z O_h horizontu sledovaných povodí. Sumy 16 PAU v mechu klesaly v pořadí **S>>H>A** a byly 2–3 × vyšší v povodí **S** než v povodích **H** a **A**, což ukazuje na aktuálně nejvyšší spady PAU z průmyslových a domácích topenišť Odstravska–Třinecka v povodí **S**. Zhruba 1,2 × vyšší spady 16 PAU v povodí **H** proti povodí **A** souvisí se šířením PAU z topenišť a dopravy z aglomerace Tanvald–Desná. V rámci jednotlivých úseků sledovaných povodí sumy 16 PAU klesaly v pořadí **A**: **h>s>d**, **H**: **s>d>h** a **S**: **s>d>h**.

Obsahy jednotlivých PAU v mechu sledovaných povodí klesaly v pořadí
A: NA>FA>PHE>PY>BbF>CHR>IP>BaP>BghiP>FL>BkF>BaA>>AC>ACN>AN>DahA
A: FA>PY>BdF>CHR>BghiP>IP>PHE>BaP>NA>BaA>BkF>DahA>ACN>FL>AN>AC
H: NA>CHR>FA>PY>PHE>BaP>BaA>IP>BkF>BbF>FL>AC>DahA>BghiP>AN>ACN

H: Bdf>FA>CHR>IP>PY>PHE>BghiP>BkF>BaP>BaA>NA>DahA>ACN>AN>FL>AC

S: BbF>FA>NA>CHR>PY>BaP>BkF>PHE>IP>BghiP>BaA>FL>DahA>AC>ACN>AN

S: Bdf>FA>CHR>IP>PY>BghiP>PHE>BaP>BaA>BkF>NA>DahA>AN>ACA>FF>AC

Poměrné zastoupení aktuálně ukládaných PAU v mechu a dlouhodobě ukládaných v humusu odlišných typů dominantních zdrojů PAU a jejich změny v čase.

Obsahy jednotlivých PAU v mechu sledovaných povodí a jejich úseků následují

AC: S=H>A, A: h=d>h, H: h>s>d a S: s>h>d

ACN: S>A>H, A: h=s>d, H: h=s=d a S: s>h>d

AN: S>H>A, A: d=h>s, H: h=s=d a S: s>h>d

BaA: S>>A>H, A: h>d>s, H: s>d>h a S: s>h>d

BaP: S>>H>A, A: h=s=d, H: s>d>h a S: s>d>h

BbF: S>>H>A, A: s>h>s, H: s>d>h a S: s>d>h

BghiP: S>>H>A, A: s>h=s, H: s=d>h a S: s>d>h

BkF: S>>A>H, A: h=s=d, H: d>s>h a S: s>d=h

CHR: S>>H>A, A: s>h>d, H: d=s>h a S: s>d>h

DahA: S>>H>A, A: h=s=d, H: d>s=h a S: s>d>h

FA: S>>A>H, A: h=s>d, H: s>d>h a S: s>h>d

FL: S>A>H, A: h=s=d, H: s>d=h a S: s>h>d

IP: S>>H>A, A: h=s>d, H: d=s>h a S: s>d>>h

NA: H>S>A, A: h>d>s, H: h>s>d a S: s>d=s

PHE: S>>A>H, A: h>d>s, H: s>d=h a S: s>h>d

PY: S>>H>A, A: h>s>d, H: s>d>h a S: s>h>d

Na rozdíl od dlouhodobě akumulovaných PAU v humusu obsahy PAU v mechu neukazují na trend větších akumulací PAU v dolních částech povodí. Největší kontaminace mechu PAU byla zjištěna ve středních a horních částech návětrných svahů, podobně jak stejně bylo zjištěno u obsahu kovů v mechu.

28.–30. Mapy distribuce obsahu polychlorovaných bifenylů v mechu

Obsahy sum PCB: Celkové obsahy sumy 7 PCB v mechu sledovaných povodí dosahoval (0,82–1,40 µg.kg⁻¹) a sumy PCB v povodích klesaly v pořadí: S>H>A. Suma PCB v mechu sledovaných povodí je zhruba 10 × nižší než v humusu. Nejvyšší mechem indikované aktuální spady PCB byly zjištěny v povodí S a nejnižší v povodí A. V rámci jednotlivých částí povodí byly sumy PCB v mechu rozloženy následovně A: d>h>s, H: h>s>d, S: h>d>s. V povodí H byly nevyšší sumy PCB v mechu z horní a střední části povodí, v dolní části Hd mech obsahoval podobné množství sum PCB jako mech v povodí A.

