

EkOMONITOR

SBORNÍK KONFERENCE

**SANAČNÍ
TECHNOLOGIE
XXV**

17. – 19. května 2023

ĚKOMONITOR

SBORNÍK KONFERENCE

SANAČNÍ TECHNOLOGIE XXV

17. – 19. května 2023

Pořádající organizace:

Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o.
Píšířovy 820, 537 01 Chrudim III

Masarykova univerzita
Žerotínovo nám. 617/9, 601 77 Brno

Univerzita Komenského v Bratislave
Prírodovedecká fakulta
Mlynská dolina, 842 15 Bratislava 4

Česká zemědělská univerzita v Praze
Kamýcká 129, 165 00 Praha 6

Štátny geologický ústav Dionýza Štúra
Mlynská dolina 1, 817 04 Bratislava 11

Vysoká škola chemicko-technologická v Praze
Technická 5, 166 28 Praha 6

Technická univerzita v Liberci
Studentská 2, 461 17 Liberec

Univerzita Pardubice
Fakulta chemicko-technologická
Studentská 573, 532 10 Pardubice

DIAMO, státní podnik
Máchova 201, 471 27 Stráž pod Ralskem

EPS biotechnology, s.r.o.
V Pastouškách 205, 686 04 Kunovice

Mediální partner akce:

Tretiruka.cz
28. Pluku 524/25, 101 00 Praha 10

EnviWeb s.r.o.
Březová 6, 637 00 Brno

Předsednictvo konference, programový a organizační výbor

čestný předseda konference

prof. Ing. Milan Pospíšil, CSc., prorektor pro strategie a rozvoj VŠCHT Praha

**Ing. Karel Bláha, CSc., doc. Ing. Josef Janků, CSc., prof. RNDr. Ivan Holoubek, CSc.,
doc. RNDr. Josef Zeman, CSc., RNDr. Richard Příbyl, doc. RNDr. Lubomír Jurkovič, PhD.,
doc. Mgr. Peter Šottník, PhD., Ing. Jiří Palarčík, Ph.D., prof. Dr. Ing. Miroslav Černík, CSc.,
Ing. Jaroslav Nosek, Ph.D., doc. Mgr. Martina Vítková, Ph.D., Ing. Pavel Vostarek,
Ing. Vlastimil Pištěk, Ing. Miroslav Minařík, Ing. Petr Beneš, Ph.D., Mgr. Jiří Kamas, Ph.D.,
Ing. Marek Šír, Ph.D., Mgr. Pavel Vančura, Dr. Ing. Jiří Marek, Ing. Dagmar Bartošová,
Mgr. Marián Petrák, PhD., Bc. Klára Petráková Kánská**

Editor sborníku:

Klára Petráková Kánská

Heslo pro stažení prezentací:

230517STXXV

Citace sborníku:

Sanační technologie XXV, 17. – 19. května 2023, Přerov, Klára Petráková Kánská (Edit.), str. 178
Remediation technologies XXV, May 17. – 19., 2023, Přerov, Klára Petráková Kánská (Edit.), p. 178

K tisku předáno dne 12. 5. 2023, formát A4, počet výtisků 10, počet stran 178, brož. vydání.
Vytiskla tiskárna Grafion, Pardubice
1. vydání

© Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o., Chrudim 2023

ISBN 978-80-88238-28-7

SANACE V TŘETÍM PROGRAMOVACÍM OBDOBÍ OPŽP, NOVÁ PRAVIDLA, HODNOTÍCÍ KRITÉRIA A POŽADAVKY NA PROJEKTY

Lukáš Čermák

Ministerstvo životního prostředí, Vršovická 65, 100 10 Praha 10, e-mail: lukas.cermak@mzp.cz

Nové programovací období OPŽP přineslo další šanci pro řešení problematiky kontaminovaných lokalit v ČR. Na specifické cíle 1.6.7 a 1.6.8 bylo v programu vyčleněno 150,5 mil. €, což v době spuštění programu představovalo cca 3,9 mld. Kč (kurz 25,24 Kč/€). Dnes, počátkem dubna 2023, ovšem oněch 150,5 mil. € představuje při kurzu 23,40 Kč/€ „pouze“ 3,5 mld. Kč. Aktuální rozdíl 400 milionů korun proto představuje pro program nejen (ne)možnost řešení jedné opravdu velké lokality, nebo několika menších, ale ve svém důsledku zejména nutnost skutečně pečlivého výběru podporovaných lokalit.

Z tohoto důvodu byla pravidla a hodnotící kritéria programu po uplynulých dvou programovacích obdobích poměrně výrazně upravena. Cílem těchto úprav má být zejména co největší stimulace žadatelů k řešení lokalit, kde podpora přispěje ke zlepšení stavu životního prostředí. Současně ovšem cílí i na řešení dalších cílů Státní politiky životního prostředí, jako je ochrana vodních zdrojů, zemědělského půdního fondu nebo přednostní využívání brownfields.

Ekologické zátěže na území ČR jsou dlouhodobě vnímány jako vysoce nákladné s tím, že jejich řešení je do značné míry schopné absorbovat jakkoliv vysokou alokaci, která by na ně byla z evropských či národních zdrojů přidělena. Neomezená alokace pro ekologické zátěže samozřejmě není reálná, ať už z důvodu neopomenutelných potřeb jiných oblastí OPŽP, tak i z hlediska aktuálních personálních kapacit jak MŽP, SFŽP, ale i sanačních společností. Z toho důvodu je nutné pracovat s přidělenou alokací tak, aby její čerpání bylo maximálně efektivní a smysluplné a rozložení finančních prostředků pokrývalo zejména primární, ale i sekundární cíle výše zmíněné Státní politiky životního prostředí.

Prvním z kroků, které MŽP na této cestě realizovalo, bylo vytvoření zcela nového konceptu hodnocení projektů. Ty jsou nově založeny primárně na ohodnocení reálných rizik plynoucích z přítomnosti kontaminantu na lokalitě. Bodové ohodnocení projektu je pak násobeno koeficienty podle výskytu ve složkách ŽP, počtu ohrožených osob, priority lokality či koncepce řešení nápravného opatření. Nová hodnotící kritéria již byla otestována jak pokusně v rámci poslední výzvy předchozího OPŽP, tak v rámci první sanační výzvy OPŽP nového. Na základě této zkušenosti pak byla upravena bonifikace navazujících etap velkých sanačních projektů. Zde se ukázalo, že původní koeficient dostatečně nezohlednil obvyklé výrazné snížení objemu kontaminantu v úvodní etapě takto fázovaného projektu, a tedy relativně menší, nicméně nadále rizikové množství kontaminantů v prostředí pro etapy následující.

Dalším krokem bylo rozložení výše podpory pro projekty dle jejich společensko-environmentálního přínosu a potenciální návratnosti. Pro projekty, které lze označit jako projekty realizované v širším veřejném zájmu, byla zachována dosud jednotná podpora 85 %. Udržitelnost projektu je ovšem stanovena na dobu 10 let. Projekty realizované nejčastěji v brownfeldech, kde se očekává následné využití pro průmyslové či logistické centrum, jsou nově podpořeny dotací do výše 70 % uznatelných nákladů a zkrácenou udržitelností v délce 5 let. Areály sanované pro budoucí rezidenční využití jsou podpořeny dotací z 50 %, projekt ovšem není zatížen dlouhou dobou udržitelnosti a areál lze tedy plně využívat ihned po skončení sanačních prací. I zde bylo po první výzvě přistoupeno k drobné úpravě, která spočívá v přesnější specifikaci možného následného využití území pro jednotlivé podpory. Tato úprava vychází z vyhlášky č. 501/2006 Sb., respektive z její připravované novelizace. MŽP navíc připravuje zadání ekonomické studie, která by případně upřesnila výše kofinancování pro jednotlivé kategorie tak, aby kofinancování plnilo stimulační účel dotace a současně nedefinovalo tržní prostředí.

Třetím z nových „pravidel“, která jsou postupně zaváděna a upravována, je přesnější definice požadované osnovy projektu nápravných opatření. I tento požadavek na zpracovatele vychází

z nezbytného sjednocení a také zefektivnění hodnocení projektů během výzvy. Věříme, že připravená osnova vyjasní požadavky MŽP a umožní autorům připravovat projekty s vyšší kvalitou. Současně chce MŽP do procesu řešení projektů přenést zkušenosti získané během uplynulých pandemických let. Díky tomu bychom rádi proces dokumentace a kontroly zefektivnili maximálním využitím současných technologií, jako jsou digitalizované mapy a zdroje, cloudová úložiště, drony, fotogrammetrie a podobně.

Aktuálně má MŽP v databázi SEKM více než 10 000 kontaminovaných nebo potenciálně kontaminovaných lokalit. Více než 6 000 z těchto lokalit dosud nebylo podrobeno vůbec žádné úrovni průzkumu, 1 000 lokalit bylo zkoumáno omezeně, na 486 lokalitách je stanovená priorita v kategorii A. Reálně tedy aktuálně máme cca 7 500 lokalit, které vyžadují různou míru pozornosti, průzkumu či sanace. Ekologická smlouva, která byla dosud hlavním nástrojem řešení ekologických zátěží v ČR, umožňuje řešení 184 z těchto 7 500 lokalit. Operační program ŽP během programovacího období 2007–2013 podpořil realizaci průzkumů a analýz rizik v rámci 96 projektů. Sanační zásah směřující k odstranění rizik byl realizován na 57 lokalitách. Na jejich řešení bylo tehdy vynaloženo cca 6,1 mld. Kč. V programovacím období 2014–2021 měl OPŽP pro řešení sanací a průzkumů kontaminovaných lokalit cca 3 mld. Kč, za které bylo realizováno 74 projektů AR a 45 projektů sanací. Jak je nyní patrné z uváděných čísel, zřejmě čeká nejen MŽP a odbornou veřejnost práce na několik životů, respektive, je nutné zvážit koncepci dalšího postupu průzkumných a sanačních prací. Vzhledem k celkovému počtu lokalit by měla být v úvodu příspěvku zmíněna šance na řešení akceptovat i fakt, že nevíme, kolik takových příležitostí ještě dostaneme. Je tedy nutné zvážit, zda aktuální de facto symbolický příspěvek OPŽP je adekvátní velikosti problému a realizace projektů v kontextu celé ČR skutečně smysluplně přispívá k zlepšení stavu ŽP a plnění cílů SPŽP.

AKTUALITY Z APLIKACE SMĚRNICE O ODPOVĚDNOSTI ZA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ

Alexandra Skopcová

Ministerstvo životního prostředí, Vršovická 65, 100 10 Praha 10, e-mail: alexandra.skopcova@mzp.cz

Je již léta zvykem zabývat se v rámci konferencí Sanační technologie a též na stránkách těchto sborníků rovněž problematikou využití směrnice 2004/35/ES o odpovědnosti za životní prostředí v souvislosti s prevencí a nápravou škod na životním prostředí (dále Směrnice). MŽP jako odborný gestor agendy vyplývající ze Směrnice se věcně zabývá nejenom její implementací do českého právního řádu, ale rovněž potenciálem jejího využití v praxi. Inspirací pro tento článek byly dvě případové studie prezentované při příležitosti setkání expertů pracovní skupiny na problematiku Směrnice při Evropské komisi.

Tyto případové studie poměrně přesně ilustrují realitu a rozmanitost v aplikaci Směrnice jednotlivými členskými státy EU. První případová studie byla zpracována italským institutem INSPRA (Italian Institute for the Environmental Protection and Research) a jejím autorem je Eng. Francesco Andreotti. Druhou studii zpracovala pro Evropskou komisi agentura Stevens & Bolton LLP a její autorkou je profesorka práva Valerie Fogleman.

Itálie:

Újma na podzemní vodě

Únik PCE do podzemní vody (hluboký kolektor, zdroj pitné vody)

- Druhotný zdroj kontaminace stále aktivní
- Zasaženo 14 km² a cca 42 000 000 m³
- Překročení limitů pro pitnou vodu, znehodnocení vodního zdroje
- Újma na podzemní vodě + znehodnocení zdroje pro zásobování pitnou vodou + hrozba dalšího poškození podzemní vody
- Uložena doplňková nápravná opatření (primární nebylo možné uložit z důvodu nedostupnosti fáze PCE na dně kolektoru pro sanaci) + kompenzační opatření + preventivní opatření (aby se situace neopakovala)

Újma na povrchové vody a druzích (biodiverzitě)

Havarijní vypuštění přehradní nádrže

- Nekontrolované rozlití přehrady
- Výrazný nárůst zákalu vody
- Akumulace značného množství sedimentů (řeka, potok)
- Změna morfologie a biotopu cca 6 km toku
- Úhyn cca 1 tuny ryb (včetně pěti chráněných druhů)
- Zhoršení ekologického stavu útvarů povrchových vod na cca 6 měsíců
- Snížení (až úplné vymizení) hustoty osídlení chráněnými druhy a obtížná rekolonizace
- Klíčová rychlá reakce úřadů
- Dočasná ztráta ekosystémových služeb: biodiverzita, regulační a rekreační funkce
- Díky předchozímu monitoringu dostatek informací o předchozím stavu
- Uložená primární a kompenzační nápravná opatření

Újma na půdě

Kontaminace bioplynem z nezabezpečené skládky

- Stará průmyslová lokalita, historická kontaminace
- Původcem bývalý provozovatel průmyslového areálu
- Nezabezpečené skládkování průmyslového odpadu (slévárenská struska a směsný odpad) v bývalém lomu
- Bioplyn a další nebezpečné látky v půdě ohrožovaly přilehlou residenční zástavbu a komerční zónu

- Vysoké koncentrace methanu (na hranici výbušnosti), organohalogenových a aromatických sloučenin
- Rizika pro lidské zdraví (šíření bioplynu do obytné zástavby, nebezpečí výbuchu)
- Újma na půdě + hrozba dalšího poškození životního prostředí
- Uložena nápravná opatření, která stále probíhají (zakrytí skládky, jímání skládkových plynů, monitoring...)

Újma na druzích (biodiverzitě)

Poškození biologické rozmanitosti

- Nelegální sbírání a obchodování s chráněnými druhy Datlovka vrtavá (*Lithophaga lithophaga*)
- Snížení populace na pobřeží v délce několika kilometrů
- Redukce stanovišť pro jiné druhy
- Základní stav: reprezentují sousední nepoškozené oblasti
- Změřené poškození populace, jehož přirozená obnova trvá 20–60 let
- Ztráta ekosystémových služeb (přirozená obnova více než 100 let)
- Obnova umělým vysazením neúspěšná
- Nutný pravidelný monitoring prováděný odborníky
- Provozní činnost nedefinována přílohou Směrnice (nelegální činnost)
- Náklady: náhradní opatření

Švédsko:

Újma na povrchových vodách a druzích

Kolísání vodní hladiny provozem vodní elektrárny

- Občan nahlásil možnou újmu na povrchových vodách způsobenou kolísáním hladiny vodní nádrže způsobené provozem vodní elektrárny (disponovala veškerými potřebnými povoleními)
- Soud mu dal za pravdu uložil nápravná opatření (snížení vodní hladiny, umožnění migrace vodních druhů)
- Odvolání provozovatele (1. stav vodního útvaru bude možno posoudit dle Rámcové směrnice o vodách až v roce 2036; 2. újma na povrchových vodách se nestala a pokud ano, budou, dle národního plánu podle Rámcové směrnice o vodách (dále RSV), povrchové vody v dobrém stavu do roku 2039)
- Soud dal provozovateli za pravdu. Jako rozhodují pro posuzování stavu vodních útvarů bylo stanoveno datum implementace Směrnice do národního (v tomto případě Švédského) práva a v zásadě byl upřednostněn výklad, že posuzování stavu vodních útvarů by mělo odpovídat RSV (podle Směrnice, jak to bylo úřady provedeno to v zásadě příliš podrobné).
- Uložení nápravných opatření zrušeno

Finsko:

Újma na vodách a druzích

Havárie zařízení na výrobu niklu

- Červenec 2014: únik roztoku obsahujícího 66 tun kobaltu, 94 tun síranů a dalších látek především kovů
- Koncentrace niklu přesáhla povolený emisní limit
- Znečišťující látky ovlivnily povrchové vody 2 přilehlých řek v délce 35 km a nejméně 10–12 vodních útvarů na pobřeží a v ústí řek
- Zabito bylo přes 4 miliony mušlí (z toho 1 milion uvedených na seznamu Směrnice o stanovištích)
- Přesný výchozí stav populace mušlí nebyl znám, ale lokalita byla považována za jednu z nejvýznamnějších v celém Finsku
- Provozovatel únik oznámil kompetentním úřadům, podílel se na vyšetřování a monitoringu
- Srpen 2014: koncentrace niklu v povrchových vodách klesly k normálu, zvýšené zůstaly v sedimentech

- Květen 2015: úřad nařídil pokračování monitoringu a rozhodl, že byla poškozena biodiverzita a prokazatelně byly znečištěny povrchové vody. Nařídil nápravná opatření vycházející jednak z porušení povoleného emisního limitu k vypouštění, tak ze Směrnice.
- Provozovatel argumentoval, že populace chráněných mušlí byla poškozena pouze v lokálním nikoli větším měřítku (Finsko, EU), že újma na povrchových vodách není průkazná, jelikož se neprokázal vliv na jejich celkový chemický, biologický a fyzikální stav a ekologický potenciál, a navíc ne všechny uhynulé mušle patřily k chráněným druhům.
- Březen 2016: veřejná konzultace a nařízení nápravných opatření podle Směrnice
- Provozovatel se nadále odvolával a případ skončil u Nejvyššího správního soudu, který potvrdil nápravná opatření podle Směrnice

Dánsko:

Újma na vodách a druzích

Únik hnojiv do vodního toku

- Zář 2018: Únik asi 100 tun hnojiv do vodního toku
- Úhyn všech ryb na asi 15 km úseku řeky
- Snížení ekologického stavu slávek a ostatních volně žijících druhů
- Očekávané zlepšení do původního stavu 3–5 let
- Zasažen rovněž fjord, jehož zotavení bylo odhadnuto na méně než jeden rok, proto podle dánské implementace Směrnice nebylo považováno za újmu dle Směrnice (tento výklad je však dle vyjádření zástupců Evropské komise nesprávný)
- Provozovatel (malá společnost mimo přílohu Směrnice) začal se sanací z vlastní pojistky
- Místní samospráva uložila provozovateli nápravná opatření a preventivní opatření k zabránění dalších škod
- Říjen 2018: rozhodnuto, že se stala újma na vodách a provozovatel je zodpovědný za provedení nápravných opatření
- Prosinec 2018: Agentura ochrany životního prostředí souhlasila s újmou na vodách. Nařízen monitoring postižené fauny. Žádná další nápravná opatření (vyjma těch již realizovaných) nebo kompenzační opatření netřeba.
- Březen 2020: Agentura ochrany životního prostředí obdržela výsledky monitoringu, které řekly, že stav povrchových vod se většinou zlepšil a konstatovala, že žádná další nápravná opatření nejsou třeba.
- Únor 2021: s návrhem rozhodnutí nesouhlasí místní rybářské spolky s odůvodněním, že se situace stále nevrátila do původního stavu a poškození trvá
- Březen 2022: konečné rozhodnutí Agentury ochrany životního prostředí (žádná další nápravná či kompenzační opatření netřeba)
- Odvolání místních rybářských svazů
- Provozovateli bylo po domluvě nařízeno místní samosprávou posouzení rizikovosti vniku škodlivých látek do prostředí ve vztahu k lidskému zdraví a ekosystémům.
- Provozovatel provedl dobrovolná sanační opatření.

Litva:

Újma na půdě, vodě a chráněných druzích

Masivní požár pneumatik

- Říjen 2019: masivní požár zařízení na recyklaci pneumatik (provozovatel z přílohy Směrnice)
- Kompetentní orgán konstatoval, že se stala újma na půdě, vodě a chráněných druzích
- Říjen 2019: státní zastupitelství zahájilo vyšetřování
- Květen 2020: bylo konstатовáno, že zařízení bylo provozováno v rozporu s udělenými povoleními a v září 2020 byla provozovateli povolení odňata
- Březen 2021: obviněn provozovatel a sedm fyzických osob, řízení vedeno rovněž proti špatně vedenému zásahu hasičů

Bulharsko:

Újma na vodě, půdě a druzích/ provozovatel v insolvenční

Únik trichlorethanu v důsledku poškození nádrží

- Květen 2012: provozovatel z přílohy Směrnice oznámil odpovědným úřadům bezprostřední hrozbu vzniku ekologické újmy
- Poškození nádrže na odpadní trichlorethan při opakovaném neoprávněném vniku do areálu (rabování)
- Kompetentní orgán provedl místní šetření a vyžádal si od provozovatele další informace, které provozovatel poskytl
- Nařízeno odstranění uniklého trichlorethanu a jeho likvidace
- Prosinec 2012: provozovatel se dostal do insolvence
- Březen 2013: nařízena insolvenčnímu správci nápravná a preventivní opatření (zabezpečení zbylých látek)
- Červen 2013: pokuta insolvenčnímu správci 3 mil. EUR, zrušena po odvolání správce
- Mezitím duben 2013: určen odpovědným za provedení nápravných opatření hejtman příslušného kraje
- Následoval sled výběrových řízení na zhotovitele, aktualizace projektových podkladů a dalších výběrových řízení
- Červen 2017: insolvenční správce prodal zařízení (vyjma nádrží)
- Duben 2021: dokončena veškerá nápravná opatření (odstraněno více než 2 700 tun odpadu, celková cena akce byla 1,176,865 EUR.

Prezentované příklady jasně ukazují značnou variabilitu v aplikaci Směrnice napříč jednotlivými členskými státy EU. U případů prof. Foglemana lze pozorovat i vývoj jednotlivých případů z hlediska práva. Zvláště v případech, kdy bylo možné na případy aplikovat národní právo mimo Směrnici, docházelo často k rozporům a v důsledku toho i k průtahům v řešení daných případů. Důležitým ponaučením z případů je fakt, že ať už je k uložení nápravných, kompenzačních či preventivních opatření použita jakákoliv legislativa, přednost musí mít efektivita vybraného řešení.

Literatura

- [1] ANDREOTTI F. (2022): Case studies assessed by ISPRA under ELD National Legislation.
- [2] FOGLEMAN V. (2022): Case studies illustrating implementation of the ELD.

VÝVOJ INSTITUTU EKOLOGICKÁ ÚJMA DLE ZÁKONA Č. 167/2008 SB. A SMĚRNICE 2004/35/ES V ČASE Z POHLEDU EVROPSKÉ UNIE

Šárka Mikundová

Ministerstvo životního prostředí, Vršovická 65, 100 10 Praha 1, e-mail: sarka.mikundova@mzp.cz

Institut ekologické újmy (dále EÚ), resp. jeho pojem nás provází již od roku 2008, kdy byl v ČR přijat zákon č. 167/2008 Sb., o předcházení ekologické újmy a její nápravě (dále ZEÚ). Tímto zákonem byla implementována do českého řádu směrnice 2004/35/ES o odpovědnosti za životní prostředí v souvislosti s prevencí a nápravou škod na životním prostředí (dále Směrnice), jejíž cílem je prohloubit zodpovědnost podnikatelů za ekologickou újmu s důrazem na její prevenci a zároveň vymezit rámec pro uplatnění odpovědnosti za újmu (škodu) na životním prostředí, která je založena na principu „znečišťovatel platí“ (polluter-pays principle – PPP) zakotveném ve Smlouvě o Evropské Unii.

Celou dobou existence Směrnice se prolíná nejednotnost při implementaci Směrnice do legislativy jednotlivých členských států v tom smyslu, že některé země přijaly nový zákon, kterým Směrnici implementovaly do své legislativy, a jiné státy Směrnici „rozpustily“ ve svých jednotlivých zákonech, které týkaly životního prostředí a jeho ochrany a z toho plyne i nejednotnost způsobu, jak jednotlivé členské státy uplatňují při vykonávání své činnosti princip „znečišťovatel platí“.

Nejasným rozhraním mezi ekologickou újmou a jinou škodou na ŽP nastávají situace, kdy jednotlivé členské země raději řeší daný případ poškození ŽP dle svých složkových zákonů a ZEÚ, potažmo Směrnici nevyužívají. Na jednotlivých počtech případů EÚ, viz tabulka 1 s jednotlivými počty EÚ, lze také vidět, jak moc jednotlivé členské státy institut EÚ využívají, což opravdu souvisí s tím, jak dalece měly a využívaly původní zákony na ochranu ŽP ještě před zavedením Směrnice. To je také případ ČR, která primárně využívá svých složkových zákonů, kterými má dlouhodobě případné poškození životního prostředí ošetřeno.

Pro ilustraci situace České republiky lze uvést, že ačkoliv nebyl v ČR doposud zaznamenán jediný případ EÚ dle ZEÚ, tak v rozmezí 4 let ČIŽP zaznamenala 2 764 případů škod na přírodě a 815 případů škod na vodách. V tomto ohledu je potřeba připomenout, že nejen ČIŽP, která vykonává státní správu dle ZEÚ, tak také i správy národních parků na územích národních parků a újezdní úřady na území vojenských újezdů dle ZEÚ mají povinnost vykonávat státní správu v rozsahu působnosti ČIŽP.

Tab. 1: Počet zaznamenaných případů EÚ do roku 2021

	Počet případů EÚ do roku 2021
Rakousko	0
Belgie	4
Bulharsko	8
Kypr	2
Česká republika	0
Dánsko	1
Estonsko	15
Finsko	2
Francie	1
Německo	60
Řecko	146
Maďarsko	573
Irsko	6
Itálie	218
Lotyšsko	58
Litva	6
Lucembursko	4

	Počet případů EÚ do roku 2021
Malta	0
Nizozemsko	0
Polsko	695
Portugalsko	23
Rumunsko	6
Slovensko	2
Slovinsko	2
Španělsko	42
Švédsko	5

Zdroj: Facilitating enforcement of the Environmental Liability Directive by competent authorities, December 2021, Study, Valerie Fogleman, Profesor of law, Cardiff University School of Law and Politics, Consultant Stevens & Bolton LLP

Protože se Evropská komise od počátku zavedení Směrnice snaží různými prostředky o lepší využití institutu ekologické újmy v jednotlivých členských státech, nechává v posledních letech vypracovávat řadu projektů a studií. Tyto materiály mají za úkol v jednotlivých členských státech podrobně zmapovat situaci týkající se problematiky ekologický škod jako takových, tuto situaci pak z různých hledisek vyhodnotit a nakonec předložit doporučení, jak dále se Směrnicí pracovat a jak plně využívat institut EÚ při řešení problematiky ekologických škod, a to včetně možností finančního zajištění pro případ způsobení EÚ.

Criteria for the Assessment of the Environmental Damage

Jednou z řady studií byla studie IMPEL CAED project Criteria for the Assessment of the Environmental Damage, která byla prezentována počátkem roku 2020. Tato zpráva je prvním z produktů IMPEL (Síť EU pro implementaci a prosazování práva v oblasti životního prostředí) zaměřených na problematiku implementace Směrnice. Zpráva zahrnuje analýzu zjišťovacích postupů jak pro případy ekologické újmy, tak i jiné případy poškození ŽP s cílem vypracovat praktickou příručku pro odborníky, která bude definovat kritéria pro stanovení škod na ŽP či bezprostřední hrozby poškození ŽP se zaměřením na aspekty samotného zjišťování poškození ŽP (metody, IT nástroje, screening).

Improving financial security in context of the Environmental Liability Directive

Dále byla v květnu roku 2020 dokončena studie zlepšení finančního zabezpečení v kontextu směrnice o odpovědnosti za životní prostředí „Improving financial security in context of the Environmental Liability Directive“ (Valerie Fogleman, May 2020), která se zabývala finančním zabezpečením provozovatelů dle Směrnice a ZEÚ v jednotlivých členských státech. Studie byla realizována v letech 2019–2020 agenturou Steven & Bolton LLP a Universitou v Cardiffu. Studie zkoumala podmínky finančního zajištění odpovědnosti za životní prostředí v EU, současně zkoumala i veškeré možné faktory, které finanční zajištění ovlivňují a toto srovnávala také se situací v USA. Studie doporučila, aby členské státy zavedly povinné finanční zabezpečení k řešení škod na ŽP, a to nejen pro případy EÚ dle Směrnice, ale i pro řešení škod na ŽP dle jiné legislativy (SEVESO III, rámcová směrnice o vodách, o odpadech, o ptácích či habitatové směrnici). Studie naopak nedoporučuje zavedení centrálního fondu EÚ k řešení škod dle Směrnice.

Guidelines

Protože se Evropská komise snaží dlouhodobě najít jednotný způsob, jak případy poškození ŽP posuzovat a ideálně k jejich řešení využít Směrnici, vydala v březnu 2021 Sdělení „Guidelines“, ve kterých se pokusila odstranit rozdíly ve výkladech Směrnice v národních legislativách jednotlivých členských států. Guidelines byly vedeny také snahou sjednotit pojmy ze Směrnice s ostatními pojmy další legislativy týkající se životního prostředí.

Study on Facilitating Enforcement of the ELD

Téhož roku 2021 v prosinci byly ukončeny práce na studii o usnadnění prosazování Směrnice příslušnými orgány „Study on Facilitating Enforcement of the ELD“ (Valerie Fogleman, December 2021). Studie byla opět zpracována agenturou Steven & Bolton LLP ve spolupráci s Universitou v Cardiffu. V současnosti probíhá validace závěrů studie Evropskou komisí a jednotlivými členskými státy a její zveřejnění se očekává v nejbližších měsících tohoto roku.

Evropská komise si od této studie slibuje, že studie bude jedním z klíčových dokumentů v probíhajícím hodnocení Směrnice, které má být zpracováno do konce dubna roku 2023. Původním účelem studie „Study on Facilitating Enforcement of the ELD“ bylo usnadnění prosazování Směrnice pomocí analýzy provázanosti legislativy vztahující se k EÚ s dříve existující legislativou, která se týká se ochrany životního prostředí. Avšak rozsah studie byl v roce 2021 rozšířen o předběžnou analýzu doporučení přijatých v souvislosti se Směrnicí Evropským soudem auditorů a Evropským parlamentem. Dle Evropské komise bude studie poskytovat nejnovější dostupné statistiky EÚ jednotlivých členských států. Taktéž bude analyzovat hlavní rozdíly mezi právními předpisy o EÚ jednotlivých členských států a Směrnicí a v neposlední řadě bude analyzovat hlavní důvody pro využívání národních zákonů týkajících se ochrany životního prostředí namísto využívání právních předpisů jako ZEÚ.

Study in support of the Environmental Liability Directive and its implementation

Pro potřeby hodnocení Směrnice, ve kterém Evropská komise posoudí, zda Směrnice vyhovuje svému účelu a zda případně nemá nějaké nedostatky, byla zadána v prosinci 2021 nová studie s názvem „Study in support of the Environmental Liability Directive and its implementation“. Tato studie je zpracovávána BIO inovace ve spolupráci se Stevens & Bolton a bude obsahovat jak novější případy ekologické újmy jednotlivých členských států, tak také případy škod na životním prostředí, které nebyly řešeny podle ZEÚ a Směrnice.

Dále bude snahou Evropské komise do studie zapojit pojišťovací experty jednotlivých členských států tak, aby bylo možné aktualizovat informace o dostupnosti a využívání environmentálního pojištění a dalších případných nástrojů finančního zabezpečení dle Směrnice. U členských států, které zavedly povinné finanční zajištění (Česká republika, Španělsko, Portugalsko a Slovensko), bude zjišťována funkčnost těchto finančních zajištění. Studie chce hledat mezi členskými státy rozdíly při provádění a prosazování Směrnice a definovat jaké jsou a co je způsobilo, taktéž se chce zabývat otázkou do jaké míry členské státy implementovaly a využívají Směrnici, pokud jde o škody na půdě, vodě a biologické rozmanitosti. Dalšími oblastmi studie budou posouzení, zda Směrnice splnila svůj cíl zastavit ztrátu biologické rozmanitosti v Evropské unii či zda splnila svůj cíl vyhnout se většímu počtu kontaminovaných míst v Evropské unii. Studie má dále posoudit, do jaké míry je Směrnice v souladu s ostatními právními předpisy Evropské unie. Samotná studie by měla být hotova do konce ledna 2023, tak aby bylo možné její výsledky využít v hodnocení Směrnice.

Hodnocení Směrnice

Zákonná povinnost provést hodnocení Směrnice do 30. dubna 2023 a poté každých 5 let je formulována v čl. 18 odst. 2 Směrnice. Požadavek na opakovaná hodnocení byl zaveden nařízením Evropské unie 2019/1010 v roce 2019.

V rámci zlepšení komunikace a vzájemné informovanosti také Evropská komise prosazovala zavedení centrálního celoevropského registru případů EÚ či podezření na EÚ. Tato snaha se však neshodla s pozitivním ohlasem jednotlivých členských států. Jednotlivé členské státy se neshodly ani na samotném zveřejňování případů, ani na parametrech, které by bylo možno zveřejňovat a dokonce se neshodly ani na formě tohoto zveřejňování.

V souvislosti s tím a také s faktem, že v České republice nebyl doposud zaznamenán žádný případ ekologické újmy, který by se řešil dle ZEÚ, se v různých zprávách pro Evropskou komisi průběžně

objevuje informace o tom, že Česká republika nemá žádnou databázi či registr, které by se EÚ zabývaly. Proto neustále upozorňujeme Evropskou komisi na toto mylné tvrzení, protože ČR jako jedna z mála členských zemí naopak takovou databází disponuje.

Systém evidence kontaminovaných míst SEKM

Česká republika spravuje dlouhodobě databázi, v níž eviduje ekologické zátěže na území ČR. V současnosti je tato databáze rozšířena i na možné případy ekologické újmy dle ZEÚ a Směrnice. Jedná se o národní registr ekologických škod SEKM, do kterého mohou být evidovány jednotlivé případy poškození životního prostředí a podezření na poškození životního prostředí. Tato databáze je volně přístupná státním institucím, soukromým firmám i široké veřejnosti. Databáze SEKM je registr zřízený Ministerstvem životního prostředí sloužící pro evidenci, sledování a hodnocení případů všech kontaminovaných či případně potenciálně kontaminovaných lokalit a lokalit s řešenými ekologickými zátěžemi.

Závěrem lze konstatovat, že Evropská komise se od počátku působnosti Směrnice snaží o maximální aplikaci Směrnice v jednotlivých členských státech, proto v posledních letech neustále sbírá a analyzuje data z jednotlivých členských států, aby mohla navrhnout doporučení, jak dále se Směrnicí pracovat a jak plně využívat institut EÚ při řešení problematiky ekologických škod. Sběr dat realizuje buď vlastními silami a svými analýzami anebo s využitím externích odborníků jako jsou evropské univerzity či přední konzultační společnosti. Pro posouzení účinnosti Směrnice bude zásadní rok 2023, kdy bude zpracováno první hodnocení působnosti Směrnice od roku 2016, kdy bylo provedeno její poslední hodnocení. Samotné hodnocení by se následně mělo začlenit do širší agendy European Green Deal.

Literatura

- [1] Směrnice 2004/35/ES o odpovědnosti za životní prostředí v souvislosti s prevencí a nápravou škod na životním prostředí.
- [2] Zákon č. 167/2008 Sb., o předcházení ekologické újmy a o její nápravě.
- [3] Improving financial security in the context of the Environmental Liability Directive, No 07.0203/2018/789239/SER/ENV.E.4 , May 2020 ,Study, Valerie Fogleman , Cardiff University School of Law and Politics, Stevens & Bolton LLP.
- [4] IMPEL CAED Project - Criteria for the Assessment of the Environmental Damage, Francesco Andreotti, Italian National Institute for the Environmental Protection and Research (ISPRA).
- [5] Facilitating enforcement of the Environmental Liability Directive by competent authorities, December 2021, Study, Valerie Fogleman, Profesor of law, Cardiff University School of Law and Politics, Consultant Stevens & Bolton LLP.

SMĚRNICE Č. 4 - POHLEDY ZE VNITŘ A ZVENČÍ

Karolína Leifertová, Jan Berka

Ministerstvo životního prostředí, Vršovická 65, 100 10 Praha 10,

e-mail: karolina.leifertova@mzp.cz, jan.berka@mzp.cz

Během této prezentace budeme specificky mluvit o směrnici MF a MŽP č. 4/2017. Pokusíme se pro účely této přednášky směrnici podrobněji rozebrat. Popsat aktéry, zaměřit se na specifika a v neposlední řadě na body, které mohou vést k nepochopení mezi aktéry. Nebude se jednat o celkový rozbor a vysvětlení směrnice, protože na to by nám vyhrazený čas nestačil, jedná se tak spíše o vypíchnutí určitých bodů než o ucelenou přednášku.

Nejprve je nutné podotknout, že se nejedná o první směrnici tohoto druhu. Při pohledu do historie nalezneme starší verze této směrnice, ať se již jedná o směrnici č. 3/2004 či směrnice č. 2 z roku 2003 a č. 1 z roku 2001, kde ještě místo Ministerstva financí figuruje Fond národního majetku ČR. Původní směrnice pro přípravu zakázek řešících ekologické závazky při privatizaci, na kterou všechny dříve zmíněné navazují, pochází z roku 1998 a je nutné podotknout, že obsah všech těchto směrnic se v důležitých bodech shoduje. Podstatou těchto směrnic je a vždy bylo zajištění řádu a předvídatelnosti jednotlivých kroků procesu.

Aktéry, které směrnice specifikuje, jsou MF, MŽP, ČIŽP, nabyvatel, zhotovitel, supervize a ostatní orgány státní správy (vodohospodáři, okres, kraj, městská část...). Jak směrnice uvádí, „...proces zajišťuje MF, MŽP, které je v procesu odborným garantem vydávající závazná stanoviska k jednotlivým procesním krokům realizace, a nabyvatel.“ Tedy, ve chvíli, kdy se v nějakém bodě realizace zastaví, leží odpovědnost na znovu rozhýbání procesu na těchto třech aktérech. Obecný postup je zpravidla takový, že pokud nabyvatel získá rozhodnutí ČIŽP, které obsahuje konkrétní opatření k nápravě, požádá MF o vypsání výběrového řízení na realizaci těchto opatření.

Pojďme se blíže věnovat úkolům a povinnostem tří hlavních aktérů státní správy – tedy MF, MŽP a ČIŽP.

MF a jeho povinnosti (zpravidla): ekologické smlouvy (uzavírání, ukončování, dodatky), organizace výběrových řízení v souladu se zákonem o zadávání veřejných zakázek, kontrola formou supervize.

MŽP a jeho povinnosti: kontrola odborné technické stránky procesu.

ČIŽP a jeho povinnosti: na základě podkladů, nejčastěji AR, vydává rozhodnutí o rozsahu nápravných opatření, termínech jejich plnění a sanačních limitech, následně pak provádí kontrolu plnění uložených opatření.

Jak již zaznělo v citaci směrnice, uvádí se, že MŽP vydává „závazná stanoviska“. Zde je nutné se pozastavit nad tím, jaký je rozdíl mezi stanoviskem a závazným stanoviskem a jak se promítá text této směrnice do právní reality. Závazné stanovisko je nejvýznamnějším nástrojem z hlediska právní síly, vydává jej tzv. dotčený orgán. Odpovědný správní orgán je vázán tímto vydaným stanoviskem, a to včetně převzetí případných připomínek do výroků. Pokud není takové stanovisko příznivé, nelze žádosti o vydání příslušného rozhodnutí vyhovět. Pokud navíc dojde ke změně nebo zrušení závazného stanoviska, dojde ve vztahu k rozhodnutí k obnově řízení. Stanovisko má na druhou stranu právní formu „vyjádření“ a zosobňuje nižší intenzitu právního účinku – nezakládá, nemění ani neruší práva nebo povinnosti určené osobou nebo se jím neprohláší, že taková osoba práva nebo povinnosti má anebo nemá. MŽP v rámci řízení ES vydává podle textu směrnice závazná stanoviska, přestože formulace „závazné stanovisko“ není často součástí dokumentů vydaných dokumentů. Zároveň je ovšem nutné zdůraznit, že směrnice vymezuje, že se jedná pouze o definice sloužící k lepšímu porozumění a pro

účely této směrnice. Proto se dané definice nedotýkají oficiálních právních výkladů, a tudíž postrádá právní sílu měnit legislativu.

Co se postupu v procesu týče, směrnice zavazuje aktéry, aby postupovali v souladu s ES, rozhodnutími orgánů státní správy a směrnicí. Také pamatuje na rozpory mezi směrnicí a smlouvami. „Veřejné zakázky jsou realizovány v souladu se smlouvou o dílo, platnými právními předpisy a touto směrnicí. Smlouva o dílo a směrnice mají přednost před ustanoveními právních předpisů. V případě rozporu mezi zněním smlouvy o dílo a zněním Směrnice je rozhodující znění smlouvy o dílo.“ Tuto pasáž uvádím proto, že v rámci této skutečnosti může docházet k nepochopení mezi orgány státní správy a z vnějšího úhlu pohledu ke sporu, přestože mezi ministerstvy v tomto ohledu ke sporu nedochází. MF schvaluje postup, protože se shoduje se zněním smlouvy o dílo. MŽP ale postup neschvává, protože je v rozporu se směrnicí, a jako garant odborného postupu se smlouvami nezabývá. Samozřejmě je takové nepochopení a rozpor v přístupu většinou velice rychle napraven a vyřešen. Popisují to zde hlavně proto, že z vnějšího úhlu pohledu, například z pohledu zhotovitele, to může působit jako nepochopitelný rozpor.

Směrnice také mimo jiné řeší, podle jakých obecných pravidel jsou vybírány lokality, na kterých se uskuteční v následujícím období sanace. Prioritní lokality jsou stanoveny ve spolupráci MF a MŽP. Přednost mají lokality, které byly stanoveny jako prioritní pro konkrétní rok, a dále je stanoven střednědobý výhled priorit do zásobníku. Prioritní lokality jsou vybírány na základě několika kritérií, mezi nimiž je: vysoká priorita v SEKM, probíhající překlenovací nebo ochranné sanační čerpání, předešlý průběh prací na lokalitě, finanční náročnost a v neposlední řadě na základě smluvních podmínek. Z hlediska MŽP jsou tedy prioritně vybírány lokality s velkou environmentální naléhavostí, vysokou rizikovostí pro zdraví i ŽP, či lokality s vyšší rychlostí šíření kontaminace z lokality. Zároveň je však nutné vzít v potaz lokality, na kterých již byla část prací provedena, aby nedošlo ke znehodnocení investice např. rekontaminací. Jedním z důležitých kritérií je také vysoká projektová připravenost.

Aby mohlo být vydáno rozhodnutí ČIŽP stanovující mimo jiné termíny a limity sanace, je nutné zadat vypracování analýzy rizik. Pokud se jedná o lokalitu, na které již sanace proběhla, nebo o lokalitu, na které z jakýchkoliv důvodů sanace neproběhla, ale je nutné znovu evaluovat rizika, přistoupí se k zadání aktualizované nebo účelové analýzy rizik. K tomuto kroku se také přistoupí v případech, kdy od původní AR již uplynula delší doba, pokud již nejsou informace z AR považovány za relevantní, např. v rámci významných změn na lokalitě, které by měly významný vliv na posouzení rizik a šíření kontaminace. Také může být zadána aktualizovaná analýza rizik v případech, kdy došlo k zásadnímu vývoji vědeckých poznatků, například k rozvoji nových sanačních či indikačních metod. Součástí zadávacích podmínek na veřejnou zakázku takové analýzy je požadavek, že dodavatelem může být pouze fyzická či právnická osoba, která není žádným způsobem spojená s dodavatelem probíhajících sanačních zákroků. K tomu, o jaké druhy spojení se jedná, se vrátíme později. Taktéž oponentem dané AR (nebo i ZZ) je nezávislá osoba. V případě, že je projekt dozorován supervizí, se může jednat o supervizora.

MF tedy zadá výběrové řízení na veřejnou zakázku. K tomuto výběrovému řízení se již dodávají technické podklady, které obsahují mimo jiné projekt, položkový rozpočet nebo soupis stavebních prací, dodávek a služeb s výkazem výměr, stanovení technických podmínek. Tyto podklady zajistí buď nabyvatel, nebo MF. MF tyto podklady zajistí za předpokladu, že z důvodu odbornosti zakázky nedokáže podklady zajistit vlastními silami nabyvatel, nebo pokud je má zajistit na základě ES a zákona o zadávání veřejných zakázek.

Když poskočíme v čase, na modelové lokalitě již proběhla AR, ČIŽP vydalo rozhodnutí o sanaci a nyní probíhá schvalování projektu sanace, který je součástí zadávací dokumentace. Často se můžeme setkat s vyjádřením MŽP nebo MF, které žádá o dodání odhadového oceněného a slepého, tedy neoceněného, položkového rozpočtu, a to zpravidla formou přílohy k projektu. Směrnice mimo jiné uvádí, že v projektu nesmí být mimo tuto odjímatelnou přílohu cenové údaje nikde uvedeny. Žádost MF o tyto podklady je zcela logická a není potřeba se nad ní pozastavit. Proč však o ně žádá i MŽP? Možná to

působí zvláště, nicméně MŽP je odborným garantem celého projektu, a to včetně jeho finančních součástí, protože podle směrnice MŽP mimo jiné také „přezkoumává účelnost a efektivnost“.

V sanačních projektech je téměř pravidlem, že se v průběhu realizace vždy něco změní. Z hlediska zhotovitele může počet administrativně schvalovaných změn, konkrétně změn závazků ze smlouvy a změn technických postupů, přidat nejednu vrásku na čele a ve chvíli, kdy podává třetí přepracovanou verzi změny závazku ze smlouvy číslo 835 ke schválení, již patrně státní správu proklíná do třetího kolene. Zvláště termíny vyjádření daných orgánů mohou danou sanaci protáhnout. Na vyjádření má daný orgán zpravidla 20 pracovních dnů. To se může zdát jako poměrně pevně stanovená doba, nicméně konkrétní případy mohou být odlišné. Například, pokud podal někdo projekt ke schválení 6. dubna tohoto roku, čas na vyjádření vyprší kvůli svátkům a víkendům až 9. května, což je déle než měsíc od data podání. Navíc MF se vyjadřuje až jako poslední, po obdržení stanovisek všech ostatních zúčastněných stran, na což má sice zkrácenou desetidenní dobu, ale v tomto konkrétním případě, pokud to vezmeme do extrémů, může takový projekt být zamítnut například po čtyřiceti sedmi dnech po podání. Pokud má být změna závazku ze smlouvy projednávána na nadcházejícím kontrolním dnu, měla by být doručena minimálně 14 kalendářních dní před konáním tohoto KD.

Pokud se vrátíme k otázce nezávislosti, kterou jsme již avizovali, jedná se zejména o bod podjatosti, který je ve směrnici opakovaně zmiňován. Zkusme si představit modelový příklad. Na lokalitě A figuruje firma J jako subdodavatel firmy K. Na lokalitě B ale firmě K figuruje firma J jako supervizor a oponent. Porušuje firma J podmínku podjatosti a nezávislosti, která je mimo jiné definována pracovní právními a majetkovými vztahy? Zde je nutné konstatovat, že smlouva o dílo nezakládá pracovní právní vztah, a proto k porušení nedochází. Samozřejmě mohou nastat i další příklady, u kterých již bude těžší rozhodnout, zda se o porušení jedná, či nikoliv, nicméně tento případ je zcela jasný. Firma J, která funguje jako supervize na lokalitě B, pak v rámci vyhotovení ZZ provede podle směrnice záznam do databáze SEKM pouze v případě, že realizoval technické práce, jako například kontrolní odběry a rozbory vzorků.

Po zadání veřejné zakázky a započetí sanačních prací přichází pro orgány státní správy proces možná nejdůležitější, a tím je kontrola. Zatímco u MF část odpovědnosti za kontrolu přebírá supervize, ČIŽP kontroluje prostřednictvím svých vlastních pracovníků. Co se MŽP týče, kontrola je podle směrnice prováděna prostřednictvím pracovníků, ale je možné ji provádět i skrze externí subjekty.

A čistě na závěr malé zhodnocení. I když je vždy prostor pro zlepšení, tak podle našeho skromného názoru je současný stav směrnice zcela vyhovující a nevyžaduje novelizaci.

NĚKTERÉ ASPEKTY ZAKÁZEK V OBORECH SANAČNÍ GEOLOGIE HRAZENÝCH Z VEŘEJNÝCH PROSTŘEDKŮ V LETECH 2015–2022

Zdeněk Suchánek

*Česká informační agentura životního prostředí, Moskevská 63, 101 00 Praha 10,
e-mail: zdenek.suchanek@cenia.cz*

Souhrn

V rámci rozsáhlejší analýzy veřejných zakázek (VZ) z oboru sanační geologie zadaných především Ministerstvem financí ČR a z části SFŽP v období 2015–2022 jsme analyzovali VZ na sanace kontaminovaných lokalit (66 zakázek), sanační čerpání (34), analýzy rizik (98), projektovou dokumentaci (25), supervize (152), monitoring (17) a na průzkumy / doprůzkumy / doplňkové průzkumy (11). Celkem byla prostudována v registrech VZ E-zak [1], NEN [2] a seznamu výzev Operačního programu životní prostředí (OPŽP) [3] veřejně přístupná soutěžní dokumentace 405 výběrových řízení (VŘ). Vyhodnoceny byly jak úspěšné, tak neúspěšné soutěžní nabídky jednotlivých soutěžitelů. Byly rovněž vyhodnoceny požadavky a parametry výběrových řízení, především z pohledu optima počtu soutěžitelů a zakázek s podezřením na mimořádně nízkou nabídkovou cenu. Hodnocen byl rozdíl ceny vítězné nabídky oproti druhé (nevybrané) soutěžní nabídce a rozdíl ceny vítězné nabídky oproti průměrné ceně všech ostatních hodnocených neúspěšných nabídek. Přestože v analyzovaných výběrových řízeních byly formálně splněny požadavky zákona o zadávání veřejných zakázek, tak podíl vítězných nabídek, které by mohly být považovány za mimořádně nízké cenové nabídky, je poměrně vysoký. Z pohledu cen získaných zakázek nejde o klasický /optimální konkurenční trh. Vykazuje určité deformace, kdy např. u dodávek sanačních prací a sanačního čerpání skupina prvních pěti firem (z celkem 75 firem, které získaly 96 zakázek VZ) realizovala 53 % celkového objemu všech zakázek sanací (tendence k oligopolnímu trhu) a zároveň u poloviny přidělených zakázek lze hovořit o podezření z cenového dumpingu.

1. Úvod

Ve studii byla použita pouze data z veřejně dostupné dokumentace výběrového řízení nebo seznamu výzev OPŽP, tj. bez následné korekce počtu a objemů daných např. odstoupením od smlouvy nebo jejím předčasným ukončením, případně dodatečně změněných objemů. Všechny ceny jsou v Kč bez DPH. Jména firem a fyzických osob (soutěžitelů/dodavatelů) zahrnutých do studie byla pro účel publikování anonymizována přidělením kódového označení (2 nebo 3 písmena). Na největším s uvedených souborů výběrových řízení - 135 výběrových řízení na zakázky supervizí sanačních, rekultivačních a revitalizačních projektů zadávaných Ministerstvem financí České republiky (MF ČR) a hrazených z prostředků určených na sanaci starých ekologických zátěží v letech 2015–2022 byla vyvinuta metodika a struktura podrobné analýzy a prověřeny možnosti vyhodnocení průběhu i výsledků výběrových řízeních [4,5].

2. Struktura trhu sanačních apod. prací

Trh sanačních prací má tři hlavní segmenty. Jsou to především projekty sanace kontaminovaných míst (KM) hrazené v rámci ekologických smluv MF ČR. Informace k VZ jsou uvedeny na profilu zadavatele: https://mfc.ezak.cz/profile_display_2.html [1] a <https://nen.nipez.cz/> [2]. Postup realizace zakázek souvisejících s ekologickými závazky vzniklými při privatizaci a hrazených MF ČR stanovuje společná směrnice MF a MZP ČR [6]. Druhý segment tvoří projekty hrazené (spolufinancované) z OPŽP. K tomuto dotačnímu zdroji není k dispozici veřejná evidence projektů. Zakázky supervize jsou obvykle zadávány jednotlivými řešiteli sanačních apod. projektů podle podmínek zákona č. 134/2016 Sb. (ZZVZ) [7], případně u VZ zadávaných před 1. 10. 2016 podle předchozího zákona č. 137/2006 Sb. [8]. V dokumentaci výsledků výběru a zadání projektů podle jednotlivých výzev nejsou data k zakázkám na supervizi uváděna. Další segment trhu zahrnuje dodavatele prací pro žadatele o dotaci z NPŽP, příp. resortních a krajských programů, MO ČR, ČEPRO, státní podniky Diamo a Palivový kombinát Ústí, obce, podniky, fyzické osoby a dodavatele pro soukromé nedotované zákazníky. Tato část trhu nebyla analyzována. Další zakázky různých fází průzkumu,

analýz rizik, projektování sanačních akcí a supervizí byly nebo jsou zadávány formou VZ především MF ČR, SFŽP, kraji a také v rámci výzkumných a pilotních projektů realizovaných s podporou TAČR, GAČR, VaV resortních programů VaV, LIFE, Norských fondů apod. Zdroji informací pro tuto studii byly především zadávací dokumentace výběrových řízení (uveřejněné v registrech E-zak a NEN), zprávy uložené v Geofondu a informace Systému evidence kontaminovaných míst (SEKM) [9,10].

3. Analýza zakázek ve VŘ MF ČR a části projektů OPŽP

Byly vyhodnoceny údaje o 405 zakázkách (VŘ MF ČR a OPŽP) v šesti typech prací, viz tabulka 1. Ve studovaných zakázkách/projektech byla identifikována účast 224 firem (vč. fyzických osob). Úspěšných soutěžitelů bylo 115. Z tohoto počtu bylo 43 soutěžitelů, kteří ani jednou neměli neúspěšnou nabídku. 76 firem bylo jak úspěšných, tak neúspěšných. Neúspěšných soutěžitelů bez jediné úspěšné nabídky bylo 105.

Tab. 1: Přehled druhů prací a počtu řešených VZ z období 2015–2022

Druh prací	Zdroj informací		OPŽP	Celkem zakázek	
	MF ČR	Rešerše VŘ		Výzvy OPŽP	
Sanace, realizace nápravných opatření	64	100	2	66	102
Sanační čerpání	36		-	36	
Analýza rizik (AR/AAR)	38	38	60	98	98
Projektová dokumentace	25	25	-	25	25
Supervize sanačních projektů (+/- BOZP), supervize AR/AAR a průzkumů SEZ a ochranného čerpání	80	152	-	152	152
Supervize rekultivací, revitalizací, stabilizačních opatření, inženýrských sítí, rekonstrukcí infrastruktury, likvidací důlního díla a zajištění BOZP na projektech	72				
Monitoring	17	17	-	17	17
Průzkum, sanační doprůzkum, doplňkový průzkum vč. analýzy rizik	11	11	-	11	11
Celkem	343	343	62	405	405

Poznámka: dva typy prací rovněž hrazených z prostředků na SEZ (VZ zadávané MF ČR) nebyly do analýzy zahrnuty: likvidace vrtů, sanace výstupů plynu z vrtů – 6 VZ, BOZP a údržba lokalit, rekultivace – 5 VZ.

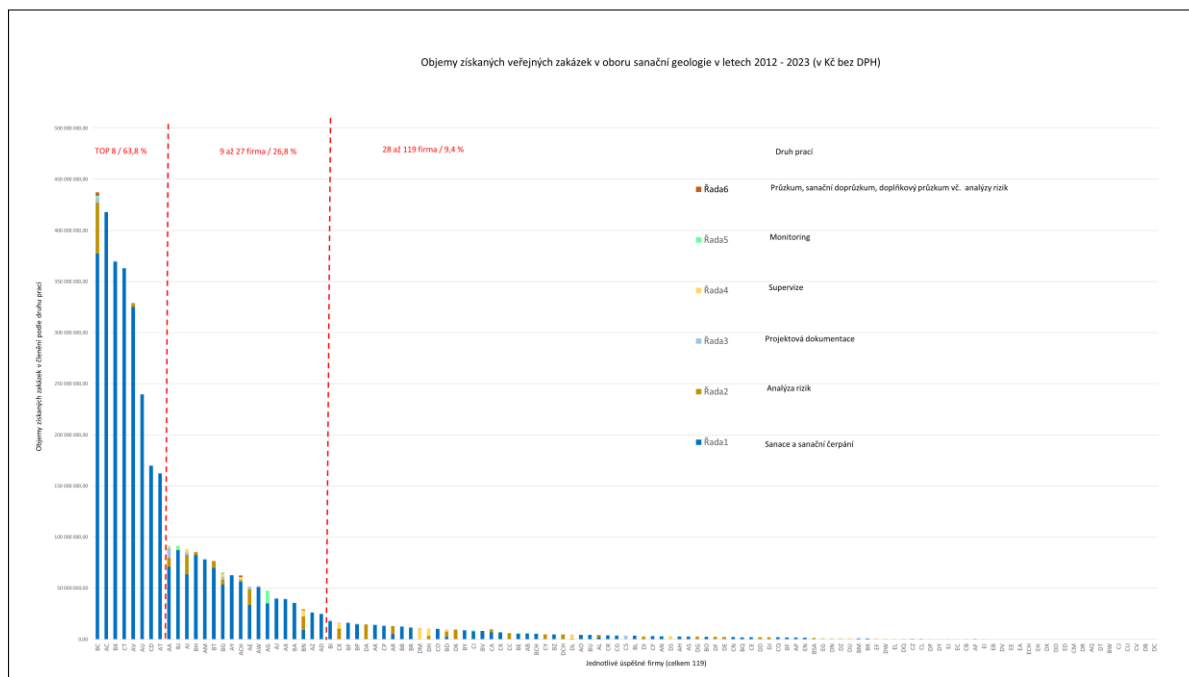
3.1 Objemy zakázek

Excerpci údajů ze zpráv o výsledcích výběrových řízení byly zjištěny ceny jednotlivých veřejných zakázek. Kumulativně jsou pro jednotlivé druhy prací uvedeny v tabulce 2. V obrázku 1 jsou pro 119 úspěšných firem vyneseny objemy získaných veřejných zakázek v oboru sanační geologie v letech 2015–2022 (celkem cca 4,5 mld. Kč, což představuje 91 % objemu všech studovaných zakázek – viz obrázek 2). Co do objemu dominují dodávky sanačních prací a sanačního čerpání – cca 4,1 mld. Kč ve 102 VZ realizovaných 204 firmami (vč. účastí na VZ). Nejvíce zakázek a účastníků se firem je u zakázek supervizí - 152 VZ a 174 účastí.

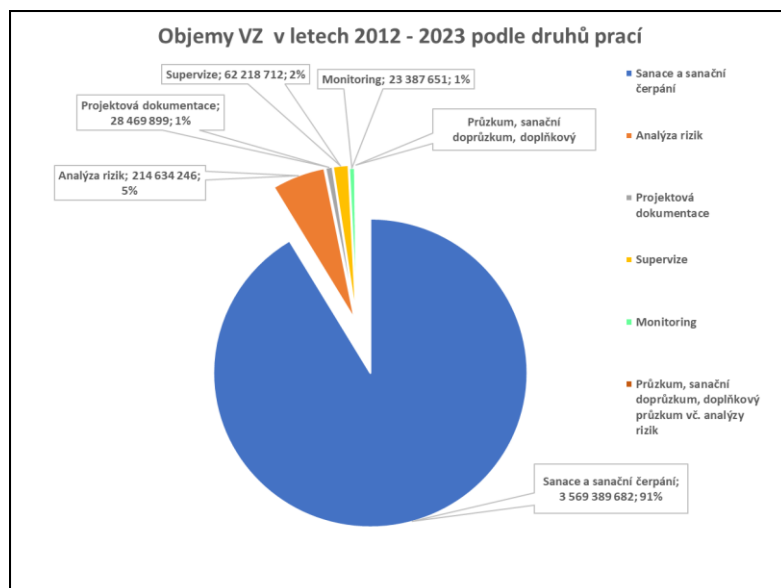
Tab. 2: Přehled druhů prací, počtu a objemů VZ a počtu realizátorů prací

Druh prací	Celkem zakázek		Finanční objemy úspěšných zakázek		Počty firem realizujících VZ	
Sanace, realizace nápravných opatření	66	102	3 965 427 756,58	4 136 014 563,98	162	204
Sanační čerpání	36		170 586 807,40		42	
Analýza rizik (AR/AAR)	98	98		214 156 493,75		99
Projektová dokumentace	25	25		28 469 899,25		27
Supervize sanačních projektů (+/- BOZP), supervize AR/AAR a průzkumů SEZ a ochranného čerpání	80	152		62 820 552,10		174
Supervize rekultivací, revitalizací, stabilizačních opatření, inž. sítí, rekonstrukcí infrastruktury, likvidací důlního díla a zajištění BOZP	72					
Monitoring	17	17		23 387 650,80		18
Průzkum, sanační doprůzkum, doplňkový průzkum vč. analýzy rizik	11	11		7 497 883,40		11
Celkem	405	405		4 472 347 043,28		533

Ze statistického rozložení objemů zakázek (viz obrázek 1) lze dovést seskupení firem do tří skupin. První skupinu tvoří 8 firem s kumulovanými objemy získaných zakázek (dominantně sanace) mezi 160 až 440 mil. Kč a 63,8% podílem na objemu všech zakázek. Druhá skupina 18 firem s objemy mezi 24 a 62 mil. Kč má 26,8% podíl objemu zakázek a třetí skupina 87 firem má objemy do 18 mil. Kč (9,4% podíl na celkovém objemu).



Obr. 1: Objemy získaných veřejných zakázek v oboru sanační geologie v letech 2015–2022 (v Kč bez DPH, celkem 4,5 mld. Kč)

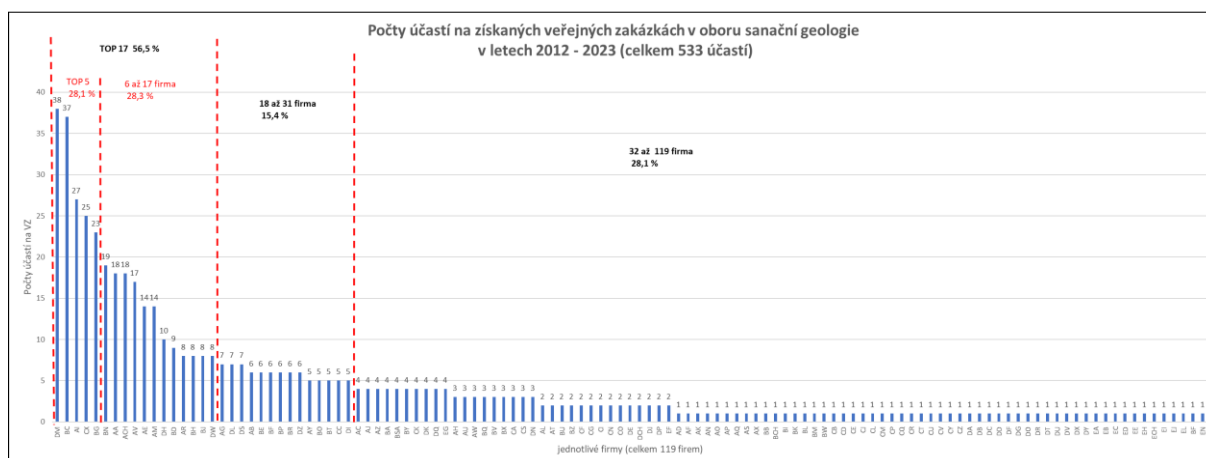


Obr. 2: Objemy VZ podle druhu prací

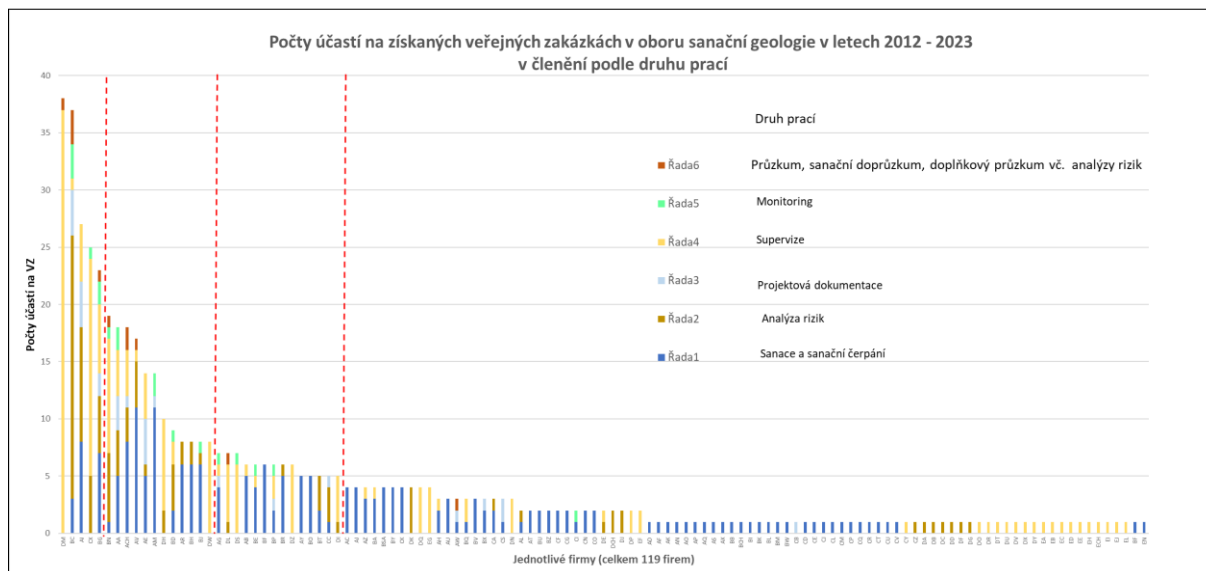
Z pohledu rozložení objemů jednotlivých úspěšných dodavatelů je zjevné, že dodavatelský trh je co do objemů získaných zakázek v období 2015–2022 a počtu firem „asymetrický“ s dominancí prvních osmi úspěšných firem, které získaly téměř 64 % objemu zakázek. Do jisté míry tedy může jít o trh s oligopolními rysy.

3.2 Počty zakázek

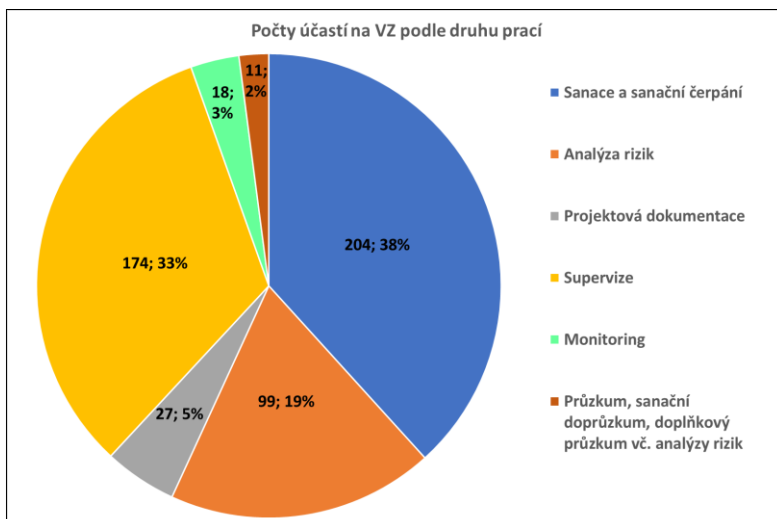
Studovaný soubor zahrnul 533 úspěšných zakázek nebo účastí (ve sdruženích nebo jako subdodavatel nahlášený v nabídce) realizovaných 119 firmami. Z pohledu počtů úspěšných zakázek můžeme vyčlenit rovněž tři základní skupiny (viz obr. 3 a 4). První skupina 17 firem má 56,5% podíl na celkovém počtu účastí firem. V rámci této skupiny má podskupina TOP5 28,1% podíl na všech úcastech. Druhá skupina 14 firem má 15,4% a třetí skupina 88 firem má 28,1% podíl na firemních úcastech. Jediná – co do počtu zakázek neúspěšnější firma (DM) měla 38, tj. 7,1 % všech zakázek (z toho 37 bylo supervizí). Firmy s účastmi v sanačních zakázkách se vyskytují ve všech uvedených skupinách. Dvě firmy s max. počtem 11 účastí jsou ve druhé skupině (obrázek 4). Z pohledu druhů prací (viz obrázek 5) mají dominantní podíl počtu získaných zakázek sanační práce a supervize – celkem 71 % z celkového počtu VZ.



Obr. 3: Počty účastí na získaných VZ v oboru sanační geologie s vymezením skupin firem



Obr. 4: Počty účastí na získaných VZ v oboru sanační geologie v členění podle druhu prací



Obr. 5: Počty účastí na získaných VZ podle druhu prací

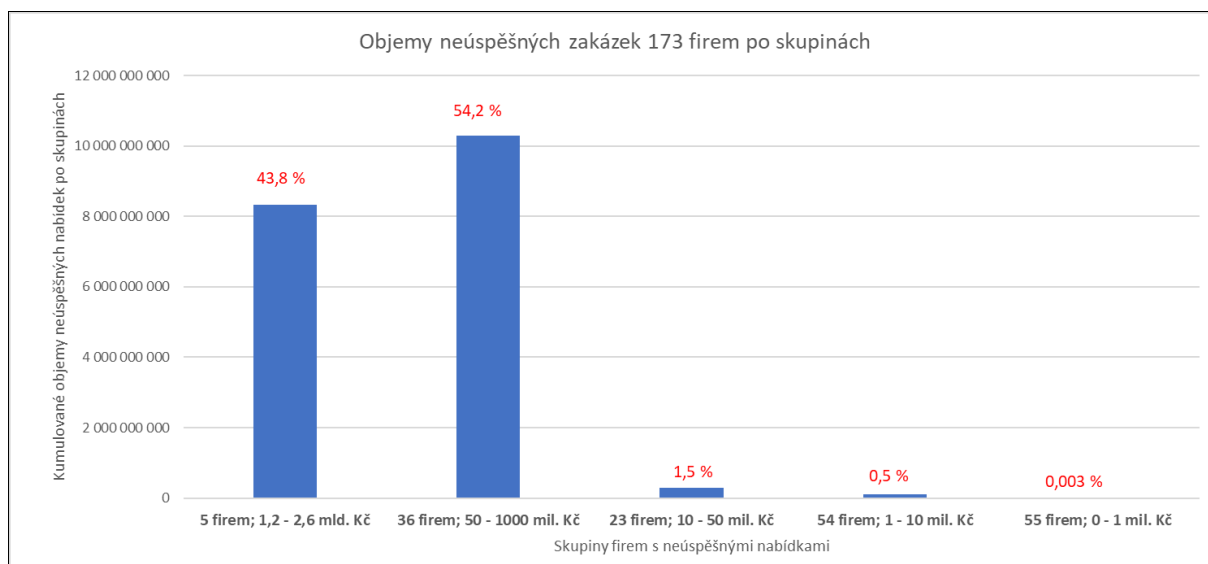
3.3 Počet nabídek na jedno výběrové řízení a na jednu firmu

Celkem bylo předloženo 1 796 hodnocených firemních soutěžních nabídek. Průměrně na jedno VŘ (405 VZ) připadá 4,4 hodnocených firemních nabídek (úspěšných a neúspěšných). Výběrových řízení na 405 VZ se zúčastnilo 119 firem nebo fyzických osob, tzn., že jedna firma/fyz. osoba průměrně obeslala 3,4 VŘ. 119 úspěšných firem získalo 533 zakázek nebo účastí na nich (ve sdružení nebo jako subdodavatel), tj. na jednu firmu připadlo průměrně 4,5 zakázek. Ve 23 VŘ byl pouze jeden soutěžící (resp. zbyl jediný po vyřazení dalších účastníků), ve třech dalších případech šlo o přímé zadání. U dalších 15 VZ bylo vybíráno z pouhých 2 nabídek. Nulový nebo velmi malý rozdíl mezi vítěznou a druhou nabídkou byl zaznamenán v 41 případech. Z pohledu celkového počtu subjektů zapojených do trhu dodavatelů je možno konstatovat, že jde o **trh konkurenční**.

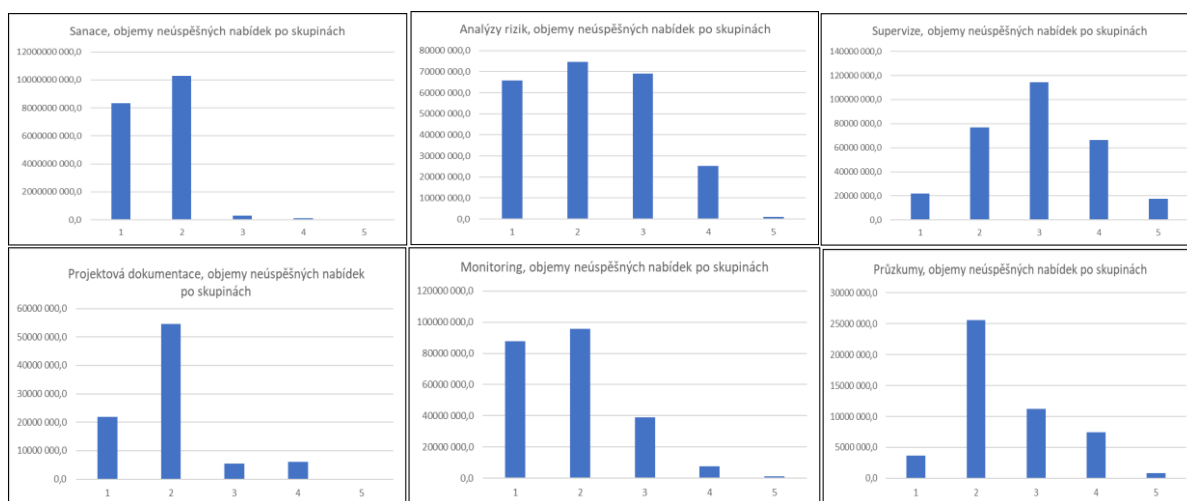
4. Analýza neúspěšných nabídek

4.1 Objemy neúspěšných nabídek

Kumulované objemy neúspěšných, ale ve VŘ hodnocených nabídek jednotlivých firem můžeme chápat jako obraz firemních ambicí na trhu sanačních prací. Z 173 firem má 41 firem kumulované objemy nad 1 mil. Kč, přičemž představují 98 % celkového objemu všech firem – viz obrázek 6. Dominance objemů v prvních dvou skupinách je u sanačních prací, projektové dokumentace a monitoringu, u supervizí je těžiště objemů ve 2. až 4. skupině – viz obrázek 7.



Obr. 6: Objemy neúspěšných nabídek po skupinách



Obr. 7: Objemy neúspěšných nabídek po skupinách a podle druhu prací

4.2 Počty neúspěšných nabídek

Studovaný soubor VŘ zahrnul 1 391 neúspěšných hodnocených nabídek (nebo účastí na nabídkách) 159 firem a 14 firem mělo pouze nehodnocené, resp. vyloučené nabídky. Průměrně je to 8 neúspěšných (hodnocených i vyloučených) nabídek na firmu. Na každou z 405 realizovaných zakázek připadají průměrně 3 neúspěšné nabídky. V následující tabulce 3 jsou uvedeny počty podle druhu prací. Tak jako u úspěšných nabídek dominují sanace a supervize - 66,7 % z počtu neúspěšných hodnocených nabídek.

Tab. 3: Počty neúspěšných hodnocených nabídek 159 firem podle druhu prací

	Sanace a sanační čerpání	Analýza rizik	Projektová dokumentace	Supervize	Monitoring	Průzkum atd.	Celkem
Počet nabídek	417	240	66	510	112	46	1391
%	30,0	17,3	4,7	36,7	8,1	3,3	100,0

5. Charakteristika VŘ MF ČR na zakázky sanačních atd. projektů

5.1 Vyhodnocení parametrů výběrového řízení

Součástí studie bylo rovněž posouzení charakteru a parametrů výběrových řízení na realizaci veřejných zakázek sanačních atd. projektů financovaných z prostředků MF ČR na odstraňování starých ekologických zátěží. Základním rysem studovaných VŘ je zadavatelem stanovený výběr dodavatele podle ekonomické výhodnosti hodnocené podle jediného kritéria – nejnižší nabídkové ceny. Mezi dalšími kvalifikačními podmínkami jsou např. požadavky na odbornou způsobilost soutěžitele a odborné reference z posledních let před vyhlášením výběrového řízení. Studie se zaměřila na ověření, zda se neuplatňuje cenové podbízení (indikované např. mimořádně nízkými nabídkovými cenami – MNNC), na to, zda se nevyskytuje větší podíl nápadně nízkých nebo neobvykle vysokých nabídkových cen a na to, které vítězné firmy a v jakém objemu plnění se na celkovém objemu vypisovaných veřejných zakázek účastnily.

Pro vyhodnocení cenových poměrů nabídek v jednotlivých VŘ byla na základě analýzy a metodiky předchozí podrobné studie VZ supervizí [5] zvolena dvě kritéria:

- **Procentní rozdíl nižší ceny vítězné nabídky oproti ceně druhé (nevybrané) soutěžní nabídky.** Toto kritérium se také může chápat jako míra dosažené „úspory nákladů“ pro zadavatele.
- **Procentní rozdíl ceny vítězné nabídky oproti průměrné ceně všech ostatních hodnocených neúspěšných nabídek.** Kritérium by mělo charakterizovat míru „podstřelení“ vítězné nabídky oproti hypotetické „optimální“ průměrné ceně poptávaných supervizních prací na trhu.

Počet VZ analyzovaných na cenové parametry výběrových řízení byl 345 (počet 405 studovaných VZ snížený o 60 projektů z OPŽP, kde se nevybírání z více nabídek, a proto nejsou údaje dalších nabídkách). V 345 VZ bylo zaznamenáno **33,3 %** VZ s hodnotou kritéria „cena vítězné nabídky nižší než 2. nejnižší cenová nabídka o 20 %“ a **52,8 %** VZ s hodnotou kritéria „cena vítězné nabídky nižší než průměr cen ostatních nabídek o 30 %“ – viz tabulka 4.

