

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

VTEI / 2024 / 1

4/ Přínosy a rizika využití kalů malých ČOV po zpracování kompostováním
k produkci vybraných druhů zeleniny

14/ První zkušenosti s měřením retence fosforu na Lhotském potoce metodou TASCC

48/ Rozhovor s Ing. Tomášem Fojtíkem, ředitelem Výzkumného ústavu
vodohospodářského T. G. Masaryka

Psali jsme před 60 lety

Jedním z důležitých témat odborné části únorového čísla VTEI je problematika odpadních vod. Z tohoto důvodu jsme pro vás čtenáře vybrali z našeho archivu příspěvek Ing. Františka Šedivého z Ministerstva zemědělství, lesního a vodního hospodářství. Článek „Společné čistírny průmyslových a městských odpadních vod“ vyšel ve VTEI v roce 1961.

Podstatným rozšiřováním průmyslové a zemědělské výroby, jakož i zvyšováním kultury bydlení, rostou nároky na vodu, stoupá množství odpadních vod a jakost vody v našich řekách se neustále zhoršuje.

Aby se zamezilo dalšímu znečišťování toků, bude se ve třetí pětiletce budovat několik set čistíren odpadních vod. Likvidace hlavních zdrojů znečištění si vyžádá miliardové náklady investiční i značné náklady provozní. Toto vyžaduje, aby výstavba čistících zařízení byla prováděna hospodárně a aby provozní náklady čistíren byly při dosažení maximálního čistícího efektu co nejmenší.

Jednou z možností, jak výstavbu i provoz čistících zařízení z hospodárnit, je budování společných čistíren průmyslových odpadních vod s městskými splašky. Sloučením čistíren obou druhů odpadních vod je možno vytvořit větší investiční celek, který dává předpoklad k tomu, aby realizace společného díla byla prováděna ekonomičtěji, než by tomu bylo u dvou samostatných čistíren na oddělených stanovištích. Výhodnost jednoho stanoviště je třeba ekonomicky posuzovat i v těch případech, kdy společné čištění v jedné čistírně není z důvodů technologických možné.

Investiční náklady na společnou čistírnu nebo i na dvě čistírny vedle sebe se snižují tím, že se budují společné pomocné provozy, jedna příjezdová cesta, jedna přípojka elektrické energie a vody. Úměrně se rovněž snižují náklady na oplocení, vnitřní síťové rozvody a komunikace. Při budování společné čistírny se však zpravidla podstatně zvyšují náklady na vybudování kanalizační sítě. Zde je nutno především posoudit, zda je možno průmyslové odpadní vody vypouštět bez předčištění do společné kanalizace a zvážit jejich vliv na materiál stoky.

Ekonomickou rozvahu na kanalizační síť je však nutno posuzovat nejen s hlediska investičních nákladů, ale i zvážit podle místních poměrů i hlediska hygienická a estetická. Na příklad bude výhodné, aby průmyslové odpadní vody ze závodů ležících nad městem nebo ve městě byly, pokud to situace a výškové umístění dovoluje, sváděny do čistírny pod město, i když toto řešení nebude nejhospodárnější.

Úspora na provozních nákladech u společných čistíren nebo u dvou čistíren na jednom staveništi je možno dosáhnout tím, že ve větší provozní jednotce jsou lepší podmínky pro využití mechanizace. Společné pomocné provozy umožňují lepší využití specializovaných profesí obsluhy, a tím i zkvalitnění provozu čistírny. Ve většině případů bude možno chemické čištění průmyslových odpadních vod nahradit čištěním biologickým, které je zpravidla ekonomicky výhodnější a nezatěžuje národní hospodářství spotřebou značných množství chemikálií. Biologické kaly jsou pak lépe využitelné pro zemědělství.

Společné čištění průmyslových odpadních vod s městskými splašky může být v některých případech vůbec neekonomičtějším způsobem, jak tyto odpadní vody čistit. Stavbu společných čistíren je zvláště výhodné provádět tam, kde s ohledem na malou vodnost recipientu je nutno průmyslové odpadní vody biologicky dočišťovat.

Při posuzování možnosti výstavby společných zařízení je však především nutno posoudit, zda čištění smíšených odpadních vod je technologicky možné a zda je dostatečně výzkumně ověřeno. Není možno připustit výstavbu společných čistíren jen proto, že se tímto řešením snižují investiční a provozní náklady bez záruky čistícího efektu a stability provozu.

K budování společných čistíren může dojít také jen v těch případech, kdy termíny likvidace významných zdrojů znečištění nebudou podstatně prodlouženy, a tím snižován objem investiční výstavby čistírenských zařízení v prvních letech 3. pětiletky a ohroženo splnění úkolu dosažení zásadního zvratu v čistotě vod do r. 1965.

Výstavbou společných čistíren je možno v určitých případech dosáhnout značných finančních úspor. Z toho důvodu je nutné, aby se projektanti a vodo hospodářské orgány spojováním čistíren neustále zabývali a společné čištění odpadních vod uplatňovali všude tam, kde je to výhodné.

Z archivu VÚV TGM

Redakce VTEI



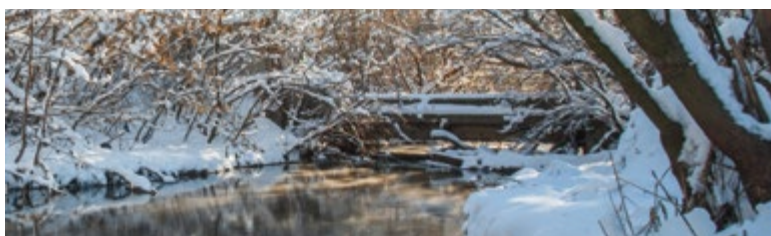
Obsah



3 Úvod

4 Přínosy a rizika využití kalů malých ČOV po zpracování kompostováním k produkci vybraných druhů zeleniny

Miloš Rozkošný, Hana Hudcová



14 První zkušenosti s měřením retence fosforu na Lhotském potoce metodou TASCC

Daniel Fiala, Pavel Kožený



22 Vývoj softwarového nástroje RainWaterManager

Luděk Bureš, Radek Roub, Tomáš Hejduk, Jan Kopp, Filip Urban



28 Chráněné oblasti přirozené akumulace vod – jejich význam v současném systému ochrany vodního prostředí

Zdeněk Sedláček, Jitka Novotná, Milena Forejtníková

38 Nové znečišťující látky v odpadních vodách – výsledky Společného průzkumu Dunaje 4 pohledem šedé vodní stopy

Libor Ansorge, Lada Stejskalová, Přemysl Soldán

48 Rozhovor s Ing. Tomášem Fojtíkem, ředitelem Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka

Josef Nistler

50 Aktuální výzkum komunálních biologicky rozložitelných odpadů a potravinových odpadů ve VÚV TGM

Miloš Rozkošný, Dagmar Vološinová, Robert Kořínek

54 Obsah časopisu VTEI – rok 2023



Vážení čtenáři,

dostává se vám do rukou první číslo našeho časopisu VTEI v roce 2024. Dovolte mi, abych vám alespoň tímto způsobem poděkoval za vaši přízeň v roce minulém a popřál do nového roku vše nejlepší, hodně zdraví a splněných přání, ale také vytrvalost v péči o vodu a životní prostředí a samozřejmě mnoho hezkých chvil při čtení časopisu VTEI a při spolupráci s naším ústavem, které si velmi vážím.

V letošním roce nás čeká mnoho změn, jež souvisejí např. s novelou Směrnice o čištění městských odpadních vod, s novelou vodního zákona či s Nature Restoration Law aj. I když z toho všeho můžeme mít obavy, pojďme to zkusit vzít jako výzvu, jako možnost pomoci těchto prostředků něco změnit k lepšímu. Nemusíme si již od počátku dávat velké globální cíle a chtít změnu hned. Můžeme začít třeba lokálně – tak, aby se dobře žilo nám všem a našim blízkým v prostředí, jež bude minimálně znečištěné a zároveň bezpečné a druhově rozmanité. Následně se můžeme pokusit o stejné cíle v celonárodním i mezinárodním měřítku. Věřím, že to zvládneme vzájemnou spoluprací a např. také sdílením výsledků a informací o řešených projektech, k čemuž napomáhá právě náš časopis.

Přeji vám všem příjemné a inspirativní čtení a mnoho úspěchů a vytrvalosti ve vaší práci a úsilí!

S úctou



Ing. Tomáš Fojtík
ředitel VÚV TGM, v. v. i.

Přínosy a rizika využití kalů malých ČOV po zpracování kompostováním k produkci vybraných druhů zeleniny

MILOŠ ROZKOŠNÝ, HANA HUDCOVÁ

Klíčová slova: domovní ČOV – malé ČOV – čistírenský kal – kompostování kalu – využití kompostu – nádobové pokusy – zelenina

ABSTRAKT

Cílem studie, jejíž výsledky přináší tento článek, bylo posoudit možnost zjednodušení postupů úpravy a stabilizace čistírenských kalů z malých komunálních zdrojů znečištění (domovní a malé čistírny odpadních vod do cca 1 000 EO) v místě jejich vzniku a jejich následné využití, a to prostřednictvím extenzivního kompostování. Výsledky prokázaly přínos aplikace kompostů ze zákládek s kaly malých čistíren odpadních vod (ČOV) na zvýšení produkce sledovaných druhů zeleniny. Avšak zejména u hlávkového salátu došlo k vyššímu přenosu vybraných rizikových prvků. Pro pěstování listové zeleniny tedy použití kompostů s kaly nedoporučujeme. Naopak u plodové zeleniny toto riziko nevzniklo. Pro praktické využití je nutné ještě posoudit míru přenosu dalších znečišťujících látek, jako jsou rezidua léčiv, mikroplasty apod.

ÚVOD

Kaly z čištění odpadních vod představují cenný zdroj nutrientů, ale zároveň obsahují řadu rizikových prvků, organických polutantů a jiných látek. Současně jsou v surovém stavu zatíženy poměrně značným mikrobiálním znečištěním. V rámci zásad cirkulární ekonomiky jsou dlouhodobě studovány možnosti omezení jejich kontaminace, možnosti jejich stabilizace a zpracování do substrátů využitelných v zemědělství anebo v péči o zelené plochy a zeleň obecně. Omezení využití čistírenských kalů v evropských zemích uvádí práce [1]. Souhrnný přehled o omezeních pro aplikace kalů v zemědělství, které vychází ze stále platné evropské směrnice z osmdesátých let 20. století, a přehled nakládání s kaly v členských zemích EU k roku 2019 uvádí práce Hudcové a kol. [2]. Přímé využití kalů a nepřímé, po zpracování kompostováním, je v členských zemích EU velmi rozdílné a odpovídá i lokálním podmínkám a tomu, jak jednotlivé země přistupují k rizikům využití kalů na půdy. Hlavním nebezpečím spojeným s aplikací kalů na zemědělské půdě je potenciální dlouhodobá akumulace toxických látek [3], jež pak mohou být přijímány plodinami. Jednou z možností předúpravy kalů a dalších odpadů z procesů čištění vod, která by měla přinést úpravu jejich vlastností, je kompostování [4, 5].

Kompostované kaly jsou zdrojem celé řady živin pro růst rostlin (např. fosforu, dusíku), organické hmoty a mikroorganismů pro půdu užitečných. Při jejich používání dochází ke snížení spotřeby hnojiv a pesticidů a zlepšení fyzikálních a biologických vlastností půdy, ale současně při nadměrné aplikaci může docházet k hromadění těžkých kovů v povrchových vrstvách půdy [6]. Při kompostování, což je aerobní biologický rozklad a stabilizace organických substrátů, dochází k vývoji mikrobiálních populací, které způsobují četné fyzikálně-chemické změny

ve směsi. Kompostování může snížit objem směsi o 40–50 %, účinně zničit patogeny metabolickým teplem vytvářeným termofilní fází, degradovat velké množství nebezpečných organických polutantů a poskytnout konečný produkt, který lze použít jako zdroj organické hmoty, pomalu se uvolňujících živin a stopových prvků pro půdu [7–12]. Čistírenské kaly jsou často kompostovány před aplikací do půdy také s cílem snížení dostupnosti těžkých kovů, neboť při tomto procesu dochází k mineralizaci organických sloučenin, které řídí dostupnost kationtů rostlinám [13].

Ve vědecké literatuře existuje obecný konsensus, že aerobní procesy kompostování zvyšují komplexaci těžkých kovů v reziduích organického odpadu a že kovy jsou silně vázány na matici kompostu a organické látky, které omezují jejich rozpustnost a potenciální biologickou dostupnost v půdě. Nejsilněji vázáno je Pb, nejslaběji Ni a Zn, Cu a Cd, jež vykazují střední sorpční charakteristiky. Dostupnost kovů klesá s dobou kompostování a zrání [14].

Cílem studie, jejíž výsledky přináší tento článek, bylo posoudit možnost zjednodušení postupů úpravy a stabilizace čistírenských kalů z malých komunálních zdrojů znečištění (domovní a malé ČOV do cca 1 000 EO) v místě jejich vzniku a jejich následné využití, a to prostřednictvím extenzivního kompostování. Výsledkem práce mělo být také posouzení přínosů a rizik při aplikaci výsledných kompostů pro pěstování vybraných druhů plodin (zeleniny) také v komunitním měřítku. Studie tak měla doplnit informace pro rozhodování, je-li možné uvažovat o jiném způsobu lokálního zpracování a využití kalů z uvedených typů a velikostí ČOV, než je standardní postup spočívající v pravidelném vyvážení na větší ČOV s kalovým hospodářstvím.

METODIKA

Pro prezentovanou studii vlivu kompostování kalů a odpadů z kořenových čistíren na přenos nutrientů a polutantů do vybraných druhů zeleniny byly využity kaly a odpady z domovních a malých ČOV dvou základních technologií – aktivačních ČOV a kořenových ČOV. Podrobnější popis čištění, které jsou předmětem dlouhodobého výzkumu, stejně jako přehled závěrů z podrobných rozborů jejich kalů, uvádějí autoři v publikacích [15, 16].

Zakládka a složení experimentálních kompostů

S ohledem na simulaci možného reálného průběhu zpracování kalů z domovních a malých ČOV v rámci kompostování s dalšími organickými materiály

z menších zdrojů (domovní bioodpad, komunitní bioodpad), zvolili jsme provedení kompostování v plastových kompostérech o objemu několika set litrů (obr. 1) a v maloprostorových lichoběžníkových zakládkách podobného objemu s překrytím vhodnou fólií.

V prvním roce byly v plastových kompostérech o objemu 500 litrů založeny dva komposty – jeden s kalem z domovní aktivační ČOV (označen K-AČ) a druhý s kalem kořenové čistírny (označen 1 K-KČ). V případě kalu z kořenové ČOV byla připravena ještě jedna experimentální zakládka, a to ve formě lichoběžníkové hromady pod fólií, o objemu 4 000 litrů. Kompost byl označen jako 2 K-KČ. Vrstvy kalů v celkovém objemu, který odpovídal zásadám stanoveným ČSN týkající se kompostování, tedy maximální obsah kalu do 40 % zakládky, byly proloženy vrstvami trávy ze sečení, vrstvami štěpky ze zpracování dřevní hmoty a v případě kořenové ČOV také doplňkovými vrstvami makrofytní vegetace z kořenových filtrů čistírny (rákos s příměsí kosatce a zblochanu). Poměr vstupních materiálů odpovídal požadavku na doporučený poměr C/N, který je uváděn v rozpětí 20 až 30/1 [17, 18], přičemž přidávání zelené a dřevní hmoty při kompostování čistírenských kalů mělo za cíl zvýšit podíl C/N [19].

Ve druhém roce byly komposty založeny v hromádkách lichoběžníkového průřezu krytých PE černou nepropustnou fólií o objemu cca 300 litrů s využitím kalů dvou velikostí kořenových ČOV (domovní – kompost K-3 a komunální – kompost K-4). Uložení vrstev bylo následující: spodní vrstva 10 cm – zavadlá tráva, nad ní 5cm vrstva kalu z kořenové ČOV (sušina kalu cca 14 %), nad to 15cm vrstva – zavadlá tráva, dále 5cm vrstva kalu z kořenové ČOV (sušina kalu cca 14 %) a vrchní vrstvu tvořila 10cm vrstva zavadlých makrofytní. Popis komunální kořenové ČOV uvádí práce Rozkošného a kol. [20].



Obr. 1. Velkoobjemové kontejnery využívané pro komunitní kompostování (vlevo); jeden z výsledných kompostů pro nádobové pokusy (vpravo)

Fig. 1. Composting containers used for community composting (left); one of the final compost mixtures for the container trials (right)

Během procesu kompostování byla sledována teplota vzduchu v okolí a teplota a vlhkost prostředí v kompostu.

V průběhu kompostování byly odebrány směsné vzorky vznikajícího kompostu k analýzám aktuální míry mikrobiologické kontaminace (enterokoky, fekální koliformní bakterie) a obsahu nutrientů a makroelementů (N, P, K, Ca, Mg, Na) a těžkých kovů (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn). Dále byla sledována sušina, ztráta žíháním a obsah kultivovatelných mikroorganismů při 22 °C. Odběr vzorků proběhl pro komposty založené v prvním roce po čtyřech a dvanácti měsících od založení, pro komposty založené ve druhém roce po

čtyřech, sedmi a dvanácti měsících od založení. Délka procesu kompostování odpovídala zkušenostem s průběhem extenzivních malobjemových (domovních, komunitních) kompostů, které se vyznačují delší dobou zrání a stabilizace.

Posouzení vlivu kompostů na produkci vybraných plodin

Posouzení vlivu kompostů na produkci vybraných plodin bylo prováděno pomocí nádobových pokusů. Mezi studované plodiny byly i na základě rešerše vybrány plodiny zastupující různé druhy zeleniny (listová, plodová): hlávkový salát (*Lactuca sativa* L.) – odrůda *Maršalus* (obr. 2) a rajče tyčkové (*Lycopersicon esculentum* Mill.) – odrůda *Tornado* F1 (obr. 3). Hlávkový salát je jednou z nejvíce konzumovaných listových zelenin v syrovém stavu [24] a je řazen mezi rostliny citlivé na těžké kovy [21–23]. Rajčata jsou po bramborách druhou nejdůležitější zeleninou na světě. V roce 2016 činila roční celosvětová produkce 177 mil. tun vypěstovaných na téměř 4,8 mil. ha půdy [24].

Nádobové pokusy pro pěstování vybraných druhů zeleniny

Nádobové pokusy byly navrženy s využitím stejných pětilitrových plastových květináčů s povrchovou plochou 0,031 m². Všechny sady byly umístěny ve stejné lokalitě a ve stejných podmínkách. U každé varianty substrátu (půdy, komposty, směsi půd a kompostů) byla připravena dvě (pokus 1. rok) nebo tři opakování (pokus 2. rok). Substráty byly voleny tak, aby zahrnovaly srovnávací zeminy – úrodná zahradní zemina (černozem – oblast Hustopečsko), v pokusech označená jako ZZ, a degradovaná erodovaná polní zemina (černozem – oblast Hustopečsko), v pokusech označená jako EZ. Dále pak směsi těchto zemín s komposty a pouze komposty. Zeminy a komposty byly před plněním do nádob homogenizovány promícháním a následně byly odebrány podíly do jednotlivých nádob. Materiály byly připraveny v bezdeštném období s následujícími vlhkostmi: pokus 1. rok – zeminy cca 94% sušina, komposty cca 73 %; pokus 2. rok – zeminy cca 94% sušina, komposty cca 74 %. Směsi polní zeminy s komposty byly připraveny tak, že podíl kompostu odpovídal teoretické polní dávce 80 tun kompostu na hektar. Po přepočtu se jednalo o 260 g do jedné pětilitrové nádoby. Množství zeminy do směsí vážilo cca 3 kg. Podíl kompostu ve směsích byl cca 8 %. Kompost byl promíchán se zemínou vždy jednotlivě při plnění každé nádoby se zapracováním do horní vrstvy zeminy do hloubky cca 5 cm (obr. 2).



Obr. 2. Pohled na část nádob z pokusů s výsadbou salátu; patrné je promísení kompostu se zemínou v horní vrstvě cca 5 cm

Fig. 2. View of part of the containers from the lettuce planting pot experiments; mixing of compost with soil in the upper layer of about 5 cm is evident

Zpracování a analýza vzorků zeleniny, půd a kompostů

Sklizeň salátů probíhala po cca jednom měsíci od vysazení sazenic (květen) v době plné zralosti salátových hlávek před jejich přechodem do fáze tvorby květů (obr. 4). Rostliny rajčat byly vysazeny ve stejných termínech jako saláty. Sklizeň plodů rajčat probíhala od prvního výskytu zrajících plodů (červenec) do konce produkce zrajících plodů (září, říjen). Vzorky salátu byly usušeny při pokojové teplotě, jemně rozdrobeny a zhomogenizovány. Sklizené plody rajčat byly váženy v čerstvém stavu a ukládány do mrazáku. Na konci sklizně byly všechny plody z dané rostliny smíchány, zpracovány v laboratoři na homogenní směs a lyofilizovány k odběru podílů vzorků k analýzám. Ke stanovení Al, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn a Zn byl každý vzorek (přibližně 1g) mineralizován v teflonové nádobce pomocí zařízení (MLS-1200 MEGA) za použití 3 ml koncentrované HNO_3 a 1 ml 30% H_2O_2 . Nádobky se uzavřely a nechal se proběhnout mineralizační cyklus. Po ochlazení se obsah nádobky kvantitativně převedl do 100ml odměrné baňky. Stanovení Al, As, Cd, Cr, Cu, Ni a Pb bylo provedeno metodou atomové absorpční spektrometrie – elektrotermické atomizace (AAS-ETA) na přístroji AANALYST 600 firmy PERKIN ELMER. Stanovení Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn a Zn bylo provedeno metodou plamenové atomové absorpční spektrometrie (AAS-plamen) na přístroji AANALYST 400 firmy PERKIN ELMER. Pro stanovení obsahu jednotlivých kovů byla použita metoda kalibrační křivky. Správnost zjištěných koncentrací byla ověřována pomocí souběžné analýzy interního a referenčního materiálu. Stanovení Hg bylo provedeno na přístroji AMA-254, který byl kalibrován dle manuálu výrobce. Z předem upraveného vzorku byla navážena cca 0,1 g. Zjištěný obsah rtuti odpovídal vždy průměru dvou až tří paralelně prováděných stanovení. Správnost zjištěných koncentrací byla ověřována pomocí souběžné analýzy interního a referenčního materiálu. Homogenizované vzorky použitých kompostů a půd byly lyofilizovány a poté zpracovány způsobem identickým se zpracováním vzorků biomasy. Celkový fosfor byl stanoven pomocí kyvetového testu LCK 348 (fa HACH-LANGE) na spektrofotometru DR 3900 s wolframovou lampou (Vis). Celkový dusík byl stanoven modifikovanou Kjeldahlovou metodou dle ČSN ISO 11261.