Obsahy jednotlivých kongenerů PCB: Průměrné obsahy jednotlivých kongenerů v mechu sledovaných povodí klesaly v následujícím pořadí

A: PCB153>PCB138>PCB101>PCB180>PCB28+31>PCB52>PCB118

H: PCB153>PCB138>PCB180>PCB101>PCB28+31>PCB52>PCB118

S: PCB153>PCB138>PCB180>PCB28+31>PCB101>PCB118>PCB52

Např. mech v povodí S obsahoval v průměru 1,3 × více PCB153 než mech v povodí A, ale mech v povodí A obsahoval 1,3 × více PCB101 než mech v povodí S. Relativním zastoupením jednotlivých PCB v mechu jsou si nejvíce podobné obsahy PCB v mechu z povodí S a H, ovlivněné hlavně průmyslovými zdroji znečištění, od kterých se odlišuje podíl PCB v mechu z povodí A, které je pod vlivem venkovského pozadí znečištění.

Srovnání obsahu jednotlivých kongenerů PCB v mechu mezi povodími a v rámci sledovaných úseků povodí ukázalo následující

PCB153: S>H>A, A: d>h>s, H: h>>s>>d a S: h>d>s

PCB138: S>H>A, A: d>s>h, H: h>>s>d a S: h>d>s

PCB180: H>H>S, A: h>d>s, H: s>h>d a S: h>d>s

PCB101: H>A>S, A: d>s>h, H: h>d>s a S: h>s>d

PCB28+31: S>H>A, A: h>d>s, H: h>s>d a S: s>h>d

PCB118: S>A>H, A: d>s>h, H: h>d>s a S: d>h>s

PCB52: H>S>A, A: d>s>h, H: s>d>h a S: d>h>s

Nebyly zjištěny výrazné trendy akumulace jednotlivých PCB v mechu ve sledovaných částech povodí. Poměrné zastoupení kongenerů PCB v mechu v dílčích částech povodí se většinou liší od poměrného zastoupení kongenerů PCB v humusu což může naznačovat časovou změnu emisních zdrojů PCB v okolí jednotlivých povodí. Naměřené hodnoty PCB ve střední části povodí As můžeme považovat za reprezentativní i pro malé povodí L.

Dílčí závěr z analýz mechy: V mechu třech sledovaných povodí byly zjištěny aktuální obsahy potenciálně toxických kovů, sumy 16 PAU a 7 PCB. Mechem indikované aktuální spady měřených polutantů z antropogenních zdrojů znečištění ovzduší byly nejvyšší v povodí **S** a **H** ovlivněné transportem a spadem polutantů z blízkých průmyslových zdrojů v oblasti Třinecka a z aglomerace Tanvald–Desná. Většinou nejvyšší obsahy antropogenních polutantů obsahoval mech v horní a střední části povodí **S** a **H** na návětrných svazích. Distribuce litogenních prvků, které nejsou ve větší míře obsažené v průmyslových emisích, ukazují na šíření a depozici erodovaných částic z půdních povrchů do sledovaných povodí a mohou pomoci odhadnout i podíl depozic prvků neantropogenního původu, které mohou být v depozicích zastoupeny současně z antropogenních i litogenních zdrojů. Mechy většinou vykazovaly v průměru asi 10 × méně sledovaných polutantů, než bylo naměřeno v humusu O_h horizontu sledovaných částí povodí. Při znalosti obsahu polutantu v mechu O, roční produkce biomasy daného mechu B a účinnosti příjmu daného polutantu mechovým indikátorem E je možno odhadnout absolutní úroveň spadů polutantů S na jednotkovou plochu a rok: $S = (O \times B) / E$. Většímu přestupu sledovaných polutantů do vody v nejzatíženějším povodí S brání malá kyselost půdních povrchů a v případě PAU a PCB jejich velmi malá rozpustnost ve vodě.