Tab. 4: Hodnoty indikativních kritérií pro určení podezření na MNNC

Kritéria pro určení podezření na MNNC	Limit - podíl nabídek podezřelých podle jednotlivých kritérií	Počet případů celkem 345					
		Cena nižší než průměr cen ostatních nabídek	Počet VZ	% z počtu VZ	Cena nižší než cena 2. nejnižší nabídky	Počet VZ	% z počtu VZ
Cena vítězné nabídky nižší než 2. nejnižší cenová nabídka o	20 %				Pod 10 %	153	44,3
					10 - 20 %	77	22,3
					Nad 20 %	115	33,3
Cena vítězné nabídky nižší než průměr cen ostatních nabídek o	30 %	Pod 10 %	76	22,0			
		10-30 %	87	25,2			
		Nad 30 %	182	52,8			

Pro srovnání - v podrobné studii VZ na supervize [4] bylo ve 135 VZ zaznamenáno **45,9 %** VZ s hodnotou kritéria „cena vítězné nabídky nižší než 2. nejnižší cenová nabídka o 20 %“ a **64,4 %** VZ s hodnotou kritéria „cena vítězné nabídky nižší než průměr cen ostatních nabídek o 30 %“. U supervizí je tedy míra „podstřelování“ vyšší než u průměru všech VZ všech druhů prací.

U prezentované celkové studie je počet případů současného překročení obou kritérií u jedné VZ 99 ze 345 analyzovaných VZ (28,7 %). Počet případů nulového nebo nepatrného rozdílu cen nabídek (do 1 %) je 41 (11,9 %) ze 345 analyzovaných VZ. Jde o případy jediné nabídky ve VŘ nebo dvou nabídek s blízkými cenami. V 13 případech (3,8 %) bylo zaznamenáno vyloučení nabídek pro podezření na MNNC, které nebylo vyvráceno uchazečem. Rozložení případů pro jednotlivé druhy prací je uvedeno v následující tabulce 5.

Tab. 5: Počty překročení kritérií MNNC, malého rozdílu 1. a 2. ceny a vyloučení pro MNNC

	Počet VZ	Sanace a sanační čerpání	Analýza rizik	Projektová dokumentace	Supervize	Monitoring	Průzkum atd.	Celkem
	%							
Současné překročení obou kritérií	Počet VZ	12	5	6	67	6	3	99
	%	12,1	5,1	6,1	67,7	6,1	3,0	100,0
Nulový nebo nepatrný rozdíl cen	Počet VZ	19	5	5	10	1	1	41
	%	46,3	12,2	12,2	24,4	2,4	2,4	100,0
Nabídky vyloučené pro podezření na MNNC, nevyvrácená uchazečem	Počet VZ	6	1	0	6	0	0	13
	%	46,2	7,7	0,0	46,2	0,0	0,0	100,0

Z pohledu kritérií pro indikaci MNNC je zjevné, že ve studovaném souboru VŘ je výskyt tak vysokého podílu nabídek s podezřením na MNNC určitým problémem.

6. Hodnocení úspěšnosti nabídek a efektivity soutěžení firem

Podle počtů a objemů jak úspěšných, tak neúspěšných nabídek mohou být rozlišeny a charakterizovány skupiny soutěžitelů. Úspěšnost firmy je možno vyjádřit jako podíl úspěšných nabídek na všech nabídkách firmy. Pro firmy s neúspěšnými hodnocenými nabídkami je možno do hodnocení zahrnout také počty a objemy nabídek, které byly z řízení vyloučeny a nebyly proto hodnoceny. Na základě takových analýz je dále možno formulovat představu o pravděpodobných firemních taktikách a strategiích soutěžení. Metodika hodnocení soutěžení a příklad takových hodnocení vč. rozboru taktik a strategií již byly vypracovány pro jednu část prezentovaného souboru prací – pro supervize rekultivací, revitalizací, stabilizačních opatření, inženýrských sítí, rekonstrukcí infrastruktury, likvidací důlního díla a zajištění BOZP na projektech [5].

7. Souhrn a závěry

Analýza zahrnuje 405 veřejných zakázek, které na základě výběrového řízení (MF ČR) nebo komisionálního posouzení (OPŽP) získalo 119 firem. Celková velikost kumulovaného objemu zakázek je 4,47 mld. mil. Kč (bez DPH). Průměrná velikost kumulovaného objemu získaných zakázek jedné firmy je 37,6 mil. Kč.

Charakter trhu z pohledu rozložení objemů získaných zakázek mezi soutěžiteli: ve studovaném segmentu trhu sanačních atd. prací se z pohledu rozložení získaných zakázek mezi soutěžiteli nejedná o klasický /optimální konkurenční trh. Dominuje prvních osm úspěšných firem s podílem téměř 64 % objemu zakázek.

Charakter trhu z pohledu počtu soutěžitelů: je možno konstatovat, že jde spíše o trh konkurenční s 173 účastníky.

Tendence k cenovému podbízení: ve výběrových řízeních na supervize pořádaných v letech 2012–2022 MF ČR je vysoký, cca 30% podíl VŘ, kde u vítězných nabídek mohlo být (a nebylo) vzneseno podezření na MNNC podle dosažení dvou v praxi používaných indikativních kritérií (rozdílu mezi vítěznou nabídkou a druhou nejnižší nabídkou a rozdílu mezi vítěznou nabídkou a průměrnou cenou ostatních nabídek). Z pohledu kritérií pro indikaci MNNC je zjevné, že ve studovaném souboru VŘ tak vysoký podíl nabídek s možným podezřením na MNNC určitým problémem.

Počet konkurenčních nabídek nebo jediná nabídka: ve 23 VŘ byl pouze jeden soutěžící (resp. zbyl jediný po vyřazení dalších účastníků), ve třech dalších případech šlo o přímé zadání. U dalších 15 VZ bylo vybíráno z pouhých 2 nabídek. Nulový nebo velmi malý rozdíl mezi vítěznou a druhou nabídkou byl zaznamenán v 41 případech, což představuje cca 10 % všech VZ. Tento podíl není ve srovnání s jinými segmenty soutěžního trhu nijak zarážející.

Výše prezentované analýzy a závěry mají charakter odborných úvah a neznamenají indikaci porušení závazných předpisů zadavatelem. Autor je přesvědčen, že v případech studovaných VŘ byly povinné

postupy a dokumentace podle požadavků zákona o zadávání veřejných zakázek [7] formálně dodrženy.

Omezení analýzy z důvodu nedostupnosti dat: u 49 úspěšných účastí firem podaných jako sdružení/společnost/konsorcium bohužel není pro jednotlivé společnosti či dodavatele v analyzovaných údajích MF uváděn objem účasti na společné zakázce. V těchto případech byly objemy připsány všem společnostem (obvykle dvěma) ve stejné výši. Je pravděpodobné, že reálné objemy u vedoucích / správců sdružení společnosti, resp. konsorcia jsou větší než u dalších společností. Toto dílčí zkrácení reálných objemů plnění tedy snižuje objemy získaných zakázek těchto vedoucích společností / správců a zároveň zvyšuje objem plnění společností. Pokud byly v dokumentaci VZ oznámeny předpokládané podíly subdodavatelů, tak byly započteny k objemu získaného plnění daného subdodavatele. Pokud byly oznámeny subdodavatelé bez uvedení podílu plnění, tak do kalkulace objemů firemních plnění nebyla plnění (resp. jejich odhad) zahrnuta.

Tento příspěvek byl zpracován v rámci aktivit udržitelnosti projektu 2. etapa Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM 2, 2018–2021) spolufinancovaného z fondů EU – z Fondu soudržnosti – z Operačního programu Životní prostředí a za podpory z Dlouhodobé koncepce rozvoje výzkumné organizace CENIA na období 2023–2027.

Literatura

- [1] E-ZAK Systém pro správu veřejných zakázek. <https://ezak.cz/> Profil zadavatele: Česká republika - Ministerstvo financí. https://mfcr.ezak.cz/profile_display_2.html , <https://mfcr.ezak.cz/>.
- [2] Národní elektronický nástroj (NEN). Dostupné z: <https://nen.nipez.cz/>.
- [3] OPŽP 2014–2020, Dostupné z: <https://2014-2020.opzp.cz/o-programu/cerpani-a-schvalene-projekty/>.
- [4] SUCHÁNEK Z. (2023): Analýza zakázek supervizí hrazených z prostředků MF ČR na staré ekologické zátěže. Odpadové fórum, CEMC, Praha, 4/2023, p. 34–35.
- [5] SUCHÁNEK Z. (2023): Zakázky supervizí sanačních a rekultivačních projektů. WASTE FORUM, Praha, 2/2023 (v tisku).
- [6] Směrnice MF a MŽP pro přípravu a realizaci zakázek řešících ekologické závazky vzniklé při privatizaci č. 4/2017. Č.j. MF-5154/2017/45-3. Ministerstvo financí České republiky, Praha: 1–22.
- [7] Zákon č. 134/2016 Sb. ze dne 19. dubna 2016, o zadávání veřejných zakázek, v aktuálním znění. Sbírka zákonů České republiky, částka 51, str. 2346–2452.
- [8] Zákon č. 137/2006 Sb. ze dne 14. března 2006, o veřejných zakázkách, Sbírka zákonů České republiky, částka 47, str. 1650–1720. Zrušen.
- [9] SEKM - Systém evidence kontaminovaných míst. MŽP. Dostupné z: <https://www.sekm.cz/>.
- [10] MŽP (2021): Metodický pokyn MŽP pro práci se systémem SEKM 3. Věstník MŽP, ročník XXXI, leden 2021, částka 1, Metodické pokyny a dokumenty, 1–11.

KONTROLNÍ ČINNOST INSPEKCE PŘI SANAČNÍM ZÁSAHU

Aleš Novák¹⁾, Pavel Chmelař¹⁾, Pavlína Dvořáková²⁾

¹⁾ Česká inspekce životního prostředí, OI Olomouc, Tovární 1059/41, 779 00 Olomouc,
e-mail: ales.novak@cizp.cz

²⁾ Ředitelství České inspekce životního prostředí, Na Břehu 267/1a, 190 00 Praha 9

V současné české legislativě není konkrétní právní předpis zabývající se uceleně problematikou sanací kontaminovaných míst včetně starých ekologických zátěží a nápravy ekologické újmy, který by zahrnoval zcela komplexní řešení této problematiky. Neznamená to ovšem, že by tato problematika byla legislativně opomíjena. Kontaminací horninového prostředí, podzemních a povrchových vod se zabývá zákon č. 254/2001 Sb., zákon o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů, který v ust. § 42 odst. 1 stanovuje postup vůči tomu, kdo závadný stav způsobil a v ust. § 42 odst. 2 stanoví podle potřeby opatření k nápravě nabyvateli majetku získaného v privatizaci, který není původcem závadného stavu. Dle ust. § 117 odst. 17 téhož zákona lze samostatně uložit provedení průzkumů nebo zpracování odborných podkladů, bez kterých nelze rozsah kontaminace horninového prostředí, podzemních a povrchových vod stanovit a podle jejich výsledků vydávat samostatně potřebná rozhodnutí k nápravě.

Při této problematice lze také využít zákon č. 541/2020 Sb., o odpadech, ve znění pozdějších předpisů, který je rovněž v problematice sanací kontaminovaných míst užitečným nástrojem, a to zejména pokud je zjištěno porušení právních předpisů citovaných v ust. § 116 tohoto zákona odst. 1. (ust. § 13 odst. 1 a ust. § 15 odst. 2, příp. ust. 16 a 17 zákona o odpadech). Z tohoto zákona rovněž plyne celá řada povinností vztahujících se k nakládání s odpady v rámci sanačního zásahu.

Dále se inspekce při své činnosti při sanačním zásahu řídí právními předpisy, kterými jsou zákon č. 255/2012 Sb., o kontrole (kontrolní řád), zákon č. 500/2004 Sb., správní řád a zákon č. 250/2016 Sb., o odpovědnosti za přestupky a řízení o nich, metodickými pokyny a příručkami zpracovanými Ministerstvem životního prostředí a směrnicí Ministerstva financí ČR a Ministerstva životního prostředí.

Na základě výše jmenovaných legislativních a metodických nástrojů je inspekce oprávněna uložit povinnému subjektu provedení sanačního zásahu, respektive opatření k nápravě, přičemž jsou stanoveny cíle sanace spočívající ve snížení koncentrace polutantů v horninovém prostředí a podzemních vodách na základě vodního zákona, nebo lze postupovat dle zákona o odpadech při zjištění nakládání s odpady v rozporu s příslušnými zákonnými ustanoveními.

Inspekce v rámci své kontrolní činnosti vyhodnocuje plnění cílů sanačního zásahu, a to zejména dosažení stanovených limitů sledovaných závadných látek a prvků v horninovém prostředí a podzemních vodách, sleduje nakládání s odpady a vydává stanoviska k předkládaným zprávám a dalším dokumentům vydanými subjekty participujícími na sanačním zásahu.

Dále inspekce provádí fyzickou kontrolu lokalit, na kterých je sanační zásah prováděn nebo kontroluje partnerské subjekty, a to zejména v souvislosti s kontrolou toků odpadů a plnění povinností plynoucích z právních předpisů na úseku odpadového hospodářství nebo i jiných právních předpisů na úseku ochrany životního prostředí. V případě zjištěného porušení právních předpisů na úseku ochrany životního prostředí v souvislosti s činnostmi během sanačního zásahu lze rovněž uložit sankci.

Literatura

- [1] Metodický pokyn MŽP Indikátory znečištění.
- [2] Metodický pokyn MŽP Analýza rizik kontaminovaného území, Věstník MŽP č. 3, březen 2011.
- [3] Metodický pokyn MŽP pro průzkum kontaminovaného území, Věstník MŽP, č. 9, září 2005.
- [4] Metodický pokyn MŽP Vzorkování v sanační geologii, Věstník MŽP, č. 2, Příloha 2, únor 2007.

- [5] Metodický pokyn MŽP Zásady zpracování studie proveditelnosti opatření pro nápravu závadného stavu kontaminovaných lokalit, červen 2007).
- [6] Metodický pokyn MŽP k řešení problematiky stanovení indikátoru možného znečištění ropnými látkami při sanacích kontaminovaných míst, Věstník MŽP, č. 3, březen 2008.
- [7] Metodický pokyn MŽP pro provádění základního hodnocení rizika ekologické újmy.
- [8] Metodický pokyn MŽP pro provádění podrobného hodnocení rizika ekologické újmy (Věstník MŽP č. 5, květen 2012).
- [9] Metodický pokyn MŽP pro práci se systémem SEKM, Věstník MŽP, leden 2021.
- [10] Metodická příručka hodnocení průzkumu a sanací.
- [11] Metodická příručka ISCO - Aktualizace 2010.
- [12] Metodická příručka MŽP - Aplikace geofyzikálních metod při ochraně vodních zdrojů, 2010.
- [13] Metodická příručka MŽP - Základní principy hydrogeologie, 2010.
- [14] Metodická příručka MŽP - Možnosti geofyzikálních metod.
- [15] Metodická příručka MŽP pro použití reduktivních technologií in situ při sanaci kontaminovaných míst.
- [16] Směrnice MF ČR a MŽP č. 4/2017.
- [17] Vyhláška MŽP č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění pozdějších předpisů.
- [18] Vyhláška MŽP č. 8/2021 Sb., o Katalogu odpadů a posuzování vlastností odpadů (Katalog odpadů).

APLIKACE ŘÍZENÉ *IN SITU* CHEMICKÉ REDUKCE PRO SANACI ZDROJOVÉ KONTAMINACE PODZEMNÍ VODY ŠESTIMOCNÝM CHROMEM A NIKLEM

Jiří Kamas¹⁾, Martin Zigo²⁾, Dana Kuchovská¹⁾, Jiří Kadlčák²⁾, Miroslav Minařík¹⁾, Petr Beneš¹⁾

¹⁾ EPS biotechnology, s.r.o., V Pastouškách 205, 686 04 Kunovice, e-mail: eps@epsbiotechnology.cz

²⁾ Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o., Pišťovy 820, 537 01 Chrudim III,
e-mail: ekomonitor@ekomonitor.cz

Úvod

Kontaminace šestimocným chromem (Cr^{VI}) v kombinaci s niklem (Ni) jsou stále předmětem procesu odstraňování starých ekologických škod, a to jak v ČR, tak ve světě, a jsou tak cílem intenzivního výzkumu a vývoje vhodných sanačních technologií.

Šestimocný chrom je hodnocen jako prokázaný karcinogen. Jeho vlastnosti mu umožňují v prostředí migrovat na dlouhou vzdálenost. US EPA definuje limity pro Cr^{VI} v podzemních vodách, resp. jako hodnoty „RSL Tapwater“ v úrovni $3,5 \cdot 10^{-2}$ $\mu\text{g/l}$. Český metodický pokyn MŽP z roku 2013 pro indikátory znečištění definuje kritérium v podzemní vodě v úrovni $3,1 \cdot 10^{-2}$ $\mu\text{g/l}$. Z těchto koncentrací je zcela zřejmá rizikovost Cr^{VI} pro lidské zdraví a ekosystém.

Není výjimkou, že kontaminace Cr^{VI} v důsledku známých geochemických charakteristik ohrožuje významné zdroje podzemních vod, a to i na velké vzdálenosti od místa původního zdroje, čímž vzrůstají náklady na sanaci lokalit. Zdrojem kontaminace Cr^{VI} resp. Ni byly historicky různé průmyslové podniky, galvanovny, neutralizační stanice apod. Významným zdrojem/původcem kontaminace těchto látek pak byla těžba nerostných surovin a s ní související problematika důlních vod, nebo povrchových hald a z nich vytékajících výluhových vod.

Z tohoto hlediska se proto často jedná o aktuální a komplexní problematiku, kde nasazení vhodné remediační technologie musí reflektovat jak místní specifické geochemické podmínky, tak technická či administrativní omezení lokality.

Sanační technologie odstraňování kontaminace Cr^{VI} se zaměřují buď na přímé odstranění tohoto polutantu z horninového prostředí (metody typu pump and treat), nebo na jeho redukcii, a tím imobilizaci vysrážením do formy méně rozpustných sloučenin Cr^{III} . U znečištění Ni je soubor použitelných metod obdobný, i když u *in situ* stabilizačních metod se nedosahuje takové účinnosti jako v případě chromu. V případech smíšené kontaminace niklu s chromem, zejména pak v pozdějších fázích sanačního zásahu, přebírá nikl často roli hlavního kontaminantu.

V souvislosti s intenzivním zkoumáním této problematiky bylo publikováno mnoho odborných studií zabývajících se eliminací kontaminace Cr^{VI} pomocí abiotických (chemických) metod - nejčastěji založených na různém způsobu aktivace/modifikace nulamocného železa, elektrochemických metod (geoelektrika) či biologických metod sanace. Každá z uvedených metod má své nesporné výhody založené buď na principu a efektivitě, nebo je jejich výhoda založena na relativně nízké ceně.

Většinou jsou však zmíněné pokročilé *in situ* metody sanace cíleny na kontaminační mrak rozvinutý v podzemní vodě, kde se koncentrace prioritních látek pohybují od desítek mikrogramů do stovek mg/l. Popsané technologie jsou pak plně funkční a ověřené a čím dál častěji jsou proto aplikovány do sanačních projektů hrazených z prostředků MF ČR, SFŽP apod.

V případě, kdy má být ale rychle řešen nový masivní zdroj kontaminace, kde koncentrace Cr^{VI} a Ni přesahuje i hodnoty >1 g/l a zároveň není možné z různých důvodů použít k rychlému snížení koncentrací v podzemní vodě metodu pump and treat, uvedené pokročilé metody sanace představují poměrně finančně náročné technologie, a nebo jejich použití přesahuje časové možnosti realizace – např. v případě již probíhajících stavebních nebo sanačních prací.

Case study – Česká republika

Prezentovaný příspěvek se zabývá řešením zdroje kontaminace, který byl objeven až v průběhu probíhajících sanačních prací a rychlá eliminace byla zásadní pro ochranění již sanovaného území, a to zároveň ve zbývajícím relativně krátkém období sanačního projektu s omezenými finančními možnostmi.

Příspěvek prezentuje, jak na podkladu reálných dat z průzkumu a geochemického modelování lze navrhnout a následně provést rychlou, účinnou a současně ekonomicky dostupnou stabilizaci zdroje masivního znečištění p.v. šestimocným chromem a niklem za využití běžně dostupných chemikálií, a to se srovnatelným výsledkem, jako v případě aplikace pokročilých sanačních technologií.

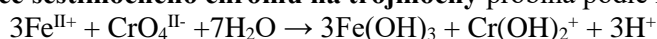
V případě prezentovaného případu nebylo možno výše zmíněné pokročilé sanační technologie použít z důvodu: 1) relativně dlouhé doby potřebné reakce v případě použití bioremediace, 2) ověřené nižší účinnosti metody sanace znečištění Ni redukčními metodami za použití nanoFe a geoelektriky a zároveň absence kontaminace ClU, která se nacházela v okolí sanovaného prostoru, a 3) z důvodu omezených finančních prostředků.

Doprůzkum lokality popsal kontaminované prostředí v průlinově propustných, nevytříděných a silně zahliněných ostrohranných štěrcích nasedajících na eluvium zvětralých břidlic s dokumentovanou rychlostí proudění p.v. v řádu prvních desítek m/rok. Zjištěné koncentrace Cr^{VI} v maximech přesahovaly 1 g/l a u Ni se koncentrace pohybovaly řádově ve stovkách mg/l.

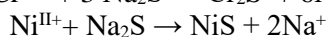
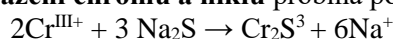
Design sanace za využití geochemického modelování

V centru a okolí kontaminace byl popsán chemismus vod a data byla použita pro geochemické modelování v prostředí Geochemist's Workbench. Pro sanaci byla za použití zmíněného programu testována vhodná metoda a bilance chemické redukce a srážení za použití běžných chemikálií (síran železnatý, sulfid sodný ve vhodných podmínkách HCl resp. NaOH). Tyto reakce popisují zjednodušené rovnice.

Redukce šestimocného chromu na trojmocný probíhá podle rovnice:



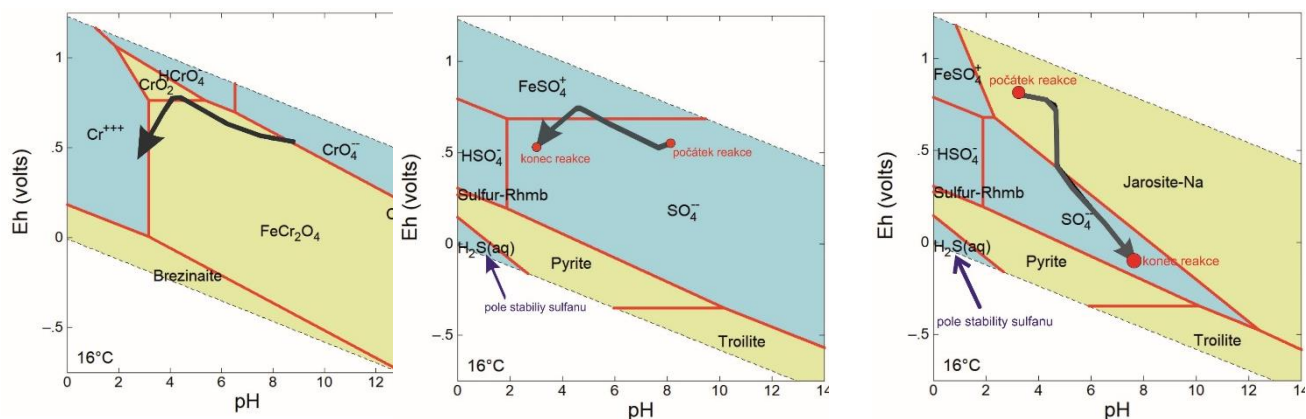
Vlastní srážení chromu a niklu probíhá podle rovnic:



Podmínky interakcí byly nastaveny na reálné podmínky ve zvodni tj. 16 °C, Eh 548 mV, pH 8,1 a základní chemismus vod. Jako reaktant byla do systému přidána zelená skalice v množství 0,051 molu, vycházející z poměrů reaktantů v 1. výše uvedené rovnici (koncentrace chromu ve vrtu byla 0,017 mol). V druhém kroku byl aplikován Na₂S.

Obecně lze konstatovat, že pro redukci 1 g šestimocného chromu je třeba přidat 16,3 g zelené skalice - konkrétní výpočet pro redukci známé koncentrace v ohnisku 0,866 g/l Cr^{VI} je potřeba aplikovat 14,2 g skalice v 1 l roztoku.

Na srážení 1 molu niklu je potřeba 1 mol činidla Na₂S; obdobně pro srážení 1 molu chromu pak bude spotřebováno 1,5 molu činidla Na₂S. Tudíž na srážení 1 g niklu bude spotřebováno 1,33 g činidla. Pro srážení 1 g chromu pak 2,25 g činidla (sulfidu sodného). Hodnoty jsou uváděné pro 1 l roztoku.



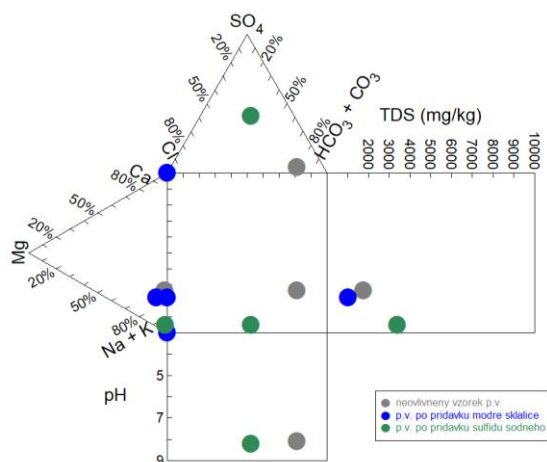
Obr. 1: Reakční cesta v aktivním diagramu Eh-pH (pole stability forem Cr a S zleva 1A - 1B - 1C)

Během reakce po přidavku zelené skalice dochází ke změně mocnosti chromu ze šestimocného na trojmocný (viz obr. 1a) a uvolněné železo je vázáno především jako FeSO_4 a jako Fe^{2+} . Dále dochází díky uvolněným protonům k oxysolení systému. V aktivním diagramu byly zvoleny koordináty Eh a pH, umožňující zobrazit a testovat vliv fyzikálně-chemických parametrů na převažující formu sledovaného prvku. Konec šipky v grafu ukazuje, kam se systém během interakce posune při aplikaci skalice zelené (viz obr. 1b). Převažující formou chromu se na konci reakce stává jeho trojmocná forma, což je cílem první fáze sanačního zásahu. Při postupném poklesu pH je systém v rovnováze se sraženinami železa a následně se sodným jarositem.

V druhé fázi návrhu sanace byl geochemický model sestaven tak, aby do prostředí systému uvažovaného v první fázi (s přidavkem zelené skalice obr. 1a a 1b) bylo dodáno definované množství sulfidu sodného. Přidavek sulfidu sodného do roztoku způsobí vysrážení chromu a niklu z roztoku a jejich vazbu do nově vznikajících minerálních forem. Toto je spojeno s poklesem Eh na hodnotu -49 mV. Zároveň však dochází ke spotřebování protonů a zvyšování pH. Tento proces zaručuje, že převažující formou síry v roztoku bude opět SO_4^{2-} (obr. 1c). K rizikovému vzniku a uvolňování sulfanu po přidavku sulfidu sodného nedochází. Toto bylo prověřeno i pro variantu s vyšším než vypočteným nadávkováním Na_2S (10násobná koncentrace). Ani tento úkon by na lokalitě nevedl ke vzniku sulfanu v roztoku, přičemž by měl za následek pouze zvýšení hodnoty pH roztoku.

Výsledky terénní aplikace

Neovlivněné složení podzemní vody z pohledu poměrného zastoupení hlavních kationů a anionů je patrné z Durovova diagramu. Změna chemismu od přirozeného typu Na- HCO_3 v důsledku provedených aplikací je na diagramu znázorněna po aplikaci skalice a po aplikaci sulfidu (data z monitorovacích vrtů odpovídají stavu 7 až 10 dnů po aplikaci).



Obr. 2: Změna základního chemismu vod při sanaci v Durovově diagramu

Celková kalkulace potřebných chemikálií vycházela z MP MŽP pro aplikaci ISCR, resp. ISCO, tj. 3násobku pórového objemu kontaminovaného prostředí. Objem kontaminované podzemní vody v novém zdroji činí cca 320 m³ (plocha 319 m², mocnost 5 m, pórovitost 0,2). Jako optimální koncentrace byla na základě pilotního odzkoušení technologie zvolena koncentrace 2,5 – 10 g/l.

Aplikace probíhala skrze mobilní míchací aplikační nádrže (1 m³ a 5 m³), v nichž byl připravován čerstvý aplikační roztok, který byl pomocí mobilně instalovaných hadic a čerpadla tlakově aplikován do systému aplikačních sond vyhloubených ve snížené podlaze výrobní linky (tj. za neustálého provozu technologie).

Úniku aplikovaných látek mimo sanovaný areál bránil nepřetržitý provoz hydraulické bariéry. Pozorovaný odnos aplikovaných látek do blízkého okolí, který byl v monitorovacích objektech popsán automaticky měřicími sondami LTC fy. SOLINST, měl pozitivní dopad na snížení koncentrace Cr a Ni v již opakovaně kontaminované části zvodně ve směru proudění p.v. od zdroje kontaminace.

Sanační koncept uvažoval v průběhu 12 měsíců celkem 4 kompletní cykly aplikace ISCR. Jeden cyklus ISCR byl plánován na 8 týdnů reduktivní části aplikace ISCR_A (HCl + FeSO₄) a 3 až 4 týdny srážecí části aplikace ISCR_B (NaOH + Na₂S) s navazující technologickou odstávkou v délce trvání cca 2 týdny vyplněnou monitoringem. Délka jednotlivých cyklů musela být na základě monitoringu operativně zkrácena a aplikace urychlena, aby nedocházelo v důsledku poměrně rychlého proudění p.v. k potřebné chemické reakci mimo aplikovanou oblast. Celkové množství látek bylo kalkulováno na FeSO₄·7H₂O - 2,4 t; Na₂S - 1 t s přídavkem HCl max. 1 t, NaOH max. 1 t. Celkový objem činidel byl kalkulován na 960 m³.

Vliv chemické redukce a procesu srážení byl kromě analytických stanovení kovů v laboratoři (v terénu filtrace, fixace vzorků) přímo v terénu sledován spektrometrem LOVIBOND. Okamžité výsledky monitoringu p.v. prokázaly velmi rychlou kinetiku reakce a prudký pokles koncentrace Cr^{VI}.

Na grafech je znázorněna reakce prostředí na sanační zásah. Na základě výsledku průzkumu, geochemického modelování a řízení aplikace chemických činidel do zvodně došlo k plošnému a rychlému řešení zdrojové oblasti kontaminace Cr^{VI} a Ni. Aplikace kyselého roztoku síranu železnatého a následná aplikace alkalického roztoku sulfidu sodného měla okamžitý dopad na fyzikálně-chemické podmínky zvodně – viz graf. V návaznosti na navozené podmínky došlo k razantnímu poklesu koncentrací sledovaných látek v ohnisku.

Na grafech je v závěrečné fázi sledovaného období v lokálních případech patrný mírný nástup reboundingu. Tento jev je patrný zejména na poměru Cr^{VI}/Cr_{celk}, který po úvodní fázi aplikace Na₂S

postupně opět narůstal ve prospěch Cr^{VI} . Prezentovaná data odpovídají stavu lokality, kdy byla do prostředí aplikována cca 1/3 projektovaného množství látek.



Obr. 3: Reakce prostředí a změny v koncentraci sledovaných látek v reakci na sanační zásah

Závěr

Kontaminace podzemních vod chromem může být extrémně rizikovou z důvodu migračního potenciálu rozpuštěné kontaminace při příhodných geochemických charakteristikách v kolektoru. Stabilizace kontaminace v ohnisku transformací redoxních podmínek za využití běžně dostupných chemických látek je jednou z účinných, rychlých a cenově efektivních metod, které mohou eliminovat riziko migračního potenciálu Cr a Ni kolektorem.

Příspěvek prokazuje, že komplexní přístup s využitím geochemického modelování jako nástroje pro zpřesnění a predikci procesů při aplikaci chemikálií přináší pozitivní praktický dopad při řešení sanace lokality.

VYŽITÍ MOKŘADNÍHO SYSTÉMU JAKO ÚČINNÉ TECHNOLOGIE ČIŠTĚNÍ DŮLNÍCH VOD

Dana Kuchovská¹⁾, Petr Beněš¹⁾, Zdeněk Vilhelm¹⁾, Vlastimil Pištěk¹⁾, Josef Zeman²⁾, Petra Karešová³⁾, Jan Šašek³⁾, Marek Koutný⁴⁾, Josef Švec⁵⁾

¹⁾ EPS biotechnology, s.r.o., V Pastouškách 205, 686 04 Kunovice, e-mail: eps@epsbiotechnology.cz

²⁾ Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Kotlářská 267/2, 611 37 Brno

³⁾ Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Albertov 6, 128 43 Praha 2

⁴⁾ Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně, Fakulta technologická, Vavrečkova 5669, 760 01 Zlín

⁵⁾ DIAMO, státní podnik, odštěpný závod PKÚ, Hrbovická 2, 403 39 Chlumec

Jedním z negativních vlivů těžby nerostných surovin je kontaminace povrchových toků důlními vodami (DV), které následuje po ukončení těžby a zatopení důlních děl. Během těžby dochází k přístupu vzduchu do dobývacích prostor a horninový materiál je rychle oxidován. Po zatopení dolu podzemní vodou, která byla během těžby odčerpávána, se oxidované kovy obsažené v horninovém prostředí rozpustí ve vodě. Pro důlní vody jsou proto charakteristické vyšší koncentrace rozpuštěného železa, manganu, síranů a dalších kovů. Důlní vody posléze vyvěrají na povrch a kontaminují povrchové toky. Čištění důlních vod pomocí čističek důlních vod či sedimentačních nádrží je finančně a materiálně velice náročné, zvláště u důlních vod s relativně nízkými koncentracemi znečišťujících látek. Proto se hledají stále nové technologie odstraňování kontaminace důlních vod, které sníží náklady a zjednoduší proces čištění. Inspirací se stává studium přírodních mokřadních systémů, které ukazuje, že v oblasti přirozených vývěřů důlních vod samovolně vznikají mokřadní systémy, které jsou schopny na poměrně malém prostoru důlní vody zbavit kontaminantů a dále neovlivňovat povrchové přírodní prostředí. Jejich výhodou je, že fungují bezúdržbově a v daných lokalitách bez ohledu na roční období. Při dosavadních pokusech o napodobení přírodních systémů se zatím ukazuje, že při technické realizaci je poměrně obtížné simulovat procesy spontánně vzniklých mokřadních systémů a řídit jejich funkci tak, aby čištění probíhalo optimálně a maximálně efektivně. To klade zvýšené nároky na řešitele a zhotovitele, kteří musí při realizaci a provozu vycházet z podrobných znalostí fungování přírodních mokřadů. Odměnou za správně vybudovaný mokřad jsou nízké provozní náklady a téměř nulová obslužnost celého systému.

Biotechnologický systém čištění důlních (BtS) vod v Mariánských Radčicích

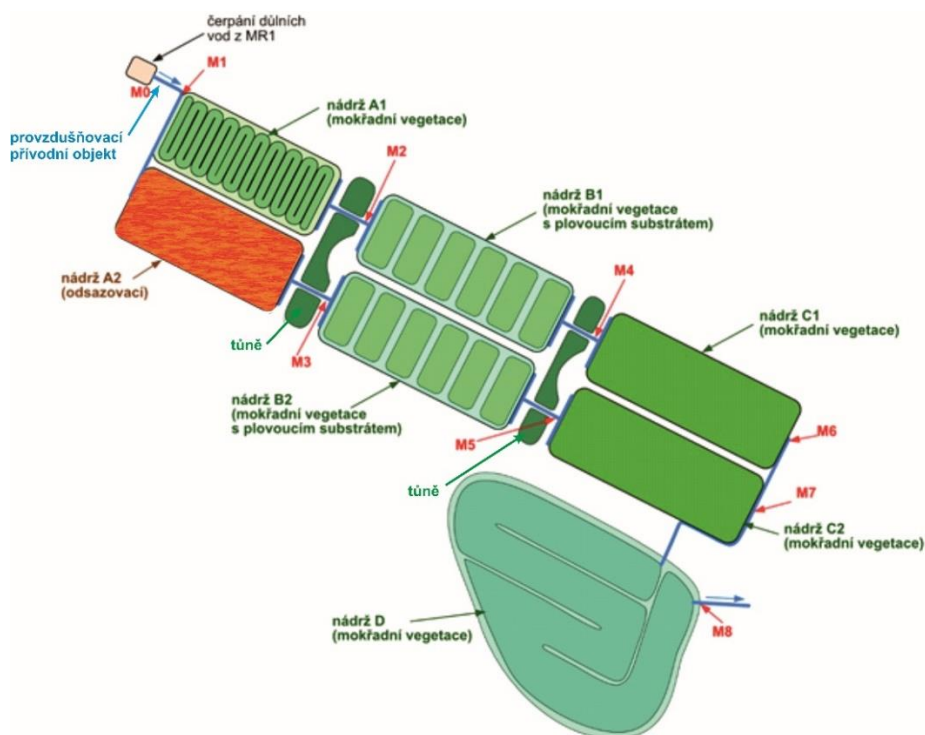
Podkrušnohorská pánevní oblast je místem výskytu hnědouhelných ložisek, kde jsou po ukončení těžby ve zbytkových jamách ve velké míře aplikovány hydrické (vodní rekultivace). Kvůli plánovaným postupům povrchového hnědouhelného lomu Bílina a případnému dalšímu rozvoji těžebních lokalit v mosteckém regionu je třeba zajistit i v budoucnosti čerpání důlních vod.

Státní podnik DIAMO, odštěpný závod PKÚ, zajišťuje čerpání a čištění důlních vod na lokalitě bývalého hnědouhelného dolu Kohinoor od roku 2004 (pomocí čerpadel v jámě MR1 od 2010) právě z důvodu nezbytného odvodňování centrální části Mostecké pánve ve vazbě na dosud probíhající provoz nedalekého lomu Bílina. Čištění důlních vod probíhalo v retenční nádrži pomocí drceného vápence a sedimentace s následným výtokem do Mračného potoka. Omezená kapacita retenční nádrže a nižší úroveň čištění vyvolala nutnost stabilního řešení čištění důlních vod. Jako efektivní řešení se i vzhledem k prostorovým možnostem lokality nabízela realizace mokřadního systému.

Cílem projektu bylo napodobit funkci přírodních mokřadních systémů a technicky řídit jejich funkci tak, aby čištění probíhalo optimálně a maximálně efektivně. Zásadním krokem při realizaci mokřadního systému tedy bylo využití dosavadních znalostí o pasivních remediačních systémech a fungování přírodních mokřadních systémů v České republice využitelných jako přírodní analogy (Zlaté Hory, Nová Ves u Moravské Třebové a Zadní Chodov). Podrobné mapování vybraných přírodních mokřadů na vývěrech důlních vod bylo zaměřeno především na oblast geochemie, botaniky a molekulární genetiky mikrobiálních společenstev. Všechny tyto parametry jsou sledovány a vyhodnocovány i v uměle vybudovaném biotechnologickém systému.

V říjnu roku 2018 byla zahájena výstavba biotechnologické čistírny nedaleko obce Mariánské Radčice v Ústeckém kraji ve formě kaskády mokřadů s cílem zajistit stabilní způsob čištění důlních vod čerpaných z jámy MR1, minimalizovat náklady na proces čištění využitím biologických procesů a v případě potřeby umožnit dopouštění jezera Most. Stavba byla dokončena v červnu roku 2020 a předána zhotovitelem provozovateli do zkušebního provozu. V průběhu zkušebního provozu byla čistírna udržována v režimu běžného provozu, tj. při čerpání jedním čerpadlem s přítokem okolo 60 l/s, případně krátkodobě při sepnutí druhého čerpadla s přítokem cca 120 l/s. Kromě pravidelných provozních kontrol probíhal v rámci zkušebního provozu monitoring kvality vody nejen na odtoku z čistírny do recipientu dle podmínek vodoprávního rozhodnutí, ale také na přítoku do čistírny. Po úspěšném průběhu zkušebního provozu je mokřad bez komplikací využíván v režimu běžného provozu.

Stavba mokřadu se skládá z provzdušňovacího (přívodního) objektu a 7 nádrží o celkové rozloze přesahující 2,5 ha – šesti usazovacích a čistících nádrží ve dvou liniích, které jsou zaústěny do sedmé (stabilizační a dočišťovací) nádrže, ze které jsou následně důlní vody vypouštěny odtokovým potrubím do Radčického potoka nebo případně v budoucnu do jezera Most. Odvodnění kalu probíhá zejména evapotranspirací mokřadními rostlinami a odpařováním vody ze sedimentu. Stavba je z důvodu celkové optimalizace soustavy (využití pro podporované pasivní provzdušnění a gravitační odtok vody) členěna do čtyř výškových úrovní.



Obr. 1: Schéma biotechnologického systému

Nádrže A1 a A2 navazují na přívodní provzdušňovací objekt. Hlavním účelem těchto prvních nádrží je snížit obsah železa o více než 60 % a umožnit jeho usazení v nerozpustných formách. Tyto dvě úvodní nádrže nejsou shodné, liší se ve svém návrhu, a tím i v procesu redukce železa. Nádrž A1 je osazena rostlinami, nádrž A2 je čistě sedimentační. Nádrže B1 a B2 navazují na nádrže A1 a A2 snižující obsah železa. Hlavním účelem nádrží B je snížit koncentraci železa pod stanovené limity (dočištění) a redukovat koncentraci dalších sledovaných prvků (amoniakální dusík, nerozpuštěné látky, sírany, kovy). Obě tyto nádrže jsou identické, shodné v konstrukčním i funkčním řešení. Jsou řešeny jako zemní nádrže s hloubkou cca 2 metry s provzdušňováním a s plovoucími mokřadními ostrovy v hlubokých bazénech. Nádrže C1 a C2 navazují na nádrže B1 a B2. Účelem nádrží C je snížit koncentraci amoniakálního dusíku pod 1 mg/l. Konstrukčně i funkčně jsou nádrže C totožné. U nádrží C je vytvořena mělká zóna s částečnou výplní kačírku, s možností růstu mokřadní vegetace. Jsou v nich umístěny

aktivní provzdušňovací elementy. Nádrž D navazuje na nádrže C1 a C2. Účelem sedmé nádrže D je celkové dočištění důlní vody a stabilizace odtokových parametrů před jejím vypuštěním do Radčického potoka. Jedná se zejména o snížení celkového obsahu dusíku a usazení posledních případných zbytkových částic hydroxidů železa a manganu. Je důležité, aby došlo k celkovému promísení vody a stabilizaci všech odtokových parametrů, které se mohou v rámci předchozích nádrží mírně lišit, proto je nádrž D pouze jedna.



Obr. 2: Letecký pohled na odsazovací nádrž a nádrž s mokřadní vegetací

Základní informace o jednotlivých nádržích

Důlní vody čerpané v centrální části mostecké pánve mají charakter neutrálních středně mineralizovaných vod Na-HCO₃ typu s mírně zvýšenými koncentracemi železa, manganu a amoniakálních iontů. Čerpaná voda na přítoku má teplotu kolem 28 °C, pH kolísá v různých nádržích od hodnoty 6,3 po 8, většinou se pohybuje kolem 7. Obsah železa v různých formách se pohybuje pod 6 mg/l, mangan se vyskytuje v desetinách mg/l, amoniakální dusík pod 16 mg/l, sírany pod 5 mg/l. Právě nutnost čerpání kolem 80 l/s (tj. cca 2,5 mil m³/rok) a relativně nízké koncentrace znečišťujících látek vyústily v „chytře“ řešení čištění důlních vod vybudováním mokřadního systému.

Botanika BtS

Celková zátěž ekosystému není vzhledem ke složení důlní vody způsobena vysokými koncentracemi, ale spíše poměrně vysokým hmotnostním tokem kontaminantu při středním průtoku cca 400 m³/h. Ve stávajících nádržích převažující porosty orobince úzkolistého (*Typha angustifolia*), rákosu obecného (*Phragmites australis*), chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) a zblochanu vodního (*Glyceria maxima*). Součástí mokřadních porostů je v menší míře kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*), kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*), zevar vzpřímený (*Sparganium erectum*), skřípinec jezerní (*Schoenoplectus lacustris*), skřípinec Tabernamontánův (*Schoenoplectus tabernaemontani*) a další sporadicky se vyskytující druhy. V některých nádržích se spontánně šíří orobinec široolistý (*Typha latifolia*), který má z botanického pohledu velmi podobné vlastnosti jako vysázený sesterský druh o. úzkolistý (*T. angustifolia*). Poznatky z provozu ukazují, že nejlepší čistící schopnost a zároveň odolnost systému proti výkyvům lze dosáhnout kombinací rostlin s různými nároky. Dalším krokem v optimalizaci provozu BtS by tedy bylo rozdělení nádrže na několik menších částí s různou výškou vody osázenou druhy vodních makrofyt s vhodnými vlastnostmi. Pro mělkou zónu s výškou vodního sloupce 0–30 cm vysadit kořenující druhy jako chrastice obecnou (*Phalaris arundinacea*), orobince (*T. angustifolia* a *T. latifolia*) nebo zblochan vodní (*Glyceria maxima*). Podstatné je zde zajištění aerobních podmínek v kořenové zóně, tedy přístupu kyslíku ke kořenům. Zejména v případě chrastice je vhodné buď periodické zaklesnutí hladiny na (pod) úroveň terénu, či pouze několik cm vysoký vodní sloupec. Pro vyšší mocnosti vodního sloupce – v daných podmínkách cca 30–150 cm (dáno prostupností slunečního

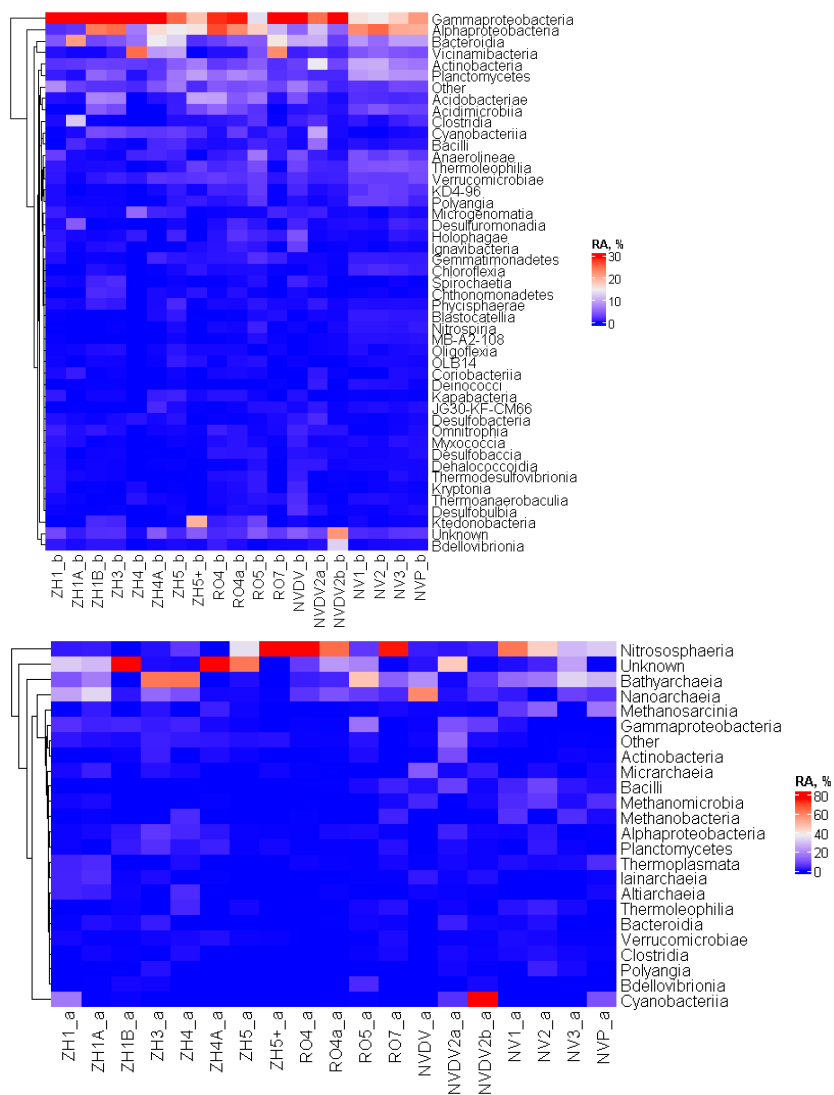
záření pro zajištění fotosyntézy) vysadit nekořenující rostliny volného vodního sloupce jako růžkatec ostnitý (*Ceratophyllum demersum*) a stolístek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*).

Studium genetiky mikrobiálních společenstev přírodních mokřadů

Předpokladem dílčí kapitoly výzkumu mokřadních systémů bylo, že poznatky mikrobiální genetiky umožní implementaci získaných poznatků z přírodních mokřadů (Zlaté Hory, Nová Ves, Roudný) na zefektivnění fungování biotechnologického systému. Studovaná mikrobiální společenstva však nevykazují zásadní korelace s měnicími se fyzikálně-chemickými vlastnostmi důlních vod protékajícími přirozenými mokřady a neumožňují tak jednoznačně definovat jejich životní potřeby v prostředí důlních vod. U Archaea je u lokalit Zlaté Hory a Nová Ves patrný vliv vzdálenosti od výtoku, kdy z nuly postupně přibývá zastoupení Nitrososphaeria. Tyto mikroorganismy oxidují NH_4^+ za aerobních podmínek. Lokalita Roudný se liší výrazně nižším pH a zde jsou Nitrososphaeria hojně i na výtoku. Souvisí to s postupným sycením vody kyslíkem. Symbiotické Nanoarchaea jsou přítomné spíše u výtoku a Bathyarchaea se vyskytují téměř ve všech vzorcích. Tyto skupiny jsou všudypřítomné v anaerobním prostředí, tzn. i v několika mm pod povrchem. U Bacteria dominují ve všech vzorcích velmi rozšířené Gammaproteobacteria. Zdá se, že mezi nimi jsou početné zvláště Burkholderia a Rizobia, které jsou známé svými asociacemi s rostlinami a houbami. Osídlení chemogenních sedimentů bakteriálními společenstvy tedy není vůči podmínkám na zájmových lokalitách nijak korelovatelné. Pro výrazné odlišení charakteru osídlení bakteriálními společenstvy by byly patrně vyžadovány extrémnější výkyvy v pH a v obsazích rozpuštěných látek v DV.



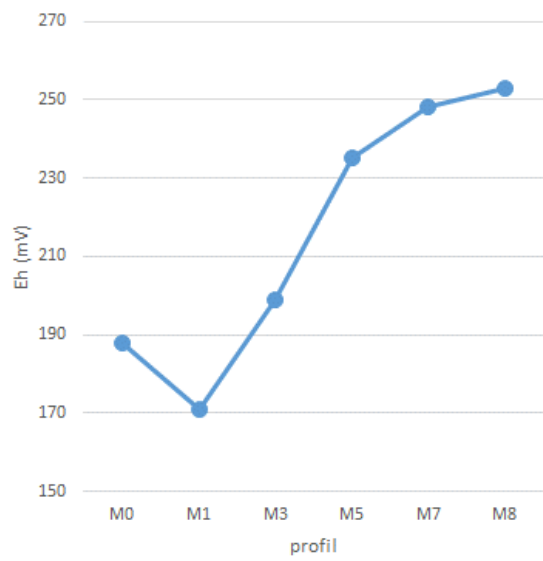
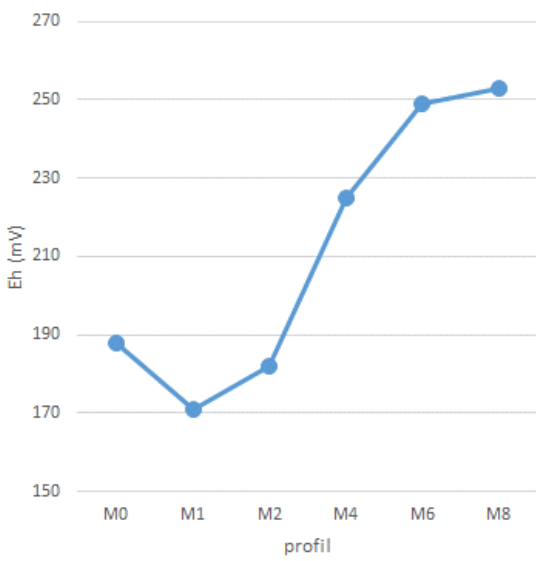
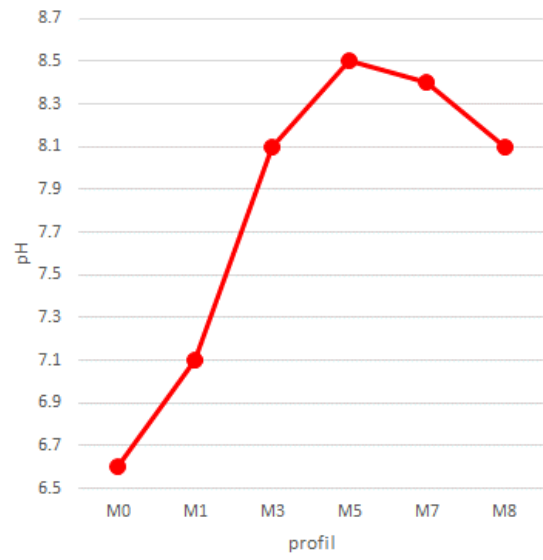
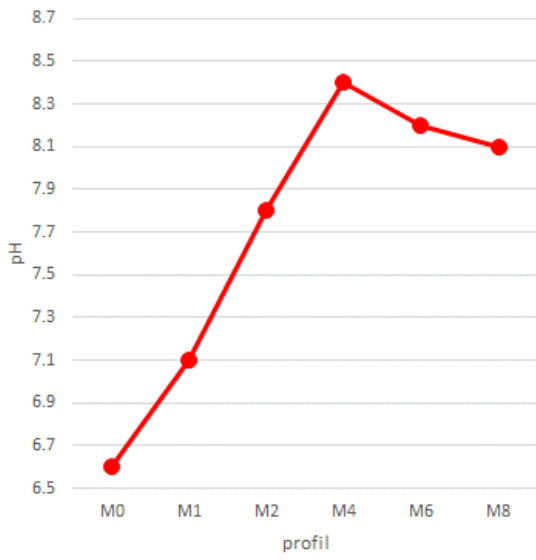
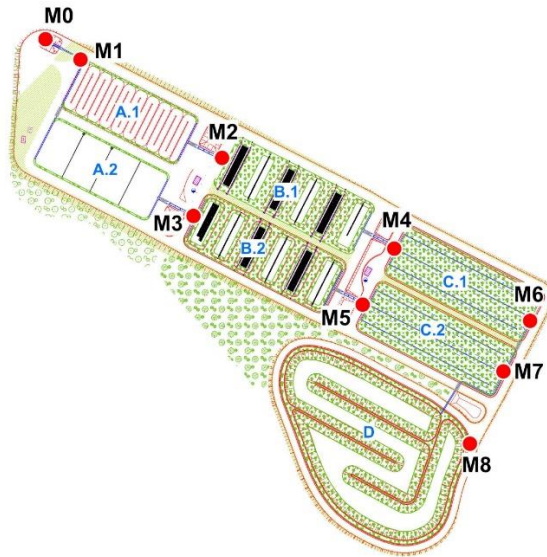
Obr. 3: Přírodní mokřad ve Zlatých Horách

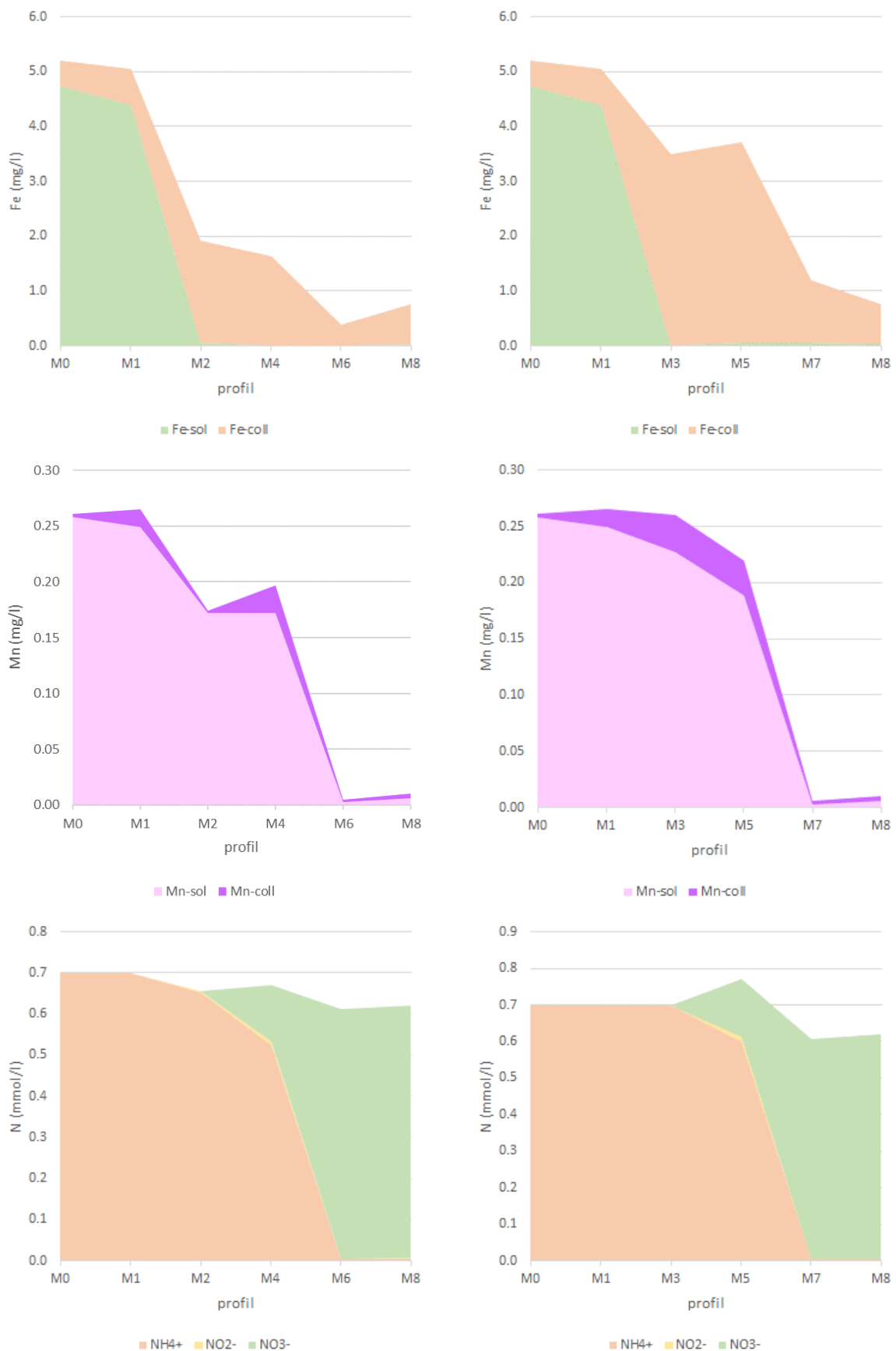


Obr. 4: Zastoupení mikrobiálních společenstev na přírodních mokřadech, vzorky řazený po směru proudění od vývěru důlní vody (ZH-Zlaté Hory, RO-Roudný, NV-Nová Ves)

Geochemický vývoj

Důlní vody (DV) čerpané z MR1 jsou výrazně „natlakovány“ rozpuštěným CO_2 , jeho koncentrace je téměř tisíckrát vyšší, než je koncentrace charakteristická pro vodu v rovnováze s atmosférou ($\text{CO}_2 \sim 0,5 \text{ mg/l}$). Jakmile se DV dostane do kontaktu s atmosférou, začne CO_2 z DV unikat a tento trend pokračuje i při průchodu nádržemi. Na konci BtS zůstává DV stále ještě zhruba 30krát přesycena vůči atmosférickému CO_2 . To je důsledek nedostatečného vyrovnání koncentrace s atmosférickým CO_2 a důsledek oxidačního rozkladu organického detritu v nádržích (pro mokřadní systémy a půdy je přesycení rozpuštěného CO_2 vůči atmosféře normální). Výrazný pokles koncentrace rozpuštěného CO_2 je také hlavní příčinou růstu hodnoty pH. Vývoj koncentrací v obou větvích BtS se liší jen nevýznamně.





Obř. 5: Geochemický vývoj vybraných ukazatelů (levý sloupec – průtok přes sedimentační nádrž A2, pravý přes nádrž osázenou mokřadní biotou A1)

Vzhledem k pravidelnému fyzikálně-chemickému monitoringu BtS mohly být popsány trendy v geochemických vlastnostech DV při průchodu BtS. „Typický“ geochemický vývoj důlní vody je ukázán na příkladu aktuálních dat z konce března 2023. V prvních nádržích A1 a A2 je zoxidováno všechno železo na trojmocné a převedeno do koloidu $\text{Fe}(\text{OH})_3$, v nádrži s mokřadní vegetací je pokles koncentrace koloidně vázaného železa na méně než polovinu, v odsazovací nádrži pouze o čtvrtinu, tzn., že na výstupu z větve s „fytonádrží“ A1 poklesne koncentrace rozpuštěného železa z původních 5,2 mg/l na 0,4 mg/l (koncový bod M6), ve větvi s odsazovací nádrží poklesne z původních 5,2 mg/l na 1,2 mg/l (koncový bod M7). Obdobně je tomu i u koncentrací manganu - pokles koncentrace už v nádrži A1 o čtvrtinu, v odsazovací A2 je patrný pouze mírný pokles, část rozpuštěného manganu je převedena na koloidně vázanou formu. U dusíkatých látek je ve „fytonádrží“ A1 malá část NH_4^+ zachycena, v odsazovací nádrži A2 nedochází ke změně koncentrace. Ve větvi s „fytonádrží“ A1 dochází k rychlejší konverzi NH_4^+ na NO_3^- , nakonec je v obou větvích všechn NH_4^+ převeden na NO_3^- .

Pro účinnou čisticí schopnost BtS je důležité zajištění dostatečné kapacity BtS pro vysrážení možných kontaminujících složek, jako jsou železo, mangan a sírany. Koncentrace síranů v DV na vstupu do BtS se pohybuje pod mezí stanovitelnosti 5 mg/l a nepředstavuje pro vypouštění důlních vod problém. Možnými kontaminujícími složkami tak zůstávají železo a mangan, které se mohou srážet v podobě hydroxidů či oxidů. U těchto složek DV byl zjišťován stav nasycení DV v jednotlivých částech BtS vůči hydroxidu železitému $\text{Fe}(\text{OH})_3$ a pyrolusitu MnO_2 . Kvůli relativně vysoké koncentraci rozpuštěných uhličitanových látek a možnému srážení kalcitu, které může významně ovlivnit vývoj hodnoty pH a následně pak i srážení hydroxidů a oxidů železa a manganu, byl zjišťován i stav nasycení DV vůči kalcitu CaCO_3 . Stav nasycení je hodnocen vůči koncentracím, které byly zjištěny u filtrovaných vzorků, protože ten ukazuje, zda se budou jednotlivé složky z důlní vody srážet či zda již bylo dosaženo nasycení. Při hodnocení nasycení DV vůči jednotlivým minerálům je porovnáván součin koncentrací srážených složek vůči součinu rozpustnosti (rovnovážná konstanta pro rovnováhu mezi pevnou fází a nasyceným roztokem) v podobě Q/K , kde Q je součin koncentrací a K je součin rozpustnosti. Při hodnotě $Q/K < 1$ je voda nenasyčená, při $Q/K = 1$ je voda právě nasycená a při $Q/K > 1$ je přesycená vůči daným minerálům. DV čerpané na jámě MR1 (bod M0) jsou vůči kalcitu, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ a pyrolusitu nenasyčené. Při průchodu nádržemi BtS se stávají důlní vody vůči kalcitu mírně přesycené (2–4krát), aby na konci prakticky dosáhly stavu nasycení. U železa dochází po vstupu důlní vody na povrch a jejím provzdušnění k jejímu dvacetinásobnému přesycení vůči hydroxidu železitému, které ještě po průchodu nádržemi A1 a A2 vzroste (51krát u A1 a 38krát u A2). U větve s nádrží A1 osazenou mokřadní vegetací pak dalším průchodem BtS přesycení vůči $\text{Fe}(\text{OH})_3$ klesá až u výstupu z nádrže C1, kde je už jen dvojnásobné. U větve s odsazovací nádrží A2 zůstává přesycení v desetinásobcích, což se nakonec projeví i ve výstupu BtS z nádrže D. Koncentrace manganu zůstává při průchodu DV jednotlivými částmi BtS hluboko pod rozpustností pyrolusitu a důlní vody zůstávají po celou dobu průchodu systémem BtS vůči pyrolusitu nenasyčené.

Závěr

Zásadním výsledkem z provozování biotechnologického systému je, že vybudovaný mokřad je schopen zajistit úplnou přeměnu amonných iontů na dusičnany, snížit koncentraci železa na desetiny až setiny mg/l a koncentraci manganu na setiny až tisíce mg/l tak, aby voda vytékající z mokřadu vyhovovala požadavkům na její kvalitu. Jak je dále patrné z výše uvedeného, biotechnologický systém je „živý organismus“, který se vyvíjí a přináší velké množství překvapivých dat a výzev, na které je potřeba reagovat tak, aby provoz BtS byl co nejefektivnější a poskytoval požadovaný výsledek jak pro provozovatele, tak pro životní prostředí.

Poděkování

Práce byly podpořeny Evropskou unií v rámci Evropského fondu pro regionální rozvoj OP Podnikání a inovace pro konkurenceschopnost financováním projektu MPO, APLIKACE „Simulační komplex čištění vod pokročilými biotechnologickými procesy“ (CZ.01.1.02/0.0/0.0/20_321/0024382).

LEDNICKÉ RYBNÍKY – JE ZLEPŠENÍ KVALITY VODY REÁLNĚ DOSAŽITELNÉ?

Jan Bartoň¹⁾, Radovan Kopp²⁾, Eva Procházková¹⁾, Marija Radojičić²⁾, Edita Studenovská³⁾

¹⁾ *GEOTest, a.s., Šmahova 1244/112, 627 00 Brno, e-mail: barton@geotest.cz, prochazkova@geotest.cz*

²⁾ *Mendelova univerzita v Brně, Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství, Zemědělská 1/665, 613 00 Brno, e-mail: radovan.kopp@mendelu.cz*

³⁾ *Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav geologických věd, Žerotínovo nám. 617/9, 601 77 Brno, e-mail: edit.studenovska@gmail.com*

Úvod

Tento článek je jedním z výstupů Bilanční studie a analýzy sedimentů pro národní přírodní rezervace (NPR) Lednické rybníky. Objednatelem byla Agentura ochrany přírody a krajiny (AOPK), řešitelem pak společnosti GEOTest, a.s. ve spolupráci s Ústavem zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství na Mendelově univerzitě v Brně.

Hlavním cílem projektu byl návrh možných opatření ke zlepšení stavu NPR Lednické rybníky, včetně jejich prioritizace z pohledu efektivity, založených na nově získaných datech o stavu a vlivech, které na rybníky působí, a jejich podrobné analýze. Tyto informace budou následně využity pro plán péče a pro podmínky hospodaření na sledovaných rybnících NPR v pachtovních smlouvách.

Výsledky byly získány v rámci projektu „Studie NPR Lednické rybníky,“ zadavatelem AOPK ČR, projekt byl financován z Evropského fondu pro regionální rozvoj – Operačního programu Životního prostředí 2014–2020 (Registrační číslo projektu EIS: CZ. CZ.05.4.27/0.0/0.0/17_078/0009146).

Charakteristika zájmového území

Národní přírodní rezervace Lednické rybníky, vyhlášená v roce 1953 a rozkládající se na území CHKO Pálava, zahrnuje soustavu čtyř průtočných rybníků (Nesyt 290 ha, Hlohovecký 104 ha, Prostřední 52 ha a Mlýnský 108 ha) a odděleně ležící Zámecký rybník (24 ha). Rybníky se nachází v povodí toku Včelínek, katastrálním území obcí Lednice, Hlohovec, Sedlec u Mikulova, Charvátská Nová Ves v okrese Břeclav v Jihomoravském kraji. Rozloha zájmových rybníků je 584 ha, průměrná nadmořská výška 160–172 m n. m. (AOPK ČR, 2021). Území je jedinečnou ornitologickou lokalitou mezinárodního významu, pro mnohé druhy ornitofauny představuje významné místo pro hnízdění, pelichání, tahové zastávky a nocování. Lednické rybníky jako mokřady mezinárodního významu byly zařazeny v roce 1990 do seznamu Ramsarské úmluvy. Dále je území součástí Seznamu světového kulturního a přírodního dědictví UNESCO – Biosférická rezervace Dolní Morava.

Soustava Lednických rybníků prodělala během 20. století a na počátku 21. století značné změny z hlediska hydrologických poměrů i způsobu obhospodařování. Lednické rybníky trpěly vždy nedostatkem vody. V teplé klimatické oblasti se silným povrchovým výparem byla celá soustava napájena pouze několika drobnými přítoky, z nichž nejvýznamnější je přítok Včelínek. Nesyt, jako největší z rybníků soustavy, sloužil současně jako retenční nádrž a byl zdrojem vody pro další tři velké rybníky – Hlohovecký, Prostřední a Mlýnský. Rybníky nelze nezávisle na sobě napouštět a vypouštět, nemají obvodovou stoku. Nedostatek vody se prohloubil zejména při přechodu z vícehorkového způsobu hospodaření na jednohorkový, kdy se rybníky vypouštěly a napouštěly každý rok znovu. V průběhu 20. století docházelo v oblasti k pozvolnému poklesu hladiny podzemních vod a intenzita stávajících přítoků se snižovala. Po dobudování horní nádrže VD Nové Mlýny získala rybníční soustava nový potenciální zdroj vody, který je veden zavodňovacím kanálem z této nádrže do rybníků Šibeník a Nový u Mikulova a odtud do Nesytu. Rybníky sloužily jako retenční nádrže závlahové vody, která byla čerpacími stanicemi distribuována na plochy okolních pozemků. V roce 1992 došlo k výraznému zdražení závlahové vody a voda se přestala do kanálu čerpat.

Charakteristickým znakem Lednických rybníků je výskyt vodních květů sinic. Již první výzkumy z 20. let 20. století popisují dominanci planktonních sinic na všech čtyřech rybnících. Převážnou většinou se na rybnících vyskytovaly zástupci sinic z rodů *Microcystis* (Lemm.), *Aphanizomenon* (Mor. ex Born. et Flah.) a *Dolichospermum* (Ralfs ex Born. et Flah.). Na jednotlivých rybnících se v průběhu vegetační sezóny postupně měnila dominance jednotlivých druhů, většinou byl zaznamenán výskyt zástupců ze všech výše jmenovaných rodů. Masový rozvoj sinic vodního květu umožňovaly nižší obsádky ryb, které svým predaním tlakem nedokázaly omezit jarní rozvoj perlooček, dokonale profiltrovaná voda na konci jara tak umožnila nástup sinic. V roce 1957 dokonce sinice způsobily úhyn zooplanktonu a celé rybí obsádky na Prostředním rybníce [9].

Rybářské hospodaření

Rybníky byly postupně budovány v 15. století, v době rozvoje rybničního hospodářství. Přesná doba vzniku Nesyty není známa. První zmínka o Nesytu pochází z roku 1418, kdy byl již ve správě lichtenštejnského panství [12]. Další tři velké rybníky vznikly později. Rybníky byly od počátku využívány k chovu kapra (*Cyprinus carpio L.*), dravé ryby štiky (*Esox lucius L.*) a karase obecného (*Carassius carassius L.*), která sloužila jako krmivo pro dravé ryby [20].

V 15. století byly rybníky udržovány extenzivně, bez hnojení a příkrmování a loveny většinou v intervalu jednou za 3–4 roky. Velikost rybí obsádky vzhledem k počítání na kopy lze pouze odhadnout, ale na konci 17. století činila produkce asi 100 kg ryb na 1 ha vodní plochy ročně. Jak uvádějí historické prameny, rybáři již v té době museli poměrně často zbavovat rybníky bahna kvůli jeho silnému přítoku [22]. V 19. století bylo rybníkářství zaměřeno především na chov candáta obecného (*Sander lucioperca L.*) a lína obecného (*Tinca tinca L.*) z důvodu produkce zejména pro vídeňské trhy. V tomto období byl zaveden tříletý cyklus výlovu rybníků a produkce činila 65 až 100 kg na 1 ha vodní plochy ročně. V roce 1896 byl tříletý cyklus nahrazen dvouletým a produkce se výrazně zvýšila. Jak uvádí Schiller [20], průměrná produkce rybníků ve 20. a 30. letech 20. století činila 140 až 190 kg na 1 ha vodní plochy za rok a rybníky se letnily každých 7 let. Lichtenštejnové opustili panství v roce 1945 po odvodu jejich majetku. Následně přešlo rybniční hospodářství do správy Státního rybářského podniku, který zde hospodařil až do počátku 90. let 20. století.

Státní podnik změnil dvouletý cyklus na jednoletý a opět zvýšil intenzitu produkce ryb. Na konci 50. let se produkce pohybovala v rozmezí 200 až 340 kg na 1 ha vodní plochy za rok [10]. Zimování a letnění rybníků bylo zastaveno a nahrazeno aplikací minerálních hnojiv. K dalšímu nárůstu rybí obsádky došlo v 70. a 80. letech, kdy byl zahájen chov introdukovaných druhů býložravých ryb amura bílého (*Ctenopharyngodon idella Val.*), tolstolobika bílého (*Hypophthalmichthys molitrix Val.*) a tolstolobika pestrého (*Hypophthalmichthys nobilis Rich.*), kdy se rovněž zvýšila intenzita krmění ryb. Dalším významným příjmem živin byly odpadní vody z okolních obcí a z chovu kachen u Nesyty (do roku 1994). Koncem devadesátých let činila produkce rybníků přibližně 750 – 1 150 kg na 1 ha vodní plochy za rok [11]. V průběhu 90. let se rybníkářství stalo součástí orgánů ochrany přírody. Správa Chráněné krajinné oblasti (CHKO) zpřísnila dohled nad areálem Lednických rybníků a stanovila nové podmínky hospodaření na rybnících přinášející extenzivní způsoby hospodaření s cílem obnovit druhovou pestrost rezervace. Od počátku 90. let bylo na některých rybnících prováděno letní vysoušení (snižování vodní hladiny), bylo zakázáno vysazování býložravých amurů a hnojení, omezeno příkrmování a počet nasazovaných ryb. Produkce rybníků postupně klesala a v letech 2004–2008 činila přibližně 20 až 650 kg na 1 ha vodní plochy ročně. Výrazné omezení kapřích obsádek způsobilo nárůst nežádoucích invazních druhů ryb jako je karas stříbřitý (*Carassius gibelio Bloch*), která je v ekosystému Lednického rybníka nežádoucí.

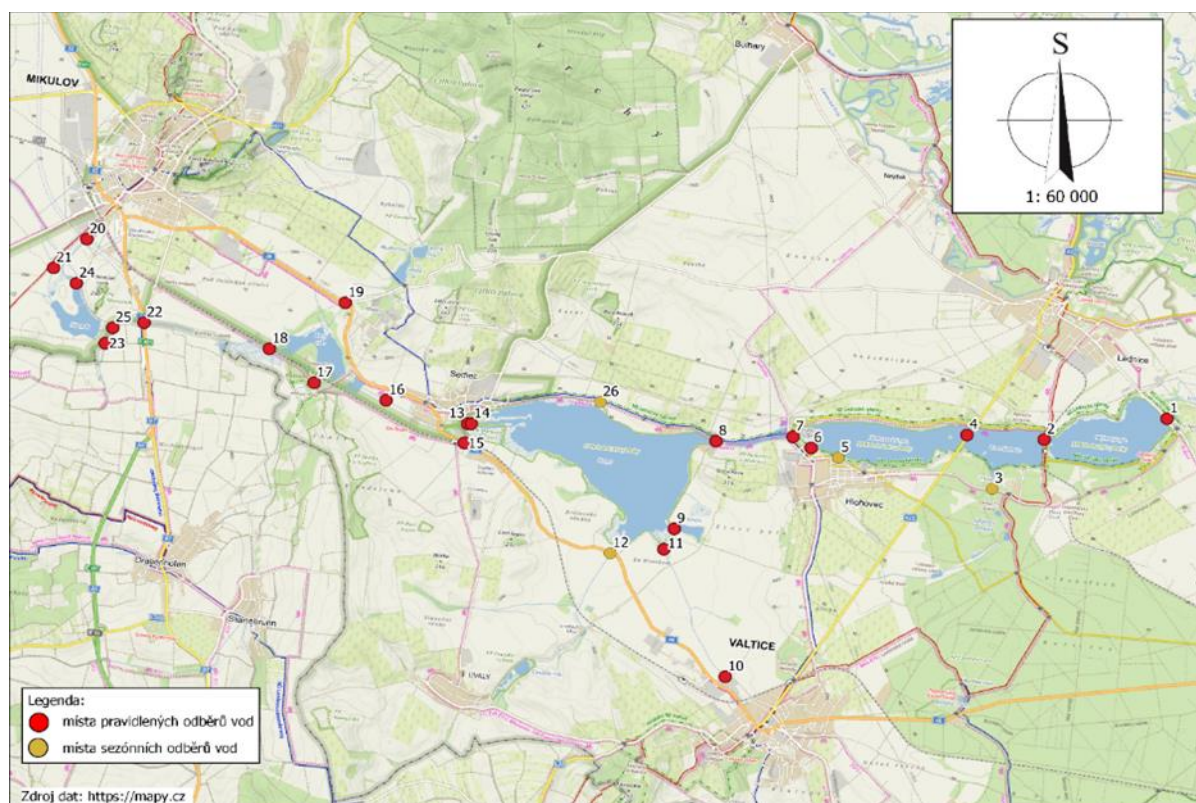
Obecně lze Lednické rybníky charakterizovat jako velmi produkční, průměrný přírůstek kapra se směrem od Nesyty k Mlýnským rybníkům snižuje. Potvrdilo se, že Nesyť je nejvíce a Mlýnský nejméně úživný rybník z celé rybniční soustavy. Tento stav poprvé zdokumentovali Bayer & Bajkov [3] a potvrdili Losos & Heteša [10]. Příkrmování a intenzivní hnojení rybníků zvyšuje produkci ryb a způsobuje vyrovnání produkční schopnosti všech rybníků. Tyto meliorační metody spolu s různým

počtem a stářím rybí obsádky mají významný vliv na biologické a fyzikálně-chemické vlastnosti rybníční vody.