Obr. 3. Pohled na část nádob z pokusů s výsadbou rajčat

Fig. 3. View of part of the containers from the tomato planting pot experiments



Obr. 4. Pohled na část nádob z pokusů před sklizní hlávek salátů; v levé části hlávky salátů a rostliny rajčat s plody v substrátu s kompostem, v pravé části v substrátu bez kompostu

Fig. 4. View of part of the planting pot experiment containers; in the left part, lettuce heads and tomato plants with fruits in a substrate with compost, in the right part in a substrate without compost

Posouzení fyto-toxicity kompostů pomocí řeřichového testu

Také v případě využití kalů z malých zdrojů (domovní a malé komunální ČOV) pro zahradnické a zemědělské účely je hlavním zájmem uživatele snížení kontaminace výsledného kalu a zajištění toho, aby použité substráty s obsahem kalů anebo kompostů s nimi nepředstavovaly zdravotní riziko a nebezpečí pro životní prostředí z hlediska toxicity. Tuto skutečnost lze ověřit např. testy fyto-toxicity či únikovými testy žížal [25]. Testy fyto-toxicity existují ve formě směrnic, které vydaly významné environmentální agentury, jako např. US EPA (United States Environmental Protection Agency), OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), ISO (International Standards Organization), ASTM (American Society for Testing and Materials) a další. Přehled testů fyto-toxicity uvádějí práce z let 2011 a 2019 [26, 2].

Řeřichový test, který byl vybrán pro naši studii, je metoda vyhodnocování intenzity rozkladu organických materiálů a zralosti výsledného kompostu, která byla vypracována ve Výzkumném ústavu rostlinné výroby v Praze pro použití v kompostářské praxi. Jde o biologickou metodu hodnocení fyto-toxicity výluhu vzorku indexem klíčivosti citlivé rostliny – řeřichy seté (*Lepidium sativum*) [27].

Výsledný index klíčivosti je možné získat ze vztahu:

$$IK = \frac{k_v \cdot l_v}{k_k \cdot l_k} [\%]$$

kde: k_v je klíčivost vzorku [%]
 k_k klíčivost kontroly [%]
 l_v průměrná délka kořínků vzorku [mm]
 l_k průměrná délka kořínků kontroly [mm]

Při hodnotách do 50 % index uvádí nepoužitelnost kompostu k přímé aplikaci, od 60 do 80 % dává možnost aplikace s určitým rizikem poškození citlivých rostlin, při hodnotách 80 % a vyšších deklaruje zralý kompost. Je-li index

klíčovosti mezi 60–80 %, lze říci, že kompost je ve fázi přeměny a má nejlepší hnojivý účinek. Nad 80 % tento účinek klesá a vliv humusu je silnější, což znamená, že živiny jsou více vázány. Uvolňování dusíku a fosforu je pomalejší a nedochází k vyplavování živin do podzemních vod [28].

Statistické analýzy byly provedeny pomocí dostupných nástrojů v programu MS Office Excel 2016 a SW R-4.3.2. for Windows s využitím analýzy rozptylu ANOVA po předchozím prověření datových sad na normální rozdělení. Volba postupu a statistických metod odpovídala postupům, které byly použity v podobném pokuse zaměřeném na vliv přídatku kompostů s čistírenskými kaly na substráty pro zahradnické účely [29]. V případě nádobových pokusů probíhalo hodnocení tak, že byly spočítány statistické charakteristiky pro jednotlivé varianty substrátů a plodin ze dvou (1. rok) a tří opakování (2. rok).

VÝSLEDKY A DISKUZE

Složení a kontaminace použitých zemin a kompostů

Obsahy těžkých kovů a arsenu v zeminách použitých v pokusech v obou letech nepřesáhly preventivní a indikační hodnoty dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. Z kompostů použitých v 1. roce překročily všechny komposty jak navrženou limitní hodnotu pro Cu v rámci technické zprávy EU [30], tak tu danou národní normou. Komposty překročily také obě limitní hodnoty pro Zn a v případě kompostu K-AČ byla překročena limitní hodnota pro tento prvek také podle ČSN 46 5735 [31]. Komposty K-3 a K-4 použité ve 2. roce nepřekročily žádnou z limitních hodnot navržených v rámci EU a daných normou ČSN 46 5735. Nižší koncentrace mědi a zinku v těchto kompostech (průměrně 218 mg/kg Zn a 65,9 mg/kg Cu oproti hodnotám 1 016 mg/kg Zn a 386 mg/kg Cu v kompostech v 1. roce) byly pravděpodobně způsobeny nižším podílem použitých kalů ve vstupní směsi pro kompostování. Zatížení kalů může být ovlivněno napojením na kanalizační systém, který přináší i smyvy srážkových vod bohatých na tyto kovy v důsledku koroze střešních materiálů.

Co se týče posouzení mikrobiálního znečištění, bylo provedeno pomocí standardních analytických metod pro stanovení indikátorových organismů (*Salmonella* sp., enterokoky, termotolerantní koliformní bakterie) ve vstupních kalech a ve výsledných substrátech z kompostování. Mikrobiální znečištění kalů z domovních čistíren se pohybovalo v rozmezí 2×10^3 až $4,2 \times 10^3$ KTJ/g sušiny vzorků v případě enterokoků a $1,6 \times 10^4$ až 6×10^4 KTJ/g sušiny vzorků v případě termotolerantních koliformních bakterií. Množství termotolerantních koliformních bakterií u kalu z komunální kořenové ČOV se pohybovalo v rozpětí 1×10^5 – 2×10^6 KTJ/g sušiny a množství enterokoků v rozpětí 1×10^4 až 6×10^6 KTJ/g sušiny. Mikrobiální znečištění v čerstvých substrátech z kompostů před jejich využitím do nádobových pokusů bylo nulové pro komposty K-3, K-4 a 1 K-KČ (nulová detekce KTJ na gram sušiny) pro oba indikátory; pro komposty 1 K-AČ a 2 K-KČ v desítkách KTJ na gram sušiny pro enterokoky a v nižších stovkách KTJ na gram sušiny pro FC. U všech kompostů by vyhovělo při posouzení s limity uvedenými v ČSN coby „Kompostování“. Přítomnost *Salmonella* sp. nebyla detekována ani ve vstupních kalech.

Výsledky testu fytotoxicity

Ze sady kompostů založených ve 2. roce (K-3 a K-4) byly odebrány směsné vzorky a doplněny o kontrolní vzorek (semena klíčící pouze na destilované vodě) pro testy fytotoxicity na semenech řepky. Vzorky kompostů již byly stabilizované, nevykazovaly změny v mikrobiální kontaminaci a obsahu těžkých kovů a makroelementů. Řepkový test byl proveden ve dvou ředěních, a to $5 \times 10 \times$ sušina (%). Pro každý vzorek bylo použito 10 Petriho misek s 8 semeny, celkem tedy 80 semen. Po 24 hodinách byl v každé Petriho misce zjištěn počet vyklíčených semen a změřeny délky všech kořínků.

Některé vegetativní reakce, jako je test klíčovosti semen či prodloužení růstu kořenů a semenáčků, se běžně používají k posouzení nadměrné toxicity organických a anorganických sloučenin v různých substrátech [32]. Průměrná klíčovost v našem pokuse byla zjištěna 7,5; 7,5; 7,7 a 7,8 semen z 10 pro jednotlivé připravené směsi kompostů a zemin a 7,8 pro kontrolní sadu. Analýza ANOVA ukázala, že nelze zamítnout nulovou hypotézu o rovnosti středních hodnot směsí a kontrolní sady na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ ($p < 0,05$). Rozptyl délek kořínků mezi minimálními a maximálními hodnotami pro připravené směsi se pohyboval vesměs ve stejném intervalu 4,0 až 9,0 cm s průměrnými hodnotami 6,6; 6,8; 6,2 a 5,8 cm. Nejmenší průměrné délky (5,4 cm) dosáhly klíčky z kontrolní sady. Z výsledků testu fytotoxicity tedy vyplývá, že použité směsi byly stabilizované, bez negativního dopadu na klíčení semen řepky. Hodnoty indexu IK se pohybovaly v rozmezí 107 až 118 pro všechny čtyři směsi.

Vliv aplikace kompostů na změnu výnosu užitkových částí plodin

V případě nádob se sazenicemi salátu byl sledován rozdíl v hmotnosti nadzemní části (listy) narostlé hlávky salátu bez poškozených a suchých listů na okraji. V obou letech byl prokázán statisticky významný rozdíl ve hmotnosti čerstvé biomasy (ANOVA, hladina alfa 0,05). V prvním roce byla průměrná hmotnost čerstvé hlávky salátu 15,7 g při použití zeminy EZ a 61,2 g při použití zeminy ZZ. V nádobách se 100% kompostovými substráty byly průměrné hmotnosti čerstvých hlávek salátů 77,5 g (1 K-KČ), 82,8 g (1 K-AČ) a 99,1 g (2 K-KČ). 8% přírůstek kompostů do nekvalitní zeminy přispěl k podstatnému zvýšení výnosu. Průměrné hmotnosti čerstvých hlávek byly 104 g (směs s 1 K-AČ), 105 g (směs s 1 K-KČ) a 95,2 g (2 K-KČ) gramů. Jde o zvýšení až o 85 % oproti EZ a o 36 až 41 % oproti kvalitní zemině ZZ. Pokus ve druhém roce potvrdil tyto výsledky. Průměrná hmotnost čerstvé hlávky salátu byla při použití EZ 81,4 g tedy mnohem vyšší než v 1. roce. EZ použitá v tomto roce však obsahovala o 38 % více organických látek ve srovnání s EZ použitou v 1. roce. V nádobách se 100% kompostovými substráty byly průměrné hmotnosti čerstvých hlávek salátů 154 g (K-3) a 108 g (K-4). Při použití kompostu K-3 došlo ke zvýšení průměrného výnosu o 47 %, při použití kompostu K-4 o 25 %. 8% příměs kompostů do zeminy znamenala zvýšení průměrných výnosů o 27 % (kompost K-3) a o 14 % (kompost K-4) na hodnoty 111 g (K-3) a 95,3 g (K-4). Z obr. 4 je patrný rozdíl ve velikosti hlávek salátu v návaznosti na využití kompostu do pěstebních substrátů.

U rostlin rajčat byl posouzen vliv pěstování ve 100% kompostových substrátech a v zeminách s příměsí těchto substrátů na počet plodů získaných v průběhu vegetační sezony a celkovou hmotnost plodů. Plody byly sklizeny ve zralosti průběžně po celou sezonu, váženy a uchovávány pro přípravu výsledné směsi k analýzám. Z nádobového pokusu v 1. roce vyplývá, že nejnižší počet plodů měla rajčata pěstovaná v nekvalitní zemině EZ (cca 13 plodů z rostliny). Výnos z černozemě ZZ (průměrně cca 25 plodů z rostliny) byl srovnatelný s výnosem rajčat rostoucích v substrátu 100% kompostu (průměrně cca 30 plodů z rostliny pro všechny využitě komposty). 8% příměs kompostů do zeminy EZ zvýšila průměrný výnos ze 13 plodů na rostlinu na 20 plodů. Nádobový pokus ve druhém roce potvrdil nejvyšší průměrné výnosy ze 100% kompostových substrátů, cca 25 plodů na rostlinu. Výnos z EZ se pohyboval okolo 15 plodů. Oproti výsledkům z pokusu 1. roku nepřineslo přidání kompostových substrátů do této zeminy významné zvýšení výnosu. Průměrné výnosy z těchto směsí zůstaly na úrovni okolo 15 plodů na rostlinu. Nejnižší celkovou hmotnost měly v prvním roce plody z rostlin pěstovaných v erodované zemině (průměrně cca 300 g na rostlinu). Ve 100% kompostových substrátech byla průměrná hmotnost plodů na rostlinu 645 g pro K-AČ, 755 g pro 1 K-KČ a 650 g pro 2 K-KČ. Příměs všech druhů kompostů do EZ zvýšila průměrné hmotnostní výnosy na hodnoty 410 až 495 g, tedy na úroveň kvalitní černozemě ZZ (průměr 450 g na rostlinu). Analýza hmotnosti plodů z pokusu 2. roku kopírovala poznatky z analýzy počtu plodů. U 100% kompostových směsí byly průměrné hmotnosti plodů na rostlinu 700 až 800 g.

Obsah vybraných nutrientů a prvků v užitkových částech plodin

Hodnocení bylo provedeno pro P, N, K, Na, Ca a Mg. Obsah prvků byl změřen v sušených či lyofilizovaných vzorcích, viz výše, a stanoven na kilogram sušiny. Následně byly tyto hodnoty přepočítány pomocí hodnot sušiny na čerstvou hmotu, a to jak pro biomasu listů hlávek salátů, tak pro biomasu plodů z rostlin rajčat. U plodů rajčat byl statisticky významný rozdíl v obsahu zjištěn pro P, Ca, K, Na (oba nádobové pokusy 1. i 2. rok) a pro N a Mg (nádobový pokus z 2. roku). U listů salátů byl statisticky významný rozdíl v obsahu zjištěn pro K a Ca (nádobový pokus z 1. roku), který však u pokusu v následujícím roce nebyl potvrzen. Naopak v tomto roce byl zjištěn statisticky významný rozdíl pro N, P a Na.

Obsah nutrientů byl v listech z hlávek salátů (obr. 5 a 7) a také v plodech rajčat (obr. 6 a 8) srovnatelný u obou nádobových pokusů. Obsahy vybraných nutrientů se mezi biomasou hlávek salátů a biomasou plodů z rostlin rajčat liší v celkových číslech zejména proto, že obě biomasy mají velmi rozdílné sušiny. V případě biomasy ze salátů se sušina pohybuje okolo průměrné hodnoty 91 %, v případě biomasy z rajčat kolem průměrné hodnoty 8 % (7 až 11 %). Rozdíly v obsahu nutrientů v biomase salátů a rajčat z nádob s jednotlivými substráty jsou patrné z grafů na obr. 5–8. Díky přepočtu na čerstvou hmotu jsou rozdíly např. v obsahu N a K vyšší u biomasy ze salátů. Využití substrátů z kompostování přineslo průkazně vyšší obsah P, Na a naopak nižší obsah Ca v plodech rajčat, a to v případě využití kompostu jako příměsi. V nádobovém pokuse ve 2. roce byl tento rozdíl zjištěn jen u čistých substrátů z kompostování. Týkalo se to i zvýšení obsahu N v biomase (obr. 8). Podobně byl průkazně vyšší obsah všech prvků s výjimkou Ca (u něj naopak snížení obsahu) zjištěn u biomasy salátů z nádobového pokusu ve 2. roce (obr. 7).

Obsah rizikových prvků v užitkových částech plodin

Hodnocení bylo provedeno pro tyto těžké kovy a prvky: Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb a Zn. Analytický postup stanovení obsahu v biomase a převod na hodnotitelné výsledky pro čerstvou hmotu byl stejný jako v případě elementů uvedených v předchozí dílčí kapitole.

Tyto výsledky byly porovnány s limitními obsahy stanovenými v následujících předpisech:

1. Nařízení Komise (ES) č. 1881/2006 (dále jen „nařízení“) stanovující limity 0,2 mg/kg Cd, 0,3 mg/kg Pb.
2. Národní předpis – Vyhláška č. 53/2002 Sb. (dále jen „vyhláška“), stanovující limity (v mg/kg čerstvé hmoty): 0,5 As, 0,2 Cd, 0,2 Cr, 10 Cu, 50 Fe, 0,03 Hg, 2,5 Ni, 0,3 Pb, 25 Zn. Vyhláška byla z důvodu vstupu do Evropského společenství zrušena k 1. srpnu 2004. Stále však umožňuje posoudit a porovnat míru kontaminace pro více kovů, než uvádí nařízení, kde jsou limity stanoveny pouze pro kadmium a olovo.

Pro plody rajčat nebylo u jednotlivých rostlin zjištěno překročení limitních hodnot daných nařízením ani pro Cd, ani pro Pb, a to v obou nádobových pokusech. Také nebylo zjištěno překročení starších, již neplatných limitů daných vyhláškou pro žádný sledovaný prvek. Z porovnání průměrných hodnot u jednotlivých variant substrátů (tab. 1 a 2) vyplývá, že také nebyly překročeny žádné limitní obsahy rizikových prvků. U plodů rajčat byl statisticky významný rozdíl v obsahu zjištěn pro Zn, Cu a Cr (oba nádobové pokusy), pro Ni, Mn a Cd (nádobový pokus z 2. roku) a pro Al (nádobový pokus z 1. roku).

Tab. 1. Průměrné hodnoty těžkých kovů a arsenu v plodech rajčat v nádobovém pokuse v 1. roce (v mg/kg čerstvé hmoty)

Tab. 1. Average values of heavy metals and arsenic in tomatoes grown in the first year pot experiment (in mg/kg of fresh matter)

Půda/směs	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
ZZ	0,55	0,015	0,013	0,039	0,41	2,9	< 0,001	0,55	0,05	0,007	1,5
EZ	0,62	0,017	0,014	0,062	0,58	2,7	< 0,001	0,62	0,08	0,008	1,6
1 K-AČ	0,76	0,020	0,008	0,068	0,81	4,5	< 0,001	0,76	0,10	0,010	3,1
1 K-KČ	0,66	0,018	0,004	0,026	0,89	4,7	< 0,001	0,98	0,04	0,015	3,2
2 K-KČ	0,62	0,017	0,002	0,017	0,80	4,2	< 0,001	0,62	0,10	0,008	3,0
EZ & 1 K-AČ	0,52	0,014	0,006	0,022	0,59	4,1	< 0,001	0,52	0,03	0,007	1,8
EZ & 1 K-KČ	0,60	0,038	0,003	0,024	0,66	4,1	< 0,001	0,60	0,03	0,008	2,3
EZ & 2 K-KČ	0,55	0,015	0,001	0,015	0,65	2,8	< 0,001	0,55	0,07	0,011	1,7

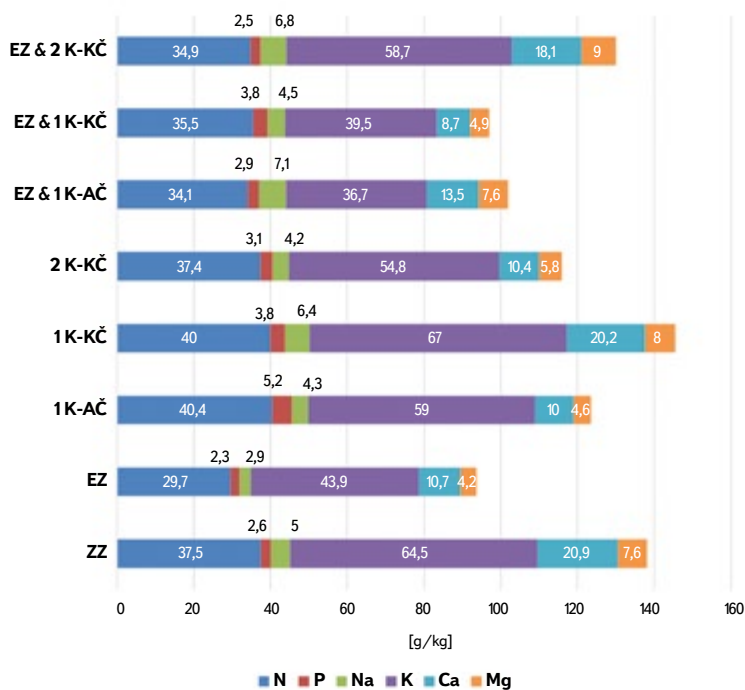
Pozn. Limitní hodnoty, využitě pro posouzení kontaminace, jsou uvedeny u tab. 3.

Tab. 2. Průměrné hodnoty těžkých kovů a arsenu v plodech rajčat v nádobovém pokuse ve 2. roce (v mg/kg čerstvé hmoty)

Tab. 2. Average values of heavy metals and arsenic in tomatoes grown in the second year pot experiment (in mg/kg of fresh matter)

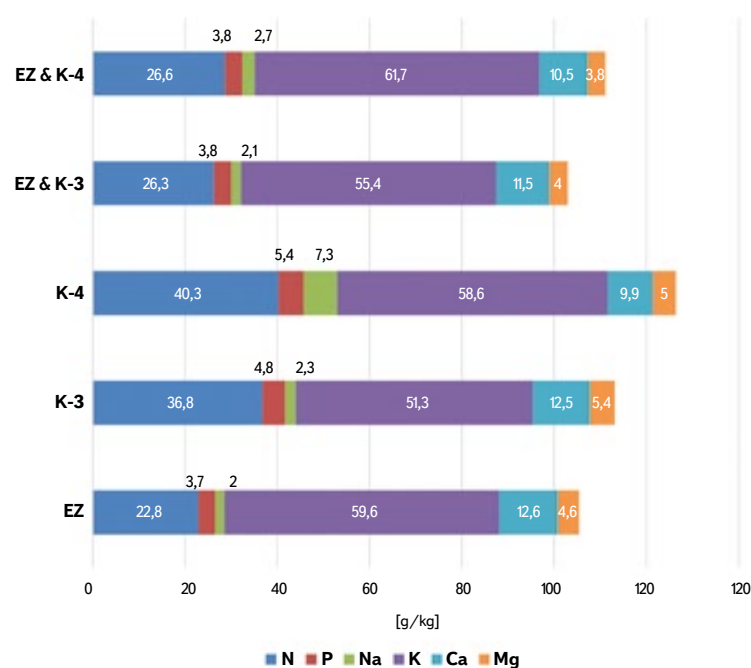
Půda/směs	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
EZ	2,11	0,020	0,012	0,019	0,341	3,1	< 0,001	0,755	0,028	0,012	1,3
K-3	3,59	0,018	0,002	0,018	0,484	4,2	< 0,001	0,683	0,036	0,009	2,0
K-4	2,40	0,026	0,002	0,124	0,517	3,1	< 0,001	0,989	0,038	0,009	2,1
EZ & K-3	3,26	0,021	0,009	0,314	0,367	4,3	< 0,001	1,42	0,043	0,008	1,3
EZ & K-4	0,585	0,016	0,007	0,007	0,340	4,0	< 0,001	0,832	0,088	0,008	1,4

Pozn. Limitní hodnoty, využitě pro posouzení kontaminace, jsou uvedeny u tab. 4.