V období 1990–2010 se rybí obsádka snížila, průhlednost vody se mírně zvýšila, hodnoty rozpuštěného kyslíku a pH byly vlivem vysoké trofie vody a vysoké primární produkce nestabilní. Obsah živin byl stále vysoký. Ve srovnání s posledním podrobným monitoringem Lednických rybníků v letech 1992–1994 [11] se kvalita vody ve většině případů zlepšila. Obsah organických látek ve vodě rybníků se snížil, stejně jako množství fosforu, vápníku, hořčíku, draslíku, chloridů a alkalita vody. Hlavním důvodem těchto změn bylo zlepšení čištění odpadních vod okolních obcí, omezení zemědělské a rybářské výroby, vyloučení hnojení rybníků a omezení příkrmování ryb [15]. V poslední dekádě se stále více projevuje vliv klimatické změny, zvyšování výparu a tím pádem se prohlubuje vodní deficit celé rybníční soustavy spojený s vyšším ohřevem celého vodního sloupce, což se při souběhu dalších nepříznivých faktorů negativně projevilo na velkém úhynu ryb v rybníce Nesyt v roce 2018 [19].

Výsledky monitoringu

Uvedené informace byly zpracovány na základě závěrečné zprávy z projektu Bilanční studie a analýzy sedimentů pro NPR Lednické rybníky [2]. Hlavním cílem projektu byl návrh možných opatření ke zlepšení stavu NPR Lednické rybníky, včetně jejich prioritizace z pohledu efektivity, založených na nově získaných datech o stavu a vlivech, které na rybníky působí, a jejich podrobné analýze. Autoři se primárně zaměřili na zdroje fosforu, který bývá nejčastější příčinou zvýšení eutrofizace našich vod. Omezení vstupů fosforu do Lednické soustavy tak lze považovat za klíčové opatření ke zlepšení nevyhovující situace s kvalitou vody rybníků.



Obr. 1: Odběrová místa vzorků povrchových vod

Výsledky chemických analýz povrchových vod potvrzují vysoké zatížení vod přitékajících do Lednických rybníků fosforem i dusíkem. Zdrojem těchto látek je především voda vypouštěná z ČOV, nevyčištěná „odlehčovaná“ voda v období srážkové činnosti, neodhalené nelegální vyústění odpadních vod do vodotečí, rybářské hospodaření a zemědělská činnost (splachy, tedy eroze půd). Vysoký podíl živin umožňuje velký rozvoj biomasy fytoplanktonu, což ukazují i vyšší hodnoty chemické spotřeby

kyslíku, kdy především v době vegetačního období není reálné dodržení legislativních limitů. Vysoké hodnoty především chloridů a vápníku reflektují podloží, ve kterém byly Lednické rybníky založeny. Přírodně zvýšené hodnoty těchto látek nemají negativní vliv na společenstva sledovaných vodních ploch.

Zdroje fosforu pro rybník Nesyt

Na základě dat z dataloggerů umístěných v monitorovacích bodech 11 a 14 (obr. č. 1) a množství vypouštěných odpadních vod z ČOV Valtice a Sedlec byl vypočten průměrný roční průtok pro oba hlavní přítoky (Valtický potok a Včelínek). Dle zjištění J. Durase [5] již srážkový úhrn nad 2 mm může způsobit, že ČOV kapacitně nestačí čistit směs odpadní a srážkové vody a dochází k tzv. „odlehčení“, kdy část srážkových a odpadních vod odchází nečistěna přímo do vodoteče. V rámci Bilanční studie byly za srážkovou událost, která způsobí odlehčení, uvažovány srážky nad 5 mm.

Problematické je i stanovit míru zatížení konkrétní ČOV. Čistírny sice sledují množství vypouštěné odpadní vody včetně koncentrace stěžejních polutantů, ale jen za standardního stavu. V příloze č. 4 k nařízení vlády č. 401/2015 Sb. se přímo uvádí, že odběry vzorků musí být rovnoměrně rozloženy v průběhu roku a neměly by být prováděny za neobvyklých situací, při přívalových deštích a povodních. Bohužel právě při těchto situacích bývá množství polutantů, včetně fosforu, nejvyšší.

Na základě našich výpočtů nateklo v roce 2022 do rybníka Nesyt 128,2 kg fosforu v důsledku epizodních situací a dalších 291,8 kg mimo období intenzivnějších srážek. Celkem tedy 420 kg fosforu. Tuto hodnotu považujeme za podhodnocenou v důsledku zachycení pouze dvou srážkových epizod s odlehčením. Duras [5] udává P_{celk} až 20 mg/l v průběhu průtoku odlehčovaných vod.

Vyhodnotit vliv přítoku Včelínek jako zdroje fosforu je mnohem komplikovanější, jednak z důvodu mnohem většího povodí, ale i přítomnosti rybníků, které mají významnější vliv především při jejich vypouštění z důvodu výlovu. Rovněž vliv srážek se projevuje různě v důsledku většího povodí. K odhadu množství fosforu, který natekl do rybníka Nesyt přítokem Včelínek, jsme tak využili průměrnou hodnotu celkového fosforu ze všech měření v bodě č. 14 (1,38 mg/l) a průměrný průtok dle dat z monitoringu přepočtený na kalendářní rok (1 034 381 m³). Celkový objem fosforu nateklý do rybníka Nesyt za rok přítokem Včelínek tak činí 1 427 kg. Znovu předpokládáme, že je celkový vstup podhodnocený, kdy především v době těsně před výlovem a v období výlovu rybníků v povodí koncentrace fosforu ve vodě výrazně stoupá, což se nepodařilo monitoringem zachytit. Jde sice o fosfor, který je z naprosté většiny v nerozpuštěné formě a nemá tak přímý eutrofizační potenciál, ale zvyšuje zásoby fosforu v sedimentu rybníka a v případě deficitů kyslíku v rybníce Nesyt se může zpětně uvolňovat do vodního prostředí a zvyšovat tak jeho eutrofizaci. Vysoké hodnoty chlorofylu v toku Včelínek v důsledku rozvoje fytoplanktonu v rybnících v povodí rovněž přispívají ke zvýšení hodnot fosforu ve vodě. Ostatní přítoky lze považovat za zanedbatelné.

Výsledný odhad eroze půdy spočtený dle metodiky Krása et al. [16] činí 61,5 kg fosforu erodovaného spolu s půdou za rok. Pouze zanedbatelný podíl z tohoto fosforu je v dostupné formě (kolem 3 %), proto je eutrofizační potenciál erodovaných sloučenin fosforu nízký.

Množství fosforu z atmosférické depozice lze poměrně snadno spočítat z celkového úhrnu spadlých srážek za rok na plochu rybníka. Průměrný obsah fosforu v atmosférických srážkách je 0,025 mg/l [14]. V případě rybníka Nesyt (250 ha) spadlo v roce 2022 celkem 902 000 m³ srážek. Celkový vnos fosforu z atmosférické depozice tak je 22,6 kg fosforu, z toho přibližně 50 % ve formě dostupného fosforu.

Bilance fosforu z rybářského hospodaření

Rybník Nesyt byl loven po třech letech chovu na podzim roku 2022. Hlavní chovanou rybou byl kapr obecný, nasazovaný v kusové hmotnosti do půl kilogramu. Do rybníka byly rovněž nasazovány dravé ryby, především štika, candát a sumec. V roce 2020 byl zaznamenán úhyn obsádky a potvrzena jarní virémie kaprů (SVC). Množství vylovených chovaných ryb v roce 2022 bylo velmi nízké. Odlovilo se

přibližně 43 tun kapra a 3 tuny dalších, především dravých druhů ryb a amura bílého. Celkový přírůstek kapra za tři chované roky činil pouhých 112 kg/ha. Hlavní lovenou rybou byl karas stříbrný různé velikosti v celkové hmotnosti 99 tun. Odhadem dalších 25 tun střevličky východní odešlo s vodou do níže položených rybníků. Celková produkce rybníka Nesyt (včetně započtení střevličky) činila 616 kg/ha.

Do rybníka Nesyt nebylo v roce 2022 aplikováno žádné krmivo. V roce 2021 to bylo 189,4 tun obilovin a v roce 2020 pouze 1,1 tuny. Cílem aplikace obilovin jako sacharidového krmiva pro ryby je maximální využití přirozené potravy (zdroj plnohodnotného proteinu) a doplnění potřebné energie. Nejčastěji se jako krmivo aplikuje pšenice nebo tritice. Obsah fosforu v těchto obilovinách se pohybuje nejčastěji v rozsahu 3,1 až 4,0 g/kg (dle NRC, [8]).

Stravitelnost fosforu z obilovin je z důvodu velkého podílu fytátového fosforu, který ryby neumí využít, relativně nízká. Údaje o stravitelnosti obilovin se pohybují nejčastěji v intervalu 25–57 % [8,18]. Vnos fosforu z krmiva (190 500 kg za poslední tři roky) tak je 705 kg fosforu na celý rybník.

Průměrný obsah fosforu v kaprovitých rybách se udává v rozsahu 7–10,5 g/kg [4,17,21]. Celkový výlov ryb činil v roce 2022 45,9 tun chovaných ryb a 99,0 tun karase stříbrného. Retence fosforu v rybách činila přibližně 1 201 kg. Rybáři za tři roky svou hospodářskou činností odstranili z rybníka Nesyt přibližně 496 kg fosforu (fosfor v rybách 1 201 kg – 705 kg z krmiva). Je zřejmé, že z tohoto množství bylo reálně odstraněno jen 301 kg, dalších 195 kg fosforu „odteklo“ z Nesytu do níže položených rybníků ve formě střevličky východní (25 tun dle kvalifikovaného odhadu CHKO a ENKI).

Fosfor v rybníčních sedimentech

V tabulce 1 je uveden přibližný obsah jednotlivých forem fosforu dle typu výluhu přepočtený na celkový objem sedimentu v jednotlivých rybnících. Mehlich III je univerzální extrakční činidlo, které je v zemědělství využíváno dlouhodobě a dá se využít i k hodnocení rybníčních sedimentů. Hodnota fosforu stanoveného ve výluhu dle Mehlicha III podává informaci o zásobě fosforu v sedimentech, který jsou vodní rostliny schopny využít. Z tabulky 1 je jasně patrná vysoká hodnota fosforu v rybníce Nesyt. Ve srovnání s dalšími rybníky v ČR se hodnoty dostupného fosforu Lednických rybníků ve výluhu Mehlich III i výluhu lučavkou královskou pohybují kolem průměrných hodnot.

Tab. 1: Zásoba fosforu v sedimentech Lednických rybníků

Rybník	objem sedimentu	Hmotnost	Pc Mehlich III	Pc lučavka	zásoba Pc Mehlich III	zásoba Pc lučavka
	[m ³]	[t]	[mg/kg]	[mg/kg]	[t]	[t]
Mlýnský	309 000	417 150	17,12	922	2,74	147,7
Prostřední	237 000	319 950	20,85	1 069	2,42	124,0
Hlohovecký	520 000	702 000	29,68	1 171	7,80	307,8
Nesyt	1 077 000	1 453 950	34,67	1 107	20,59	657,3

Celkové množství fosforu v Lednických rybnících je velmi vysoké. Námi udávané hodnoty jsou ale nadhodnoceny, což je způsobeno analýzou jen svrchní části sedimentu (0–20 cm), která je na živiny bohatší než vrstvy hlubší.

Návrhy opatření

Z dosažených výsledků monitoringu a literárních dat o dané oblasti je zřejmé, že hlavním zdrojem fosforu, tedy prvku, který je hlavní příčinou hypertrofie Lednických rybníků, jsou **bodové zdroje znečištění. Bez výrazného omezení znečištění z těchto zdrojů nemají realizace dalších opatření reálný smysl.** Na přítocích do rybníka Nesyt se nacházejí tři čistírny komunálních odpadních vod s významnou produkcí fosforu. Největší vliv má ČOV Valtice a odlehčené vody z města Valtice, které

jsou vzdáleny jen přibližně 2,5 km od rybníka. Čistírna v Sedleci sice produkuje nižší množství znečištění, ale zato vtéká v podstatě přímo do rybníka Nesyt.

Všechny ČOV by měly mít funkční kompletní III. stupeň čištění odpadních vod, umožňující významné snížení koncentrací fosforu na odtoku. Foller [6,7] uvádí efektivní řešení zajišťující průměrnou hodnotu odtokové koncentrace $P_{\text{celk}} < 0,5$ mg/l. Tato technologie ukazuje, že s minimem zásahů do technologie ČOV a případných investic je možné velmi rychle zahájit účinný postup vedoucí k významnému snížení odtokových koncentrací fosforu na libovolné ČOV.

Bohužel současná legislativa je velmi benevolentní a umožňuje vypouštět z ČOV vysoké hodnoty nejen fosforu. Limity hodnot povoleného vypouštění znečištění pro ČOV, uvedené v NV č. 401/2015 Sb., již zdaleka nereflktují na nejlepší dostupné technologie čištění odpadních vod. Jejich zpřísnění by však znamenalo určité zvýšení nákladů na provoz ČOV, především u čistíren s nižší kapacitou, což je již po více let politicky neprůchodné. V současnosti tak není úprava (doplnění) menších ČOV o dočišťování fosforu legislativně vymahatelná a případná realizace záleží na provozovateli příslušné ČOV.

Tab. 2: Vstupy, výstupy a zdroje fosforu pro rybník Nesyt

Vstup / výstup	$P_{\text{celk.}}$ mg/l	$P\text{-PO}_4$ mg/l	Zdroj	$P_{\text{celk.}}$ mg/l	$P\text{-PO}_4$ mg/l
přítok Včelínek	1427	507	ČOV Mikulov, Valtice a Sedlec	873	629
přítok Valtický potok	420	258	erozní zdroje	62	2
atmosférická depozice	23	11	rybářské hospodaření	-165	0
rybářské hospodaření	-165	?	atmosférická depozice	23	11
odtok Nesyt	-651	-226	ostatní neidentifikovatelné zdroje znečištění	912	217
depozice (retence) Nesyt	1 051	?			

Samostatnou kapitolou je identifikace dalších zdrojů bodového znečištění. Některé zdroje mají jen sezónní charakter (např. podniky vinařství), ale dokáží i vyřadit ČOV na několik týdnů z provozu (osobní zjištění Kopp, ČOV Zaječí 2022). Pro zlepšení kvality vody přítoků Lednických rybníků by bylo vhodné z dat monitoringu, údajů ČIŽP, obcí, aj., důkladně zmapovat potenciální znečišťovatele, jejich aktuální stav likvidace odpadních vod včetně všech odlehčovacích výpustí, a na základě zjištěných dat pak provést příslušné opatření k nápravě.

Nízké obsádky nasazovaných ryb, realizované na soustavě Lednických rybníků, vedly spíše ke zhoršení aktuálního stavu, protože umožnily nekontrolovatelný rozvoj invazních druhů ryb. Na celé Lednické soustavě by měla být řízená obsádka především kapra bez přikrmování. Vzhledem k vysokému přísunu živin a jejich bohatým zásobám v sedimentech rybníka bude nedostatečná obsádka chovaných ryb nahrazena invazními druhy, jejichž vliv na celý ekosystém je horší než srovnatelná obsádka kapra. Vzhledem k početnému výskytu kormoránů, a především k potlačení nežádoucích invazních druhů, by měl být do rybníků vysazován kapr o minimální hmotnosti 0,5 kg. Vysazované dravé ryby by rovněž měly mít vyšší hmotnost, poslední násady a výlovky na Lednických rybnících ukázaly, že vysazování v podobě plůdku je zjevně neúčinné.

Manipulace s výškou vodní hladiny je standardně nastavena dle požadavků ochrany přírody. Manipulace s vodou by měla primárně reflektovat na vodní deficit celé rybníční soustavy a směřovat k zadržení co největšího objemu vody. Výlov rybníka by měl být prováděn za účelem odchytu celé obsádky rybníka včetně invazních druhů ryb jako je střevlička východní. Důsledná eliminace rozvoje invazních druhů ryb by měla být jednou z priorit rybářského hospodaření na rybnících. Letnění, částečné letnění nebo zimování rybníků by rybníkům jednoznačně prospělo i z hlediska eliminace invazních druhů. Problematické je ale především u rybníka Nesyt, kdy vzhledem ke klimatické změně nemusí být dostatek vody k jeho napuštění.

Na celé soustavě Lednických rybníků by měl hospodařit jeden hospodářský subjekt s kapacitou pro chov dostatečného množství vhodných násadových ryb a s možností pružně reagovat na případné změny

podmínek a neočekávané „nutné“ zásahy v průběhu vegetační sezóny. Rybářské hospodaření by nemělo být primárně směřováno k produkci ryb, ale k eliminaci ryb invazních a ke snaze eliminovat vliv nežádoucích sinic, což se vždy nemusí shodovat s požadavky ochrany přírody (např. vyšší obsádka těžších ryb zvýší zákal vody, omezí rozvoj fytoplanktonu a invazních druhů, ale na druhou stranu sníží průhlednost vody i velikostní složení zooplanktonu).

Pro hospodařící rybářský subjekt nebude tento způsob hospodaření jednoduchý. Vzhledem k podmínkám hospodaření popsaným výše nelze na rybnících očekávat stabilní produkci. Extenzivní hospodaření bez příkrmování povede k nízké produkci hlavní chované ryby – kapra. Vzhledem k nestabilním fyzikálně-chemickým podmínkám na rybnících spolu s vysokým predačním tlakem rybožravých predátorů nelze očekávat ani stabilní každoroční produkci doplňkových (dravých) druhů ryb. Jediným zdrojem příjmů hospodařícího subjektu je výnos z prodané rybí produkce a dotace v rámci dotační politiky v oblasti rybníkářství.

Zásoby živin v sedimentech všech rybníků jsou vysoké, a i kdyby do Lednických rybníků (především Nesytu) nešlo žádné další znečištění, setrvalý stav bude přetrvávat ještě mnoho let. Možné odbahnění rybníků, především Nesytu, by bylo finančně velmi nákladné, pro zlepšení kvality vody sice zásadní, ale bez vyřešení přísunu znečištění přítoky by bylo velmi krátkodobé a proto nerentabilní.

Závěr

Zájmová lokalita NPR Lednické rybníky (Nesyt, Hlohovecký, Prostřední, Mlýnský) a rybníky Šibeník, Nový a Pod mlýnem (situovány západně od Nesytu) na přítoku Včelínek se již desítky let vyznačují hypertrofním charakterem, tj. s nadbytkem živin (zejm. fosforu a dusíku). Vysoké hodnoty základních nutrientů způsobují přemnožení primárních producentů především sinic a řas. Obrovská biomasa fytoplanktonu rozkolísá základní fyzikálně-chemické parametry vodního prostředí, především hodnoty pH a rozpuštěného kyslíku. Ve spojení se zvyšováním průměrných teplot prostředí způsobených klimatickou změnou dochází i ke kritickým situacím v nasycení vody kyslíkem, jejímž důsledkem může být i masivní úhyn ryb. Hlavním cílem monitoringu bylo objasnit zdroje nadbytku živin a navrhnout v praxi využitelná opatření, která by mohla vést ke zlepšení stavu této jedinečné ornitologické a mokřadní lokality s mezinárodním významem.

Podle našeho názoru je výrazné zlepšení současného stavu Lednických rybníků v nejbližších letech těžko představitelné. Klimatická změna a s ní spojený růst teploty prostředí, který se projeví ve zvýšení výparu vody, vyšším rozvoji biomasy sinic, snížení koncentrace rozpuštěného kyslíku aj. povedou ke zhoršení životních podmínek nejen na Lednických rybnících. Zlepšení kvality vody Lednických rybníků lze dosáhnout jen skrze významné omezení vstupu živin, především fosforu. Jeden ze zásadních problémů je velmi benevolentní legislativa, která umožňuje vypouštět vysoké hodnoty živin zcela legálně. Odlehčené vody nejsou v podstatě řešeny vůbec. Bez výrazného zlepšení čistícího procesu, řešení problematiky odlehčovaných vod a zamezení vypouštění nepovoleného znečištění nelze zlepšení kvality vody Lednických rybníků dlouhodobě dosáhnout.

Z provedeného monitoringu je patrné, že rybářské hospodaření na rybnících i s aplikací přiměřeného množství doplňkových krmiv má pozitivní vliv na množství fosforu, tedy že vstupy z rybářské činnosti jsou nižší než množství fosforu odstraněného z rybníka v rybách v rámci výlovu. Při úplném vyloučení příkrmování bude tento vliv mnohem vyšší. Rybníky, pokud nejsou přetěžovány antropogenními vstupy živin, fungují jako velmi výkonné přírodní čistírny. Se vstupy fosforu, které nejsme schopni reálně omezit (např. atmosférická depozice nebo erozní smyv), si nepřetěžovaný rybníční ekosystém dokáže poradit bez výrazného zhoršení kvality vody.

Podaří-li se u místních ČOV vyřešit terciální stupeň čištění a eliminovat vliv odlehčovaných vod, lze poté zajistit co nejšetrnější postupné odbahnění jednotlivých rybníků soustavy a aplikovat další doporučená opatření v celém povodí Včelínku. Navzdory intenzivnímu výparu a zvyšování průměrných teplot by pak mělo dojít ke zlepšení stavu ekosystémových funkcí (např. zlepšení procesů recyklace živin a samočištění, nárůst biodiverzity) napříč zájmovými rybníky.

Literatura

- [1] AOPK (2021): Plán péče o Národní přírodní rezervaci Lednické rybníky na období 2012–2021.
- [2] BARTOŇ J., KOPP R., PROCHÁZKOVÁ E., STUDENOVSKÁ E. (2023): Studie NPR Lednické rybníky – Bilanční studie a analýza sedimentů. Závěrečná zpráva, GEOTest, a.s., Brno.
- [3] BAYER E., BAJKOV A. (1929): Hydrobiologická studia rybníků lednických. Sborn. Vys. školy zem., fak. lesn. 14.
- [4] ČERMÁK B., CEMPÍRKOVÁ R., JEROCH H., KALINOVÁ J., KOBES M. ET AL. (2008): Krmiva konvenční a ekologická. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta.
- [5] DURAS J., (2022): Lovci tornád po česku. Limnologické noviny 3, 2-12.
- [6] FOLLER J. (2019): Chemické srážení fosforu, praxe, možnosti, účinnost. Vodní hospodářství, 69, 7, 1–3.
- [7] FOLLER J. (2021): Třetí stupeň čistění. Je možné snadné řešení? Vodní hospodářství. Dostupné na: <https://vodnihospodarstvi.cz/treti-stupen-cistení/>, 24. 7. 2022.
- [8] HARTMAN P. (2012): Model výživy rybníční biocenózy s ohledem na celkový fosfor n. Sborník referátů konference 2012 Chov ryb a kvalita vody. České Budějovice, Rybářské sdružení ČR, 33-48.
- [9] HETEŠA J., LOSOS B. (1962): Uhynutí ryb vlivem rozkladu vodního květu. Čs. Rybářství.
- [10] HETEŠA J., LOSOS B. (1971): Hydrobiological studies on the Lednické rybníky ponds. Přír. práce ústavů Čs. Akad. věd v Brně, V, Nova series 10.
- [11] HETEŠA J., SUKOP I., FARAH V. (1994): Lednické rybníky po třiceti pěti letech. Závěrečná zpráva výzkumného úkolu, MENDELU Brno, Ústav rybářství a hydrobiologie, pracoviště Lednice.
- [12] HURT R. (1960): Dějiny rybníkářství na Moravě a ve Slezsku. 1–2 díl. Ostrava, Díl 1. 274 s. Díl 2.
- [13] JIROVEC O. (1936): Chemismus vod rybníků lednických. Věst. Král. Čes. Spol. Nauk, tř. II.
- [14] KOPÁČEK J., PROCHÁZKOVÁ L., HEJZLAR J., BLAŽKA P. (1997): Trends and Seasonal Patterns of Bulk Deposition of Nutrients in the Czech Republic. — Atmospheric Environment.
- [15] KOPP R., SKÁCELOVÁ O., HETEŠA J., MARVAN P., BEŠTA T., ZAPOMĚLOVÁ E., STRAKOVÁ L., BOHUNICKÁ M. (2012): Hundred years of the phycological research in lednice ponds - the impact of the environmental conditions on the development of cyanobacteria and algae. 1. vyd. Brno: Moravian Museum.
- [16] KRÁSA J. ET AL. (2013): Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy. Praha: ČVUT v Praze, Fakulta stavební.
- [17] ROTHSCHHEIN J., ZELINKA M., HELAN J. (1983): Kolobeh fosforu a ryby vo vodárenských nádržiach. Vodní hospodářství.
- [18] ROY K., VRBA J., KAUSHIK J. S., MRAZ J. (2019): Feed-based common carp farming and eutrophication: is there a reason for concern? Reviews in Aquaculture.
- [19] SAJFRT V., PROKEŠOVÁ H. (2019): Rybník Nesyt – horké dvouhorko 2018/2019. Příroda, Sborník Regionálního muzea v Mikulově.
- [20] SCHILLER K. (1924): O všeobecném stavu rybníků v kraji Valčicko-Lednickém a o jejich obhospodařování. Československý rybář, IV, (XXIII), Vodňany, VII.
- [21] ŠIMÁNEK J. (2015): Bilance fosforu v polo-intenzivním odchovu kapra. Bakalářská práce FROV JU České Budějovice.
- [22] VÁCLAVÍK B. (1924): Rybníky Valčické se stanoviska geologického s nástinem historickým. Československý rybář, IV, (XXIII), Vodňany, VII.

IN SITU CHEMICKÁ OXIDACE V NESATUROVANÉ ZÓNĚ POD BUDOVOU LABORATOŘE

Robin Kyclt, Simona Vosáhlová, Vít Matějů, Sandra Myškovská
ABITEC, s.r.o., Radiová 1285/7, 102 31 Praha 10

Úvod

Při skladování chlorovaných rozpouštědel v podzemním prostoru docházelo v průběhu mnoha let k jejich únikům do podloží v blízkosti budovy laboratoře. Vlivem advekce a difuze se znečištění rozšířilo horizontálně i pod budovu laboratoře. Průzkumnými pracemi bylo nejvyšší znečištění detekováno v okolí podzemního skladu a pod sousedící budovou laboratoře. Nejvíce znečištěná byla nesaturovaná zóna v hloubce 3 až 5 metrů pod úrovní terénu. Mělká zvodeň nízké mocnosti (cca 1,0 m) byla v hloubce přibližně 6,0 až 7,0 m pod úrovní terénu (strop). Znečištění tvořily zejména 1,1,1-trichlorethan, trichlorethylen (TCE) a xylen. Riziko spojené s kontaminací bylo vyhodnoceno jako významné pro podzemní vodu, zejména však pro ochranu zdraví pracovníků laboratoře. Nejvyšší koncentrace dosahoval trichlorethylen, který byl stanoven jako prioritní kontaminant. Výběru sanační metody nesaturované zóny předcházelo provedení laboratorních zkoušek. Uvažována byla *in situ* chemická oxidace spojená s biologickým dočištěním. Nakonec se hlavní *in situ* sanační technologií stala pouze chemická oxidace, a to zejména pro nízké mikrobiální osídlení zemin nesaturované zóny a nízkou mikrobiální aktivitu autochtonní bakteriální populace. Po odtěžení zdroje kontaminace (malé podzemní úložiště chlorovaných rozpouštědel) byly zahájeny vrtné práce a instalace infiltračních vrtů. Kvůli charakteru horninového prostředí (jemnozrnná hornina, silt přecházející v hlubších vrstvách do jílu) bylo třeba vytvořit hustší síť vrtů tvořenou vertikálními vrty a doplněnou šikmými vrty pro dosažení oblasti pod budovou laboratoře. Složení směsi oxidačních činidel (hlavním byl peroxidisíran sodný, aktivovaný modifikovaným katalyzátorem a peroxidem vodíku) bylo navrženo s využitím výsledků laboratorních zkoušek s reálnými vzorky zemin. Infiltrace oxidačních činidel do nesaturované zóny probíhala instalovanými šikmými a vertikálními vrty. Celkem byla provedena 4 kola *in situ* chemické oxidace. Ke snížení koncentrace chlorovaných uhlovodíků v podzemní vodě došlo hned po prvním kole. K dosažení snížení cíle sanace (koncentrace TCE < 1,5 mg.kg_{suš.}⁻¹) v nesaturované zóně, tj. 4 až 5 m pod terénem, bylo potřeba provedení dalších tří kol chemické oxidace a dílčích modifikací směsi oxidačních činidel, včetně způsobu jejich infiltrace.

Stručný popis lokality a geologických podmínek

Lokalita se nacházela v jižní části Švédska v Jönköpingu. Pod navážkami smíšenými s hlinitopísčitou zeminou (do cca 0,7 m pod povrchem) tvořily horninové prostředí glaciáluviální sedimenty, tvořené jemnozrnnou spraší (cca 0,7 až 5,0 m) přecházející v hlubších vrstvách do jílu (cca 5,0 až 6,0 m pod úrovní terénu). Nejvyšší zatížení chlorovanými uhlovodíky bylo detekováno v hloubce 3 až 5 m pod terénem. Vrstva od 6,0 do 7,5 m byla charakterizována jako hlinitopísčitá moréna. V hloubce 8 až 10 m pod terénem byly zastíženy propustnější horniny s vrstvami hrubších frakcí písku, s jílovitými a štěrkovými vložkami. TCE byl v nejvyšších koncentracích (koncentrace nejvýše cca 6 mg.kg_{suš.}⁻¹) detekován v hloubkách 4,0 až 5,0 m pod terénem, pod budovou laboratoře byly koncentrace TCE do cca 3,0 mg.kg_{suš.}⁻¹), v hlubších vrstvách byl stanoven v mnohem nižších koncentracích. Znečištění vznikalo při nešetřném skladování chlorovaných rozpouštědel (zejména trichloethylenu, dichlormethanu), které byly využívány laboratoří pro extrakci pojiva ze vzorků živičných povrchů silnic.

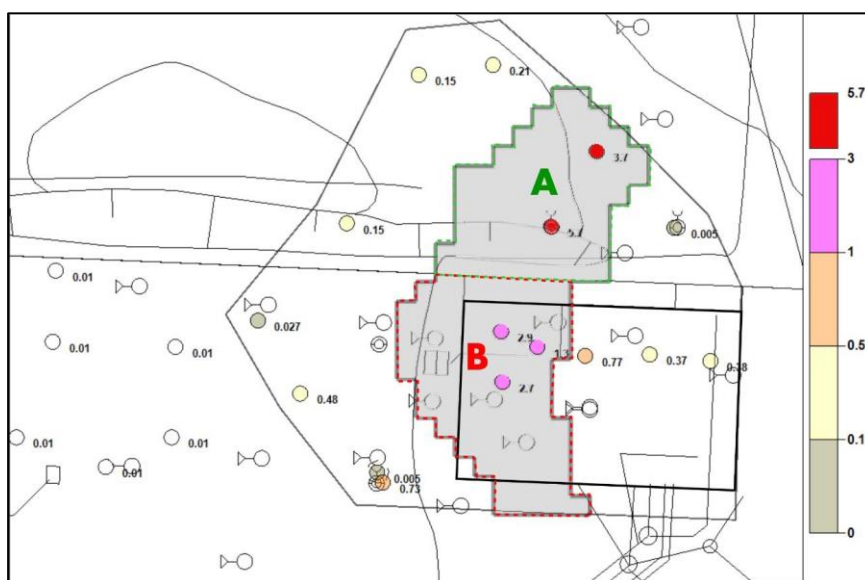
V podzemní vodě byly přítomny relativně nízké koncentrace kontaminantů, kdy k jejich šíření docházelo pravděpodobně v důsledku infiltrace dešťové vody. Hladina podzemní vody se podle odhadů nacházela 6,0 až 7,0 m pod úrovní terénu.

Koncentrace TCE v úrovni 3 mg.kg_{suš.}⁻¹ byla dle místních hodnot indikátorů znečištění vyhodnocena jako potenciální riziko pro podzemní vodu a současně potencionálně riziková pro zdraví uživatelů budovy laboratoře. Doporučeno bylo provést nápravná opatření vedoucí zejména ke snížení celkové

koncentrace TCE v zemině v nesaturované zóně a optimálně dosáhnout snížení koncentrací TCE nižší než $1,5 \text{ mg.kg}_{\text{suš.}}^{-1}$.



Obr. 1: Pohled na budovu laboratoře s podložím kontaminovaným TCE



Obr. 2: Koncentrace TCE v zemině ($\text{mg.kg}_{\text{suš.}}^{-1}$). Šedě vyznačené oblasti vyznačují území ovlivněné kontaminací TCE, plocha B byla určena k remediaci [1]

Celková plocha oblasti určené k remediaci byla přibližně 150 m^2 , cílovou zónou byla pak nesaturovaná zóna v hloubce od 3,0 do 5,0 m pod terénem.

Při koncentraci TCE v zemině řádově v miligramech na kilogram sušiny může vypadat provedení remediace *in situ* jako snadný úkol. Opak je pravdou. V takto nízkých koncentracích, v nesaturované zóně, v jemnozrnných horninách, heterogenním prostředí, z části pod budovou, je dosažení snížení takto nízké koncentrace o dalších alespoň 50 % na hranici možností dostupných remedičních technologií (dostupných i finančně).

Návrh sanační technologie s využitím výsledků laboratorních zkoušek

Po seznámení se s historií lokality a údaji o provedených průzkumných pracích bylo navrženo několik konceptuálních možností řešení s tím, že jako nejvhodnější byla vybrána nakonec varianta odtěžení venkovního betonového podzemního úložiště chlorovaných rozpouštědel, které bylo zdrojem znečištění, následované dočištěním podzemí v jeho okolí a pod budovou laboratoře chemickou oxidací metodou *in situ*.

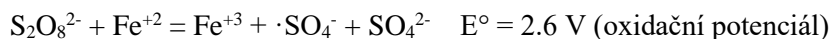
Relativně nízké koncentrace TCE v zeminách nesaturované zóny nebyly vhodné k využití termických, či jiných fyzikálně chemických způsobů remediacce. Nabízelo se využití biologické technologie, nebo kombinace chemické oxidace následované biologickým dočištěním. Výsledky laboratorních zkoušek se vzorky horniny odebranými z cílové oblasti ukázaly velmi nízké mikrobiální osídlení (celkový počet aerobních heterotrofních bakterií byl řádově od 10^2 do 10^3 KTJ.g_{suš.}⁻¹), anaerobní bakterie nebyly buď v odebraných vzorcích detekovány, nebo nepřesahovaly řádově 10^3 KTJ.g_{suš.}⁻¹. Dalo se očekávat, že chemická oxidace přispěje k dalšímu snížení mikrobiálního osídlení a tak by následné biologické dočištění probíhalo i s podporou velmi pomalu, pokud vůbec. Navíc výsledky stanovení chlorovaných uhlovodíků v podzemní vodě napovídaly, že přirozená biologická transformace chlorovaných ethylenů v podzemní vodě prakticky neprobíhá (nepřítomnost transformačních produktů jako jsou zejména cis-1,2 TCE a vinylchlorid).

Cílovým kontaminantem byl trichlorethylen. Po uvážení charakteru nesaturované zóny a požadavků objednatele byl jako hlavní oxidační činidlo pro chemickou oxidaci *in situ* navržen peroxodisíran sodný (Na₂S₂O₈). Rozpustnost Na₂S₂O₈ ve vodě je vysoká (73 g/100 g H₂O při teplotě 25 °C). Hustota vodného roztoku o koncentraci 20 g.l⁻¹ (1.0104 g.ml⁻¹) při teplotě 25 °C je vyšší než vody [2]. Dá se proto uvažovat, že rozdíl v hustotě vody a vodného roztoku persulfátu o vyšších koncentracích přispívá k jeho distribuci v horninovém prostředí. Hlavní předností peroxodisíranu sodného, jako oxidačního činidla pro dané podmínky v této lokalitě, byla především jeho vyšší stabilita ve smyslu pomaleji probíhajících reakcí oproti například peroxidu vodíku nebo ozónu [3] a také jeho nižší přirozená spotřeba (NOD-natural oxidant demand). Persulfátový aniont (S₂O₈²⁻) se v zeminách prakticky nesorbují. Těmito vlastnostmi byl peroxodisíran sodný výhodným chemickým oxidačním činidlem pro dané podmínky této lokality. Díky pozvolnějšímu průběhu chemické oxidace přetrvává v prostředí delší dobu a dá se infiltrací distribuovat v prostředí s nižší propustností dále od zasakovaných objektů. Transport je dále v jemnozrnné hornině s nižší propustností podporován difuzí při infiltraci koncentrovanějších vodných roztoků (koncentrace nad cca 2,0 % hm.).

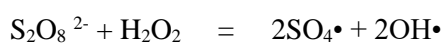
Při obvyklých teplotách zvodně (10–15 °C) je persulfátový aniont (S₂O₈²⁻) silným oxidačním činidlem se dvěma volnými elektrony. Jeho redukci vzniká síranový aniont [4]:



Samotný persulfátový aniont (S₂O₈²⁻) je silným oxidačním činidlem pro chemickou degradaci řady kontaminantů v životním prostředí. Přesto při obvyklých teplotách podzemní vody je účinnost chemické oxidace TCE persulfátovým aniontem nízká [4]. Proto se pro oxidaci TCE nepoužívá persulfát samostatně, ale reakcí s vhodným katalyzátorem dává v prostředí vzniknout síranovým radikálům v prostředí ($\cdot\text{SO}_4^-$), které jsou mnohem silnějším oxidantem. Vznik volných síranových radikálů z persulfátu je katalyzován různými způsoby, například zvýšením teploty prostředí (obvykle 35 až 40 °C), železnatými ionty (Fe(II)), UV světlem, zvýšením pH prostředí použitím silných zásad, nebo také aktivací peroxidem vodíku (H₂O₂). Vedle použití železnatých iontů Fe (II) existují i obdobné aktivátory zahrnující ionty Cu, Ag, Mn, Cer a Co [5]. Oxidační potenciál síranového radikálu $\cdot\text{SO}_4^-$ (2.6 V) je mnohem vyšší než samotného persíranového aniontu S₂O₈²⁻ (2.1 V) a umožňuje tak chemickou oxidaci širšího spektra kontaminantů vyšší rychlostí:

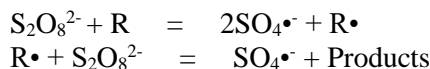


Reakcí peroxidu vodíku s peroxodisíranem sodným vznikají sulfátové a hydroxylové radikály. Aktivaci persulfátu peroxidem vodíku lze vyjádřit následující stechiometrickou reakcí:

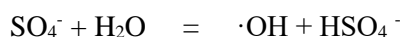


Využití peroxidu vodíku (H₂O₂) pro aktivaci persulfátu je dobře dokumentováno [6,7].

Sulfátový radikál ($\text{SO}_4^{\bullet-}$) je silný oxidant pro mnoho obvyklých kontaminantů podzemní vody. Sám je pak prekurzorem pro vznik dalších forem volných radikálů, které někdy samy bývají prekurzory vzniku síranových radikálů [8]:



Vznik síranových radikálů v prostředí ($\cdot\text{SO}_4^-$) může iniciovat vznik hydroxylových radikálů ($\cdot\text{OH}$) a následných řetězových reakcí, kdy může docházet k transformaci organických sloučenin [3]:



Hydroxylový radikál je nespecifický oxidant reagující s většinou organických kontaminantů a relativně snadno reaguje i s chlorovanými uhlovodíky, jako je TCE, PCE, nebo PCB. Síranový radikál je stejně jako hydroxylový radikál silným oxidantem ($E^0 = 2,6 \text{ V}$), který rozkládá organické kontaminanty třemi mechanismy: 1) abstrakcí vodíku, 2) adičními a substitučními reakcemi s alkeny a aromatickými sloučeninami a 3) přenosem elektronů [8].

Když sulfátový volný radikál slouží jako oxidant, přijímá jeden elektron, což vede ke vzniku sulfátových aniontů:



Hlavním produktem redukce persíranu jsou síranové anionty (SO_4^{2-}), které jsou relativně neškodné. Problémem může být snížení pH podzemní vody v důsledku tvorby iontů SO_4^{2-} . Na druhou stranu pufrovací kapacita horniny může pokles pH podstatně snížit.

Laboratorní zkoušky pro stanovení složení a spotřeby oxidačních činidel

Určitou nevýhodou technologie *in situ* chemické oxidace je to, že chemické oxidační reakce probíhají v horninovém prostředí nespecificky. Oxidační činidla reagují nejen s cílovým kontaminantem, ale i s dalšími přítomnými organickými i anorganickými složkami prostředí. Pro výpočet potřebného množství oxidačních činidel nelze proto vycházet jen ze stechiometrie reakcí, ale vždy je třeba spotřebu počítat se zahrnutím tzv. přirozené spotřeby oxidačních činidel (NOD - natural oxidant demand), dané chemismem daného prostředí a představující balastní spotřebu. Ta bývá obvykle mnohem vyšší, než je vlastní spotřeba oxidačních činidel na cílové polutanty. Vždy je proto doporučováno pro výpočet spotřeby oxidačních činidel vycházet z výsledků laboratorních zkoušek doplněných následně pilotními zkouškami v reálném prostředí v lokalitě.

Pro laboratorní zkoušky ke stanovení složení a potřebného množství oxidačních činidel jsme z lokality získaly 4 vzorky zeminy odebrané z prostoru s nejvyšší mírou znečištění TCE, tedy z prostoru pod budovou laboratoře z hloubky od cca 4,0 až 6 m pod terénem. K získání vzorků bylo třeba zhotovit šikmé vrty mobilní vrtnou soupravou na pásech. Vzorkovací technologií byly získány vzorky vrtného jádra, ze kterého byly odebrány i vzorky pro laboratorní zkoušky chemické oxidace.

Se vzorky byly v laboratoři testovány tři možná složení oxidačních činidel. Nejprve byly stanoveny hodnoty balastní spotřeby oxidačních činidel, a to pro základní 3 varianty složení oxidačních činidel, a to s každým vzorkem (celkem tedy 12 variant v paralelním uspořádání). S využitím těchto výsledků byly dále testovány 4 různé varianty složení oxidačních činidel. Dodané vzorky obsahovaly velmi nízké koncentrace cílového kontaminantu TCE (koncentrace řádově jen v miligramech na kilogram sušiny). Účinnost chemické oxidace byla proto zkoušena i ve vzorcích reálné zeminy uměle znečištěné TCE na počáteční koncentraci $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}_{\text{suš.}}^{-1}$. Současně byly do testování zařazeny i slepé zkušební vzorky, se kterými byly v laboratoři prováděny všechny manipulace stejně jako se vzorky zkoušenými na účinnost chemické oxidace, aby bylo možné do hodnocení zahrnout i vliv úbytku TCE samovolným těkáním.

Na základě výsledků zkoušek byla jako nejvhodnější pro lokalitu vybrána směs oxidačních činidel, kdy hlavním oxidantem byl peroxodisíran sodný ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$), katalyzovaný železnatými ionty (Fe^{2+}) ve formě modifikovaného katalyzátoru a současně peroxidem vodíku (H_2O_2). Vzájemné poměry byly voleny specificky s ohledem na stanovené balastní spotřeby tak, aby současné použití peroxidu vodíku se železnatými ionty bylo ve spojení s peroxodisíranem sodným co nejúčinnější.



Obr. 3: Provádění šikmého vrtu pod budovu laboratoře

Výsledné složení směsi oxidačních činidel, vyhodnocené jako nejvhodnější pro zahájení *in situ* chemické oxidace, bylo: 1 mol $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$: 0,5 mol Fe_{2+} : 1,3 mol H_2O_2 . Zdrojem železnatých iontů byl síran železnatý heptahydrát ve formě modifikovaného katalyzátoru. Součástí katalyzátoru byla i kyselina citronová, jejíž množství vycházelo na počátku z výsledků laboratorních zkoušek a našich zkušeností. V průběhu chemické oxidace bylo třeba její dávkované množství ještě upravit na základě výsledků monitoringu v lokalitě.

Provedení ISCO v lokalitě a dosažené výsledky

Provedení chemické oxidace metodou *in situ* v lokalitě předcházela stopovací zkouška a jedno pilotní kolo infiltrace oxidačních činidel. Účelem stopovací zkoušky bylo zejména ověřit funkčnost navrženého systému vertikálních a šikmých vrtů pro infiltraci oxidačních činidel. Pilotní zkouška chemické oxidace byla pak provedena jen v části lokality a jejím účelem bylo jednak vyzkoušet funkčnost navrženého systému infiltrace, ověřit navržené koncentrace a množství roztoků oxidačních činidel v reálných podmínkách a také se ujistit, že i při prudší reakci oxidačních činidel nedojde k nekontrolovanému nárůstu tlaku v infiltrovaných objektech. Chemická oxidace probíhala pod budovou laboratoře, která byla po celou dobu využívána a nebylo přípustné její provoz jakkoliv narušit.



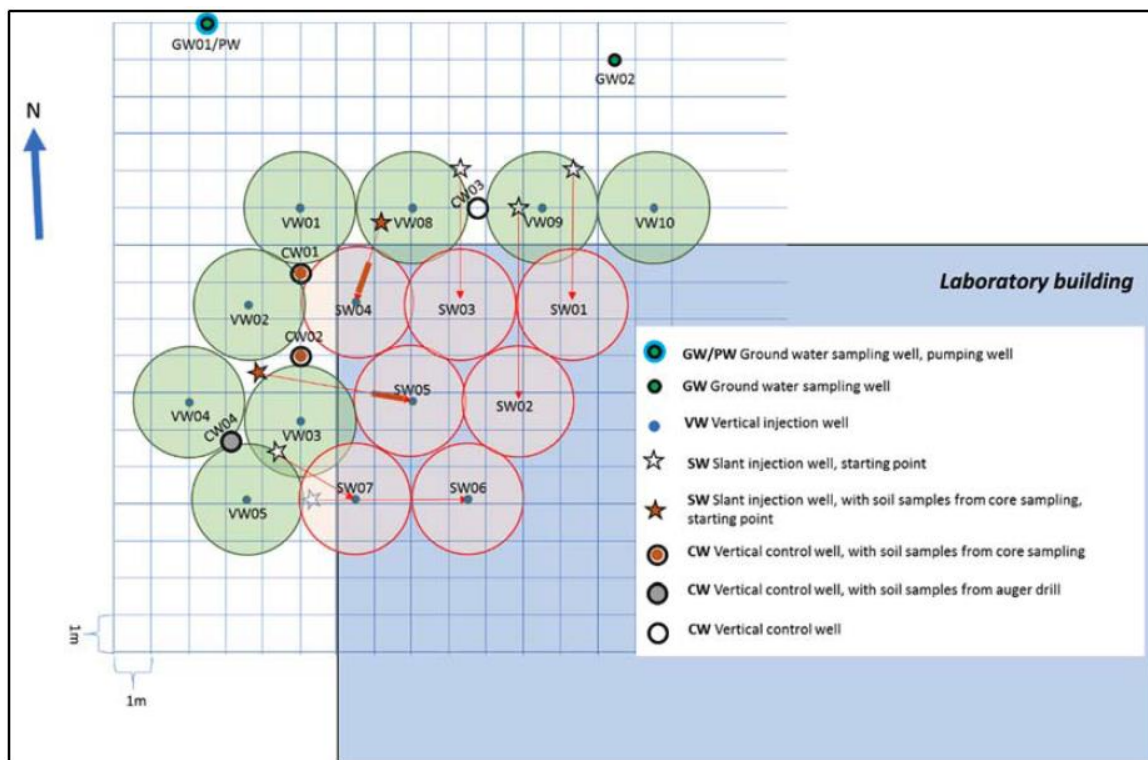
Obr. 4: Stopovací zkouška



Obr. 5: Pilotní zkouška

Nesaturovaná zóna byla v lokalitě tvořena jemnozrnnou horninou (silt), přecházející v hlubších vrstvách v jílu. Proto bylo třeba v lokalitě vytvořit dostatečně hustou síť infiltračních objektů, aby se oxidační činidla podařilo infiltrovat a distribuovat pokud možno do celého objemu cílové oblasti s kontaminací TCE. I přes velmi malou rozlohu byly v lokalitě navíc zaznamenány dílčí heterogenity, kdy se propustnost nesaturované zóny v jednotlivých částech výrazně lišila. Před instalací všech objektů pro infiltraci chemických oxidačních činidel byla v lokalitě provedena stopovací zkouška ve vybrané části lokality. Jako stopovací látka byl použit roztok fluoresceinu sodného. Aplikaci stopovače předcházela infiltrace vody do již zhotovených zasakovacích vrtů, aby póry jinak nesaturované zóny byly zaplněny vodou. Detekce fluoresceinu byla prováděna vizuálně ve viditelném světle nebo v UV (pozorovatelný od koncentrace 10^{-5} g.l⁻¹).

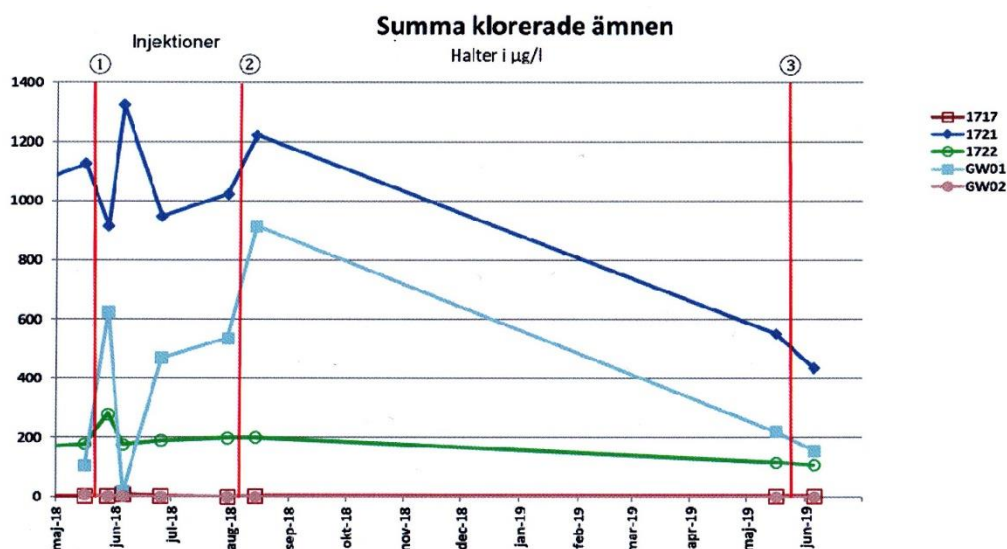
Stopovací zkouškou bylo prokázáno, že zatímco mezi některými instalovanými objekty dochází k relativně snadné komunikaci (fluorescein byl detekován v sousedním vrtu již po několika hodinách), mezi jinými je komunikace velmi ztížená (zabarvení vody v těchto objektech nenastalo). Síť vrtů k infiltraci byla proto ještě doplněna o další objekty. Vzdálenost mezi sousedními vrty pro infiltraci nebyla větší než cca 5,0 m. Vzájemně byly pak kombinovány šikmé a vertikální vrty tak, aby byla oxidační činidla zapravována i pod budovu laboratoře. Schematický obrázek sítě vrtů pro infiltraci oxidačních činidel je na následujícím obr. 6.



Obr. 6: Schéma umístění infiltračních vertikálních a šikmých vrtů a pozorovacích vrtů

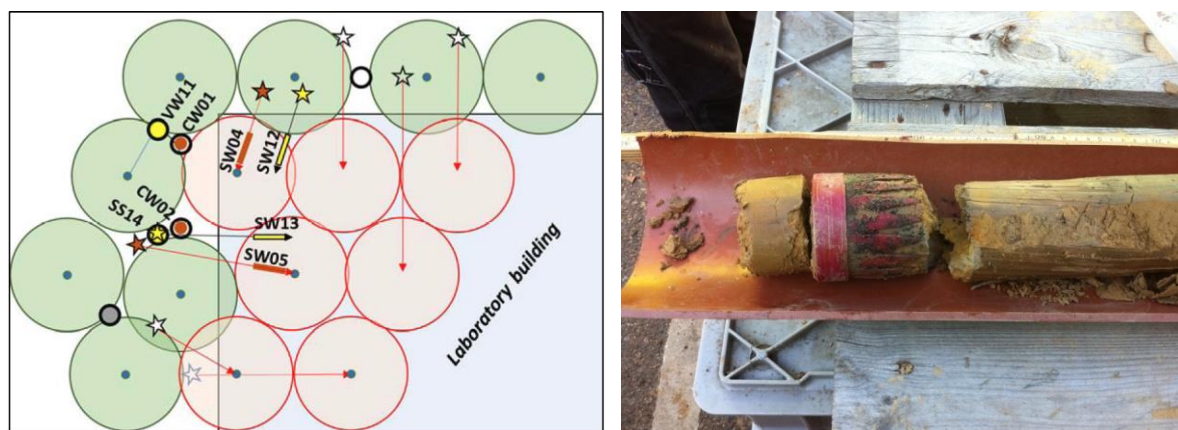
Celkem byla v lokalitě provedena 4 kola chemické oxidace. Množství infiltrovaných oxidačních činidel a jejich vzájemný poměr byl pak ještě v průběhu prací modifikován. V každém kole chemické oxidace bylo do nezvodnělého prostředí zapraveno celkem od 20 do 24 m³ oxidačních činidel. Hned po druhém kole chemické oxidace byl v podzemní vodě v lokalitě zaznamenán příznivý úbytek chlorovaných uhlovodíků (viz obr. 7).

Obtížnější bylo dosažení snížení koncentrace TCE v zemině. Koncentrace TCE v zemině byla před zahájením *in situ* chemické oxidace nejvýše 3 mg.kg_{suš.}⁻¹. Cílem bylo dosáhnout koncentrace 1,5 mg.kg_{suš.}⁻¹. Po dvou kolech chemické oxidace bylo provedeno první kolo vzorkování zeminy. Celkem byly hodnoceny koncentrace TCE ve 24 odebraných vzorcích zeminy z hloubkového profilu od 4,0 do 5,0 m pod terénem (koncentrace TCE v hloubce od 3 do 4 m byly velmi nízké a dosahovaly pouze setin miligramů na kilogram sušiny). Ve 13 z odebraných vzorků došlo ke snížení koncentrace TCE, v 9 vzorcích byla naopak stanovena koncentrace TCE vyšší než před chemickou oxidací, ve zbylých 2 se koncentrace TCE prakticky nezměnily. Statisticky nebyl rozdíl v koncentracích před a po dvou kolech chemické oxidace významný. V 5 z celkem 24 odebraných vzorcích překračovala koncentrace TCE cílenou limitní hodnotu 1,5 mg.kg_{suš.}⁻¹.



Obr. 7: Snížení celkové koncentrace chlorovaných uhlovodíků v podzemní vodě

Vzorkování prováděla nezávislá organizace. Vzorky byly odebírány za využití technologie rotačního sonického vrtání na jádro. Získané jádro bylo po vyjmutí z vrtu v PVC chrániče. Z té bylo vyjmuto a po sejmutí povrchové vrstvy byl ihned odebrán vzorek zeminy na stanovení koncentrace chlorovaných ethylenů pomocí jednorázových odběrových stříkaček, kterými se z jádra vyjme 5–15 g vzorku a ihned přenesse pomocí pístu do headspace vialky s methanolem. Z každého vrtu (celkem bylo zhotoveno 6 vrtů) bylo odebráno 6 vzorků na stanovení koncentrací chlorovaných ethylenů v pevně určených intervalech dle hloubky pod terénem (4, 4.2, 4.4., 4.6., 4.8 a 5.0 m). Vzorky zemin nebyly nikdy odebírány v bezprostřední blízkosti infiltračních objektů, ale vždy na okraji uvažovaného rádiusu vlivu (viz obr. 8). Mělo se za to, že pokud by se vzorkovalo v blízkosti zasakovacího vrtu, byly by výsledky účinnosti chemické oxidace nadhodnocené.



Obr. 8: Vzorkování na okraji uvažovaného rádiusu vlivu, vpravo ukázka vrtného jádra

Po vzorkování zeminy a vyhodnocení výsledků bylo rozhodnuto o pokračování chemické oxidace. Další dvě kola chemické oxidace proběhla ale po úpravě množství a zejména vzájemných poměrů oxidačních činidel. Oproti poměrům stanoveným při laboratorních zkouškách (viz odstavec Laboratorní zkoušky pro stanovení složení a spotřeby oxidačních činidel) bylo ve směsi oxidačních činidel zvýšeno množství dvojmocného železa a k tomu se zvýšilo i množství přidávané kyseliny citronové. Současně bylo zvýšeno i množství aplikovaného peroxidu vodíku. Byl pozměněn i způsob infiltrace oxidačních činidel. V prvních dvou kolech chemické oxidace byl způsob infiltrace proveden v několika na sebe navazujících krocích, kdy nejprve byl do nenasycené zóny infiltrován modifikovaný katalyzátor a současně byla tato cílová oblast zavodněna. Následně byl do prostředí infiltrován peroxidisíran sodný a peroxid vodíku. Třetí a čtvrté kolo infiltrace oxidačních činidel probíhalo odlišně. Na úvod byla

prováděna infiltrace roztoku modifikovaného katalyzátoru a peroxidu vodíku. S krátkým časovým odstupem pokračovala pak infiltrace modifikovaného katalyzátoru a peroxodisíranu sodného. Zvýšilo se i množství zapravovaných roztoků oxidačních činidel na celkem až 35 m³ v každém kole. Časový odstup mezi jednotlivými koly chemické oxidace byl vždy několik měsíců. Zapouštění roztoků oxidačních činidel bylo prováděno jak gravitačně, tak i tlakově. Přetlak byl manuálně regulován tak, aby se nepřekročovala hodnota 20 kPa.



Obr. 9: Příprava a infiltrace chemických oxidačních činidel v lokalitě

S odstupem několika měsíců od čtvrtého kola chemické oxidace byl v lokalitě proveden odběr vzorků zemin pro stanovení zbytkové koncentrace TCE. Vrtly byly provedeny již jen v místech, kde byla v minulosti překročena koncentrace TCE 1,5 mg.kg_{suš.}⁻¹. Zbytkové koncentrace TCE v zemině byly již nízké a nedosahovaly 1,0 mg.kg_{suš.}⁻¹.

Průběžně byly sledovány i koncentrace chlorovaných uhlovodíků v podzemní vodě zvodně pod úrovní nenasurované zóny. Výsledky monitoringu byly velmi příznivé, kdy se koncentrace chlorovaných uhlovodíků v podzemní vodě snížily již po prvním kole chemické oxidace, dále se však již nezvyšovaly.

Závěr

Cílem chemické oxidace *in situ* bylo snížení velmi nízkých koncentrací TCE v horninovém prostředí na ještě nižší stanovené limitní koncentrace. Reálné možnosti využitelných remediačních technologií byly v tomto případě na svých limitech. Situaci neulehčovala omezená propustnost nenasurované zóny a také skutečnost, že polovina cílové oblasti byla pod využívanou budovou laboratoře. I přes ne zcela příznivé podmínky v lokalitě bylo dosaženo zákazníkem požadované snížení koncentrací TCE v zemině. Dle místních kritérií se tak omezila rizika dalšího šíření podzemní vodou a míra rizika pro ohrožení zdraví uživatelů budovy laboratoře se znečištěným podložím. Ke snížení koncentrace chlorovaných uhlovodíků v podzemní vodě došlo hned po prvním kole chemické oxidace. Snížení koncentrace TCE pod 1,5 mg.kg_{suš.}⁻¹ v nenasurované zóně bylo dosaženo až po provedení dalších tří kol chemické oxidace a modifikaci jak složení směsi oxidačních činidel, tak i způsobu jejich infiltrace.

Literatura

- [1] HALLGREN P., THURESON C. (2017): Uppdaterad bedömning av åtgärdsbehov avseende klorerade lösningsmedel på fastigheten Ättehögen 4, SWECO Environment AB, Malmö.
- [2] FMC (2006): Persulfates Technical Information, dostupný z: http://www.fmcchemicals.com/Content/CPG/Images/AOD_Brochure_Persulfate.pdf.
- [3] HUANG K.C., COUTTENYEB R.A., HOAG G.E. (2002): Kinetics of heat-assisted persulfate oxidation of methyl tert-butyl ether (MTBE). *Chemosphere*: 49(4):413–420.
- [4] LIANG C., BRUELL C. J., MARLEY M. C., SPERRY K. L. (2001): Kinetics of Thermally Activated Persulfate Oxidation of Trichloroethylene (TCE) and 1,1,1-Trichloroethane (TCA), The First International

- Conference on Oxidation and Reduction Technologies for In-Situ Treatment of Soil and Groundwater, Niagara Falls, Ontario, Canada, June 25-29, 2001.
- [5] LIANG C., BRUELL C. J., MARLEY M. C., SPERRY K. L. (2004): Persulfate oxidation for in situ remediation of TCE. I. Activated by ferrous ion with and without a persulfate-thiosulfate redox couple, *Chemosphere*, 55(9): 1213–1223.
- [6] BLOCK P. A., BROWN R. A., ROBINSON D. (2004): Novel Activation Technologies for Sodium Persulfate In Situ Chemical Oxidation. Proceedings, Fourth International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, CA, USA. May 24–27.
- [7] CRIMI M. L., TAYLOR J. (2007): Experimental evaluation of catalyzed hydrogen peroxide and sodium persulfate for destruction of BTEX contaminants. *Soil Sediment Contam.* 16: 29–45.
- [8] (SERDP)/Environmental Security Technology Certification Program (ESTCP). In Situ Chemical Oxidation for Groundwater Remediation (2011): R. L. Siegrist, M. Crimi, T. J. Simpkin (eds.). Springer, New York. SERDP ESTCP Environmental Remediation Technology, Vol. 3, ISBN 978-1-4419-7825-7, 678 pp, 2011 Provides principals and best practice for design, application, and monitoring of in situ chemical oxidation remedies.

PROJEKT „ZABEZPEČENIE MONITOROVANIA ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ SLOVENSKA - 2. ČASŤ“ – PREDBEŽNÉ VÝSLEDKY Z VYBRANÝCH LOKALÍT

Peter Šottník^{1,3)}, Bronislava Voleková²⁾, Tomáš Faragó³⁾, Dušan Kúšik¹⁾, Ľubomír Stašík¹⁾, Slavomír Mikita⁴⁾, Jana Mikušová¹⁾

¹⁾ Štátny geologický ústav Dionýza Štúra v Bratislave, Mlynská dolina 1, 817 04 Bratislava, e-mail: peter.sottnik@geology.sk, dusan.kusik@geology.sk, lubomir.stasik@geology.sk, jana.mikušova@geology.sk

²⁾ Slovenské národné múzeum, Prírodovedné múzeum, Vajanského nábrežie 2, P. O. Box 13, 810 06 Bratislava, e-mail: bronislava.volekova@snm.sk

³⁾ Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Mlynská dolina, Ilkovičova 6, 842 15 Bratislava 4, e-mail: peter.sottnik@uniba.sk, tomas.farago@uniba.sk

⁴⁾ GEOTest, a.s. Bratislava - organizačná zložka, Stavbárska 27, 820 08 Bratislava, e-mail: mikita@geotest.sk

Úvod

Hlavným cieľom geologickej úlohy „Zabezpečenie monitorovania environmentálnych záťaží Slovenska – 2. časť“ je zabezpečenie monitorovania vybraných environmentálnych záťaží na Slovensku. Geologická úloha napĺňa programové ciele vlády Slovenskej republiky, ktoré sú definované v dokumente Štátny program sanácie environmentálnych záťaží 2016–2021 a nadväzuje na výsledky úloh MŽP SR, ktoré boli na Slovensku riešené v rokoch 2012–2015 v rámci Operačného programu životné prostredie. Geologické práce sa budú vykonávať na celom území Slovenskej republiky (s výnimkou Trnavského kraja).

Environmentálna záťaž (EZ) je znečistenie územia spôsobené činnosťou človeka, ktoré predstavuje závažné riziko pre ľudské zdravie, alebo horninové prostredie, podzemnú vodu a pôdu. Ide o široké spektrum území kontaminovaných priemyselnou, vojenskou, banskou, dopravnou a poľnohospodárskou činnosťou, ale aj nesprávnym nakladaním s odpadom. Podrobný prieskum EZ rôznej genézy a hodnotenie mobility rizikových kontaminantov v životnom prostredí viazanom na identifikované EZ v kombinácii s detailným poznaním druhovej diverzity v takto antropogénne podmienenom prostredí je kľúčovou databázou údajov pre modelovanie scenárov potenciálnych rizík pre exponované skupiny obyvateľstva. Súčasne sú takéto údaje nevyhnutné pre exaktné návrhy remediačných opatrení zameraných na elimináciu prítomných rizík vyplývajúcich z povahy rizikových kontaminantov daných lokalít. Vážnym problémom pre udržateľnosť kvality životného prostredia sú staré banské diela, ktorých sa na Slovensku eviduje viac ako 17 tisíc a tvoria ich haldy, štôlne, pingové ťahy a odkaliská.

Doba riešenia geologickej úlohy je naplánovaná na 39 mesiacov. Začiatok riešenia geologickej úlohy je predpokladaný v októbri 2020 a ukončenie v decembri 2023. Merateľné ukazovatele, ktoré sú predmetom navrhovanej činnosti, predstavujú: plocha monitorovaných environmentálnych záťaží (402,65 ha), počet monitorovaných environmentálnych záťaží (tabuľka 1, 41 lokalít situovaných skoro vo všetkých krajoch Slovenska, okrem Trnavského) a 140 navrhovaných vrto.

Tab. 1: Minimálne počty monitorovacích miest pre sledovanie vybraných environmentálnych záťaží v jednotlivých krajoch

Kraj	Počet environmentálnych záťaží	Predpokladaný minimálny počet monitorovacích miest
Bratislavský	2	11
Trenčiansky	1	6
Žilinský	3	20
Nitriansky	1	7
Banskobystrický	16	105
Prešovský	1	6
Košický	17	110

Opis študovaných lokalít

Študované lokality Mlynky a Rákoš, ktoré sú zahrnuté v projekte „Zabezpečenie monitorovania environmentálnych záťaží Slovenska - 2.“ (zodpovedný riešiteľ ŠGÚDŠ Bratislava) boli vybrané na základe spolupráce ako modelové lokality pre štúdium environmentálnych a zdravotných rizík ako aj biodiverzity v rámci projektu APVV-21-0212 (zodpovedný riešiteľ: Pri F UK v Bratislave).

Záujmové územie nachádzajúce sa v obci **Mlynky** (okres Spišská Nová Ves) je vymedzené v pruhu širokom cca 1 km severne od rieky Hnilca, na západe je ohraničené údolím Bielych Vôd a na východe po západné svahy Veľkej Knoly. Územie je odvodňované ľavostrannými prítokmi Hnilca, časť územia je odvodňovaná priamo do Hnilca. V študovanej oblasti sa v minulosti realizovala historická ťažba a spracovanie Cu a Fe rúd. V záujmovom území vystupujú dva typy zrudnenia: žilné hydrotermálne a stratiformné hydrotermálne metasomatické. V prevádzke tu bola úpravňa medených rúd s magnetickou separáciou a flotáciou. V rámci plánu likvidácie závodu boli banské diela zabezpečené a významnejšie haldy rekultivované. Rekultivovaná plocha po úpravni a pražiacich peciach je v súčasnosti využívaná pre občiansku zástavbu. Vyrazené banské diela a dobývky v pripovrchovej zóne a v zóne masívu spôsobujú drenáž podzemných vôd, ako aj ich akumuláciu v hlbinných obzoroch. Sústredený výtok banských vôd zo sústavy navzájom prepojených banských diel je z najnižšie položených štôlní vychádzajúcich na povrch. Horšou kvalitou banských vôd sa vyznačujú výtoky zo štôlní Filip, Alexander a Nová Alexander. Najvýznamnejší, čo sa týka prietoku, je výtok z Dolnej štôlnie Filip.

Druhá študovaná lokalita sa nachádza v obci **Rákoš**, ktorá spadá do okresu Revúca a banskobystrického kraja. Záujmové územie je vymedzené severne od vodného toku Východný Turiec a zahŕňa obec Rákoš a jeho miestnu časť Rákošská Baňa. Južnú hranicu predstavuje údolie rieky Východný Turiec. Jedná sa o územie po bývalej intenzívnej banskej činnosti. Odvodňované je viacerými ľavostrannými prítokmi Východného Turca, pričom najvýznamnejší je vodný tok Rákoš pretekajúci zastavaným územím obce. Ortuťové ložisko Rákoš - Hg je najvýznamnejším prejavom ortuťovej mineralizácie v juhozápadnej časti Spišsko-gemerského rudohoria. Ložisko vytvára žilník v tektonickej brekcii, ktorá má mocnosť 20–30 m. Priemerná mocnosť bohatsie zrudnených častí je 1,6 m (0,1 až 2,5 m), priemerná kovnatosť je 0,1 % Hg, pričom úseky s 0,2 % Hg tvoria polovicu zásob. Celková smerná dĺžka ložiska je 1 000 m, overené boli tri zrudnené úseky v celkovej dĺžke 150 m. Ťažba Hg rúd v revíri Rákoš bola ukončená v roku 1967. Likvidácia bane prebiehala v rokoch 1986–1988 a pozostávala okrem iného z vyplnenia výstuže banských diel, likvidácie jamy, technickej a biologickej rekultivácie povrchu so zalesnením. Severnejšie až severozápadne od neho vystupujú paleozoické útvary gemerika s významnými ložiskami Fe rúd (Rákošská Baňa, Železník) a ďalšími menšími žilami (žila Karolína, žilník Peterlín, žila Ľudovít) a ďalšími indíciami Fe-Cu zrudnenia.

Spracovanie rúd v bývalej flotačnej úpravni rúd na lokalite **Špania dolina**: Odkalisko 1 nazývané aj staré odkalisko, bolo založené v nadmorskej výške 595 m n.m. a hrádza dosiahla výšku 646 m n.m. Bolo na ňom deponovaných približne 556 000 t flotačných pieskov a slúžilo do polovice 70-tych rokov. V súčasnosti je čiastočne zarastené porastom a čiastočne zasypané hlušinou z prieskumnej štôlnie Ivan.

Na odkalisku je deponovaný rôznorodý materiál po úprave Cu rúd z lokality Piesky, pravdepodobne aj struskový a troskový materiál z hutníckej výroby z Banskej Štiavnice. Odkalisko je zrekultivované a priesakové vody sú zvedené pod hrádzu odkaliska 2.

Odkalisko 2 nazývané aj nové odkalisko, bolo založené v roku 1977, približne 120 m od úpätia odkaliska 1 po prúde Banského potoka. Hrádza je založená vo výške 542 m n.m. a dosahovala výšku cca 580 m. Základná hrádza je budovaná ako zemná z banskej jaloviny, nadvyšovací hrádze boli budované cyklonovaním z pieskov z úpravne rúd a prítiažené prísypom z banskej jaloviny. Banský potok je zvedený v potrubí pod odkaliskom. Na odkalisku je deponovaný rôznorodý materiál po úprave Cu rúd, odpad po spracovaní Hg-rúd z ložiska Malachov, struskový a troskový materiál z hutníckej výroby v Banskej Štiavnici, ako aj odpad po flotačnej úprave mastenca z ložiska Hnúšťa. Odkalisko je zrekultivované a priesakové vody sú zvedené pod hrádzu odkaliska 2.

Lokalita **Dve vody** predstavovala významné ložisko Sb, Au-rudy. Ťažené bolo prevažne počas druhej svetovej vojny, pričom bola antimónová ruda upravovaná flotáciou a následne odvážaná na spracovanie do Vajskej. Banská činnosť sa na lokalite už nevykonáva, ložisko je opustené. Banské vody ako aj materiál z banských hald predstavujú možný zdroj kontaminácie okolitého prostredia ťažkými kovmi.

Ťažba Sb rúd na lokalite **Lom**: Podobne ako ostatné Sb-ložiská bolo ložisko Lom ťažené predovšetkým počas druhej svetovej vojny, ale menšie prieskumné práce tu prebiehali ešte aj koncom 20. storočia. Ložisko je tvorené paralelnými žilami približne S-J smeru, ktoré sú viazané na výraznú tektonickú zónu v rulách. Dĺžka zrudnenej štruktúry je 600 m a hrúbka 0,2 – 2 m. Zrudnenie je vyvinuté vo forme rudných stĺpov do hĺbky asi 270 m. Výplň žíl pozostávala prevažne z kremeňa a antimónitu. Zlato s vysokou rýdzosťou tvorí do 0,02 mm veľké zrná v kremeň a v spodnej úrovni ložiska sa vyskytuje v pyrite a arzenopyrite. Kvalita rudy počas ťažby dosahovala 3–7 % Sb a 3–5 g/t Au. Ďalej sú zastúpené: tetradrit, sfalerit, chalkopyrit, zinckenit a iné.

Metodika

Hlavným cieľom a súčasne aktivitou geologickej úlohy je zabezpečenie monitorovania vybraných environmentálnych záťaží na území SR. Hlavná aktivita geologickej úlohy je rozdelená na rôzne druhy geologických prác, predovšetkým:

- A. prípravné práce a návrh programu monitorovania,
- B. odbery vzoriek, terénne merania a laboratórne práce,
- C. účelové vybudovanie monitorovacej siete,
- D. vypracovanie situačných modelov jednotlivých lokalít na základe získaných výsledkov,
- E. aktualizácia programov monitorovania a jeho následná realizácia,
- F. priebežné vyhodnocovanie a záverečné vyhodnotenie výsledkov monitorovania.

Cieľ geologickej úlohy bude dosiahnutý realizáciou rôznych druhov geologických prác, väčšinou povrchového neinvazívneho charakteru a obmedzeným množstvom technických prác. V rámci riešenia geologickej úlohy budú realizované terénne merania a odbery vzoriek, predovšetkým podzemných a povrchových vôd ako aj pevných materiálov (zemín/hornín, pôd, riečnych sedimentov) na analytické spracovanie. Geologické práce budú realizované v súlade s ustanoveniami Zákona o geologických prácach, ako aj vyhlášky MŽP SR o geologických prácach.

Prvé odbery vzoriek na študovaných lokalitách boli realizované ŠGUDŠ v roku 2021. Na tieto odbery nadviazali 3 kolá odberov vzoriek v roku 2022, ktoré boli realizované v spoločnej koordinácii ŠGÚDŠ, Pri F UK, SNM a spoločností EL s.r.o., Geotest a.s. – organizačná zložka.

V roku 2022 boli realizované odbery 29 vzoriek povrchových vôd na lokalite Mlynky a 22 odberov povrchových vôd na lokalite Rákoš. Pri všetkých odberoch boli realizované priamo v teréne merania základných F-Ch parametrov - pH, Ec, Eh, t, rozp. O₂. Zároveň boli pri odberoch merané prietoky výtokov zo štôlní a prietoky vodných tokov, z ktorých boli vzorky odoberané. Vzorky vôd boli na stanovenie koncentrácie kovov filtrované na filtri 0,45 mm a stabilizované HNO₃. Vybrané vzorky

boli najprv stabilizované HNO₃ a až potom filtrované za účelom stanovenia obsahu sledovaných prvkov v suspenzii. Vzorky boli následne analyzované metodikou XRF v laboratóriu SNM Bratislava a na verifikáciu výsledkov boli niektoré vzorky posielané do laboratórií ŠGUDŠ v Spišskej Novej Vsi.

Vzorky pevných materiálov – okrové zrazeniny, pôdy a riečne sedimenty boli rovnako analyzované metodikou XRF v laboratóriu SNM Bratislava a v laboratórií ŠGUŠ v Spišskej Novej Vsi. Vzorky haldového materiálu boli analyzované na mikrosonde na ŠGÚDŠ Bratislava.

Výsledky

Merania základných fyzikálno-chemických parametrov priamo na lokalite ako aj v laboratóriu vo vzorkách z lokality **Mlynky** neprekázali výrazne vysoké hodnoty. Hodnoty merania pH sa pohybovali v rozsahu od 6,1 po 8,48. Hodnoty pH sa v tomto rozsahu pohybovali aj pri vzorkách reprezentujúcich výtoky zo štôlni ako aj pri vzorkách odobraných z vodných tokov odvodňujúcich skúmané územie. Celkovo môžeme zhodnotiť, že na študovanej lokalite neboli zaznamenané prejavy acidifikácie spôsobené prítomnosťou kyslých bankských vôd. Táto skutočnosť zodpovedá typu mineralizácie nachádzajúcej sa na lokalite, ktorej významnou zložkou sú karbonáty. Rovnako namerané hodnoty konduktivity odobraných vôd sa pohybovali od 33 do 1 870 mS/cm a neprekračovali teda indikačné kritéria pre tento parameter. Rovnako namerané hodnoty pre obsahy sledovaných potenciálne toxických prvkov (As, Sb, Cu, Pb, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Hg) neprekračovali stanovené limity pre podzemné a povrchové vody, ani v prípade vôd vytekajúcich zo štôlni.

Zvýšené koncentrácie potenciálne toxických prvkov však boli potvrdené v okrových zrazeninách, ktoré boli pozorované iba na jednom mieste, a to v priesakoch štôlne Alexander. Na tomto odberovom mieste dochádza k vyvrážaniu okrových sedimentov podmäčanom priestore pred zavalenou štôlnou. Tieto minerálne fázy vznikajúce prevzdušením presakujúcich bankských vôd pri prestupe z podzemných priestorov na povrch sú pri vyšších vodných stavoch a prietokoch (hlavne na jar) splavované do Havranieho potoka a následne do rieky Hnilec.