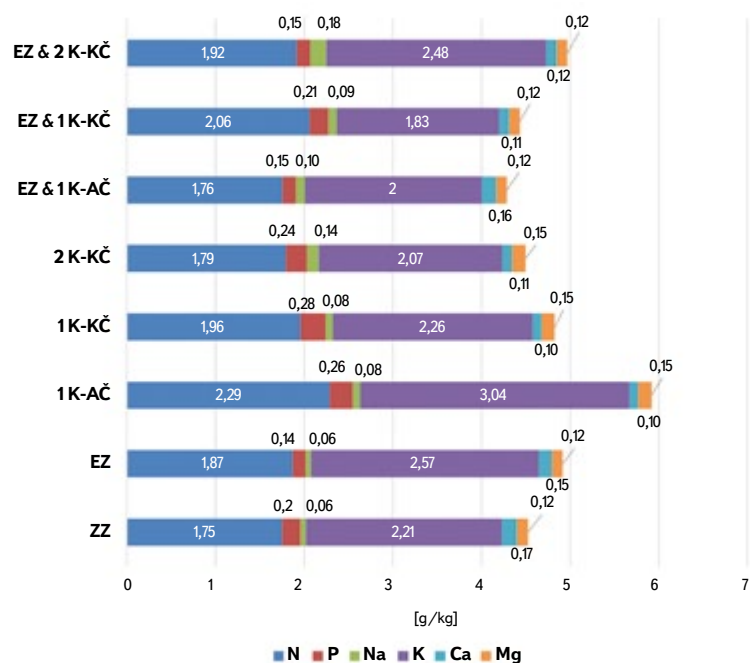
Obr. 5. Průměrný obsah vybraných nutrientů v hlávkách salátu v g/kg čerstvé biomasy (nádobový pokus 1. rok)

Fig. 5. Average content of nutrients in lettuce heads grown within the first-year pot experiment in g/kg of fresh biomass



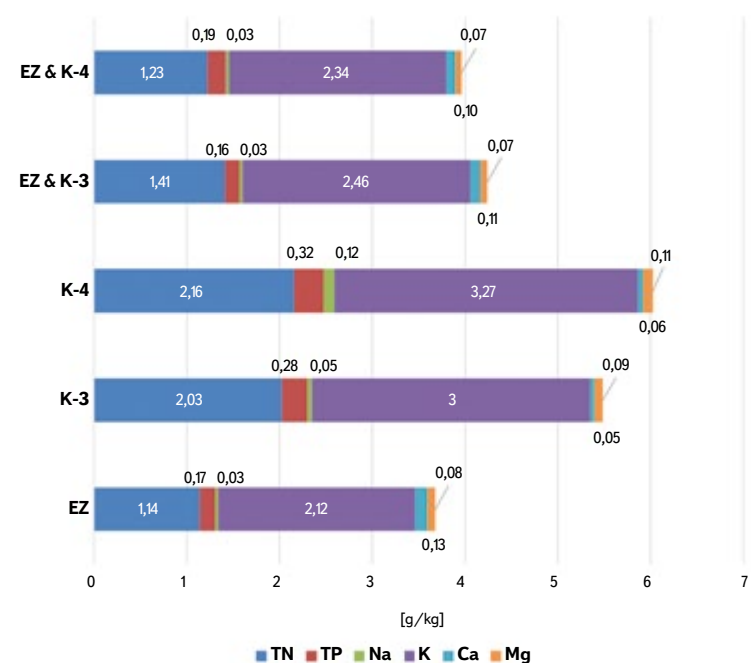
Obr. 7. Průměrný obsah vybraných nutrientů v hlávkách salátu v g/kg čerstvé biomasy (nádobový pokus 2. rok)

Fig. 7. Average content of nutrients in lettuce heads grown within the second-year pot experiment in g/kg of fresh biomass



Obr. 6. Průměrný obsah vybraných nutrientů v plodech rajčat v g/kg čerstvé biomasy (nádobový pokus 1. rok)

Fig. 6. Average content of selected nutrients in tomatoes grown within the first-year pot experiment in g/kg of fresh biomass



Obr. 8. Průměrný obsah vybraných nutrientů v plodech rajčat v g/kg čerstvé biomasy (nádobový pokus 2. rok)

Fig. 8. Average content of selected nutrients in tomatoes grow within the second-year pot experiment in g/kg of fresh biomass

Analýza, jež porovnávala pouze náplně nádob skládající se zcela ze zeminy nebo kompostů, stanovila statisticky významný rozdíl v obsahu pro Cd (nádobový pokus z 2. roku) a pro Al, As a Zn (nádobový pokus z 1. roku). V případě analýzy pro pokus z 1. roku však platilo, že analýza byla ovlivněna velikostí rozptylu obou hodnot z dvojic plodin, přičemž střední hodnoty ležely blízko sebe.

Pro listy salátů bylo zjištěno překročení limitních hodnot ve všech vzorcích listů pro kadmium z nádobového pokusu 2. roku a ve všech vzorcích z nádobového pokusu 1. roku s výjimkou nádob plněných kompostem K-AČ a kompostem K-KČ. Překročení platilo pro vzorky ze všech vstupních zemin. Patrně bylo způsobeno zatížením těchto zemin kadmii. Při hodnocení podle limitů z vyhlášky bylo stanoveno překročení v obou nádobových pokusech pro Zn, Fe, Cr a ze vzorků 2. roku také v několika případech pro Ni a Hg. V případě Hg se jednalo o vzorky z nádob s použitím kompostu K-4 do směsí. V případě Ni šlo o dva vzorky ze tří ze sady nádob se vstupní zeminou a o dva vzorky ze tří nádob se směsí vstupní zemina a kompost K-4. Na rozdíl od pokusu z 2. roku bylo ve dvou vzorcích pokusu z 1. roku stanoveno překročení limitní hodnoty pro Cu a pro Hg. Vždy však šlo pouze o jeden vzorek ze dvojice. Nelze tak konstatovat, že některá

směs substrátu vykazala vyšší přenos daných prvků do listů. V případě porovnání průměrných hodnot z jednotlivých variant substrátů (tab. 3 a 4) vyplývá, že u Cr a Zn byly překročeny limitní obsahy ve všech variantách substrátů. U Ni bylo zjištěno překročení průměrných hodnot u erodované zeminy a směsi erodovaná zemina a kompost K-4 z pokusu 2. roku. Celkově shrnuto, nejproblematictější byl výskyt nadlimitních hodnot Cd. V tomto případě byla překročena limitní hodnota v listech již pro vstupní zeminy v obou pokusech. To se projevilo i překročením limitní hodnoty pro směsi zemin a kompostů. Paradoxně, v případě 100% kompostových substrátů, byly průměrné obsahy Cd ve čtyřech z pěti případů pod limitem. Nelze tak jednoznačně prokázat negativní vliv aplikace kompostovaných kalů. Jako neproblematické se z dalších rizikových prvků s limity ukázaly Pb, Cu, As.

Statisticky významný rozdíl v obsahu byl u listů salátů zjištěn pro Cd a Mn (oba nádobové pokusy), Cu (nádobový pokus z 1. roku) a Hg se Zn (nádobový pokus z 2. roku). Analýza, která porovnávala pouze náplně nádob skládající se ze 100 % ze zeminy nebo kompostů, stanovila statisticky významný rozdíl v obsahu u Zn (oba nádobové pokusy) a Cd a Mn (nádobový pokus z 2. roku).

Tab. 3. Průměrné hodnoty těžkých kovů a arsenu v hlávkách salátů v nádobovém pokuse v 1. roce (v mg/kg čerstvé hmoty)
Tab. 3. Average values of heavy metals and arsenic in lettuce grown in the first year pot experiment (in mg/kg of fresh matter)

Půda/směs	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
ZZ	204	0,181	0,883	0,801	3,88	215	0,032	37,5	1,57	0,090	48,0
EZ	120	0,138	0,431	0,268	5,80	127	0,019	30,7	1,30	0,069	50,5
1 K-AČ	90,1	0,180	0,126	0,487	9,41	123	0,018	4,51	1,89	0,090	107
1 K-KČ	156	0,181	0,398	0,680	7,75	161	0,021	18,4	1,30	0,091	193
2 K-KČ	105	0,180	0,207	0,446	7,97	185	0,010	4,51	0,70	0,090	151
EZ & 1 K-AČ	185	0,182	0,337	0,570	6,85	159	0,012	28,1	2,13	0,091	92,9
EZ & 1 K-KČ	116	0,184	0,197	0,463	7,59	139	0,014	12,2	0,67	0,092	66,2
EZ & 2 K-KČ	189	0,184	0,460	0,534	5,74	200	0,012	29,8	1,34	0,092	88,9
Limitní hodnoty NK 1881/2006			0,200							0,300	
Limitní hodnoty Vyhl. 53/2002		0,500	0,200	0,200	10,00	50	0,030		2,50	0,300	25,0

Tab. 4. Průměrné hodnoty těžkých kovů a arsenu v hlávkách salátů v nádobovém pokuse ve 2. roce (v mg/kg čerstvé hmoty)
Tab. 4. Average values of heavy metals and arsenic in lettuce grown in the second year pot experiment (in mg/kg of fresh matter)

Půda/směs	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
EZ	153	0,182	0,758	0,677	6,40	144	0,022	52,4	2,84	0,091	41,6
K-3	228	0,179	0,150	0,753	6,88	246	0,015	20,7	1,90	0,090	83,4
K-4	147	0,180	0,163	0,613	6,87	165	0,040	32,0	1,81	0,090	77,2
EZ & K-3	132	0,183	0,658	0,627	6,77	134	0,069	37,8	1,89	0,128	42,2
EZ & K-4	215	0,181	0,715	0,764	8,45	301	0,036	44,6	4,43	0,090	74,4
Limitní hodnoty NK 1881/2006			0,200							0,300	
Limitní hodnoty Vyhl. 53/2002		0,500	0,200	0,200	10,00	50	0,030		2,50	0,300	25,0

Výsledky z provedených nádobových pokusů lze porovnat s výsledky řady podobných studií a pokusů, jež jsou prováděny prakticky ve všech částech světa. Cílem těchto studií a pokusů je ověřit možnost náhrady substrátů z rašeliny a dalších neobnovitelných zdrojů substráty z kompostování, včetně kompostů využitých pro recyklaci čistírenských kalů. V rámci studie [22] autoři provedli nádobový pokus za účelem zkoumání vlivu kompostovaného kalu

z odpadních vod (KKOV) aplikovaného samostatně a ve směsi s chemickým hnojivem na růst a hromadění těžkých kovů v salátu pěstovaném na dvou půdách („Xanthi-Udic Ferralosol“ a „Typic Purpli-Udic Cambosol“). Pokus zahrnoval kontrolu (hnojivo obsahující N, P a K); kompostovaný kal aplikovaný v poměru 27,54 (KKOV), 82,62 (3KKOV), 165,24 (6KKOV) t/ha; a směs kompostovaného kalu a chemického hnojiva (1/2 KKV + 1/2 NPK). Aplikační dávky byly

stanoveny dle místních doporučených dávek. Aplikace KKOv zvýšila biomasu; obsah Cu, Zn a Pb v salátu; v půdě celkové kovy a kovy extrahované pomocí DTPA. KKOv při dávkách 27,54 a 82,62 t/ha navýšila rostlinnou biomasu méně než samotné NPK hnojivo.

Další studií byla [33], provedená s cílem zhodnotit potenciální možnost použití kompostovaného kalu z ČOV (KKOV) jako alternativu finančně nákladné rašeliny (PE) pro kultivaci salátu (*Lactuca sativa* L.). Bylo připraveno pět substrátů s různým procentuálním zastoupením KKOv a PE v růstovém médiu. Procenta přídavku KKOv k PE byla 0 %, 15 %, 30 %, 50 % a 70 %. Růstová média KKOv + PE měla velmi dobré fyzikální a chemické vlastnosti a významné obsahy rostlinných živin, zejména P, K, Ca a Mg. Největší růstové přírůstky a výtěžnosti byly dosaženy v růstovém médiu s 30% KKOv a 70% PE z celkového objemu. Čerstvá hmotnost nadzemní části, sušina nadzemní části, čerstvá hmotnost kořenů a sušina kořene získané z růstového média s 30% KKOv a 70% PE byly zvýšeny o 56,53 %, 43,93 %, 29,46 % a 67,24 % v porovnání s rašelinovým substrátem. Přidání KKOv jako složky růstového média zvýšilo koncentrace živin (N, P, K, Mg, Ca, Cu, Mn, Zn a Pb) v rostlině salátu. Hladiny stopových prvků v tkáních však byly mnohem nižší než fyto toxické úrovně.

V rámci studie [23] byl proveden pokus ve skleníku se čtyřmi kultivary hlávkového salátu, při kterém porovnávali kompostovaný komunální odpad s perlitem (MSWC + P), kompostovaný kal s perlitem (KKOV + P) a rašelinu s perlitem (rašelina + P). Biometrické parametry rostlin naměřené po 72 dnech růstu ukázaly, že výtěžek rostlin kultivovaných na KKOv + P byl podobný kontrolním rostlinám, nezávisle na kultivaru. Naopak směs MSWC + P všeobecně potlačila tvorbu biomasy, zejména u kultivarů *Murai* a *Patagonia*. V porovnání se směsí rašelina + P, oba kompostové substráty redukovaly akumulaci těžkých kovů v listech, s velkým účinkem u kultivaru *Maximus*. Množství Cd a Pb v jedlé části byla vždy pod limity stanovenými evropskými předpisy.

Autoři výzkumu publikovaného ve studii [34] připravili polní pokus, v jehož rámci pěstovali rajčata na půdě obohacené kalem, půdě hnojené NPK hnojivem a půdě neošetřené. Na půdách obohacených přídavkem kalů bylo ve srovnání s půdou s anorganickým hnojením zjištěno vyšší množství Cd obsaženého v nadzemní části rajčat. Akumulace Cd v plodech byla ve srovnání s ostatními analyzovanými částmi rostlin nízká a očividně se nelišila v závislosti na druhu půdy. Množství Cd v plodech rajčat bylo o řád nižší než v listech.

Dostupnost kovů a jejich akumulace v rajčatech při zvyšujícím se přídavku kalu do půdy byla předmětem studie publikované v práci Elloumi a kol. [35]. Výsledky ukázaly, že se pH půdy snížilo, zatímco zasolení, množství organického C, celkový N, dostupný P a reaktivní formy Na, Ca, K a těžkých kovů se významně navýšily se zvyšujícími se aplikačními dávkami kalu. Ze tří těžkých kovů Zn, Cu a Cr měl Zn největší schopnost přenosu z půdy do rostlin. Byla pozorována nízká translokace kovů z kořenů do listů. Použití dávky 2,5 až 5% čistírenských kalů se v pokuse jeví jako účinná a finančně efektivní metoda pro obnovení úrodnosti půdy.

Zhou a kol. [36] zjistili zřetelné rozdíly v koncentracích těžkých kovů v jedlých částech různých druhů zeleniny pěstovaných na půdě kontaminované těžkými kovy (Pb, Cd, Cu, Zn a As). Koncentrace těžkých kovů klesaly následovně: listová zelenina > stonková zelenina/kořenová zelenina/plodová zelenina > lusková zelenina/melounová zelenina. Schopnost listnaté zeleniny přijímat a hromadit těžké kovy byla nejvyšší a u melounové zeleniny byla nejnižší.

Uvedené studie umožní posoudit rizikovost využití substrátů z kompostování čistírenských kalů z pohledu obsahu rizikových prvků, zejména těžkých kovů, což bylo také předmětem našich pokusů. Kvůli kumulaci těchto prvků v půdách a v biomase při transferu z kalů přes kompost je třeba nalézt vhodné aplikační dávky substrátů, které zajistí splnění limitních hodnot v půdách i biomase, stejně jako omezí možné riziko fyto toxicity. Studie zaměřená na zahradnické substráty [29] pracovala s dávkou kompostovaných kalů pouze 2 kg kompostu s čistírenským kalem 2 až 4 kg na 1 m², které měly pozitivní efekt na půdní vlastnosti a zásobu nutrienty pro pěstovanou zeleninu. V našich pokusech jsme

ověřili přínosy a rizika dávek 8 kg 100% kompostů na 1 m², kdy při využití pro pěstování rajčat byla rizika podlimitní. Naopak jako nevhodné se jeví využití podobných substrátů pro listovou zeleninu.

Vedle rizik způsobených obsahem studovaných těžkých kovů a arsenu není možné pominout rizika spojená s výskytem dalších cizorodých látek a mikropolutantů v čistírenských kalech. V práci [16] uvádí náš řešitelský tým přehled reziduí léčiv a dalších mikropolutantů v kalech před a po kompostování. Je zřejmé, že pro řadu těchto látek znamená kompostování jejich redukci až eliminaci. Styszko a kol. [37] sledovali změny obsahu vybraných léčiv v kalech při jejich zpracování s cílem bezpečného využití. Vedle kompostování jsou studovány další metody zpracování kalů pro substráty využitelné v zemědělství a rekultivacích, a to např. formou přípravy biocharů, např. [38, 39]. Při správném dávkování se jeví tyto postupy jako perspektivní jak z pohledu eliminace řady cizorodých látek (s využitím termických procesů), tak z pohledu obohacení půd organickou hmotou a nutrienty s postupným uvolňováním.

ZÁVĚR

Prezentovaná studie byla zaměřena na prověření možných přínosů a rizik spojených s využitím kalů z domovních a malých ČOV dvou hlavních technologií (aktivační ČOV, kořenová ČOV) v rámci lokální cirkulární ekonomiky, a to jako zdroje nutrienty pro pěstování vybraných plodin po jejich zpracování kompostováním, které simulovalo podmínky domácího a komunitního maloobchodního kompostování. Cílem bylo ověřit možné účinky, a poskytnout tak informace pro rozhodování v procesu nakládání s těmito kaly. Převládajícím procesem je vyvážení kalů na větší ČOV s kalovým hospodářstvím. Studie byla realizována také s ohledem na množství se dotazy k možnostem lokálního kompostování těchto kalů a následnému využití kompostů.

Rešerše literatury z podobných výzkumů ukazují, že využití kompostů pro zlepšení půdních vlastností, včetně kompostů, v jejichž základech jsou zahrnuty kaly z čištění komunálních odpadních vod, přispívá k podpoře výnosů plodin a dřevin, a to i různých druhů zeleniny. Při vhodných dávkách nedochází k přenosu rizikových prvků do těchto plodin, nebo jen v míře, která je v souladu s předpisy. Oba prezentované nádobové pokusy potvrdily tyto předpoklady pro rajčata, avšak v případě pěstování hlávkových salátů bylo zjištěno překročení obsahu některých rizikových prvků v biomase. To však bylo ovlivněno také zatížením využitých zemín. Výsledky tedy ukazují, že lokální kompostování se zahrnutím kalů může teoreticky dosáhnout kvalitních produktů, využitelných při pěstování rostlin, ale u vybraných skupin zeleniny to není vhodné (např. u listové zeleniny, jako jsou saláty) a může dojít k nadměrné kontaminaci konzumovaných částí.

Studie přinesla poznatky, z nichž je možné nastavit vhodné podmínky a limity využití kompostů s přídavkem kalů z uvedených skupin ČOV, a to s ohledem na obsah a přenos rizikových prvků. Mikrobiologická kontaminace nebyla sledována, jelikož vstupní analýza kompostů neprokázala nadlimitní kontaminaci, resp. u většiny použitých kompostů byla nulová. Pro praktické využití by však bylo nutné provést studii obsahu a přenosu dalších skupin znečišťujících látek, např. reziduí léčiv, mikroplastů apod.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován za finanční podpory projektu SS02030008 „Centrum environmentálního výzkumu: Odpadové a oběhové hospodářství a environmentální bezpečnost“ a s využitím výsledků projektu TH02030532 „Nové postupy úpravy a stabilizace čistírenských kalů z malých komunálních zdrojů“ v rámci jeho implementace.

Literatura

[1] KELESSIDIS, A., STASINAKIS, A. S. Comparative Study of the Methods Used for Treatment and Final Disposal of Sewage Sludge in European Countries. *Waste Management*. 2017, 32, s. 1186–1195. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.01.012>

[2] HUDCOVÁ, H., VYMAZAL, J., ROZKOŠNÝ, M. Present Restrictions of Sewage Sludge Application in Agriculture within the European Union. *Soil & Water Research*. 2019, 14(2), s. 104–120. Dostupné z: <https://doi.org/10.17221/36/2018-SWR>

[3] SINGH, R. P., AGRAWAL, M. Potencial Benefits and Risks of Land Application of Sewage Sludge. *Waste Management*. 2008, 28(2), s. 347–358. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.010>

[4] NIELSEN, S., WILLOUGHBY, N. Sludge Treatment and Treatment Wetlands Systems in Denmark. *Water and Environmental Journal*, 2005, 19(4), s. 296–305.

[5] UGGETTI, E., FERRER, I., LLORENS, E., GÜELL, D., GARCÍA, J. Properties of Biosolids from Sludge Treatment Wetlands for Land Application. In: VYMAZAL, J. (ed.). *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*. Springer, 2010, s. 9–20, ISBN 978-90-481-9584-8.

[6] LIU Y., MA, L., LI, Y., ZHENG, L. Evolution of Heavy Metal Speciation during the Aerobic Composting of Sewage Sludge. *Chemosphere*. 2007, 67(5), s. 1 025–1 032. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.10.056>

[7] ATIYEH, R. M. a kol. Effects of Vermicomposts and Composts on Plant Growth in Horticultural Container Media and Soil. *Pedobiologia*. 2000, 44(5), s. 579–590. Dostupné z: [https://doi.org/10.1078/S0031-4056\(04\)70073-6](https://doi.org/10.1078/S0031-4056(04)70073-6)

[8] OLESZKIEWICZ, J. A., MAVINIC, D. S. Wastewater Biosolids: An Overview of Processing, Treatment and Management. *Canadian Journal of Civil Engineering*. 2001, 28(S1), s. 102–114.