Problémom v danej lokalite môže byť aj výtok zo štôlne Filip, ktorý zrejme drénuje veľkú časť podzemných priestorov. Koncentrácie potenciálne toxických prvkov vo vode zo štôlne Filip nie sú vysoké (napr. koncentrácie Sb sa pohybujú od 15–21 mg/l), avšak v kombinácii s relatívne veľkým prietokom (môže dosahovať viac ako 2 l/s) môže táto drenáž predstavovať výrazný zdroj kontaminácie pre rieku Hnilec, do ktorej ústi.

Na druhej študovanej lokalite **Rákoš** sa nachádzajú dva odlišné typy mineralizácii, ktoré tu boli v minulosti ťažené. Mineralogicko–geochemická charakteristika týchto odlišných typov mineralizácie má výrazný vplyv aj na vznik prípadných environmentálnych rizík na lokalite. Na základe realizovaných meraní základných F-Ch parametrov bankských a povrchových vôd a ich následných chemických analýz môžeme konštatovať, že opustené bankské diela po ťažbe Fe a Cu rúd nepredstavujú v súčasnosti výraznejší zdroj znečistenia. Hodnoty pH vo vodách z tohto typu ložísk, ležiacich prevažne v severnej a severozápadnej časti oblasti Rákoš – Rákoš – baňa, sa pohybovali od 6,2 do 7,9, vodivosti od 64 do 1 850 mS/cm. Väčšina bankských diel bola v sledovanom období suchá a koncentrácie potenciálne toxických prvkov v existujúcich výtokoch z bankských diel nepresahovali ID limity pre podzemné vody.

Odlišné charakteristiky vykazovali vzorky vôd viazané na Hg ložisko Rákoš. V záujmovom území sa nachádzajú dve výrazné haldy – jedna priamo pri bývalej ťažobnej šachte a druhá na východ od obce Rákoš, pri štôlni Petrĺina, kam bol haldový materiál vyvážený od Hg šachty.

Prvá halda situovaná priamo v obci má vybudovaný systém drenážnych šácht na západnej strane haldy, ktorý je zvedený do spoločnej drenáže, ktorá ústi priamo do potoka pretekajúceho cez obec Rákoš. Hodnoty pH sa vo vodách v týchto drenážach pohybovali od 1,91 po 2,54 a hodnoty konduktivity sa pohybovali na úrovni 7 000 – 8 500 mS/cm. Rovnaké hodnoty vykazovali aj vody odobrané z občasných mlák nachádzajúcich sa pod druhou haldou pri štôlni Petrĺina. Vody tvoriace výluh z oboch

háld majú výrazne zvýšené obsahy As, Co, Ni, Cu prekračujúce IT kritéria a zvýšené obsahy Cd, Zn a Cr prekračujúce ID kritéria pre podzemné vody. Dôvodom vzniku silne acidifikovaných vôd v telesách oboch háld je prítomnosť pyritovej (ako ja ďalšej sulfidickej) mineralizácie viazanej na horninové prostredie bez prítomnosti karbonátov.

Grecula et al. [1] uvádza, že ložisko tvorí brekciová výplň poruchy (úlomky psamitických bridlíc), impregnované hojným pyritom a samotnou rumelkovou mineralizáciou. Žilné formy reprezentujú žilky alebo šošovky s hrúbkou 1–2 cm zložené z kremeňa, baritu, chalkopyritu, chalkozínu, rumelky a kalcitu, prípadne pyritu a spekularitu. Impregnačný typ zrudnenia sa viaže prevažne na psamitické časti materskej horniny, buď na piesčité a brekciové horniny (hematit, spekularit, pyrit, magnetit, rumelka, siderit, kremeň) alebo na bridličnaté metapsamity (drobné impregnácie rumelky v okolí puklín, často spolu s pyritom). Sekundárnym minerálom je limonit, ojedinele aj rýdza ortuť a hojné sekundárne Cu minerály.

Na lokalite **Dolná Lehota - Dve vody, štôlne a haldy** bolo odobraných 14 vzoriek povrchových vôd, ktoré sme analyzovali vo filtrovanom i nefiltrovanom stave (vzorky DVH1-DVH14; DVHF1-DVHF14). Získané výsledky nepotvrdili znečistenie povrchových vôd potenciálne toxickými prvkami na lokalite Dve vody, koncentrácia potenciálne toxických prvkov bola nízka, väčšinou pod detekčným limitom. Neboli zaznamenané žiadne prejavy acidifikácie. Koncentrácia potenciálne toxických prvkov v odobratých riečnych sedimentoch DVS1 a DVS2 je nízka – nedochádza ku kontaminácii územia.

Na lokalite **Dolná Lehota - Lom, štôlne a haldy** bolo odobraných 6 vzoriek povrchových vôd. Pri odberoch boli zamerané základné F-Ch parametre. Vzorky vôd boli následne analyzované v laboratóriách SNM Bratislava. Získané výsledky nepotvrdili znečistenie povrchových vôd potenciálne toxickými prvkami povrchových vôd na lokalite Lom. Hodnoty pH sa pohybovali v rozsahu od 7,55 po 7,72, vodivosť od 110 do 192 mS/cm. Neboli teda zaznamenané žiadne prejavy acidifikácie alebo zvýšených obsahov potenciálne toxických prvkov. Vzorky vody sme analyzovali vo filtrovanom i nefiltrovanom stave (vzorky LMH1-LMH6; LMHF1-LMHF6). Na lokalite boli odobrané aj 2 pevné vzorky – oxidovaný haldový materiál LMP-1 a riečne sedimenty LMS-2 – LMS3. Taktiež nepotvrdili kontamináciu územia.

Odkaliská na lokalite Špania Dolina ako aj štôlne nachádzajúce sa v ich blízkosti predstavujú trvalý zdroj znečistenia na predmetnej lokalite. V drenážnych vodách vytekajúcich z oboch odkalísk sa odzrkadľuje minerálne zloženie deponovaného materiálu. V drenážnych vodách z Odkaliska 1 môžeme pozorovať zvýšené koncentrácie Sb a Cu, v drenážnych vodách Odkaliska 2 môžeme hovoriť o zvýšených koncentráciách As, Sb a Mo. Tieto relatívne zvýšené koncentrácie je možné následne sledovať aj v povrchových vodách recipientu pod oboma odkaliskami.

Záver

Výsledky získané v rámci úvodných prieskumných prác na študovaných lokalitách môžeme zhrnúť do nasledujúcich záverov:

- Na lokalite Mlynky predstavuje environmentálne riziko hlavne tvorba okrových zrazenín pri štôlni Alexander. Na tomto mieste prichádza k vyzrážaniu oxyhydroxidov Fe, ktoré predstavujú transportné médium pre potenciálne toxické kovy, ktoré sú pri vyšších prietokoch splachované do Havranieho potoka a následne do rieky Hnilec. Následne môže prichádzať k ukladaniu týchto minerálnych fáz v riečnych sedimentoch a remobilizácii potenciálne toxických prvkov vplyvom zmeny F-Ch podmienok (hlavne oxidačno-redukčného potenciálu).
- Ďalším potenciálnym environmentálnym rizikom je kontinuálna dotácia rieky Hnilec bankskými vodami zo štôlne Filip, ktoré je dopĺňané aj komunálnym znečistením vypúšťaným do tej istej drenáže.
- Na lokalite Rákoš predstavuje hlavné environmentálne riziko tvorba kyslých bankských vôd priamo v telese háld po ťažbe Hg rúd spôsobená rozkladom sulfidických minerálov (hlavne

pyritu). Tieto silne kyslé vody zrejme rozkladajú aj okolité horniny nachádzajúce sa na halde, ktoré sú zdrojom ďalších potenciálne toxických prvkov (Co, Ni, Cr).

- Banské vody z haldy pri Hg šachte sú zachytávané drenážnymi šachtami, ale následne sú odvádzané do recipientu pretekajúceho cez obec Rákoš. Pri miešaní týchto kyslých banských vôd s povrchovými vodami dochádza k ich neutralizácii a vyzrážaniu oxyhydroxidov Fe, ktoré sú ďalej transportované vo forme suspenzie.
- Priesaky silne kyslých vôd na druhej halde pri štôlni Petrlína nie sú zachytávané a zrejme dochádza k presakovaniu do podzemných vôd. Túto skutočnosť bude potrebné potvrdiť vrtnými prácami a následným monitoringom podzemných vôd.
- Lokality Dolná Lehota - Dve Vody a Lom boli po základných meraniach, odberoch a analytických prácach vyhodnotené ako nevhodné na ďalšie hodnotenie environmentálnych a zdravotných rizík.
- Odkaliská na lokalite Špania Dolina ako aj štôlne nachádzajúce sa v ich blízkosti predstavujú trvalý zdroj znečistenia na predmetnej lokalite. V drenážnych vodách vytekajúcich z oboch odkalísk sa odzrkadľuje minerálne zloženie deponovaného materiálu.

Pod'akovanie

Práca bola realizovaná z finančných prostriedkov projektov:

Operačný program Kvalita životného prostredia ITMS: 310011AXF2: Zabezpečenie monitorovania environmentálnych záťaží Slovenska – 2.

APVV-21-0212 Vybrané environmentálne záťaže ako stresový faktor ovplyvňujúci biodiverzitu a zdravotné riziká pre exponované skupiny obyvateľstva.

APVV-17-0317 Antimón - kritický prvok a nebezpečný kontaminant ovplyvňujúci biodiverzitu na lokalitách s ťažobnými odpadmi

Literatúra

- [1] GRECULA P. ET AL. (1995): Ložiská nerastných surovín Slovenského rudohoria. Zväzok 1. Geokomplex Bratislava. ISBN 80-967018-2-7.

HYDROGEOPARK - TERÉNNÍ PRACOVNÍŠTĚ PRO VÝZKUM PODZEMNÍ VODY

Jiří Mikeš

TERAMED, s.r.o., Nad Kamínkou 1345, 156 00 Praha - Zbraslav, e-mail: mikes@teramed.cz

Úvod

Každý sanační technolog potvrdí, že práce s podzemní vodou není jednoduchá, vyžaduje velké úsilí i náklady nejenom v případech, kdy se řeší její znečištění, ale i návrh zodpovědného využívání nebo způsobu její ochrany. Na rozdíl od environmentální chemie, mikrobiologie nebo vývoje sanačních technologií se tato problematika prakticky do laboratorního prostředí uzavřít nedá. Má-li být zodpovědně toto téma studováno, být předmětem výzkumu, vývoje nebo zkoušek funkčnosti technických řešení, nezbyvá než akceptovat práci v terénu, která vyžaduje existenci klíčových prvků pro zpřístupnění podzemní vody – hydrogeologických objektů, vrtů, studní. Výše uvedené úvahy vedly k nápadu, který se podařilo ve spolupráci s představiteli obce Pátek u Poděbrad zrealizovat do výsledku nazvaného HYDROGEOPARK (HGP). Jeho představení z hlediska historie, dispozic, projektů, aktivit a výhledu do budoucnosti včetně nabídky prostoru pro spolupráci je těžištěm tohoto příspěvku.



Obr. 1: Zázemí HYDROGEOPARK Pátek

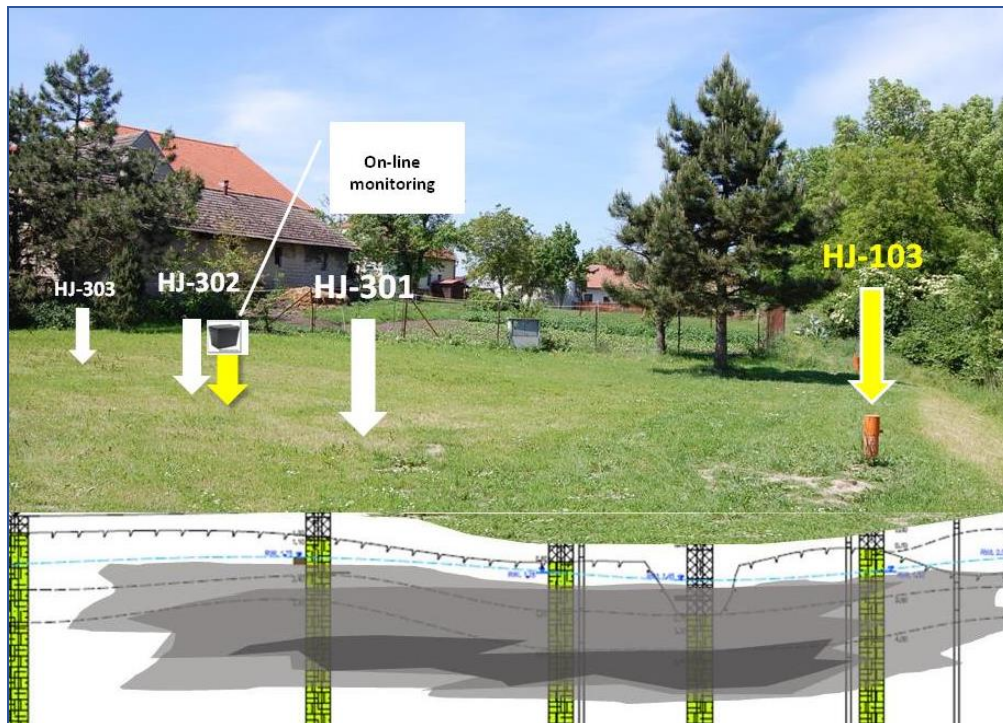
Historie

Zájemové místo se nachází v severovýchodní části obce Pátek. Na této lokalitě došlo v minulosti ke znečištění horninového prostředí a podzemní vody chlorovanými uhlovodíky. Tato stará ekologická zátěž pocházela z druhé poloviny dvacátého století, kdy zde existoval podnik STYL, vyrábějící odmašťovačla a benzín do zapalovačů. Lokalita prošla několika etapami průzkumů, analýz rizika a následně také dekontaminačních a sanačních prací. Prioritními škodlivinami byly v podzemní vodě na lokalitě chlorované uhlovodíky (tetrachlorethylen, trichlorethylen, cis-1,2-dichlorethylen

a vinylchlorid). Klíčovým předmětem sanace bylo snížit jejich koncentrační zastoupení na úroveň požadovaných sanačních limitů [1].

Z regionálně geologického hlediska patří celé širší zájmové území k české křídlové pánvi (stáří cenoman – turon). Podloží křídlových sedimentů je tvořeno drobnými a grafitickými břidlicemi staršího paleozoika (kambrium). Cenoman je zastoupen prachovci a pískovci o mocnosti okolo 20 m. Sedimenty spodního a středního turonu dosahují mocnosti okolo 90 m a tvoří je šedé vápnité jílovce s glaukonitem. K povrchu vychází pouze sedimenty jizerského souvrství (střední turon), řazené stratigraficky k zóně *Inoceramus lamarcki*. Z litologického hlediska zcela převažuje slínovcový a vápnito-prachovcový vývoj. Kvartérní pokryv představují zejména písčité až jílovitopísčité hlíny. Mocnost pokryvných útvarů nepřesahuje 2 m [2].

V zájmovém území se nacházejí dva hlavní oddělené kolektory podzemní vody. Nejhlouběji položená je artéská zvodeň, vázaná na cenomanské pískovce, která tvoří zřidelní strukturu uhličitých vod Poděbradska. Nepropustný strop cenomanského kolektoru tvoří sedimenty spodního turonu. Obecně je známo, že přestože turonské vrstvy vystupují vůči cenomanu jako izolátor, dochází i zde k akumulaci a oběhu podzemní vody v puklinovém systému. Hladina podzemní vody v těchto vrstvách bývá mírně napjatá a její ustálená úroveň se na lokalitě nachází cca 2 m p.t. Podzemní voda zájmového prostoru je dle provedených rozborů chemického typu Na-(Ca)-HCO₃-SO₄ velmi tvrdá, neutrální až slabě alkalické chemické reakce. Zvýšené jsou obsahy sodíku, manganu, amonných iontů, chloridů, síranů, dále CHSK_{Mn} a celkové rozpuštěné látky. V místech výskytu kvartérních uloženin písčitého charakteru se lokálně vyskytuje zvodnění, komunikující s turonským kolektorem. Generelní směr proudění podzemní vody v turonském kolektoru je k severovýchodu. Dle provedených čerpacích zkoušek se koeficient hydraulické vodivosti k_f v turonském kolektoru v širším zájmovém území pohybuje mezi 10^{-6} až 10^{-7} m.s⁻¹ [3].



Obr. 2: Pohled na dispozice terénního pracoviště HYDROGEOPARK

Aktuální situace a dispozice

Systém hydrogeologických vrtů vyhloubených na ploše cca 0,5 ha umožňuje sledovat kolísání hladiny podzemní vody, včetně jejího umělého ovlivňování čerpáním (dosah depresního kužele) nebo schopnost šíření aplikovaných látek (stopovačů, stopovacích činidel) v kolektoru podzemní vody. Fyzikálně-chemické parametry podzemní vody jsou snímány on-line a bezdrátově přenášeny

k uživateli. Soubor dat je doplněn o meteorologické údaje z lokální meteostanice. Součástí testovacího centra je stripovací kolona umožňující bezpečnou dekontaminaci čerpané vody. HGP v obci Pátek jako komplexní systém soustavy hydrogeologických objektů umožňuje objektivní sledování chování podzemní vody, její interakce s vodou povrchovou (Sánský kanál) i vliv infiltrace vody dešťové. Na lokalitě existuje soustava 20 hydrogeologických objektů (vystrojených vrtů), z nichž jsou některé osazeny senzory pro on-line sledování fyzikálních parametrů kolektoru podzemní vody (monitorovací box HG-stanice). V následujícím přehledu (tabulka 1) je představena experimentální a demonstrační infrastruktura, která slouží pro potřeby výzkumu, vývoje, zkoušení, prezentace a ukázek pro široký okruh cílových skupin.

Tab. 1: Infrastruktura

název	popis	využití
Operační základna	objekt vybavený potřebným laboratorním, terénním, materiálovým a IT zázemím, konferenční prostor	řízení, obsluha a materiálně-technická podpora pořádání porad a malých projektových meetingů
HG-stanice	srdce on-line monitoringu a rezervní kapacita pro instalaci dalších měřících a monitorovacích periférií	průběžný monitoring hladiny podzemní vody, její základní fyzikálně-chemická charakterizace (pH, ORP, vodivost) ukládaný do datového skladu a přístupný přes mobilní aplikaci Telegram
Meteorologická stanice	standardní meteorologická jednotka sledující teplotní, srážkové a povětrnostní parametry	její datový tok je součástí datového výstupu HG-stanice a doplňuje časové řady změn parametrů prostředí
Polygon stopovacích činidel	výstup projektu 7D16001 (E!10016. TRAP <i>Aplikace technologie stopovacích činidel pro charakterizaci chemicky kontaminované lokality</i>) s IFE (Norsko), který řešil adaptaci technologie PITT pro potřeby popisu chemicky kontaminované lokality [4]	zonálně koncipované hydrogeologické objekty s detailním popisem proudění podzemní vody a struktury horninového prostředí s aplikačním HV a soustavou monitorovacích HV
Polygon pro aplikace sanačních plynů	výstup projektu TH01030475 <i>Komplexní vodíková technologie pro nápravu ekologických škod</i>	infrastruktura pro zajištění dodávky, adaptace membránových kontaktorů a zajištění průběžného monitoringu, je-li předmětem technologie stimulace založená na aplikaci plyných činidel
Stripovací věž	demonstrace sanační technologie pro čištění podzemních vod, je-li jejím předmětem možnost sorpce kontaminující složky na vhodný sorbent	zařízení pro vývoj nových sorbentů (např. spolupráce v rámci klastru NANOPROGRESS), záložní řešení pro případ zjištění potřeby dočištění podzemní vody, demonstrace funkce významného nástroje v rámci ochrany a sanace podzemních vod
Systém čištění srážkových vod a jejich efektivní infiltrace	instalace z projektu TA04020432 - <i>Systém aktivního zachytu polutantů srážkových vod jako řešení pro nároky ČSN 759010 a TNV 759011</i>	demonstrace dlouhodobého a efektivního způsobu zachytu srážkových kontaminantů jako prostředku pro bezpečnou infiltraci srážkových vod
Geomikrobiologický monitorovací objekt	systém dlouhodobě sledovaný kultivačními a molekulárními mikrobiologickými metodami poskytující komplexní informace o změnách a dynamice struktury mikrobiálního osídlení, systém pro testování analytických a technologických nosičů mikrobiální biomasy	doplnění charakterizace poměrů a parametrů na lokalitě o biologické hledisko a rovina spolupráce v oblasti materiálových nanotechnologií při vývoji aktivních i pasivních nosičů mikrobiální biomasy s širokým aplikačním potenciálem (NANOPROGRESS)
HLADINKA	pilotní zařízení vyvinuté na základě analogie s HG-stanicí pro potřeby veřejných samospráv pro vlastní sledování hydrogeologických poměrů	aktivně provozované zařízení sloužící pro potřeby obce Pátek a demonstrace jeho funkčnosti pro další zájemce

Výzkum, vývoj a spolupráce

HGP se za svoji relativně krátkou existenci zapojilo formou smluvního výzkumu, participací na konkrétních projektech nebo na řešení získaných zakázek v řadě aktivit, jež vedly k hodnotným aplikačním výsledkům v praxi. Jako konkrétní příklady lze uvést např. historicky první projekt zahraniční spolupráce společnosti TERAMED, s.r.o. s izraelskou společností AB Industrial Recycling Technologies na půdorysu projektu EUREKA LF12017 - *Technologie pro čištění horninového prostředí na bázi kombinace biologických a abiotických procesů*, kdy se podařilo vyvinout unikátní sanační suspenzi kolonizovaných hydratovaných oxidů železa populacemi železo redukujících bakterií k dočišťování podzemních vod znečištěných chlorovanými ethyleny, kde tyto mikroorganismy jsou uvedené kontaminanty schopné využívat jako zdroj uhlíku a energie. Podmínky lokality dále zdokonalil výstup projektu TH02030957 - *Diagnostická souprava pro zjištění chemického poškození prostředí založená na buněčných kulturách*, jež ve spolupráci se společností BIOPHARM, Výzkumný ústav biofarmacie a veterinárních léčiv a.s. vedl ke vzniku kitu založeného na buněčných kulturách Sertoliho buněk pro rychlou diagnostiku rizik chemicky zasažených environmentálních matric, což významně šetří náklady při screeningu podobných vzorků. Na lokalitě proběhly testy při vývoji hydrogeologického těsnění SWICAS vyvinutého v rámci projektu TH02030622 - *Integrované bentonitové těsnění pro zamezení negativního vlivu hydrogeologických vrtů na podzemní vody*. V technologické rovině pokračoval vývoj nových generací membránových kontaktorů pro aplikace sanačních plynů a konkrétním příkladem byla technologie aplikace ozónu v rámci projektu TH03030432 - TRIOX | *Pokročilá oxidační technologie pro vodárenské, dezinfekční a environmentální aplikace*. Aktuálně řešeným projektem je vývoj nové generace aplikátoru sanačních činidel na reduktivní bázi EG21_374/0027020 - *Ponorný aplikátor pyroforických forem železa pro rozklad organické kontaminace a stabilizaci toxických prvků (FERIN)* ve spolupráci s EPS biotechnology, s.r.o. Rozsáhlým předmětem spolupráce je úzká součinnost s odborníky na materiálové nanotechnologie z klastru NANOPROGRESS v oblasti filtrace podzemních vod, vývoje nosičů biomasy a dalších materiálových řešení spojených s technickou ochranou životního prostředí. V rámci zahraniční spolupráce je HGP i předmětem zájmu členů rakouské asociace pro staré ekologické zátěže *Österreichischer Verein für Altlastenmanagement (ÖVA)*, jehož je TERAMED, s.r.o. členem od roku 2015.

Aktuální situace a dispozice

V oblasti spolupráce s veřejností probíhají exkurze pro vysokoškolské studenty oborů hydrogeologie, environmentální chemie a sanačních technologií, středoškolské studenty v rámci ekologické výchovy (např. spolupráce s nymburským Gymnáziem Bohumila Hrabala), úspěšné byly exkurze pro účastníky 13. bienální konference VODA 2019 pořádané v blízkých Poděbradech. Nad rámec jsou organizovány akce jako např. *Podzimní voda podzemní* pro zájemce o problematiku podzemních vod z řad veřejnosti i odborníků.

Závěr

Smyslem tohoto příspěvku je ještě více vstoupit do povědomí potenciálních zájemců o tuto formu prezentace přístupu k problematice podzemních vod, vsakování vod srážkových a dalších souvislostí (povrchové vody) a podtrhnout význam vize a mise HYDROGEPARKU. Vize je toto téma co nejvíce zviditelnit maximálnímu počtu zájemců aktivně, názorně a přitažlivě. Mísí tohoto projektu je vytvářet podmínky, prostředí, technická řešení a příležitosti k setkávání v rámci možností vytvořených infrastrukturou tohoto terénního pracoviště. Závěrem je třeba vyzdvihnout ochotný a podnětný přístup ze strany obce Pátek zastoupené starostou, Jiřím Buluškem, který je inspirativním příkladem vzájemné spolupráce mezi komerčním, akademickým a veřejnosprávním světem s cílem přispět k porozumění, ochraně, zodpovědnému využívání a nápravě špatného stavu podzemních vod. Tímto zaznívá nabídka novým potenciálním zájemcům o spolupráci na půdorysu vymezeném HGP v rámci výzkumu, vývoje, zkoušení nebo vzdělávání.

Literatura

- [1] <https://www.sekm.cz/portal/areasource/details/11826001/>.
- [2] https://www.portalobce.cz/povodnovy-plan/pat_charakteristika-zajmoveho-uzemi.
- [3] Interní dokumentace – technická zpráva.
- [4] FERRANDO-CLIMENT L., BENEDA J., BJØRNSTAD T., MIKEŠ J., MULLER J., PILNÝ V., ŠPAČEK P., STAVSETRA L. (2017): Application of petroleum green-technology for the characterization of chloroethylenes in soil samples from Czech Republic: Tracer pre-qualification. 10.13140/RG.2.2.30781.26081.

ODSTRAŇOVÁNÍ ZASOLENÝCH PRŮSAKOVÝCH VOD POMOCÍ MEMBRÁNOVÉ DESTILACE

Marek Šír, Elfriede Jaeger, Martin Štengel

VŠCHT Praha, FTOP, Technická 5, 166 28 Praha 6, e-mail: sirm@vscht.cz

Úvod

Studie je zaměřena na výzkum účinnosti membránové destilace s přímým kontaktem (DCMD - direct contact membrane distillation) při čištění silně zasolených průsakových vod, které obsahují zejména rozpuštěný síran vápenatý. V první sérii experimentů byla pro stanovení účinnosti a základních provozních parametrů DCMD v ustáleném stavu použita demineralizovaná voda. Bylo provedeno 24 experimentů s různým průtokem koncentráту a permeátu (9, 12, 15 a 18 l/min), s různou teplotou koncentráту (35, 45 a 55 °C) a s různou teplotou permeátu (15 a 25 °C). Každý z experimentů byl provozován v ustáleném stavu po dobu jedné hodiny. Následně byla provedena série krátkodobých experimentů s nasyceným roztokem síranu vápenatého, který byl připraven smícháním roztoků síranu sodného a chloridu vápenatého odpovídající koncentrace. Série dlouhodobých experimentů s nasyceným roztokem síranu vápenatého byla provedena pro stanovení rychlosti zanášení membránového povrchu a membránových pórů krystaly $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. Jako poslední byla provedena série experimentů s reálnou procesní vodou z absorberů sloužících k odsiřování spalin, která obsahuje vysoký podíl síranu vápenatého. V rámci experimentů se rejekce CaSO_4 pohybovala nad 99,99 %.

Teoretická část

Membránová destilace (MD) je rychle se rozvíjející technologie využitelná k odsolování vody, zpracování průmyslových vod a k čištění odpadních vod. Tento separační proces využívá jako hnací sílu gradient teploty. MD se tak liší od ostatních membránových technologií, které jako hnací sílu využívají rozdíl tlaků nebo koncentrací. Bariéru pro separaci obvykle vodného roztoku představuje speciální porézní membrána, která je vyrobena z hydrofobního materiálu.

Typy MD se rozlišují podle toho, jak je permeát získáván. Nejrozšířenější jsou čtyři základní konfigurace. Jedná se o:

Direct contact MD (přímý kontakt)

Zkráceně označována jako DCMD. Tato metoda je charakteristická tím, že permeát je v přímém kontaktu s membránou. Na obou stranách membrány proudí vodný roztok a pára se tvoří pouze ve vrstvě membrány. Kondenzace permeátu je pak kontrolována teplotou membrány na výstupní straně. Jedná se o nejjednodušší konfiguraci membránové destilace. Hlavní nevýhodou tohoto návrhu je vyšší ztráta tepla vedením.

Vacuum MD (vakuová)

Zkráceně označována jako VMD. Principem této metody je v použití vakua (podtlaku) na straně, kde vzniká permeát. Díky vakuu dochází k odvodu permeátu ve formě páry a k jeho následné kondenzaci mimo membránovou jednotku.

Airgap MD (se vzduchovou mezerou)

Zkráceně označována jako AGMD. Zde vzduchová mezera vyplňuje prostor mezi membránou a plochou, na níž dochází ke kondenzaci permeátu. Přínosem této konfigurace je snížení ztrát tepla vedením, nevýhodou je ale snížení koeficientu přenosu hmoty kvůli stacionární vzduchové mezeře.

Sweeping gas MD (s proudícím plynem)

Permeát je zde zachycován inertním plynem, který rychle proudí na straně permeátu a k jeho kondenzaci opět dochází mimo membránovou jednotku. Díky vzduchové bariéře dochází ke snížení tepelných ztrát a díky tomu, že vzduchová bariéra není stacionární, se zvyšuje i koeficient přenosu hmoty.

Efektivita celého destilačního procesu je závislá na materiálu, ze kterého je membrána tvořena, na uspořádání membrány v rámci membránového modulu a na teplotních podmínkách. Stejně jako u jiných membránových procesů se membrány mohou zanášet a také jim klesá životnost. K membránové destilaci se využívají membrány, které jsou běžně vyráběné z hydrofobních polymerů (např. PTFE - polytetrafluorethylen) s póry o velikosti 0,05 – 0,2 μm . Hydrofobní charakter materiálu tvořícího membránu zabraňuje interakci molekul vody s membránou. Mimo převážně používaných plochých membrán jsou při membránové destilaci s přímým kontaktem používány s úspěchem i membrány s dutými vlákny. V důsledku kompaktního balení membránových vláken lze dosáhnout povrchové plochy membrán až 500 m^2/m^3 .

Klíčovým parametrem pro charakterizaci membrány ve vztahu ke zpracovávanému roztoku je tzv. liquid entry pressure (LEP). Jedná se o minimální hydrostatický tlak, který musí být aplikován na vstupní kapalinu, aby byly překonány hydrofobní síly membrány a kapalina pronikla do pórů membrány. Vysoká hodnota LEP zabraňuje pronikání vody do pórů membrány, toho lze dosáhnout při použití membránového materiálu vysokou hydrofobností a malou velikostí pórů, ovšem s velikostí pórů membrány klesá také její propustnost.

S příchodem nové generace hydrofobních vysoce porézních membrán došlo v oblasti výzkumu k podstatnému zvýšení zájmu o membránovou destilaci. V publikované literatuře jsou k dispozici data většinou z laboratorních systémů se značným rozptylem ve výsledcích, který je dán použitím různých typů membrán a experimentálních zařízení. Při membránové destilaci s přímým kontaktem byly získány průtoky permeátu v rozmezí 5,5 – 129 $\text{l}/\text{m}^2/\text{hod}$ v závislosti na typu použité membrány a na teplotním gradientu. Tok permeátu produkovaný systémem se vzduchovou mezerou za stejných teplotních podmínek bývá obvykle nižší a pohybuje se v rozmezí 5 – 28 $\text{l}/\text{m}^2/\text{h}$.

Výhody membránové destilace spočívají v kompaktnosti membránových jednotek, nízké citlivosti na koncentraci vstupního roztoku, vyšší odolnosti vůči zanášení membrán a schopnosti pracovat při nízkých teplotách. S posledně jmenovaným je spojená možnost využívat odpadního tepla. Kvalita vyčištěné vody je srovnatelná s ostatními destilačními procesy a při správném provozování je vyšší než u permeátu z reverzní osmózy. Dále při širším zavedení do praxe existuje i potenciál výrazného snížení pořizovací ceny MD membrán v důsledku jejich hromadné výroby.

Experimentální část a diskuse

K provedení experimentů byla využita laboratorní membránová jednotka pro membránovou destilaci s přímým kontaktem (DCMD). Jednotka disponuje manuální regulací průtoku permeátu a koncentrátu, který může být nastaven v rozmezí 0 – 1 080 l/h . Jednotka je vybavena on-line měřením průtoku, hodnoty pH a měrné vodivosti koncentrátového i permeátového proudu před vstupem a po výstupu z membránového modulu. Dále jsou sbírána data o teplotě koncentrátu a permeátu v zásobních nádržích. Jednotka je vybavena integrovaným ohřevem koncentrátové nádrže. Obsah permeátové nádrže je chlazen pomocí tepelného výměníku s využitím externího zdroje chladu. Jednotka pro MD byla vybavena membránovým modulem s 1 plochou PTFE membránami pro MD o porozitě 0,45 μm (Tetratex 1303, Donaldson).

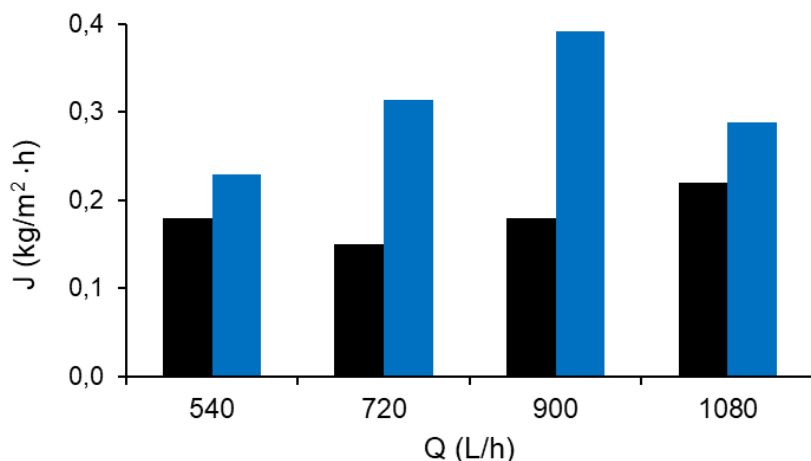
Technické parametry

Laboratorní MD jednotka sestává ze dvou hydraulických okruhů, které jsou členěny na funkční úseky:

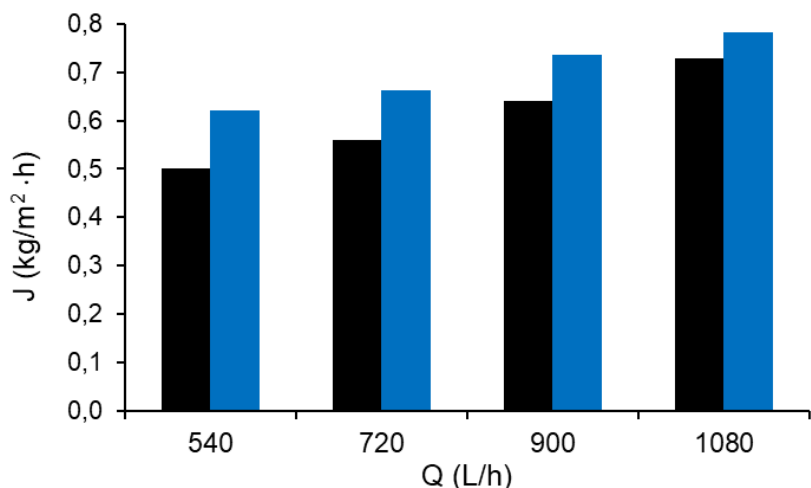
- membránový modul
- senzorové pole
- cirkulační pumpy
- zásobní nádrže
- tepelný výměník

V testovaném provozním režimu byla provedena řada krátkodobých vsádkových experimentů s rozdílným průtokem koncentrátu a permeátu a s rozdílným teplotním gradientem. Cílem experimentů

bylo získat data pro výpočet membránového toku J pro permeát vznikající z demineralizované vody a pro permeát vznikající z vody s různým obsahem síranu vápenatého a dalších doprovodných složek.

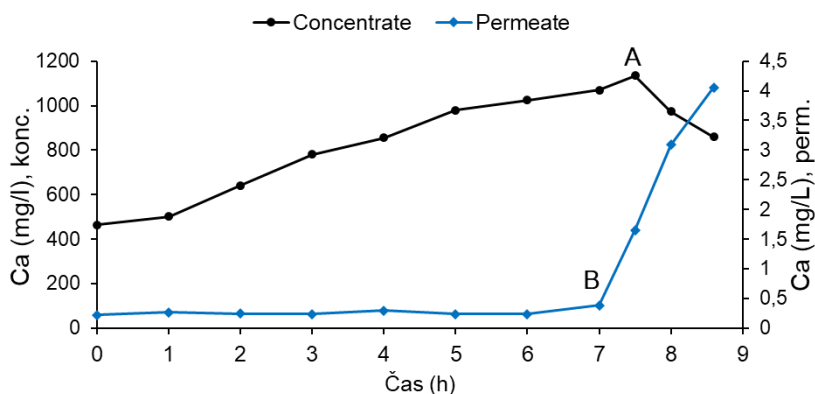


Obr. 1: Závislost membránového toku permeátu (J) na průtoku koncentrátu a permeátu (Q). První sloupec jsou hodnoty pro demineralizovanou vodu, druhý sloupec pro nasycený roztok CaSO_4 . Rozdíl teplot na koncentrátové a permeátové straně $\Delta T = 35^\circ\text{C}$.



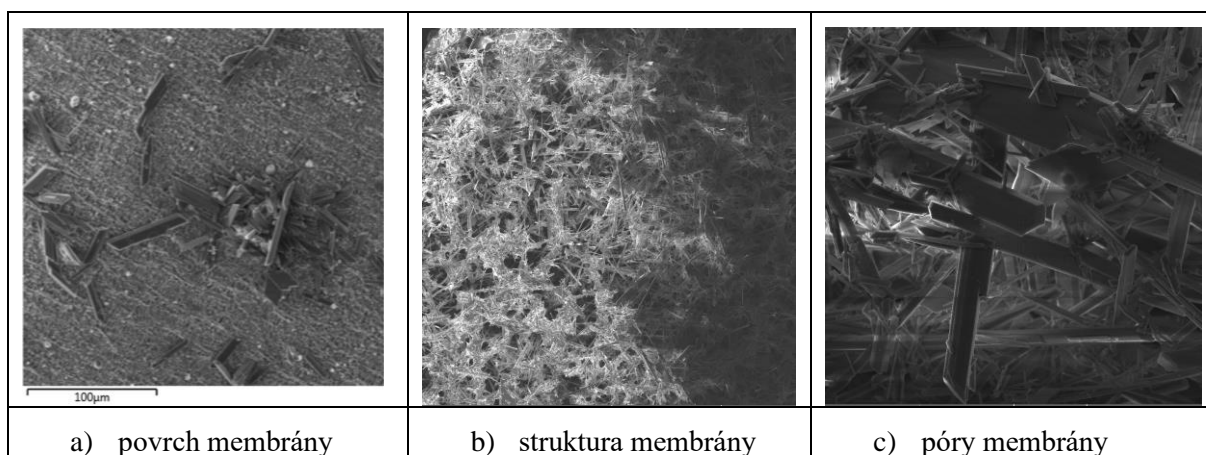
Obr. 2: Závislost membránového toku permeátu (J) na průtoku koncentrátu a permeátu (Q). První sloupec jsou hodnoty pro demineralizovanou vodu, druhý sloupec pro nasycený roztok CaSO_4 . Rozdíl teplot na koncentrátové a permeátové straně $\Delta T = 55^\circ\text{C}$.

Dlouhodobé experimenty byly provedeny s nasyceným roztokem síranu vápenatého a jejich cílem bylo především získat informace o negativních jevech, které se v průběhu procesu mohou vyskytnout. Mezi významné negativní jevy snižující separační účinnost i membránový tok se řadí zejména zanášení membránových pórů, které vede až k jejich přemostění a následně k tzv. membránovému smáčení. Během experimentu byly kromě měrné vodivosti a hodnoty pH sledovány i koncentrace vápenatých iontů v koncentrátu a permeátu v pravidelně odebíraných vzorcích. Po prokázání membránového zanášení byly experimenty ukončeny a odebrány vzorky membrány, která byla sledována metodou skenovací elektronové mikroskopie SEM-EDS.



Obr. 3: Závislost koncentrace vápníku c (Ca) v koncentrátu a v permeátu na době trvání experimentu. V grafu lze identifikovat dva body (A, B), ve kterých prokazatelně došlo ke smáčení membrány (průchodu vodné fáze póry membrány).

Na základě dat získaných v první sérii experimentů s demineralizovanou vodou byly stanoveny parametry pro návazné experimenty s nasyceným roztokem síranu vápenatého. Pro tyto experimenty byla teplota permeátu nastavena vždy na 15 °C. Vyšší membránový tok permeátu J v první sérii je dán prakticky nulovou koncentrační polalizací u membránového povrchu (obr. 1 a 2). Vyšší membránový tok permeátu J při vyšší rychlosti proudění permeátu a koncentrátu je dán nižší teplotní polarizací. Finální experimenty s reálnou technologickou vodou proto probíhaly při průtocích $Q = 18$ l/min. Při dlouhodobých experimentech bylo pozorováno smáčení membrány způsobené krystalizací přesyceného síranu vápenatého (obr. 3). Než k tomuto negativnímu jevu došlo, bylo dosaženo koncentračního faktoru $c_f = 2,2$ ve vsádce koncentrátu při průměrné rejekci 99,17 % vzhledem k síranu vápenatému. Ukázka krystalů $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ je uvedena na obr. 4.



Obr. 4: Ukázka nárůstu krystalů $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ na a) povrchu membrány, c) uvnitř membránových pórů. Ukázka struktury hydrofobní PTFE membrány pro membránovou destilaci. Metoda SEM-EDS.

Závěr

Membránová destilace se jeví jako velmi efektivní metoda pro odsolování vody v průmyslu, zejména pokud je přítomen zdroj odpadního tepla. Pomocí membránové destilace lze separovat i velmi zasolené roztoky, přičemž obsah solí může být daleko za hranicí zpracovatelnosti pomocí vysokotlaké reverzní osmózy. Bylo prokázáno, že za dané experimentální konfigurace je možné provozovat MD již při velmi nízkém teplotním gradientu $\Delta T = 15$ °C. V rámci experimentů bylo dosaženo vysoké rejekce CaSO_4 , která se pohybovala nad 99,99 %. Tím bylo dosaženo i mimořádně vysoké kvality vznikajícího odsoleného permeátu. V rámci dlouhodobých testů byly identifikovány hraniční podmínky provozu MD z hlediska výskytu negativních jevů zejména v podobě membránového smáčení, které snižuje kvalitu vznikajícího permeátu. Získaná data pomohou lépe nastavit proces membránové destilace, při které se

zpracovávají přesycené roztoky, jejichž složky mohou krystalovat na membránovém povrchu nebo v membránových pórech.

Poděkování

Připraveno s využitím institucionální podpory VŠCHT Praha.

Literatura

- [1] CHAMANI H., WOLOSZYN J., MATSUURA T., RANA D., LAN C. Q. (2021): Pore wetting in membrane distillation: A comprehensive review. *Progress in Materials Science* 122.
- [2] DOW N., GRAY S., LI J. D., ZHANG J., OSTARCEVIC E., LIUBINAS A., ATHERTON P., ROESZLER G., GIBBS A., DUKE M. (2016): Pilot trial of membrane distillation driven by low grade waste heat: Membrane fouling and energy assessment. *Desalination* 391.
- [3] GE J., PENG Y., LI Z., CHEN P., WANG S. (2014): Membrane fouling and wetting in a DCMD process for RO brine concentration. *Desalination* 344.
- [4] MUHAMMAD Y., LEE W. (2019): Zero-liquid discharge (ZLD) technology for resource recovery from wastewater: A review. *Sci Total Environ* 681.
- [5] QASIM M., SAMAD I. U., DARWISH N. A., HILAL N. (2021): Comprehensive review of membrane design and synthesis for membrane distillation. *Desalination* 518.
- [6] SHIRZAD KEBRIA M. R., RAHIMPOUR A. (2020): *Membrane Distillation: Basics, Advances, and Applications*.
- [7] YAN J., YUAN W., LIU J., YE W., LIN J., XIE J., HUANG X., GAO S., XIE J., LIU S., CHEN W., ZHANG H. (2019): An integrated process of chemical precipitation and sulfate reduction for treatment of flue gas desulphurization wastewater from coal-fired power plant. *Journal of Cleaner Production* 228.
- [8] Yao M., Tijing L. D., Naidu G., Kim S.-H., Matsuyama H., Fane A. G., Shon H. K. (2020): A review of membrane wettability for the treatment of saline water deploying membrane distillation. *Desalination* 479.

KONCEPCE OMEZENÍ RIZIK TRANSFORMÁTOROVÉ STANICE 400/110/35 KV VE VULCĀNEŠTI, MOLDAVSKO

Jiří Kubricht¹⁾, Martin Polák¹⁾, Jana Kolářová¹⁾, Karel Sottner¹⁾, Ondřej Perlinger²⁾

¹⁾ DEKONTA, a.s., Dřetovice 109, 273 42 Stehelčevy, e-mail: kubricht@dekonta.cz

²⁾ BIO CENTRUM spol. s r.o., Dřetovice 109, 273 42 Stehelčevy, e-mail: biocentrum@biocentrum.cz

Abstrakt

Popisovaný projekt je ukázkou rozvojové spolupráce České republiky s Moldavskem na poli ochrany životního prostředí.

V rámci tohoto projektu došlo k ověření situace na lokalitě a nalezení koncepčního řešení pro areál transformátorové stanice 400/110/35 kV ve Vulcānešti, kde v roce 1979 došlo k explozi cca 1 000 kondenzátorů s následkem dlouhodobé kontaminace horninového prostředí v zasažené oblasti, a to látkami typu PCB a PCDD/F.

K dosažení cíle projektu bylo nezbytné realizovat podrobný průzkum horninového prostředí a podzemních vod, zpracovat analýzu rizik, studii proveditelnosti sanačního zásahu a na základě odsouhlasené varianty zpracovat projektovou dokumentaci sanačního zásahu směřujícímu k odstranění starých ekologických zátěží z areálu transformátorové stanice 400/110/35 kV ve Vulcānešti.

Realizace první fáze projektu poskytla především moldavské státní správě a provozovateli rozvodny (státní energetická společnost Moldelectrica) informace o reálné situaci v areálu rozvodny a umožňuje žádat další donory o finanční prostředky pro navržená trvalá nápravná opatření.

Klíčová slova: Česká rozvojová agentura; průzkum znečištění; PCB, PCDD/F; analýza rizika; studie proveditelnosti

1. ÚVOD

Projekt „Omezení rizik transformátorové stanice 400/110/35 kV ve Vulcānešti“ podpořený Českou rozvojovou agenturou v rámci programu zahraniční rozvojové spolupráce ČR byl zahájen v září 2020 a byl úspěšně ukončen únorem 2022.

Transformátorová stanice se nachází cca 10 km SV od centra města Vulcānešti (autonomní oblast Gagauzie) v blízkosti silnice M3 a cca 1,4 km od ukrajinských hranic.

Cílem projektu bylo nalezení koncepčního řešení pro areál trafostanice 400/110/35 kV ve Vulcānešti, kde v roce 1979 vybuchlo téměř 1 000 kondenzátorů s následkem dlouhodobé kontaminace horninového prostředí v zasažené oblasti, a to látkami polychlorované bifenyly (PCB) a dioxiny (PCDD/F).

Výstupy projektu zahrnují podrobný průzkum horninového prostředí a podzemních vod, v jehož průběhu bylo vyhloubeno 385 sond o celkové hloubce 720 m za účelem odebrání cca 1 200 vzorků zemin. Dále byly vyhloubeny 4 nové hydrologické monitorovací vrty o celkové hloubce 140 m, z nichž byly odebrány vzorky podzemních vod a byly ověřeny hydraulické parametry sledované zvodně. Veškeré odebrané vzorky byly odvezeny do České republiky k laboratorní analýze.

Na základě výsledků laboratorních analýz byla vypracována Analýza rizika, kde byly stanoveny přípustné sanační limity pro zeminy a byly navrženy možné sanační práce za účelem snížení rizikosti lokality.

Dále byla zpracována Studie proveditelnosti za účelem nalezení optimální varianty sanačních prací s ohledem na technickou, časovou a finanční náročnost.

Závěrečnou fází projektu bylo vypracování projektové dokumentace sanačních prací, která bude sloužit jako podklad pro budoucí výběrové řízení na dodavatele sanačních prací a jejich realizaci.

Součástí projektu byl také seminář pro odbornou veřejnost na téma Posílení odborných kapacit v oblasti ochrany životního prostředí, vypracování metodického pokynu pro správnou správu zařízení obsahujících PCB a byla provedena inventarizace zařízení v transformátorové stanici 400/110/35 kV ve Vulčanešti za účelem ověření případné přítomnosti látek s obsahem PCB. Moldavští partneři tak získaly informace o reálné situaci v rozvodně a v jejím okolí včetně návrhu dalšího postupu.

2. PRŮZKUMNÉ PRÁCE

V rámci průzkumných prací byla na základě detailní terénní rekognoskace a archivní rešerše zpracována projektová dokumentace průzkumných prací včetně plánu bezpečnosti práce a následně byl proveden průzkum saturevané a nesaturevané zóny a monitoring ovzduší.

2.1 Průzkum nesaturevané zóny

Zájmové území bylo pro přehlednost rozděleno na 3 základní zóny, a to následujícím způsobem:

- **ZONE I** – oblast s předpokládanou největší mírou kontaminace, kde se v minulosti nacházely kondenzátory;
- **External zone** – oblast v bezprostředním okolí ZONE I;
- **Substation area** – oblast zbývající části stále provozované transformátorové stanice.



Obr. 1: Celkový pohled na zájmové území včetně rozdělení do zón

Pro účely realizace zeminových sond a odběru vzorků zemin byla na lokalitě použita lehká mobilní vrtací souprava GEOPROBE model 7822DT.

Geoprobe 7822 DT je multifunkční lehká vrtná souprava americké společnosti Geoprobe, která nabízí široké uplatnění v oblasti průzkumu a sanace. Za účelem odběru vzorků zemin byl zvolen systém DUAL TUBE, tj. použití dvojité výstroje a odběr vzorků zemin do plastových linerů průměru 36 mm.

Vrtné práce v prostoru rozvodny Vulčanești 400/110/35 kV byly realizovány ve třech etapách, a to v termínu od 19. 10. do 10. 11. 2020.

V první etapě bylo v prostoru exploze kondenzátorů (ZONE I; plocha cca 16 800 m²) odvrtno 170 ks zeminových sond (S-1 až S-170). Každá zeminová sonda byla odvrtna do hloubky 2 m p.t. Odběr vzorků zemin proběhl ze 4 předem definovaných hloubkových úrovní, a to 0,0 – 0,4 m; 0,4 – 0,9 m; 0,9 – 1,4 m a 1,4 – 2,0 m. Celkem bylo v *ZONE I* odebráno 680 ks vzorků zemin.



Obr. 2: Sondážní práce – oblast ZONE I a Substation area

Ve druhé fázi bylo odvrtno 115 ks zeminových sond (S-171 až S-285) ve vnější oblasti (External zone; plocha cca 26 000 m²). Každá zeminová sonda byla odvrtna do hloubky 2 m p.t. Odběr vzorků zemin proběhl ze 4 předem definovaných hloubkových úrovní, a to 0,0 – 0,4 m; 0,4 – 0,9 m; 0,9 – 1,4 m a 1,4 – 2,0 m. Celkem bylo v *External zone* odebráno 460 ks vzorků zemin.

Ve třetí etapě bylo odvrtno 100 ks zeminových sond ve zbývající ploše rozvodny (Substation area; plocha cca 107 500 m²). Každá zeminová sonda byla odvrtna do hloubky 1,5 m p.t. Odběr vzorků zemin proběhl ze 3 předem definovaných hloubkových úrovní, a to 0,0 – 0,2 m; 0,2 – 0,5 m a 0,5 – 1,5 m. Celkem bylo v *Substation area* odebráno 300 ks vzorků zemin.

2.2 Průzkum saturované zóny

Za účelem zhodnocení migrace sledovaných kontaminantů podzemní vodou byly na lokalitě odvrtny 4 nové hydrogeologické monitorovací vrty MW-1 až MW-4.

Vrtné práce zajišťovala společnost EHGeoM (Státní geologická služba Moldavska) a práce byly realizovány v termínu 12. – 25. 11. 2020. Vrty byly hloubeny vrtnou soupravou UGB – 1VS metodou bezjádrového vrtání s bentonitovým výplachem. Vrtný průměr byl 244,5 mm. Po dosažení požadované hloubky byly vrty následně vystrojeny HDPE závitovou zárubnicí o průměru 140/6,5 mm.



Obr. 3: Vrtné práce na vrtu MW-1

Hydrodynamické zkoušky (HDZ) byly provedeny na 5 hydrogeologických objektech. Jednalo se o nové hydrogeologické monitorovací vrty MW-1 až MW-4 a starý HG monitorovací vrt BH-3 tak, aby byly získány reprezentativní výstupy pro hodnocení celého zájmového území.

Hydrodynamické zkoušky byly provedeny v rozsahu 24 hodin čerpací a 6 hodin stoupací. Hydrodynamické zkoušky provedla společnost EHGeoM a ke každé zkoušce byl vypracován samostatný protokol.

Při realizaci hydrodynamických zkoušek byla respektována ČSN 736614, Zkoušky zdrojů podzemní vody a relevantní moldavské normy.

2.3 Monitoring ovzduší

V průběhu 20. až 21. 10. 2020 byl realizován monitoring charakteru vnějšího ovzduší pro účely zpracování analýzy rizik. Tento monitoring byl proveden ve čtyřech monitorovacích bodech, a to: „Vnější ovzduší – VP sever“, „Vnější ovzduší – VP jih“, „Vnější ovzduší – VP východ“ a „Vnější ovzduší – VP západ“. Odebrané vzorky byly odeslány na analýzy obsahu PCDD/F, PCB, PAU a obsahu aerosolové frakce částic PM10. Součástí měření byl monitoring klimatických podmínek v lokalitě. Všechna měření charakteru vnějšího ovzduší byla provedena formou stacionárních měření, kdy bylo ústí odběrových sond umístěno 1,5 m nad povrchem. V průběhu měření byl proveden odběr pro ověření blank hodnot jednotlivých analytů.



Obr. 4: Odběr vzorků vzduchu na referenčním bodě

2.4 Geodetické práce

Geodetické zaměření stávajících hydrogeologických vrtů BH-1 a BH-3, nových hydrogeologických vrtů MW-1 až MW-4 a vřícovacích bodů VP-1 až VP-7 bylo provedeno v souřadnicovém systému MOLDREF99 a výškovém systému Balt 1977. Přístrojové vybavení: GNSS Leica ATX 1230 pro podrobná měření. Výpočtové práce byly provedeny v programu Geus W 19.x.

Následně bylo provedeno fotogrammetrické měření celé plochy rozvodny a jejích okrajových oblastí.

Ke sběru dat byla použita registrovaná kvadropťera DJI Phantom 4 Pro (OK-X074C), která je vybavena 4K Ultra HD kamerou na 3osém stabilizovaném závěsu, s integrovaným systémem Lightbridge pro přenos obrazu, s video pozičním systémem a anti-kolizními čidly.

Pro snímkování byla použita aplikace DroneDeploy. Jedná se o přední cloudovou softwarovou platformou pro komerční drony, která zpřístupňuje a rozšiřuje využití leteckých dat. Aplikace DroneDeploy umožňuje snadný automatizovaný sběr letů a dat a umožňuje prozkoumat a sdílet vysoce kvalitní interaktivní mapy a 3D modely.

Před vlastním snímkováním byly na lokalitě vytvořeny vřícovací body VP-1 až VP-7, které byly geodeticky zaměřeny v souřadnicovém systému MOLDREF99 a byly dobře viditelné ze vzduchu.

Následně se v aplikaci DroneDeploy nastavily parametry snímkování (rozloha snímkaného území, požadovaná výška letu, překryvy jednotlivých snímků, citlivost kamery atd.). Vlastní snímkování již probíhalo plně automaticky v předem stanoveném letovém polygonu.

Snímky pořízené pomocí UAV (bezpilotní letoun) jsou zpracovány ve fotogrammetrickém software Agisoft Metashape Professional, ve kterém je každý snímek analyzován a porovnán s ostatními snímky a jsou identifikovány identické body. Pomocí průmětu jsou vypočteny jednotlivé pozice snímků a na základě triangulace je vypočteno mračno bodů (každý bod má prostorové souřadnice) reprezentující povrch snímkané oblasti. S využitím v terénu vytvořených jednoznačně určených vřícovacích bodů se souřadnicemi určenými pomocí GNSS metod je mračno transformováno do požadovaného souřadného systému.

Mračno bodů je následně očištěno od objektů, které nejsou považovány za terén (budovy, vozidla, vegetace). Očištěné mračno bodů je prostřednictvím programu Agisoft Metashape Professional konvertováno do formátu kompatibilního s programem Autodesk Civil 3D.

Tímto způsobem byly získány přesné souřadnice zeminových sond řady S (každá sonda byla ihned po odvrtání označena signální barvou tak, aby byla viditelná z dronu) a zemního tělesa s uloženými kontaminovanými zeminami.

3. ANALÝZA RIZIK

Hlavním cílem Analýzy rizik bylo posouzení významných rizik pro lidské zdraví a životní prostředí související s přítomnou kontaminací zemin (zejména látkami PCB) v lokalitě rozvodny a stanovení vhodných nápravných opatření a cílových limitů.

Pro splnění těchto cílů zahrnovala analýza rizik tyto hlavní úkoly:

- rešerše všech dostupných historických údajů týkajících se kontaminace zemin a jejich dopadu na lidské zdraví a životní prostředí,
- přezkoumání výsledků aktuálního průzkumu zemin a podzemních vod (realizován v říjnu a listopadu 2020) shrnutých v závěrečné zprávě z průzkumných prací (DEKONTA, duben 2021) a výsledků dodatečných analýz zemin realizovaných v květnu 2021,
- komplexní zhodnocení existujících a potenciálních rizik pro lidské zdraví a životní prostředí související s přítomností kontaminace. Na základě závažnosti rizika byl proveden návrh

vhodných nápravných opatření pro kontrolu rizik s ohledem na stávající a plánované využití lokality.

Celkové riziko spojené s přítomností zemin kontaminovaných PCB v prostoru transformátorové stanice ve Vulcanesti (tj. v „ZONE I“ a „External zone“ dle skutečného průzkumu lokality) je spojeno zejména s perzistencí a karcinogenitou PCB. PCB jsou zařazeny mezi POPs uvedené v mezinárodní Stockholmské úmluvě. Vlastní průzkum lokality potvrdil přítomnost významné kontaminace PCB v zeminách v úrovních přesahujících české indikatory znečištění (MŽP 2014). V předmětném území se navíc nacházejí zeminy s vysokým obsahem PCB (> 50 mg/kg sušiny), které překračují normy EU (nařízení 2019/1021 o perzistentních organických polutantech) a mezinárodní Stockholmskou úmluvu o POPs. Tato situace je tedy v rozporu s legislativou EU a mezinárodními závazky Moldavské republiky.

PCB byly stanoveny hlavním kontaminantem na lokalitě ve srovnání s koncentracemi jiných kontaminantů. Průzkum lokality identifikoval i další typy kontaminantů vyskytujících se v kontaminované části lokality jako jsou ropné látky, PAU a ve stopových koncentracích i dioxiny. Tyto kontaminanty byly často nalezeny pouze jako bodové zdroje kontaminace. Potenciální zdravotní a ekologická rizika spojená s ropnými látkami, PAU a dioxiny jsou ve srovnání s PCB výrazně nižší, a proto PCB slouží jako prioritní kontaminant pro předmětnou lokalitu.

Pravidelně se vyskytující vysoký obsah arsenu v zeminách má svůj původ v přírodním horninovém prostředí a nemá žádnou souvislost s činností transformátorové stanice nebo havárií na lokalitě.

Na základě výsledků vlastního průzkumu lokality a analýzy rizik nepředstavuje jižní kontaminovaná část rozvodny za stávajících podmínek významné riziko pro zaměstnance severní části rozvodny (která je v provozu), nebo pro okolní prostředí – zemědělské půdy.

Významná nekarzinogenní a karzinogenní zdravotní rizika byla zjištěna pro zaměstnance, kteří by se dostali do kontaktu s kontaminovanými zeminami v rámci rozvoje lokality (rozšíření rozvodny) v případě, že by před těmito činnostmi neproběhla žádná nápravná opatření.

Ekologická rizika související s prokázanou kontaminací lokality jsou méně důležitá ve srovnání s riziky pro lidské zdraví. Vyplývá to ze skutečnosti, že v blízkosti lokality se nenachází žádné chráněné území, vodní útvar ani oblast akumulace podzemních vod. Provedený průzkum lokality potvrdil, že kontaminace zemin zejména látkami PCB má minimální tendenci migrovat do okolí. V průběhu případných stavebních a/nebo sanačních prací na lokalitě je však doporučeno provést opatření proti zvýšené prašnosti, aby se minimalizovalo riziko kontaminace okolí staveniště prachem.

4. STUDIE PROVEDITELNOSTI A LABORATORNÍ TESTY

Studie proveditelnosti byla vypracována v souladu s metodickým pokynem MŽP „Zásady zpracování studie proveditelnosti opatření pro nápravu opatření závadného stavu kontaminovaných lokalit“. Pro sanaci nebezpečných odpadů a kontaminované zeminy byly vytvořeny varianty koncepce (strategie) nápravného opatření. Následně byly identifikovány vhodné sanační technologie, byl určen rozsah nápravného opatření kvantifikací ploch a objemu kontaminovaného prostředí a proveden primární výběr variant nápravných opatření. Tyto varianty byly detailně zhodnoceny a vzájemně porovnány na základě následujících kritérií:

- Ochrana lidského zdraví a životního prostředí,
- Krátkodobá účinnost,
- Dlouhodobá účinnost,
- Implementovatelnost,
- Socioekonomické efekty,
- Soulad s aktuálními zákony a předpisy týkajícími se životního prostředí,
- Finanční náročnost.

V rámci vhodných sanačních technologií byly hodnoceny následující alternativy:

- **Alternativa 1:** odtěžba kontaminovaných zemín a jejich odstranění ve spalovně nebezpečných odpadů,
- **Alternativa 2a:** odtěžba kontaminovaných zemín a jejich dočasné uložení na lokalitě – vybudování dočasné skládky,
- **Alternativa 2b:** odtěžba kontaminovaných zemín – zeminy kontaminované PCB v rozmezí 10–50 mg/kg suš. by byly dočasné uloženy na lokalitě a zeminy s obsahem PCB nad 50 mg/kg suš. by byly odstraněny ve spalovně nebezpečných odpadů,
- **Alternativa 3:** odtěžba kontaminovaných zemín – zeminy kontaminované PCB v rozmezí 10–50 mg/kg suš. by byly čištěny technologií GPCR (Gas Phase Chemical Reduction) a zeminy s obsahem PCB nad 50 mg/kg suš. by byly odstraněny ve spalovně nebezpečných odpadů,
- **Alternativa 4:** odtěžba kontaminovaných zemín – zeminy kontaminované PCB v rozmezí 10–50 mg/kg suš. by byly čištěny technologií BCD (Base Catalysed Decomposition) a zeminy s obsahem PCB nad 50 mg/kg suš. by byly odstraněny ve spalovně nebezpečných odpadů,
- **Alternativa 5:** odtěžba kontaminovaných zemín – zeminy kontaminované PCB v rozmezí 10–50 mg/kg suš. by byly čištěny technologií termální desorpce a zeminy s obsahem PCB nad 50 mg/kg suš. by byly odstraněny ve spalovně nebezpečných odpadů,
- **Alternativa 6:** odtěžba kontaminovaných zemín – zeminy kontaminované PCB v rozmezí 10–50 mg/kg suš. by byly čištěny biodegradací a zeminy s obsahem PCB nad 50 mg/kg suš. by byly odstraněny ve spalovně nebezpečných odpadů.

Součástí Studie proveditelnosti byly laboratorní zkoušky, jejichž výsledky byly využity pro vyhodnocování jednotlivých variantních řešení.

- Testy spalitelnosti,
- Geomechanické zkoušky,
- Test termické desorpce,
- Test bioremediace.

Na základě výsledků testů biodegradace (nízká účinnost) byla Alternativa 6 vyjmuta z celkového hodnocení možných sanačních přístupů.

4.1 Výsledky studie proveditelnosti

Alternativa 2a uvažující odtěžbu kontaminovaných zemín s koncentrací PCB nad 10 mg/kg suš. a její dočasné uložení na lokalitě je relativně levná (cca 0,8 až 1,5 mil. EUR). Náklady na alternativy zvažující odtěžbu kontaminované zeminy a odstranění mimo lokalitu nebo částečné přečištění na místě a částečné odstranění mimo lokalitu se pohybují přibližně od 20–35 milionů EUR (Alternativa 1), 5–7 milionů EUR (Alternativa 2b), 17–25 milionů EUR (Alternativa 3), 17–25 milionů EUR (Alternativa 4) a 15–22 milionů EUR (Alternativa 5).

Na základě znalosti místního prostředí může být financování projektu nad 2 miliony eur problematické. Stručně řečeno, nejlepší alternativy z hlediska snížení stávajících rizik jsou ty, které umožňují úplné odstranění kontaminované zeminy. Tyto alternativy jsou však spojeny s vysokými náklady a dále jsou legislativně a technicky náročné na realizaci. Z tohoto důvodu byla Alternativa 2a doporučena k dalšímu rozpracování, a to především z důvodu relativně krátké doby potřebné k dosažení přijatelného snížení stávajících rizik, relativně nízké expozici pracovníků nebezpečným látkám při realizaci nápravného opatření a nízkých nákladů ve srovnání s jinými alternativami.

Nicméně na základě požadavku společnosti Moldelectrica a následné diskuzi byla pro další projekční práce zvolena varianta, kdy dojde v rámci sanačních prací k úplnému vymístění kontaminovaných zemín.

5. PROJEKT NÁPRAVNÝCH OPATŘENÍ

Na základě výsledků studie proveditelnosti byla navržena varianta odtěžení zemin kontaminovaných PCB nad 10 mg/kg suš. a jejich dočasné uložení na lokalitě do nově vybudované skládky. Skládka by technicky splňovala parametry pro ukládání nebezpečného odpadu.

Nicméně po diskuzích s majitelem rozvodny společností Moldelectrica po jejich seznámení s výsledky studie proveditelnosti a na základě výstupů z realizovaného kulatého stolu bylo přistoupeno k jejich požadavku na trvalé řešení spočívající v úplném vymístění zemin kontaminovaných nad stanovený sanační limit 10 mg/kg suš. pro zeminy do 0,9 m hloubky a 50 mg/kg suš. pro zeminy do hloubky více než 0,9 m.

Z tohoto důvodu byla zpracována projektová dokumentace, která počítá s odtěžením kontaminovaných zemin a jejich následné odstranění termickou metodou. Toto odstranění bude s největší pravděpodobností nutné realizovat mimo Moldavsko.

Dle předložené projektové dokumentace se jedná o odstranění 10 629 tun zemin kontaminovaných PCB nad 50 mg/kg suš. a 4 850 tun zemin kontaminovaných PCB v rozmezí 10–50 mg/kg suš.

6. ZÁVĚR

Prezentovaný projekt je ukázkou environmentálního projektu realizovaného v rámci rozvojové spolupráce mezi Českou republikou a Moldavskem. Výsledky projektu byly v samém závěru prezentovány potenciálním donorům z řad mezinárodních společností.

Literatura

- [1] REGULATION (EC) NO 850/2004 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 29 April 2004 on persistent organic pollutants and amending Directive 79/117/EEC.
- [2] Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants was adopted on 22 May 2001 in Stockholm, Sweden.
- [3] ISPE and IVL (November 2017): Moldova-Romania Power Interconnection Project, Feasibility Study, Part 1: Feasibility assessment and ESIA of the 1st priority project Component A: Back to back (BtB) station at Vulcănești and OHL 400* kV Vulcănești -Chisinau, Task 7: ENVIRONMENTAL AND SOCIAL IMPACT ASSESSMENT STUDY, INVESTIGATION REPORT on VULCANESTI SUBSTATION SITE.
- [4] <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables> (May 2020).
- [5] <https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidelines>.
- [6] The Methodological Guideline of the Ministry of the Environment of the Czech Republic from 2013.
- [7] Republica Moldova, GUVERNUL HOTĂRÎRE Nr. 931 din 20-11-2013 pentru aprobarea Regulamentului cu privire la cerințele de calitate a apelor subterane, Publicat : 29-11-2013 în Monitorul Oficial Nr. 276-280 art. 1037.

INOVATIVNÍ ÚSPORNÁ APLIKACE PROCESU TERMICKÉ DESORPCE PRO RECYKLACI NEBEZPEČNÝCH MATERIÁLŮ

Jiří Kroužek^{1,2)}, Pavel Mašín¹⁾, Radek Škarohlíd²⁾, Markéta Švedová²⁾

¹⁾ DEKONTA, a.s., Dřetovice 109, 273 42 Stehelčevy, e-mail: jiri.krouzek@dekonta.cz

²⁾ VŠCHT Praha, ÚCHOP, Technická 5, 166 28 Praha 6

Abstrakt

Příspěvek představuje výsledky vývoje nové *on-site* dekontaminační technologie, která pracuje na principu termické desorpce. Tento inovativní sanační a recyklační postup představuje spolehlivou, bezpečnou a přitom energeticky šetrnou alternativu ke skládkování nebezpečných materiálů při sanacích. Technika je založena na modulárním vzduchotěsném rozebíratelném boxu, do kterého je postupně vrstven vytěžený kontaminovaný materiál společně s topnými elementy. Po technicky nenáročném sestavení je následně materiál ohříván několik týdnů na cílovou teplotu dle požadavků konkrétní matrice a desorbované kontaminanty posléze odsávány do navazujícího systému čištění odplynu. Po ukončení ohřevu a vychladnutí materiálu je materiál vymístěn, box částečně rozebrán a postup opakován. V boxu je možné uplatnit různé typy ohřevu, přičemž nejefektivnější je nepřímý ohřev pomocí hořáků na kapalná paliva, k dispozici je však ekologická alternativa založená na bezemisním mikrovlnném ohřevu. V rámci dlouhodobého vývoje technologie byla technika designována s pomocí matematického modelování a menších čtvrtprůvozních testů za účelem optimalizace procesu ohřevu z pohledu účinnosti využití energie a dekontaminace celé vsádky materiálu. V návaznosti na tento aplikovaný výzkum byly úspěšně provedeny dva plně provozní testy s přibližně 50 tunami zemin s kontaminací PAH a ropných uhlovodíků, které ověřily efektivitu a technickou proveditelnost postupu a prokázaly také, že i proces termodesorpce může být provozován s nízkými náklady.

Úvod

Technologie termické desorpce patří mezi zavedené sanační postupy, je založena na jednoduchém principu ohřevu znečištěného materiálu za účelem odpaření a desorpce kontaminantů především s nižší těkavostí, vyniká širokou uplatnitelností z hlediska typu znečištění a umožňuje rychlou a efektivní dekontaminaci zemin i stavebních odpadů. Tyto nesporné klady technologie jsou však v praxi vždy vykoupeny vysokými náklady spojenými se spotřebou energie k ohřevu, bezpečností provozu nebo investičními či administrativními nároky. Její uplatnění při odstraňování látek jako PAH, PCB, pesticidů apod. je tak nedostatečné, při sanacích v ČR i zahraničí jsou takové materiály pragmaticky stále ukládány na skládky nebezpečného odpadu nebo někdy dokonce spalovány ve spalovnách, kdy materiál nepatří mezi hořlavé materiály a spálením je generováno velké množství stále nebezpečného odpadu. Termická desorpce naproti tomu patří mezi recyklační postupy, kdy materiál po jejím uplatnění splňuje požadavky na použití pro terénní úpravy, v případě *on-site* aplikace této technologie lze pak vytěžený a dekontaminovaný materiál vrátit na původní místo.

Společnost Dekonta, a.s. se rozvoji technologie termické desorpce ve spolupráci s VŠCHT věnuje již řadu let, zejména ve vývoji nových variant za účelem rozšíření uplatnění tohoto univerzálního fyzikálněchemického principu. Stejný účel měl i poslední projekt MOST řešený ve spolupráci s VŠCHT Praha za podpory TAČR. Cílem projektu bylo vyvinout způsob aplikace termodesorpčního procesu, který bude technicky jednodušší v instalaci i provozu technologie, bude plně mobilní a adaptibilní na podmínky konkrétní sanace. Tradiční aplikace kontinuální *ex-situ* termické desorpce založené na velkokapacitní vysokoteplotní rotační peci, do které se dávkuje vytěžený nebezpečný materiál, je po technickoekonomické stránce velmi náročným zařízením. Naproti tomu aplikace *in-situ* termické desorpce založené na ohřevu horninového prostředí, jejíž jednoduchost provedení umožňuje významné zlevnění a také byla v minulosti předmětem vývoje tohoto výzkumného týmu, trpí omezenými možnostmi kontroly procesu, a tedy sníženým dekontaminačním účinkem či navazujícími environmentálními riziky. Nově vyvinutá technologie *on-site* termické desorpce je kompromisním technickým řešením, které zachovává vyšší účinnost *ex-situ* dekontaminace na základě efektivního řízení procesu, avšak při snížené technické náročnosti, dané diskontinuálním provedením korespondujícím s *in-situ* provedením, a možností eliminace emisí a zajištění environmentální bezpečnosti.

Problematika uplatnění technologie termické desorpce zahrnuje tedy několik aspektů: dekontaminační účinek, technické, energetické a bezpečnostní nároky. Účinnost desorpčního postupu je závislá především na dosažené efektivní teplotě v materiálu, jež odpovídá vlastnostem kontaminantu a je klíčovým faktorem provozních nároků z pohledu spotřeby energie. Náklady na energie jsou také spojeny s aplikovaným principem ohřevu. V praxi se jedná v naprosté většině o konvenční způsoby přestupu tepla s aplikací paliv jakožto zdroje energie, dříve byly časté přímé způsoby ohřevu s kontaktem tuhého odpadu s horkými spalinami, které umožňují využít energii velmi efektivně, nicméně tyto systémy jsou velmi náročné na splnění emisních standardů. Naproti tomu nepřímý způsob ohřevu oddělující zdroj energie od kontaminace je environmentálně přívětivější alternativou, avšak s nižší energetickou efektivitou i kapacitou technologie. *Ex-situ* rotační pece vedle špičkových nároků na konstrukci odolnou vysokým teplotám vyžadují náročné operace připravující materiál k dekontaminaci nebo dokonce dalekému transportu v případě *off-site* systémů, zatímco *in-situ* systémy založené na aplikaci vyhřívaných vrtů v kontaminovaném ohnisku v horninovém prostředí tyto náklady eliminují. Nicméně dosažení homogenního ohřevu v horninovém prostředí na efektivní teplotu je nelehký úkol přinášející ztráty energie i další rizika plynoucí z mobilizace kontaminace. V souvislosti s environmentální politikou je slibná rovněž aplikace mikrovln, které umožňují efektivní objemový ohřev a naše výzkumy prokázaly dekontaminační i ekonomickou účinnost, na druhou stranu nároky na zdroj elektřiny limitují systém z pohledu kapacity a směřují takovou aplikaci spíše směrem k menším sanačním projektům s potřebou snadné instalace technologie. Kromě samotného desorpčního procesu je nedílnou součástí technologie také systém čištění odplynů, který přináší velkou variabilitu technického provedení adaptovaných na konkrétní aplikaci termodesorpce, ale i nemalé energetické a legislativní nároky.

Jedná se tedy o komplexní problematiku a zmíněné aspekty v důsledku vedou k aplikaci „cesty nejmenšího odporu“ spočívající v odvozu nebezpečného materiálu s málo těkavými a perzistentními materiály na skládku, často také k neustálému odkladu sanací. Nová technologie přináší kompromisní environmentálně příznivé řešení, které je zároveň technicky nenáročné a po provozní stránce zoptimalizované tak, aby bariéry k aplikaci procesu termodesorpce překonala.

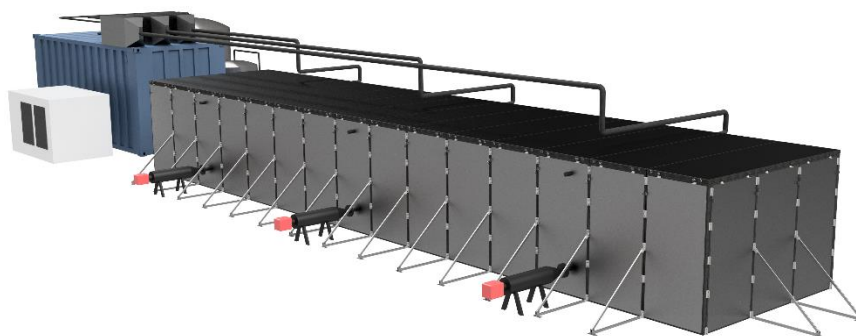
Nová technologie *on-site* termické desorpce

Nová aplikace termodesorpce je založená na sestavení modulárního zatěsněného boxu, který se skládá z tepelně izolovaných panelů, stěnových o rozměru 1 x 2 m a stropních 1 x 3 m, opatřených těsnicím systémem. Sestavený box tvaru kvádrů je tedy vždy 2 m vysoký a 3 m široký, délka boxu je daná počtem stěnových panelů a může být libovolná dle požadavků postupu sanačních prací. Z pohledu systému ohřevu se pak tento box člení na moduly s délkou 5 m, které mají optimalizovaný design pro efektivní využití energie a dekontaminaci vsádky necelých 25–28 m³ kontaminovaného materiálu. Na obr. 1 je vizualizováno provedení o třech modulech s kapacitou přibližně 80 m³, kterou lze uvažovat jako vhodnou pro sanaci středního rozsahu.

Postup je odstartován technicky nenáročným sestavením obvodových panelů na rovné zabezpečené ploše, poté je možné nakladačem postupně box zaplnit materiálem k vyčištění tak, aby v něm byla rozmístěna topná tělesa ve zvolené konfiguraci. Prakticky se tak materiál dávkuje ve vrstvách, mezi něž se aplikují topné segmenty společně s kontrolními teplotními čidly. Topná tělesa jsou prostupy stěn připojena ke zdrojům tepla (dle varianty provozu) umístěným vně boxu. Box se zaplní téměř po vrchní okraj, přičemž vnitřní strany stěn a povrch vsádky pod stropem boxu jsou opatřeny ventingovým rozvodem, který umožňuje rovnoměrné odsávání par kontaminantů ze vsádky do systému čištění vzdušiny. Ten může být variabilní využívající techniky absorpce, kondenzace, adsorpce či některého z oxidačních postupů dle typu kontaminace a zvolené konfigurace. Po instalaci potřebného vybavení boxu je tento zakrytován stropními panely a vsádka je ohřívána po dobu 3–6 týdnů. Provoz vyžaduje pouze denní kontrolu a příp. úpravu nastavení v návaznosti na průběhu ohřevu, poté se materiál ponechá 1–2 týdny chladnout, šetrně se vymístí s topným systémem a proces lze opakovat.

Boxů může být libovolný počet a mohou tak být provozovány střídavě pro efektivní využití času. Při střídavé aplikaci dvou boxů znázorněných na obr. 1 lze dosáhnout roční kapacity dekontaminace 1 000 m³ zeminy, která nemusí tak být odvážena na skládku a zůstane na původní lokalitě. Jedná se

o příkladné použití při menším sanačním projektu, kapacita technologie je však po technické stránce kromě počtu potřebných technických prvků limitována v podstatě pouze dostupnými zdroji energie, kterými je buďto různorodé kapalné palivo včetně odpadního minerálního oleje, nebo elektrická přípojka v případě mikrovlnami vyhřívané termodesorpční aplikace.



Obr. 1: Vizualizace provedení termodesorpčního boxu s ohřevem pomocí hořáků

Technologická konfigurace využívající hořáky na kapalné palivo je tou ekonomicky a kapacitně efektivnější variantou vyvinutého postupu. Jeden modul této konfigurace je založen na horizontálním umístění čtyř pravidelně rozmístěných vrstev rozvodu topných potrubních roštů připojených vždy ke dvěma proti sobě situovaným spalovacím komorám s až 50 kW hořáky (zn. Kroll), které umožňují spalovat kapalné palivo prakticky jakékoli kvality od LTO až po odpadní minerální oleje. V případě environmentálně šetrnější alternativy s mikrovlnným ohřevem je pak ohřev zajišťován pomocí horizontálně uložených vlnodů ve speciální vložce s 6 kW generátorem pravidelně rozmístěných vedle sebe z každé strany boxu. Tři modulární box uvedené na obr. 1 potřebuje buď šest hořáků se spalovacími komorami s výkonem 250–300 kW a denní spotřebou paliva cca 300 l, nebo 19 generátorů mikrovln s elektrickým příkonem cca 150 kW. Systémy umožňují spolehlivě dosáhnout v celém objemu teploty minimálně 300 °C, která je v tomto procesu efektivní pro naprostou většinu cílových skupin kontaminantů. V centrálních pozicích boxu se teplota může přiblížit až k 500 °C, nicméně jelikož se jedná o doby zdržení materiálu ve vysoké teplotě v řádech dní, je možné aplikovat cílové teploty výrazně nižší, než jsou teploty varu kontaminantů, neboť je k dispozici dostatek času k transportu kontaminace z matrice. Spalovací konfigurace o výše uvedených parametrech umožňuje dosáhnout cílové teploty během dvou týdnů, v případě mikrovlnné verze se jedná o přibližně čtyři týdny. Kontaminace během ohřevu je odsávána jak z head-space v boxu, tak i ze stěnových partií, pomocí vývěvy skrze nastavený systém čištění vzduchu. Systém umožňuje rekuperaci energie a vhánění predehřátého vzduchu na dno boxu k urychlení transportu kontaminace i efektivnějšímu využití energie.

Vývoj technologie

Technologie byla vyvíjena v několika fázích. V rámci předchozích projektů byly sbírány důležité znalosti a zkušenosti jak z literatury, tak i z nesčetných laboratorních experimentů s mnoha materiály a kontaminacemi [1,2] nebo z poloprovozních testů dalších možných aplikací [3,4]. Tyto výsledky tvoří důležité know-how týkající se postupu ohřevu a dekontaminace a potřebných efektivních teplot pro konkrétní situace. Koncept formulovaný směrem k adaptaci procesu termodesorpce na *on-site* dekontaminaci nahromaděného materiálu zahrnoval různé varianty provedení lišících se ve způsobu ohřevu, metodě ohřevu, uložení materiálu a zabezpečení procesu. Na začátku byly provedeny série různých čtvrtprovozních testů mnoha konfigurací, včetně parního či elektrického odporového ohřevu vedle cílových konfigurací, které byly vybrány na základě vyhodnocení řady praktických parametrů. V návaznosti především na praktické požadavky byl zvolen technický koncept na bázi modulárního boxu a ve spolupráci s konstruktéry z ČVÚT byl optimalizován design z pohledu praktičnosti instalace a mobility technologie. Optimalizace provedení technologie a designu z pohledu distribuce tepla v systému byla provedena pomocí matematické simulace procesů zahrnující multifyzikální numerické výpočty přestupu tepla, přestupu hmoty i mikrovlnné interakce s materiály. Výsledky z těchto výpočtů byly klíčové pro nastavení systému distribuce tepla ve statické vrstvě materiálu tak, aby byla efektivně využita energie a došlo k dekontaminaci v celé vsádce v boxu. Systém byl znovu nejprve testován

ve čtvrtprovozním uspořádání se vsádkou 9 m³ s čistou zemínou v obou konfiguracích v základním provedení systému s jedním hořákem a jedním generátorem. V poslední fázi byl optimalizovaný design jednoho modulu obou konfigurací sestaven a propojen s funkčním systémem čištění odplynů a poloprovozně testován při dekontaminaci dvou vzorků vždy 40–50 tun kontaminovaných zemín z reálných lokalit s ekologickými zátěžemi.

Pilotní testy

Na technologické ploše ve Slaném společnosti Dekonta, a.s. byly provedeny dva pilotní testy technologie, jednak s mikrovlnným ohřevem a jednak s ohřevem pomocí hořáků. Pro každý tento test byla sestavena vyvinutá konfigurace vždy s aplikací boxu o půdorysu 5 x 3 m, objem vsádky tak činil 25–28 m³, hmotnost vsádky kontaminované zeminy 40–50 t.



Obr. 2: Pilotní testování technologie *on-site* termické desorpce

Pilotní test *on-site* termodesorpce s mikrovlnným ohřevem (technologie MOST) proběhl tentokrát s využitím dvou 6 kW generátorů umístěných vedle sebe. Mikrovlny byly aplikovány vlnovodem v šamotu postupně v různých pozicích vsádky. Pro test byla přivezena zemina z odtěžby kontaminované zeminy obsahující ropné látky o obsahu jednotek tisíc mg/kg a jednotek mg/kg PAH, charakteristickým rysem materiálu byl poměrně značný obsah kameniva o velikosti až 20 cm, což ale pro technologii není překážkou. Ohřev probíhal po dobu 5 týdnů. Test prokázal vysokou účinnost procesu, došlo prakticky v celé vsádce k vysušení materiálu, odebrané vzorky ze středových segmentů vykazovaly koncentrace pod mezí stanovitelnosti. Reziduální kontaminace byla měřena v okrajových segmentech boxu, což odpovídalo nižší dosahované teplotě v této části <150 °C, takto nižších teplot bylo dosahováno zejména v 20 cm povrchové vrstvě vsádky. Naopak kontinuální měření teploty v různých bodech během procesu ukázalo teploty v okolí šamotového potrubí 200 °C až 635 °C, dle pozice čidla. V min. 80 % objemu zeminy byla dekontaminace úspěšná při spotřebě elektřiny pro ohřev 12,5 MWh, jež je doprovázena navíc spotřebou dalších jednotek MWh k chlazení generátorů a výměníku ke kondenzaci par odsávaných z boxu jakožto hlavní techniky čištění odplynů doprovázené aktivním uhlím na výstupu z technologie. Pro dosažení úspěšné dekontaminace v celém objemu vsádky by byl zapotřebí ještě třetí generátor, který tým neměl k dispozici. Plánovaný systém dle konfigurace odpovídající vizualizaci na obr. 1 by pro jeden modul počítal s aplikací minimálně pěti generátorů, čímž by bylo dosaženo efektivní cílové teploty za kratší časový úsek 2–3 týdnů.

Další pilotní test s hořákovou konfigurací pro výše popsaný jeden modul byl proveden s cca 50 t písčité zeminy s obsahem PAH v jednotkách tisíc mg/kg. K testu byly využity dva 50 kW hořáky se spalovacími komorami umístěnými protisměrně a napojené na sadu čtyř topných roštů v zemině. Systém čištění odplynů založený na kondenzaci par a adsorpci byl doplněn ještě technologií absorpce polutantů

do vyhřívání minerálního oleje, kterým byl vyjetý olej z automobilů. Ten byl aplikován zároveň jako nízkonákladové palivo, jehož spalování hořák zn. Kroll umožňuje, palivo tak protékalo ze zásobníku nejprve probublávanou nádrží pro absorpci par, kde bylo vyhříváno na teplotu 90–110 °C a odtud bylo palivo přiváděno do hořáků, palivo tak vedle funkce zdroje energie umožňuje také dekontaminaci. Ohřev při experimentu byl provozován 16 dní, po kterých běžel jeden hořák téměř kontinuálně a druhý vlivem poruch pouze polovinu času. V boxu bylo rozmístěno 15 teplotních čidel, které měřily na konci testu teploty od 250–520 °C, přičemž 12 z těchto čidel popisující většinu objemu vsádky se pohybovalo v rozmezí 300–400 °C.

Vyhodnocení dekontaminace v obou testech bylo založeno na podrobném vzorkování vsádky, byly odebírány směsné i bodové vzorky v různých pozicích vsádky z pohledu hloubky materiálu i horizontálních poloh, i vzorky odvážené po testu po vymístění materiálu na nákladním voze. Ve vzorcích probíhala analýza sumy PAH a C₁₀-C₄₀. Oba experimenty potvrdily vysoký dekontaminační účinek dle dosahovaných teplot, kde v místech s teplotami nad 200 °C byly pozorovány koncentrace na hranici meze stanovitelnosti hluboko pod sanačním limitem. Nejnižší teploty jsou dosahovány dle očekávání v některých pozicích u cca 10 cm vrstvy materiálu u stěny boxu, kde vzhledem k zůstatkové vlhkosti někdy nedojde k cílovému odstranění kontaminace, jedná o nižší jednotky procent celkového objemu vsádky, materiál lze z těchto poloh vrátit do dalšího procesu.

Závěr

Firma Dekonta, a.s. v posledních pěti letech vyvinula a v pilotním měřítku ověřila inovativní postup pro aplikaci procesu termodesorpce uplatnitelného v rámci sanací ekologických zátěží, příp. i v rámci nakládání s nebezpečnými odpady, pro matrice znečištěné málo těkavými organickými polutanty včetně perzistentních. Pilotní testy potvrdily technickou proveditelnost, bezpečnost, spolehlivost i efektivitu při odstranění kontaminace a spotřebě energie. Aplikace technologie na místě ekologické zátěže vyžaduje pouze běžnou nákladní a manipulační techniku a zemní práce, design technologie vyniká kompaktností, mobilitou, flexibilitou i robustností, klíčová konstrukce termického boxu nevyžaduje žádné speciální materiály ani stavebně konstrukční prvky. Stejně tak technické řešení pro distribuci tepla ve vsádce materiálu je použito na bázi běžných materiálů, pouze zdroje energie v obou variantních konfiguracích s klasickým a mikrovlnným ohřevem vyžadují aplikaci provozně náročnějších technik, které však nejsou nijak výjimečné. Investiční nároky pro středně velké sestavy se pohybují v jednotkách milionů Kč dle zvolené konfigurace a požadovaného výkonu, provozní nároky jsou pak spojené především se spotřebou energie. Aplikace technologie nejenže přináší environmentálně šetrnější alternativu ke skládkování či spalování odpadů, ale rovněž podstatnou úsporu nákladů na transport a poplatky za skládkování/spálení matric, jako jsou zeminy.

Poděkování

Výzkum byl podpořen TAČR z programu EPSILON z výzkumného projektu TH02030815 (2017–2019).

Literatura

- [1] KROUŽEK J. et al. (2012): Laboratory tests of microwave heating of solid wastes in thermal desorption technology development. Waste Forum.
- [2] KROUŽEK J. et al. (2011): Laboratorní porovnání průběhu termické desorpce s klasickým a mikrovlnným ohřevem, in Sborník konference Symposium Odpadové fórum.
- [3] KROUŽEK J. et al. (2018): Pilot scale applications of microwave heating for soil remediation. Chemical Engineering and Processing - Process Intensification
- [4] KROUŽEK J. (2015): Termická desorpce tuhých odpadů s využitím mikrovlnného ohřevu, dizertační práce, VŠCHT Praha.

ZHODNOCENÍ OBLASTI NAKLÁDÁNÍ S BIOLOGICKÝMI ODPADY V ZEMÍCH EU A V ČR

Eva Vodičková, Romana Jurnečková, Petra Maxová

*GEOtest, a.s., Šmahova 1244/112, 627 00 Brno, Česká, e-mail: vodickova@geotest.cz,
jurneckova@geotest.cz, maxova@geotest.cz*

Úvod

Příspěvek byl vypracován na základě přípravy studie jako první části projektu, která se zabývá analýzou stávajících systémů sběru a využití biologických odpadů z domácností v ČR a ve vybraných zemích EU. Cílem celého projektu je řešení problematiky intenzifikace a optimálního nastavení obecních systémů sběru, a to z biologických odpadů rostlinného i živočišného původu v návaznosti na stanovené cíle a povinnosti vyplývající z nové legislativy odpadového hospodářství a aktualizovaného Plánu odpadového hospodářství (POH). Součástí výstupu je Life Cycle Assessment, (zkráceně LCA), metoda posuzování životního cyklu produktu nebo služby z hlediska jeho působení na životní prostředí.

Definice biologického odpadu

Definice biologického odpadu je uvedena ve směrnici Evropského parlamentu a Rady (EU) o odpadech 2018/851 ze dne 30. května 2018, kterou se mění směrnice 2008/98/ES (čl. 1 odst. 3 písm. b). Ta uvádí, že bioodpad zahrnuje biologicky rozložitelný odpad ze zahrad a parků, potravinářský a kuchyňský odpad z domácností, kanceláří, restaurací, velkoobchodů, jídelen, stravovacích a maloobchodních prostor a odpad z potravinářských provozů. Ve stručnosti jej lze dělit na dvě hlavní frakce, a to zahradní, včetně parků, a odpad potravinový, zahrnující i kuchyňský odpad.

V České republice je definován biologicky rozložitelný odpad (BRO), obecně nazývaný jako bioodpad, tj. jakýkoli odpad, který je schopen anaerobního nebo aerobního rozkladu. Jedná se zejména o odpady ze zemědělství, lesnictví a potravinářství, dále odpady z průmyslu papírenského a textilního, také odpady ze zpracování dřeva, kůží a dalších výrob. Velmi důležitou částí biologicky rozložitelných odpadů jsou biologicky rozložitelné komunální odpady (BRKO), které obsahují pouze částečný podíl biologicky rozložitelné složky. Podíl BRKO tvoří významnou část směsného komunálního odpadu (SKO). Evropská unie proto přijímá celou řadu opatření, která vedou k přesměrování bioodpadu ze skládek do bioplynových stanic a kompostáren a k následnému uložení do půdy.

Potravinovým odpadem rozumíme odpady ze supermarketů, potravinářského průmyslu a také odpady z domácností, na které byla zaměřena naše studie. V České republice dle statistiky připadá na každého obyvatele zhruba 56 kg potravinového odpadu ročně. Nejvíce domácnosti vyhazují tzv. prošlé nebo zkažené potraviny. Do roku 2030 by se mělo toto množství podle plánu EU snížit o 30 %.

Nakládání s odpadem

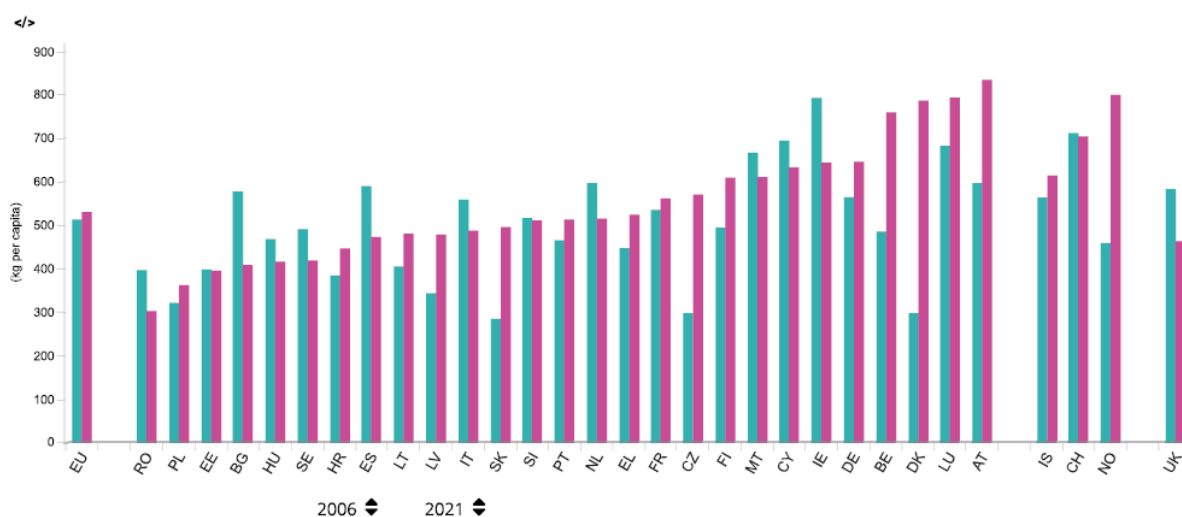
Oběhové hospodářství (cirkulární ekonomika) si klade za cíl co nejdéle udržet hodnotu výrobků a minimalizovat tak tvorbu odpadu. Jedná se o klíčový koncept v oblasti nakládání s odpady v řadě států Evropské unie včetně ČR. Cirkulární Česko 2040 si klade za cíl posílení předcházení vzniku odpadů s důrazem na opětovné použití a recyklaci. Práce s bioodpadem by se měla zefektivnit např. kompostováním biologicky rozložitelných odpadů nebo energetickým využitím a dalším zpracováním. Dlouhodobé cíle jsou uvedeny na stránkách MŽP [1].

S novou koncepcí v rámci oběhové ekonomiky dochází ke změně smýšlení o nakládání s odpady. To znamená, že hybnou silou by měla být nejen bezpečná likvidace našeho odpadu, ale také zajištění zachování hodnoty našich zdrojů v ekonomice pro nové generace. Konkrétně v oblasti využití bioodpadu je klíčový úkol pro splnění cíle EU separovat a recyklovat až 65 % z komunálního odpadu do roku 2035. S tím souvisí i úspěšný přechod na oběhové hospodářství, který by mohl pomoci splnit

cíle udržitelného rozvoje jak pro zmíněné využití bioodpadu, tak cíle Pařížské dohody o klimatu a ambice Evropské zelené dohody a dosáhnout uhlíkové neutrality v Evropě do roku 2050 [2].

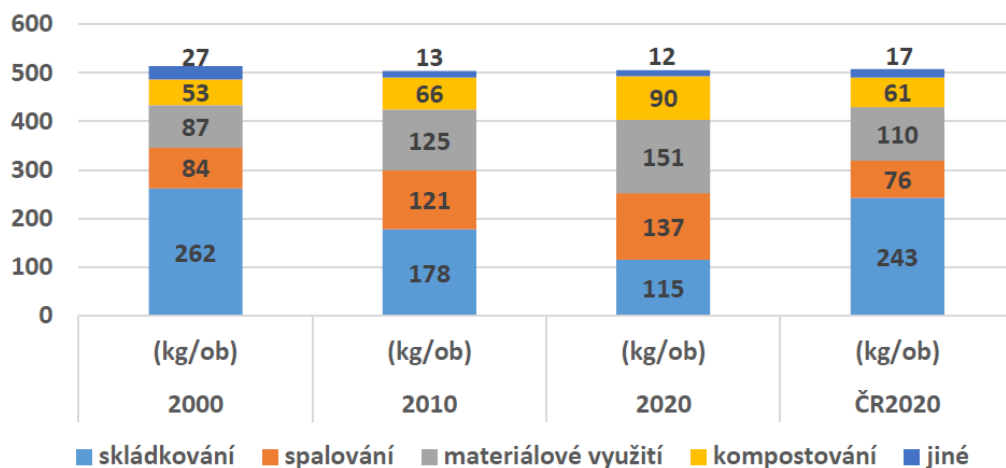
Odpadová statistika v zemích EU a ČR

Evropská Komise EU a Eurostat monitorují nakládání s odpadem v jednotlivých členských a přístupových státech a veřejně publikují každoroční statistiky o nakládání s odpady. V ČR tuto roli plní Český statistický úřad, který souvisle monitoruje produkci, využití a odstraňování odpadů na území České republiky [Statistics | Eurostat \(europa.eu\)](#). Veřejně jsou podrobná data k dispozici za několik posledních let. Evidence a začlenění odpadu do jednotlivých skupin odpadů se řídí platnou legislativou, která doznává v posledních letech častých změn, data však nezohledňují speciálně biologické odpady. V EU je snaha o její sjednocení na úrovni všech členských států. Ke změnám dochází také z důvodů rozdílného přístupu k odpadům v současné době i v nedávné minulosti. Patrný je větší důraz na materiálové a energetické využití odpadů, zdravotní a ekologická bezpečnost, prevence vzniku odpadů, třídění a recyklace. V roce 2021 se (v porovnání s rokem 2006) celkové množství komunálního odpadu v EU značně lišil, pohybuje se od 302 kg na obyvatele v Rumunsku po 834 kg na obyvatele v Rakousku, viz obr. 1. Rozdíly mezi jednotlivými zeměmi odrážejí ekonomické bohatství, ale také závisí na tom, jak se komunální odpad shromažďuje a nakládá s ním. Z grafu na obr. 1 je patrný jak nárůst množství vyprodukovaných odpadů v uvedeném porovnávacím období 2006 a 2021 včetně ČR, tak pokles v zemích, kde existuje v souladu s cirkulární ekonomikou velmi zřetelný trend omezení skládkování a přecházení na alternativní způsoby nakládání s odpady.



Obr. 1: Porovnání produkce komunálních odpadů v EU mezi lety 2006 a 2021 [3]

V ČR je platný zákon o odpadech č. 541/2020 Sb. a spolu s prováděcí vyhláškou č. 273/2021Sb., ve které jsou zapracovány příslušné předpisy Evropské unie, definují podrobnosti k nakládání s odpady, včetně BRO. Odbor odpadů MŽP vydal „Metodický pokyn pro oddělené soustředování potravinového a kuchyňského odpadu“ [4]. Česká republika musí v rámci nakládání s biologicky rozložitelnými odpady plnit závazné cíle vyplývající z evropských právních předpisů, zejména omezovat jejich ukládání na skládky. Smyslem aplikace zákonných norem je zajistit vysokou úroveň ochrany životního prostředí a zdraví lidí a trvale udržitelné využívání přírodních zdrojů a předcházení vzniku odpadů. Cílem je také odpovídající využití odpadů a nakládání s nimi v souladu s hierarchií odpadového hospodářství a následně přechod k oběhovému hospodářství. Porovnání nakládání s komunálními odpady v EU a v ČR ukazují obr. 2.

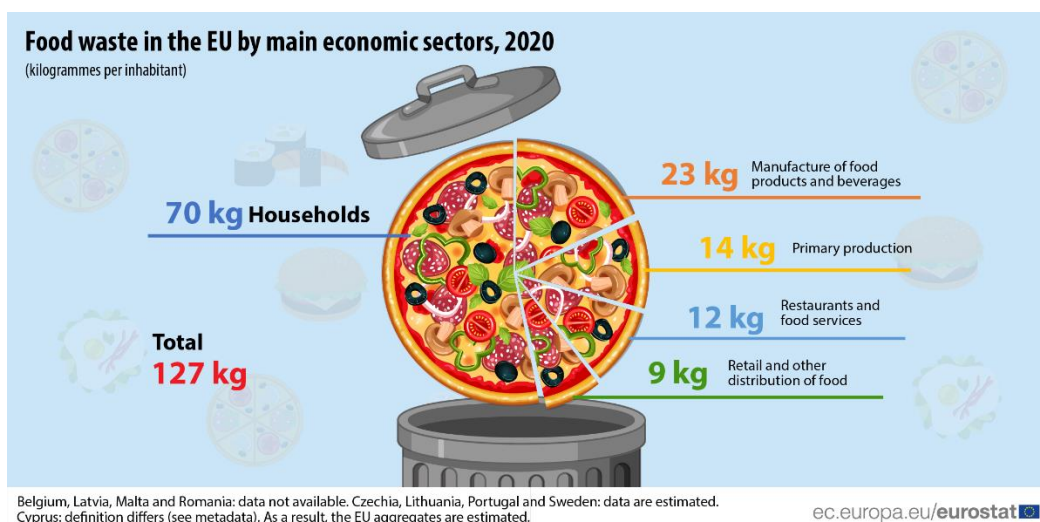


Obr. 2: Nakládání s komunálními odpady v EU a ČR (zdroj Eurostat) [3]

První tři sloupce představují data za celou EU, poslední sloupec vpravo reprezentuje data za ČR z roku 2020. Z grafu vyplývá, že v ČR je relativně dobrá úroveň kompostování, avšak je zde zároveň patrné vysoké procento skládkovaného odpadu. Zde je prostor pro zlepšení stavu např. řešením separace biologického odpadu. Zkušenosti ze zemí se zavedenou recyklací biologického odpadu ukazují, že první a preferovanou možností recyklace biologického odpadu je výroba kompostu. Výroba kompostu je v ČR na dobré cestě, je relativně snadná a nákladově efektivní, neprobíhá ale celoplošně, existují velké místní rozdíly. Doplnění hierarchie odpadového managementu o proces zpracování v bioplynových stanicích může zvýšit ekonomickou hodnotu vytvořenou na tunu biologického odpadu.

Specifika nakládání s biologickým odpadem

Plán odpadového hospodářství České republiky (POH ČR) je stanoven pro období 2015–2024 s výhledem do roku 2035 [5]. Tento základní strategický dokument v oblasti odpadového hospodářství stanoví mimo jiné cíl snižovat množství biologického odpadu z kuchyní a stravoven a vedlejších produktů živočišného původu ve směsném komunálním odpadu, které jsou původem z domácností, veřejných stravovacích zařízení (restaurace, občerstvení) a centrálních kuchyní (nemocnice, školy a další obdobná zařízení). Potravinový odpad v EU reprezentuje obr. 3.



Obr. 3: Produkce potravinového odpadu v EU (2020)

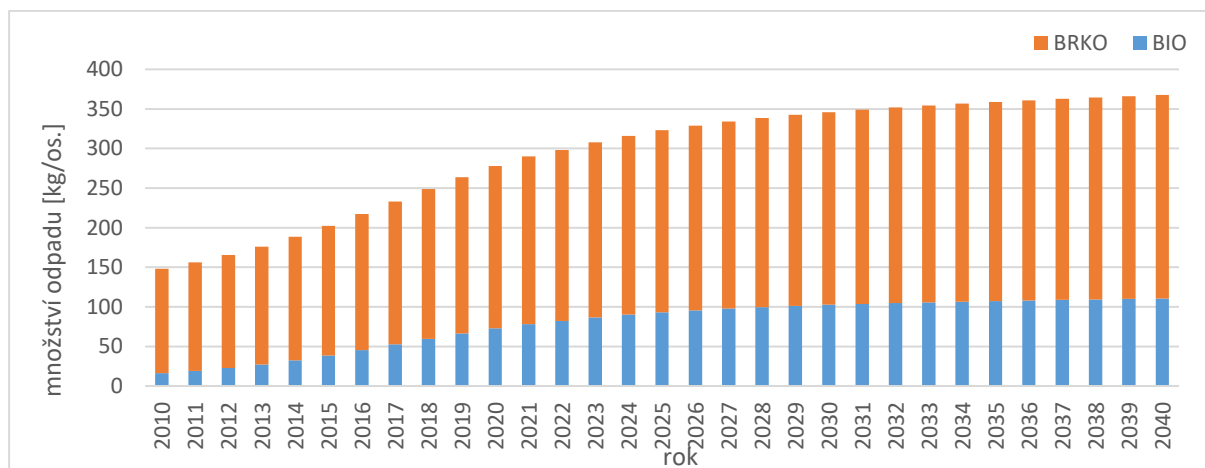
V POH ČR jsou opatření pro nakládání s biologickým odpadem zacílena zejména na:

- Podporu vytvoření systému odděleného soustředování, pravidelného sběru a svozu biologického odpadu od původců a z domácností.
- Podporu rozvoje zařízení pro zpracování biologického odpadu (bioplynové stanice, kompostárny vybavené technologií pro hygienizaci odpadu).
- Důslednou kontrolu nakládání s biologickým odpadem včetně vedlejších produktů živočišného původu.
- Provádění a podpora osvětové kampaně k nakládání s biologickým odpadem.

V celé EU se ročně vyprodukuje 118 až 138 milionů tun biologického odpadu, z nichž více než dvě třetiny pochází z domácností, s rozdíly mezi členskými státy od 18 do 60 %. Průměr na občana v EU ukazuje obr. 3, ČR v tomto ohledu patří k průměru se zhruba 30 %.

Země jako Rakousko, Švýcarsko, Německo, Nizozemsko, Belgie, Švédsko a Norsko mají více než 15 let zkušeností se systémy odděleného sběru a zpracování biologického odpadu, další evropské země (Spojené království, Itálie, Finsko, Irsko, Slovinsko, Estonsko nebo Francie) v posledních letech výrazně pokročily. Nicméně většina biologického odpadu, který Evropa každý rok vyprodukuje, se stále ztrácí skládkováním a spalováním, čímž se plýtvá velký potenciál recyklace tohoto organického materiálu jako kompostu nebo krmiva pro zvířata a pro anaerobní digesci.

V ČR provozuje Ministerstvo životního prostředí (MŽP) aplikaci TIRAMISO [6], která je určená pro uživatele z řad veřejnosti, krajů, obcí, investorů, odborníků v odpadovém hospodářství pro zobrazení trendu dat a předpovědi produkce odpadů až do roku 2040. Webová aplikace zpřístupňuje dlouhodobou prognózu odpadů na základě dat z Informačního systému odpadového hospodářství (ISOH) a je výsledkem projektu „Prognózování produkce odpadů a stanovení složení komunálního odpadu“ (č. projektu TIRSMZP719 poskytovatele Technologické agentury České republiky, program Beta 2, z období řešení 2019 až 2021). Následující obr. 4 uvádí produkci bioodpadů a biologicky rozložitelných odpadů v ČR od r. 2010 a prognózu do r. 2040, v přepočtu na obyvatele. Předpokládá se do budoucna spíše stagnující trend nebo velmi mírný růst.



Obr. Chyba! V dokumentu není žádný text v zadaném stylu.: Produkce bioodpadů a biologicky rozložitelných odpadů v ČR na osobu od r. 2010 a prognóza do r. 2040

Třídění biologického odpadu z domácností v Rakousku

Třídění biologicky rozložitelného odpadu je pro rakouské domácnosti povinné od roku 1995. V závislosti na spolkové zemi je sběrná nádoba na BRO hnědá nebo zelená; např. ve Vídni je zelená. Sběrné nádoby jsou určeny na zbytky ovoce a zeleniny, ovocné slupky, pečivo, kávovou sedlinu a čajové sáčky, zahradní odpad a papírové kuchyňské utěrky. Biologicky rozložitelný odpad se vyhazuje přímo

do sběrné nádoby bez sáčků a obalů, zpracovává se v kompostárnách. Do sběrné nádoby je zakázáno vkládat maso, kosti, vejce, mléčné výrobky, obsah vysavače, podestýlku pro kočky a plastové sáčky [7]. Ke sběru kuchyňského odpadu a zbytků (vč. masa, kostí a vařeného jídla) jsou používány papírové sáčky, noviny nebo kuchyňské utěrky v roli nebo biologicky rozložitelné sáčky (pytle). Ukládají se do specializovaných kontejnerů, umístěných v ekodvorech, na vyhrazených místech nebo u obchodních řetězců a vyprazdňují se pomocí speciálních sacích vozidel. Separovaným svozem jsou pak určeny pro další zpracování, např. v bioplynové stanici. Informační kampaně ukazují, co se děje s materiálem z jednotlivých odpadkových kontejnerů. Místní úřady zasílají občanům letáky o umístění jednotlivých kontejnerů na odpad s pokyny, jak nakládat s jednotlivými odpady a co je povoleno do jednotlivých kontejnerů ukládat. Bioodpad je zpracováván v kompostovacích zařízeních na vysoce kvalitní kompost nebo v bioplynových stanicích k výrobě bioplynu jako zdroji tepla a elektřiny. Oba závody bývají na jednom místě kvůli snížení dopravní náročnosti. V případě malých množství mohou být tyto kuchyňské odpady s podílem živočišné složky ukládány do popelnic pro směsný odpad, kde končí spolu s jiným nevytríděným směsným komunálním odpadem a jsou zpoplatněny.

Město Vídeň úspěšně provozuje svůj integrovaný systém zpracování bioodpadu [8], který se vyznačuje hned několika přednostmi a hierarchie jeho řešení odpovídá standardu Evropské unie. Systém pokrývá všechna aktuálně myslitelná opatření a využití. Využití kompostu je možné v soukromé sféře (zahrady, truhlíky) nebo v ekologickém zemědělství. Populární službou je možnost odebrat kvalitní a zkuškami prověřený kompost do 1 m³ zdarma.

Separované organické látky včetně odpadů pocházejících z kuchyňských odpadkových kontejnerů se zpracovávají v bioplynové stanici (Biogas Wien), která funguje jako „jednostupňový, mezofilní mokřý proces“, při teplotě fermentačního reaktoru asi 37 stupňů. Během procesu mikroorganismy produkují směsný plyn obsahující 40 až 70 procent metanu, který je vhodný pro další zpracování a využití. Po fermentaci kolem 2 500 tun zbytkového materiálu zůstává z původních 22 000 tun. Tento zbytek se následně tepelně recykluje. V provozu závodu a svozu funguje ekologický a nízkoemisní vozový park, získává se pro vídeňské domácnosti energie ve formě dálkového vytápění a slouží také k výrobě elektrické energie. Tím se snižuje i spotřeba fosilních paliv. Ve Vídni tak funguje Program ochrany klimatu města Vídně. Díky opatřením se v letech 2009 až 2021 každý rok zamezilo tvorbě 1,4 milionu tun emisí skleníkových plynů. Skládku Rautenweg, která se nachází cca 10 km severně od Vídně, je jedinou městskou skládkou. Rozkládá se na ploše 60 hektarů a je pro tento účel používána již od roku 1961. Jedná se o bývalou šterkovnu. Zatímco v roce 2006 pocházelo 70 % odpadu (asi 150 tis. tun) ze zbytků ze spalovny a 30 % z netříděného odpadu z Vídeňských domácností, od roku 2008 je na skládku vyvážen prakticky jen výše uvedeným procesem zpracovaný materiál ze spaloven.

Propagování ekologického přístupu patří ve Vídni ke stěžejním aktivitám. Klimatický plán vstoupil v platnost na začátku roku 2022. Stanovuje cíle pro dosažení uhlíkové neutrality do roku 2040. Součástí aktivit města Vídně v oblasti nakládání s odpady jsou organizovány a provozovány akční a vzdělávací programy s motivací občanů k třídění. Určitě stojí za to se Vídní inspirovat.

Třídění biologického odpadu z domácností v Německu

Bioodpad tvoří v Německu asi 30 až 40 % komunálního odpadu (průměr za celé Německo). Biologicky rozložitelný odpad je sbírán odděleně, recyklován a ekologicky a ekonomicky využíván. Kompost a digestát se používají jako organické hnojivo. Recyklace biologického odpadu také přímo přispívá k ochraně klimatu, metan vzniklý při fermentaci je využit k výrobě energie. Požadavky na kvalitu kompostu a digestátu definuje Vyhláška o bioodpadu, kde je deklarováno i to, co se rozumí „bioodpadem“ tak, aby se dal použít k výrobě kompostu. Odpadové předpisy [9] zavádí do vnitrostátního práva individuální přístup. Jednotlivé členské státy musí podporovat recyklaci, včetně kompostování a zpracování bioodpadu takovým způsobem, že je zajištěn vysoký stupeň ochrany životního prostředí a odpovídá tomu vyrobený produkt se standardem vysoké kvality pro aplikaci kompostu na zemědělskou půdu. Kromě toho musí členské státy „podporovat následné používání materiálů vyrobených z biologického odpadu“. Vysoký stupeň čistoty produktu je zajištěn již před procesem úpravy předtříděním vstupního materiálu, který také zabezpečí odstranění možných

obsažených cizích látek, zejména plastů. Předpisy také regulují správné nakládání s bioodpady a směsmi, jakož i zkoušky a využití vyrobených produktů. Zahrnují také požadavky na hygienické aspekty při výrobě a recyklaci kompostu a fermentačních zbytků, stanoví limitní hodnoty škodlivin a cizorodých látek.

Organický odpad (pro kompostárnu – tzv. bio popelnice) nesmí obsahovat žádné plastové sáčky a žádné obaly, protože ty ohrožují využití kompostu. Jinak mohou obsahovat vše organické (zbytky jídla i zahradní odpad). Součástí zpracovávaného organického odpadu je potravinový odpad z jídelen a restaurací, ostatní organický odpad pocházející ze zemědělství a průmyslu (původu například ze zpracování potravin, dřeva). Ten je sbírán separátně a je zpoplatněn.

Cílem tříděného sběru organického odpadu je výroba kompostu a digestátu jako hnojiva pro zemědělství. Pro sběr a využití odpadů byl vyvinut integrovaný koncept, aby bylo recyklační centrum moderní a vstřícné k občanům. Jedná se o koncept, který centralizuje místa recyklace (uložení) všech druhů odpadů a zároveň umožňuje co největší oddělení doručovací a provozní části. Aby byly splněny požadavky nového zákona o oběhovém hospodářství týkající se propagace moderního recyklačního zařízení, je přidána recyklační burza. Směrnice Evropské unie o čistých vozidlech (CVD z roku 2019 [10]) stanoví, že veřejné zakázky od srpna 2021 musí respektovat kvóty pro nízkoemisní a bezemisní vozidla, která jsou v Německu dodržována. Vozidla na svoz odpadu splňují nízkoemisní limit ve výši 10 % od 2. srpna 2021. Plán stanoví do 31. prosince 2025 limit 15 %. Z toho vyplývá, že v prvním období (do 12/2025) 5 % a od roku 2026 7,5 % vozidel bude bez emisí.

Alternativou lokálně rozšířenou zejména ve větších městech jsou drtiče kuchyňského odpadu, např. universal-handelsagentur.com. Ty jsou alternativou k nakládání s bioodpadem, neboť výrazně usnadní práci v kuchyni a separaci odpadu, šetří místo v kuchyni pro koš na bioodpad. Drtič kuchyňského odpadu je technické zařízení na drcení hrubých přísad, je napojen na odpadní vody, vejde se pod jakýkoli kuchyňský dřez. Bez námahy rozkládá organický potravinový odpad na jemné částice, které jsou smíchány s vodou a vypouštěny do kanalizace do místní nebo místní ČOV. Nevýhodou je navýšení množství čistírenských kalů, které znamená vyšší náklady při jejich zpracování.

Závěr

V Evropě se pravidla likvidace organického domovního odpadu (bioodpadu) výrazně liší. Liší se konkrétní pravidla a normy pro recyklaci stanovená v jednotlivých státech nebo regionech, které jsou řešené ve vazbě na místní podmínky a společnosti sídlící a provádějící odstranění odpadů. Zvláštní pozornost je třeba věnovat kuchyňským odpadům, protože jejich sběrem lze dosáhnout hned několika cílů (omezení produkce směsného odpadu, plnění cíle skládkové směrnice, snížení nákladů na odpadové hospodářství). Výhody podpory separace bioodpadu a zejména kuchyňského bioodpadu:

- **Sběr kuchyňských odpadů** (na rozdíl od svozu zahradních odpadů) vede ke snížení produkce směsného odpadu, a tím snížení nákladů obce.
- **Většinu kuchyňských odpadů lze běžně kompostovat.** Průzkumy zaměřené na plýtvání jídlem ukazují, že domácnosti vyhodí nejvíce ovoce, zeleniny a suchého pečiva.
- Silným motivačním popudem ke třídění je platba za produkovaný ostatní (komunální) odpad v případě platby pouze za množství, které občan vyprodukuje, kterou lze důsledným vytříděním bioodpadu a kuchyňského odpadu výrazně snížit.
- Systému sběru biologických odpadů z domácností „door to door“ (sběr od dveří) ověřila společnost SOMPO (svazek 115 obcí na Vysočině) a doporučila při jeho zavádění. Tento systém je hojně využíván ve Španělsku. Podařilo se splnit cíl minimalizovat množství bioodpadů ve směsném (komunálním) odpadu.
- Ve vztahu na lokální podmínky se osvědčil tzv. systém PAYT, při němž obce lidem účtují za svoz odpadu podle toho, kolik komunálního směsného odpadu skutečně vyhodí. Systém je motivační k podpoře recyklace a domácímu kompostování. Systém využívá už více než 20 % obcí. Stát si od toho slíbují snížení produkce odpadu i vyšší míru recyklace.

- Sběr kuchyňských odpadů vyžaduje větší a trvalou osvětu. Domácnosti totiž musí překonat ustálený stereotyp a např. do kuchyně umístit další koš na bioodpad. Občanům se distribuují i pomůcky, jde o koše na bioodpad či sáčky z biologicky rozložitelných materiálů apod.
- Tyto aktivity musí být podpořeny regionálně, dostatkem svozových a zpracovatelských kapacit, legislativou v oblasti kvality výrobků jako jsou kompost a digestát.

Literatura

- [1] Strategický rámec Cirkulární Česko 2040 Cirkulární Česko - Ministerstvo životního prostředí (mzp.cz) [2021].
- [2] European Commission. The European Green Deal. Available online: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/> (accessed on 27 January 2023).
- [3] Eurostat. Sustainable Development in the European Union—Monitoring Report on Progress towards the SDGs in an EU Context—2020 Edition. Available online: <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-statistical-books/> (accessed on 15 February 2023).
- [4] Biologicky rozložitelné odpady - mzp.cz, metodický návod pro oddělené soustředování potravinového a kuchyňského odpadu
- [5] Plán odpadového hospodářství České republiky pro období 2015–2024 s výhledem do 2035. Základní strategický dokument v oblasti odpadového hospodářství. Příslušné dokumenty. POH ČR a příslušné dokumenty - mzp.cz.
- [6] TIRSMZP719 projekt Prognózování produkce odpadů a stanovení složení komunálního odpadu, poskytovatel: TAČR, program Beta 2. Projekt byl řešen (2019 až 2021) pro potřeby MŽP, Vršovická 1442/65, 100 10 Praha 10 TiramisO: Hlavní stránka (mzp.cz).
- [7] Garbage collection in Austria <https://www.expatica.com/at> poslední aktualizace 06/01/2023.
- [8] Systém zpracovávání bioodpadu, CityOne - Hvězdné nakládání s odpady ve Vídni, 2017.
- [9] Aabfallrechtlicher Verordnungen Verordnung zur Änderung abfallrechtlicher Verordnungen (bmuv.de), Verze podle rozhodnutí federálního kabinetu ze dne 22. září 2021).
- [10] European Union Regulations | VO (EU) No. 631/2019 und VO (EU) No. 1242/2019, The EU regulations on reducing CO₂, 2019.

HODNOTENIE ÚČINNOSTI POUŽITÝCH SANAČNÝCH METÓD PRI ODSTRAŇOVANÍ ZVÝŠKOVÉHO ZNEČISTENIA NA LOKALITE MZV PRODUKTOVODU

Eubica Durdiaková, Alexander Bugár, Blanka Fecková, Barbora Gavuliaková, Patrik Krebs, Patrik Kuric, Štefan Marenčák, Tamás Mozoli, Jakub Roštár, Tamara Varga, Nada-Natalija Zakić

VÚRUP, a. s., Vlčie hrdlo, 820 03 Bratislava 23, e-mail: lubica.durdiakova@vurup.sk

Abstrakt

K zaindikovaniu mimoriadneho zhoršenia vôd (MZV) na lokalite Bratislava – Vlčie hrdlo došlo dňa 23. 1. 2006. Na nespevnenom teréne mimo areál rafinérie SLOVNAFT, a. s., pri kontrolnej šachte produktovodu (v terénnej depresii), bol zaindikovaný výver motorovej nafty. Lokalita je zaevidovaná v registri EZ ako environmentálna záťaž sanovaná. V rámci riešenia geologickej úlohy sa v roku 2006 na lokalite vybudoval sanačno-čerpací vrt RČ-73, z ktorého sa odčerpávali voľné ropné látky až do roku 2018. Od druhej polovice 2018 je na lokalite prítomné zvyškové znečistenie. Z uvedeného dôvodu sa pri sanačnom čerpaní podzemnej vody aplikovali aj ďalšie sanačné metódy. V roku 2018 prebiehali aplikácie roztoku povrchovo-aktívnych látok (PAL) cez aplikačnú sústavu a spustila sa infiltrácia PzV čerpanej z vrtu RČ-73 do horninového prostredia. V rokoch 2019 a 2020, pre zvýšenie intenzity sanačných prác na území, sa využívala *in situ* metóda chemickej oxidácie (ISCO). Na lokalite pokračoval v roku 2021 monitoring vývoja kvality PzV s pokračovaním sanačného čerpania PzV a kontinuálnej infiltrácii. V roku 2022 bola pri dočisťovaní lokality použitá sanácia biodegradáciou do pásma prevzdušnenia a nasýtenia. Sanačné práce sa rozšírili aj o aplikácie ISCO a mikrobiologického preparátu cez nevystrojené úzkoprofilové sondy, metódou direct push.

Kľúčové slová: kontaminácia; ropné látky; *in situ* chemická oxidácia; biodegradácia; direct push

Úvod

Geologická úloha s názvom „SLOVNAFT, a. s.- porucha produktovodu – MZV“ je riešená v úzkej interakcii s prevádzkovaním HOPV Slovnaft, a.s. Pozornosť príspevku je venovaná metodike riešenia a čiastkovým výsledkom úlohy, ktorá je v štádiu riešenia a teda v rámci odstránenia znečistenia lokality ešte neukončená. Z hľadiska naprojektovaných prác momentálne (v roku 2023) prebiehajú práce sanácie znečistenia metódou biodegradácie.

K zaindikovaniu udalosti MZV došlo dňa 23. 1. 2006 v lokalite Bratislava – Vlčie hrdlo, západne od oplotenia podniku Slovnaft, a.s. (obr. 1) pri šachte produktovodu pre naftu. MZV sa prejavilo výskytom nafty na nespevnenom teréne za západným oplotením areálu Slovnaft, a.s., na štátnej ceste popri oplotení areálu na ploche, ako i v lokálnej výraznej terénnej depresii [1]. V rámci riešenia geologickej úlohy bol v roku 2006 na lokalite, v smere prúdenia podzemných vôd, vybudovaný sanačno-čerpací vrt RČ-73, z ktorého sa odčerpávali voľné ropné látky (RL) až do roku 2018. Generálny smer prúdenia PzV na lokalite pred začiatkom sanačného čerpania bol zo severozápadu na juhovýchod. Od roku 2019 sa na hladine PzV voľné RL nevyskytujú, ale zvyškové znečistenie je na lokalite stále výrazné v nenasýtenej zóne a v zóne rozkvyvu. Príspevok popisuje sanačné metódy použité na lokalite MZV v období od roku 2019 až do roku 2022.

K odstráneniu zvyškového znečistenia na lokalite sa v rokoch 2019 a 2020 použili inovatívne sanačné metódy, ako vymývanie horninového prostredia kontinuálnou infiltráciou odčerpávaných PzV a metóda modifikovaného Fentonovho činidla (MFC) v rámci *in situ* chemickej oxidácie (ISCO). V roku 2021 sa na lokalite vykonával monitoring lokality. V roku 2022 bola použitá sanácia biodegradáciou v pásme prevzdušnenia a nasýtenia. Inovatívne sa realizovali aj aplikácie ISCO a mikrobiologického preparátu cez nevystrojené úzkoprofilové sondy, tzv. metódou direct push. Cieľom použitia zvolených sanačných metód bolo výrazné podpora sanačných prác na znečistenom území kontinuálnou infiltráciou PzV a zníženie až úplné odstránenie kontaminácie zo znečistenej PzV a horninového prostredia na úroveň environmentálne prijateľného stavu. Za environmentálne prijateľný stav na skúmanej lokalite sme

považovali dlhodobé zníženie koncentrácií vyššie uvedeného parametru pod hodnotu intervenčného limitu (IT kritérium) smernice MŽP SR č. 1/2015-7 (1 mg.l^{-1}) [6].



Obr. 1: Situácia skúmaného územia v areáli rafinérie SLOVNAFT, a. s. a širšie vzťahy
Vysvetlivky: ■ orientačná hranica skúmaného územia

Metodika a postup prác

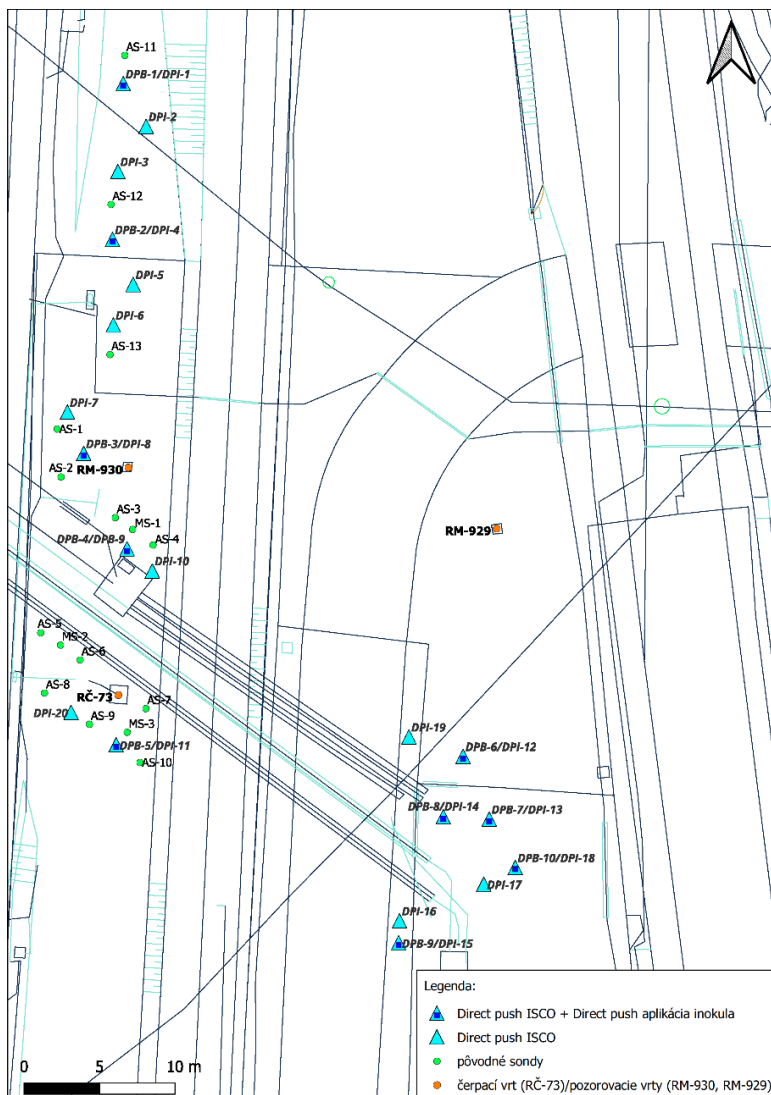
Sanačné práce realizované na lokalite od roku 2006 pomocou sanačného čerpania boli z hľadiska prítomnosti voľných (RL) na hladine PzV najvhodnejším riešením. Cieľom sanačného čerpania bolo pomocou usmerneneho prúdenia PzV zabrániť ďalšiemu šíreniu znečistenia a zabezpečiť efektívne odstraňovanie voľných RL z hladiny PzV. V prípade zostatkového množstva znečistenia bolo potrebné použiť ďalšie sanačné metódy. Na odstraňovanie kontaminantu z PzV a horninového prostredia od roku 2019 boli použité: sanačné čerpanie, sanácia metódou ISCO a biodegradácia [2,3,4,5]. K dosiahnutiu cieľov sanačných prác sa v rokoch 2018 a 2019 v okolí vrtu RČ-73 vybuodovala aplikačná sieť pozostávajúca z gravitačného odlučovača, aplikačnej siete a nádrže na oxidačné činidlo.

Počas kontinuálnej infiltrácie v rokoch 2019 až 2022 bola PzV (odčerpaná z vrtu RČ-73) cez sanačnú stanicu a aplikačné sondy infiltrovaná do horninového prostredia. Sanačná stanica bola zložená z gravitačne sorpčného odlučovača (slúžiaceho na zber prípadnej voľnej fázy RL na hladine) a zasakovacieho čerpadla. Vymývaním bola zasiahnutá predovšetkým zóna kolísania hladiny PzV.

Princíp metódy ISCO (2019–2020) spočíva v infiltrácii roztoku oxidačného činidla do prostredia tak, aby došlo k deštrukcii (oxidácii) prítomných kontaminujúcich látok rozpustených v PzV, nasorbovaných v horninovom prostredí, alebo ropných látok prítomných v podobe vrstvy voľnej fázy, za vzniku environmentálne bezpečných produktov. Počas ISCO časť podzemnej vody čerpanej z vrtu RČ-73 bola akumulovaná v aplikačnej nádrži o objeme 4 m^3 a zmiešaná s 35 % roztokom peroxidu vodíka a prídavnými látkami (s kyselinou citrónovou a síranom železitým) pre prípravu roztoku MFČ. Na základe zhodnotenia predchádzajúcich výsledkov monitoringu fyzikálno-chemických (FCH) parametrov a koncentrácie oxidačného činidla v podzemnej vode sa určila 5 % koncentrácia peroxidu vodíka. Pripravené roztoky boli pomocou čerpadla odvádzané do aplikačných sond (AS) cez sanačné rozvody.

Základným princípom metódy biodegradácie je schopnosť vybraných bakteriálnych kmeňov využívať RL ako zdroj uhlíka a energie v oxidačných procesoch, kde sú ekologicky nežiaduce uhľovodíky premenené až na oxid uhličitý a vodu. Suspenzia baktérii v médiu prenášajúcom ich na miesto aplikácie (inokulum) implantovaná do sanačného procesu je tvorená bežnými pôdnymi bakteriálnymi kmeňmi s netoxickými a nepatogénnymi vlastnosťami. Tieto kmene napomáhajú vyššie uvedenému rozkladu RL. Štartovací roztok inokula bol kultivovaný v laboratóriách EPS biotechnology, s.r.o., následne privezený do 4 m³ bioreaktora spoločnosti VÚRUP, a. s. umiestneného vo vyhrievanej miestnosti. Po namiešaní štartovacieho roztoku s vodou a namnožení baktérií na potrebný objem bolo inokulum prevezené na lokalitu mobilnou cisternou a aplikované plošne prostredníctvom existujúcej aplikačnej sústavy. Priebeh biodegradácie bol overovaný laboratórne pomocou stanovenia množstva mikroorganizmov degradujúcich znečistenie ropného pôvodu (DMO). Aplikácie prebiehali od 28. 2. do 28. 10. 2022 pravidelne dvakrát do týždňa. V rámci plošnej aplikácie bolo sumárne aplikovaných 201 m³ inokula.

Cieľom *in situ* chemickej oxidácie prostredníctvom direct push aplikácie (obr. 2) bolo nasmerovanie a odstránenie zvyškového znečistenia v miestach, ktoré predchádzajúce sanačné metódy použité cez aplikačnú sústavu (v pásme prevzdušnenia a nasýtenia) nezasiahli. Lokalizácie nevystrojených sond sa určovali priamo v teréne, na základe posúdenia senzorických vlastností odobratých vzoriek zemín, prípadne na základe poznatkov získaných počas prác realizovaných v minulosti na skúmanom území.



Obr. 2: Situácia nevystrojených sond realizovaných počas vrtných prác v roku 2022

Ako oxidačné činidlo bol využitý peroxidisíran sodný (PDS), ako aktivátor reakcie skalica zelená. Pre stabilizáciu bola využitá kyselina citrónová. Úlohou stabilizátora bolo zabránenie rýchlej spotreby PDS a lokálnemu prehrievaniu prostredia.

Direct push aplikácie ISCO boli realizované v období od polovice júna až do konca augusta 2022 v 20 nevystrojených sondách (obr. 2) a označené boli skratkou DPI podľa slovného spojenia „direct push ISCO“ (DPI-1 až DPI-20). Do jednotlivých nevystrojených sond bolo aplikovaných 500 l roztoku oxidačného činidla, teda v celkovom množstve 10 m³.

Princíp metódy aplikácie inokula prostredníctvom direct push je rovnaký, ako v prípade biodegradácie plošného rozsahu. Aplikácia prebehla na 10 miestach do pásma prevzdušnenia a nasýtenia v septembri 2022 (obr. 2). Označené boli ako DPB-1 až DPB-10 (na základe slovného spojenia „direct push BIO“) a boli zhodné s miestami direct push aplikácie ISCO. Do jednotlivých nevystrojených sond bolo aplikovaných 500 l inokula, teda v celkovom množstve 5 m³.

Technologicky direct push aplikácia bakteriálneho konzorcium (inokulum EPS-INOK) a roztoku ISCO prebiehala malou samohybnou vrtacou súpravou Carl Hamm – Argos .

V rámci intenzifikácie sanačných prác sa vykonávali odbery vzoriek podzemných vôd pomocou čerpadla Gigant z hĺbky 1 m pod hladinou. V rámci direct push aplikácií sa odobrali z nevystrojených sond aj vzorky zemín. Vzorky PzV boli následne analyzované v laboratóriách VÚRUP, a. s. a vzorky zemín v laboratóriách ALS Czech Republic, s.r.o. na ukazovateľ NEL(IČ).

Výsledky

Cieľom sanačno-čerpacích prác bolo zabezpečenie efektívneho zachytávania a odstraňovania voľných RL z hladiny podzemnej vody. Vrstva voľných RL vo vrte RČ-73 sa vyskytovala iba počas prvej polovice roka a v mesiaci október 2019 v podobe filmu. V rokoch 2020 až 2022 vrstvy voľných RL neboli prítomné na hladine PzV. Priemerná výdatnosť (Q) čerpania podzemných vôd vo vrte RČ-73 v období 2019–2022 bola cca 2,44 l.s⁻¹. Celkový objem (V) odčerpanej podzemnej vody bol 309 023 m³ (tabuľka 1) [2,3,4,5].

Tab. 1: Súhrn údajov charakterizujúcich sanačno-čerpacie práce v období 2019–2022 vo vrte RČ-73

Rok	Priemer Q [l.s ⁻¹]	Suma V [m ³]	Priemer HRL [m]	Suma VRL [l]	Rozkvy hladiny [m n. m.]
2019	2,34	73 818	film	0	128,45 – 129,25
2020	2,47	78 223	0	0	128,44 – 128,84
2021	2,48	78 142	0	0	128,27 – 128,81
2022	2,50	78 840	0	0	128,28 – 128,60

Poznámka: HRL – priemerná hrúbka vrstvy voľných ropných látok, VRL – množstvo vytážených ropných látok.

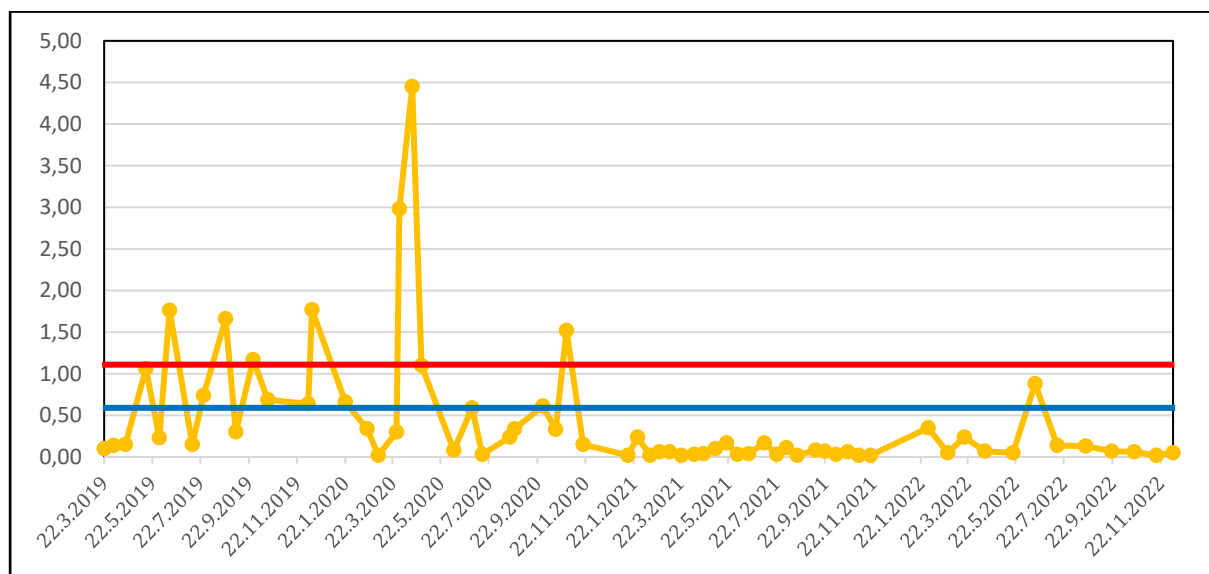
Celkovo bolo v období 2019 až 2020 realizovaných 102 aplikácií roztoku MFČ, čo predstavovalo spolu 456,45 m³ infiltrovaného roztoku oxidačného činidla v koncentrácii 5 %. V roku 2021 nasledoval monitoring lokality s pravidelným vzorkovaním podzemnej vody z vrtu RČ-73 (dvakrát za mesiac).

V prvotnej fáze sanačných prác (prvý polrok 2019) veľké kolísanie koncentrácií kontaminantov (obr. 3.) bolo spôsobené aplikáciami silného roztoku MFČ. Počas týchto aplikácií dochádzalo k štiepeniu dlhších uhlíkovodíkových reťazcov a k ich nárazovému uvoľňovaniu z adsorbovanej fázy do fázy rozpustenej v PzV. Priaznivý účinok vymývania znečistenia horninového prostredia a aplikácie ISCO sa prejavil výraznejšie až v druhej polovici roka 2019. Koncentrácie NEL(IČ) odoberané z 1 m pod hladinou vo vrte RČ-73 (v rámci intenzifikácie sanácie) naďalej prekračovali IT kritérium smernice, čo môže byť vysvetlené nasledovne: aplikácia MFČ máva za následok, že v priebehu reakcie dochádza k mechanickému ovplyvňovaniu horninovej matrice – k airliftu, produkcii plynu a zahrievaniu, ktoré

vedie k ďalšiemu uvoľňovaniu voľnej fázy RL zo zeminy do PzV. Tým môže dochádzať k čiastočnému zvýšeniu množstva znečisťujúcej látky vo vzorkovanej podzemnej vode [2].

V roku 2020 prebiehala pravidelná, plošná a bodová aplikácia MFČ. Zaznamenaný bol vo vrte RČ-73 jednoznačný a dlhodobý pokles koncentrácie NEL(IČ), najmä v druhej polovici roka 2020. Koncentrácie NEL(IČ) v druhej polovici roka sa pohybovali väčšinou pod limitom indikačného kritéria (ID), prekročený bol dvakrát. V prípade IT limitu došlo k prekročeniu iba 1x. [3].

V sanačno-čerpacom vrte RČ-73 boli počas celého roka 2021 zaznamenané nízke koncentrácie NEL(IČ). V druhej polovici roka často v stotínach mg.l^{-1} . Koncentrácie NEL(IČ) sa počas celého roka pohybovali výrazne pod ID kritériom smernice (obr. 3). Môžeme teda konštatovať, že po vyznení obdobia vysokej fluktuácie hodnôt koncentrácie znečistenia (2019 až 2020) v roku 2021 nastalo obdobie jej trvalého poklesávania až na stanovené cieľové hodnoty [4].



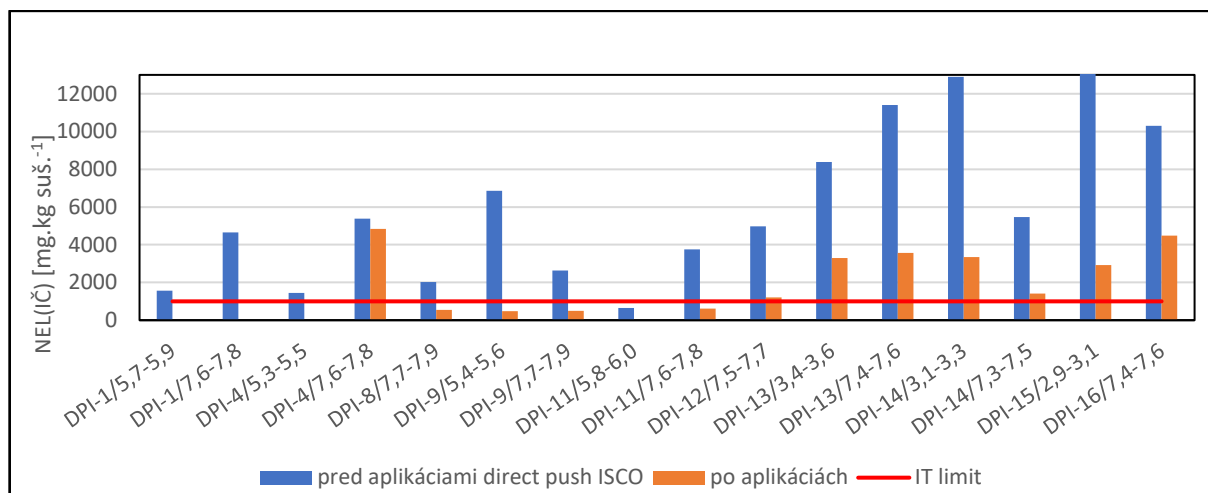
Obr. 3: Vývoj koncentrácie NEL(IČ) [mg.l^{-1}] v podzemnej vode v období 2019–2022 vo vrte RČ-73 v rámci vzorkovania intenzifikácie sanačných prác

Poznámky: prekročenie **IT kritéria** ($1,0 \text{ mg.l}^{-1}$) a **ID kritéria** ($0,5 \text{ mg.l}^{-1}$) v zmysle smernice MŽP SR 2015 č. 1/2015-7 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia [6]

Od kontinuálneho čerpania a zasakovania PzV z RČ-73 cez gravitačný odlučovač do aplikačných sond, sa neupustilo ani v roku 2022. Realizovaná bola sanácia biodegradáciou, t.j. aplikáciou mikrobiologického preparátu (inokula) cez už existujúcu aplikačnú sústavu do pásma prevzdušnenia a nasýtenia. Sanačné práce boli tiež rozšírené o aplikácie ISCO a mikrobiologického preparátu (inokulum) cez nevystrojené úzkoprofilové sondy, tzv. metódou direct push. V rámci realizácií nevystrojených sond pre direct push aplikácie ISCO a inokula sa odoberali vzorky zemín pre stanovenie obsahu parametra NEL(IČ). Vzorky boli odobraté pred samotnými direct push aplikáciami roztoku ISCO (06/2022) a aj pred vrtaním nevystrojených sond pre direct push aplikácie inokula (09/2022). Laboratórnymi analýzami sa takmer vo všetkých vzorkách odobratých pred realizáciou aplikácií ISCO zistili obsahy NEL(IČ) prekračujúce IT kritérium smernice ($1\ 000 \text{ mg.kg suš}^{-1}$), vo väčšine až niekoľkonásobne. V prípade vzoriek zemín odobratých po sanačnom zásahu došlo preukázateľne ku zníženiu obsahu sledovaného kontaminantu v zeminách pásma prevzdušnenia a nasýtenia (obr. 4), na siedmich miestach až pod úroveň IT kritéria.

V sanačno-čerpacom vrte RČ-73 boli počas celého sledovaného obdobia roka 2022 zaznamenané nízke koncentrácie NEL(IČ) v podzemnej vode (obr. 4), jedinou výnimkou bolo prekročenie zistené v júni ($0,88 \text{ mg.l}^{-1}$). Daná skutočnosť bola pravdepodobne dôsledkom realizácie viacerých sanačných metód na lokalite (biodegradácia a direct push aplikácie), pri ktorých dochádzalo k epizodickému uvoľneniu zvyškového znečistenia z horninového prostredia. V druhej polovici roka 2022 sa koncentrácie NEL(IČ)

pohybovali často iba v stotínach mg.l^{-1} , výrazne pod ID kritériom smernice [5]. Vzorky podzemnej vody sa posudzovali v zmysle smernice MŽP SR č. 1/2015-7 na vypracovanie analýzy rizika [6]. Cieľ sanačných prác, dlhodobé zníženie koncentrácií parametra NEL(IČ) v PzV pod hodnotu IT kritéria smernice (1 mg.l^{-1}), bolo v posledných 2 rokoch sledovania vrtu RČ-73 dosiahnuté.



Obr. 4: Obsahy NEL(IČ) vo vzorkách zemín pred realizovaním a po realizácii sanačných prác

Záver

Zhodnotením vývoja koncentrácie parametra NEL(IČ) počas rokov 2019 až 2022 je zrejmy pokles hodnôt v sanačno-čerpacom vrtu RČ-73. Pričom počas monitorovacieho obdobia, od októbra 2020 do júna 2022, hodnoty poklesli dlhodobo na koncentrácie pod ID limit, v roku 2022 trend pokračoval a boli dosiahnuté koncentrácie blízke detekčného limitu stanovenia ($<0,02 \text{ mg.l}^{-1}$).

Cieľom vykonaných sanačných prác bolo podporiť prebiehajúce sanačné čerpanie premývaním horninového prostredia, biodegradáciou a aplikáciou ISCO formou direct push, ako aj znížiť resp. úplne odstrániť zostatkové znečistenie podzemnej vody a horninového prostredia na úroveň environmentálne prijateľného stavu. Dosiahnuté výsledky potvrdzujú účinnosť použitých sanačných postupov.

Napriek jasnému poklesu koncentrácií znečisťujúcich látok je potrebné pokračovať v monitoringu lokality, ktorý je zabezpečený zaradením vrtu RČ-73 do harmonogramu termínovaných vzorkovacích prác pre systém hydraulickéj ochrany podzemných vôd (HOPV).

Pod'akovanie

Prácu bolo možné publikovať vďaka súhlasu spoločnosti SLOVNAFT, a. s., člen MOL Group, s použitím dátových súborov pochádzajúcich z čiastkových záverečných správ z jednotlivých rokov a registrov vo vlastníctve spoločnosti SLOVNAFT, a. s.

Literatúra

- [1] VILINOVIČ V., HURTÍKOVÁ A., ZATLAKOVIČ M., VALAŠKOVÁ E. (2006): SLOVNAFT, a. s. - porucha produktovodu - MZV, z. č. 06 003. Projekt geologicko-prieskumných a sanačných prác. GEOTest Bratislava, s. r. o., 18 s.
- [2] ZATLAKOVIČ M., AUGUSTOVIČ B., BUGÁR A., DURDIAKOVA E., GAVULIAKOVA B., GREŠ P., GUMAN D., KREBS P., KURIC P., MARENČAK Š., MOZOLI T. (2020): SLOVNAFT a. s. – porucha produktovodu MZV, z. č. 17 002. Čiastková záverečná správa sanačných a geologicko-prieskumných prác za rok 2019. VÚRUP a. s., Bratislava, 56 s.

- [3] DURDIAKOVÁ Ľ., AUGUSTOVIČ B., BUGÁR A., GAVULIAKOVÁ B., GREŠ P., GUMAN D., KREBS P., KURIC P., MARENČÁK Š., MOZOLI T., ZATLAKOVIČ M. (2021): SLOVNAFT a. s. – porucha produktovodu – MZV, z. č. 17 002. Čiastková záverečná správa sanačných a geologicko-prieskumných prác za rok 2020. VÚRUP a. s., Bratislava, 58 s.
- [4] DURDIAKOVÁ Ľ., AUGUSTOVIČ B., BUGÁR A., GAVULIAKOVÁ B., FECKOVÁ B., GUMAN D., KREBS P., KURIC P., MARENČÁK Š., MOZOLI T., ROŠTÁR J., VARGA T., ZAKIĆ N. (2022): SLOVNAFT, a. s. – Porucha produktovodu – MZV. Čiastková záverečná správa sanačných a geologicko-prieskumných prác za rok 2021. VÚRUP, a. s., Bratislava, 50 s.
- [5] DURDIAKOVÁ Ľ., BUGÁR A., FECKOVÁ B., GAVULIAKOVÁ B., KREBS P., KURIC P., MARENČÁK Š., MOZOLI T., ROŠTÁR J., VARGA T., ZAKIĆ N. (2023): SLOVNAFT, a. s. – Porucha produktovodu – MZV. Čiastková záverečná správa sanačných prác za rok 2022. VÚRUP, a. s., Bratislava, 66 s.
- [6] Smernica ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 1/2015-7 z 28. januára 2015 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia. MŽP SR, Bratislava, príloha č. 12.

SANACE ÚZEMÍ KONTAMINOVANÉHO HISTORICKÝM PROVOZEM IMPREGNACE DŘEVA V OBLASTI VODNÍHO ZDROJE ČESKÁ LÍPA

Radek Červinka¹⁾, Ondřej Lhotský¹⁾, Ondřej Urban¹⁾, Stanislav Kratochvíl²⁾

¹⁾ DEKONTA a.s., Dřetovice 109, 273 42 Stehelčevy, e-mail: radek.cervinka@dekonta.cz

²⁾ MEGA a.s., Drahoberžlova 1452/54, 190 00 Praha 9

Od roku 2019 v Srní u České Lípy realizuje společnost DEKONTA a.s. a MEGA a.s. zakázku „Sanace staré ekologické zátěže v území kontaminovaném historickým provozem impregnace dřeva v oblasti vodního zdroje Česká Lípa – jih“. Sanační práce jsou prováděny pro investora Ing. Vlastimila Ladýře a spolufinancovány z fondů Evropské unie prostřednictvím Operačního programu Životní prostředí. Základem nápravných opatření je odstranění extrémně kontaminovaného horninového prostředí polycyklickými aromatickými uhlovodíky pod bývalou impregnační linkou, s cílem snížit potenciální rizika zasažení regionálně významného zdroje podzemní vody.

Poměrně rozsáhlý areál se nachází v bezprostřední blízkosti malé vesnice Srní u České Lípy na okraji lesního komplexu nazývaného Vřesoviště. Celé zájmové území leží uvnitř ochranného pásma II. st. vodního zdroje Česká Lípa – jih.

Na počátku historie průmyslového areálu v Srní u České Lípy bývala malá pila, přičemž po první světové válce zde vznikl Impregnační ústav, který byl později v době komunismu převeden pod národní podnik Severočeské dřevařské závody. Impregnace dřevěných dílů (pražce, stožáry, chmelnicové konstrukce, viniční kůly, důlní výdřeva apod.) zde probíhala až do 70. let minulého století na dvou mořicích linkách. V původní starší technologii byly dřevěné díly mořeny v roztoku anorganických solí (roztoky chloridu rtuťnatého či zinečnatého, sloučeniny arsenu). Druhá část využívala technologii tlakové impregnace kreosotovým olejem.

Za více než 50 let provozu došlo v místě bývalých impregnačních linek a jejich blízkém okolí k masivnímu znečištění polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU), ropnými látkami a v menší míře těžkými kovy (Hg, Zn). Kreosotový olej postupně migroval písčitém eluviem podložních pískovců přes skalní pískovcový masiv až na hladinu podzemní vody. Odhadovaná kontaminace činila až 300 t PAU a 400 t ropných látek v nesaturované zóně.

Analýza rizik navrhla sanační limity tak, aby byla zajištěna bezpečnost provozu jímacího území Česká Lípa – jih. Pro areál je tak v případě PAU stanoven limit o řád vyšší, než je nejvyšší mezní hodnota pro pitnou vodu, což představuje hodnotu o 2 řády vyšší než indikátor znečištění MŽP. Sanační limity pro podzemní vody byly stanoveny následovně: 0,1 µg/l pro benzo(a)pyren, 1 µg/l pro benzo(b)fluoranthén, benzo(k)fluoranthén, indeno(1,2,3-cd)pyren a benzo(a)anthracen, 100 µg/l pro sumu PAU a výskyt fáze pro C₁₀-C₄₀. Sanační limity pro zeminy byly stanoveny takto: 60 mg/kg suš. pro benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranthén, indeno(1,2,3-cd)pyren a benzo(a)anthracen, 600 mg/kg suš. pro benzo(k)fluoranthén, 2 000 mg/kg suš. pro sumu PAU a 1 500 mg/kg suš. pro C₁₀-C₄₀.