[9] SULLIVAN, D. M. a kol. Food Waste Effects on Fertilizer Nitrogen Efficiency, Available Nitrogen, and Tall Fescue Yield. *Soil Science Society of America Journal*. 2002, 66(1), s. 154–161.

[10] BERTRAN, E., SORT, X., SOLIVA, M., TRILLAS, I. Composting Winery Waste: Sludges and Grape Stalks. *Bioresource Technology*. 2004, 95(2), s. 203–208. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.07.012>

[11] CAI, Q.-Y., MO, C.-H., WU, Q.-T., ZENG, Q.-Y., KATSOYIANNIS, A. Concentration and Speciation of Heavy Metals in Six Different Sewage Sludge-Composts. *Journal of Hazardous Materials*. 2007, 147(3), s. 1 063–1 072. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.142>

[12] CESARO, A., BELGIORNO, V., GUIDA, M. Compost from Organic Solid Waste: Quality Assessment and European Regulations for Its Sustainable Use. *Resources, Conservation and Recycling*. 2015, 94, s. 72–79. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.11.003>

[13] VACA, R. a kol. Effects of Sewage Sludge and Sewage Sludge Compost Amendment on Soil Propertie and Zea Mays L. Plants (Heavy Metals, Quality and Productivity). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 2011, 27(4), s. 303–311. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/258210098_Effects_of_sewage_sludge_and_sewage_sludge_compost_amendment_on_soil_properties_and_Zea_mays_L_plants_heavy_metals_quality_and_productivity

[14] SMITH, S. R. A Critical Review of the Bioavailability and Impacts of Heavy Metals in Municipal Solid Waste Composts Compared to Sewage Sludge. *Environment International*. 2009, 35(1), s. 142–156. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.06.009>

[15] ROZKOŠNÝ, M., HUDCOVÁ, H., PLOTĚNÝ, M., NOVOTNÝ, R., MATYŠÍKOVÁ, J. Kvalita kalů a odpadů z domovních a malých ČOV a možnosti jejich využití v zemědělství. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2015, 57(6), s. 44–49. Dostupné z: <https://www.vtei.cz/2015/12/kvalita-kalu-a-odpadu-z-domovnich-a-malych-cov-a-moznosti-jejich-vyuziti-v-zemedelstvi/>

[16] KRATINA, J., ROZKOŠNÝ, M., HUDCOVÁ, H., ŠEREŠ, M., HOLUBÍK, O. Studie přínosu extenzivní stabilizace čistírenských kalů z malých komunálních zdrojů pro jejich využití jako hnojiva. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2021, 63(6), s. 23–33. Dostupné z: <https://www.vtei.cz/2021/12/studie-prinosu-extenzivni-stabilizace-cistirenskyh-kalu-z-malych-komunalnih-zdroju-pro-jejich-vyuziti-jako-hnojiva/>

[17] PLÍVA, P., JELÍNEK, A., HEJÁTKOVÁ, K. *Obecná podoba podnikové normy pro faremní kompost vyrobený kontrolovaným mikrobiálním procesem*. Biom.cz, 2002. [on-line] [vid. 17. červen 2018]. ISSN 1801-2655. Dostupné z: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/obecna-podoba-podnikove-normy-pro-faremnikompost-vyrobeny-kontrolovanym-mikrobiálním-procesem>

[18] RAO, N., GRETHLEIN, H. E., REDDY, C. A. Effect of C/N Ratio and Moisture Content on the Composting of Poplar Wood. *Biotechnology Letters*. 1995, 17(8), s. 889–892.

[19] ALIDADI, H., NAJAFPOOR, A. A., PARVARESH, A. Determination of Carbon/Nitrogen Ratio and Heavy Metals in Bulking Agents Used for Sewage Composting. *Pakistan Journal of Biological Sciences*. 2007, 10(22), s. 4 180–4 182. Dostupné z: <https://scialert.net/abstract/?doi=pjbs.2007.4180.4182>

[20] ROZKOŠNÝ, M., SEDLÁČEK, P., SOVA, J., FUNKOVÁ, R. Dražovice Reed Beds and Stabilisation Pond Wastewater Treatment System: Long-Term Operation and Monitoring Results. *Water Practice & Technology*. 2011, 6(3), s. 1–8. Dostupné z: <https://doi.org/10.2166/wpt.2011.051>

[21] ZUBILLAGA, M. S., LAVADO, R. S. Heavy Metal Content in Lettuce Plants Grown on Biosolids Compost. *Compost Science and Utilization*. 2002, 10(4), s. 363–367.

[22] ZHAO, X. L. a kol. Growth and Heavy-Metal Uptake by Lettuce Grown in Soils Applied with Sewage Sludg Compost. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 2012, 43(22), s. 1 532–1 541.

[23] GATTULLO, C. E., MININNI, C., PARENTE, A., MONTESANO, F. F., ALLEGRETTA I., TERZANO, R. Effects of Municipal Solid Waste- and Sewage Sludge-Compost-Based Growing Media on the Yield and Heavy Metal Content of Four Lettuce Cultivars. *Environmental Science Pollution Research*. 2017, 24, s. 25 406–25 415.

[24] FAO. *Food Agriculture Organization, Faostat*. [vid. 10. květen 2018]. Dostupné z: <https://www.fao.org/faostat/en/#data>

[25] MOREIRA, R., SOUSA, J. P., CANHOTO, C. Biological Testing of Digested Sewage Sludge and Derived Composts. *Bioresource Technology*. 2008, 99(17), s. 8 382–8 389. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.046>

[26] JOZÍFKOVÁ, Z. *Využití kontaktních testů fytotoxicity při hodnocení vedlejších energetických produktů. Diplomová práce*. Brno: VUT v Brně, 2011 [vid. 1. prosinec 2023]. Dostupné z: <http://hdl.handle.net/11012/5671>

[27] HEJÁTKOVÁ, K. a kol. *Kompostování přebytečné travní biomasy (Metodická pomůcka)*. ZERA, o. s., 2017, 80 s. ISBN 80–903548–6–6.

[28] REICHOVÁ, E., VÁNA, J., JANOVSÝ, J. Hodnocení testů zralosti kompostu. *Rostlinná výroba*. 1996, 42(2), s. 79–82.

[29] CASADO-VELA, J. a kol. Evaluation of Composted Sewage Sludge as Nutritional Source for Horticultural Soils. *Waste Management*. 2006, 26(9), s. 946–952. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.016>

[30] SAVEYN, H., EDER P. *End-of-Waste Criteria for Biodegradable Waste Subjected to Biological Treatment (Compost & Digestate): Technical proposals*. European Commission EUR 26425 – Joint Research Centre – Institute for Prospective Technological Studies. EUR – Scientific and Technical Research Series, 2014. ISSN 1831-9424 (on-line). Dostupné z: <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC87124>

[31] ČSN 46 5735. *Kompostování*. Praha: Český normalizační institut ČNI, 2020.

[32] DI SALVATORE, M., CARAFA, A. M., CARRATÙ, G. Assessment of Heavy Metals Phytotoxicity Using Seed Germination and Root Elongation Tests: A Comparison of Two Growth Substrates. *Chemosphere*. 2008, 73(9), s. 1 461–1 464. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.07.061>

[33] JAYASINGHE, G. Y. Composted Sewage Sludge as an Alternative Potting Media for Lettuce Cultivation. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 2012, 43(22), s. 2 878–2 887.

[34] MORAL, R., CORTÉS, A., GOMEZ, I., MATAIX-BENEYTO, J. Assessing Changes in Cd Phytoavailability to Tomato in Amended Calcareous Soils. *Bioresource Technology*. 2002, 85(1), s. 63–68. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852402000688?via%3Dihub>

[35] ELLOUMI, N., BELHAJ, D., JERBI, B., ZOUARI, M., KALLEL, M. Effects of Sewage Sludge on Bio-Accumulation of Heavy Metals in Tomato Seedlings. *Spanish Journal of Agricultural Research*. 2017, 14(4), e0807. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/310599123_Effects_of_sewage_sludge_on_bio-accumulation_of_heavy_metals_in_tomato_seedlings

[36] ZHOU, H. a kol. Accumulation of Heavy Metals in Vegetable Species Planted in Contaminated Soils and the Health Risk Assessment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2016, 13(3), 289. Dostupné z: <https://www.mdpi.com/1660-4601/13/3/289>

[37] STYSZKO, K. a kol. The Impact of Sewage Sludge Processing on the Safety of Its Use. *Scientific Reports*. 2022, 12, 12227. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-16354-5>

[38] MUSTAFA, A. a kol. Food and Agricultural Wastes-Derived Biochars in Combination with Mineral Fertilizer as Sustainable Soil Amendments to Enhance Soil Microbiological Activity, Nutrient Cycling and Crop Production. *Frontiers in Plant Science*. 2022, 13, 1028101. Dostupné z: <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1028101>

[39] RACLAVSKÁ, H. a kol. Effect of Biochar Addition on the Improvement of the Quality Parameters of Compost Used for Land Reclamation. *Environmental Science and Pollution Research*. 2023, 30, s. 8 563–8 581.

Autoři

Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D.

✉ milos.rozkosny@vuv.cz

ORCID: 0000-0002-6617-5431

Ing. Hana Hudcová, Ph.D.

✉ hana.hudcova@vuv.cz

ORCID: 0000-0002-7462-9333

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Brno

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2023.11.004

BENEFITS AND RISKS OF USING SLUDGE FROM SMALL WWTPS AFTER PROCESSING BY COMPOSTING FOR THE PRODUCTION OF SELECTED TYPES OF VEGETABLES

ROZKOŠNÝ, M.; HUDCOVÁ, H.

T. G. Masaryk Water Research Institute, Brno

Keywords: domestic wastewater treatment plant — small wastewater treatment plant — sewage sludge — sludge composting — compost utilization — pot experiments — vegetables

The aim of the study, the results of which are presented in this article, was to assess the possibility of simplifying the treatment and stabilization procedures of sewage sludge from small municipal sources of pollution (domestic and small WWTPs up to approx. 1,000 EO) at the place of their origin and their subsequent use, through extensive composting. The results demonstrated the benefit of the application of composts from landfills with sludge from small WWTPs in increasing the production of the monitored vegetable species. However, especially with lettuce, there was a higher transmission of selected risk elements. We therefore do not recommend the use of composts with sludge for growing leafy vegetables. On the contrary, this risk did not arise with fruit and vegetables. For practical use, it is still necessary to assess the rate of transfer of other pollutants, such as drug residues, microplastics, etc.

První zkušenosti s měřením retence fosforu na Lhotském potoce metodou TASCC

DANIEL FIALA, PAVEL KOŽENÝ

Klíčová slova: fosfor – bilanční modely znečištění – měření retence – malé vodní toky – TASCC

ABSTRAKT

Eutrofizace vodních toků i nádrží, resp. enormní zatížení vod fosforem, je po několik dekád největším problémem vodního hospodářství v České republice (ČR). Efektivní podporou racionálního řešení jsou bilanční modely povodí, které kromě zdrojů musejí zahrnovat také charakterizaci říční sítě, tj. retenci fosforu v tocích. Přímá metoda měření retence fosforu ve vodním toku za dobře definovaných hydrologických a hydrochemických, popř. hydrobiologických podmínek, tedy metoda poskytující zobecnitelné parametry retence, nám značně chybí a mohla by zásadním způsobem zvýšit přesnost současných modelů. Takový potenciál, zdá se, skýtá metoda TASCC (Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization). V článku popisujeme její první aplikaci v ČR, a to na experimentálním povodí Lhotského potoka v okrese Benešov. K prvotnímu testu 21. října 2021 jsme vybrali kanalizovaný 200 m dlouhý úsek, do něhož jsme aplikovali směs roztoků NaCl a $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ a při průtoku 2,3 l/s jsme pomocí vodivostních elektrod sledovali postupující vlnu. Prostřednictvím 20 odebraných vzorků a jejich chemické analýzy (chloridy a fosfor) jsme podle metody TASCC (Covino et al., 2010 [16]) charakterizovali tři parametry tzv. spirálního toku živin, tj. vypočetili jsme délku spirály ($S_{w\text{ amb}} = 70,8$ [m]); plošný příjem ($U_{\text{amb}} = 0,000000178$ [mg/m².s]) a rychlost příjmu ($v_{f\text{ amb}} = 0,00936$ [mm/min]). Výsledné hodnoty jsou v porovnání s literaturou podezřele nízké a v textu uvažujeme o příčinách odchylek. Jednou z nejpravděpodobnějších okolností je vágní formulace „saturační koncentrace“, které je třeba naváženou dávkou dosáhnout. Hlavními přednostmi metody TASCC jsou bezpochyby jednoduchost, bezpečnost a ohleduplnost vůči prostředí. Cílem příspěvku je vyhodnotit využitelnost slibné metody TASCC.

ÚVOD

Nejenže eutrofizace vodních ekosystémů, tj. řek, jezer a moří, patří stále mezi jejich nejzávažnější způsoby degradace, ale její intenzita se nadále prohlubuje, a to jak ve světě, tak v ČR. Je potom lhostejno, zda na ilustrativní podporu úvodního tvrzení použijeme zvětšující se rozsah mrtvých zón v mořích [1], včetně těch, kam ústí naše řeky [2], nejobsáhlejší výkaz stavu vodních útvarů za celý stát nebo nejzávažnější příklady ekologických katastrof v Dyji [3] pod Novými Mlýny (na dolní Dyji uhynulo v létě 2022 41,6 tuny ryb 26 druhů od 10 do 250 cm z důvodu „exportu“ desetiletí neřešené eutrofizace nádrže) či na Odře [4] v Polsku a Německu (oficiálně 360 tun ryb, přičemž odborné odhady hovoří o 1 650 tunách, miliony mlžů a plžů nepočítaje; A. Szlauer-Lukaszewska, pers. comm.).

Z pohledu limnologie je přitom situace zcela jasná již déle než půl století [5]. Žel se i přes dávná varování autorit odborných [6] a nedávná varování autorit

právních [7] daří až do dnešní doby tzv. „vrcholným“ úředníkům a tzv. „zodpovědným“ činitelům zájmových organizací efektivní snahy o omezení vstupu fosforu do vod eliminovat. K eliminaci samotného fosforu z odpadních vod bohužel v žádoucí míře stále nedochází, a tak se tento z pohledu evoluce života na planetě klíčový biogenní prvek stále více a déle kumuluje v sedimentech a skrze masové květy sinic a řas působí dlouhodobě značné škody na vodárenských nádržích, v koupacích vodách i chovných rybnících.

Bilanční model povodí by tvořil v racionálně fungující společnosti, kromě obecných zákonů, jejichž základním znakem je vymahatelnost, optimální odborný nástroj užívaný managementem vodního hospodářství k dosažení uzákoněných cílů. Takový model by měl sestavit prioritní seznam bodových zdrojů žádajících si investice v takovém pořadí a výši, aby náklady byly vynaloženy efektivně. A každý model je samozřejmě tak dobrý, jak dobrá jsou jeho vstupní data.

Po mnoha letech vzorkování reprezentativních souborů a systematických průzkumů celých povodí, kdy jsme se z důvodů efektivity soustředili na co nejpřesnější změření zdrojů samotných, tedy vstupů do bilančních modelů, jsme se postupně dostali do fáze, kdy největší slabinou těchto modelů jsou procesy, tj. retence. Pod obecným pojmem retence rozumíme přitom sumu fyzikálních, chemických a biologických procesů, jež jsou samozřejmě odlišné pro stojaté a tekoucí vody. A je pochopitelné, že jednotlivé děje dozraly různé hloubky poznání. Zatímco retence fosforu v nádržích je díky mnoho desetiletí trvajícím úsilím limnologů robustně zobecněna [8], tak retence fosforu v tocích, jakoli může být významná (obr. 1), je kvůli malé znalosti systematických hodnot mnohdy pouze arbitrárně dopočítávána, nebo v lepších případech parametřována jen velmi homogenně pro rozsáhlá území anebo hydrologický rozsah.

Zároveň platí, že koloběh fosforu v ekosystémech jezer a nádrží byl studován od počátků limnologie s ohledem na tehdy převažující zdroje, tj. „zajišťující“ chronický přísun. Naopak dopad fosforu z občasných, byť významných epizod bez rozlišení, jedná-li se během deště o epizodu erozní nebo odlehčení na jednotné kanalizaci, je mnohem méně probádaný, resp. kvantifikace epizod je mnohem složitější [9], natož zobecnění. V ekosystémech řek je dichotomie obdobná, ale celkové množství přímo naměřených dat je přitom nesrovnatelně menší. Lze tedy na úvod shrnout, že nejslabším místem našich bilančních modelů je v současné době přímo měřená retence fosforu v tocích a nejméně pozornosti se dostalo retenci epizodní.

Jelikož se fosfor – vzhledem k neexistenci plynného skupenství – nikde v říční síti „neztrácí“, ale ani dlouhodobě nekumuluje (nivní louky jsme po funkční stránce od řek také odloučili), není na druhou stranu pro počáteční přiblížení velkou chybou, když se jeho retence z dlouhodobého hlediska „anuluje“. Na tento předpoklad však nesmíme zapomenout v momentě, kdy v modelu konfrontujeme např. roční data z provozního monitoringu s reálnými údaji z povodí, resp. *in-situ* naměřenými koncentracemi. Zatímco vzorkováním máme

obvykle pokryto příslovečných 12 vteřin ročně a doufáme v jejich bezproblematickou extrapolaci na 365 dnů, v mezidobí zjevně dochází k násobným až řádovým změnám v dočasné retenci [10]. A zatímco v modelech toků nám obvykle tuto chybu v předpokladu nic reálného nemůže připomenout, u stojatých vod, kde nakonec k významné kumulaci fosforu z takových epizod dochází, jsou to právě sinicové květy, jež dávají jasnou zpětnou vazbu našim teoretickým modelům. Ostatně výsledky každého modelu musejí být řádně interpretovány, což nelze učinit jinak než ústy zodpovědného a hlavně reálného prostředí znalého experta.

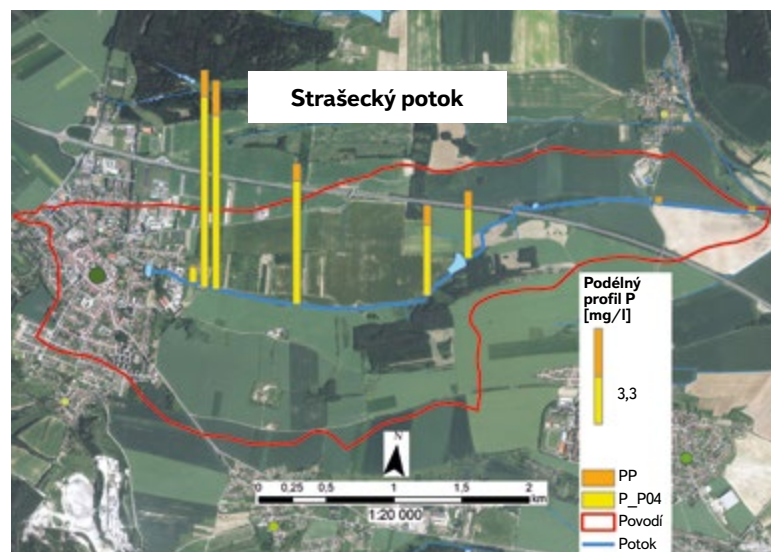
Výše uvedený stav poznání retence fosforu ve vodních ekosystémech je mj. dán historicky dostupnými metodami. Metody založené na stopování radionuklidů jsou mimo laboratoř značně omezené z důvodů zdravotních rizik. Rozdílové měření koncentrací „na začátku“ a „na konci“ zkoumané části ekosystému proto metodám dlouhodobě vévodí. Až formulace a rozvoj „teorie říčního kontinua“ [11] a z ní odvozeného „konceptu spirálního toku živin“ [12] umožnily vývoj nových metod založených na pozorování indukované odezvy celého ekosystému. Ze začátku byly sice použity opět radionuklidy [13], ale zanedlouho byly vyvinuty šetrnější postupy využívající vedle prostých živin také nekonzervativní markery. Bez rozdílu v chemické povaze látek však spočívala první vlna nových metod v dosažení platů hodnot, steady-state rovnováhy, na sledovaném úseku, a to po nezanedbatelně dlouhou dobu. Takový experiment poskytl jednu unikátní hodnotu pro daný úsek. Porovnáním výsledků z různých lokalit vyšlo najevo velké rozpětí tří zjištěných parametrů spirály, délka spirály S_w , plošný příjem U a rychlost příjmu v_p (angl. termíny viz kapitola Metody a lokalita). Následovalo proto metodologické zpřesnění, kdy se během jednoho měření v několika po sobě jdoucích krocích platů koncentrace postupně zvyšovala [14]. Z takto diferencované série měření byly parametry spirály živin extrapolovány směrem k neovlivněným podmínkám s mnohem vyšší přesností. Takovým postupem byl ovšem zkoumaný úsek vystaven v souhrnu tak vysoké zátěži, že někteří autoři pochybovali o věrohodnosti takto získaných dat pro běžné rozsahy požadovaných koncentrací [15].

V metodickém směru je poslední inovací metoda TASCC, tedy „Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization“ [16], kdy se odezva na známém úseku vodního toku indukuje pouze jednorázovým přidáním (slug injection) směsi obohacujících živin a konzervativního markeru. Na rozdíl od předchozích metod každý dílčí vzorek odebraný z výsledné vlny slouží k výpočtu jedné partikulární hodnoty, resp. odvození tří parametrů spirály (S_w , U a v_p), neprobíhá jen interpolací dvou nebo tří bodů (odpovídajících dvěma či třem koncentracím steady-state), nýbrž vypočtením regresní přímky nad rozsáhlou sadou bodů. Takový postup vede nejen k vyšší statistické spolehlivosti, ale hlavně k vyšší faktické přesnosti vypočtených parametrů spirály charakterizujících retenci živin, v našem případě retenci fosforu.

Covino et al. ve své práci [16] přitom důsledně rozlišují tři skupiny parametrů spirály, resp. tři dílčí roviny příjmu živin (U), které uvedeným postupem postupně vypočítají a odvodí (S_w a v_p): příjem pozadí (ambient uptake U_{amb}) je kýženou cílovou veličinou charakterizující vlastní spirálu řeky v neovlivněných podmínkách, ke které mají všechny metody mířit; příjem dodatkový (added nutrient uptake U_{add}) je uměle zvýšená část příjmu způsobená experimentálním přidáním živin, tj. zvýšení příjmu připadající na vrub samotné indukci, a konečně celkový příjem (total uptake U_{tot}) je součtem obou uvedených dílčích složek a jedinou hodnotou získanou chemickou analýzou přímo odebraných vzorků. Na rozdíl od celkového příjmu lze dvě dílčí hodnoty pouze matematicky dovodit.

Jako každá metoda má i TASCC svá omezení, ale mezi hlavní výhody patří zdravotní bezpečnost (oproti izotopům) a řádově menší zatížení studovaného ekosystému (oproti steady-state metodám). Většina z nemnoha prací, v nichž byla zatím použita [17–26], se sice zabývá retencí dusíku, ale ukazuje uplatnitelnost jak na širším rozsahu velikostí vodních toků, tak na větším geografickém rozšíření.

V ČR metoda TASCC zatím nebyla použita, přestože skýtá značný potenciál ve zpřesnění bilančních modelů. Cílem naší studie je tedy implementace metody a posouzení její vhodnosti pro přímé měření retence fosforu v tocích v závislosti na predikovatelných parametrech. V ideálním případě si od metody slibujeme efektivnější dosažení dobrého ekologického stavu – formálně řečeno – neboli ekonomicky úspornější potlačení projevů eutrofizace v našich degradovaných vodních ekosystémech, a to prostřednictvím věrohodnějšího modelování procesů, s. s. retence v hydrografické síti.

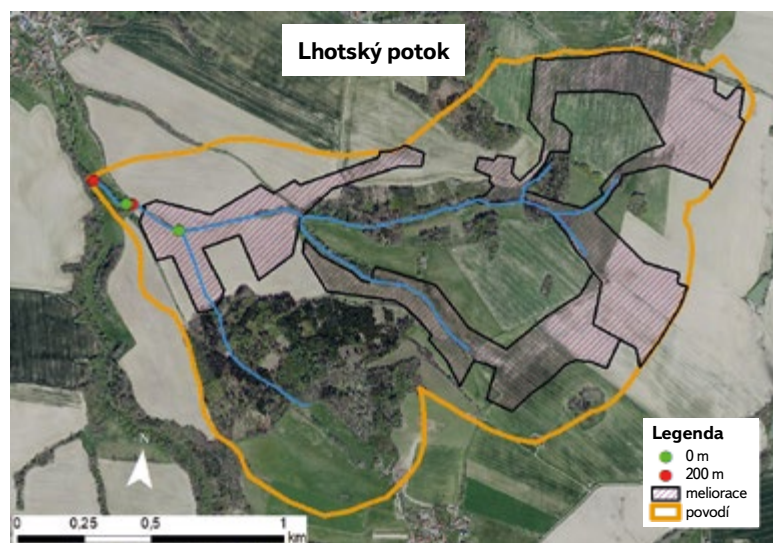


Obr. 1. Příklad výrazné změny koncentrací fosforu v podélném profilu Strašeckého potoka pod Novým Strašecím (5 500 obyv.) dne 10. listopadu 2015, kdy 95 % průtoku ve Strašeckém potoce (5,0 km) tvořil odtok z ČOV. Koncentrace celkového fosforu klesala zpočátku jen zvolna, ze 7,4 mg/l na výtoku z ČOV, přes 3,1 mg/l, resp. 2,3 mg/l nad, resp. pod rybníkem Konopas, t. č. zcela vypuštěným. V dolní části potoka byla retence výrazná a koncentrace klesla až na 0,210 mg/l při ústí do Loděnice. Partikulovaný fosfor (PP) je rozdílem celkového fosforu a rozpuštěného reaktivního fosforu (PO_4 -P) Fig. 1. An example of a significant change in phosphorus concentrations in the longitudinal profile downstream from Nové Strašecí (5,500 inhab.) on 10/11/2015 when 95 % of the flow in Strašecký stream (5.0 km) consisted of WWTP discharge. Total phosphorus concentration decreased slightly from 7.4 mg/l in the WWTP outlet to 3.1 mg/l and 2.3 mg/l above and below Konopas pond, respectively, which was drained completely at the time. In the lower part of the stream, retention was significant and the concentration dropped to 0.210 mg/l at the confluence with Loděnice river. Particulate phosphorus (PP) is the difference between total and dissolved reactive phosphorus (PO_4 -P)

METODY A LOKALITA

Lhotský potok (2. řád dle Strahlera) pramení 8 km východně od Benešova je pravostranným přítokem Petroupimského potoka, jehož vody skrze Benešovský potok ústí u Čerčan do Sázavy. Nejvyšším bodem povodí (2,6 km²) je vrch Kochánov (499 m n. m.), zatímco ústí (360 m n. m.) je pouze 1,46 km vzdáleno. Převládajícím půdním typem je modální kambizem na podloží silně zvětralých žul. V povodí (obr. 2) dominuje orná půda (82 %), menšinu zabírá les (8 %) a TTP (4 %). Kvůli vysoké sklonitosti terénu, skeletovitosti půd, zornění, systematické drenáži (29 %) a způsobu hospodaření je povodí pravidelně a dlouhodobě postihováno silnou erozí. Lhotský potok (2,2 km) teče zcela mimo lidská sídla a transportovaný fosfor (P) tak pochází výhradně z plošných zdrojů, kdy rozhodující podíl odnosu P připadá na zemědělskou půdu.

V uzávěrové části povodí (GPS 49° 48'13,192''N; 14° 45'38,902''E) protéká potok dvěma morfologicky výrazně odlišnými pasážemi, jež jsme použili k výzkumu. V horním úseku, dále nazývaném kanál, je potok zcela napřímený, zahluobený se dnem vydlážděným plnými betonovými dlaždicemi. Kromě solitérní skupinky vrbových keřů jsou strmé břehy pokryty pouze pásem bylinné ruderalní vegetace (š. 5–15 m), na dolním konci silně prorostlém rákosem. Ve druhém, dolním úseku, dále nazývaném meandry, se potok naopak klikatí téměř přirozeným korytem v širší nivě a po obou březích jej lemuje souvislý pás hustě zapojené stromové a keřové vegetace (š. 10–20 m). Dno je podle převládajících rychlostí proudu tvořeno různým materiálem od balvanů po hrubý písek. V obou morfologicky odlišných částech koryta jsme vymezili dva 200 m dlouhé experimentální úseky, které jsou odděleny pouze cestním propustkem a vzdáleny cca 20 m. I když jsme k prvotnímu měření retence P metodou TASCC využili jen kanalizovaný úsek, stejnou vlnu vody obohacenou o stopovací směs jsme sledovali také na přirozeném úseku meandrů, byť pouze prostřednictvím vodivostních elektrod. Z naměřených průběhů vodivosti jsme odvodili postupové rychlosti na obou úsecích. Pro budoucí srovnání retence dvou různých typů koryta tedy předpokládáme, že se oba úseky neliší ani hydrologicky, ani hydrochemicky a nejvýznamnější rozdíl ve zkoumané retenci bude padat na vrub morfologické rozdílnosti.



Obr. 2. Mapa Lhotského potoka s vyznačením obou studovaných úseků (200 m), kde byla měřena zároveň retence fosforu metodou TASCC (horní napřímený úsek ozn. „kanál“), nebo pouze doba dotoku a morfologie koryta (dolní přírodní úsek ozn. „meandry“)
Fig. 2. Map of Lhotský stream showing both studied sections (200 m), where phosphorus retention was also measured by TASCC method (upper straightened section „canal“), or only arrival time and morphology of the riverbed (lower natural section „meanders“)

Na základě dlouhodobého pozorování této lokality a pro budoucí srovnání dvou úseků je vhodné podotknout, že na rozdíl od zkanalizovaného úseku je nepevně dno přirozeného úseku vydatnými epizodami vysokých průtoků cyklicky intenzivně přetvářeno. V delších obdobích hydrologického klidu se v korytě usazují i jemné sedimenty, jež při delší akumulaci tvoří hlinité až jílovité lavice. Vzhledem k bohatému přísunu listového opadu a spadáných větví zachytávajících se dobře v meandrech a o balvany, se navíc v četných tišinách na povrchu jemných sedimentů vytváří charakteristická vrstvička sapropelu pokrytá postupně jemným biofilmem. Tyto struktury jsou s přívalovými odtoky odplavovány, samozřejmě spolu s bentosem. Naopak tenký biofilm na horním úseku je vzhledem k vysokému oslunění tvořen charakteristicky pevným

povlakem epilimnických řas, které kromě hydrologických změn (scouring) podléhají také sezonní dynamice. Ve výsledku je v meandrující části potoka obvykle mnohem větší plocha aktivních povrchů, kde může probíhat retence, a to jak biologická, tak fyzikálně-chemická.

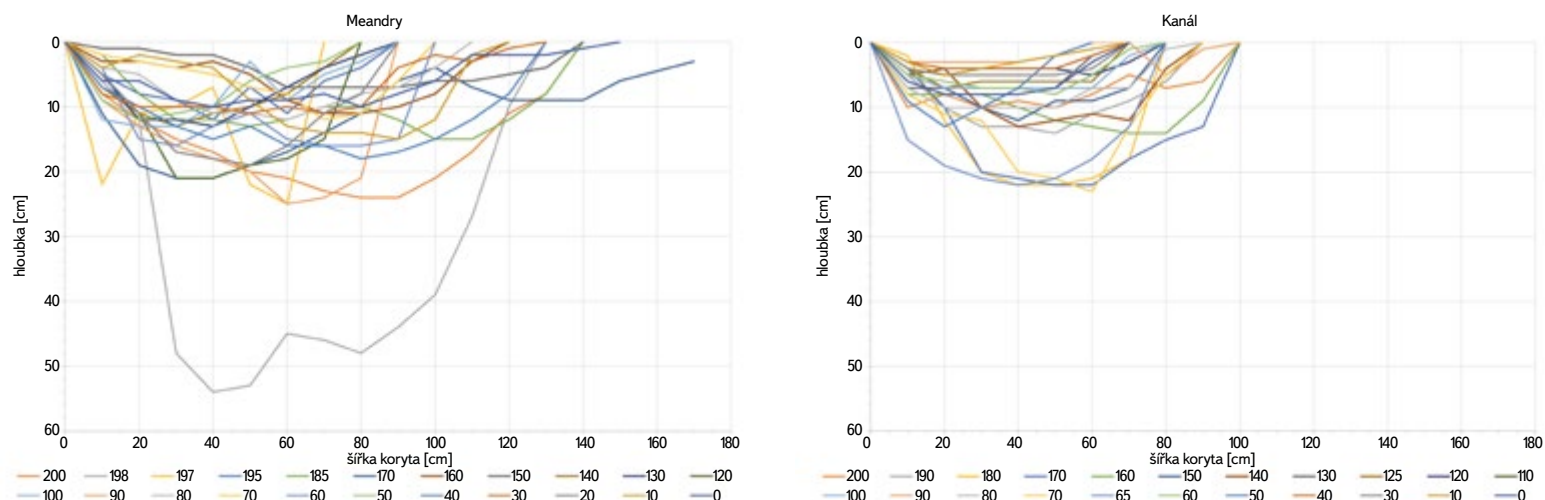
Pro prvotní měření retence fosforu podle metody TASCC [16] jsme do kanalizovaného úseku Lhotského potoka jednorázově přidali směs konzervativní složky (NaCl), sloužící jako vodivostní elektrodou snadno detekovatelná značka, a nekonzervativní složky ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$), jejíž retence je vlastním předmětem výzkumu. Množství přidaného fosforu jsme podle doporučení metody volili tak, aby maximální koncentrace na konci měřeného úseku dosáhla doporučené úrovně „saturace“. Saturační koncentrace je formálně odvozena z enzymatické kinetiky podle Michaelis-Mentenové, a odpovídá tedy koncentraci, při níž daná rychlost reakce dosahuje svého maxima. Při praktickém výpočtu parametrů spirály ve vodním toku antropogenně neovlivněném a málo ovlivněném se nicméně udává, že dynamickou koncentraci je třeba zvýšit 2x až 5x, nejvýše 10x nad úroveň koncentrace pozadí [16, 19, 26]. K jejímu výpočtu tak bylo zapotřebí jednak změřit pozadovou hodnotu koncentrace P, stanovenou jako koncentrace rozpuštěných ortofosforečnanů ($\text{PO}_4\text{-P}$), jednak průtok (Q), ale také dobu dotoku, tj. hydromorfologický charakter vodního toku. Protože poslední dvě charakteristiky podstatně určují průběh „zplošťování“ koncentrační křivky a závisí hlavně na relativním objemu tzv. mrtvých zón (téměř stojaté vody v hlubokých tůních a hyporeálu), který lze bez předchozího měření těžko zjistit, oba parametry jsme napoprvé jen hrubě odhadli.

Na podzim, 21. října 2021, jsme provedli experimentální měření retence fosforu pomocí metody TASCC na Lhotském potoce. Ve 200 m dlouhém úseku označeném „kanál“ protékala voda pouze po povrchu betonových dlaždic (průměrná šířka hladiny 74,8 cm), a na retenci fosforu se tak podílela prakticky bezvýhradně sorpce na tuto minimální plochu a v omezené míře také příjem živin sporými nárosty. Jedinou odchylkou od uniformního tvaru koryta byly jedna větší a dvě menší břehové nátrže o souhrnné délce cca 15 m, kde koryto opusťlo stavební linie.

Na měřený úsek potoka jsme umístili tři vodivostní sondy (HACH HQ 40d nebo WTW Multi 3320) umožňující automatické uložení dat. První byla pod místem dokonalého promíchání (0 m), druhá v polovině úseku (100 m) a třetí v uzávěrovém profilu (200 m) úseku. Na uzávěrovém profilu jsme pomocí on-line měření vodivosti odebrali sekvenci vzorků (širokohrdlé HDPE vzorkovnice 0,5 l) pokrývající vzestupnou a sestupnou část vlny vodivosti, resp. průchod měnicích se koncentrací a poměrů sledovaných živin a traceru. Časový interval mezi jednotlivými vzorky jsme arbitrárně měnili podle rychlosti měnící se vodivosti a ve výsledku se pohyboval v rozmezí 5 minut až 30 vteřin. Odběry vzorků jsme ukončili poté, co se indukovaná vodivost ustálila na hodnotě pozadí.

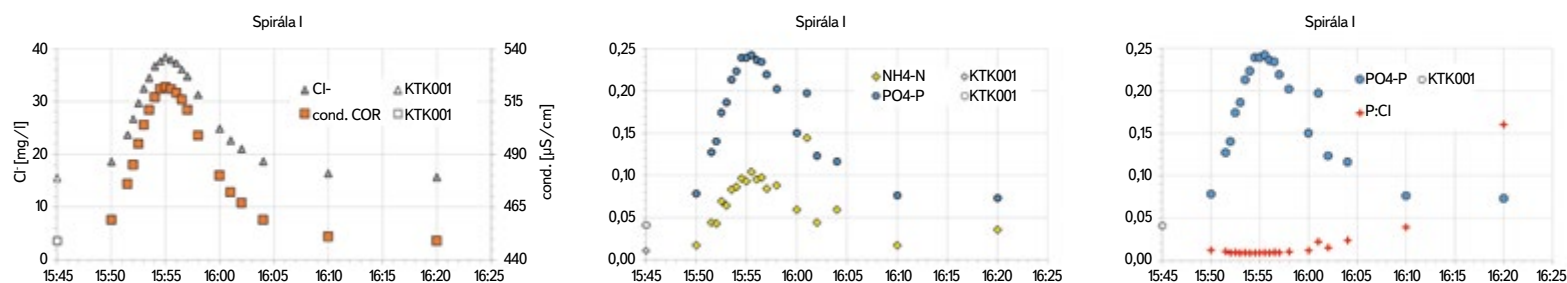
Vzorky pro analýzu živin a chloridů ($\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, Cl^-) a pro základní chemický rozbor, jež byly provedeny do 24 hodin v akreditované laboratoři VÚV TGM, byly během transportu chlazený lemem. Z naměřených hodnot, tedy ze změn poměru úbytku fosforu a chloridů, tj. biologicky aktivní živiny ke konzervativnímu traceru, byly podle metody TASCC [16] v několika matematických krocích (viz rovnice 8–10 v práci Covino et al. [16]) vypočteny všechny tři parametry tzv. spirály. Podle „Nutrient Spiralling Concept“ [13] jde o délku spirály (S_w), plošný příjem (U) a rychlost příjmu (v_p). Vzhledem k neexistenci českých ekvivalentů uvádíme i jejich anglické názvy spolu s rozměry jednotek: uptake length (S_w) [m]; areal uptake (U) [$\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$]; uptake velocity (v_p) [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$].

Protože délka spirály (S_w), tj. základní parametr udávající teoretickou vzdálenost, na kterou je průměrný atom živiny transportován vodním tokem mezi dvěma body dna od výstupu (popř. uvolnění ze dna) do jeho příjmu (popř. vázní do dna), je mimo samotný proces retence silně ovlivněna průtokem a rychlostí, resp. hloubkou vody v toku, je vhodné, zejména pro účely srovnání různých vodních toků mezi sebou nebo pro srovnání jednotlivých měření prováděných ve stejném vodním toku, ale za různých hydrologických podmínek, zavedení normalizované veličiny, která tyto rozdíly převede na jednotkový



Obr. 3. Rozdíly v základních rozměrech omočené části koryta v horním napřímeném a dolním přirozeném úseku Lhotského potoka; příčný profil hloubek a šířky hladiny byl proměřen každých 10 m od začátku (0 m) do konce (200 m) studovaného úseku, v případě výrazných změn častěji

Fig. 3. Morphological differences of riverbed in the channelized (upper panel) and natural (lower panel) stretch of Lhotský stream; the horizontal profile of the water depth and width was measured every 10 m from the beginning (0 m) to the end (200 m) of the studied section, more often in the case of significant changes



Obr. 4. Koncentrace látek a vodivost na uzávěrovém profilu napřímeného úseku (200 m) zaznamenané v procházející vlně (vylití směsi v 15:20) v porovnání s požadovou hodnotou (KTK001)

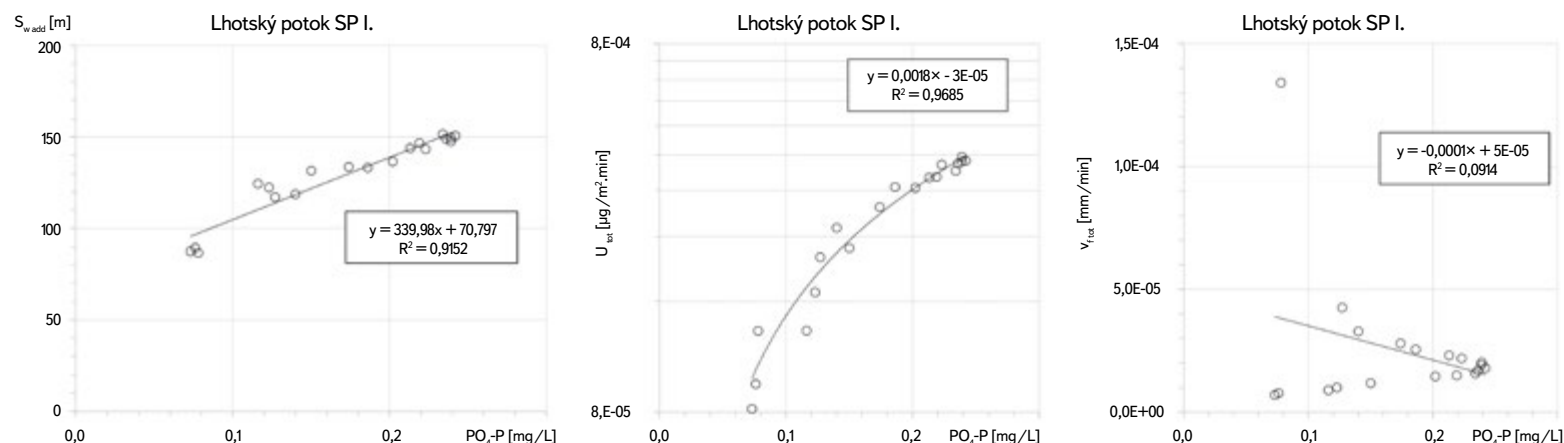
rozměr. Těmito veličinami jsou plošný příjem (U) a rychlost příjmu (v_p). Zatímco plošný příjem (U) udává celkové množství živiny přijaté za jednotku času na jednotkovou plochu dna vodního toku, tak rychlost příjmu (v_p) koriguje délku spirály na rychlost proudu a hloubku vody (podrobně viz rovnice 8.6-8.10; Covino a kol. [16], interpretaci a grafický manuál v metodickém návodu [12]), čímž umožňuje vzájemnou srovnatelnost lokalit a období měření retence P .

Pro výpočet jednotlivých parametrů spirály jsme ještě proměřili morfologii zatopené části koryta (obr. 3), tj. šířku hladiny (příčný profil každých 10 m) a hloubku (každých 10 cm na daném příčném profilu) a vypočetli omočený obvod. Všechny tři parametry spirály, tzv. trojice metrik (angl. metric triad, viz [12]) jsou vzájemně matematicky převoditelné veličiny, a jsou mezi sebou tedy i fakticky těsně provázány. Postupovou rychlost, jedinou veličinu jednoznačně a spolehlivě srovnávající morfologii napřímeného a přírodního úseku potoka za aktuálních hydrologických podmínek, jsme odvodili z doby dotoku, tj. z intervalu mezi maximální vodivostí na prvním (0 m) a posledním profilu (200 m). Průtok (Q) byl změřen přímou metodou na měrném přelivu podle Cipolettiho, ex post instalovaném do propustku, tj. mezi oběma úseky. Rozdíly na horním a dolním okraji zkoumané pasáže považujeme za marginální. Měření Q jsme provedli až po proběhnutí vlny, aby hydraulickým rázem vyvolaným montáží přelivu nedošlo ke změnám retenčních „kapacit“, tj. k mechanickému přeskupení listů, větví a sedimentů.