Nápravná opatření kombinují inovativní a osvědčené metody. Inovativní metodou použitou poprvé v takto rozsáhlém měřítku je dekontaminace písčitéch zemín pomocí metody ko-kompostování v místě sanace. Přechištěná zemina je následně vrácena zpět do sanačního výkopu. Silně kontaminované skalní podloží je ošetřeno osvědčenou *in-situ* chemickou oxidací s využitím Fentonova činidla. V neposlední řadě je čerpána znečištěná podzemní voda v centru kontaminace na sanační stanici a čištěna inovativní metodou takzvané UV/H₂O₂ foto-oxidace. Sanační práce byly naplánovány na čtyři roky (5/2019–8/2023).

V rámci projektu byla nejdříve vystavěna vodohospodářsky zabezpečená plocha se zpevněným povrchem a fóliovým těsněním o výměře 5 600 m² pro potřeby ko-kompostování zemín. V místech původní impregnační technologie a odkapávacích ploch byly postupně v několika kolech odtěžovány kontaminované zeminy (až do 6 m p.t.) a zpracovávány na ploše. Metoda ko-kompostování spočívá

v míchání kontaminované zeminy s organickým substrátem (zde min. 15 váh. %), kdy jsou ze zhomogenizované směsi vytvořeny podlouhlé zakládky, které se pravidelně vlhčí a prokysličují strojním překopáváním. V průběhu kompostování dochází k postupnému nárůstu teploty vlivem růstu různorodých mikroorganismů (především bakterií a hub), které neselektivně rozkládají veškerou přítomnou organickou hmotu včetně přítomných jednoduchých organických kontaminantů (např. ropné látky). V pozdější fázi, kdy dojde k rozkladu většiny snadno rozložitelných organických sloučenin, teplota klesá a v kompostu narůstá mikrobiální konsorcium schopné za pomoci extracelulárních enzymů rozkladu komplexnějších organických látek (v našem případě PAU), které nejsou běžně biologicky rozložitelné a jsou proto považovány za perzistentní.

Celkem bylo v rámci projektu odtěženo a zpracováno na místě téměř 13 000 m³ kontaminovaných zemin v pěti kompostovacích kampaních. V každé kampani bylo průměrně smícháno 2 600 m³ (4 420 tun) kontaminované zeminy s 2 600 m³ (1 033 tun) organického substrátu a aktivně překopáváno po dobu 120 dní. Po dobu dalších 120 dní pak byly zakládky ponechány již bez překopávání a následně po prokázání sanačních limitů vráceny do sanačního výkopu. V prvních dvou kampaních průměrná degradace sumy sledovaných PAU dosahovala 85 % (pokles průměrné koncentrace z 2 100 mg/kg na 320 mg/kg) a degradace jednotlivých těžkých PAU se pohybovala od 70 % u benzo(b)fluoranthenu (pokles průměrné koncentrace z 80 mg/kg na 24 mg/kg) do 90 % pro benzo(a)anthracen (snížení průměrné koncentrace z 252 mg/kg na 26 mg/kg). V případě bezo(a)pyrenu dosahovala degradace 75 % (pokles průměrné koncentrace z 59 mg/kg na 15 mg/kg). Naměřené teploty (max. 34 °C) uvnitř zakládek odpovídaly zhruba teplotám mezofilních organismů.

V rámci sanačních prací byla rovněž odstraněna původní zasypaná jámka se směsí písku a kreosotového oleje o objemu 104 m³ (odtěžené odpady byly termicky zpracovány), která dlouhodobě fungovala jako zdroj kontaminace. Kontaminovaný skalní pískovcový masiv nesaturované zóny byl postupně s odtěžováním sanačního výkopu ošetřován pomocí aplikace Fentonova činidla. Z předcházejících laboratorních testů a z vyhodnocení pilotní zkoušky vyplynulo, že pro efektivní sanaci skalního podloží v celém hloubkovém profilu a předpokládaném plošném rozsahu bude zapotřebí aplikovat minimálně 173–213 t Fentonova činidla. Nejúčinnější kombinací se ukázal zásak aktivátorů (roztok skalice zelené a kyseliny citronové) následovaný aplikací 10 % peroxidu vodíku v poměru 1 : 2,5. Takto bylo Fentonovo činidlo postupně v několika kampaních aplikováno do předpřipravených mělkých jam v nejkontaminovanějších oblastech dna sanačního výkopu. Koncentrace kontaminantů zde dosahovaly až 4 247 mg/kg pro sumu PAU a 15 150 mg/kg pro C₁₀-C₄₀. Zajímavým jevem bylo vynášení fáze kontaminace a nejjemnější frakce písku na hladinu v podobě husté pěny, kterou bylo možné poté shrábnout a přidat ke ko-kompostovacímu procesu zemin. Po zavezení sanačního výkopu byl využíván systém drenážního potrubí vyvedený na povrch. Doposud bylo aplikováno téměř 252 tun Fentonova činidla.

Kontaminovaná podzemní voda je dlouhodobě čerpána z centra kontaminace na sanační stanici a po přečištění zasakována zpět do okolních vrtů. Pro čištění je využívána přímá fotochemická metoda, která je založena na přidavku peroxidu vodíku do znečištěného roztoku a ozařování krátkovlnným ultrafialovým zářením (UV-C). Molekuly peroxidu vodíku se působením krátkovlnného UV-C záření rozkládají na hydroxylové radikály, které bez výběru atakují organické molekuly včetně mikrobiologických struktur. OH radikály iniciují oxidativní degradaci organických molekul vyskytujících se v roztoku. Výsledkem oxidativní mineralizace jsou anorganické složky – oxid uhličitý, voda a příslušné minerální kyseliny. Doposud bylo vyčerpáno a přečištěno více než 11 tisíc m³ podzemní vody.

S blížícím se koncem projektu (8/2023) dochází k postupnému vyhodnocování použitých sanačních metod, přičemž se ukazuje, že metoda ko-kompostování byla vysoce účinnou metodou pro degradaci PAU a je možné ji doporučit i do velkých provozních měřítek. Rovněž zpracování kontaminovaných zemin na místě sanace přineslo jak finanční benefity (cena sanace *ex situ* by byla vzhledem k nákladům na uložení NO na zabezpečené skládce řádově vyšší), tak environmentální benefity (výrazné omezení množství vzniklých odpadů, omezení přepravy nebezpečných odpadů a s tím souvisejících jevů).



Obr. 1: Odkrytá jímka bývalé technologie tlakové impregnace o půdorysu 9,5 x 7,3 m a hloubce 1,5 m s celkovým objemem cca 104 m³ (4. 2. 2020)



Obr. 2: Sanační výkop s viditelným průnikem kreosotového oleje přes eluvium pískovců (mocnost cca 6 m) až na skalní pískovcový masiv (3. 5. 2020)



Obr. 3: Plně využitá bioaugmentační plocha v průběhu bioaugmentace kontaminovaných zemín (19. 8. 2020)



Obr. 4: Míchání homogenizovaných kontaminovaných zemín odtěžených ze segmentu 2 s organickým substrátem (26. 5. 2021)



Obr. 5: 4. provozní aplikace Fentonova činidla, detail jemného silně kontaminovaného materiálu vynášeného na hladinu (10. 8. 2021)



Obr. 6: Zavážení sanačního výkopu přečištěnou zemínou a přesun zemin z podzimu 2021 na okraj bioaugmentační plochy (20. 5. 2022)

PFAS: PROBLEMATIKA STANOVENÍ A PŘÍPADOVÁ STUDIE DEKONTAMINACE TECHNOLOGIE

Jana Kováčová¹⁾, Vojtěch Musil²⁾, Ivan Trešl¹⁾

¹⁾ ALS Czech Republic, s.r.o., Na Harfě 336/9, 190 00 Praha 9, e-mail: jana.kovacova@alsglobal.com

²⁾ DEKONTA IC, s.r.o., Volutová 2523, Praha 5 158 00, e-mail: vojtech.musil@dekontaic.cz

Per/Polyfluoralkylované sloučeniny (PFAS) byly dříve často označovány i zkratkou PFCs (perfluorované sloučeniny, perfluorinated compounds). Tyto látky jsou významnými environmentálními kontaminanty, což dokládá i fakt, že sloučeniny z této skupiny se postupně dostávají na seznam Stockholmské úmluvy: mezinárodní dohody o persistentních organických látkách. Nejznámějším reprezentantem této skupiny je PFOS (perfluoroktan sulfonová kyselina), který byl mezi látkami zařazenými do Stockholmské úmluvy v roce 2009. V roce 2019 se na tento seznam připojila PFOA (perfluorooktanová kyselina) [1] a v budoucnu jsou navrženy i další látky ze skupiny PFAS: PFHxS (perfluorohexan sulfonová kyselina).

PFAS se v přírodě přirozeně nevyskytují, vznikají pouze antropogenní činností, průmyslově se začaly vyrábět až v 50. letech 20. století. Díky vazbě uhlík-fluor mají tyto látky unikátní vlastnosti: hydrofobní i hydrofilní povaha, chemická a tepelná stabilita, snižování povrchového napětí a dielektrické vlastnosti. Díky tomu se tyto látky rozšířily do různých odvětví průmyslu jako mechanické součástky, elektronika, lékařské přístroje, protipožární pěny, biocidy a další. Dnes jsou PFAS i běžnou součástí našich domácností, ať už v podobě různých nepřilnavých povrchů pánví, textilií, obalových materiálů nebo i kosmetiky.

V současnosti jsou tyto látky detekovány ve všech složkách životního prostředí: nejvyšší koncentrace PFAS jsou detekovány v blízkosti velkých industriálních oblastí. V oblastech, které jsou lidskou činností poměrně nedotknuté (Antarktida), již byly PFAS detekovány, z toho důvodu je nazýváme i všudypřítomné kontaminanty (forever chemicals) [2].

Vysoké koncentrace PFAS v různých složkách ŽP, tak i jejich dnes již známé nepříznivé účinky na zdraví člověka, vedou k stále častějším regulacím používání PFAS. Mezi významný zdroj vstupu PFAS do složek životního prostředí se uvádí i jejich použití v hasicích pěnách. Tyto látky byly široce používány zejména jako povrchově aktivní látky, které tvoří film na povrchu hořící kapaliny. ECHA (Evropská agentura pro chemické látky, European Chemical Agency) uvádí, že ročně se produkovalo několik desítek tisíc tun hasiva s PFAS v EU, což odpovídá 500 tunám PFAS ročně [3].

Ačkoliv nahradit PFAS je velmi komplikované, je aktuálně vyvíjen výrazný tlak na snížení zátěže ŽP na celoevropské úrovni. Toto se konkrétně dotýká i hasicích pěn následovně: (i) Nařízením EU 2019/1021 - limit pro PFOS 10 ppm (10 mg/kg), (ii) Nařízením EU 2020/784 – limit pro PFOA 25 ppb (0,025 mg/kg) a 1 000 ppb (1 mg/kg) jednotlivých sloučenin příbuzných PFOA, (iii) Nařízením EU 2021/1297 - další perfluorkarboxylové kyseliny, které obsahují 9 až 14 atomů uhlíku v řetězci (C₉-C₁₄ PFCA) limit 25 ppb (0,025 mg/kg) a pro sumu relevantních sloučenin 260 ppb (0,26 mg/kg). V roce 2022 vydala ECHA návrh na úplný zákaz použití PFAS v hasicích pěnách, kde navrhuje limit pro celkové PFAS na 1 ppm (1 mg/kg nebo 1 mg/L) [4].

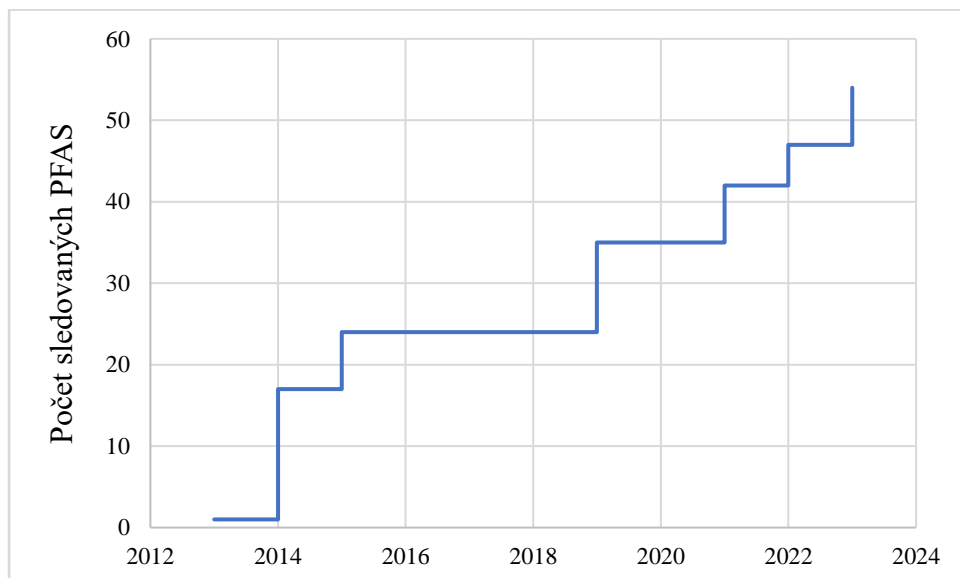
Analýza PFAS je výzvou v mnoha ohledech. Tyto látky představují zejména sloučeniny polární a pro většinu z nich je vhodné je stanovovat pomocí kapalinového chromatografu s tandemovým hmotnostním spektrometrem (LC-MS/MS), což je technika hojně využívaná například i pro analýzu reziduí pesticidů. Vzhledem k tomu, že jsou tyto látky všudypřítomnými kontaminanty, kladou se na tuto instrumentální techniku zvláštní požadavky/úpravy – v instrumentu je nutné minimalizovat jakýkoliv obsah materiálu obsahující PFAS (např. teflon). Příklad instrumentu, kde jsou patrné kapiláry z materiálu PEEK, je uveden na obr. 1.



Obr. 1: Příklad instrumentu se speciálními úpravami pro analýzu PFAS (PEEKové kapiláry, column izolater)

Laboratorní příprava u PFAS je také velmi specifická: doporučuje se minimalizovat kontakt vzorku se sklem, na který se některé PFAS mohou sorbovat. Vedle toho jsou ale často některé PFAS součástí různých plastů, proto veškerý materiál, který přijde do kontaktu se vzorkem, musí být důsledně kontrolován. Součástí rutinních analýz PFAS je i analýza tzv. slepých pokusů, aby případné kontaminace mohly být včas odhaleny [5]. K vzorkům hasicích pěn lze přistupovat dle postupu, který je popsán v CSN P CEN/TS 15968 – vzorky jsou ředěny vodou. Následně se k jejich analýze přistupuje podobně jako během analýzy vodných vzorků, tedy metodou přímého nástřiku.

ALS Czech Republic se analýzou PFAS zabývá již od roku 2013, a to zejména ve vzorcích vod, či jiných kapalných vzorcích (včetně hasicích pěn), dále také pevných vzorcích jako je zemina nebo sediment. Rozsah analytů, které jsou součástí metod, postupně přibývá, jak je ilustrováno na obr. 2. V tabulce 1 je uvedeno rozdělení PFAS do jednotlivých skupin, které jsou v současnosti analyzovány metodami ALS Czech Republic.



Obr. 2: Množství PFAS analyzovaných v ALS Czech Republic od roku 2013 do roku 2023

Tab. 1: Seznam PFAS analyzovaných v ALS Czech Republic

Název	Zkratka	CAS
Perfluoroalkylkarboxylové kyseliny		
Perfluorobutanová kyselina	PFBA	375-22-4
Perfluoro-3-methoxypropanová kyselina	PFMPA	377-73-1
Perfluoropentanová kyselina	PFPeA	2706-90-3
Perfluoro-4-methoxybutanová kyselina	PFMBA	863090-89-5
Perfluorohexanová kyselina	PFHxA	307-24-4
Tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy) propanová kyselina	HFPO-DA	378-03-0
Perfluoroheptanová kyselina	PFHpA	375-85-9
4,8-dioxa-3H-perfluorononanová kyselina	DONA	919005-14-4
7H-perfluoroheptanová kyselina	HPFHpA	1546-95-8
Perfluoroktanová kyselina	PFOA	335-67-1
Perfluoro-3,7-dimethyloktanová kyselina	P37DMOA	172155-07-6
Perfluorononanová kyselina	PFNA	375-95-1
Perfluorodekanová kyselina	PFDA	335-76-2
2H,2H,3H,3H-Perfluoroundekanová kyselina	H4PFUnDA	34598-33-9
Perfluoroundekanová kyselina	PFUnDA	2058-94-8
Perfluorododekanová kyselina	PFDoDA	307-55-1
Perfluorotridekanová kyselina	PFTTrDA	72629-94-8
Perfluorotetradekanová kyselina	PFTTeDA	376-06-7
Perfluorohexadekanová kyselina	PFHxDA	67905-19-5
Perfluorooktadekanová kyselina	PFOcDA	16517-11-6
Perfluoroalkylsulfonové kyseliny		
Perfluoropropanesulfonová kyselina	PFPrS	423-41-6
Perfluoro(2-ethoxyethane)sulfonová kyselina	PFEESA	113507-82-7
Perfluorobutansulfonová kyselina	PFBS	375-73-5
Perfluoropentansulfonová kyselina	PFPeS	2706-91-4
Perfluorohexansulfonová kyselina	PFHxS	355-46-4
Perfluoroheptansulfonová kyselina	PFHpS	375-92-8
Perfluoroktansulfonová kyselina	PFOS	1763-23-1
n-Decafluoro-4-(pentafluoroethyl) cyclohexanesulfonová kyselina	PFECHS	335-24-0
Perfluorononansulfonová kyselina	PFNS	68259-12-1
Perfluorodekansulfonová kyselina	PFDS	335-77-3
Perfluoroundekan sulfonová kyselina	PFUnDS	749786-16-1
Perfluorododekansulfonová kyselina	PFDoDS	79780-39-5
Perfluorotridekan sulfonová kyselina	PFTTrDS	791563-89-8
Fluorotelomerní sulfonáty		
4:2 fluorotelomerní sulfonát	4:2 FTS	757124-72-4
6:2 fluorotelomerní sulfonát	6:2 FTS	27619-97-2
8:2 fluorotelomerní sulfonát	8:2 FTS	39108-34-4
10:2 fluorotelomerní sulfonát	10:2 FTS	120226-60-0

Název	Zkratka	CAS
Perfluorované sulfonamidy		
Perfluorooktansulfonamid	FOSA	754-91-6
N-methyl-perfluorooktansulfonamid	MeFOSA	31506-32-8
N-ethyl-perfluorooktansulfonamid	EtFOSA	4151-50-2
Perfluorované sulfonamidoethanoly		
N-methyl perfluorooktan sulfonamidoethanol	MeFOSE	24448-09-7
N-ethyl perfluorooktan sulfonamidoethanol	EtFOSE	1691-99-2
Deriváty perfluorooktansulfoamidoctové kyseliny		
Perfluorooktan sulfonamidoctová kyselina	FOSAA	2806-24-8
N-Methyl perfluorooktan sulfonamidoctová kyselina	MeFOSAA	2355-31-9
N-Ethyl perfluorooktan sulfonamidoctová kyselina	EtFOSAA	2991-50-6
Fluorotelomerní karboxylové kyseliny		
3-Perfluoropropyl propanová kyselina (3:3)	3:3 FTCA, FPrPA	356-02-5
n-2-perfluorohexyl ethanová kyselina (6:2)	6:2 FTCA, FHUEA	53826-12-3
3-Perfluoropentyl propanová kyselina (5:3)	5:3 FTCA, FPePA	914637-49-3
2H-Perfluoro-2-oktenová kyselina (6:2)	6:2 FTUCA, FHUEA	70887-88-6
3-Perfluoroheptyl propanová kyselina (7:3)	7:3 FTCA, FHpPA	812-70-4
n-2-perfluorooctyl ethanová kyselina (8:2)	8:2 FTCA, H2PFDA, FOEA	27854-31-5
2H-Perfluoro-2-dekaenová kyselina (8:2)	8:2 FTUCA, FouEA	70887-84-2
Chlorované perfluoralkylosulfonové kyseliny		
9-chlorohexadekafluoro-3-oxanonan-1-sulfonová kyselina	9Cl-PF3ONS	756426-58-1
11-chloroeikosafluoro-3-oxaundekan-1-sulfonová kyselina	11Cl-PF3OUdS	763051-92-9

V současnosti se uvádí, že existuje více než 5 000 individuálních PFAS. I když se množství sledovaných látek neustále rozšiřuje, a to ať už na základě požadavků legislativy (např. limit pro 20 PFAS ve vzorcích pitné vody dle SMĚRNICE EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY (EU) 2020/2184), výsledků různých studií nebo i klientských požadavků, nelze takové množství látek v rámci jedné metody individuálně stanovit. Navíc přesné složení nových PFAS mnohdy není známé, nejsou pro tyto látky dostupné analytické standardy, a tak i z těchto důvodů je konvenčními postupy množství sledovaných PFAS relativně omezené.

Z toho důvodu vznikla metoda označovaná zkratkou TOPA (Total Oxidisable Precursor Assay) [6]. Tento postup vychází z relativně komplikovaného postupu pro zpracování vzorku, kdy je k vzorku přidáno oxidační činidlo za přítomnosti hydroxidu a vzorek je po několik hodin zahříván. Princip metody spočívá v tom, že přítomné „neznámé“ PFAS se oxidací převedou na nízkouhlíkaté perfluorkarboxylové sloučeniny (PFCA), jejichž množství se po ukončení oxidace stanovuje pomocí LC-MS/MS. Díky tomu lze výsledek po TOPA porovnat s výsledkem získaným metodou přímého nástřiku a v případě výrazného nárůstu nízkouhlíkatých PFCA je odhalena přítomnost dalších PFAS, které by konvenčním postupem nebylo možné detekovat. I touto metodou ALS Czech Republic disponuje a hojně je využívána právě pro analýzu hasičských pěn. V tomto případě je velmi cenná právě informace o použití i jiných PFAS, jejichž přítomnost se díky tomuto přístupu dá odhalit. Tento přístup je tak možné použít pro hodnocení parametru celkové PFAS, je ale vhodné říci, že existují i PFAS, které nepodléhají oxidaci za těchto podmínek, a tak i výsledky z této metody mohou být podhodnocené.

Dekontaminace hasičské techniky v praxi

Společnost DEKONTA IC se začala věnovat problematice dekontaminace nádrží a technologií, v kterých byly skladovány koncentráty hasebních pěn před 3 lety. V uplynulé době vyvinula a následně

pilotně i realizačně ověřila postup a chemické činidlo, pomocí kterého lze dosáhnout požadované míry dekontaminace, tj. splnit příslušné limitní koncentrace, tj. pro PFOS 10 ppm (10 mg/kg) a pro PFOA 25 ppb (0,025 mg/kg) a 1 000 ppb (1 mg/kg) jednotlivých sloučenin příbuzných PFOA. V roce 2023 realizovala společnost zakázku u soukromého klienta v Maďarsku, v rámci které proběhla dekontaminace 8 zásahových hasičských vozidel. Práce byly realizovány ve třech na sebe navazujících etapách vždy po obdržení výsledků analýz odebraných vzorků (odpadní oplachové vody, nové pěnidlo v dekontaminované nádrži).

Vlastní postup dekontaminace zásobních nádrží a technologického potrubí zásahových vozů zahrnuje především vypuštění starého pěnového koncentráту z nádrže a technologie, oplach technologie tlakovou vodou pro odstranění zbytků pěnového koncentráту případně nečistot, aplikaci chemického činidla a jeho následný oplach vodou (aplikaci a oplach realizujeme 3–4x), napuštění vyčištěné nádrže/technologie novým bezfluorovým pěnidlem a vzorkování nového pěnidla v dekontaminované nádrži.



Obr. 3: Dekontaminace zásobní nádrže hasičského zásahového vozidla

V následující tabulce jsou uvedené výsledky analýzy vybraných látek ze skupiny PFAS v odpadních oplachových vodách. Z výsledků je patrný významný pokles koncentrací mezi jednotlivými koly dekontaminace technologie.

Tab. 2: Výsledky analýz oplachové odpadní vody po jednotlivých krocích dekontaminace technologie

Sledovaná látka	Jednotka	I. čištění	II. čištění	III. čištění
kyselina perfluorobutanová (PFBA)	µg/l	1,48	<1,0	<0,5
kyselina perfluoropentanová (PFPeA)	µg/l	2,10	<1,0	<0,5
kyselina perfluorohexanová (PFHxA)	µg/l	9,75	3,99	1,08
kyselina perfluoroheptanová (PFHpA)	µg/l	4,16	1,55	<0,5
kyselina perfluoroktanová (PFOA)	µg/l	3,86	1,25	<0,5
kyselina perfluorononanová (PFNA)	µg/l	<1,0	<1,0	<0,5
kyselina perfluorodekanová (PFDA)	µg/l	<1,0	<1,0	<0,5
kyselina perfluoroundekanová (PFUnDA)	µg/l	<1,0	<1,0	<0,5

Sledovaná látka	Jednotka	I. čištění	II. čištění	III. čištění
kyselina perfluorododekanová (PFDoDA)	µg/l	<1,0	<1,0	<0,5
perfluorobutansulfonová kyselina (PFBS)	µg/l	2,40	1,36	<0,5
perfluorohexansulfonová kyselina (PFHxS)	µg/l	13,70	7,61	1,83
perfluoroheptansulfonová kyselina (PFHpS)	µg/l	5,64	2,67	<0,5
perfluoroktansulfonová kyselina (PFOS)	µg/l	795,00	535,00	109,00
perfluorodekansulfonová kyselina (PFDS)	µg/l	<1,0	<1,0	<0,5
perfluorooktansulfonamid (FOSA)	µg/l	3,23	2,38	1,29
6:2 fluorotelomerní sulfonát (6:2 FTS)	µg/l	<1,0	<1,0	<0,5
8:2 fluorotelomerní sulfonát (8:2 FTS)	µg/l	<1,0	<1,0	<0,5

Výsledky laboratorních analýz vzorků nových bezfluorovaných pěnidel napuštěných do dekontaminovaných nádrží zásahových vozidel jsou obvykle pod mezí detekce, výjimečně v případě PFOS se pohybují v řádu jednotek až prvních desítek µg/l.

Literatura

- [1] ROZHODNUTÍ RADY (EU) 2019/639 ze dne 15. dubna 2019 o postoji, který má být zaujat jménem Evropské unie na devátém zasedání konference smluvních stran Stockholmské úmluvy o perzistentních organických znečišťujících látkách ke změnám příloh A a B této úmluvy.
- [2] Pfas_or_forever_chemicals.png (europa.eu) (staženo 4. 4. 2023).
- [3] PFAS in fire-fighting foams - case study (europa.eu) (staženo 4. 4. 2023).
- [4] ECHA: ANNEX XV: Restriction report proposal for a restriction substance name(s): Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in firefighting foams, version 2.0, 23. 3. 2022.
- [5] EPA 537.1: Determination of selected per- and polyfluorinated alkyl substances in drinking water by solid phase extraction and liquid chromatography/tandem mass spectrometry (lc/ms/ms), version 2.0, 03.2020.
- [6] HOUTZ E. F., SEDLAK D. L (2012): Oxidative Conversion as a Means of Detecting Precursors to Perfluoroalkyl Acids in Urban Runoff, Environ. Sci. Technol.

POSTEROVÁ SEKCE

ODSTRANĚNÍ KARBAMAZEPINU Z ČISTÍRENSKÝCH KALŮ POMOCÍ FYZIKÁLNĚ-BIOLOGICKÝCH PROCESŮ

Martina Ujházy¹⁾, Nikola Drahorádová¹⁾, Radmila Kučerová¹⁾, Tomáš Sezima²⁾, Jaroslav Mudruňka¹⁾, David Takač¹⁾, Lucie Marcaliková¹⁾

¹⁾ Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta, Katedra, 17. listopadu 2172/15, 708 00 Ostrava-Poruba

²⁾ Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., Oddělení hospodaření s vodou a odpady, Macharova 954, 702 00 Moravská Ostrava a Přívoz

Abstrakt

Karbamazepin je jednou z vysoce perzistentních farmaceutických látek, která se využívá zejména k léčbě epilepsie, depresí a úzkostných poruch. Jeho vysoké koncentrace v odpadních vodách jsou dlouhodobě sledovány a s příchodem pandemie COVID-19 mohlo dojít k dalšímu zvýšení jeho koncentrace v odpadních vodách z důvodu zhoršení duševního zdraví obyvatel. Problematika výskytu karbamazepinu v odpadních vodách je zejména z důvodu vysoké perzistence vůči čistírenským technologiím. Karbamazepin byl také vzhledem k hojnému využívání a vysokému výskytu v odpadních vodách [1] navržen pro zařazení do seznamu prioritních látek v oblasti vodní politiky směrnice 2013/39/EU [2]. Tato studie se zaměřila na možnost snížení koncentrace karbamazepinu v čistírenském kalu prostřednictvím kombinovaných procesů fyzikální předúpravy působením elektrostatického pole a následné biodegradace prostřednictvím bakterií rodu *Rhodococcus*.

Klíčová slova: biodegradace; fyzikální předúprava; karbamazepin; čistírenský kal; elektrostatické pole

Úvod

Při čištění odpadních vod vzniká vedlejší produkt označovaný jako čistírenský kal. Kal zpravidla obsahuje směs anorganických a organických nežádoucích sloučenin, které se mohou následně akumulovat v životním prostředí [3]. Organická složka kalu obsahuje uhynulé buňky mikroorganismů a inertní látky. Při degradaci obtížně rozložitelných látek využívají zmiňované mikroorganismy svůj kometabolismus, díky kterému jsou rozkládány kontaminanty s podobnou chemickou strukturou přirozeného živého substrátu. Biodegradaci tak mohou vznikat netoxické, ale i toxické meziprodukty, čímž může docházet k jejich akumulaci v degradujících organismech [4]. Tato problematika je obzvláště náročná, protože léčiva jsou navržena tak, aby interagovala s živými organismy a vyvolávala odezvu již při nízkých dávkách, což z nich činí velmi znepokojující kontaminanty i při nízkých koncentracích [5]. Odstranění některých farmaceuticky aktivních látek z OV není účinné z důvodu vysoké rezistence vůči biodegradaci.

Jednou z možností pro odstranění těchto polutantů je využití kombinovaných metod. Například před samotnou biodegradaci předřadit fyzikální předúpravu pro lepší zpřístupnění a otevření matric pro účinnější biodegradaci. Pro biodegradaci karbamazepinu se jeví jako vhodné bakterie rodu *Rhodococcus*, jelikož jsou vybaveny velkým množstvím enzymů, jedinečnou strukturou buněčné stěny a vhodnými biotechnologickými vlastnostmi. Tyto mikroorganismy mohou být využity jako průmyslové organismy, především pro biotransformace a biodegradace mnoha organických sloučenin. Rodokoky tak mohou být aplikovány při sanaci životního prostředí a ve farmaceutickém a chemickém průmyslu [6].

Materiál a metody

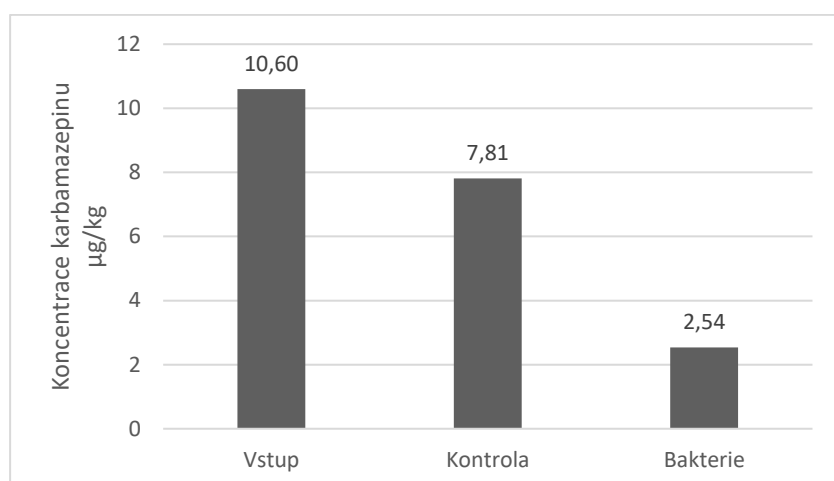
Pro odstranění karbamazepinu byla předřazena fyzikální předúprava pomocí působení elektrostatického pole na patentovaném zařízení EP 2388068 [7], které je aktuálně koncipováno jako laboratorní – zkušební, výhledově jako průmyslové na VÚV v Ostravě. Vzorky čistírenského kalu byly odebrány v Ústřední čistíreně odpadních vod v Ostravě-Přívoze (ÚČOV).

Část vzorku nehygienizovaného, vysušeného čistírenského kalu byla podrobena fyzikální předúpravě, kde byl kal vystaven působení elektrostatického pole při napětí 15 kV, proudu 0,1 mA po dobu 8 hodin. Pro následnou biodegradaci byla využita směsná bakteriální kultura (*Rhodococcus erythropolis* (277 CCM), *Rhodococcus rodochrous* (2751 CCM), *Rhodococcus degradans* (4446 CCM)). Bakterie byly pořízeny z České sbírky mikroorganismů sídlící na Přírodovědecké fakultě Masarykovy univerzity v Brně. Pro kultivaci pak bylo použito tekuté médium M011 Soyabean Casein Digest Medium (Tryptone Soya Broth). Biodegradaci byl také podroben kontrolní vzorek, který však nebyl podroben fyzikální předúpravě. Biodegradace probíhala ve 2litrových kádinkách po dobu 20 dní při laboratorní teplotě 22 °C a stabilní aeraci. Množství karbamazepinu po jednotlivých krocích bylo stanovováno pomocí HPLC/MS/MS analýzy.

Výsledky

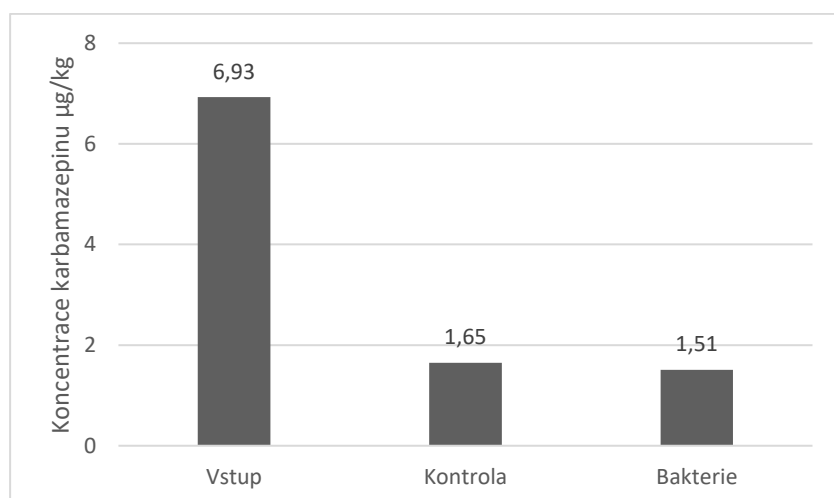
Cílem studie bylo stanovení výchozích hodnot karbamazepinu přítomného v kalu z ÚČOV Ostrava. Druhým cílem bylo zjištění účinnosti degradace pomocí fyzikální předúpravy ve spolupráci s bakteriální degradací.

Graf 1: Srovnání účinnosti bakteriální degradace karbamazepinu bez fyzikální předúpravy



Naměřená koncentrace karbamazepinu ve vstupním vzorku byla 10,60 µg/kg. V kontrolním vzorku byl karbamazepin detekován v koncentraci 7,81 µg/kg. Směsná kultura bakterií pomohla k degradaci karbamazepinu až na hodnotu 2,54 µg/kg (graf 1).

Graf 2: Srovnání účinnosti bakteriální degradace karbamazepinu s fyzikální předúpravou



Z grafu 2 je patrné, že po samotném fyzikálním ošetření vstupního vzorku byla naměřena koncentrace karbamazepinu (CBZ) 6,93 µg/kg. V porovnání se vstupním vzorkem bez fyzikální úpravy (viz graf 1) je to pokles v koncentraci CBZ o 3,67 µg/kg. V čase, kdy nedošlo k dalšímu zásahu v podobě bakteriální degradace, se koncentrace CBZ ještě více snížila na konečnou hodnotu 1,65 µg/kg. V kombinaci s působením degradačních bakterií byl výsledek experimentu nejlepší, jelikož došlo k největšímu poklesu koncentrace CBZ ze všech testovaných vzorků, a to na hodnotu 1,51 µg/kg.

Závěr

Tato studie potvrdila výskyt karbamazepinu v čistírenském kalu z ÚČOV Ostrava (10,60 µg/kg). Samotná fyzikální předúprava pomocí elektrostatického pole snížila množství karbamazepinu o 35 % a s následnou biodegradací byl karbamazepin ze vzorků odstraněn s účinností až 86 %.

Poděkování

Tato studie byla financována z SGS projektu VŠB-TUO, Hornicko-geologické fakulty, SP2022/40.

Literatura

- [1] GROS M., PETROVIĆ M., GINEBRED A., BARCELÓ D. (2010): Removal of pharmaceuticals during wastewater treatment and environmental risk assessment using hazard indexes. *Environment International*, 36(1), 15-26. ISSN 0160-4120. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.09.002>.
- [2] European Environmental Bureau: EEB comments on the revision of the lists of pollutants affecting surface and groundwater and the corresponding regulatory standards [online]. In: 2021 [cit. 2022-10-09]. Dostupné z: <https://eeb.org/wp-content/uploads/2021/10/EEB-comments-on-the-revision-of-the-lists-of-pollutants-affecting-surface-and-groundwater-and-the-corresponding-regulatory-standards-1.pdf>.
- [3] LI J., PLOUGONVEN E., FRAIKIN L., SALMON T., TOYE D., NISTAJAKIS E., LÉONARD A. (2015): Multiscale structure characterization of sawdust-waste water sludge extrudates dried in a pilot-scale fixed bed. *Biomass and Bioenergy* [online], 81, 98–107 [cit. 2021-12-04]. DOI: 10.1016/j.biombioe.2015.06.009. ISSN 09619534.
- [4] Biodegradace. Fakulta životního prostředí [online]. Ústí nad Labem, 2018 [cit. 2022-01-09]. Dostupné z: <http://fzp.ujep.cz/~trogl/1Mikr11Biodegradace.pdf>.
- [5] DÉCIMA M. A., MARZEDDU S., BARCHIESI M., MARCANTONIO DI C., CHIAVOLA A., BONI. M. R. (2021): A Review on the Removal of Carbamazepine from Aqueous Solution by Using Activated Carbon and Biochar, *Sustainability* 13, 11760. <https://doi.org/10.3390/su132111760>.
- [6] VAN DER GEIZE R., DIJKHUIZEN L. (2004): Harnessing the catabolic diversity of rhodococci for environmental and biotechnological applications, *Current Opinion in Microbiology* 7:255–61.
- [7] SEZIMA T., SIKORA E.: Evropský patent EP 2388068 „Device for physical waste treatment“, datum zápisu 22.08.2014, dostupné z <https://patentimages.storage.googleapis.com/01/b0/66/2f4267549e5b1f/EP2388068B1.pdf>.

PUBLIKAČNÁ ČINNOSŤ MŽP SR A SAŽP V OBLASTI KONTAMINOVANÝCH ÚZEMÍ V RÁMCI OPERAČNÉHO PROGRAMU KVALITA ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA

Elena Bradiaková

*Slovenská agentúra životného prostredia, odbor environmentálnych služieb, Tajovského 28,
975 90 Banská Bystrica, e-mail: elena.bradiakova@sazp.sk*

Publikačná činnosť Slovenskej agentúry životného prostredia (SAŽP) venovaná problematike environmentálnych záťaží (EZ) či kontaminovaných území v Slovenskej republike (SR) v rámci programového obdobia 2014 – 2020 prebieha po celý čas v úzkej spolupráci s Ministerstvom životného prostredia SR (MŽP SR), a to predovšetkým v úzkej súčinnosti so sekciou geológie a prírodných zdrojov. V rámci Operačného programu Kvalita životného prostredia (OP KŽP) predstavujú práve publikácie výrazný príspevok v oblasti zlepšovania osvedy a informovanosti širokej aj odbornej verejnosti o problematike EZ.

Zlepšovanie prístupu verejnosti k informáciám v oblasti EZ v súvislosti s rozvojom informačnej spoločnosti, podpora integrácie verejnosti, predovšetkým miestnych komún, do riešenia problematiky EZ a podpora výchovno-vzdelávacej platformy pre verejnosť patria takisto k prioritám strategického dokumentu SR v oblasti EZ – Štátneho programu sanácie environmentálnych záťaží na roky 2022 – 2027 (ŠPS EZ 2022 – 2027) s výhľadom do roku 2029.

V rámci projektu spolufinancovaného prostredníctvom OP KŽP a implementovaného SAŽP pod názvom *Zlepšovanie informovanosti a poskytovanie poradenstva v oblasti zlepšovania kvality životného prostredia na Slovensku* (skrátene *INFOAKTIVITY*) boli v priebehu rokov 2017 až 2022 vydané rôzne typy informačných publikácií, ktoré môžeme rozdeliť do nasledovných skupín:

1. Zborníky konferencií

V tejto skupine ide predovšetkým o zborníky konferencie Contaminated Sites, resp. Znečistené územia určené prevažne širšej odbornej verejnosti. Časť z nich bola vydaná aj tlačou (v r. 2018, 2019, 2022), zborníky v r. 2017 a 2020 vyšli len elektronicky a boli, rovnako ako ostatné, vystavené na stránkach konferencie. Zborník záverečnej konferencie projektu, ktorá sa má konať v septembri r. 2023, sa pripravuje takisto ako elektronický.

Zborníky jednotlivých ročníkov sú dostupné na webovej stránke konferencie:

<https://contaminated-sites.sazp.sk/>

V rámci projektu *INFOAKTIVITY* boli zastrešené aj tri ročníky konferencie GEOCHÉMIA. Zborníky boli vydané ako súčasť konferencie v r. 2021, 2022 a pripravuje sa aj jeho vydanie aj v apríli 2023 v rámci aktuálneho ročníka konferencie.

<https://www.sazp.sk/projekty-eu/infoaktivita/kalendar-udalosti-hap5-environmentalne-zataze/5-3-5-konferencia-geochemia-2021-5634.html>

<https://www.sazp.sk/projekty-eu/infoaktivita/kalendar-udalosti-hap5-environmentalne-zataze/5-3-5-konferencia-geochemia-2022.html>

2. Informačné letáky

o EZ sú určené prevažne širokej (laickej) verejnosti. V skratke a zrozumiteľnou formou informujú o základných skutočnostiach v oblasti manažmentu EZ na Slovensku. Prvé tri z celkovo plánovaných štyroch v rámci projektu sme už vytlačili, ostatný je pripravený na tlač. Dajú sa nájsť aj na webovej stránke projektu:

<https://www.sazp.sk/projekty-eu/infoaktivita/kalendar-udalosti-hap5-environmentalne-zataze/5-3-7-letak-prospekt-manazment-ez-na-slovensku.html>

<https://www.sazp.sk/projekty-eu/infoaktivita/kalendar-udalosti-hap5-environmentalne-zataze/5-3-7-letak-prospekt-manazment-ez-na-slovensku-5636.html>

<https://www.sazp.sk/projekty-eu/infoaktivita/kalendar-udalosti-hap5-environmentalne-zataze/5-3-7-letak-projekty-v-oblasti-environmentalnych-zatazi-podporene-v-ramci-op-kzp.html>

<https://www.sazp.sk/projekty-eu/infoaktivita/kalendar-udalosti-hap5-environmentalne-zataze/5-3-7-letak-statny-program-sanacie-environmentalnych-zatazi-2022-2027.html>

3. Publikácie ilustrujúce pokrok v manažmente EZ na Slovensku, resp. best practice v tejto oblasti boli vydané zatiaľ štyri, jedna z toho bola vytlačená. Dve ďalšie knihy, z ktorých jedna má byť vydaná aj tlačou v r. 2023, sa aktuálne pripravujú.

<https://www.sazp.sk/projekty-eu/infoaktivita/kalendar-udalosti-hap5-environmentalne-zataze/5-3-6-environmentalne-zataze-na-slovensku-progres-v-rieseni-environmentalnych-zatazi-1.html>

<https://www.sazp.sk/projekty-eu/infoaktivita/kalendar-udalosti-hap5-environmentalne-zataze/5-3-6-environmentalne-zataze-na-slovensku-progres-v-rieseni-environmentalnych-zatazi-2.html>

<https://www.sazp.sk/projekty-eu/infoaktivita/kalendar-udalosti-hap5-environmentalne-zataze/5-3-6-environmentalne-zataze-na-slovensku-progres-v-rieseni-environmentalnych-zatazi-3.html>

<https://www.sazp.sk/projekty-eu/infoaktivita/kalendar-udalosti-hap5-environmentalne-zataze/5-3-9-environmentalne-zataze-na-slovensku-priklady-dobrej-praxe-v-ramci-realizovanych-projektov-prieskumov-sanacii-a-monitorovania-environmentalnych-zatazi-1.html>

4. Odborné publikácie

V tejto skupine sme v r. 2021 vydali príručku pod názvom *Metodická príručka geologického prieskumu životného prostredia v znečistenom území* a strategický dokument *Štátny program sanácie environmentálnych záťaží (2022 – 2027)*. Publikácie sa dajú nájsť na adrese:

<https://www.sazp.sk/projekty-eu/infoaktivita/kalendar-udalosti-hap5-environmentalne-zataze/5-3-8-metodicka-prirucka-geologickeho-prieskumu-zivotneho-prostredia-v-znecistenom-uzemi-2021.html>

<https://www.sazp.sk/projekty-eu/infoaktivita/kalendar-udalosti-hap5-environmentalne-zataze/5-3-8-neperiodicke-publikacie-o-ez-statny-program-sanacie-environmentalnych-zatazi-2022-2027.html>

Metodická príručka bola aj vytlačená v náklade 500 ks a je o ňu veľký záujem najmä v radoch predstaviteľov odbornej verejnosti a štátnej správy na úseku EZ.

Tlač ŠPS EZ 2022 – 2027 je v čase konania konferencie Sanační technologie XXV v štádiu finalizácie procesu verejného obstarávania a ostáva určitá nádej, že publikáciu stihneme vytlačiť a distribuovať počas niekoľkých ostatných prezenčných informačných aktivít projektu INFOAKTIVITY, ktoré by sa mali uskutočniť do konca roka 2023 (dva workshopy pre geológov, exkurzia/terénny kurz pre študentov a záverečná konferencia projektu).

5. Publikácie pre deti

V tejto skupine sme vydali tlačou zatiaľ jednu sadu pracovných listov pre žiakov základných škôl, dva plagáty o EZ a jednu maľovanku približujúcu problematiku znečistených území. Dve ďalšie maľovanky – prvú s témou strojov a zariadení používaných pri prieskumných či sanačných prácach a druhú na tému les a EZ – pripravujeme v spolupráci s externými grafičkami.

<https://www.sazp.sk/projekty-eu/infoaktivita/kalendar-udalosti-hap5-environmentalne-zataze/5-4-8-publikacia-malovanka.html>

Literatúra

[1] <https://www.sazp.sk/projekty-eu/infoaktivita/kalendar-udalosti-hap5-environmentalne-zataze/>



Aktivity sa realizujú v rámci národného projektu Zlepšovanie informovanosti a poskytovanie poradenstva v oblasti zlepšovania kvality životného prostredia na Slovensku. Projekt je spolufinancovaný z Kohézneho fondu Európskej únie prostredníctvom Operačného programu Kvalita životného prostredia (2014 – 2020).



Obr. 1: Titulné strany vybraných publikácií vydaných v rámci projektu IINFOAKTIVITY (2018 – 2023), hlavná aktivita 5 Informačné aktivity v oblasti EZ

POKROK V RIEŠENÍ ODSTRAŇOVANIA KONTAMINÁCIE SPÔSOBENEJ ČINNOSŤOU ARMÁDY NA ÚZEMÍ SR

Katarína Paluchová

*Slovenská agentúra životného prostredia, odbor environmentálnych služieb, Tajovského 28,
975 90 Banská Bystrica, e-mail: katarina.paluchova@sazp.sk*

Článok sa venuje pokroku v odstraňovaní kontaminácie spôsobenej činnosťou sovietskej a slovenskej armády na území SR. Predstavuje nosné projekty prieskumu, sanácie a monitorovania vojenských areálov najmä s finančnou podporou EÚ v rámci Operačného programu Životné prostredie (OP ŽP) a Operačného programu Kvalita životného prostredia (OP KŽP). Zároveň predstavuje pripravované aktivity Ministerstva obrany SR (MO SR) a Ministerstva životného prostredia SR (MŽP SR) v oblasti riešenia kontaminácie vojenských areálov v rámci nového Štátneho programu sanácie environmentálnych záťaží 2022 – 2027 (ŠPS EZ) a Programu Slovensko.

Najsystematickejšie riešenie kontaminácie vojenských areálov v minulosti súviselo s pobytom sovietskej armády na území SR. Po jej odchode zostalo na riešenie 87 potenciálne kontaminovaných území v 18 lokalitách, z ktorých 15 bolo závažnejšie kontaminovaných.

Na základe uznesenia vlády SR č. 1196/2001 k *Správe o stave odstraňovania ekologických dôsledkov pobytu bývalej Sovietskej armády na území SR a návrhu na presun gescie za riešenie problematiky na Ministerstvo životného prostredia SR* prešla gescia za oblasť odstraňovania ekologických dôsledkov pobytu bývalej Sovietskej armády (SA) na území SR z MO SR na MŽP SR. Presun gescie sa uskutočnil k termínu 1. 1. 2002. Vláda následne uložila vtedajšiemu ministrovi životného prostredia vyhodnotiť dokumentáciu z rozpracovaných geologických, sanačných a monitorovacích prác, vykonať nevyhnutné opatrenia na optimalizáciu nákladov vrátane vypracovania analýz rizika a prevziať zmluvy týkajúce sa sanačných a monitorovacích prác. V roku 2002 zrealizovala Slovenská agentúra životného prostredia (SAŽP) z poverenia MŽP SR projekt *Realizácia geologických, sanačných a monitorovacích prác na územiach poškodených činnosťou Sovietskej armády*. SAŽP sa v projekte venovala všetkým 87 miestam. Výsledkom projektu bolo zistenie, že je naďalej potrebné, napriek obrovskému časovému a finančnému úsiliu MŽP SR a MO SR, pokračovať v začatých prácach a vykonať ďalšie sanácie v niektorých lokalitách s dôrazom na lokality Lešť, Sliač, Vlkanová, Nemšová, Komárno, Rimavská Sobota [1]. V zmysle uznesenia vlády č. 450/2008 z 2. júla 2008 vláda schválila zabezpečenie sanačných prác vo vojenskej lokalite Sliač – letisko – Sever II. Následným dôležitým krokom bol fakt, že MO SR bolo dňa 3. 4. 2013 uznesením vlády č. 150/2013 poverené vykonaním sanácií v lokalitách poškodených činnosťou SA, a to:

- Nemšová – vojenský útvar
- Ivachnová – Garážový dvor
- Sliač Letisko Juh
- Lešť – Hlavný tábor a Lešť – Garážové dvory
- Rimavská Sobota – areál po SA

V rokoch 2012 – 2015 MO SR realizovalo aktivity zamerané na odstraňovanie kontaminácie v lokalitách Lešť, Sliač – letisko Juh, Ivachnová, Nemšová, Rimavská Sobota (z pôsobenia najmä SA), ale aj v lokalitách poškodených činnosťou slovenskej armády: Piešťany – kasárne SNP, Martin – kasárne SNP, Michalovce – areál mestských kasární, Jamník – kasárne Mokrad'. V roku 2019 sa ukončila sanácia lokality Sliač – letisko – produktovod. Finalizuje sa časovo a finančne najnáročnejšia sanácia lokality Sliač (v súčasnosti lokalita Sliač – letecké kasárne). Aktivity na zníženie kontaminácie boli finančne podporené z OP ŽP a OP KŽP.

V strategickom dokumente Štátny program sanácie environmentálnych záťaží (2022 – 2027) (ŠPS EZ 2022 – 2027), ktorý bol schválený uznesením vlády SR č. 320/2022 z 11. mája 2022, sú uvedené lokality, ktoré patria do gescie MO SR a ktoré sú odporúčané na prieskum, monitorovanie alebo

sanáciu v období rokov 2022 – 2027 so zdrojom financovania v rámci OP KŽP a s predpokladaným zdrojom financovania v rámci Programu Slovensko. Ide o nasledovné lokality [2]:

1. Lokality odporúčané na geologický prieskum životného prostredia (GPŽP):
Ružomberok – ÚVN SNP – čerpacia stanica PHM, Martin – Záturčie, kasárne – kotolňa a sklad olejov, Hronsek – areál VP – ČS PHM, Badín – areál – VP – ČS PHM, Lešť (vojenský obvod) – Riečky – Košová, Lešť (vojenský obvod) – vododrom, Lešť (vojenský obvod) – sklad PHM Pereš, Piešťany – areál VHM – bývalá ČS PHM, Sereď – VÚ 1049 Sereď – výdajňa PHM.
2. Lokality v procese posačného monitorovania:
Martin – kasárne SNP, Piešťany – kasárne, Jamník – kasárne Mokrad', Michalovce – mestské kasárne – autopark, Sliach – letecké kasárne.
3. Lokality navrhnuté na sanáciu:
Zemianske Kostol'any – vojenský areál, Trenčín – letecké opravovne, Kuchyňa – letisko, Nováky – Vojenský opravárenský podnik.

Okrem toho sa venuje pozornosť aj ďalším 3 vojenským lokalitám, ktoré v súčasnosti už patria do pôsobnosti miestnych samospráv s využitím na iné ako vojenské účely, a to: Bardejov – vojenské kasárne (navrhnutý GPŽP), Zvolen – armádne objekty (navrhnutá sanácia) a Kežmarok – bývalé kasárne (prebieha sanácia).

V roku 2022 bolo ukončené monitorovanie v 2 lokalitách Prešov – Sokolovské kasárne a Prešov – Duklianske kasárne a prieskum lokality Piešťany – areál VHM – bývalá ČS PHM. Všetky lokality sú bez závažného znečistenia. V roku 2022 bola ukončená sanácia v lokalite Michalovce – mestské kasárne – autopark [4], Martin – kasárne SNP a Piešťany – kasárne.

V nasledujúcom období rezort obrany plánuje realizovať sanácie EZ v súlade so ŠPS EZ (2022 – 2027) v preskúvaných lokalitách, kde sa potvrdilo znečistenie, napr.:

- Zemianske Kostol'any – vojenský areál
- Piešťany – areál VHM – bývalá ČS PHM
- Kuchyňa – letisko.

MO SR zároveň intenzívne monitoruje situáciu aj v ďalších svojich doteraz nepreskúvaných lokalitách. Zameriava sa na možné potenciálne zdroje znečistenia, akými sú sklady PHM, čerpacie stanice, kotolne a pod. V ďalšom období je plánovaných 10 geologických prieskumov životného prostredia v lokalitách v správe MO SR, kde boli zaznamenané indície znečistenia buď ropnými látkami (pohonné hmoty), biologickým odpadom, vykurovacím olejom alebo uhoľným prachom a zbytkami popola s obsahom síry. Konkrétne ide o ďalšie lokality v Centre výcviku Lešť, sklady vo Vlkanovej (Badín – areál – VP – ČS PHM v rámci Informačného systému environmentálnych záťaží), Ústrednú vojenskú nemocnicu SNP v Ružomberku alebo kasárne Podháj v Martine [3].

Jednoznačne sa však ukazuje, že porovnaním výsledných prieskumov, sanácií a monitorovania vojenských areálov z pohľadu pôsobnosti SA a slovenskej armády, bol dopad SA na životné prostredie oveľa závažnejší a finančne a časovo nákladnejší na riešenie.

Literatúra

- [1] PALUCHOVÁ K. A KOL. (2002): Realizácia geologických, sanačných a monitorovacích prác na územiach poškodených činnosťou Sovietskej armády.
- [2] MŽP SR (2022): Štátny program sanácie environmentálnych záťaží (2022 – 2027).
- [3] ČERVENÝ J. (2022): Aj rezort obrany rieši problémy s environmentálnymi záťažami. In: Kolektív autorov (2022): ENVIRONMENTÁLNE ZÁŤAŽE NA SLOVENSKU – príklady dobrej praxe v rámci realizovaných projektov prieskumov, sanácií a monitorovania environmentálnych záťaží na Slovensku, 2. časť. SAŽP Banská Bystrica, s. 10–23.
- [4] SCHWARZ J. (2022): Sanácia environmentálnej záťaže Michalovce – mestské kasárne – autopark - SK/EZ/MI/1905. ENVIGEO, a. s., Banská Bystrica.



Obr. 1: Sanácia environmentálnej záťaž Lešť – Garážové dvory (Foto: Archív MO SR)



Obr. 2: Sanácia environmentálnej záťaž Rimavská Sobota – areál po SA – armáda SR (Foto: Archív MO SR)



Obr. 3: Sanácia environmentálnej záťaž Michalovce – mestské kasárne – autopark (Foto: Schwarz, 12/2020)



*Aktivita sa realizuje v rámci národného projektu
Zlepšovanie informovanosti a poskytovanie poradenstva v oblasti zlepšovania kvality životného prostredia na Slovensku.
Projekt je spolufinancovaný z Kohézneho fondu Európskej únie prostredníctvom
Operačného programu Kvalita životného prostredia (2014 – 2020).*

MOBILNÍ ANALYTIKA JAKO EFEKTIVNÍ NÁSTROJ PRO OPERATIVNÍ ŘÍZENÍ SANAČNÍCH PRACÍ

Petr Lacina

GEOtest, a.s., Šmahova 1244/112, 627 00 Brno, e-mail: lacina@geotest.cz

ÚVOD

Pro úspěšnou realizaci veškerých sanačních zásahů je nezbytná rychlá zpětná vazba, na jejímž základě lze následně modifikovat činnosti takovým způsobem, aby bylo efektivně dosaženo vytyčených sanačních cílů. Nedílnou součástí je proto monitoring spojený s odběrem vzorků a jejich chemickou analýzou. Velmi často se však stává, že doba od odběru vzorků až po získání požadovaných analytických výsledků je zdlouhavá, čímž se narušuje kontinuita nebo možnost operativního řízení sanačních prací. Obzvláště problematičtější je pak oblast řízení a provozu sanačních stanic, kdy je v mnoha případech potřeba reagovat a rozhodovat se velmi rychle. Typickým případem mohou být sanační stanice, kde se provádí degradace cílových polutantů chemickou cestou, kdy dochází k dávkování různých chemických činidel spojené s udržováním dalších procesních parametrů v nějakém optimálním režimu. Klasické analytické stanovení sledovaných parametrů v laboratoři je v takovémto případě otázka několika dnů, v naprosto ideálních případech několik hodin. Po tuto dobu se operátor sanační stanice nachází v určitém stavu procesní slepoty, kdy neví, zda daný proces běží optimálně či nikoliv. Na jedné straně tak hrozí, že efektivita procesu nebude splněna a na výstupu ze stanice budou po nějakou dobu unikat nadlimitní koncentrace sledovaných polutantů nebo naopak bude dávkováno zbytečně veliké množství chemických činidel, což zase bude ekonomicky neefektivní. Dojde-li pak na základě získaných výsledků k úpravě procesu, je potřeba další zpětná vazba a celý koloběh se tak opakuje. Optimalizace takovéto technologie tak může být velmi zdlouhavá, neefektivní a pro technologa značně úmorná.

Právě v takovýchto případech může hrát významnou roli tzv. mobilní analytika (terénní stanovení, *on-site* analýza apod.), kterou jsme schopni přímo na místě a ve velmi krátkém čase získat relevantní výsledky o průběhu daného procesu, na jejichž základě pak můžeme operativně řídit technologický proces v sanační stanici, případně kontrolovat, zda proces pracuje v optimálním režimu. Mobilní analytika by měla obecně splňovat to, že je uživatelsky snadno proveditelná, rychlá a podává nám v dostatečné míře informace, které v daném okamžiku potřebujeme. Je jasné, že ne vždy a ne všechny cílové kontaminanty jsme schopni stanovit tímto přístupem. Existuje však celá řada kontaminantů a dalších parametrů, u kterých toho dosáhnout lze, a je pak na zkušeném analytikovi, zda a do jaké míry je schopen běžné laboratorní přístupy a analýzy transformovat do podoby terénní analytiky.

Významnou roli hraje mobilní analytika rovněž v případech předběžného určení a vytyčení kontaminovaných míst a specifikace odběrových bodů pro následnou podrobnější analýzu. Příkladem může být předběžný screening kontaminovaných lokalit a nalezení oblastí s potenciálními ohnisky, která jsou následně vybrána pro podrobnější studium, tj. odběr vzorků a provedení důkladné laboratorní analýzy. Může tak dojít k výrazné úspoře času i vynaložených finančních prostředků.

Tento příspěvek stručně prezentuje několik aplikací mobilní analytiky v sanační praxi, které byly účelně použity nebo aplikovány. Jedná se buď o komerčně dostupné postupy či přístroje nebo cíleně vyvinuté a navržené terénní metody pro konkrétní sanační proces. Ve všech případech se jedná pouze o orientační stanovení, které nepodává přesné hodnoty, ale podává dostatečné informace, které jsou nezbytné pro operativní přístup sanace či vzorkování.

PRAKTICKÉ APLIKACE

Přenosný ED-XRF prvkový analyzátor

Prvkový analyzátor na bázi rentgenové fluorescence (XRF) Delta Premium (InnovX), který je schopen během 2 minut v měřeném místě stanovit následující škálu chemických prvků P, S, K, Cl, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr, Zr, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, W, Hg, Pb, Bi, Th, U (dále pak také Al, Mg, Si) v širokém dynamickém rozmezí v koncentracích od úrovně ppm až do prakticky 100 % hmotnosti, byl v řadě případů využit především pro předběžný monitoring a detekci kontaminovaných míst a dále v procesu řízené odtěžby zemin kontaminovaných těžkými kovy.



Stanovení rozpuštěných fenolů květovým testem

Mobilní analytika využívající květových testů pro terénní stanovení obsahu fenolů ve vodě byla využita během *ex-situ* sanace podzemních vod kontaminovaných fenoly a rozpuštěnými ropnými látkami. Na základě květového testu byl operativně řízen proces oxidace fenolů na bázi Fentonovy oxidace a s tím spojené dávkování relevantních chemických činidel a udržování procesních parametrů tak, aby byl proces účinný. Květový test byl cíleně navržen pro tento proces a je postaven na principu reakce fenolů s 4-aminoantipyrinem a hexakvanoželezitanem draselným za vzniku červeného zbarvení, které bylo v květetě následně proměřeno přenosným UV-VIS spektrometrem DR1900 (HACH LANGE, s.r.o.) při vlnové délce 510 nm. Celková doba stanovení od odběru vzorku po získání výsledků je cca 10 minut.



Orientační stanovení ropných látek v podobě NEL obsažených v zemině

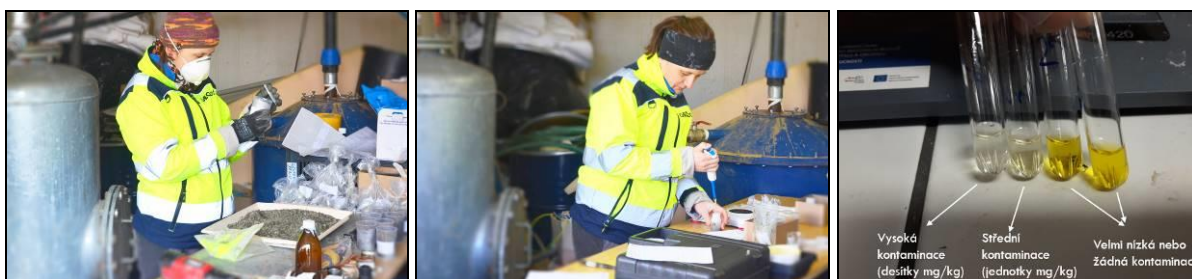
Tato metody byla na několika lokalitách využita jako orientační screening ropného znečištění obsaženého v zemině a v procesu řízené odtěžby zemin kontaminovaných těmito látkami. Mobilní analýza byla postavena na modifikaci laboratorního stanovení NEL. 1 g zeminy umístěn do zkumavky s obsahem 1 ml vhodného organického rozpouštědla byl extrahován za pomoci zkumavkové třepačky

po dobu cca 2 minut. Část extraktu byla následně nanesena na ATR krystal přenosného infračerveného spektrometru s fourierovou transformací (FT-IR) iS5 od firmy Nicolet CZ, s.r.o. Velmi orientační stanovení pak probíhalo na základě vyhodnocení intenzity absorpčních pásů typických pro stanovení NEL. Celková doba stanovení od odběru vzorku po získání výsledků je cca 10–15 minut.



Využití metody ELISA pro vymezení oblastí kontaminovaných PCB

ELISA (Enzyme-Linked Imuno Sorbent Assay) je imunochemická metoda založená na vazbě mezi antigenem a příslušnou protilátkou. Jedná se o vysoce specifickou biochemickou reakci s vysokou citlivostí. Metoda byla využita pro vymezení kontaminovaných zemí v rámci sanace staré ekologické zátěže v podobě skládky s obsahy polychlorovaných bifenylů. Vzhledem k tomu, že kongener PCB 28 tvořil 70–80 % celkové kontaminace PCB, byla metoda nastavena na antigen, kterým byl právě kongener PCB 28. Definované množství zeminy s obsahem PCB 28 bylo v prvním kroku extrahováno v methanolovém rozpouštědle. Část extraktu byla následně vložena do zkumavky na jejímž povrchu byla nanesena protilátka. Během inkubace došlo ke vzniku vazby antigen-protilátka. Následně přidání PCB konjugátu (PCB, na kterém je kovalentně navázan enzym) způsobilo jeho navázání na zbylá místa protilátek (neobsazená v prvním kroku). Následně došlo k vymytí nadbytečného konjugátu a přidání substrátu, který se v průběhu enzymem (navázaném na PCB konjugátu) katalyzované reakce přeměňuje na barevný produkt. Koncentrace produktu je závislá na množství navázaných PCB konjugátů – čím větší bude koncentrace PCB, tím méně se naváže PCB konjugátů s enzymem a tím menší bude výsledné zbarvení. Výsledné zbarvení bylo následně měřeno na přenosném UV-VIS spektrometru DR1900 (HACH LANGE, s.r.o.) a na základě naměřené absorbance stanoveno přibližné zastoupení PCB ve vzorcích zeminy. Celková doba analýzy je přibližně 20 minut.



Stanovení neiontových tenzidů ve vodě kyvetovým testem

Tato metoda byla využita na lokalitě, kde se aplikovaly roztoky neionogenních tenzidů za účelem desorpce a mobilizace ropného znečištění obsaženého v zemině. Metoda sloužila pro detekci aplikovaných tenzidů v aplikačních a monitorovacích vrtech. Kyvetový test byl účelově navržen na daný typ tenzidu a potřeby příslušné sanační zakázky. Princip stanovení spočívá v reakci tenzidu s TBPE (tetrabromofenolphthalein ethyl ester) za vzniku barevného komplexu, který je následně intenzivním protřepáním extrahován do organické fáze a kterou zbarví od žluté (nulové koncentrace tenzidů) až po tmavě zelenou (vyšší koncentrace tenzidů). Vznik komplexu i extrakce probíhá

v jednom kroku přímo v kyvetě a je tak možné během přibližně 15 minut spektrofotometricky stanovit obsah tenzidů ve vzorku vody na základě míry zbarvení organické fáze.

Stanovení amonných iontů ve vodě pomocí kyvetového testu

Kyvetový test na stanovení obsahu amonných iontů ve vodě byl vyvinut za účelem rychlého monitoringu na lokalitě, jejíž podzemní vody byly nadměrně kontaminované právě těmito ionty. Metoda vychází z klasické laboratorní metody a je založena na reakci amoniaku a hydroxidu alkalických kovů s tetrajodortuřnatanem sodným nebo draselným za vzniku žlutohnědé Millonovy báze. Toho je dosaženo přidávkem Seignetovy soli a Nesslerova činidla přímo do odebraného a přefiltrovaného vzorku kontaminované vody. Výsledné zbarvení bylo opět měřeno přenosným UV-VIS spektrometrem DR1900 (HACH LANGE, s.r.o.) při vlnové délce 425 nm.



ZÁVĚR

Dobře zvládnutá mobilní analytika dokáže být velmi efektivním nástrojem pro operativní řízení sanačních prací nebo předběžný screening kontaminovaných lokalit. Tyto metody mají pochopitelně své limitace, např. v řadě případů vysoká míra nejistoty, zdaleka ne všechny parametry lze jednoduše stanovit, v případě UV-VIS spektrofotometrického stanovení vodných vzorků je nezbytné, aby voda byla čirá apod. Pro orientační představu však obecně nároky nebývají vysoké a stále lepší je informace nějaká než žádná. Proto rychlý terénní test, byť s určitou nejistotou, je někdy mnohem lepší než dlouhé dny čekání na přesné analýzy. V řadě případů týkajících se operativního řízení sanačních stanic ani přesné hodnoty nejsou třeba, ty se provádí až v následném procesu. Z těchto důvodů je dobré mobilní analytice obecně věnovat větší pozornost.

PRIESKUM A HODNOTENIE PRAVDEPODOBNEJ ENVIRONMENTÁLNEJ ZÁŤAŽE BANSKÁ BYSTRICA – MEDENÝ HÁMOR

Slavomír Mikita, Ondrej Brachtýr

GEOtest a.s. – organizačná zložka, Stavbárska 27, 821 07 Bratislava, e-mail: mikita@geotest.sk

ÚVOD

Lokalita Medený Hámor bola v registri environmentálnych záťaží zaradená vzhľadom k bývalej činnosti, približne 500 rokov sa tu spracovávala medená ruda, medzi pravdepodobné environmentálne záťaže. Areál bývalého Medeného Hámra sa nachádza v severnej časti intravilánu mesta Banská Bystrica v priemyselno-skladovej zóne. V súčasnosti sa areál rozkladá na ploche približne 11 000 m², z časti je oplotený a zabezpečený proti voľnému vstupu. Viaceré budovy v areáli sú pamiatkovo chránené alebo využívané na administratívne a skladovacie účely. Plánovaná je revitalizácia celého areálu so zameraním na verejné účely. V rámci podrobného geologického prieskumu životného prostredia sa na lokalite zisťovali informácie o zdrojoch znečistenia, miere a rozsahu znečistenia v horninovom prostredí, podzemnej a povrchovej vode. Ďalej sa tiež overovali spôsoby šírenia sa znečisťujúcich látok a vplyv znečistenia na receptory prostredníctvom analýzy rizika. Súčasťou prieskumu bolo aj vybudovanie monitorovacej siete a monitorovanie geologických faktorov životného prostredia znečisteného územia. Na základe výsledkov boli navrhnuté opatrenia na eliminovanie rizika na lokalite a odporúčania pre vykonanie ďalších prác. Práce boli vykonávané v súlade so zákonom č. 569/2007 Z. z., o geologických prácach (geologický zákon) v znení neskorších predpisov a s vyhláškou Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 51/2008 Z. z., ktorou sa vykonáva geologický zákon v znení neskorších predpisov a na základe zmluvy o geologických prácach č. 49/2019/5 s objednávateľom: MŽP SR.

METODIKA PRÁCE

Metodika, postup a časová nadväznosť riešenia vychádzala z cieľa geologickej úlohy a z aktuálnej situácie na lokalite. Boli vykonané nasledovné geologické práce:

- geofyzikálne práce,
- technické práce (vrtné práce a hydrodynamické skúšky),
- vzorkovacie práce (zemina, podzemná a povrchová voda, dnové sedimenty),
- terénne merania (režimové meranie hladiny podzemnej a povrchovej vody, meranie základných parametrov vody, geodetické zamerania),
- laboratórne práce.

Realizovalo sa 18 prieskumných (nevystrojených) vrto a 7 monitorovacích (vystrojených) vrto. Hĺbka monitorovacích vrto zachytávala celý zvodnenec tvorený fluviaálnymi kvartérnymi sedimentami po skalné mezozoické podložie. Vzorkovanie v horninovom prostredí sa sústredilo na získavanie informácií o znečistení v biologickej kontaktnej zóne (do 1,0 m), v pásme prevzdušnenia a pásme nasýtenia. Pre potrebu zaznamenania dlhodobjšieho vývoja kvality podzemnej vody a povrchovej vody v skúmanom území bol odber vzoriek počas prieskumu rozdelený na 9 vzorkovacích kôl. Rozsah laboratórnych rozborov bol vypracovaný na základe podkladov vo verejnom obstarávaní a tiež na základe predpokladaného znečistenia spojeného s bývalou činnosťou spracovania nerastných surovín v areáli hámra. Medzi hlavné sledované ukazovatele v zeminách a vode patrili: stopové prvky (Cu, Ni, Zn, Sb, As, Mn, Pb, Cr_{celk.}), NEL-IR, NEL-UV, C₁₀-C₄₀, S_{celk.}, CN_{celk.}. Spolu sa vykonalo 68 laboratórnych analýz zemín a dnových sedimentov a 110 laboratórnych analýz vzoriek podzemnej vody a povrchovej vody.

VÝSLEDKY a ZÁVER

Prieskumom sa na lokalite overila prítomnosť antropogénnych sedimentov takmer v celom priestore areálu a jeho bezprostrednom okolí. Pod antropogénnymi sedimentami sa v strednej a východnej časti

areálu nachádzajú kvartérne fluviaálne sedimenty. Podložie je budované mezozoickými karbonátovými horninami.

Zdroj znečistenia predstavuje ako celok areál bývalého Medeného Hámra. Vývoj technologických procesov a následná modernizácia výrobných zariadení v priebehu stáročnej histórie spôsobili, že areál Medeného Hámra sa kontinuálne menil a vyvíjal (technologicky aj priestorovo). Dôsledkom tejto činnosti je existencia viacerých zdrojov znečisťovania, ktorých pôsobenie v horninovom prostredí sa vzájomne prelína a má dlhodobý vplyv. **Primárny zdroj znečisťovania na lokalite predstavujú antropogénne sedimenty s obsahom hlušiny, strusky či flotačných kalov z úpravy privážanej rudy a rôznorodých zvyškov stavebných materiálov.** Sekundárne znečistenie môžu na lokalite predstavovať sekundárne vyzrážané alebo nasorbované kovy na horninový materiál po ich transporte z miest s vyššími koncentraciami. Sekundárne znečistenie reprezentuje znečistenie najmä v pásme nasýtenia.

Ako hlavné znečisťujúce látky sa takmer v celom skúmanom areáli zistili kovy. Mieru znečistenia kovmi ilustruje násobok prekročenia priemernej hodnoty daného kovu voči príslušnému IT kritériu pre obytnú zónu v kontaktnej zóne: biologickej kontaktnej zóne: As (3,1×), Ni (8,1×), Pb (27,2×), Cu (22,6×), Zn (9,9×), Sb (1,4×). Vo všeobecnosti rozsah a miera znečistenia s hĺbkou klesali.

Znečistenie kovmi v podzemnej vode bolo masívne, prejavilo sa takmer v celom areáli a tiež mimo areál v smere prúdenia podzemnej vody, bez ohraničenia jeho dosahu prieskumom. Prekročenie ID a IT limitov bolo zistené pri Sb, Zn, Ni a Cu. Plošne sa najviac prejavilo znečistenie Sb, Zn a Ni. Znečistenie kovmi v podzemnej vode je podmienené interakciou vody so znečisteným horninovým prostredím. Distribúcia kovov v podzemnej vode závisí od celého radu faktorov závislých od vlastností jednotlivých kovov, horninového prostredia a hydrogeochemických pomerov na lokalite. Znečistenie v povrchovej vode z lokality sa nepreukázalo, zvýšené hodnoty niektorých kovov boli zaznamenané už na odbernom mieste nad lokalitou.

Mobilita znečisťujúcich látok je na lokalite podmienená interakciami infiltrujúcich zrážok a vôd z povrchového a podpovrchového odtoku ako aj kontaktom podzemnej vody s antropogénnymi sedimentmi. Dochádza tak k mobilizácii kovov a ich šíreniu v smere gradientu podzemnej vody. Z prostredia areálu Medeného Hámra prúdi podzemná voda smerom zo SZ na JV pričom vo východnej časti sa stáča smerom na juh a tečie paralelne s riekou Bystrica. Dosah šírenia kovov v podzemnej vode nebol prieskumnými prácami vymapovaný ale vzhľadom k dlhotrvajúcej činnosti Medeného Hámra a podmienkam na lokalite je dosah predpokladaný na vzdialenosť niekoľko stoviek metrov. Vývoj znečisťovania lokality a jej okolia sa bez sanačného zásahu javí vzhľadom k vysokým koncentraciám potenciálne toxických prvkov – kovov v horninovom prostredí a ich priestorovému rozsahu ako dlhodobo prítomný a prirodzene málo klesajúci.