VÝSLEDKY A DISKUZE

K měření parametrů spirály jsme použili směs roztoků NaCl ($\text{cond.} = 25,0 \text{ mS/cm}$, 4 l) a $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ ($\text{PO}_4\text{-P} = 152 \text{ mg/l}$, 4 l). Celý objem stopovacího roztoku jsme vylili jednorázově během pěti sekund na šterkovitou peřejku těsně nad měřeným úsekem, abychom zajistili dokonalé promíchání, a přitom nezvířili sediment. Navážku jsme stanovili podle den předem zjištěných koncentrací $\text{NH}_4\text{-N}$ a $\text{PO}_4\text{-P}$ v orientačním vzorku (0,019 a 0,024 mg/l) a průtoku (2,4 l/s). Těsně před měřením jsme odebrali tři kontrolní vzorky, a to na začátku a konci napřímeného úseku a na konci úseku meandrů. Pro výpočty parametrů spirály byl jako požadová hodnota $\text{NH}_4\text{-N}$ a $\text{PO}_4\text{-P}$ použit vzorek z horního okraje experimentálního úseku (0,010 a 0,041 mg/l), protože prostřední vzorek byl při odběru kontaminován vyplašenou zvěří pohybující se v korytě. Koncentrací fosforu se vzorek odebraný ve třetím, nejnižším položeném profilu lišil od prvního do 5 %. Z hodnot zjištěných při průchodu vlny (obr. 4) je zřejmé, že během experimentu došlo k optimálnímu zvýšení koncentrací o požadovaný dvou až pětinasobek udávaný v literatuře [16, 19, 26].

Při aktuálním průtoku (2,3 l/s) a při logovacím intervalu 10–30 s byla naměřena postupová rychlost 5,76 m/min (0,096 m/s). Výsledný velmi rychlý průchod vlny (35 minut od vylití, resp. od průchodu vlny profilem 0 m do odběru posledního vzorku na profilu 200 m) jsme zachytili celkem 20 vzorky s nejkratším intervalem 30 s okolo maximální vodivosti (obr. 4). Synchronním měřením vodivosti na dolním úseku označeném „meandry“ jsme zjistili výrazně nižší postupovou



Obr. 5. Dílčí hodnoty dynamické délky spirály (S_{w-add}), celkového plošného příjmu (U_{tot}) a celkové rychlosti příjmu (v_{f-tot}) fosforu získané metodou TASCC

na zkanalizovaném úseku Lhotského potoka

Fig. 5. Dynamic uptake length (S_{w-add}), total areal uptake (U_{tot}), and total uptake velocity (v_{f-tot}) of phosphorus values obtained by TASCC method in the channelized stretch of Lhotský stream

rychlost (3,60 m/min) danou přirozeným charakterem koryta a dokládající už předběžně rozhodující vliv hydromorfologického stavu vodního toku (obr. 3) na retenci P v toku, protože rozdíly ve sklonu koryta jsou minimální.

Integraci koncentrační křivky pomocí lichoběžníkové metody jsme zjistili, že průchodem vlny v napřímeném úseku (200 m) došlo k retenci 353 mg přidaného fosforu (38,8 %) a pouhých 3,0 % přidaných chloridů. Celkový plošný příjem je potom $U = 0,714$ [mg/m².s], čímž při geometrickém průměru koncentrace korigované na pozadí (0,114 mg/l) obdržíme celkovou rychlost příjmu $v_f = 0,376$ [mm/min]. Při použití původní metodiky [16] obdržíme extrapolaci pro neindukovaný stav (ambient condition) následující hodnoty parametrů spirály: $S_{w-amb} = 70,8$ [m]; $U_{amb} = 0,000000178$ [mg/m².s] a $v_{f-amb} = 0,00936$ [mm/min], což jsou velmi nízké a u posledních dvou veličin prakticky nulové hodnoty.

Vezmeme-li v potaz koeficienty variance tří vypočtených parametrů spirály (R^2 pro $S_w = 0,92$, pro $U = 0,97$ a pro $v_f = 0,13$), je navíc zřejmé, že závislost celkové rychlosti příjmu na koncentraci je nevýznamná, zatímco u délky spirály a celkového plošného příjmu je naopak velmi vysoká (obr. 5). I když jsme během měření nepozorovali žádné změny v odtékající vodě (ani zákalu, ani změnu hladiny), náhodnou chybou jsme se přesvědčili o extrémní citlivosti korelace dílčích délek spirály (S_w) na koncentraci fosforu, resp. na drobné nepřesnosti způsobené odběrem vzorků. Při odběru dílčího vzorku v čase 16:01 patrně došlo ke zviření jemného sedimentu, protože naměřené koncentrace výrazně vybočují z jinak plynulého průběhu. Následným vynecháním této odlehle hodnoty se korelační koeficient diametrálně zlepšil (z původní hodnoty $R^2 = 0,73$ na $R^2 = 0,92$).

Ze srovnání s jinými pracemi dále vyplývá, že nejrobustnější hodnota – délka spirály – se nachází na dolní hranici pozorování na málo zatížených lokalitách [26], jinými slovy je velmi krátká. Protože hodnota délky spirály (S_w) je silně závislá na aktuálním průtoku, resp. rychlosti proudu a hloubce, používají se ke srovnání lokalit normalizované veličiny plošného příjmu (U) a celkové rychlosti příjmu (v_f). Ovšem autoři, kteří se jako v našem případě potýkali s jejich netypickými průběhy či hodnotami, uvádějí na vysvětlení diskrepanci zásadní předpoklad, že celá teorie stojící za výpočtem parametrů spirály platí pouze v rozsahu podmínek pod saturací [25, 27], tj. přidání živiny musí významně indukovat její uptake. To by v našem případě znamenalo, chceme-li se vyhnout aplikaci extrémních dávek, že požadované hodnoty jsou příliš vysoké samy o sobě. Takové tvrzení však logicky odporuje zjištěné krátké délce spirály S_w . Možné je proto dle našeho názoru i jiné vysvětlení, že totiž omezený povrch uměle zkanalizovaného potoka nedisponuje již žádnou další kapacitou k retenci P, a tedy indukce není doprovázena očekávaným zvýšením retence. Poslední spekulativní

příčinou netypických hodnot může být zjevná diskrepance v poměru mezi fosforem a chloridy v tzv. ocasu (tailing) koncentrační vlny (obr. 4 dole), kdy se poměr P : Cl v časech posledních dvou vzorků (16:10 a 16:20) významně zvyšuje. Toto zvýšení zjevně koresponduje s mnohem pozvolnějším ustálením koncentrace fosforu v porovnání s rychlým návratem koncentrací chloridů k požadovým hodnotám. Za spekulativní označujeme tuto možnost proto, že jsme zdaleka nenabýli dostatek zkušeností s metodou TASCC, abychom ji považovali za spolehlivě osvojenou.

Měření retence P metodou TASCC simuluje pouze podmínky vyrovnaného a nízkého průtoku, což v našem případě je rozmezí do cca 10 l/s. Jeho výsledky tedy nic nevypovídají o vzájemných poměrech při vysokých průtocích či extrémních odnosech. Během přívalů lze teoreticky uvažovat o zanedbatelném podílu adheze erozních partikul v biofilmu. Ta bude ovšem velmi limitována prostorově tenkým biofilmem, protože úsek není sycen živinami z komunálního znečištění, a také časově krátkou dobou trvání píků. Navíc bude pravděpodobně docházet během těchto epizod spíše ke strhávání (scouring) biofilmu než k jeho narůstání. V dolním, přirozeném úseku Lhotského potoka lze předpokládat mnohem vyšší retenční kapacitu. Nejen delší doba kontaktu protékající vody a dna, ale hlavně bohatě rozvinutý hyporeál budou pravděpodobně výslednou retenci znásobovat. Domníváme se proto, že teprve další měření srovnávající oba úseky a provedená v různých ročních obdobích poskytnou ucelenější obraz o parametrech spirály, resp. o retenci fosforu na výhradně zemědělském potoce.

ZÁVĚRY

Za kritickou vlastnost nepříliš rozšířené metody TASCC považujeme navážku aplikované dávky, protože bez předchozího měření lze jen těžko odhadovat kýženou saturační koncentraci. Na druhé straně je i jednoduchá anorganická sůl v malém množství znečištěním a z toho plyne velikostní a početní limit proměřených toků. Každopádně oproti metodám využívajícím radionuklidy je metoda TASCC zcela bezpečná a na rozdíl od metod využívajících platů koncentrace je celková spotřeba chemických látek zlomková, i když není při eventuálně větším rozšíření metody rozhodně zanedbatelná. Jednoduchost, bezpečnost a ohleduplnost vůči prostředí jsou tedy hlavní výhody této metody. Teprve po vyřešení nejasností stran zvýšení navážky lze přikročit ke srovnání úseků v různém hydromorfologickém stavu, popř. bude možno definitivně rozšířit její aplikaci v podmínkách ČR. Od metody TASCC si slibujeme preciznější a hlavně

přímo změřenou charakterizaci retence fosforu v tocích celého státu, pro začátek za průměrných podmínek, resp. při vyrovnaných průtocích. Takto zjištěné hodnoty retence mohou podstatně zpřesnit naše bilanční modely, a tedy zvýšit jejich věrohodnost při projednávání nápravných opatření.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován za finanční podpory projektu Technologické agentury ČR SS02030027 „Vodní systémy a vodní hospodářství v ČR v podmínkách změny klimatu“. Za cenné rady při interpretaci výsledků chemických analýz a zpracování matematického aparátu děkujeme Ing. Ondřeji Tauferovi. Děkujeme také personálu našich laboratoří pod vedením Ing. Lenky Smetanové za osobní nasazení a dvěma anonymním recenzentům, kteří kritickými poznámkami významně přispěli ke kvalitě a jasnosti článku.

Literatura

- [1] BREITBURG, D., LEVIN, L. A., OSCHLIES, A., GRÉGOIRE, M., CHAVEZ, F. P., CONLEY, D. J., ZHANG, J. a kol. Declining Oxygen in the Global Ocean and Coastal Waters. *Science*. 2018, 359, 6371.
- [2] CARSTENSEN, J., CONLEY, D. J. Baltic Sea Hypoxia Takes Many Shapes and Sizes. *Limnology and Oceanography Bulletin*. 2019, 28(4), s. 125–129.
- [3] FIALA, D. *Masový úhyn ryb na Dyji v létě 2022 a sinice Aphanizomenon flosaque – příčiny a okolnosti*. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., 2023, s. 82.
- [4] FREE, G., VAN DE BUND, W., GAWLIK, B., VAN WIJK, L., WOOD, M., GUAGNINI, E., STIELSTRA, H a kol. An EU Analysis of the Ecological Disaster in the Oder River of 2022: Lessons Learned and Research-Based Recommendations to Avoid Future Ecological Damage in EU Rivers, a Joint Analysis from DG ENV, JRC and the EEA. *Publications Office of the European Union*. 2023.
- [5] DILLON, P. J., RIGLER, F. H. The Phosphorus-Chlorophyll Relationship in Lakes. *Limnology and Oceanography*. 1974, 19(5), s. 767–776.
- [6] HRBÁČEK, J. Jsou fosfáty hlavní příčinou eutrofizace jezer a přehradních nádrží? *Vesmír*. 1971, 50(4), s. 125.
- [7] PUFAN, G., WELDON, P., RADULESCU, M., VANSILLIETTE, A., COLONERUS, M., GULLOVA, Z., PREISS, I. a kol. *Water Quality in the Danube River Basin: Progress in Implementing the Water Framework Directive but Still Some Way to Go*. Luxembourg: European Court of Auditors, Union, P. O. O. T. E., 2016, s. 86.
- [8] HEJZLAR, J., ŠAMALOVÁ, K., BOERS, P., KRONVANG, B. Modelling Phosphorus Retention in Lakes and Reservoirs. *Water, Air, and Soil Pollution*. 2006, 6(5–6), s. 487–494.
- [9] ZNACHOR, P., ZAPOMELOVA, E., REHAKOVA, K., NEDOMA, J., SIMEK, K. The Effect of Extreme Rainfall on Summer Succession and Vertical Distribution of Phytoplankton in a Lacustrine Part of a Eutrophic Reservoir. *Aquatic Sciences*. 2008, 70(1), s. 77–86.
- [10] DURAS, J., MARCEL, M., KUBÍK, M., KOŽELUH, M., KOPP, J. Odlehčované odpadní vody – ošklivá stránka hezkých měst. In: KABELKOVÁ, I., BENÁKOVÁ, A., ŠPAČKOVÁ, A., BAREŠ, V. (eds.) *15. biennialní konference CzWA 2023*. B. m.: Asociace pro vodu ČR, 2023, s. 66–73.
- [11] VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R., CUSHING, C. E. River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1980, 37(1), s. 130–137.
- [12] WORKSHOP, S. S. Concepts and Methods for Assessing Solute Dynamics in Stream Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*. 1990, 9(2), s. 95–119.
- [13] NEWBOLD, J. D., ELWOOD, J. W., O'NEILL, R. V., VAN WINKLE, W. Measuring Nutrient Spiralling in Streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1981, 38(7), s. 860–863.
- [14] PAYN, R. A., WEBSTER, J. R., MULHOLLAND, P. J., VALETT, H. M., DODDS, W. K. Estimation of Stream Nutrient Uptake from Nutrient Addition Experiments. *Limnology and Oceanography: Methods*. 2005, 3(3), s. 174–182.
- [15] HALL, JR, R. O., BAKER, M. A., ROSI-MARSHALL, E. J., TANK, J. L., NEWBOLD, J. D. Solute-Specific Scaling of Inorganic Nitrogen and Phosphorus Uptake in Streams. *Biogeosciences*. 2013, 10(11), s. 7 323–7 331.
- [16] COVINO, T. P., MCGLYNN, B. L., MCNAMARA, R. A. Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization (TASCC): Quantifying Stream Nutrient Uptake Kinetics from Ambient to Saturation. *Limnology and Oceanography: Methods*. 2010, 8(9), s. 484–498.
- [17] ARCE, M. I., VON SCHILLER, D., GOMEZ, R. Variation in Nitrate Uptake and Denitrification Rates across a Salinity Gradient in Mediterranean Semiarid Streams. *Aquatic Sciences*. 2014, 76(2), s. 295–311.
- [18] DIEMER, L. A., MCDOWELL, W. H., WYMORE, A. S., PROKUSHKIN, A. S. Nutrient Uptake along a Fire Gradient in Boreal Streams of Central Siberia. *Freshwater Science*. 2015, 34(4), s. 1 443–1 456.
- [19] RODRIGUEZ-CARDONA, B., WYMORE, A. S., MCDOWELL, W. H. DOC:NO3- ratios and NO3- Uptake in Forested Headwater Streams. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*. 2016, 121(1), s. 205–217.
- [20] DAY, N. K., HALL, R. O. Ammonium Uptake Kinetics and Nitrification in Mountain Streams. *Freshwater Science*. 2017, 36(1), s. 41–54.

[21] GARCÍA, V. J., GANTES, P., GIMÉNEZ, L., HEGOBURU, C., FERREIRO, N., SABATER, F., FEIJÓO, C. High Nutrient Retention in Chronically Nutrient-Rich Lowland Streams. *Freshwater Science*. 2017, 36(1), s. 26–40.

[22] COVINO, T. P., BERNHARDT, E. S., HEFFERNAN, J. B. Measuring and Interpreting Relationships between Nutrient Supply, Demand, and Limitation. *Freshwater Science*. 2018, 37(3), s. 448–455.

[23] REINALDO FINKLER, N., TROMBONI, F., BOÉCHAT, I. G., GÜCKER, B., GASPARINI FERNANDES CUNHA, D. Nitrogen and Phosphorus Uptake Dynamics in Tropical Cerrado Woodland Streams. *Water*. 2018, 10(8), 1080.

[24] SALTARELLI, W. A., DODDS, W. K., TROMBONI, F., CALIJURI, M. D. C., NERES-LIMA, V., JORDÃO, C. E., CUNHA, D. G. F. a kol. Variation of Stream Metabolism along a Tropical Environmental Gradient: Stream Metabolism Variation. *Journal of Limnology*. 2018, 77(3).

[25] WEIGELHOFER, G., RAMIÃO, J. P., PURITSCHER, A., HEIN, T. How Do Chronic Nutrient Loading and the Duration of Nutrient Pulses Affect Nutrient Uptake in Headwater Streams? *Biogeochemistry*. 2018, 141(2), s. 249–263.

[26] CUNHA, D. G. F., FINKLER, N. R., GÓMEZ, N., COCHERO, J., DONADELLI, J. L., SALTARELLI, W. A., THOMAS, S. A. a kol. Agriculture Influences Ammonium and Soluble Reactive Phosphorus Retention in South American Headwater Streams. *Ecohydrology*. 2020, 13(2), e2184.

[27] WEIGELHOFER, G. The Potential of Agricultural Headwater Streams to Retain Soluble Reactive Phosphorus. *Hydrobiologia*. 2017, 793(1), s. 149–160.

Autoři

Mgr. Daniel Fiala

✉ daniel.fiala@vuv.cz

ORCID: 0000-0003-0047-870

Mgr. Pavel Kožený

✉ pavel.kozeny@vuv.cz

ORCID: 0000-0002-6091-4205

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2023.11.005

FIRST EXPERIENCE WITH MEASUREMENT OF PHOSPHORUS RETENTION IN LHOTSKÝ STREAM USING TASCC METHOD

FIALA, D.; KOŽENÝ, P.

T. G. Masaryk Water Research Institute, Prague

Keywords: phosphorus — pollution budget models — retention measurement — headwaters — TASCC

Eutrophication of watercourses and reservoirs, specifically the enormous phosphorus load on water, has been the biggest problem of water management in the Czech Republic for several decades. Budget models as effective support for rational solution, must also include, in addition to resources, the characterization of the river network, i.e. the retention of phosphorus in streams. A direct method for measuring phosphorus retention in the stream under well-defined conditions, i.e. a method providing generalizable retention parameters, is fundamentally lacking and could significantly increase the accuracy of our current models. Such potential, it seems, is offered by the TASCC method (Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization). In this article, we describe its first application in the Czech Republic, namely in the experimental catchment of Lhotský stream (Benešov district). On October 21, 2021, we selected a 200 m long channelized section, into which we applied a mixture of NaCl and $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ solutions. Using conductivity probes we monitored the advancing wave at a flow rate of 2.3 l/s. In total 20 samples were analysed for chlorides and phosphorus, and helped us to characterize three parameters of the nutrient spiralling. According to the TASCC method (Covino et al. [16]), we calculated the spiral length ($S_{\text{wamb}} = 70.8$ [m]); areal uptake ($U_{\text{amb}} = 0.000000178$ [mg/m².s]) and uptake velocity ($v_{\text{famb}} = 0.00936$ [mm/min]). The resulting values are suspiciously low compared to the literature and the causes of the deviations are considered in the article. One of the most likely circumstances is the vague definition of the “saturation concentration” that needs to be achieved with dose. Undoubtedly the main advantages of the TASCC method are simplicity, safety and environmental friendliness. The aim of the paper is to evaluate the applicability of the promising TASCC method for water management in the Czech Republic.



Vývoj softwarového nástroje RainWaterManager

LUDEK BUREŠ, RADEK ROUB, TOMÁŠ HEJDUK, JAN KOPP, FILIP URBAN

Klíčová slova: hospodaření s dešťovou vodou – klimatická změna – ČSN 75 9010 – TNV 75 9011

ABSTRAKT

Hospodaření se srážkovou vodou je v současné době jedním z často diskutovaných témat ohledně dalšího územního rozvoje měst a obcí. Stejná otázka je řešena také v kontextu klimatické změny a jejího vlivu na již existující zástavbu. Aktuálně nejčastějším řešením pro likvidaci srážkových vod je jejich odvádění pomocí kanalizačních systémů. V kontextu klimatické změny tento koncept nakládání s dešťovou vodou začíná ukazovat své nedostatky. Srážková voda je rychle odvedena, což negativně ovlivňuje vláhové poměry v městské krajině. Důsledkem toho pak bývá její vysychání a přehřívání. Dalším nedostatkem je přetěžování stokových sítí během extrémních srážkových událostí. Řešením pro odstranění těchto nedostatků může být snaha o zadržení srážky v místě jejího dopadu. Tento koncept s sebou ale nese řadu otázek. Jaká opatření k tomuto účelu lze využít? Jaké jsou prostorové nároky na tvorbu těchto opatření? Jaká je cena jejich realizace? Může samospráva vyžadovat realizaci těchto opatření po soukromých investorech? Odpovědi na tyto otázky nejsou mnohdy triviální a závisí na konkrétních okolnostech a množství posuzovaných kritérií. Určitou pomoc v tomto ohledu nabízí software RainWaterManager. Tento nástroj pomáhá uživateli zvolit vhodné opatření pro hospodaření se srážkovou vodou, odhadnout jeho efektivitu, prostorové a ekonomické nároky a ukazuje cesty, jak lze jejich realizaci prosazovat.

ÚVOD

Ve velkých městech po celém světě jsou již delší dobu navrhována různá adaptační opatření, jejichž součástí je i zlepšení hospodaření se srážkovou vodou [1, 2]. Současný koncept stále ve velké míře spoléhá na její odvedení z místa dopadu. K tomu jsou obvykle využívány jednotné nebo oddílné kanalizační systémy. Nedostatky tohoto řešení pak jsou přetěžování stokových sítí a negativní ovlivnění vláhových podmínek v místě dopadu srážky [3]. K přetěžování stokových sítí dochází zejména v případech výskytu extrémních srážkových událostí. Absence vláhy v půdním profilu, způsobená rychlým odvedením vody, pak negativně ovlivňuje městskou zeleň, snižuje hodnotu přirozeného výparu, a napomáhá tak ke vzniku tepelných ostrovů a celkově ke zhoršení městského mikroklimatu. Vzhledem ke stále se zesilujícím projevům klimatické změny lze očekávat, že četnost extrémních srážkových úhrnů a průměrné teploty se budou v budoucnu zvyšovat [4]. Odpovědi na tyto problémy by měl být nový systém pro hospodaření se srážkovou vodou. Hlavní filozofie tohoto systému je zadržení a využití srážkové vody v místě jejího dopadu. Prosazování těchto přístupů v městech ČR je prozatím ve stadiu plánování nebo realizace prvotních projektů. Vzhledem k potřebě adaptace na změnu klimatu je jejich aplikace v praxi sice podporována, nicméně často naráží na technické,

ekonomické, legislativní nebo institucionální obtíže [5, 6]. Tato přírodě blízká opatření pro hospodaření se srážkovou vodou (dále jen opatření HDV) jsou prosazována pod názvem modro-zelená infrastruktura (MZI), jejímž smyslem je snížit negativní dopady změn klimatu a zvýšit komfort městského prostředí pro jeho obyvatele [7–9].

Existuje více typů opatření HDV, které je možné pro hospodaření se srážkovou vodou ve smyslu koncepce MZI využít. Primárně lze tato opatření rozdělit do pěti kategorií dle jejich funkce:

- zachycení a využití vody (nádrže na srážkovou vodu a její další využití, např. závlaha),
- plošná retence (zelené střechy, propustné a polopropustné povrchy),
- liniové a bodové vsakování (vsakovací průlehy, vsakovací rýhy, vsakovací šachty, podzemní nádrže se vsakováním),
- odvodnění území do recipientu (odvodňovací příkopy),
- zadržení vody s regulovaným odtokem (povrchové a podzemní nádrže s regulovaným odtokem, suché nádrže – poldry, umělé mokřady).

Kompletní výčet těchto opatření je obsáhlý a rozmanitý. Jednotlivá opatření HDV se od sebe liší typem opatření, efektivností, realizačními a prostorovými nároky. Řazena jsou sem také opatření, jež jsou již delší dobu využívána pro hospodaření se šedými vodami, či zaváděna ve smyslu rozvoje zelené infrastruktury, nebo jejich kombinace [7, 9, 10]. Z pohledu zavádění je jejich realizace často spojena s novou výstavbou, nicméně mohou být dodatečně realizována i v již existující městské zástavbě. Z pohledu vlastní realizace je aplikovatelnost jednotlivých opatření závislá především na fyzicko-geografických podmínkách dané lokality a dostupnosti vhodných ploch (především v případech realizace v již existující zástavbě). Samostatnou otázkou je poté nákladnost jejich realizace a potřeba jejich provozní údržby. Pro investora pak vyvstává důležitá otázka – pro realizaci kterého opatření se rozhodnout?

METODIKA A MATERIÁL

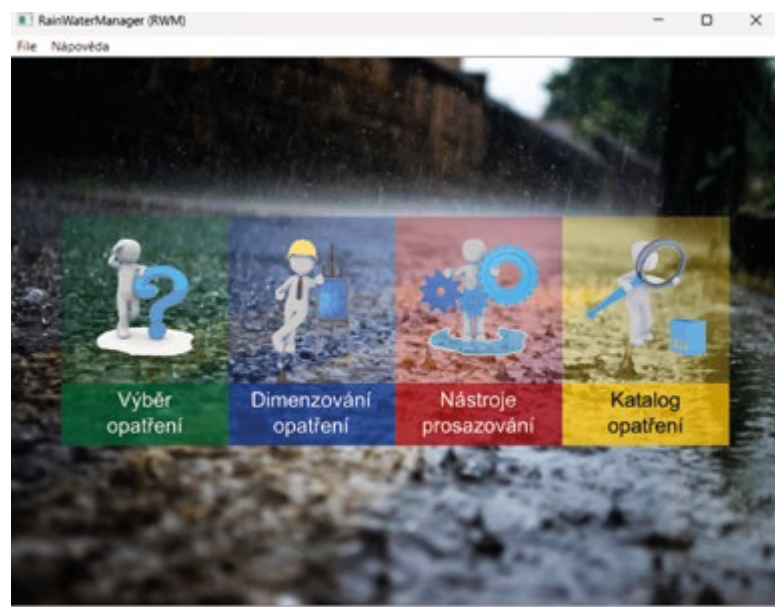
Vývoj softwaru RWM

Software RainWaterManager (RWM) byl vyvinut jako podpora pro uživatele v rozhodovacím procesu o volbě opatření HDV. Primárně má software pomoci s výběrem vhodného opatření HDV, hodnocením jeho efektivitu a prosazováním

jeho realizace. Sekundárně má pak zvýšit povědomí o jejich existenci a využití. Do softwaru je celkově zahrnuto 17 opatření HDV (*suchá nádrž; retenční nádrž; podzemní retenční nádrž; dešťový záhon; zelené střechy; systém plošného vsakování; vsakovací podélné prvky; soustředné povrchové vsakování; vsakovací galerie; vsakovací šachta; podzemní vsakovací drén; akumulace srážkové vody; tůň, mokřad v urbanizované krajině; bylinné záhony; zelené fasády; výsadba stromů a keřů; vodní prvky*). Podrobně jsou jednotlivá opatření popsána v katalogu opatření HDV [10]. Digitální verze katalogu HDV je součástí softwaru RWM.

Software RWM je koncepčně rozdělen do čtyř samostatných modulů. Ty jsou přístupné přes úvodní okno (obr. 1). Jednotlivými moduly jsou:

- „Výběr opatření“
- „Dimenzování opatření“
- „Nástroje prosazování“
- „Katalog opatření“



Obr. 1. Úvodní obrazovka softwaru RWM

Fig. 1. RWM software splash window

„Výběr opatření“

Tento modul pomáhá uživateli s výběrem vhodného opatření HDV. Uživatel volí přednastavené odpovědi na 11 vybraných otázk. Otázky pokrývají širokou škálu tematických okruhů zahrnující tematické zaměření, využití prostoru, přírodní podmínky, lokální omezení a náklady na realizaci i údržbu. Celkem je k dispozici 38 možných odpovědí. Konkrétní zvolené odpovědi jsou použity jako vstupní kritéria pro hodnocení vhodnosti opatření. K tomuto hodnocení je využita multikriteriální analýza (MCA) [11, 12]. V procesu MCA jsou vždy hodnocena všechna opatření HDV dostupná v RWM. Na základě volby konkrétního kritéria dojde k bodovému ohodnocení všech opatření HDV. Míra bodového ohodnocení závisí na míře vhodnosti daného opatření pro zvolené kritérium. V případě, že volené kritérium plně koresponduje s potřebami daného opatření, je toto ohodnoceno plným počtem bodů. V ostatních případech je opatření ohodnoceno méně body v závislosti na míře korespondence. K ohodnocení je použita bodová škála 1–5 (1 – nejméně, 5 – nejvíce). S přidáním každého dalšího kritéria je každému opatření připsán příslušný počet bodů. Opatření, jež takto získá nejvyšší bodové ohodnocení, je vybráno jako nejvhodnější. Bodové hodnoty vztahů mezi kritérii a opatřeními jsou definovány v preferenční matici. Tato matice byla přednastavena za

účelem dosažení maximální objektivity. Nicméně uživatel může preferenční matici pozměnit, a tím do procesu MCA propsat své vlastní preference.

Výsledky MCA jsou uživateli demonstrovány grafickou a numerickou formou. Každému opatření je v rámci RWM přidělen piktogram. Piktogramy jsou řazeny sestupně na základě dosaženého bodového skóre z MCA. Relativní hodnota skóre (max. 100 %) je pak uvedena pod příslušným piktogramem. Prezence výsledků MCA v okně „Výběr opatření“ je uvedena na obr. 2. Po kliknutí na piktogram je uživateli zobrazen detailní popis konkrétního opatření HDV a jeho aplikace v praxi.

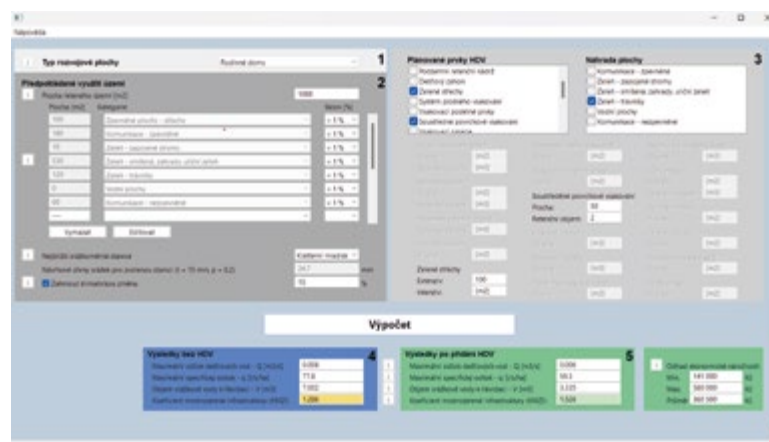


Obr. 2. Prezence výsledků MCA v modulu „Výběr opatření“

Fig. 2. Presentation of MCA results in the "Measure selection" module

„Dimenzování opatření“

V tomto modulu může uživatel zjednodušeně vypočítat hodnoty vybraných hydrologických charakteristik v řešeném území a vliv vybraného opatření HDV na tyto hodnoty. Uživatel tak může zhodnotit potřebný rozsah plánovaného opatření, jeho efektivitu nebo cenu. Grafická podoba panelu „Dimenzování“ je na obr. 3.



Obr. 3. Grafická podoba modulu „Dimenzování“

Fig. 3. Graphic form of the "Measure dimensioning" module

K primárnímu odhadu hydrologických charakteristik je potřeba zadat zjednodušený popis předpokládaného využití území. Uživatel zadá velikosti jednotlivých ploch, které spolu tvoří zájmové území, z nabídky vybere jejich typ a přiřadí jim hodnotu sklonu. Nutností je také uvést výšku návrhové srážky. Výšku srážky je možné zadat manuálně (nutná znalost výšky srážky pro déšť s dobou trvání $t = 15$ min a dobou opakování $p = 0,2$ pro danou lokalitu), nebo použít data z nejbližší srážkoměrné stanice, jež program nabízí. Ve výpočtu lze zohlednit také předpokládaný vliv budoucí klimatické změny na hodnotu intenzity srážek [4, 13, 14]. Samotný výpočet je realizován na základě racionální

metody [15]. Vybranými hydrologickými charakteristikami jsou hodnoty maximálního odtoku dešťových vod, maximálního specifického odtoku a objemu srážkové vody k nakládání. Dále je počítán koeficient modro-zelené infrastruktury (KMZI).

Do primárního odhadu může být následně přidán typ a rozsah opatření HDV, jež uživatel zamýšlí realizovat. Též je nutné zadat, jaký typ plochy bude opatřením nahrazován. Následně dojde k novému výpočtu, který zohledňuje vliv opatření HDV na vybrané hydrologické charakteristiky. Při volbě opatření HDV je počítána také odhadovaná cena jeho realizace.

„Prosazování opatření“

Modul „Prosazování opatření“ je primárně určen pro zástupce z řad veřejné správy. Jde o přehled nástrojů, které lze využít k podpoře a prosazování účinného hospodaření se srážkovou vodou v městských a obecních rozvojových lokalitách. Jednotlivé nástroje jsou založeny na zveřejněných obecných seznamech nástrojů a jejich specifikacích. Jsou kategorizovány dle hierarchické úrovně veřejné správy, dotčeného subjektu a fáze procesu (plánování, implementace, provoz). Cílem je nalezení nejvhodnějšího nástroje pro danou situaci. Celkově je zpracováno 18 typů nástrojů rozdělených do pěti kategorií (normativní; koncepční; koordinační a organizační; ekonomické; dobrovolné a etické) [16]. Pro výběr nástroje je opět využito metody MCA [11, 12]. Kritéria MCA jsou stanovena na základě volby odpovědí (celkem 17 možných odpovědí) na čtyři výchozí otázky. Prezentace výsledků je obdobná jako u modulu „Výběr opatření“. Také zde je možné přes kliknutí na piktogram přejít na detail daného nástroje. Grafická podoba modulu „Prosazování opatření“ je na obr. 4.



Obr. 4. Grafická podoba modulu „Prosazování opatření“

Fig. 4. Graphic form of the „Enforcement tools“ module

„Katalog opatření“

Součástí softwaru je i plnohodnotná digitální verze *Katalogu opatření efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách urbanizovaných území* [10]. Katalog obsahuje informace o projektovém rámci a jeho vazbě na řešení projektu TA ČR „SS03010080 – Interdisciplinární přístupy efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách urbanizovaných území v ekonomickém, sociálním a environmentálním kontextu“, metodiku tvorby katalogu, katalog prvků efektivního hospodaření se srážkovou vodou, katalog funkčních typů rozvojových ploch a katalog nástrojů prosazování efektivního hospodaření se srážkovou vodou.

Software RWM je koncipován jako samostatně spustitelná aplikace (*.exe) vyvinutá v programovacím jazyce C++. Jeho spuštění nevyžaduje žádnou instalaci. Software je k dispozici ve formě distribučního balíku, ten obsahuje program RWM a příložené dokumenty, na něž se odkazuje (katalog opatření HDV). Využití softwaru není nijak zpoplatněno ani jinak omezeno. Software je umístěn na adrese: <https://www.fzp.czu.cz/rwm>

VÝSLEDKY

Program RWM slouží pro podporu rozhodování v oblasti nakládání se srážkovou vodou. Tomu odpovídají i výsledky, které uživatelí poskytuje. Moduly „Výběr opatření“ a „Prosazování opatření“ pomáhají uživatelí v rozhodovacím procesu týkajícím se volby samotného opatření HDV nebo k nalezení cesty pro jeho prosazování v praxi. Tato rozhodování jsou podpořena detailními popisy jednotlivých opatření (nástrojů) doplněnými o příklady jejich užití v praxi. Jiný typ výsledků nabízí modul „Dimenzování opatření“. Zde jsou zjednodušené odhady vybrané hydrologické charakteristiky bez opatření HDV a následně s jejich zohledněním. Uživatel tak získá představu o účinnosti jím vybraného opatření HDV. Vypočten je také cenový odhad realizace. Uživatel má díky tomu možnost vzájemně porovnávat ekonomickou a funkční efektivitu mezi jednotlivými typy opatření.

Dalšími výsledky jsou:

- Maximální odtok dešťových vod – udává maximální odtok (průtok) vody ($Q [m^3/s]$), který odtéká z řešeného území po/ během srážkové události. Výpočet je realizován racionální metodou dle normy ČSN 75 6101.
- Specifický odtok – $q [l/s/ha]$ vyjadřuje, jaké množství vody odtéká za jednotku času z jednotky plochy povodí (subpovodí).
- Nezpracovaný objem srážkové vody – udává objem vody ($V [m^3]$), který oteče z řešeného území po/během srážkové události s dobou trvání 15 min. Výpočet tohoto objemu je proveden na základě racionální metody (ČSN 75 6101).
- Koeficient modro-zelené infrastruktury (KMZI) – hodnotí statistiku ploch v území z hlediska ekosystémových funkcí zeleně (např. mikroklima, biodiverzita, pobyťová funkce) a funkcí přirozeného oběhu vody (retence, vsakování, výpar a čištění vody).
- Odhad ekonomické náročnosti – jde o orientační cenu za realizaci daných opatření HDV. Cena se počítá jako jednotková cena (Kč) za $1 m^2$ (případně $1 m^3$) realizace daného opatření HDV, násobena daným počtem jednotek. V případě volby více opatření se pak jedná o součet cen za realizaci jednotlivých opatření.

DISKUZE

Smyslem softwaru RWM není jakýmkoli způsobem nahrazovat projekční činnost spojenou s návrhy opatření pro hospodaření se srážkovou vodou. Primárně je orientován na zvýšení povědomí drobných investorů a zástupců veřejné správy o dané problematice. Tomu odpovídá i samotná koncepce softwaru, který se snaží o maximální možné zjednodušení dané problematiky doplněné o množství vysvětlovacích informací. RWM má těmto skupinám uživatelů pomoci zvýšit povědomí o možnostech využití jednotlivých opatření HDV a jejich vlivu na hydrologickou situaci v území, jež spravují. Uživatelé tak mohou získat např. informace o tom, jaký rozsah opatření HDV je nutné realizovat, aby nedocházelo k žádnému odtoku z jejich pozemku, případně obdrží přehled o cenách realizace těchto opatření. Zástupcům veřejné správy modul „Prosazování opatření“ dále ukazuje cesty, jak lze prosazovat výstavbu těchto opatření v rámci jejich municipality. To ovšem neznamená, že RWM nemůže být využit např. uživateli z řad stavebních inženýrů nebo projektantů. Těmto skupinám nabízí možnost rychlého orientačního zhodnocení jednotlivých opatření HDV, případně pomoc s odhadem prostorových a ekonomických nároků na realizaci jimi plánovaných opatření. Program mohou také využívat studenti ekonomických nebo technických oborů, kteří se s danou problematikou při svém studiu setkávají.

Moduly „Výběr opatření“ a „Prosazování opatření“ ve svých rozhodovacích mechanismech využívají metodu MCA [11, 12]. Ta umožňuje porovnat hodnotící kritéria z různých oblastí zájmu (s různými jednotkami, binárního

charakteru atd.). V případě modulu „Výběr opatření“ jsou pro výběr zvolena kritéria zohledňující přírodní, technická nebo legislativní omezení pro výstavbu, jež vyplývají zejména z požadavků příslušných technických norem [17, 18]. Funkční typ rozvojové plochy zohledňuje vhodnost aplikace jednotlivých opatření pro různé typy městské zástavby [10]. Obsažena jsou též kritéria společenské potřeby (např. nutnost řešit sucho, povodně) či kritéria, která vyplynula z komunikace se zástupci samospráv (cena realizace, potřeba údržby). Proces MCA dokáže rovněž pracovat s individuálními preferencemi hodnotícího. V případě RWM to znamená, že uživatel může vstoupit do tohoto procesu a upravit nastavené hodnoty preferenční matice. Defaultní nastavení bylo provedeno po obsáhlé diskuzi řešitelského týmu projektu SS03010080. Hodnotící kritéria v modulu prosazování opatření byla vybrána a hodnocena především na základě rešerše odborné literatury (domácí i zahraniční) nebo na základě zkušeností z pilotních lokalit a konzultací se zástupci státní správy [19].

Hydrologické charakteristiky produkované modulem „Dimenzování opatření“ jsou počítány na základě racionální metody, jejíž modifikace pro tyto účely uvádí norma ČSN 75 6101. Program RWM při výpočtu uvažuje blokový déšť s periodicitou $p = 0,2$ a dobou trvání $t = 15$ min. Hodnoty pro tyto deště jsou převzaty z normy TNV 75 9010. Otázkou je ovšem aktuálnost údajů o těchto deštích. Seznam stanic např. zahrnuje i již neexistující stanice (např. Plzeň – Doudlevec). RWM však nabízí možnost zadat aktuální, místně platné údaje.

Výběr hydrologických charakteristik zohledňuje obecné požadavky na nakládání s dešťovými vodami. Hodnota maximálního odtoku je pro uživatele důležitá zejména ve vazbě na odvedení vody, která nebyla na pozemku zasáknuta nebo zadržena. Tento odtok je odváděn ve směru hydraulického spádu do recipientu (dešťová kanalizace, vodní tok). Správce recipientu pak může ve svých regulativech vyžadovat dodržení maximální hodnoty nátok do recipientu. Specifický odtok navazuje na požadavky normy TNV 75 9011, jež doporučuje, aby odtok srážkových vod nepřesahoval hodnotu specifického odtoku 3 l/s/ha . Nezpracovaný objem srážkové vody udává hodnotu objemu srážky, který nebyl zpracován (zadržen, zasáknut) a bude odtékat z řešeného území. Pokud chce uživatel zadržet veškerou srážkovou vodu, bude tak vědět, jaký objem vody je potřeba ještě zadržet nebo zasáknout.

RWM pracuje i s předpokládaným vlivem klimatické změny na hodnoty intenzity srážek. Některé studie se v tomto ohledu zaměřují na sezonní předpovědi [4, 13], jiné na konkrétní dobu trvání srážky [14]. Studie se shodují na tom, že dojde k nárůstu intenzity srážek. Otázkou zůstává, jak velký tento nárůst bude. RWM na tyto skutečnosti (a také vzhledem k jejich nejistotě) používá relativní navýšení intenzity srážek. Defaultně je nastavena hodnota 15 %, přičemž povolený rozsah navýšení intenzity má rozmezí 10–20 %.

Součástí výsledků je též koeficient modro-zelené infrastruktury (KMZI). Tento index hodnotí opatření HDV z hlediska ekosystémových funkcí zeleně a funkcí přirozeného oběhu vody. Index byl zaveden v rámci projektu SS03010080. Důvodem jeho zavedení byla absence podobného indexu v rámci ČR. Nejpodobnějšími indexy byly v tomto ohledu indexy HGF (Helsinki Green Factor) [20] a BAF [21]. Ani jeden z těchto faktorů však není přizpůsoben prostředí ČR – neposkytuje hodnoty pro všechna zamýšlená opatření HDV a kategorie ploch stanovené pro součinitele odtoku, na jejichž základě je realizován výpočet racionální metodou. Z tohoto důvodu byly chybějící hodnoty na základě rozboru zahraniční literatury [20–23] expertně odhadnuty.

ZÁVĚRY

Cílem příspěvku je představit software RainWaterManager (RWM), popsat jeho základní funkce a možnosti jeho využití. Software RWM je koncipován jako podpůrný prvek při rozhodování o volbě vhodného opatření pro hospodaření se srážkovou vodou (HDV). Uživatelům pomáhá s volbou vhodného opatření HDV stanovením jeho orientačního rozsahu, efektivity, cenové nákladnosti

a s nalezením mechanismů, jak lze zavádění opatření HDV v praxi prosazovat. Součástí RWM je také katalog opatření HDV. V katalogu jsou jednotlivá opatření detailně popsána a uvedeny příklady jejich aplikace v praxi. RWM je primárně určen pro uživatele z řad veřejné správy i laické veřejnosti. Nicméně výsledky produkované RWM mohou být využity stavebními inženýry, projektanty či studenti vysokých škol, kteří se při svém studiu setkávají s plánováním opatření HDV nebo ohodnocováním jejich socioekonomických funkcí.

Poděkování

Příspěvek vznikl za podpory programu Technologické agentury ČR Prostředí pro život a projektu „SS03010080 – Interdisciplinární přístupy efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách urbanizovaných území v ekonomickém, sociálním a environmentálním kontextu“ a za podpory Ministerstva zemědělství, institucionální podpora MZE- RO0223.