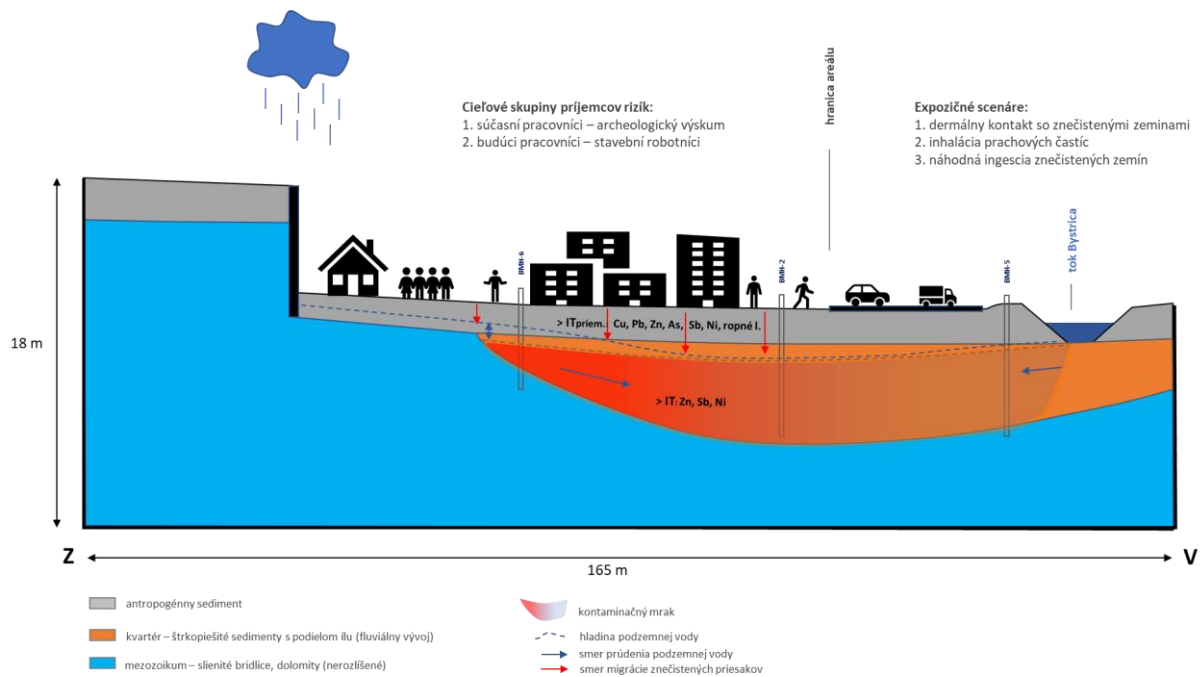
Na základe zhodnotenia výsledkov v procese analýzy rizika bolo **potvrdené environmentálne riziko v biologickej kontaktnej zóne a riziko šírenia sa znečisťujúcich látok podzemnou vodou.** Aktuálne riziko vplyvu na povrchové vody sa nepreukázalo. Tiež bola zistená prítomnosť **potenciálneho zdravotného rizika pre exponované skupiny pri expozícii inhaláciou a náhodnou ingesciou znečistenej zeminy.** Pre eliminovanie rizika na lokalite je potrebné vykonať sanáciu. Na obr. 1 je znázornený situačný model skúmanej lokality, ktorý sumarizuje podmienky danej environmentálnej záťaže s možnými expozičnými scenármi pre potenciálnych príjemcov rizík.

Ciele sanácie a sanačné opatrenia sú navrhované tak, aby po ich realizácii došlo ku zníženiu environmentálnych a zdravotných rizík:

- ⇒ zabránením kontaktu stavebných pracovníkov, zamestnancov a návštevníkov so znečistenými zeminami,
- ⇒ zníženie obsahu znečisťujúcich látok v podzemných vodách zamedzením vylúhovania znečisťujúcich látok zo znečisteného horninového prostredia,
- ⇒ znížením obsahu znečisťujúcich látok v podzemnej vode adekvátnymi sanačnými technikami a postupmi.

Cieľové hodnoty pre podzemné vody boli vypočítané vzhľadom k referenčnému miestu vzdialenému 100 m od zdroja znečistenia, kde je potrebné dosiahnuť zníženie konkrétnych znečisťujúcich látok pod ID limit.

Zo spracovania štúdie uskutočniteľnosti sanácie vyplynul ako najvhodnejší spôsob sanácie lokality kombinácia metód: **zakrytie, prekrytie, rekultivácia** a aplikovanie **vertikálnej polopriepustnej reaktívnej bariéry**. Na základe získaných poznatkov sa prikláňame pri sanácii znečisteného horninového prostredia k variante využitia GCL tesniacich prvkov (bentonitové rohože). Nízka hrúbka vrstvy, minimálne logistické nároky na prepravu, jednoduchá pokládka ako aj dostatočná tesniaca funkcia je vhodným argumentom pre ich využitie na danej lokalite. Pre podzemné vody navrhujeme využitie podzemnej polopriepustnej bariéry formou sústavy sanačných vrtov s reaktívnou náplňou z dôvodu veľkej zastavanosti a hustoty inžinierskych sietí na lokalite.



Obr. 1: Situačný model lokality

Vzhľadom k zisteniam z výsledkov prieskumu a ich zhodnotenia **možno považovať environmentálnu záťaž za potvrdenú.**

Pre optimalizovanie aplikovania vybraných sanačných metód sa pred sanáciou odporučilo realizovanie doplnkového (pedsanačného) geologického prieskumu s aktualizovanou analýzou rizika.

Na lokalite je do začatia sanácie potrebné zabezpečiť pravidelné monitorovanie kvality podzemnej vody pre posúdenie miery znečistenia vzhľadom k sezónnym zmenám a možnosti vyhodnotenia trendov vývoja kvality podzemnej vody v čase.

MAPOVÁNÍ ANTROPOGENNÍ KONTAMINACE VE VYBRANÉM POVODÍ

Martin Židek

*Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Katedra geologie, 17. listopadu 1192/12,
771 46 Olomouc, e-mail: martin.zidek01@upol.cz*

Souhrn

Nové možnosti mapování antropogenní kontaminace přehradních sedimentů z vrtných jader odebíraných přímo ze dna vodních nádrží z plovoucí vrtné platformy, limity této metody a vyhodnocení pomocí geologických a geochemických metod.

Klíčová slova: kontaminace; sedimenty; přehrady; Váh; vrtné jádro

Summary

New possibilities of mapping anthropogenic contamination of reservoir sediments from drilling cores taken directly from the bottom of water reservoirs from a floating drilling platform, limits of this method and evaluation using geological and geochemical methods.

Keywords: contamination; sediments; reservoirs; the Váh River; drill core

Popis problematiky

Řeka Váh má jako nejdelší řeka Slovenska na svém 406 km dlouhém toku (obrázek 1) vybudováno 22 přehrad (průměrně jedna přehrada na 18,5 km). V rámci Slovenska se také jedná o území s vyšší koncentrací průmyslu. Vzhledem k četnosti přehradních nádrží a velmi rozmanité geologii nabízí řeka Váh vynikající příležitost studovat účinky přehrazení na transport, akumulaci, architekturu, složení a míru kontaminace sedimentů.

Zájmová oblast vykazuje vzhledem ke své rozsáhlosti velkou dynamiku proměn geologického podloží, v podstatě se dá říci, že geologická stavba podloží se mění každých několik kilometrů. I přes tuto variabilitu je svrchní vrstva erodována nejvíce, splachový materiál tedy tvoří převážně kvartérní sedimenty a recentní půdy, případně antropogenní navážky. Výše uvedené platí obecně s výjimkou povodňových eventů a přímé eroze odkrytého skalního povrchu.

Terénní práce byly prováděny na přehradách Hričov, Žilina a Nosice. Vodní nádrž Hričov byla postavena v letech 1958–1962. V současnosti jsou sedimentem zaneseny odhadem 2/3 objemu nádrže, což značně snižuje její akumulační možnosti. Z této nádrže bylo odebráno šest vrtných jader.

Vodní nádrž Žilina byla dokončena v roce 1998. Vodní dílo se potýká s problémy s kvalitou vody kvůli rozkolísaným přítokům v průběhu roku. Z této nádrže bylo odebráno pět vrtných jader.

Vodní nádrž Nosice byla dostavěna v roce 1957 a patří k větším stavbám v rámci Vážské kaskády. Z této nádrže bylo odebráno pět vrtných jader.

Cílem odběrů bylo odebírat sedimenty z různých částí nádrže se záměrem získat prostorovou představu o distribuci sedimentů.

Poděkování

Tento výzkum je součástí projektu IGA Zhodnocení kontaminace v říčních systémech IGA_PrF_2023_021.

INTERNÝ INFORMAČNÝ SYSTÉM ŠGÚDŠ PRE MONITOROVANIE ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ – NEVYHNUTNÝ NÁSTROJ PRI RIEŠENÍ ÚLOH Z OPERAČNÝCH PROGRAMOV EÚ

Jozef Kordík, František Bottlik, Ivan Györög, Igor Stríček, Miloš Gregor
Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, Mlynská dolina 1, 81704, Bratislava,
e-mail: jozef.kordik@geology.sk

Úvod

Interný informačný systém monitorovania environmentálnych záťaží (IS MEZ) vytvorený a rozvíjaný v Štátnom geologickom ústave Dionýza Štúra predstavuje základný nástroj na plánovanie, uchovávanie a prezentáciu výsledkov monitorovania EZ na území Slovenskej republiky [1]. Aktuálne sú v ňom zahrnuté aj údaje o monitorovaní viac ako 60 banských lokalít, z ktorých 40 je riešených v rámci Operačného programu Kvalita životného prostredia – projekt „Zabezpečenie monitorovania environmentálnych záťaží Slovenska – II. časť“.

IS MEZ je rozdelený na: **1) všeobecnú dátovú a textovú časť** a **2) štruktúrovanú databázu a GIS aplikácie**. Informácie ukladané do všeobecnej dátovej a textovej časti sú delené do systému adresárov podľa druhu údajov. Štruktúrovaná databáza monitorovania EZ je budovaná centrálnou, technickou platformou databázy je objektovo-relačný databázový systém PostgreSQL / PostGIS. Prístup do databázy je možný z rôznych užívateľských rozhraní, čo umožňuje veľkú flexibilitu vo využívaní dát. Toto je veľmi dôležité z dôvodu veľkej rôznorodosti nárokov užívateľov, pričom technické zručnosti, podmienky využívania a nároky užívateľov sú často výrazne rozdielne. Prístup do IS MEZ je možný v podmienkach intranetu, ako aj internetu (vrátane vzdialeného prístupu pomocou VPN – virtuálnej privátnej siete) a cez online webové aplikácie. IS MEZ predstavuje významnú pomoc pri zabezpečení fungovania monitorovania EZ, pričom vzhľadom na využitie nákladovo nenáročných „open-source“ kódov je aj vysoko ekonomicky efektívny. Zároveň je veľmi flexibilný a umožňuje rôznorodý prístup k uchovávaným dátam, s možnosťou aplikácie rozdielnych úrovni užívania, ako aj zabezpečenie údajov.

V príspevku je bližšia pozornosť venovaná internetovému rozhraniu a prístupu do databázovej časti informačného systému (uvedených je niekoľko príkladov práce v tomto rozhraní), prístupu do IS MEZ cez ODBC ovládač, priamemu prístupu k databáze IS MEZ na intranete a účelovému webovému prezentačnému GIS rozhraniu „MEZonator 3.0“.

Internetové rozhranie a prístup do databázovej časti informačného systému

Webová aplikácia bola vytvorená v open-source skriptovacom jazyku PHP v kombinácii s jazykom HTML, JavaScript a CSS. Aplikácia beží na webovom serveri Apache (Linux) a je prístupná online na internetovej adrese <https://dionysos.geology.sk/mez/main.php>. Internetová komunikácia medzi prehliadačom a serverom je šifrovaná pomocou protokolu HTTPS, ktorý umožňuje bezpečnú komunikáciu medzi klientom a webovým serverom. Na vstupnej stránke (obr. 1) si je potrebné zvoliť oblasť dát, s ktorými chce užívateľ pracovať. Prístup do aplikácie je chránený bezpečnostnými prvkami. Z dôvodu bezpečnosti je rôzna aj úroveň prístupu užívateľov k informáciám v závislosti na užívateľských právach. Databázový systém je pri webovom rozhraní rozdelený podľa druhu údajov na **všeobecné informácie** (napr. zoznam monitorovaných lokalít a objektov, informácie o vrtoch, informačné zdroje), **terénne charakteristiky monitorovaných médií** (vody, sedimenty, zeminy, horniny, pôdy), **výsledky monitorovania**, najmä analytické (inžinierskogeologické a laboratórne skúšky zemín, chemické analýzy vôd a pevných vzoriek, izotopové analýzy, výsledky čerpacích a stúpacích skúšok, výsledky údajov z dataloggerov), **monitorovanie** (plánovanie, riadenie a archiváciu programu monitorovania) a **administratívne rozhranie** (v súčasnosti slúži na kontrolu súladu plánu monitorovania s analytickými výsledkami, súladu plánu monitorovania s reálnymi odbermi vzoriek atď.).

Po prihlásení sa do webovej aplikácie a zvolení príslušnej dátovej oblasti sa objaví požadovaný formulár, spolu s ovládacími prvkami pre vkladanie, editáciu, zobrazenie, zmazanie, vyhľadávanie a export záznamov. Okrem toho je možné selektovať jednotlivé záznamy podľa požiadaviek užívateľa. Webové rozhrania pre jednotlivé dátové oblasti disponujú s rôznymi funkcionalitami, ktoré napomáhajú pri práci s dátami.

Databázový server projektu MEZ / ZMEZ1 / MEZ3 / ZMEZ2

prosím, vyberte si tabuľku a kliknite na tlačidlo Ďalej

VŠEOBECNÉ INFORMÁCIE

- všeobecné informácie o lokalitách / názov tabuľky v DB: lokality_centroidy ⓘ
- zoznam všetkých objektov / názov tabuľky v DB: objekty ⓘ
- časovo premenlivé údaje o objektoch / názov tabuľky v DB: objekt_zmeny ⓘ
- všeobecné informácie o vrtoch / názov tabuľky v DB: vrty_info ⓘ
- informačné zdroje / názov tabuľky v DB: informacne_zdroje ⓘ

TERÉNNÉ CHARAKTERISTIKY

- terénne charakteristiky vôd / odber vzoriek vôd na chemické a izotopové analýzy / názov tabuľky v DB: teren_vody ⓘ
- vlastnosti zemín a hornín v profiloch vrtoch / názov tabuľky v DB: teren_horniny_zeminy ⓘ
- vlastnosti / terénne charakteristiky pôd / názov tabuľky v DB: vlastnosti_pody ⓘ
- odber pevných vzoriek na chemickú analýzu / inžinierskogeologické skúšky / názov tabuľky v DB: pevne_vzorky_zoznam ⓘ
- inštalácie dataloggerov / názov tabuľky v DB: dataloggre_instalacia, dataloggre_stahdata ⓘ

VÝSLEDKY

- výsledky inžinierskogeologických laboratórnych skúšok zemín / názov tabuľky v DB: analyz_zeminy_ig ⓘ
- výsledky chemických analýz pevných vzoriek / názov tabuľky v DB: analyz_pevne_chem ⓘ
- výsledky chemických a izotopových analýz vôd / názov tabuľky v DB: analyz_vody_chem, analyz_vody_izotop ⓘ
- informácie o čerpacích a stúpacích skúškach / názov tabuľky v DB: vrty_skusky_zoznam, vrty_skusky_vysledky ⓘ
- spracované údaje z dataloggerov / názov tabuľky v DB: dataloggre_data ⓘ

MONITOROVANIE

- plánovanie monitorovania na objektoch / názov tabuľky v DB: monit_schemy_zozn, monit_datum, monit_schemy_def ⓘ

ADMINISTRÁTORSKÉ ROZHRANIE

- Databáza MEZ / ZMEZ1 / MEZ3 / ZMEZ2 - Prehľad, kontrola údajov... ⓘ

← späť

Ďalej →


Obr. 1: Vstupná stránka webovej aplikácie

Jednou z najčastejšie využívaných dátových oblastí sú **výsledky chemických a izotopových analýz vôd**. Vo webovom rozhraní tejto dátovej oblasti sa dajú využiť špeciálne vytvorené funkcie, napr. funkcia umožňujúca automatické zhodnotenie analyzovaných výsledkov chemického zloženia vody k zvoleným limitným hodnotám (napr. v zmysle smernice MŽP SR č. 1/2015-7 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia), kde sú výsledky zvýraznené farebne (čierna, zelená, oranžová, červená) na odlíšenie prekročenia indikačných a intervenčných kritérií v zmysle uvedenej smernice (obr. 2).

objekt	dátum odberu	T vody ter. [°C]	EK pri 20 °C ter. (merná el. vodivosť) [mS/m]	pH lab. (reakcia vody) [-]	EK pri 25 °C lab. (merná el. vodivosť) [mS/m]	Al (hliník) [mg/l]	As (arzén) [µg/l]	Sb (antimón) [µg/l]	Ni (nikel) [µg/l]	Zn (zink) [µg/l]
ID - indikačné			6 - 6,5 a 8,5 - 9		200,00	0,25	50,00	25,00	100,00	1500,00
IT - intervenčné			< 6 a > 9		300,00	0,40	100,00	50,00	200,00	5000,00
PD420-15	2021-11-22	6,10		7,83	23,30	0,01	-0,50	-0,50	-2,00	-2,00
PD420-15	2022-08-02	16,40	23,70	7,94	26,20	0,08	0,60	-0,50	-2,00	2,00
PD420-15	2022-11-03	9,40	23,00	7,82	24,50	0,17	0,70	-0,50	-2,00	-2,00
PD420-16	2021-11-22	8,80		7,26	39,10	0,02	3,70	57,50	19,00	26,00
PD420-16	2022-08-02	8,70	37,50	7,3	40,60	0,02	8,80	43,10	24,00	24,00
PD420-16	2022-11-03	8,70	36,70	7,34	40,60	0,03	9,20	40,30	21,00	17,00
PD420-17	2021-11-22	8,50		8,1	42,50	0,02	44,70	263,00	5,00	-2,00
PD420-17	2022-08-02	9,00	40,30	8,16	44,30	0,02	40,70	229,00	6,00	-2,00
PD420-17	2022-11-03	8,70	41,20	8,08	44,90	0,02	38,20	227,00	6,00	-2,00
PD420-18	2021-11-22	7,50		8,11	39,20	0,01	4,40	44,00	9,00	8,00
PD420-18	2022-08-02	18,70	38,40	8,27	42,30	0,03	12,30	24,40	6,00	7,00
PD420-19	2021-11-22	7,40		8,18	43,10	0,02	51,80	264,00	4,00	-2,00
PD420-19	2022-08-02	19,90	40,50	8,23	44,80	0,07	66,40	225,00	6,00	2,00
PD420-19	2022-11-03	8,60	47,30	8,13	51,30	0,02	41,30	207,00	5,00	-2,00
PD420-20	2021-11-22	8,70		6,65	44,00	0,03	1,50	18,40	123,00	204,00
PD420-20	2022-08-02	9,30	41,50	6,92	44,80	0,09	3,30	15,10	148,00	295,00
PD420-20	2022-11-03	9,30	40,90	7,15	43,90	0,25	3,90	15,40	122,00	229,00
PD420-22	2022-08-02	11,90	51,50	7,42	56,00	0,11	1,60	5,30	77,00	79,00
PD420-22	2022-11-03	10,00	51,70	7,08	55,60	0,21	2,10	5,60	70,00	87,00

Obr. 2: Výsledky chemického zloženia vody porovnané k ID/IT kritériám v zmysle smernice MŽP SR č. 1/2015-7 (lokalita Pezinok – Trojárová, štôlna a haldy)

Z pohľadu **plánovania terénnych meraní a odberov vzoriek vôd** je dôležitá dátová oblasť „plánovanie monitorovania na objektoch“, v ktorej príslušný koordinátor lokality plánuje termín realizácie terénnych meraní a odberov vzoriek. Z dôvodu plánovania a realizácie takého rozsiahleho programu monitorovania, akým je monitorovanie EZ realizované ŠGÚDŠ, bolo potrebné vytvoriť aj kontrolný a upozorňujúci systém. Princípom je vytvorenie funkcií, ktoré upozorňujú na termíny splnenia úloh, kontrolujú kompletnosť informácií, príp. realizáciu plánovaných úloh. Na blížiaci sa termíny (najmä terénnych prác), resp. na nesplnenie daných plánovaných úloh (napr. realizácia a vloženie terénnych meraní) je upozorňované napr. zaslaním e-mailovej správy. Po naplánovaní odberu vzoriek je možné automaticky vygenerovať protokol o odbere vzorky vody, v ktorom sú už definované aj požadované ukazovatele na analytické spracovanie (obr. 3).

 ŠGÚDŠ Geoanalytické laboratóriá Spišská Nová Ves		PROTOKOL O ODBERE VZORKY VODY		č. dokumentu: 320.25.7.4 dátum vydania: 09.2005 dátum revízie: 10.2022			
Plán odberu							
objednávateľ: ŠGÚDŠ Bratislava							
názov úlohy: Zabezpečenie monitorovania environmentálnych záťaží Slovenska - 2. časť (ZMEZ2)			číslo úlohy: 05 19				
názov lokality: Rákos - štólne a haldy	zdroj: PV423-1	č. lokality: 423	označenie vzorky	por. číslo			
koordinátor lokality: Lubomír Stašik	<input type="checkbox"/> vzorka zlievaná <input type="checkbox"/> vzorka bodová		pôvodné označenie zdroja: Rákos				
požadovaný druh rozboru: 1-pH; 3-Cl; 8-As; 9-Ca; 13-Hg							
plánovaný dátum odberu [rrrr-mm-dd]: 2023-04-04							
postup odberu: IP 18.4 Odber vôd							
Odber vzorky							
dátum odberu: hodina:	dátum dodania do laboratória: hodina:						
vzorku odobral:	odovzdal:	podpis:					
	prevzal:	podpis:					
Údaje zistené pri odbere							
teplota vody [°C]:	teplota vzduchu [°C]:						
pH:	konduktivita [mS/m]:						
vzhľad vzorky: zákal: 0-bez, 1-nepatrný, 2-slabý, 3-viditeľný, 4-výrazný farba: 0-bez, 1-nažltá, 2-hmedasť, 3-zelenkavá, 4-opalizujúca, 5-belavá, 6-sivastá, 7-hrdzavohnedá, 8-zelenkastozivá, 9-ovceloružová, 10-ružová, 11-tmavofialová, 12-hmedožltá sediment: 0-bez, 1-nepatrný, 2-slabý, 3-mierny, 4-značný pach (stupeň): 0-bez, 1-nepatrný, 2-slabý, 3-značný, 4-výrazný pach (druh): 0-žiadny, 1-zemný, 2-hnilobný, 3-chlórový, 4-plesňový, 5-zatuchlý, 6-organický, 7-po H ₂ S, 8-po amoniaku, 9-TKO, 10-ropný, 11-dechtový, 12-chemický, 13-železný, 14-iný iné údaje: O ₂ [mg/l]: O ₂ [%]: ORP (SenTix 900) [mV]:							
Vzorka konzervovaná v teréne (nehodiace sa škrtnite)							
konzer. číidlo	HNO ₃	H ₂ SO ₄	NaOH	HNO ₃ +K ₂ Cr ₂ O ₇	CaCO ₃	octan zinočnatý + octan sodný	octan sodný + kyselina octová
stanovenie	kovy, stopové prvky	CHSK _{cod} , CHSK _c	CN ⁻ , FNI	Hg	agr. CO ₂ , p.Heyera	H ₂ S + S ²⁻	Fe ²⁺
Poznámka							
laboratórne číslo vzorky:				číslo zákazky:			

Obr. 3: Vygenerovaný protokol o odbere vzorky vody (lokalita Rákos – štólne a haldy)

Prístup do IS MEZ cez ODBC ovládač

ODBC (Open Database Connectivity) ovládač slúži na prístup do vzdialených databáz a ich priame upravovanie (vkladanie, aktualizácia a mazanie dát). Umožňuje načítať externé údaje z databázy IS MEZ do zvoleného užívateľského rozhrania napr. do programov MS Office (MS Access, MS Excel) alebo MapInfo Professional a pracovať s nimi priamo v tomto prostredí.

V prostredí programu **MS Access** je možné cez ODBC ovládač importovať zdrojové údaje do novej tabuľky v aktuálnej databáze alebo vytvoriť odkaz na zdroj údajov vytvorením prepojenej tabuľky (zmeny údajov v programe MS Access sa bezprostredne uplatnia v zdrojovej databáze a naopak). V prostredí programu MS Access je možné vytvárať lokálne užívateľské formuláre, funkčné prvky či iné podporné systémy pre prácu s dátami ukladanými v IS MEZ.

V prostredí **MS Excel** je možné údaje načítať a lokálne s nimi ďalej pracovať, nie je ale možný priamy spätný zápis do databázy, čo je nevýhodou pre prácu. Naproti tomu MS Excel umožňuje široké možnosti pre spracovanie, analýzu a interpretáciu údajov (tvorba grafov, štatistík, tabuliek, atď.).

Editácia databázových údajov ukladaných v IS MEZ cez ODBC ovládač je možná aj v **programe MapInfo Professional**, ktorý je síce prioritne GIS programom, ale umožňuje aj vcelku efektívnu prácu so štruktúrovanými dátami IS MEZ.

Priamy prístup k databáze IS MEZ na intranete

Prístup z programu QGIS

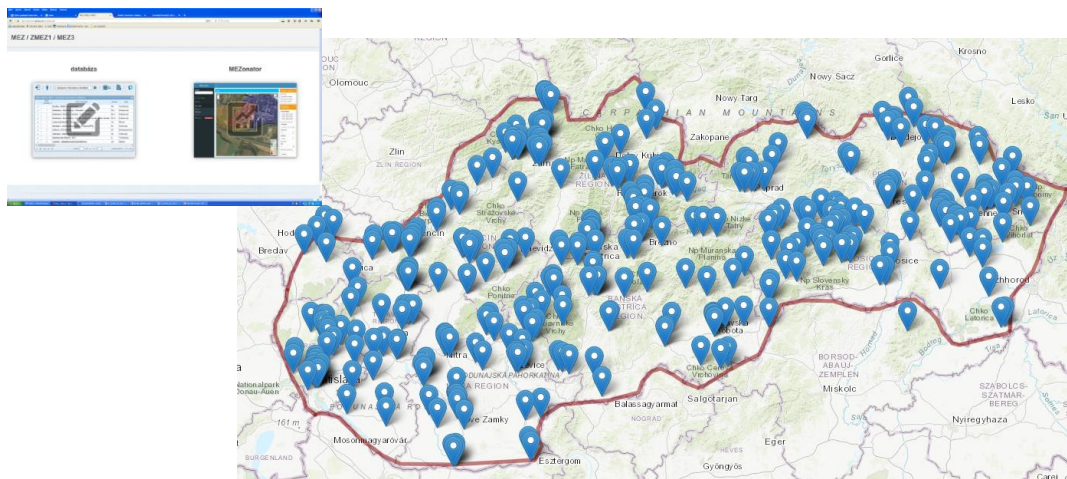
Softvér QGIS je predovšetkým voľne šíriteľný GIS program, ktorý však umožňuje aj prácu so štruktúrovanými tabuľkovými dátami z prepojitelných databáz. Výhodou je schopnosť priameho prepojenia na databázový systém PostgreSQL, ktorý tvorí základ IS MEZ. Z toho vyplýva vysoká spoľahlivosť a rýchlosť prepojenia.

Správa a editácia dátových oblastí v programe pgAdmin

Grafické prostredie pgAdmin je akceptované ako oficiálne grafické užívateľské rozhranie PostgreSQL. Program pgAdmin slúži prioritne pre správcov databáz v systéme Postgres. Je súčasťou open-source projektu PostgreSQL a inštalčné súbory je možné voľne stiahnuť z adresy <http://www.pgadmin.org/download/>. Poskytuje súbor nástrojov nielen na administráciu databáz (na úrovni programovania), ale tiež umožňuje prácu s databázovými tabuľkami – napr. vkladanie údajov (insert), editácia údajov (update) ako aj mazanie záznamov (delete) a dávkové mazanie (truncate). Veľmi účinný je výkonný interpretor jazyka SQL, ktorý má v sebe integrované aj geografické funkcie spojené s priestorovým rozšírením Postgresu (PostGIS).

Účelové webové prezentačné GIS rozhranie – MEZonator 3.0

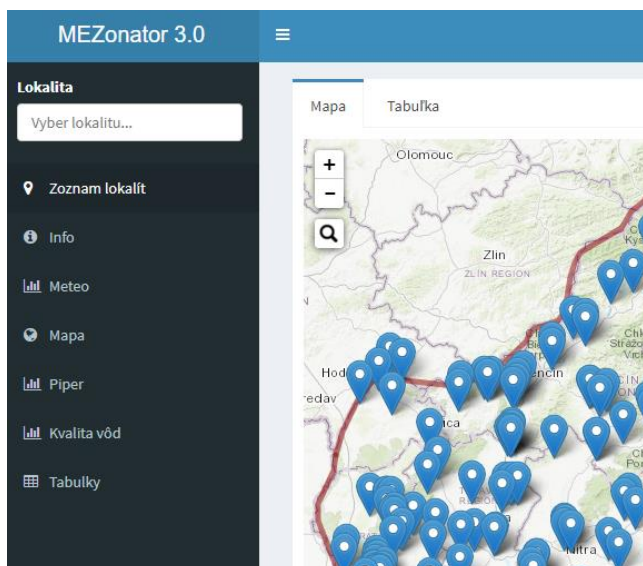
Veľmi užitočnou, najmä vizualizačnou a prezentačnou platformou, je web rozhranie s interným názvom „MEZonator 3.0“ (obr. 4), ktoré umožňuje GIS prezentáciu údajov z IS MEZ. Aplikácia bola vytvorená v jazyku R, pomocou webového frameworku Shiny. Hlavné menu (obr. 5) pozostáva z častí: výber lokalít, zoznam lokalít, info, meteo, mapa, piper, kvalita vôd, tabuľky.



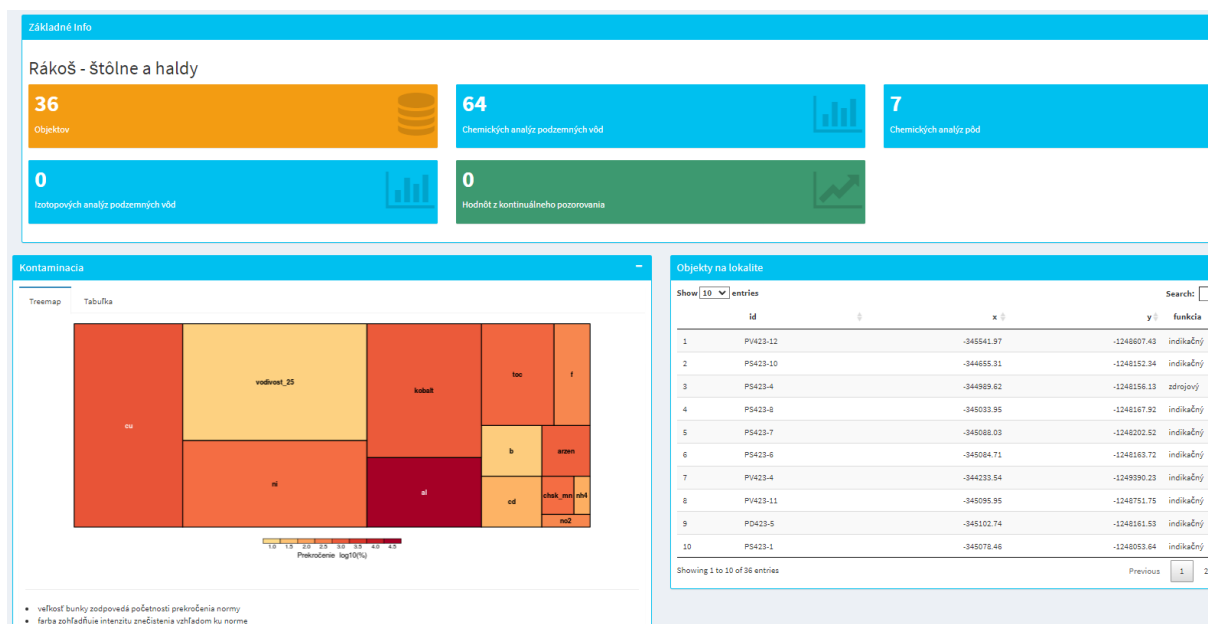
Obr. 4: Webová aplikácia „MEZonator 3.0“

Po **výbere lokality** (lokalít) je v časti „**Info**“ (obr. 6) možné získať základné informácie o lokalite (počty vzoriek, záznamy z kontinuálnych meraní atď.), údaje o kontaminácii (početnosť prekročenia legislatívnych limitov, intenzita znečistenia) a údaje o objektoch na lokalite.

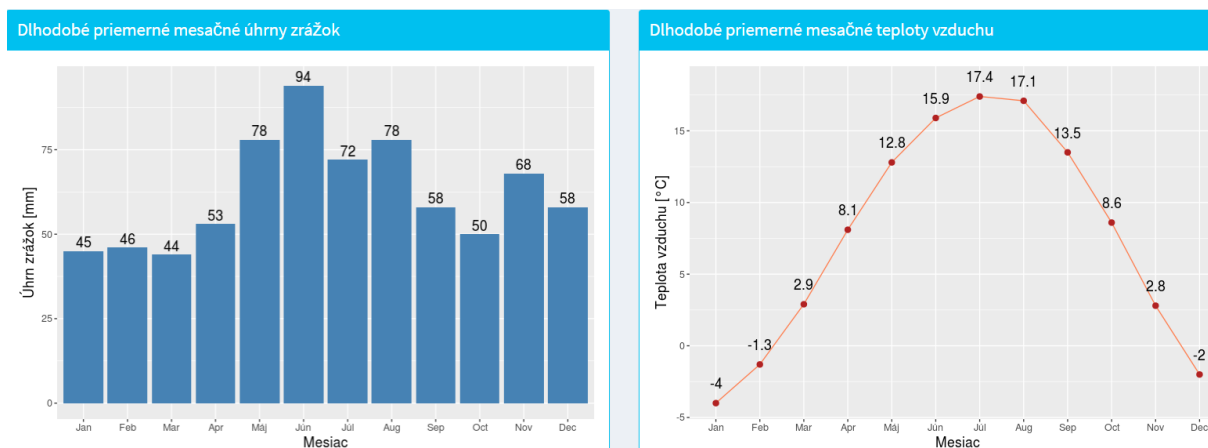
V časti „**Meteo**“ (obr. 7) sú uvádzané dlhodobé priemerné mesačné úhrny zrážok a dlhodobé priemerné mesačné teploty vzduchu. Podkladové dáta sú zo stránky WorldClim.org a predstavujú dlhodobé priemery za roky 1960–1990.



Obr. 5: Základné menu aplikácie „MEZonator 3.0“



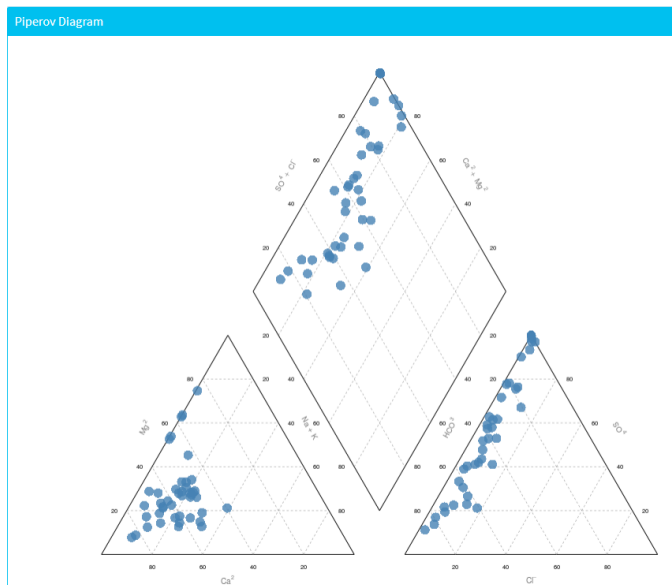
Obr. 6: Informácie uvádzané v časti „Info“ pre lokalitu Rákoš – štólne a haldy



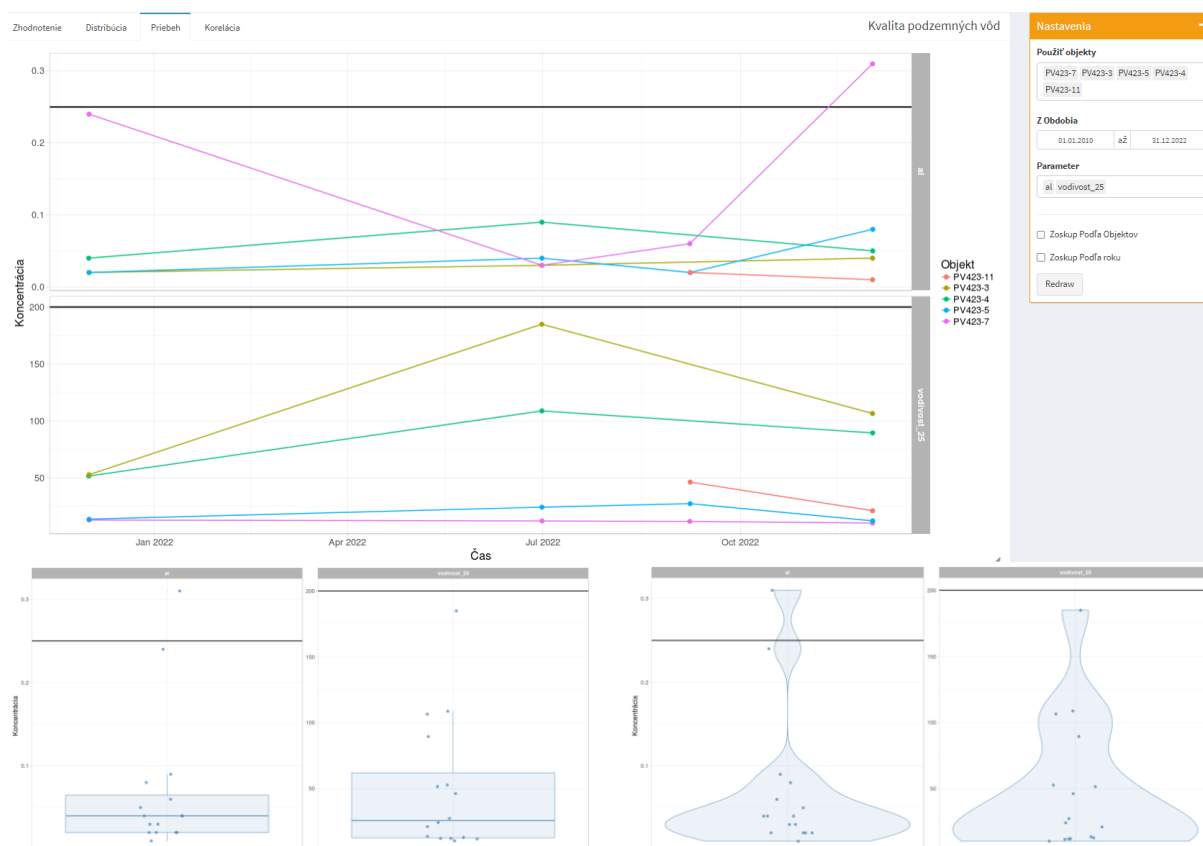
Obr. 7: Informácie uvádzané v časti „Meteo“

V časti „**Piper**“ (obr. 8) je možné vykresliť Piperov systematizačný diagram pre vybrané objekty v danej lokalite. Piperove grafy predstavujú jeden zo štandardných spôsobov prezentácie chemického zloženia podzemných vôd.

V časti „**Kvalita vôd**“ je možné pre vybrané objekty a vybrané ukazovatele získať informácie zo základného štatistického spracovania, o distribúcii a priebehu obsahov v čase (obr. 9).



Obr. 8: Informácie uvádzané v časti „Piper“ pre lokalitu Rákoš – štólne a haldy



Obr. 9: Informácie uvádzané v časti „Kvalita vôd“ pre lokalitu Rákoš – štólne a haldy

V časti „**Mapa**“ (obr. 10) je možné vykresľovať mapy distribúcie vybraných ukazovateľov pre vybrané objekty za vybrané obdobie pozorovania (hodnoty za určité časové obdobie môžu reprezentovať priemer, medián, maximálnu alebo minimálnu hodnotu). Mapové vyjadrenie koncentrácií prvkov slúži na rýchlu orientáciu užívateľa v plošnej distribúcii hodnôt/obsahov vybraného ukazovateľa. Vytvorené mapy distribúcie je možné využiť napríklad pre priebežné hodnotiace správy vybranej lokality a pod.



Obr. 10: Informácie uvádzané v časti „Mapa“ pre lokalitu Rákoš – štólne a haldy

Podakovanie

Príspevok bol podporený projektom „Zabezpečenie monitorovania environmentálnych záťaží Slovenska – II. časť“, ktorý je spolufinancovaný Európskou úniou / Kohéznym fondom (kód projektu: NFP310010AXF2) v rámci Operačného programu Kvalita životného prostredia (kód výzvy OPKZP-PO1-SC142-2015- 4).

Literatúra

- [1] SLANINKA I., BOTTLIK F., GREGOR M., PAUDITŠ P., KORDÍK J. (2019): Thematic Geological Information System for Environmental Burdens Monitoring. Slovak Geol. Mag., 19, 2 (2019), p. 67–82.

INFORMÁCIA O ZALOŽENÍ ASOCIÁCIE ENVISAN (ASOCIÁCIA SANAČNÝCH SPOLOČNOSTÍ)

Igor Polčan, Jan Hillermann, Pavol Takáč, Peter Sekula, Pavol Tupý
Asociácia ENVISAN, Šustekova 10, 851 04 Bratislava, e-mail: envisan@envisan.sk

V našom príspevku by sme chceli predstaviť novovzniknutú asociáciu, jej ciele, poslanie, zameranie a vedenie združenia.

PREČO SME VZNIKLI A KTO SME ?

Asociácia ENVISAN vznikla na základe niekoľkoročnej silnejúcej potreby zriadenia stavovskej inštitúcie pre úzko špecializovaný profesijný odbor problematiky environmentálnych záťaží. Vznikom asociácie bola vytvorená odborná platforma, ktorá bude napomáhať v odstraňovaní bariér pri riešení problematiky environmentálnych záťaží a aktívne komunikovať s kompetentnými orgánmi. Združuje spoločnosti s dlhoročnou praxou a odbornými skúsenosťami v oblasti prieskumu a odstraňovania environmentálnych záťaží rôzneho rozsahu a charakteru. Členmi asociácie je v súčasnosti 16 spoločností, ktoré sa profesijne venujú problematike environmentálnych záťaží od prieskumných až po vlastnú realizáciu sanačných prác. Z hľadiska svojho zamerania zastupujú členovia asociácie predovšetkým geologický, ale aj analytický, technologický, prípadne odpadársky segment, čo predstavuje zhruba 3/4 podielu sanačných prác na slovenskom trhu.

ČO NÁS SPÁJA ?

Bohaté skúsenosti, detailné poznanie problematiky a predovšetkým stovky preskúmaných a sanovaných lokalít sú zárukou poskytovania čo najefektívnejších riešení. Máme ambíciu stať sa v oblasti sanácií environmentálnych záťaží partnerom štátnych orgánov. Sme pripravení delegovať zo svojich radov odborníkov na posudzovanie významných odborných, legislatívnych a technických dokumentov prejednávanych štátnymi orgánmi a orgánmi samosprávy. Chceme aktívne spolupracovať pri riešení mimoriadnych udalostí, ekologických havárií prípadne pri prírodných katastrofách.

VEDENIE ASOCIÁCIE A ZAKLADAJÚCI ČLENOVIA

Asociácia ENVISAN je záujmovým združením právnických osôb založeným na základe zakladateľskej zmluvy z augusta 2022. Štatutárnym orgánom asociácie je predseda združenia. Výkonným orgánom združenia je Správna rada v zložení RNDr. Pavol Tupý, Mgr. Pavol Takáč, Ing. Peter Sekula, Ing. Jan Hillermann, PhD. a RNDr. Igor Polčan.

Kontrolným orgánom združenia je Dozorná rada v zložení Ing. Jozef Čopan, PhD., Jiří Unčovský a Ing. Monika Fickuliaková.

Zakladajúci členovia združenia sú ALS Slovakia, s.r.o., AVE CZ Odpadové hospodárství s.r.o., Centrum environmentálnych služieb, s.r.o., DEKONTA Slovensko, spol. s.r.o., EBA, s.r.o., ENVIGEO, a.s., ENVIRONCENTRUM, s.r.o., EPS Slovensko, s.r.o., GEOTest, a.s., HES – COMGEO, a.s., HGM-Žilina, s.r.o., MM REVITAL a.s. a Vodní zdroje Ekomonitor, spol. s r.o.

NAŠE CIELE

- prispievať k zlepšeniu životného prostredia okolo nás sústredením našich aktivít na zabezpečenie ochrany všetkých zložiek životného prostredia
- napomáhať k vytváraniu korektných vzťahov medzi subjektmi pôsobiacimi v oblasti sanácií environmentálnych záťaží, ako aj k transparentnému podnikateľskému prostrediu v tejto oblasti v súlade s európskymi štandardmi kvality
- spolupráca s orgánmi štátnej správy, samosprávy, odbornej a laickej verejnosti, ako aj partnerskými združeniami v Slovenskej republike a v zahraničí pri riešení tejto problematiky

- vyvíjanie aktivít smerujúcich k vytváraniu vhodných legislatívnych podmienok v oblasti sanácií pri rešpektovaní ochrany životného prostredia a udržateľného rozvoja spoločnosti tak, aby boli kompatibilné s právnou úpravou a koncepčnými dokumentami platnými v Európskej únii
- prehodnotenie doterajších legislatívnych a strategických dokumentov v oblasti sanácií environmentálnych záťaží
- predkladanie návrhov na zmenu odborných a technických dokumentov a právnych predpisov súvisiacich s problematikou sanácií environmentálnych záťaží

POSLANIE

- uplatňovanie oprávnených spoločných záujmov svojich členov v oblasti sanácií environmentálnych záťaží, ako aj podpora a ochrana činnosti svojich členov na Slovensku a v zahraničí
- podpora rozvoja technológií v oblasti sanácií tak, aby sa skvalitňovala činnosť sanačných geológov a realizačných spoločností
- podpora výskumu v oblasti sanácií environmentálnych záťaží so zameraním na minimalizáciu negatívnych vplyvov sanačných technológií na životné prostredie

ČO PONÚKAME ?

- partnerstvo a spoluprácu s možnosťou aktívne sa zapojiť do spoločných aktivít
- sme pripravení Vám poskytnúť odborné poradenstvo a konzultácie k riešeniu Vašich problémov v oblasti sanácií environmentálnych záťaží
- pomôžeme Vám zabezpečiť efektívnu legislatívnu podporu, ktorá môže účinne ovplyvniť spoločné riešenia danej problematiky
- podporu vzdelávania formou odborných seminárov, školení a konferencií
- odbornú publikačnú činnosť, konzultačné a poradenské služby
- zlepšovanie informovanosti a environmentálneho povedomia verejnosti
- komunikáciu s médiami, samosprávou a verejnosťou pri riešení problematiky sanácií

KONTAKT

Asociácia ENVISAN
 Šustekova 10
 851 04 Bratislava
 e-mail: envisan@envisan.sk
 tel.: +421 918 555 040
www.envisan.sk
 IČO: 549 71 837

SANÁCIA ENVIRONMENTÁLNEJ ZÁŤAŽE V HETEROGÉNNOM HORNINOVOM PROSTREDÍ HRÁDZE MALÉHO DUNAJA – VTOKOVÝ OBJEKT

Blanka Fecková, Ľubica Durdiaková, Alexander Bugár, Barbora Gavuliaková, Patrik Krebs, Patrik Kuric, Štefan Marenčák, Tamás Mozoli, Jakub Roštár, Tamara Varga, Nada-Natalija Zakić

VÚRUP, a. s., Vlčie hrdlo, P. O. BOX, 50, 820 03 Bratislava 23, e-mail: blanka.feckova@vurup.sk

Abstrakt

V roku 2001 došlo k poškodeniu produktovodu pri Malom Dunaji v Bratislave slúžiacom na prepravu nafty z rafinérie SLOVNAFT a. s. do prístavu na Dunaji. Porušenie integrity produktovodu bolo spôsobené neidentifikovanou treťou stranou a dôsledkom bol únik nafty do horninového prostredia s následnou kontamináciou podzemnej vody. Veľmi rýchlo bol vykonaný prieskum znečistenia a začala sa realizovať sanácia horninového prostredia a podzemnej vody. Lokalita je zaradená do registra environmentálnych záťaží ako lokalita, kde prebieha sanácia. V súčasnosti je lokalita v stave prítomnosti zvyškového znečistenia viazaného predovšetkým na pásma prevzdušnenia. Sanácia zvyškového znečistenia je vykonávaná kombináciou viacerých sanačných metód: vymývanie znečistenia vodou a PAL, biodegradácia, ISCO a iné. Produktovod je umiestnený v zložitom geologickom prostredí (v telese hrádze) budovanom viacerými rôzne priepustnými vrstvami, čo výrazne ovplyvňuje a limituje použitie sanačných metód a tým aj vývoj kontaminácie a dočisťovanie lokality.

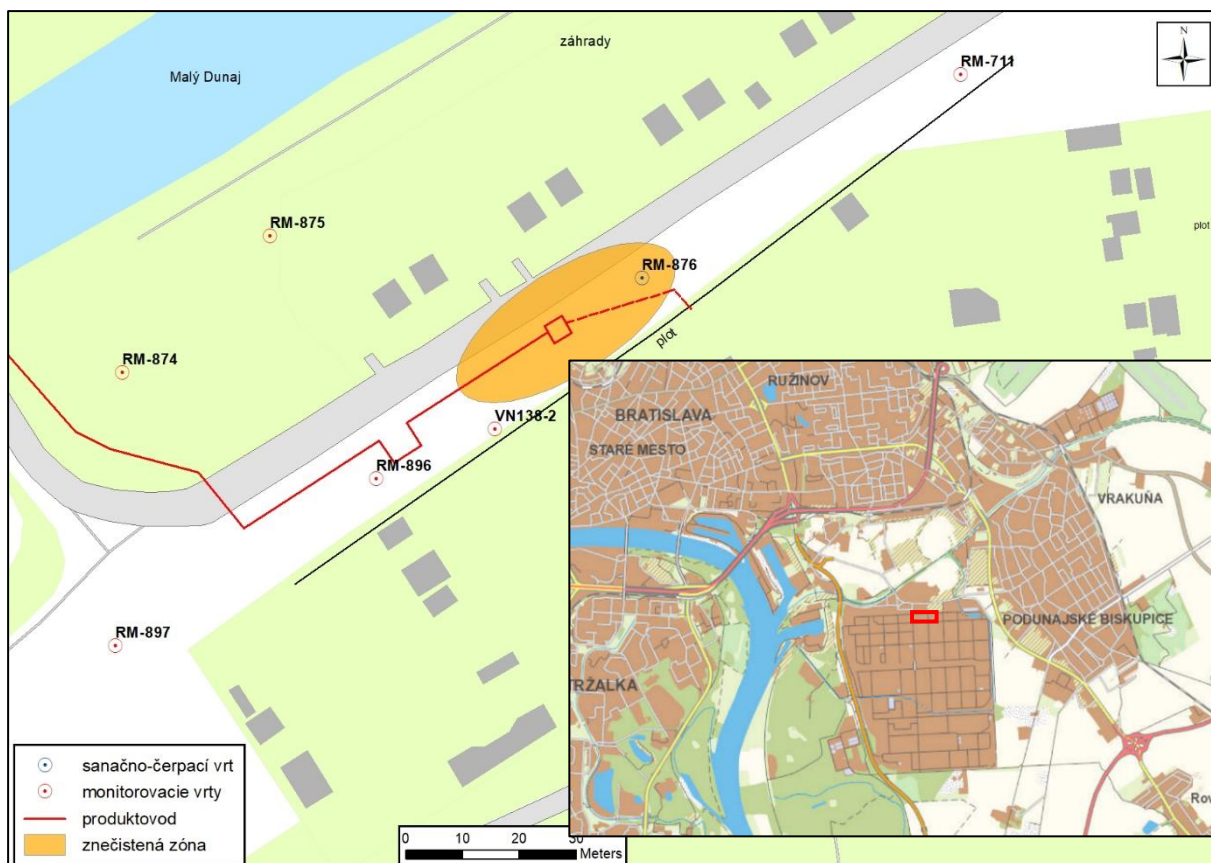
Východiskové údaje a súčasný stav na skúmanom území

V súčasnosti sa kontaminácia environmentálnej záťaže „Malý Dunaj – vtokový objekt“ nachádza v stave zvyškového znečistenia na lokalite. Zdroj kontaminácie predstavuje znečistenie viazané na horninové prostredie pásma prevzdušnenia a zóny kolísania hladiny podzemnej vody v podloží produktovodu, ako aj v jeho bezprostrednom okolí. Oblasť výskytu zvyškového znečistenia na lokalite je znázornená na obr. 1. Znečistenie a jeho reakcia na použité sanačné metódy sa aktuálne prejavuje predovšetkým zvýšenými obsahmi NEL(IČ) v sanačno-čerpacom vrte RM-876.

Pri poškodení produktovodu došlo k úniku nafty najprv do kolektora produktovodu v celom jeho profile až po Malý Dunaj, z neho cez dilatčné škáry betónových blokov do pásma prevzdušnenia a následne až k hladine podzemnej vody, kde sa ešte v súčasnosti tvorí tenká nesúvislá vrstva ropných látok. Pásmo prevzdušnenia predstavuje výrazne nehomogénne prostredie tvorené navezeným materiálom rôzneho zloženia a štruktúry. Zasahuje do hĺbky cca 8 m p.t. a pozostáva z početných vrstiev zemín o hrúbke 0,4 až 3,5 m pestrého litologického zloženia (prachové íly - piesčité íly - piesky - piesčité štrky - hlinité štrky) s koeficientmi filtrácie v rozmedzí hodnôt 10^{-4} až 10^{-8} m.s⁻¹. Jednotlivé vrstvy často vyklíňujú na relatívne krátkych vzdialenostiach. V navážke sa nachádzajú aj polohy s obsahom inertného stavebného materiálu. Výskyt kontaminácie bol zdokumentovaný od hĺbky cca 2 m p.t., čo zodpovedá hĺbke osadenia dna kolektora produktovodu [1]. Pásmo nasýtenia je tvorené fluvialnými piesčitými štrkami až štrkami.

Aktuálne je sanácia environmentálnej záťaže založená na vymývaní horninového prostredia a sanačnom čerpaní. Hlavná sanačná metóda bola v priebehu rokov doplnená o ďalšie sanačné metódy. Dôvodom bola nedostatočná efektívnosť hlavnej sanačnej metódy spôsobená postupným opotrebovaním sanačných objektov a zmenami v horninovom prostredí. Vzhľadom na vysoko heterogénne prostredie dochádza k vytváraniu preferenčných ciest pre vodu a v konečnom dôsledku k zaplavovaniu kolektora produktovodu vymývacou vodou. Vzhľadom na zachovanie prevádzkovej integrity produktovodu sú prípadné vplyvy realizovaných sanačných prác (napr. infiltračná sufózia pod telesom produktovodu spôsobujúca nerovnomerné sadanie) nežiadúce a tak je potrebné prispôbiť intenzitu sanačných prác tejto skutočnosti. Dôsledkom uvedených faktorov bol postupný pokles objemu čerpanej a infiltrovanej vody tak, aby tento objem bolo horninové prostredie schopné prijať a neodvádzalo ho preferenčnými cestami do kolektora produktovodu.

Na sanačné čerpanie sa aktuálne využíva vrt RM-876 (obr. 1). Z neho je voda odvádzaná do gravitačného odlučovača, kde prechádza cez absorbent Fibroil na zachytávanie ropných látok. Následne je voda aplikovaná do siete infiltračných objektov, pričom systém je nastavený tak, že celý objem vyčerpanej vody je aplikovaný do horninového prostredia. Infiltračný systém bol budovaný postupne, podľa aktuálneho priebehu a potrieb sanácie. V súčasnosti je výdatnosť čerpania cca 1,0 l.s⁻¹. Technológiu sanačného čerpania a vymývania horninového prostredia dopĺňa sanácia biodegradáciou.



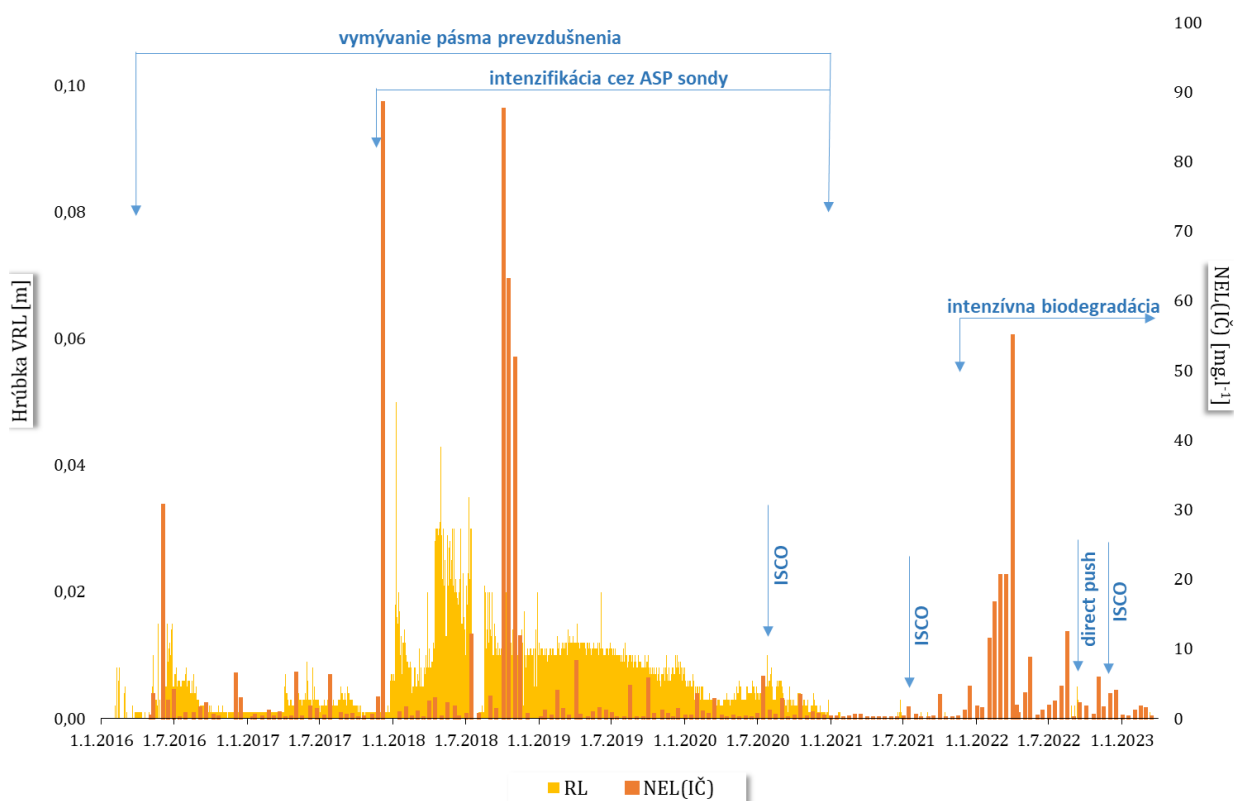
Obr. 1: Skúmané územie s vyznačením aktuálneho výskytu znečistenia a širšie vzťahy [7]

Sanačné metódy použité v rokoch 2016–2023 a ich prejavy

Spočiatku bolo vymývanie realizované cez aplikačné objekty vybudované priamo v kolektore produktovodu, pričom vymývanie sa vykonávalo vodou a roztokom PAL. Zvolená technika súvisela so snahou o kopírovanie migračných ciest priesaku znečistenia do horninového prostredia pri úniku v roku 2001 [2]. Zároveň prebiehalo sanačné čerpanie z vrtu RM-876, ktorým sa udržiavala hydraulická depresia tak, aby sa znečistenie nešírilo podzemnou vodou do okolia. Hydraulická depresia tiež umožňovala akumuláciu voľných ropných látok (VRL) vo vrtě, ktoré bolo potom možné odčerpávať. Zvyšková voda vyčerpaná v rámci sanačného čerpania (cca 10 l.s⁻¹) bola vypúšťaná do Malého Dunaja.

V roku 2017 došlo k modifikácii podmienok. Na lokalite boli vybudované nové objekty: 5 aplikačných sond AS (perforácia 5–10 m p.t.), 10 aplikačných sond do pásma prevzdušnenia (perforácia 3–6 m p.t.) a 4 aplikačno-monitorovacie vrt' na aplikáciu roztokov (perforácia 5–10 m p.t.). Koncom roka 2017 boli objekty týchto troch typov zapojené do vymývania horninového prostredia. Zapojenie ASP objektov do systému vymývania viedlo k želanému efektu, a to k mobilizácii znečistenia v pásme prevzdušnenia. Toto sa prejavilo takmer okamžite zvýšeným výskytom väčšieho množstva voľných ropných látok vo vrtě RM-876 (obr. 2). Vymývanie horninového prostredia prostredníctvom týchto objektov pokračovalo aj v roku 2018, kedy však už bolo nutné kombinovať rôzne variácie zapojenia, vzhľadom na zaplňanie kolektora produktovodu infiltrovanou vodou. Do vrtu RM-876 bolo osadené

čerpadlo s výdatnosťou do $2,5 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$. Uvedená výdatnosť umožňovala bezpečnú infiltráciu cez primerane objemný gravitačný odlučovač. Výhodou zmeny systému čerpania bola možnosť infiltrácie celého objemu vody do horninového prostredia, bez potreby vypúšťania zvyškovej vody do Malého Dunaja [4]. Postupné zmeny stavu objektov a horninového prostredia viedli k nutnosti ďalej znižovať objem čerpanej a infiltrovanej vody, až na súčasný cca $1 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$. Takéto množstvo je horninové prostredie schopné aktuálne infiltrovať. Pásmo prevzdušnenia sa prestalo vymývať v júni 2021 z dôvodu vytvorenia preferenčných ciest a zaplavovania kolektora vodou. Počas vymývania pásma prevzdušnenia sa postupne znižoval objem vyplavených ropných látok z horninového prostredia (obr. 2), čo môže poukazovať na priaznivý efekt použitej sanačnej metódy. Zároveň to môže byť aj dôsledok znižovania schopnosti horninového prostredia infiltrovať vyčerpaný objem podzemnej vody a postupného odpájania ASP objektov zo systému vymývania. V októbri 2020 umožnil stav kontaminácie reprezentovanej vrstvou VRL na hladine podzemnej vody vo vrte RM-876 prejsť z denného režimu odčerpávania znečistenej podzemnej vody s ropnými látkami na režim občasný.



Obr. 2: Vplyv sanačných metód na výskyt vrstvy VRL a NEL(IČ) vo vrte RM-876

Po celý čas je vymývanie horninového prostredia podporované biodegradáciou. Biodegradácia prebieha vo forme bioaugmentácie a biostimulácie. Pri bioaugmentácii bola spočiatku využívaná technológia EPS-BTEX a EPS-PAU [3], od roku 2022 EPS-INOK [6]. Jedná sa o aplikáciu biologického roztoku (inokula) do horninového prostredia. Predmetné technológie využívajú schopnosť mikroorganizmov metabolicky transformovať kontaminant do podoby neškodných látok. Zároveň prebieha biostimulácia aplikáciou nutričov N-NH_4 a PO_4^{3-} a terminálneho akceptora elektrónov O_2 vo forme peroxidu vodíka. Na biodegradáciu boli v priebehu sledovaného obdobia využívané rôzne kombinácie aplikačných objektov podľa potreby a ich technického stavu. Od konca roku 2021 prebieha na lokalite intenzívna biodegradácia. Inokulum je kultivované v bioreaktoroch umiestnených vo vykurovanom interiéri a biodegradácia tak môže prebiehať celoročne, iba s nutnými technickými odstavkami.

Postupné odpájanie objektov zo systému vymývania horninového prostredia prinieslo potrebu použitia ďalších sanačných metód. V roku 2020 boli pripojené metódy chemickej oxidácie *in situ* (ISCO) a aplikácie povrchovo aktívnych látok (PAL) – najmä na prečistenie vrtu RM-876 a jeho okolia. Primárnym cieľom ISCO bolo zníženie koncentrácie RL v prostredí. Okrem okamžitej chemickej

reakcie dochádzalo aj k mechanickému ovplyvňovaniu horninovej matrice, k airliftu, produkcii plynu a zahrievaniu [5]. Použitie ISCO a uvoľňovanie ropných látok z horninového prostredia do podzemnej vody sa prejavilo zväčšením hrúbky vrstvy VRL na hladine podzemnej vody a zvýšenými obsahmi NEL(IČ) v podzemnej vode z vrtu RM-876 (obr. 2). Sanácia pásma prevzdušnenia bola v roku 2022 podporená aplikáciou PAL a oxidačného činidla (ISCO) metódou direct push. Metóda je založená na priamej bodovej aplikácii činidla do horninového prostredia cez nevystrojenú sondu s flexibilným umiestnením a hĺbkou [6].

Záver

Kontaminácia ropnými látkami na lokalite Malý Dunaj – vtokový objekt je v súčasnosti viazaná predovšetkým na pásmo prevzdušnenia, z ktorého sa uvoľňuje a podzemnou vodou migruje k sanačno-čerpaciemu vrtu RM-876. Horninové prostredie pásma prevzdušnenia je na skúmanom území z veľkej časti tvorené navážkami s variabilným litologickým zložením a variabilnou vrstevnatosťou, navyše s polohami inertného stavebného materiálu. Migračné cesty znečistenia sú zložité, čo má výrazný dopad na efektívnosť a aplikovateľnosť sanačných postupov. Na lokalite bolo v období rokov 2016 až 2023 synergicky aplikovaných viacero sanačných metód. Na obr. 2 je zachytený vplyv sanačných metód na uvoľňovanie ropných látok z horninového prostredia. Voľné ropné látky vo forme suspenzie migrujú do vrtu RM-876, kde sú odčerpávané. V posledných rokoch sanácie sa vrstva VRL na hladine podzemnej vody vo vrte už intenzívne netvorí, VRL sa v ňom nachádzajú predovšetkým vo forme filmu. Pozitívny efekt aplikácie sanačných metód sa prejavuje najmä zvýšenými obsahmi NEL(IČ) rozpustenými v podzemnej vode.

Pod'akovanie

Prácu bolo možné publikovať vďaka súhlasu spoločnosti SLOVNAFT, a .s. s použitím dátových súborov pochádzajúcich z čiastkových záverečných správ z jednotlivých rokov a registrov vo vlastníctve spoločnosti SLOVNAFT, a .s., člena skupiny MOL.

Literatúra

- [1] VILINOVÍČ V., HURTÍKOVÁ A., ZATLAKOVIČ M., PALÚCHOVÁ K., MIKITA M., VÝBOCH M. (2014): Ekologická havária pri vtokovom objekte – 14. etapa. Záverečná správa geologicko-prieskumných prác pre vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia, GEOtest Bratislava, s. r. o., 32 s.
- [2] ZATLAKOVIČ M. ET AL. (2017): Ekologická havária pri vtokovom objekte 2015 – 2018, sanácia horninového prostredia a podzemnej vody, vypracovanie analýzy rizika. Čiastková záverečná správa za rok 2016, VÚRUP, a. s., Bratislava, 56 s.
- [3] ZATLAKOVIČ M. ET AL. (2018): Ekologická havária pri vtokovom objekte 2015 – 2018, sanácia horninového prostredia a podzemnej vody, vypracovanie analýzy rizika. Čiastková záverečná správa za rok 2017, VÚRUP, a. s., Bratislava, 51 s.
- [4] ZATLAKOVIČ M. ET AL. (2019): Ekologická havária pri vtokovom objekte 2015 – 2018, sanácia horninového prostredia a podzemnej vody, vypracovanie analýzy rizika. Čiastková záverečná správa za rok 2018, VÚRUP, a. s., Bratislava, 69 s.
- [5] DURIAKOVÁ Ľ. ET AL. (2021): Ekologická havária pri vtokovom objekte 2015 – 2018, sanácia horninového prostredia a podzemnej vody, vypracovanie analýzy rizika. Čiastková záverečná správa za rok 2020, VÚRUP, a. s., Bratislava, 67 s.
- [6] DURIAKOVÁ Ľ. ET AL. (2023): Ekologická havária pri vtokovom objekte 2015 – 2018, sanácia horninového prostredia a podzemnej vody, vypracovanie analýzy rizika. Čiastková záverečná správa za rok 2022, VÚRUP, a. s., Bratislava, 74 s.
- [7] <https://zbgis.skgeodesy.sk/mkzbgis/sk/zakladna-mapa?pos=48.133514,17.171075,13>

VPLYV ŽELEZNÝCH PILÍN NA (D)MOBILIZÁCIU METALOIDOV V KONTAMINOVANÝCH PÔDACH: STATICKÝ VS. DYNAMICKÝ EXPERIMENT

**Veronika Špirová¹⁾, Tomáš Faragó¹⁾, Szimona Zarzsevszkij²⁾, Martina Vítková²⁾,
Eubomír Jurkovič¹⁾, Hana Horváthová¹⁾**

¹⁾ *Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra geochemie, Ilkovičova 6,
841 05 Bratislava, e-mail: veronika.spirova@uniba.sk*

²⁾ *Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Katedra geoenvironmentálních
věd, Kamýcká 129, 165 00 Praha -Suchdol*

Úvod

Kontaminácia pôd metaloidmi je vážny a dlhodobý problém vo viacerých krajinách sveta, vrátane Slovenska. Významné znečistenie pôd arzénom a antimónom je prítomné v areáli Rudných baní v katastri mesta Pezinok [1]. V dôsledku antropogénnych aktivít a prírodných procesov môžu byť metaloidy z pevných matric mobilizované a migrovať do ostatných zložiek životného prostredia, čo predstavuje riziko pre živé organizmy. Pridanie činidiel na báze železa do kontaminovaných pôd môže významne znížiť mobilitu As a Sb [2]. Navyše, použitie sorbentov pripravených z odpadových materiálov je finančne nenáročné a v súlade s princípmi cirkulárnej ekonomiky v odpadovom hospodárstve [3]. Štúdium mobility metaloidov môže byť realizované rôznymi metódami. V laboratórnych kontrolovaných podmienkach sa realizujú najčastejšie krátkodobé alebo dlhodobé statické (nádobkové) a dynamické (kolónové) experimenty menšieho rozsahu. V reálnych podmienkach sa správanie kontaminantov sleduje v dlhodobých poľných štúdiách. Rôzne experimentálne prístupy môžu priniesť odlišné výsledky [4]. Cieľom tejto štúdie bolo preto preskúmať vplyv pridania odpadového železa vo forme železných pilín do kontaminovaných pôd na mobilitu As a Sb, a to prostredníctvom statického a dynamického experimentu.

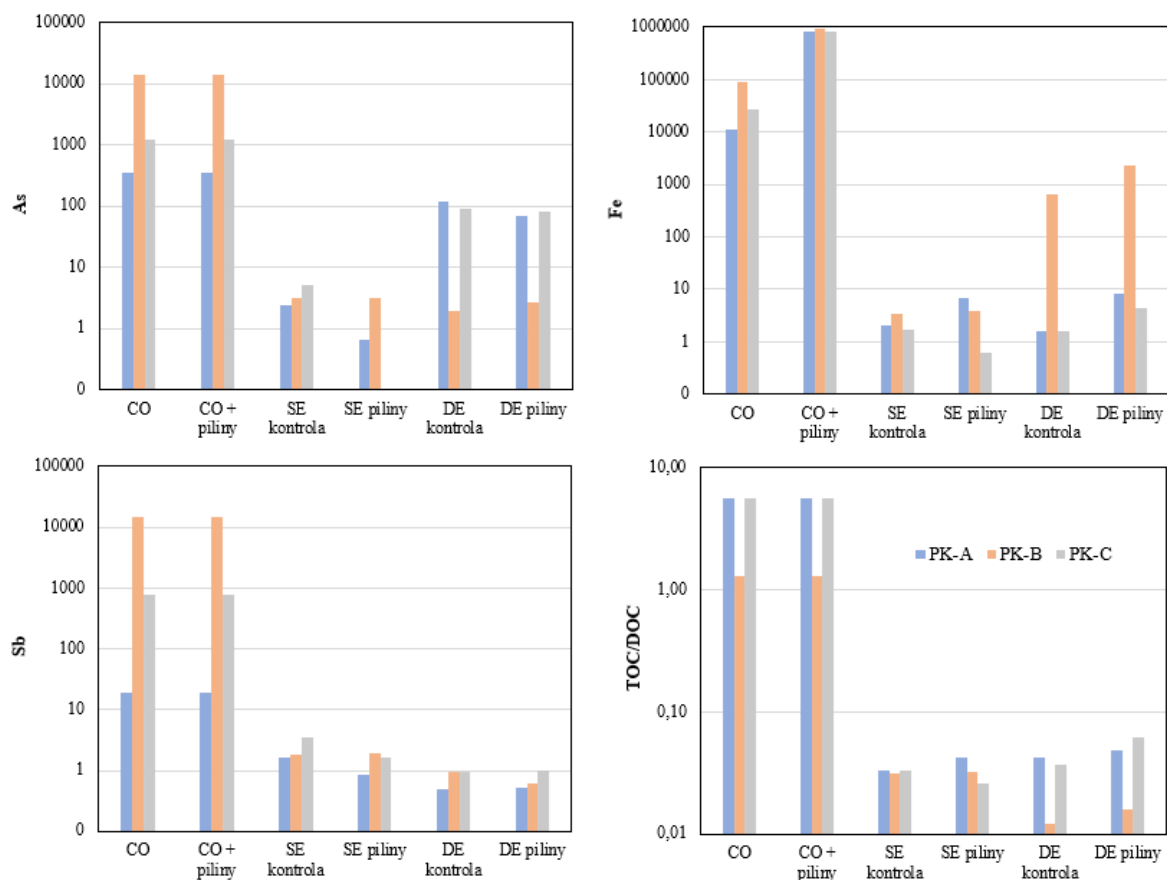
Materiál a metódy

Zaujmová lokalita sa nachádza v katastri mesta Pezinok (Slovensko) v blízkosti odkaliska a štôlne Budúcnosť. V 19. storočí prebiehala na lokalite ťažba a spracovanie pyritu, neskôr, v 20. storočí, dominovala ťažba a úprava Sb rúd. Vzniknutý odpad z úpravy bol umiestnený na odkalisko, ktoré predstavuje hlavný zdroj znečistenia v oblasti. Vzorky pôd boli odobraté lopatkou do hĺbky 20 cm z troch odberových miest, z ktorých jedna vzorka predstavovala odkaliskový materiál (PK-B) a dve lesnú pôdu (PK-A a PK-C). Realizované boli stabilizačné statické experimenty a dynamické experimenty. Pôdne vzorky boli voľne usušené pri laboratórnej teplote. Pre účely dynamických experimentov boli vzorky homogenizované a preosiate (< 2 mm), v prípade statických experimentov bola zachovaná pôvodná štruktúra a zloženie pôdnych vzoriek, odstránené boli iba veľké kusy kameňov a rastlinných zvyškov. Ako imobilizačné činidlo boli použité odpadové Fe piliny (< 1 mm). Podrobný popis realizácie statických experimentov je uvedený v publikácii Špirová et al. [5]. Na realizáciu dynamických experimentov boli použité sklenené kolóny naplnené pôdnou vzorkou alebo pôdnou vzorkou s 2 hm. % Fe pilín. Obsah pôdnych kolón bol odspodu nahor saturovaný demineralizovanou vodou a ponechaný na stabilizáciu 6 dní. Na 7. deň bol obsah kolón, prostredníctvom peristaltického čerpadla, premytý demineralizovanou vodou (25 ml), čo zodpovedá zrážkovému úhrnu 50 mm/m²/h. Celkovo boli realizované 4 premývacie cykly v týždňových intervaloch. Celkové obsahy prvkov v natívnych vzorkách a vo výluhoch boli analyzované metódou ICP-OES.

Výsledky a diskusia

Koncentrácia As, Sb, Fe a TOC/DOC v natívnych pôdnych vzorkách, Fe pilinách a vo výluhoch zo statických a dynamických experimentov sú na obr. 1. Najvyššie celkové obsahy As, Sb a Fe boli zistené v odkaliskovom materiáli (PK-B). Nasledovala pôdna vzorka PK-C odobratá tesne pod odkaliskom. Najnižšie obsahy As, Sb a Fe boli zistené v pôdnej vzorke PK-A, ktorá je ovplyvňovaná povrchovým odtokom z odkaliska len okrajovo, je však drénovaná bankskými vodami

vytekajúcimi zo štólne Budúcnosť. Najnižšie obsahy TOC boli zistené v odkaliskovom materiáli (PK-B), obsah organickej hmoty v lesných pôdných vzorkách bol približne rovnaký (~ 5,5 %). Aktívna pôdna reakcia lesných pôdných vzoriek PK-A a PK-C bola ~ 6,3 a odkaliskového materiálu PK-B 3,5. Koncentrácia metaloidov v použitých Fe pilinách bola pod detekčným limitom analytickej metódy.



Obr. 1: Koncentrácie As, Sb, Fe v mg kg^{-1} a TOC/DOC v % v logaritmickej mierke v natívnych pôdných vzorkách (CO), v natívnych pôdných vzorkách s 2 hm. % Fe pilín (CO + piliny), vo výluhoch zo statických experimentov (SE) a vo výluhoch z dynamických experimentov (DE). V prípade DE sú uvedené kumulatívne koncentrácie prvkov/DOC zo 4 vymývacieho cyklov.

Koncentrácia metaloidov vo výluhoch bola ovplyvnená použitým experimentálnym postupom, pôdnou vzorkou, ako aj prítomnosťou Fe pilín. Najnižšia mobilita oboch metaloidov bola pozorovaná v odkaliskovom materiáli, a to bez ohľadu na zvolený experimentálny prístup a prítomnosť, resp. absenciu Fe pilín. Kyslé pH a vysoký podiel železa v odkaliskovom materiáli môžu vysvetľovať nízku vylúhovateľnosť metaloidov. Arzén a antimón sú v prostredí imobilizované prioritne sekundárnymi a terciárnymi minerálmi (ferrihydrit, goethit, tripuhyt), ktoré sú v odkaliskovom materiáli a v pôdach prítomné ako zná alebo oxidačné lemy na primárnych mineráloch (arsenopyrit, pyrit, gudmundit, berthierit) [6,7]. K imobilizácii dochádza aj vo forme okrových precipitátov, ktoré vznikajú z drenážnych vôd bohatých na Fe [8]. Na stabilitu a nízku rozpustnosť sekundárných a terciárných Fe minerálov vo vodnom roztoku poukazujú aj nízke koncentrácie Fe vo výluhoch. Vyššie koncentrácie rozpusteného Fe boli pozorované iba vo výluhoch z odkaliskového materiálu v dynamických podmienkach.

Vylúhovateľnosť Sb v porovnaní s jeho celkovými obsahmi bola relatívne nízka nielen v odkaliskovom materiáli, ale aj v lesných pôdných vzorkách. Pridanie Fe pilín do pôd nemalo na mobilitu Sb zásadný vplyv. Mierne vyššie koncentrácie Sb boli zistené vo výluhoch zo statických experimentov. Oveľa variabilnejšie výsledky boli pozorované v prípade As. Vylúhovateľnosť As bola v porovnaní s Sb podstatne vyššia, a to najmä v lesných pôdných vzorkách (PK-A a PK-C), v dynamických podmienkach, a to bez ohľadu na prítomnosť, resp. absenciu Fe pilín. Naopak, v statickom režime bolo pozorované výrazné zníženie mobility As po pridaní Fe pilín do lesných pôdných vzoriek. Konštantne

nízke koncentrácie Sb v porovnaní s As vo výluhoch poukazujú na pevné naviazanie Sb na stabilné a vo vodnom roztoku slabo rozpustné minerálne fázy [6] a tiež na kompetitívne správanie medzi As a Sb o sorpčné pozície [7]. Nízka mobilita Sb v lesných pôdach môže byť tiež spôsobená vytváraním ternárnych komplexov Sb(V) s organickou hmotou a Fe minerálmi. Štruktúra arzeničnanov vytváranie takýchto komplexov s organickou hmotou umožňuje tiež, avšak s oveľa nižšou afinitou [9].

Záver

Koncentrácia metaloidov vo výluhoch bola ovplyvnená použitým experimentálnym postupom, pôdnou vzorkou, ako aj prítomnosťou Fe pilín. Najnižšia mobilita oboch metaloidov bola pozorovaná v odkaliskovom materiáli, kde boli celkové obsahy v natívnych vzorkách najvyššie, a to bez ohľadu na zvolený experimentálny prístup a prítomnosť, resp. absenciu Fe pilín. Mobilita Sb sa v statickom a dynamickom režime výrazne nelíšila, naopak pohyblivosť As v porovnaní s Sb bola výrazne vyššia, a to najmä v lesných pôdných vzorkách v dynamických podmienkach. Vzhľadom na uvedené zistenia sa dá predpokladať, že mobilita Sb sa nezvýši ani v prípade intenzívnej a opakujúcej sa zrážkovej činnosti. Toto tvrdenie však neplatí pre As, ktorý v premyvnom režime vykazuje zvýšenú pohyblivosť, a to aj v prítomnosti Fe pilín, ktoré slúžia ako imobilizačné činidlo. Nakoľko však statické a dynamické experimenty priniesli odlišné výsledky, reálne informácie o správaní As a Sb v prírodných podmienkach môžu poskytnúť až dlhodobé poľné štúdie realizované priamo na kontaminovanej lokalite.

Pod'akovanie

Štúdia vznikla s finančnou podporou Agentúry na podporu výskumu a vývoja v rámci riešenia projektu APVV-21-0212 a tiež s podporou Operačného programu Integrovaná infraštruktúra pre projekt Zvýšenie kapacít a kompetencií Univerzity Komenského vo výskume, vývoji a inováciách, ITMS2014+: 313021BUZ3, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

Literatúra

- [1] TUPÝ P., HOVORIČ R., FILO J., GRETSCH J., KRAJŇÁK M. (2015): Záverečná správa s analýzou rizika znečisteného územia. Prieskum environmentálnej záťaže Pezinok - oblasť rudných baní a SBD, vrátane odkalísk. ENVIGEO a.s., Banská Bystrica.
- [2] ZHOU S., DU Y., FENG Y., SUN H., XIA W., YUAN H. (2022): Stabilization of arsenic and antimony co-contaminated soil with an iron-based stabilizer: Assessment of strength, leaching and hydraulic properties and immobilization mechanisms. *Chemosphere*, 301, 134644.
- [3] COM (2020) 98 final: OZNÁMENIE KOMISIE EURÓPSKEMU PARLAMENTU, RADE, EURÓPSKEMU HOSPODÁRSKEMU A SOCIÁLNEMU VÝBORU A VÝBORU REGIÓNOV. Nový akčný plán EÚ pre obehové hospodárstvo. Za čistejšiu a konkurencie schopnejšiu Európu. Brusel, 11. 3. 2020.
- [4] ZHANG H., LI L., ZHOU S. (2014): Kinetic modeling of antimony(V) adsorption-desorption and transport in soil. *Chemosphere*, 111, 434–440.
- [5] ŠPIROVÁ V., FARAGÓ T., ZARZSEVSZKIJ S., VÍTKOVÁ M., JURKOVIČ Ľ. (2022): Stabilizácia arzenu a antimónu v pôdach použitím sorbentov na báze odpadových materiálov. In: Jurkovič Ľ., Kordík J., Čičáková C. (2022): *Geochémia 2022*. Piešťany. ISBN 978-80-8174-067-1. s. 95–97.
- [6] MAJZLAN J., LALINSKÁ B., CHOVAN M., BLÄB U., BRECHT B., GÖTTLICHER J., STEININGER R., HUG K., ZIEGLER S., GESCHER J. (2011): A mineralogical, geochemical, and microbiological assessment of the antimony- and arsenic-rich neutral mine drainage tailings near Pezinok, Slovakia. *Am. Mineral.*, 96, 1–13.
- [7] FĽAKOVÁ R., ŽENIŠOVÁ Z., ŠRÁČEK O., KRČMÁŘ D., ONDREJKOVÁ I., CHOVAN M., LALINSKÁ B., FENDEKOVÁ M. (2012): The behavior of arsenic and antimony at Pezinok mining site, southwestern part of the Slovak Republic. *Environ. Earth Sci.*, 66, 1043–1057.
- [8] MAJZLAN J., LALINSKÁ B., CHOVAN M., JURKOVIČ Ľ., MILOVSKÁ S., GÖTTLICHER J. (2007): The formation, structure, and ageing of As-rich hydrous ferric oxide at the abandoned Sb deposit Pezinok (Slovakia). *Geochim. Cosmochim. Ac.*, 71, 17, 4206–4220.
- [9] DOUSOVÁ B., BUZEK F., HERZOGOVÁ L., MACHOVIC V., LHOTKA M. (2015): Effect of organic matter on arsenic(V) and antimony(V) adsorption in soils. *Eur. J. Soil Sci.*, 66, 74–82.

DISTRIBÚCIA POTENCIONÁLNE TOXICKÝCH PRVKOV (PTP) VO VYBRANÝCH DRUHOCH RASTLÍN NA LOKALITÁCH RÁKOŠ, MLYNKY A ŠPANIA DOLINA

Eliška Gbúrová Štubňová^{1,2)}, Bronislava Lalinská-Voleková¹⁾, Jana Brčeková³⁾, Tomáš Faragó⁴⁾, Ivona Kautmanová¹⁾, Katarína Schwartzkopfová³⁾, Peter Šottník⁵⁾

¹⁾ SNM-Prírodovedné múzeum, Vajanského náb. 2, P.O.BOX 13, 810 06 Bratislava,
e-mail: bronislavalalinska@gmail.com

²⁾ Centrum biológie rastlín a biodiverzity SAV – Botanický ústav, Dúbravská cesta 9,
845 23 Bratislava

³⁾ Univerzita Komenského, Prírodovedecká fakulta, Katedra mineralógie, petrológie a ložiskovej
geológie, Ilkovičova 6, 842 15 Bratislava

⁴⁾ Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra geochemie, Ilkovičova 6,
842 15 Bratislava

⁵⁾ Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, Mlynská dolina 1, 817 04 Bratislava

ÚVOD

V rastlinnom pletive sa môže akumulovať veľa kovov (či iných PTP), čo je nežiadúce pri rastlinách využívaných ako zdroj potravy, ale aj v prípade liečivých rastlín. Škodlivosť kovov a ďalších látok vo všeobecnosti vždy závisí od ich koncentrácie a charakteru. Niektoré sú nevyhnutné pre normálny rast a vývoj rastlín, pretože sú neoddeliteľnou súčasťou fungovania mnohých enzýmov a bielkovín [1,2,3]. Vysoké koncentrácie esenciálnych a neesenciálnych ťažkých kovov však vedú k respiračnej dysfunkcii, potlačeniu fotosyntézy, narušeniu dýchania a enzymatických aktivít, čo sa prejavuje zakrpatením a odumretím rastliny [6,7]. Za hlavné potencionálne toxické prvky (PTP) považujeme práve kadmium, olovo, ortuť, antimón a arzén, pretože v rastlinnom organizme nemajú žiadnu úlohu. V súčasnosti neexistujú normy prípustného množstva kovov pre všetky druhy divo rastúcich rastlín, ale môžeme porovnať naše údaje s odporúčaniami Svetovej zdravotníckej organizácie alebo s limitmi pre zeleninu. Olovo (Pb) sa prirodzene vyskytuje vo všetkých rastlinách, ako aj v pôde, vzduchu a vode. Koncentrácia Pb v rastlinách je veľmi variabilná. Pre zeleninu a obilniny je normálna koncentrácia od 0,10 do 1,0 mg·kg⁻¹ v suchom rastlinnom materiáli [16,17]. Olovo nemusí predstavovať vysoké riziko pre rastliny, pretože má tendenciu vytvárať vysoko nerozpustné soli a komplexy s rôznymi aniónmi. Len v prípade vysokých koncentrácií Pb v pôde (100 – 1 000 mg·kg⁻¹) je možné inhibovať rast a fotosyntézu [8]. Ortuť (Hg) prítomná v kontaminovanej pôde môže nepriaznivo ovplyvniť všetky fyziologické a biochemické procesy v rastlinách [9,10]. Prípustná koncentrácia je stanovená v rozmedzí od 0,03 do 0,50 mg·kg⁻¹ v suchom rastlinnom materiáli.

Hlavnou úlohou našej štúdie je botanický skrining vybraných lokalít ovplyvnených ťažbou nerastných surovín, so zameraním sa na liečivé byliny alebo druhy, ktoré by mohli predstavovať zdravotné riziko pre človeka. Druhým cieľom alebo plánom do budúcnosti je zamerať sa na druhy, ktoré sa preukážu ako akumulátory a využiť ich fyto-remediačný potenciál.

OPIS LOKALÍT

Záujmové územie Rákoš je vymedzené severne od vodného toku Východný Turiec a zahŕňa obec Rákoš a jeho miestnu časť Rákošská Baňa. Ortuťové ložisko Rákoš - Hg je najvýznamnejším prejavom ortuťovej mineralizácie v juhozápadnej časti Spišsko-gemerského rudohoria. Ťažba Hg rúd v revíri Rákoš bola ukončená v roku 1967. Likvidácia bane prebiehala v rokoch 1986–1988. V záujmovej lokalite Mlynky sa v minulosti realizovala ťažba a spracovanie Cu a Fe rúd. V prevádzke tu bola úpravňa medených rúd s magnetickou separáciou a flotáciou. V rámci plánu likvidácie závodu boli banské diela zabezpečené a významnejšie haldy rekultivované.

Lokalita Špania Dolina (Odkalisko 1 a 2): Odkalisko 1 nazývané aj staré odkalisko, bolo založené v nadmorskej výške 595 m n.m. a hrádza dosiahla výšku 646 m n.m. Bolo na ňom deponovaných približne 556 000 ton flotačných pieskov a slúžilo do polovice 70-tych rokov. Na odkalisku je

deponovaný rôznorodý materiál po úprave Cu rúd z lokality Piesky, pravdepodobne aj struskový a troskový materiál z hutnickej výroby z Banskej Štiavnice. Odkalisko je zrekultivované a priesakové vody sú zvedené pod hrádzu odkaliska 2. Odkalisko 2, nazývané aj nové odkalisko, bolo založené v roku 1977, približne 120 m od úpätia odkaliska 1 po prúde Banského potoka. Hrádza je založená vo výške 542 m n.m. a dosahovala výšku cca 580 m. Banský potok je zvedený v potrubí pod odkaliskom. Na odkalisku je deponovaný rôznorodý materiál po úprave Cu rúd, odpad po spracovaní Hg-rúd z ložiska Malachov, struskový a troskový materiál z hutnickej výroby v Banskej Štiavnici, ako aj odpad po flotačnej úprave mastenca z ložiska Hnúšťa.

MATERIÁL A METÓDY

Na študovaných lokalitách boli systematicky vyselektované plochy pre opakované vzorkovanie rastlín (konkrétne nadzemná časť) a korešpondujúcich pôd (resp. Fe okrov), zrealizovaný bol prvý orientačný odber. Pri určovaní druhov sú použité názvy podľa zoznamu nižších a vyšších rastlín Slovenska. Zvýšenú pozornosť venujeme druhom prevládajúcim na danej lokalite (dominantné druhy) a druhom, ktoré sú klasifikované ako liečivé. Bol vytvorený stručný popis biotopu, zaznamenané súradnice a nadmorská výška. Časť materiálu bola použitá na herbárové položky, mladé rastlinné tkanivo bolo uložené do silikagélu na molekulárne analýzy a zvyšok materiálu vysušený pri konštantnej teplote 40 °C. Vzorky pôd boli sitované na frakciu pod 1 mm a po úprave analyzované na prístroji ARL QUANT'X EDXRF v laboratóriu SNM Bratislava.

Vzorky rastlín boli pulverizované a následne analyzované v laboratóriách Bureau Veritas Commodities Canada Ltd. (ICP-MS).

VÝSLEDKY

Na základe realizovaných meraní základných F-CH parametrov bankských a povrchových vôd a ich následných chemických analýz môžeme konštatovať, že opustené bankské diela po ťažbe Fe a Cu rúd na lokalite Rákoš nepredstavujú v súčasnosti výrazný zdroj znečistenia. Hodnoty pH vo vodách z tohto typu ložísk (ležiacich prevažne v severnej a severozápadnej časti oblasti Rákoš – Rákoš - baňa) sa pohybovali od 6,2 do 7,9, vodivosti od 64 do 1 850 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Väčšina bankských diel bola v sledovanom období suchá a koncentrácie potenciálne toxických prvkov v existujúcich výtokoch z bankských diel nepresahovali ID limity pre podzemné vody. Odlišné charakteristiky vykazovali vzorky vôd viazané na Hg ložisko Rákoš. Hodnoty pH sa vo vodách v týchto drenážach pohybovali od 1,91 po 2,54 a hodnoty konduktivity sa pohybovali na úrovni 7 000 – 8 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Rovnaké hodnoty vykazovali aj vody odobrané z občasných mlák nachádzajúcich sa pod druhou haldou pri štôlni Petrĺina. Vody tvoriace výluh z oboch hald majú výrazne zvýšené koncentrácie As, Co, Ni, Cu prekračujúce IT kritéria a zvýšené obsahy Cd, Zn a Cr prekračujúce ID kritéria pre podzemné vody. Dôvodom vzniku silne acidifikovaných vôd v telesách oboch hald je prítomnosť pyritovej (ako aj ďalšej sulfidickej) mineralizácie viazanej na horninové prostredie bez prítomnosti karbonátov.

Hodnoty merania pH odobratých vzoriek vody z lokality Mlynky sa pohybovali v rozsahu od 6,1 po 8,48. Celkovo môžeme zhodnotiť, že na študovanej lokalite neboli zaznamenané prejavy acidifikácie spôsobené prítomnosťou kyslých bankských vôd. Rovnako namerané hodnoty pre obsahy sledovaných potenciálne toxických prvkov (As, Sb, Cu, Pb, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Hg) neprekračovali stanovené limity pre podzemné a povrchové vody, ani v prípade vôd vytekajúcich zo štôlni.

Chemické zloženie okrových precipitátov priamo odráža chemizmus bankských vôd. Vo vzorkách z lokalít Rákoš a Mlynky je pozorovateľná zvýšená koncentrácia Al, Mn, Mg, Ca a Cu. Prevažná väčšina študovaných vzoriek prislúcha minerálu ferrihydrit, často v zmesi s goethitom. V prípade vzoriek s nízkou hodnotou pH (RAO4, RAO5) bol predbežne identifikovaný minerál schwertmannit. Vo všetkých spektrách okrových precipitátov sa prejavila prítomnosť $(\text{SO}_4)^{2-}$ skupiny, ktorej zodpovedajú absorpcie v oblastiach vlnovej dĺžky 1 015, 1 000, 979 cm^{-1} . Prítomnosť organických zlúčenín je odzrkadlená prítomnosťou adsorpčných pásov v oblasti okolo 1 400 cm^{-1} , ktoré môžu patriť

COO⁻ väzbe. Maximum okolo 860 cm⁻¹ pripisujeme väzbe CO₃²⁻. Maximum okolo 3 400 cm⁻¹ súvisí s prítomnosťou OH skupiny.

Pôdne vzorky sú charakteristické vysokou koncentráciou Fe v rozpätí od 24 704 mg.kg⁻¹ do 93 799 mg.kg⁻¹ (Rákoš); 32 917 – 40 973 mg.kg⁻¹ (Mlynky). Koncentrácia Cu (do 4 109 mg.kg⁻¹) a Zn (do 523 mg.kg⁻¹) je zvýšená len v prípade vzoriek z lokality Rákoš. Taktiež sme pozorovali mierne zvýšenú koncentráciu Co (516 – 1 570 mg.kg⁻¹).

Na lokalitách bolo v roku 2022 odobratých celkovo 85 druhov makromycétov, z toho v 18 druhoch húb bola stanovená koncentrácia PTP. Sú to: *Armillaria sp.*, *Paxillus sp.*, *Amanita muscaria*, *Lactarius deliciosus*, *Lactarius deliciosus*, *Clitocybe nebularis*, *Imleria badia*, *Tricholoma portentosum*, *Porphyrellus pseudoscaber*, *Imleria badia*, *Clitocybe nebularis*, *Suillus cavipes*, *Lepiota echinocephala*, *Lepista marmorata*, *Clitocybe nebularis*, *Pluteus cervinus*, *Auricularia auricula-judae*.

Z vyšších rastlín bolo odobratých 12 vzoriek z tých druhov, ktoré sú konzumované buď priamo alebo ako súčasť liečivých prípravkov. Sú to žihľava dvojdomá (*Urtica dioica*), kostihoj lekársky (*Symphytum officinale*), skorocel veľký (*Plantago major*), ostružina černicová (*Rubus sp.*), praslička močiarna (*Equisetum palustre*), mäta sivá (*Mentha longifolia*) a jahoda (*Fragaria sp.*). Z týchto rastlín boli odobraté vzorky na analýzu potenciálne toxických prvkov (PTP) a boli z nich zhotovené herbárové položky, ktoré sú uložené v botanickom herbári SNM-PM.

Vysoká koncentrácia ortuti bola zistená v jedlej strmulke inovät'ovej (*Clitocybe nebularis*) z lokality Mlynky (13 586 µg.kg⁻¹). Z rastlín bola najvyššia koncentrácia ortuti zistená v listoch jahody (*Fragaria sp.*) zo Španej doliny (1 164 µg.kg⁻¹). Táto položka mala aj najvyššiu koncentráciu antimónu 18,66 mg.kg⁻¹ a arzénu 5,3 mg.kg⁻¹ a vysokú koncentráciu chrómu 2,1 mg.kg⁻¹. Najviac chrómu obsahovala jedlá čirovka sivá (*Tricholoma portentosum*), a to 4,3 mg.kg⁻¹, a z rastlín iná položka jahody zo Španej doliny 2,9 mg.kg⁻¹. Táto položka mala aj najvyššiu koncentráciu olova 8,93 mg.kg⁻¹.

Tab. 1: Koncentrácia PTP vo vybraných druhoch rastlín z predmetných lokalít

Druhy	Odborné miesta	Vybrané PTP						
		Cu	Pb	Ag	As	Au	Sb	Hg
		PPM	PPM	PPB	PPM	PPB	PPM	PPB
<i>Rubus cf. bracteatus</i>	Rákoš, Peterlín	12.57	0.17	3	0.1	<0.2	0.02	22
<i>Equisetum palustre</i>	Mlynky, Alexander	3.86	0.31	4	0.3	<0.2	0.04	30
<i>Mentha longifolia</i>	Mlynky, Alexander	8.92	0.48	5	0.2	1.1	0.14	53
<i>Equisetum palustre</i>	Mlynky, Sokolí potok	15.15	0.23	2	1	<0.2	0.07	45
<i>Mentha longifolia</i>	Mlynky, Sokolí potok	12.47	0.49	3	0.3	0.3	0.07	54
<i>Mentha sp.</i>	Špania dolina, odkalisko 1, jama	11.31	0.56	33	0.4	2.6	0.48	62
<i>Fragaria vesca</i>	Špania dolina, odkalisko 1, jama	26.37	0.92	116	5.3	3.9	18.66	81
<i>Plantago major</i>	Špania dolina, odkalisko 1	8.16	0.56	34	0.3	5.3	0.16	25
<i>Fragaria vesca</i>	Špania dolina, odkalisko 1, plocha	24.59	8.93	80	2	2.5	3.14	1164
<i>Urtica dioica</i>	Špania dolina, odkalisko 1	16.97	0.51	47	0.2	0.7	0.13	26
<i>Urtica dioica</i>	Špania dolina, odkalisko 1, plocha	11.83	0.59	22	0.3	<0.2	0.23	141
<i>Symphytum officinale</i>	Špania dolina, odkalisko 1	10.5	0.69	27	0.4	1.3	0.33	122

Pod'akovanie

Práca bola realizovaná z finančných prostriedkov projektov: Operačný program Kvalita životného prostredia ITMS: 310011AXF2: Zabezpečenie monitorovania environmentálnych záťaží Slovenska – časť 2; APVV-21-0212 Vybrané environmentálne záťaže ako stresový faktor ovplyvňujúci biodiverzitu a zdravotné riziká pre exponované skupiny obyvateľstva.

Literatúra

- [1] WELCH R. M., SHUMAN L. (1995): Micronutrient Nutrition of Plants. *Critical Rev Plant Sci* 14(1):49-82. <https://doi.org/10.1080/07352689509701922>.
- [2] GRUSAK M. A., PEARSON J. N., MARENTES E. (1999): The physiology of micronutrient homeostasis in field crops. *Field Crops Res* 60(1-2):41–56. [https://doi.org/10.1016/s0378-4290\(98\)00132-4](https://doi.org/10.1016/s0378-4290(98)00132-4).
- [3] DARRAH P. R., STAUNTON S. (2000): A mathematical model of root uptake of cations incorporating root turnover, distribution within the plant, and recycling of absorbed species. *Eur J Soil Sci* 51(4):643-653. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00331.x>.
- [4] SÉRGIO C., FIGUEIRA R., VIEGAS CRESPO A. M. (2000): Observations of heavy metal accumulation in the cell walls of *Fontinalis antipyretica*, in a Portuguese stream affected by mine effluent. *J Bryol* 22(4):251-255. <https://doi.org/10.1179/jbr.2000.22.4.251>.
- [5] SCHUNG E., ERNST W. H. O., KRATZ S., KNOLLE F., HANEKLAUS S. (2004): Aspects of ecotoxicology of sulphur in the Harz region – a guided excursion. *Landbauforschung Völkenrode* 3/2004(54):129–143.
- [6] WARREN H. V., DELAVault R. E. (1962): Lead in some food crops and trees. *J Sci Food Agric* 13(2): 96–98. <https://doi.org/10.1002/jsfa.2740130206>.
- [7] MITCHELL R. L. (1963): Soil aspects of trace element problems in plants and animals. *J R Agric Soc England* 124:75–86.
- [8] ABABNEH F. A. (2017): The Hazard Content of Cadmium, Lead, and Other Trace Elements in Some Medicinal Herbs and Their Water Infusions. *Int J Anal Chem* 2017: 1-8. <https://doi.org/10.1155/2017/6971916>.
- [9] LENKA M., PANDA K. K., PANDA B. B. (1992): Monitoring and Assessment of Mercury Pollution in the Vicinity of a Chloralkali Plant. IV. Bioconcentration of Mercury in In Situ Aquatic and Terrestrial Plants at Ganjam, India. *Arch Environ Contam Toxicol* 22(2):195-202. <https://doi.org/10.1007/bf00213285>.
- [10] PATRA M., SHARMA A. (2000): Mercury toxicity in plants. *Bot Rev* 66(3):379-422. <https://doi.org/10.1007/bf02868923>.

IN VITRO AKUMULÁCIA ANTIMÓNU (Sb) DREVOKAZNOU HUBOU SIVOPÓROVKOU TMAVOU (*BJERKANDERA ADUSTA*)

Ivona Kautmanová, Ján Červenka, Zuzana Konyariková, Bronislava Lalinská-Voleková

SNM-Prírodovedné muzeum, Vajanského náb. 2, 810 06 Bratislava, e-mail: ivona.kautmanovanm.sk

Antimón je potenciálne toxický prvok, ktorý sa prirodzene vyskytuje v mnohých potravinách, ale pri vyšších koncentráciách môže spôsobiť značné poškodenie ľudského zdravia. V kontaminovaných oblastiach sa dostáva do potravinového reťazca prostredníctvom rastlín, húb a baktérií a ich následnou konzumáciou zvieratami (bezstavovcami a stavovcami). Preto musí byť antimón považovaný za rizikový faktor, ktorý z dlhodobého hľadiska vážne ohrozuje funkčnosť a zdravie ekosystémov. Odtoky otvorených štôlní, zvetrávanie banských hald a neizolované odkaliská spôsobujú mnoho problémov, ako je napríklad kontaminácia vody, pôdy a riečnych sedimentov. Mykoremediácia ako forma bioremediácie môže byť vďaka svojej jednoduchosti efektívnou a ekologickou technikou na dekontamináciu znečistených substrátov s vysoko efektívnym procesom implementácie. Je to tiež jedna z najmenej nákladných foriem sanácie, pri ktorej sa môžu využiť mikromycéty aj makromycéty [5].

V rokoch 2018–2020 sme sa zameriavali na zisťovanie biodiverzity húb na odkaliskách a vo vodných tokoch vytekajúcich z kontaminovaných lokalít po ťažbe antimónu na Slovensku. Kombináciou klasických metód zberu a identifikácie plodníc a NGS sekvenovania vzoriek pôdy a okrových sedimentov bola zistená vysoká biodiverzita húb schopných prežívať a úspešne osídľovať tieto biotopy [1].

Cieľom predloženej štúdie bolo zistiť schopnosť vybraných druhov húb, získaných priamo z kontaminovaných území, prežívať v *in vitro* kultúrach s vysokým obsahom antimónu a vyhodnotiť ich potenciál pri prípadnej mykoremediácii v budúcnosti. V predloženej práci sa z viacerých získaných druhov zameriavane na sivopórovku tmavú. Sivopórovka tmavá (*Bjerkandera adusta*) je bežne sa vyskytujúca drevokazná huba, ktorá vytvára charakteristické jednoročné plodnice prevažne na mŕtvom dreve listnáčov. Za určitých okolností môže napádať aj živé dreviny, kde spôsobuje tzv. bielu hnilobu dreva. Keďže ide o bežný a ľahko kultivovateľný druh, skúmajú sa aj možnosti jeho využitia v bioremediácii rôznych kontaminantov, ako sú napríklad kreozot [4], insekticídy [2] či syntetické farbivá [3], ktoré sú známe svojou toxicitou, rezistenciou a bioakumuláciou v prostredí. Sivopórovka ich rozkladá vďaka produkcii extracelulárnych lignolytických enzýmov, ktoré majú silný oxidačný potenciál (lignín peroxidáza, mangán peroxidáza, lakáza a iné).

METODIKA PRÁCE

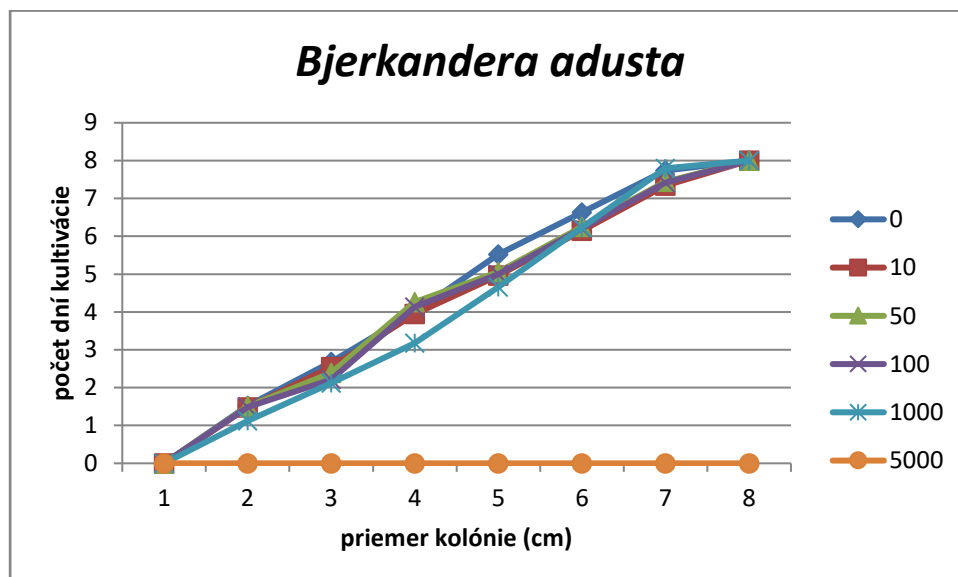
Na lokalitách Čučma, Poproč, Dúbrava-Svätý Kríž, Medzibrod a Malužiná bola v roku 2022 zisťovaná prítomnosť húb a baktérií pomocou testovacích pásov CultDipCombi (Merck). Vytvorené kolónie húb boli prenesené do *in vitro* kultúry na PDA agare v Petriho miskách a izoláty boli molekulárne identifikované. Na identifikáciu boli využité fragmenty ITS (cca 700 bp) a LSU (cca 900 bp) oblastí, ktoré sú jednými z najčastejšie využívaných pri identifikácii jednotlivých druhov húb. Zo vzoriek húb bola izolovaná celková DNA pomocou DNeasy Plant Mini kitu [Qiagen], podľa postupu od výrobcu, s predĺženým časom pre lýzu buniek (3 h). Jednotlivé fragmenty boli amplifikované pomocou PCR. Pre ITS fragment boli použité primery ITS5/ITS4 [7] a pre LSU LR0R/LR5 [6]. Reakcie prebiehali v celkovom objeme 25 µl za použitia polymerázy GoTaq G2 Flexi (Promega) podľa odporúčaní výrobcu. Program PCR reakcií bol nasledovný: iniciačná denaturácia 3 min pri 95 °C, 32 cyklov (95 °C 30 s; 55 °C 30 s; a 72 °C 1 min s predĺžením o 2 s pri každom cykle) a finálne predĺženie 10 min pri 72 °C. PCR produkty boli prečistené a sekvenované v komerčnom laboratóriu (Eurofins Genomics GmbH, Germany). Získané sekvencie boli manuálne skontrolované a upravené v programoch MegaX a benchling a následne porovnané s databázami pomocou programu BLAST.

Osemdňové mycéliá boli preočkované na médiá s rôznymi koncentraciami Sb (10, 50, 100, 1 000 a 5 000 mg/l) a veľkosť rastúcich kolónií bola meraná denne až do ôsmeho dňa, kedy kultúry vyplnili celú Petriho misku. Po 21 a 35 dňoch kultivácie boli vysušené kultúry zaslané na analýzu obsahu Sb

do akreditovaných laboratórií EL spol. s.r.o. v Spišskej Novej Vsi. Analýza bola realizovaná metódou hmotnostnej spektrometrie s indukčne viazanou plazmou (ICP-MS).

VÝSLEDKY

Celkovo bolo získaných 17 druhov húb, ktoré boli využité na ďalšie experimenty. Sivopórovka tmavá bola získaná zo vzorky odobratej na lokalite Poproč vo výtoku zo štôlne Agnes 22. 5. 2022 a jej kultúra rástla na všetkých médiách s koncentráciou Sb do 1 000 mg/l. Koncentrácia 5 000 mg/l bola pre tento druh letálna, tak ako pre všetky ostatné sledované druhy (obr. 1). Po ôsmich dňoch kultúra vyplnila celú miskú a v kultivácii sme pokračovali do 21. a 35. dňa, kedy boli vytvorené mycéliá odobraté, vysušené a zaslané na analýzu obsahu Sb. Z výsledkov zhrnutých v tabuľke 1. je zrejmé, že huba akumulovala antimón vo svojich pletivách, pričom jeho obsah sa zásadne nelíšil v závislosti od koncentrácie Sb v médiu ani s predĺžením doby kultivácie. Najvyššia hodnota 1 237 mg/kg bola zistená po 21 dňovej kultivácii na médiu s obsahom Sb 100 mg/l. Podobne, ani rastové krivky mycélií na médiách s koncentraciami Sb od 0 po 1 000 mg/kg nie sú rozdielne. Dá sa teda predpokladať, že sivopórovka dokáže akumulovať antimón vo svojich pletivách do určitej maximálnej koncentrácie (cca 1 000 mg/kg), ktorá sa nezvyšuje v závislosti na koncentrácii Sb v médiu ani na dobe kultivácie.



Obr. 1: Grafické znázornenie rastu kolónií *B. adusta* na PDA agare s rôznym obsahom Sb (mg/l).

Tab. 1: Koncentrácie Sb v mycéliu *B. adusta* kultivovanom na PDA agare s rôznym obsahom Sb, <DL znamená hodnoty pod detekčným limitom.

kultivácia	Sb mg/kg	
	médium	mycélium
21 dní	0	<DL
21 dní	100	1237,0
21 dní	1000	902,6
35 dní	1000	1122,1

ZÁVER

Sivopórovka tmavá (*Bjerkandera adusta*) je schopná akumulovať antimón v *in vitro* kultúre a je vhodným objektom pre ďalší výskum v oblasti bioremediácie tohto potenciálne toxického prvku.

Podakovanie

Výskum bol umožnený vďaka podpore v rámci Operačného programu Integrovaná infraštruktúra pre projekt: DNA barcoding Slovenska (SK-BOL), súčasť medzinárodnej iniciatívy International Barcode of Life (ITMS2014+313021W683) a podpore z Agentúry pre výskum a vývoj pre projekt APVV-21-0212.

Literatúra

- [1] KAUTMANOVÁ I., ČERVENKA J., SZABÓOVÁ D., VOLEKOVÁ B. (2020): Fungal diversity at the areas affected by antimony (Sb) mining in Slovakia. *Acta Rer. Natur. Mus. Nat. Slov.*, 66: 3–21.
- [2] QUINTERO J. C., LÚ-CHAU T. A., MOREIRA M. T., FEJOO G., LEMA J. M. (2007): Bioremediation of HCH present in soil by the white-rot fungus *Bjerkandera adusta* in a slurry batch bioreactor. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 60(4), 319–326. doi:10.1016/j.ibiod.2007.05.005.
- [3] ROBINSON T., NIGAM P. S. (2008): Remediation of textile dye waste water using a white-rot fungus *Bjerkandera adusta* through solid-state fermentation (SSF). *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 151(2–3), 618–628. doi:10.1007/s12010-008-8272-6.
- [4] STRUSZCZYK-ŚWITA K., DROŹDŹYŃSKI P., MURAWSKA K., MARCHUT-MIKOŁAJCZYK O. (2022): PUF-immobilized *Bjerkandera adusta* DSM 3375 as a tool for bioremediation of creosote oil contaminated soil. *Int J Mol Sci.* 23(20):12441. doi: 10.3390/ijms232012441.
- [5] URÍK M., POLÁK F., BUJDOŠ M., MIGLIERINI M. B., MILOVÁ-ŽIAKOVÁ B., FARKAS B., GONEKOVÁ Z., VOJTKOVÁ H., MATÚ, P. (2019): Antimony leaching from antimony-bearing ferric oxyhydroxides by filamentous fungi and biotransformation of ferric substrate. *Science of The Total Environment.* 664: 683–689. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.02.033.
- [6] VILGALYS R., HESTER M. (1990): Rapid genetic identification and mapping of enzymatically amplified ribosomal DNA from several *Cryptococcus* species. *J. Bacteriol* 172: 4239–4246.
- [7] WHITE T. J., BRUNS T., LEE S., TAYLOR J. (1990): Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for phylogenetics. In: Innis M.A., Gelfand D.H., Sninsky J.J., White, T.J. (eds.), *PCR Protocols: A Guide to Methods and Applications*, Academic Press, San Diego. 315–322.

CHARAKTERIZÁCIA BAKTERIÁLNEHO MIKROBIÓMU PRE ÚČELY REMEDIÁCIE ANTIMÓNU - POROVNANIE METÓD 16S RNA SEKVENOVANIA A IZOLÁCIE BAKTERIÁLNYCH KMEŇOV

Hana Majerová, Zuzana Konyariková, Bronislava Lalinská-Voleková

*Slovenské národné múzeum – Prírodovedné múzeum, Vajanského nábrežie. 2, P.O. Box 13,
810 06 Bratislava*

Úvod

Potenciálne toxické prvky ako antimón (Sb) predstavujú vážne environmentálne riziko pre kvalitu podzemných a povrchových vôd v oblasti starých opustených štôlní a banských úložísk. Antimón sa získava prevažne z antimonitu (Sb_2S_3), ktorý sa vyskytuje v paragenéze s inými sulfidmi ako napríklad arzenopyritom (FeAsS), pyritom (FeS_2), berthieritom (FeSb_2S_4) či sfaleritom (ZnS). Tieto sulfidy sú v banských štôlniach a haldách vystavené pôsobeniu vzdušného kyslíka a ľahko oxidujú na sulfáty, ktoré sa hromadia v odtokových systémoch spolu s uvoľnenými alebo tranzientne viazanými kovmi a polokovmi [1]. Sorpčné reakcie kontrolujú koncentrácie stopových prvkov ako je Sb v rôznych prirodzených systémoch [2]. Tieto v blízkosti štôlní tvoria často komplexy s ferihydroxidmi, železitými okrami, ktoré precipitujú z banskej vody bohatej na železo, a preto možno tieto miesta považovať za ich prirodzené vychytávače [3]. Ich interakcie s ferihydroxidmi sú však nestabilné a sú vo veľkej miere ovplyvňované metabolickou činnosťou početných mikroorganizmov, vrátane baktérií [4]. V tejto štúdii sme sa zamerali na charakterizovanie extrémofilnej bakteriálnej populácie cirkumneutrálnych železitých okrov spred štôlne Budúcnosť pri Pezinku. Táto lokalita je priamo pri výtoku zo štôlne a je charakterizovaná relatívne vysokými (v priemere $130 \mu\text{g.l}^{-1}$ vo vode a 2317mg.kg^{-1} Sb v Fe okroch), aj keď fluktuujúcimi, koncentraciami antimónu a svojou polohou je vhodná aj pre prípadné bioremediačné experimenty.

Výsledky

Pomocou metódy V4 16S RNA NGS sme identifikovali 280 961 demultiplexovaných a prečistených, 250 bp dlhých, barkódových sekvencií, ktoré boli zoskupené do 529 nezávislých zOTU. zOTU boli následne taxonomicky klasifikované pomocou BLASTn voči dozorovanej databáze derivovanej z NCBI (www.mrdnlab.com, Shallowater, TX, USA). Proteobacteria tvorili 76,8 % zaznamenaných bakteriálnych sekvencií a tvorili dominantný kmeň na tejto lokalite. Zahŕňali triedy: Betaproteobacteria (39,6 %), Gammaproteobacteria (27,8 %), Alphaproteobacteria (5,6 %) a Deltaproteobacteria (3,8 %). Druhý najpočetnejší kmeň Firmicutes (8,7 %) bol reprezentovaný triedami Bacilli (5,4 %) a Clostridia (1,9 %). Ďalší kmeň Actinobacteria (5,2 %) bol reprezentovaný triedou Actinomycetia (4,4 %) a kmeň Bacteroidetes (2,7 %) triedou Chitinophagia (1,44 %) (obr. 1). Najpočetnejšie rody zaznamenané touto metódou boli Burkholderia (26,64 %), Staphylococcus (1,7 %), Aquicella (1,66 %), Lactococcus (1,32 %) a Corynebacterium (1,31 %) (obr. 2).

Paralelne sme z danej lokality izolovali 48 Sb rezistentných bakteriálnych kmeňov, ktoré sme tiež taxonomicky charakterizovali pomocou V1-V9 16S RNA sekvencií. Väčšina izolovaných kmeňov prináležala k triede Gammaproteobacteria (Proteobacteria) a iba tri kmene prináležali iným triedam, triede Bacilli (Firmicutes) a triede Acidobacteria (Acidobacteria). Väčšina izolovaných kmeňov bola identifikovaná ako *Pseudomonas* (27), prípadne *Aeromonas* (8). Ide o rody z triedy Gammaproteobacteria a z radov Pseudomonadales a Aeromonadales. Zvyšné sekvenie boli taxonomicky klasifikované ako *Acinetobacter* (3, Pseudomonadales), *Serratia* (1, Enterobacterales), *Yersinia* (2, Enterobacterales), *Buttiauxella* (2, Enterobacterales), *Exiguobacter* (1, Bacillales, Bacilli), *Shewanella* (2, Alteromonadales), and *Pseudarthrobacter* (2, Micrococcales, Acidobacteria).

najpočetnejšie iné taxonomické úrovne ako rody s relatívnou početnosťou vyššou ako 0,5 % a modrou všetky taxonomické úrovne s relatívnou početnosťou nižšou ako 0,5 % dokopy.

Záver

Výsledky oboch prístupov sme zosumarizovali a porovnali. V súlade s očakávaniami sme pomocou NGS prístupu, ako aj priamej izolácie bakteriálnych kmeňov, identifikovali množstvo extrémofilných baktérií so známou, či menej jasnou, úlohou v procese uvoľňovania Sb z komplexov oxidov železa (*Shewanella*, *Burkholderia*, *Acinetobacter*, *Rhodoferrax*, *Sphingopyxis*, *Pseudomonas*, *Pseudarthrobacter* etc.), avšak iba časť mikrobiálnej populácie bola kultivovateľná aj v našich podmienkach *in vitro*. Aj keď sa nám pomocou priamej bakteriálnej izolácie podarilo izolovať len frakciu aeróbnych kmeňov z danej lokality, je možné, že medzi nimi pomocou následných experimentov nájdeme kmeň s vlastnosťami vhodnými pre bioremediačné technológie.

PodĎakovanie

Táto práca bola podporená Grantovou agentúrou pre výskum a vývoj s číslom projektu APVV-21-0212 a Operačným programom integrovanej infraštruktúry: „DNA barcoding Slovenska (SK-BOL), ako súčasť medzinárodnej iniciatívy International Barcode of Life (iBOL)“ (ITMS2014+313021W683).

Literatúra

- [1] RICE K. C., HERMAN J. S. (2012): Acidification of Earth: an assessment across mechanisms and scales, Applied Geochemistry
- [2] DZOMBAK D. A., ASCE A. M., MOREL F. M. M. (1987): Adsorption of inorganic pollutants in aquatic systems., Hydraulic Eng.
- [3] STUMM W. (1992): Chemistry of the solid-water interface. John Wiley & Sons,
- [4] LALINSKÁ-VOLEKOVÁ B., MAJEROVÁ H., KAUTMANOVÁ I., BRACHTÝR O., SZABÓOVÁ D., ARENDT D., BRČEKOVÁ J., ŠOTTNÍK P. (2022): Hydrous ferric oxides (HFO's) precipitated from contaminated waters at several abandoned Sb deposits - Interdisciplinary assessment., Sci Total Environ.

ČINNOST MINISTERSTVA FINANCI V PROCESU ZADÁVÁNÍ VEŘEJNÝCH ZAKÁZEK

Iлона Mičánková, Marcela Hružová, Michaela Milická, Jana Holasová, Radka Fůrychová,
Květoslav Vlk, Jan Tůma, Martin Brož, Jiří Čáp, Zdeněk Košař, Tomáš Lejsek
Ministerstvo financí ČR – odbor 45 – Realizace ekologických závazků vzniklých při privatizaci,
Letenská 15, 118 10 Praha 1, e-mail: ilona.micankova@mfc.cz

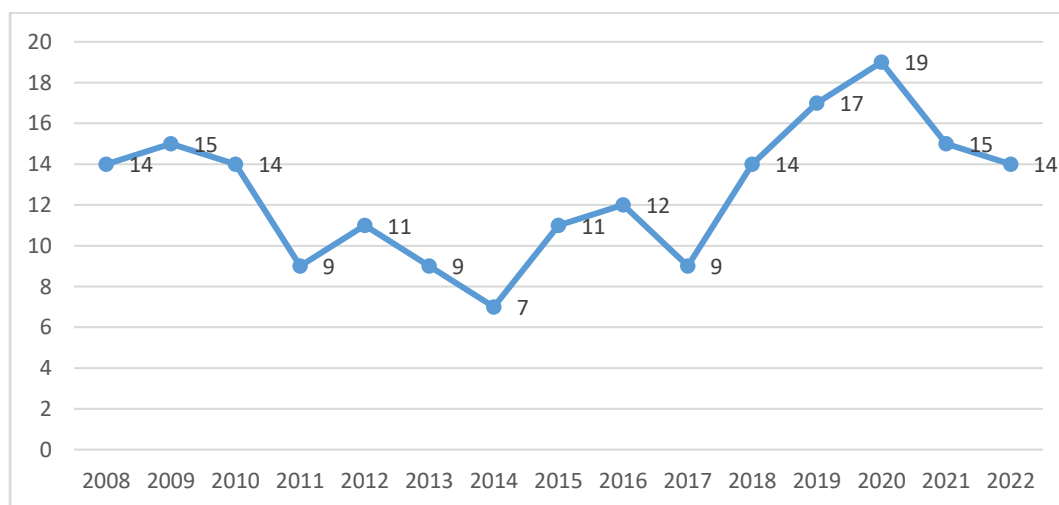
Ministerstvo financí při odstraňování starých ekologických zátěží vzniklých před privatizací zpravidla postupuje podle priorit, stanovených ve spolupráci s MŽP, a to vždy pro následující rok. Z důvodu nutnosti průběžné projektové přípravy a nutnosti eliminace neúčelného vynakládání finančních prostředků na aktualizaci projektů, je stanovován kromě priorit na následující rok i střednědobý plán zadávání prioritních akcí tzv. zásobník prioritních akcí. Na podzim stávajícího roku Ministerstvo financí (dále jen MF) a MŽP vždy vyhodnotí postup zadávání stanovených prioritních akcí, stav na jednotlivých lokalitách a stanoví priority zadávání pro následující rok a aktualizuje střednědobý plán.

Kritéria výběru jednotlivých prioritních akcí jsou zpravidla následující:

1. Kritérium environmentální naléhavosti – posouzení kritéria je výhradně v kompetenci MŽP, při jeho hodnocení je základním podkladem vyhodnocení kategorie priority příslušné staré ekologické zátěže v databázi SEKM.
2. Kritérium finanční – posouzení kritéria je v kompetenci MF, které vyhodnotí finanční náročnost jednotlivých navrhovaných akcí v porovnání s finančními možnostmi zvláštního účtu privatizace. Zároveň MF musí upřednostnit realizaci definitivní sanace na lokalitách, na kterých probíhá ochranné sanační čerpání a MF tak vynakládá finanční prostředky pouze na udržování stavu a nikoliv na dosažení cílů sanačních opatření.
3. Kritérium smluvní – posouzení kritéria je v kompetenci obou resortů. V rámci tohoto kritéria je nutné vyhodnotit návaznost jednotlivých budoucích sanačních opatření na předchozí etapy či na smluvní ujednání MF s nabyvateli privatizovaného majetku nebo přímo s realizátory sanací.

MF má v souladu se zákonem č. 134/2016 Sb., o zadávání veřejných zakázek, vytvořen systém zadávání a realizace ekologických zakázek. Tento příspěvek pouze ilustruje výběr průběžných výsledků zadávání veřejných zakázek a čerpání finančních prostředků na odstraňování ekologických škod vzniklých před privatizací.

Graf 1: Vývoj zadávání veřejných zakázek v letech 2008–2022



V roce 2022 bylo zahájeno dalších 14 zadávacích řízení. Celkem MF v rámci plnění závazků z ekologických smluv v roce 2022 uzavřelo 13 realizačních smluv zadaných v otevřených řízeních, dále bylo uzavřeno dalších 117 smluv na realizaci veřejných zakázek malého rozsahu z toho 34x otevřená výzva a 83x přímé zadání.

V roce 2022 Ministerstvo financí investovalo do sanací realizovaných dle ekologických smluv uzavřených s nabyvateli privatizovaného majetku celkem 772 mil. Kč.

DOKONČENÍ SANACE NA LOKALITĚ ČASY-PARAMO, a.s.

Ekologická smlouva	č. 39/94
Nabyvatel privatizovaného majetku	PARAMO, a.s.
Dodavatel	FCC Česká republika, s.r.o.
Realizace	2019–2025
Aktuální cena projektu	349 481 814,66 Kč včetně DPH
Lokalita	Časy – PARAMO, a.s.

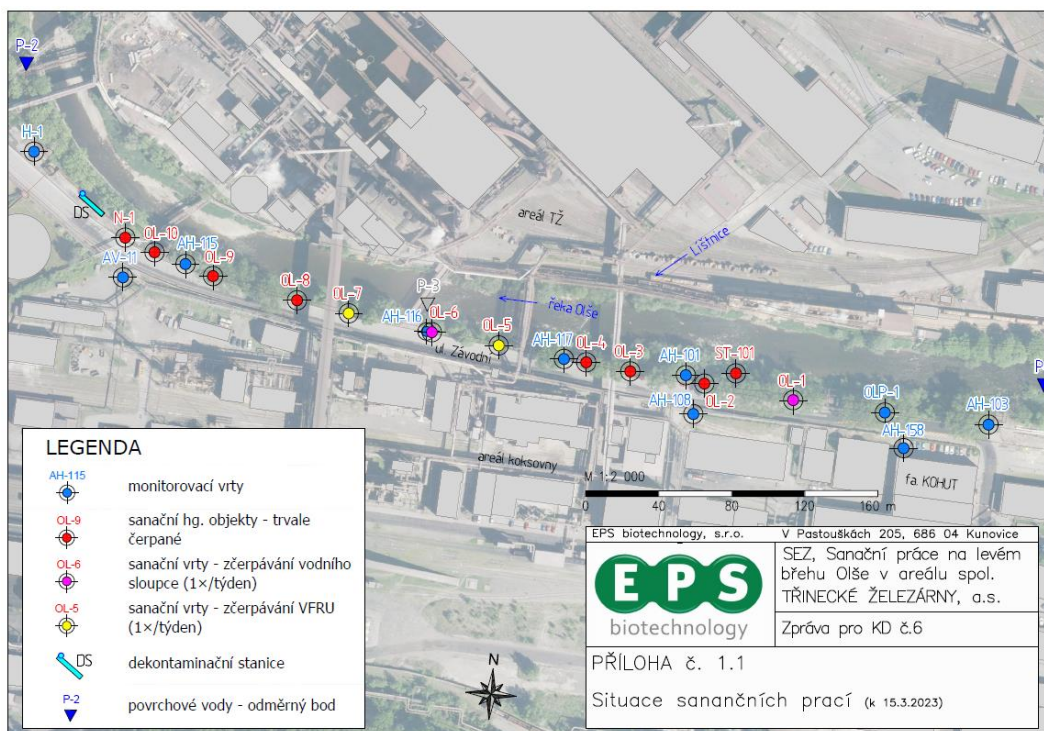


SEZ, SANAČNÍ PRÁCE NA LEVÉM BŘEHU OLŠE V AREÁLU SPOL. TŘINECKÉ ŽELEZÁRNY, A.S.

Ekologická smlouva
Nabyvatel privatizovaného majetku
Dodavatel
Realizace
Aktuální cena projektu
Lokalita

č. 185/97
TŘINECKÉ ŽELEZÁRNY, a.s.
EPS biotechnology, s.r.o.
2021–2030
12 440 982,84 Kč včetně DPH
Levý břeh řeky Olše v areálu společnosti TŘINECKÉ ŽELEZÁRNY, a.s.

Instalace dekontaminační stanice, rozvodů a čerpací techniky



SEZ, DOKONČENÍ SANACE SKLÁDKY SODNÉ STRUSKY V KOVOHUTÍCH PŘÍBRAM NÁSTUPNICKÁ, A.S.

Ekologická smlouva	č. 44/94
Nabyvatel privatizovaného majetku	KOVOHUTĚ PŘÍBRAM nástupnická, a.s.
Dodavatel	EKOM CZ a.s.
Realizace	2020–2027
Aktuální cena projektu	9 180 397,41 Kč včetně DPH
Lokalita	Skládka sodné strusky v KOVOHUTÍCH PŘÍBRAM nástupnická, a.s.



SANACE V AREÁLU BÝVALÉ DS PHM BENZINA – NOVÝ BOHUMÍN

Ekologická smlouva

Nabyvatel privatizovaného majetku

Dodavatel

Realizace

Aktuální cena projektu

Lokalita

č. 184/97

ORLEN Unipetrol RPA s.r.o. - BENZINA, odštěpný závod

ALFA SYSTEM s.r.o.

2017–2024

202 639 272,63 Kč včetně DPH

DS PHM BENZINA NOVÝ BOHUMÍN







EXPERIMENTY ZAMĚŘENÉ NA SANACI EXTRÉMNĚ KONTAMINOVANÉ VODY ZE STARÉ ZÁTĚŽE PO ROPNÉ RAFINERII, VÝVOJ INOVATIVNÍ SANAČNÍ SMĚSI

Marcela Kubalíková¹⁾, Jaroslav Nosek¹⁾, Tomáš Pluhař¹⁾, Vendula Ambrožová²⁾, Luděk Pašek²⁾, Ondřej Lhotský³⁾, Vladislav Knytl³⁾

¹⁾ *Technická univerzita v Liberci, Ústav pro nanomateriály pokročilé technologie a inovace, Studentská 2, 461 17 Liberec 1, e-mail: marcela.kubalikova@tul.cz*

²⁾ *MEGA a.s., Pod Vinicí 87, 471 27 Stráž pod Ralskem*

³⁾ *DEKONTA, a.s., Volutová 2523, 158 00 Praha 5*

Úvod

Prezentované výsledky byly dosaženy v rámci VaV projektu zaměřeného na detailní studium vertikální stratifikace kontaminace a vývoj technologií využitelných k její *in situ* sanaci. V rámci laboratorních experimentů jsou studovány geochemické interakce mezi kontaminací, horninovou maticí a dávkovaným reaktantem. Laboratorní experimenty jsou prováděny na reálných kontaminovaných materiálech z lokality (vodách a horninové maticí), na nichž jsou kvalitativně i kvantitativně sledovány geochemické procesy. Kritickým bodem testů je optimalizování složení injektážní směsi reagentů, a to jak z pohledu aplikace a homogenní distribuce v horninovém prostředí, tak z pohledu chemické efektivity. Technologie je vyvíjena v rámci projektu AnReMon („**A**norganická **R**emediace a **M**onitoring“) č. FW03010511 – TAČR, kde je zároveň ověřována na pilotní lokalitě.

Charakteristika lokality

Výzkumné práce probíhají na horninové maticí a vodách z lokality s extrémně vysokou anorganickou kontaminací –Laguny Ostramo. Lokalita je pozůstatkem působení ropné rafinerie, která na tomto místě vznikla již v roce 1888 a později se přidal také odpad z regenerace použitých mazacích olejů. Činnost zde probíhala až do roku 1996, kdy byl provoz chemičky OSTRAMO ukončen. Za více než 100 let provozu zde vznikla jedna z největších ekologických zátěží v celé České republice. Z lokality bylo od roku 2011 odtěženo okolo 300 000 tun kalů, které byly využity k výrobě alternativního paliva pro elektrárny a cementárny. Po likvidaci kalu byl proveden průzkum kolektoru, kdy bylo potvrzeno, že pod dnem odtěžených kalů se nachází poměrně velké objemy silně kontaminované vody s průměrným pH 3. Na tento problém navazuje i problematika izolační stěny, jejíž výstavba byla zahájena v roce 1991. Stěna zasahuje do hloubky 14 až 15 metrů, přičemž hloubkou 1 až 1,5 metru je stěna zasazena do nepropustného předkvartérního podloží. Síla stěny z první etapy je 55 cm, u dalších etap je to pak 80 cm. K její výstavbě byla použita modifikovaná jílocementová směs s popílkem. Celková délka stěn je 1 100 m. V průběhu přibližně třicetiletého působení odpadů z lagun na nejstarší úsek soustavy stěn došlo k částečné kontaminaci jílocementobetonu ve vnitřní povrchové vrstvě stěny do hloubky přibližně 10–15 cm. Tato situace podpořila požadavek na vyvinutí sanační směsi tak, aby byla odolná tzv. síranové korozi.



Obr. 1: Laguny Ostramo (Zdroj:<https://zpravy.aktualne.cz/regiony/moravskoslezsky/ropne-laguny-v-ostrave-by-mely-do-tri-let-zmizet-sanace-bude/r~a701d26cb46811e58dc0002590604f2e/>)

Laboratorní experimenty

Všechny testy jsou prováděny na reálných materiálech (vodách a horninové matici) s poměrně extrémní anorganickou kontaminací – dále jen „solanka“. Obsah síranů i pH se vymyká běžné kontaminaci.

Testy byly zahájeny konzervativně, pro neutralizaci kontaminace byl zvolen hydroxid vápenatý. Při jeho aplikaci docházelo k poměrně bouřlivé reakci, při které vznikaly kompaktní sraženiny, kdy vzorkovnice bylo možné otočit dnem vzhůru (viz [J1]obr. 3). Tyto sraženiny během filtrace, která trvala i 24 hodin, oxidovaly.

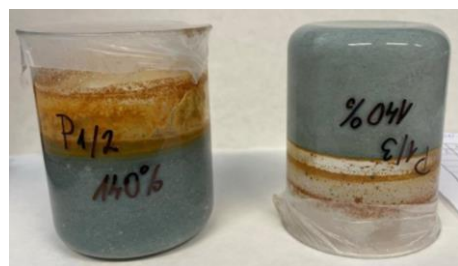
Tab. 1: Hodnoty kontaminace

Kontaminanty	PI/II	PI/III
Sírany jako SO ₄ (2-) (mg/l)	75 800	137 000
Al (mg/l)	6 250	12 600
Ca (mg/l)	501	533
Fe (mg/l)	12 600	26 100
Na (mg/l)	1 490	2 110

Fyzikálně-chemické parametry	PI/II	PI/III
pH	3,57	3,29
ORP (mV)	260	247
Cond. (mS/cm)	34,9	45,1
T (°C)	21,9	21,5



Obr. 2: Kontaminovaná voda (solanka)



Obr. 3: Sraženiny po aplikaci hydroxidu vápenatého

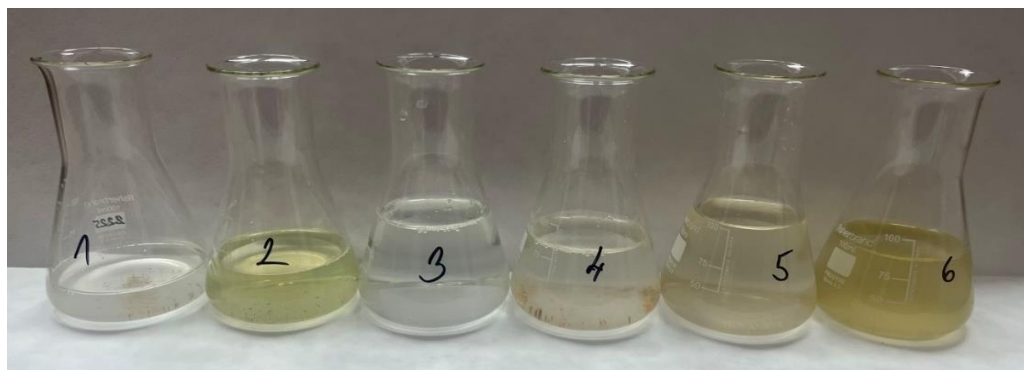
Po vsádkových testech s kontaminovanou vodou bylo přikročeno k použití směsi vody a kontaminované horniny. S ohledem na postupně získávané výsledky a aktuální stav na lokalitě bylo, kromě neutralizace kontaminace, také dále řešeno snížení hydraulické vodivosti ošetřené horniny. A to z důvodu, aby bylo minimalizováno množství protékající vody horninou – její kolmatace tak, aby nedocházelo k dalšímu vymývání kontaminantů. Výsledky testů s hydroxidem vápenatým ukázaly, že probíhající chemická reakce je příliš bouřlivá. V navazujících testech tak byly hledány způsoby kontroly průběhu reakce, při zachování vysoké sanační účinnosti, formou různých příměsí. Na základě provedené rešerše byla, jako nejvhodnější materiál, vytipována kamenná moučka neboli opraš. Tento materiál vzniká při zpracování kameniva, obsahuje nejméně 70 % částic požadované velikosti [J2] pod 0,063 mm. Její výhodou je vysoký podíl jílovitých minerálů. Velkou předností je přírodní původ. Pro naše testy byla získána kamenná

moučka z Obalovny Moravská Třebová, z kamenolomu Stašov v majetku společnosti M – SILNICE a.s. Hlavním horninovým typem na ložisku jsou křemenné biotitické ruly.

Po vytipování vhodné příměsi byly zopakovány testy se solankou a bylo realizováno několik kol testů simulujících různé poměry sanačních směsí. Vzorkovnice byly po dobu 24 hodin umístěny na vertikální třepače, poté byly odstředěny a byly změřeny F-CH parametry. Dobré výsledky stabilizace jsou patrné již vizuální kontrolou vzorků – viz obr. 5. Také změřené F-CH parametry výluhů ukazují na výhodnost použití opraše jako příměsi do sanační směsi, kdy je potlačen bouřlivý průběh chemické reakce hydroxidu vápenatého a zároveň nedochází k negativnímu ovlivnění viskozity sanační směsi, což je kritickým požadavkem z pohledu aplikace směsi do horninového prostředí při pilotních testech na lokalitě. Dalším synergickým efektem je regulace pH, neboť při pH vyšším než 9 dochází k opětovnému uvolňování hlinitých solí a nárůstu vodivosti.[J3]



Obr. 4: Kontaminovaná voda (solanka) po aplikaci hydroxidu vápenatého s opraší – vybrané vzorky



Obr. 5: Vizuální posouzení stupně sanace kontaminované vody (solanky) po aplikaci hydroxidu vápenatého s opraší

Tab. 2: Hodnoty kontaminace po aplikaci hydroxidu vápenatého s opraší

	Solanka	1 18,94 g Ca(OH) ₂	2 9,47 g Ca(OH) ₂ + 9,47 opraše	3 10% roztok = 18,94 g Ca(OH) ₂	4 10% roztok = 18,94 g Ca(OH) ₂	5 10% roztok = 9,47 g Ca(OH) ₂ + 9,47 opraše	6 20% roztok = 9,47 g Ca(OH) ₂ + 9,47 opraše
pH	3,33	12,64	4,94	12,21	12,50	9,85	7,78
ORP (mV)	252	-48	-183	-587	-538	-257	-176
Cond. (mS/cm)	43	14	32	6	10	5	10
T (°C)	11,1	20,3	20,3	19,9	19,9	19,9	19,7

Tato úspěšná série testů a také stávající poškození izolační stěny nasměrovalo probíhající výzkum k další inovaci navrhované směsi tak, aby byla odolná tzv. síranové korozi. V rámci navazujících laboratorních zkoušek budou testovány přísady síranům rezistentního cementu, který pomaleji tvrdne a neměl by tak podpořit předčasnou kolmataci prostředí a znemožnit injektáž činidla. Dále má ve vytvrzeném stavu vysokou hustotu, čímž by bylo dosaženo požadované kolmatace, zatímco ostatní

složky směsi by se postaraly o žádoucí sanační efekt. Projekt se nyní nachází ve stádiu hledání ideálního poměru složek sanační směsi s co nejlepším sanačním a kolmatačním účinkem.

Shrnutí

Hlavním přínosem vyvíjené směsi je snadná dostupnost všech jejích složek. Použití opraše, jako plnidla a zároveň jako inhibitoru, se jeví po stránce chemické, ekologické, technologické i ekonomické jako vhodné řešení. Jedná se o přírodní, inertní, snadno dostupný a ekonomicky velice výhodný materiál, který vhodně a efektivně ovlivňuje reaktivitu již dříve používaného roztoku hydroxidu vápenatého. Doplnění směsi o síranové korozi odolný cement by mohlo ještě zlepšit a rozšířit možnosti jejího použití. Po nalezení optimální kombinace složek směsi, se tato směs jeví jako velmi efektivní řešení pro lokality kontaminované anorganickým typem znečištění, jiným, než jsou těžké kovy. Hlavní výhodou celé směsi je snadná upravitelnost poměru jednotlivých složek dle potřeb dané zátěže a lokality.

Poděkování

Tato práce byla realizována za podpory Technologické agentury ČR v rámci výzkumného projektu FW03010511 „Inovativní metody průzkumu a sanace vertikálně stratifikované anorganické kontaminace podzemních vod“.

OBSAH

	strana
Lukáš Čermák Sanace v třetím programovacím období OPŽP, nová pravidla, hodnotící kritéria a požadavky na projekty	5
Alexandra Skopcová Aktuality z aplikace směrnice o odpovědnosti za životní prostředí	7
Šárka Mikundová Vývoj institutu ekologická újma dle zákona č. 167/2008 Sb. a směrnice 2004/35/ES v čase z pohledu Evropské unie	11
Karolína Leifertová, Jan Berka Směrnice č. 4 - Pohledy zevnitř a zvenčí	15
Zdeněk Suchánek Některé aspekty zakázek v oborech sanační geologie hrazených z veřejných prostředků v letech 2015–2022	18
Aleš Novák, Pavel Chmelař, Pavlína Dvořáková Kontrolní činnost inspekce při sanačním zásahu	27
Jiří Kamas, Martin Zigo, Dana Kuchovská, Jiří Kadlčák, Miroslav Minařík, Petr Beneš Aplikace řízené <i>in situ</i> chemické redukce pro sanaci zdrojové kontaminace podzemní vody šestimocným chromem a niklem	29
Dana Kuchovská, Petr Beneš, Zdeněk Vilhelm, Vlastimil Pištěk, Josef Zeman, Petra Karešová, Jan Šašek, Marek Koutný, Josef Švec Vyžití mokřadního systému jako účinné technologie čištění důlních vod	34
Jan Bartoň, Radovan Kopp, Eva Procházková, Marija Radojičić, Edita Studenovská Lednické rybníky – je zlepšení kvality vody reálně dosažitelné?	42
Robin Kyclt, Simona Vosáhlová, Vít Matějů, Sandra Myškovská <i>In situ</i> chemická oxidace v nesaturované zóně pod budovou laboratoře	50
Peter Šottník, Bronislava Voleková, Tomáš Faragó, Dušan Kúšik, Ľubomír Stašík, Slavomír Mikita, Jana Mikušová Projekt „Zabezpečenie monitorovania environmentálnych zát'azí Slovenska - 2. časť“ – predbežné výsledky z vybraných lokalít	60
Jiří Mikeš HYDROGEPARK - terénní pracoviště pro výzkum podzemní vody	66
Marek Šír, Elfriede Jaeger, Martin Štengel Odstraňování zasolených průsakových vod pomocí membránové destilace	71
Jiří Kubricht, Martin Polák, Jana Kolářová, Karel Sottner, Ondřej Perlinger Koncepce omezení rizik transformátorové stanice 400/110/35 KV ve Vulčanešti, Moldavsko	76

Jiří Kroužek, Pavel Mašín, Radek Škarohlíd, Markéta Švedová	
Inovativní úsporná aplikace procesu termické desorpce pro recyklaci nebezpečných materiálů	84
Eva Vodičková, Romana Jurnečková, Petra Maxová	
Zhodnocení oblasti nakládání s biologickými odpady v zemích EU a v Česku	89
Ľubica Durdiaková, Alexander Bugár, Blanka Fecková, Barbora Gavuliaková, Patrik Krebs, Patrik Kuric, Štefan Marenčák, Tamás Mozoli, Jakub Roštár, Tamara Varga, Naďa-Natalija Zakić	
Hodnotenie účinnosti použitých sanačných metód pri odstraňovaní zvyškového znečistenia na lokalite MZV produktovodu	96
Radek Červinka, Ondřej Lhotský, Ondřej Urban, Stanislav Kratochvíl	
Sanace území kontaminovaného historickým provozem impregnace dřeva v oblasti vodního zdroje Česká Lípa	103
Jana Kováčová, Vojtěch Musil, Ivan Trešl	
PFAS: problematika stanovení a případová studie dekontaminace technologie	108
POSTEROVÁ SEKCE	
Martina Ujházy, Nikola Drahorádová, Radmila Kučerová, Tomáš Sezima, Jaroslav Mudruňka, David Takač, Lucie Marcaliková	
Odstranění karbamazepinu z čistírenských kalů pomocí fyzikálně-biologických procesů	115
Elena Bradiaková	
Publikačná činnosť MŽP SR a SAŽP v oblasti kontaminovaných území v rámci Operačného programu Kvalita životného prostredia	118
Katarína Paluchová	
Pokrok v riešení odstraňovania kontaminácie spôsobenej činnosťou armády na území SR	121
Petr Lacina	
Mobilní analytika jako efektivní nástroj pro operativní řízení sanačních prací	125
Slavomír Mikita, Ondrej Brachtýr	
Prieskum a hodnotenie pravdepodobnej environmentálnej zát'áže Banská Bystrica – Medený Hámor	129
Martin Žídek	
Mapování antropogenní kontaminace ve vybraném povodí	132
Jozef Kordík, František Bottlik, Ivan Györög, Igor Stríček, Miloš Gregor	
Interný informačný systém ŠGÚDŠ pre monitorovanie environmentálnych zát'aží – nevyhnutný nástroj pri riešení úloh z operačných programov EÚ	133
Igor Polčan, Jan Hillermann, Pavol Takáč, Peter Sekula, Pavol Tupý	
Informácia o založení asociácie ENVISAN (asociácia sanačných spoločností)	140

Blanka Fecková, Ľubica Durdiaková, Alexander Bugár, Barbora Gavuliaková, Patrik Krebs, Patrik Kuric, Štefan Marenčák, Tamás Mozoli, Jakub Roštár, Tamara Varga, Nađa-Natalija Zakić	142
Sanácia environmentálnej zát'aže v heterogénnom horninovom prostredí hrádze Malého Dunaja - vtokový objekt	
Veronika Špirová, Tomáš Faragó, Szimona Zarzsevszkij, Martina Vítková, Ľubomír Jurkovič, Hana Horváthová	146
Vplyv železných pilín na (i)mobilizáciu metaloidov v kontaminovaných pôdach: statický vs. dynamický experiment	
Eliška Gbúrová Štubňová, Bronislava Lalinská-Voleková, Jana Brčeková, Tomáš Faragó, Ivona Kautmanová, Katarína Schwartzkopfová, Peter Šottník	149
Distribúcia potencionálne toxických prvkov (PTP) vo vybraných druhoch rastlín na lokalitách Rákoš, Mlynky a Špania Dolina	
Ivona Kautmanová, Ján Červenka, Zuzana Konyariková, Bronislava Lalinská-Voleková	153
<i>In vitro</i> akumulácia antimónu (Sb) drevokaznou hubou sivopórovkou tmavou (<i>Bjerkandera adusta</i>)	
Hana Majerová, Zuzana Konyariková, Bronislava Lalinská-Voleková	156
Charakterizácia bakteriálneho mikrobiómu pre účely remediácie antimónu - porovnanie metód 16S RNA sekvenovania a izolácie bakteriálnych kmeňov	
Ilona Mičánková, Marcela Hruzová, Michaela Milická, Jana Holasová, Radka Fűrýchová, Kvĕtoslav Vlk, Jan Tůma, Martin Brož, Jiří Čáp, Zdenĕk Košař, Tomáš Lejsek	159
Činnost Ministerstva financí v procesu zadávání veřejných zakázek	
Marcela Kubalíková, Jaroslav Nosek, Tomáš Pluhař, Vendula Ambrožová, Ludĕk Pašek, Ondřej Lhotský, Vladislav Knytl	166
Experimenty zamĕřené na sanaci extrémně kontaminované vody ze staré zátĕže po ropné rafinerii, vývoj inovativní sanační směsi	

AUTORSKÝ REJSTRÍK

Vendula	Ambrožová	166
Jan	Bartoň	42
Petr	Beneš	29, 34
Jan	Berka	15
František	Bottlik	133
Elena	Bradiaková	118
Ondrej	Brachtýr	129
Jana	Brčeková	149
Martin	Brož	159
Alexander	Bugár	96, 142
Jiří	Čáp	159
Lukáš	Čermák	5
Ján	Červenka	153
Radek	Červinka	103
Nikola	Drahorádová	115
Ľubica	Durdiaková	96, 142
Pavína	Dvořáková	27
Tomáš	Faragó	60, 146, 149
Blanka	Fecková	96, 142
Radka	Fürychová	159
Barbora	Gavuliaková	96, 142
Eliška	Gbúrová Štubňová	149
Miloš	Gregor	133
Ivan	Györög	133
Jan	Hillermann	140
Jana	Holasová	159
Hana	Horváthová	146
Marcela	Hrúzová	159
Pavel	Chmelař	27
Elfriede	Jaeger	71
Ľubomír	Jurkovič	146
Romana	Jurnečková	89
Jiří	Kadlčák	29
Jiří	Kamas	29
Petra	Karešová	34

Ivona	Kautmanová	149, 153
Vladislav	Knytl	166
Jana	Kolářová	76
Zuzana	Konyariková	153, 156
Radovan	Kopp	42
Jozef	Kordík	133
Zdeněk	Košař	159
Marek	Koutný	34
Jana	Kováčová	108
Stanislav	Kratochvíl	103
Patrik	Krebs	96, 142
Jiří	Kroužek	84
Marcela	Kubalíková	166
Jiří	Kubricht	76
Radmila	Kučerová	115
Dana	Kuchovská	29, 34
Patrik	Kuric	96, 142
Dušan	Kušík	60
Robin	Kyclt	50
Petr	Lacina	125
Bronislava	Lalinská-Voleková	149, 153, 156
Karolína	Leifertová	15
Tomáš	Lejsek	159
Ondřej	Lhotský	103, 166
Hana	Majerová	156
Lucie	Marcalíková	115
Štefan	Marenčák	96, 142
Pavel	Mašín	84
Vít	Matěju	50
Petra	Maxová	89
Ilona	Mičánková	159
Jiří	Mikeš	66
Slavomír	Míkita	60, 129
Šárka	Mikundová	11
Jana	Mikušová	60
Michaela	Milická	159
Miroslav	Minařík	29

Tamás	Mozoli	96, 142
Jaroslav	Mudruňka	115
Vojtěch	Musil	108
Sandra	Myškovská	50
Jaroslav	Nosek	166
Aleš	Novák	27
Katarína	Paluchová	121
Luděk	Pašek	166
Ondřej	Perlinger	76
Vlastimil	Píštěk	34
Tomáš	Pluhař	166
Martin	Polák	76
Igor	Polčan	140
Eva	Procházková	42
Marija	Radojičić	42
Jakub	Roštár	96, 142
Peter	Sekula	140
Tomáš	Sezima	115
Katarína	Schwartzkopfová	149
Alexandra	Skopcová	7
Karel	Sottner	76
Ľubomír	Stašík	60
Igor	Stríček	133
Edita	Studenovská	42
Zdeněk	Suchánek	18
Jan	Šašek	34
Marek	Šír	71
Radek	Škarohlíd	84
Peter	Šottník	60, 149
Veronika	Špirová	146
Martin	Štengel	71
Josef	Švec	34
Markéta	Švedová	84
David	Takač	115
Pavol	Takáč	140
Ivan	Trešl	108
Jan	Tůma	159

Pavol	Tupý	140
Martina	Ujházy	115
Ondřej	Urban	103
Tamara	Varga	96, 142
Zdeněk	Vilhelm	34
Martina	Vítková	146
Květoslav	Vlk	159
Eva	Vodičková	89
Bronislava	Voleková	60
Simona	Vosáhlová	50
Nada-Natalija	Zakić	96, 142
Szimana	Zarzsevszkij	146
Josef	Zeman	34
Martin	Zigo	29
Martin	Židek	132

EKOMONITOR

OD ROKU 1991 POSKYTUJEME
KOMPLEXNÍ SLUŽBY V OBLASTI
EKOLOGIE A VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ

Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o.
Píšťovy 820
537 01 Chrudim III

 ekomonitor@ekomonitor.cz

 www.ekomonitor.cz



ZELENÁ LINKA 800 13 11 13

EKOMONITOR

- 💧 VODOHOSPODÁŘSKÉ SLUŽBY V OBLASTI PITNÝCH A ODPADNÍCH VOD
- 💧 ÚPRAVNY VODY, ČISTÍRNY ODPADNÍCH VOD, VODOVODY A KANALIZACE
- 💧 ODRADONOVACÍ OPATŘENÍ
- 💧 NOVÉ ZDROJE VODY, HYDROGEOLOGICKÉ PRŮZKUMY
- 💧 ANALÝZY VZORKŮ PITNÝCH A ODPADNÍCH VOD, ZEMIN, KALŮ A ODPADŮ
- 💧 VÝROBKY PRO EKOLOGII
- 💧 HODNOCENÍ RIZIK EKOLOGICKÉ ÚJMY
- 💧 STARÉ EKOLOGICKÉ ZÁTĚŽE, PRŮZKUMNÉ A SANAČNÍ PRÁCE
- 💧 OBNOVA BIOTOPŮ, REVITALIZACE VODOTEČÍ
- 💧 ODBORNÉ POSUDKY, EKOLOGICKÉ AUDITY, ROZPTYLOVÉ A HLUKOVÉ STUDIE
- 💧 OZNÁMENÍ, DOKUMENTACE A POSUDKY EIA
- 💧 ODBORNÉ SEMINÁŘE, KONFERENCE A VYDÁVÁNÍ SPECIALIZOVANÉ LITERATURY

Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o.
Píšťovy 820
537 01 Chrudim III

✉ ekomonitor@ekomonitor.cz
🌐 www.ekomonitor.cz

ZELENÁ LINKA 800 13 11 13

EKOMONITOR



Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o.

Píšťovy 820, 537 01 Chrudim III

tel. +469 682 303-5

seminare@ekomonitor.cz

www.ekomonitor.cz

<https://seminare.ekomonitor.cz/>

FB: Konference a semináře Ekomonitor

ZELENÁ LINKA 800 131 113

ISBN 978-80-88238-28-7