Literatura

- [1] CZWA. *Studie hospodaření se srážkovými vodami v urbanizovaných územích*. Praha: Asociace pro vodu ČR, MŽP, 2019.
- [2] MORISON, P. J., BROWN, R. R. Understanding the Nature of Publics and Local Policy Commitment to Water Sensitive Urban Design. *Landscape and Urban Planning*. 2011, 99, s. 83–92.
- [3] HLAVÍNEK, P., PRAX, P., KUBÍK, J. *Hospodaření s dešťovými vodami v urbanizovaném území*. Brno: ARDEC, 2007.
- [4] RULFOVÁ, Z., BERANOVÁ, R., KYSELÝ, J. Climate Change Scenarios of Convective and Large-Scale Precipitation in the Czech Republic Based on EURO-CORDEX Data. *International Journal of Climatology*. 2017, 37(5), s. 2 451–2 465.
- [5] VÍTEK, J., STRÁNSKÝ, D., KABELKOVÁ, I. a kol. *Hospodaření s dešťovou vodou v ČR*. Praha: ZO ČSOP Koníklec, 2015. 127 s.
- [6] AUBRECHTOVÁ, T., GELETIČ, J., HALÁSOVÁ, O. a kol. Administrativní reakce českých měst na adaptační procesy související s klimatickými změnami. *Urbanismus a územní rozvoj*. 2019, 22(1), s. 4–12.
- [7] VÍTEK, J. a kol. *Hospodaření se srážkovými vodami – cesta k modrozelené infrastruktuře*. Olomoucké stavební standardy k integraci modrozelené infrastruktury. Olomouc: JV PROJEKT VH, s. r. o., 2018.
- [8] STRÁNSKÝ, D., KABELKOVÁ, I. Systém dokumentů pro koncepční hospodaření se srážkovou vodou v obcích. *Urbanismus a územní rozvoj*. 2022, 25(5), s. 40–44.
- [9] MACHÁČ, J., HEKRLÉ, M. a kol. *Modrozelená města: Příklady adaptačních opatření v ČR a jejich ekonomické hodnocení*. Ústí nad Labem: Institut pro ekonomickou a ekologickou politiku (IEEP), 2022. 86 s. ISBN 978-80-7561-405-6.
- [10] KOPP, J., HEJDUKOVÁ, P., JEZEK, J. a kol. *Katalog opatření efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách urbanizovaných území*. Plzeň: Západočeská univerzita, 2022. 108 s.
- [11] FIALA, P., JABLONSKÝ, J., MANAS, M. *Vícekritériální rozhodování*. Praha: Vysoká škola ekonomická, 1997.
- [12] BROŽOVÁ, H., HOUŠKA, M., ŠUBRT, T. *Modely pro vícekritériální rozhodování*. Praha: Česká zemědělská univerzita, 2009.
- [13] FISCHER, A. M. a kol. Projected Changes in Precipitation Intensity and Frequency in Switzerland: A Multi-Model Perspective. *International Journal of Climatology*. 2015, 35(11), s. 3 204–3 219.
- [14] SVOBODA, V. a kol. Projected Changes of Rainfall Event Characteristics for the Czech Republic. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*. 2016, 64(4), s. 415.
- [15] ČSN 75 6101. *Stokové sítě a kanalizační přípojky*. Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2012.
- [16] KOPP, J., HEJDUKOVÁ, P., KUREKOVÁ, L. a kol. Kategorizace nástrojů prosazování efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách. *Trendy v podnikání*. 2022, 12(1), s. 14–23, ISSN 1805-0603.
- [17] ČSN 75 9010. *Vsakovací zařízení srážkových vod*. Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2012.
- [18] TNV 75 9011. *Hospodaření se srážkovou vodou*. Praha: Sweco Hydroprojekt a. s., 2013.
- [19] KOPP, J. a kol. Možnosti efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách urbanizovaných území. *Regionální rozvoj mezi teorií a praxí*. 2021, 4, s. 1–15.
- [20] JUHOLA, S. Planning for a Green City: The Green Factor Tool. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2018, 34, s. 254–258.
- [21] BECKER, C. W. a kol. *Der Biotopflächenfaktor als ökologischer Kennwert. Grundlagen zur Ermittlung und Zielgrößenbestimmung*. Berlin 1990.

[22] *Climate-Proof City – The Planner's Workbook*. Helsinki: City of Helsinki Environment Centre, 2014. Dostupné z: <https://ilmastotyokalut.fi/en/>

[23] *Developing the City of Helsinki Green Factor Method. Report summary. iWater – Integrated Storm Water Management*. Interreg Central Baltic. Helsinki: City of Helsinki Environment Centre, 2016. Dostupné z: <https://www.integratedstormwater.eu>

Autoři

Ing. Luděk Bureš, Ph.D.¹

✉ buresl@fzp.czu.cz

ORCID: 0000-0002-8358-8932

Ing. Radek Roub, Ph.D.¹

✉ roub@fzp.czu.cz

ORCID: 0000-0002-6838-2047

Ing. Tomáš Hejduk, Ph.D.²

✉ hejduk.tomas@vumop.cz

ORCID: 0009-0007-8702-5911

doc. RNDr. Jan Kopp, Ph.D.³

✉ kopp@kge.zcu.cz

ORCID: 0000-0002-4768-613X

Ing. Filip Urban⁴

✉ urban@vrv.cz

ORCID: 0009-0004-9564-3638

¹Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí

²Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha

³Západočeská univerzita v Plzni, Fakulta ekonomická

⁴Vodohospodářský rozvoj a výstavba, a. s., Praha

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2023.11.001

DEVELOPMENT OF THE RAINWATERMANAGER SOFTWARE TOOL

BUREŠ, L.¹; ROUB, R.¹; HEJDUK, T.²; KOPP, J.³; URBAN, F.⁴

¹Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences

²Research Institute for Soil and Water Conservation, Prague

³University of West Bohemia, Faculty of Economics, Plzeň

⁴Water Management Development and Construction joint stock Company, Prague

Keywords: Rainwater management – climate change – ČSN 75 9010 – TNV 75 9011

Rainwater management is currently one of the frequently discussed topics in the further territorial development of cities and municipalities. The same question is also addressed in the context of climate change and its effect on already existing urban areas. Currently, the most common solution for the disposal of rainwater is its drainage using sewage systems. In connection with climate change, this concept of rainwater management is beginning to show its disadvantages. Rainwater is quickly drained away, which negatively affects the moisture conditions in the urban landscape. The consequence of this is its drying and overheating. Another disadvantage is the overloading of sewer networks during extreme rainfall events. The solution to eliminate these disadvantages can be an effort to retain the precipitation at the point of its impact. But this concept brings with it a number of questions. What measures can be used for this purpose? What are the spatial requirements for creating these measures? What is the price of their implementation? Can the local government demand the implementation of these measures by private investors? The answers to these questions are often not trivial and depend on the specific circumstances and the number of assessed criteria. Some help in this regard comes from the RainWaterManager software. This tool helps to choose appropriate measures for rainwater management, to estimate its effectiveness, spatial and economic requirements and shows the ways how their implementation can be promoted.



Chráněné oblasti přirozené akumulace vod – jejich význam v současném systému ochrany vodního prostředí

ZDENĚK SEDLÁČEK, JITKA NOVOTNÁ, MILENA FOREJTNÍKOVÁ

Klíčová slova: chráněná oblast přirozené akumulace vod – chráněná krajinná oblast – národní park – ochrana povrchových a podzemních vod – hospodaření na zemědělské a lesní půdě

ABSTRAKT

Príspevok pojednáva o vývoji, hospodaření a využívání krajiny formou vyhlášení chráněné oblasti přirozené akumulace vod (CHOPAV). Zkoumá dnešní význam tohoto způsobu ochrany v systému ochrany vod po zapracování požadavků směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES (Rámcová směrnice o vodách) a dalších evropských směrnic do legislativy ČR. Hledá možnosti využití tohoto nástroje pro zvládání problémů vyvolaných klimatickou změnou ve vodním hospodářství. Na základě provedeného výzkumu a analýz jsou v příspěvku doporučovány úpravy režimu v CHOPAV a jejich územní úpravy, případně rozšíření na další lokality.

ÚVOD

V bývalém Československu bylo řízení vodního hospodářství řešeno systémově – legislativní nástroje, teoretické postoje k ochraně vod a racionálnímu využívání a rozvoji vodních zdrojů byly na dobré úrovni. Méně úspěšné pak bylo uplatnění proklamovaných zásad v praxi. Po vstupu České republiky (ČR) do Evropské unie (EU) bylo třeba přijmout a promítnout do naší legislativy i směrnice EU z oblasti vodního hospodářství. Snahou bylo zachovat všechny funkční nástroje a upravit je do podoby slučitelné s požadavky těchto směrnic. Hlavním dokumentem, který byl zapracován do legislativy ČR, byla tzv. Rámcová směrnice o vodách. Ta se ovšem soustřeďuje zejména na vlastní vodní tok včetně jeho morfologie, zatímco krajinně v povodí toku věnuje malou pozornost. Legislativní nástroje využívané pro plošnou ochranu povodí, jako např. chráněné oblasti přirozené akumulace vod (CHOPAV), se tak staly v novém systému řízení vodního hospodářství určitým reliktem.

V současné době se výzkum i mnohé projekty zaměřují na zkoumání dopadů klimatické změny a na možnosti, jak negativní dopady zmírňovat. Kromě hledání nových postupů a prosazování nových nařízení a vyhlášek jsou zkoumány možnosti využití již existujících nástrojů a ochrana formou CHOPAV je jednou z nich.

Ke zpracování tohoto článku nás vedly poznatky získané při řešení projektu „ADAPTAN II – Integrované přístupy adaptace krajiny Moravskoslezského kraje na změnu klimatu“. Snažíme se najít odpověď na otázky: Má ochrana území formou CHOPAV význam v dnešní době v rámci probíhající klimatické změny? A má velkoplošná ochrana přírody formou národních parků (NP) a chráněných krajinných oblastí (CHKO) dostatečný přínos pro územní ochranu povrchových a podzemních vod?

METODIKA

Daná problematika spadá do působnosti několika resortů, kromě Ministerstva pro místní rozvoj (problematika územního plánování) je to Ministerstvo životního prostředí (ochrana vod) a zejména Ministerstvo zemědělství. To má na starosti na jedné straně správu povodí, zajištění pitných vod i odkanalizování obcí, na druhé straně požadovaná opatření a regulace dopadají na hospodaření zemědělců i na lesní hospodářství.

Pro zpracování problematiky bylo potřebné provést některé kroky, které jsou dále popsány. Při hledání odpovědí na výše uvedené otázky byly zvoleny následující postupy: Byly porovnávány různé typy územní ochrany s požadavky, které zákon a nařízení vlády ukládají pro hospodaření a činnosti v CHOPAV. Návně byly analyzovány plošné vztahy mezi ochranou území různými legislativními nástroji. K analýze byl využit geoinformační software ESRI ArcGIS určený k zobrazení a zpracování geografických dat s použitím dat z databází DIBAVOD a ZABAGED. Následně byly vyhledávány případy, kdy byla pro posuzování přípustnosti provádění nějaké činnosti v území využita příslušnost tohoto území k vyhlášené CHOPAV. Jedním z důležitých kroků bylo také porovnání přístupu k plošné ochraně krajiny a vod v ČR a v sousedních státech.

Na základě diskuze nad získanými výsledky byly vypracovány některé návrhy a doporučení pro další rozvoj a využití ochrany vod prostřednictvím CHOPAV.

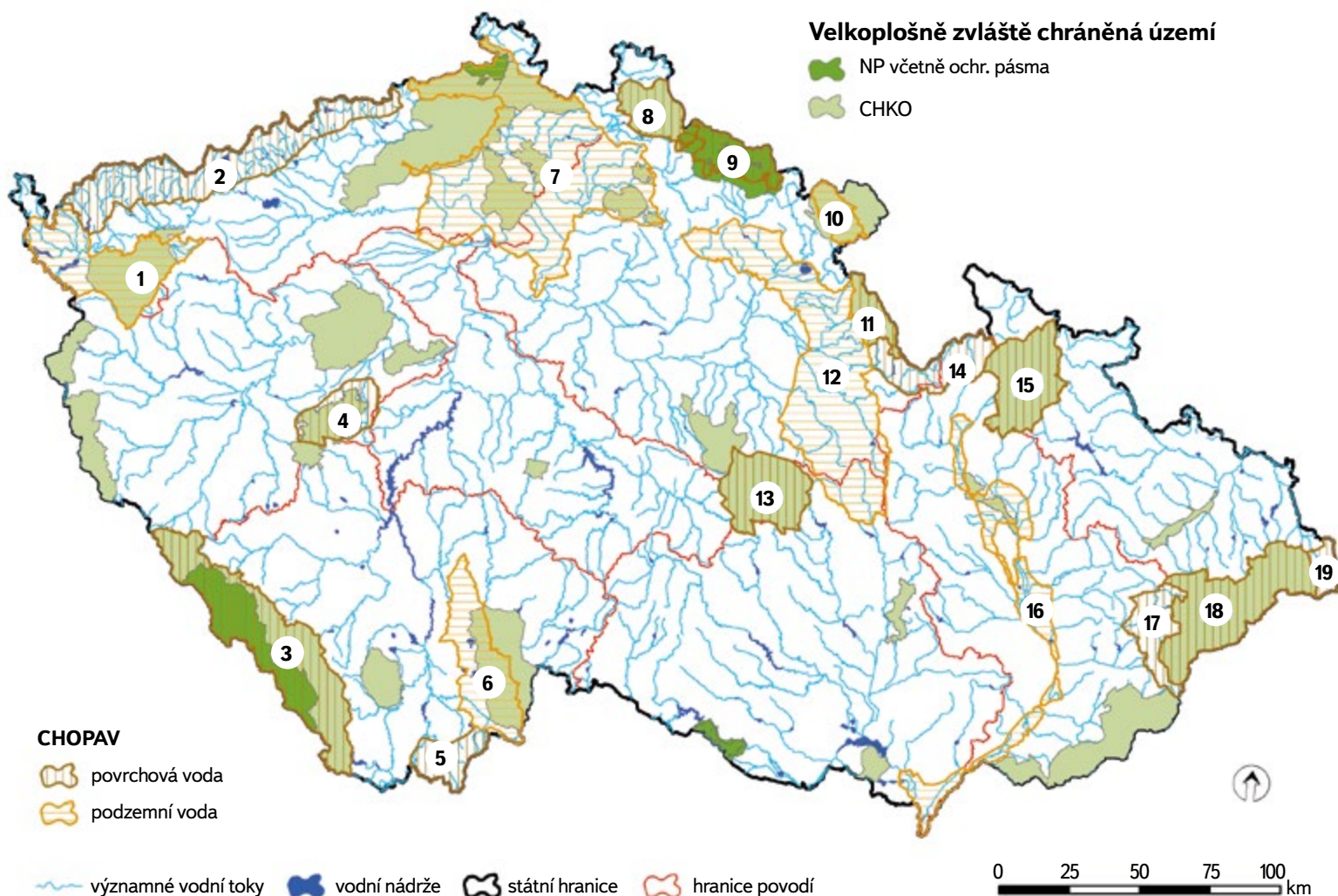
VÝSLEDKY

CHOPAV v minulé i aktuální legislativě

Vyhledání a propojení související legislativy přineslo některé zásadní poznatky.

První zmínka v československém právním prostředí o CHOPAV je uvedena ve vodním zákoně z roku 1973 (č. 138/1973 Sb., část třetí – Ochrana vod, oddíl 1 – Ochrana přirozené akumulace vod a vodních zdrojů, § 18). Zde je zmíněno, že oblasti s přírodními podmínkami tvořící významnou přirozenou akumulaci vod může vláda stanovit jako chráněné vodohospodářské oblasti a zakázat v nich činnosti, jež ohrožují vodohospodářské poměry. Po dobu platnosti tohoto zákona byly vydány čtyři novely, které se však institutu CHOPAV již netýkaly. K vyhlášení jednotlivých CHOPAV docházelo postupně vstupem v platnost příslušných nařízení vlády [1].

V těchto právních předpisech byl stanoven plošný rozsah a byly definovány zakázané činnosti jmenovitě a individuálně pro každou oblast.



Obr. 1. Území CHOPAV v porovnání s velkoplošnou ochranou přírody – číselné označení oblastí CHOPAV od západu na východ (1 – Chebská pánev a Slavkovský les, 2 – Krušné hory, 3 – Šumava, 4 – Brdy, 5 – Novohradské hory, 6 – Třeboňská pánev, 7 – Severočeská křída, 8 – Jizerské hory, 9 – Krkonoše, 10 – Polická pánev, 11 – Orlické hory, 12 – Východočeská křída, 13 – Žďárské vrchy, 14 – Žamberk – Králíky, 15 – Jeseníky, 16 – Kvartér řeky Moravy, 17 – Vsetínské vrchy, 18 – Beskydy, 19 – Jablunkovsko)

Fig. 1. CHOPAV area compared with large-scale nature protection – numerical designation of CHOPAV areas

V aktuálním znění zákona o vodách č. 254/2001 Sb. [2], je CHOPAV zmíněna v několika paragrafech; důležité je, že tento typ územní ochrany je stále v platnosti i po přijetí ČR do EU.

Institut CHOPAV směřuje podle § 28 tohoto zákona k preventivní ochraně oblastí, v nichž dochází k přirozené akumulaci vod, před činnostmi, které by mohly ohrozit jejich jakost či množství. Ochrana se realizuje prostřednictvím taxativně vypočtených zákazů (§ 28 odst. 2), jejichž rozsah je stanoven nařízením vlády. Zákon dává vládě obecné zmocnění k vyhlášení chráněných oblastí přirozené akumulace vod a rozsahu omezení nebo zákazů činností v nich realizovatelných. Důležité je též ustanovení v § 108, že působnost ústředního vodoprávního úřadu ve věcech CHOPAV vykonává Ministerstvo životního prostředí.

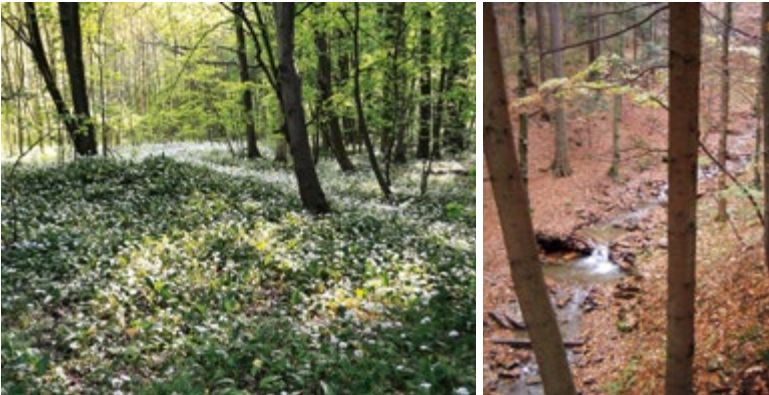
Hranice stávajících oblastí jsou vymezeny v nařízeních vlády (NV) č. 40/1978 Sb., č. 10/1979 Sb., č. 85/1981 Sb., kde jsou i definovány všechny zákazy, později přejeté do nyní platného vodního zákona. Jsou to především zákazy:

- odvodňovat lesní pozemky,
- odvodňovat zemědělské pozemky,
- těžit rašelinu,

- těžit nerosty povrchovým způsobem,
- provádět jiné zemní práce, které by vedly k odkrytí souvislé hladiny podzemních vod.

V současnosti je v ČR těmito nařízeními vlády z let 1978–1981 vyhlášeno 19 chráněných oblastí přirozené akumulace vod [1]. Z tohoto počtu je 13 oblastí zaměřeno na ochranu povrchových vod a šest oblastí na ochranu podzemních vod. Přehledná mapa s oblastmi CHOPAV včetně uvedení jejich typu je znázorněna na obr. 1.

Tyto oblasti byly vyhlášeny v souladu s tehdejší platnou legislativou a v současnosti vyvstává otázka vhodnosti nebo i nutnosti revize požadavků tehdejších nařízení vlády s ohledem na požadavky nynější legislativy. Zabýváme se také otázkou, zda by nebylo vhodné i pro některá další území zřídit tento typ ochrany. I když podmínky pro oba typy území CHOPAV jsou obdobné, je třeba rozlišovat mezi územím chráněným z titulu povrchových, nebo podzemních vod. Na obr. 2 je porovnání charakteristických rozdílů krajiny v obou typech. Pro podzemní vody jde často o ochranu nivy dolních toků velkých řek, v případě ochrany akumulace povrchových vod se jedná převážně o horské oblasti.



Obr. 2. Krajinný ráz v CHOPAV podzemní a povrchové vody: Kvartér řeky Moravy v Litovelském Pomoraví (vlevo), Jablunkovsko – horní tok řeky Lomné (vpravo)
Fig. 2. Landscape feature in CHOPAV area of underground and surface water: Quaternary of the Morava river in Litovelské Pomoraví, Jablunkovsko – upstream of the Lomná river

Vztah CHOPAV a jiné velkoplošné ochrany území

V ČR byla příroda a krajina chráněna legislativními nástroji různé povahy od 2. poloviny 20. století (od r. 1955) až po současnost (působnost zákona o ochraně přírody a krajiny – č. 114/1992 Sb.).

Jedním z nejvýznamnějších nástrojů ochrany přírody a krajiny je ochrana území, která se provádí prostřednictvím zvláště chráněných území. Zákon o ochraně přírody a krajiny vymezuje šest kategorií zvláště chráněných území, z nichž národní parky (NP) a chráněné krajinné oblasti (CHKO) významně zasahují nebo přesahují plochu celkem 13 území CHOPAV. Ostatní kategorie ochrany, jako jsou národní přírodní rezervace (NPR), přírodní rezervace (PR), národní přírodní památky (NPP) a přírodní památky (PP), nemají rozhodující vliv na činnost v CHOPAV, stejně tak jako území zařazená do systému Natura 2000 nebo geopark.

Oblasti, kde byla vyhlášena území CHOPAV, jsou někde zcela, jinde zčásti překryta CHKO nebo NP (obr. 1). Jejich plošný přesah vycházel z toho, co se daným aktuálním legislativním nástrojem chránilo a čemu byla v době vzniku přikládána pozornost.

Přehled rozsahu oblastí CHOPAV a jejich překryv s oblastmi ochrany přírody (CHKO, NP) je uveden v tab. 1. Do oblasti CHOPAV Kvartéru řeky Moravy zasahuje CHKO Litovelské Pomoraví jen okrajově. CHKO Český ráj byl v roce 2002 rozšířen, v roce 2014 došlo také k rozšíření CHKO Kokořínsko – Máchův kraj. V případě Šumavy byla CHKO vyhlášena v roce 1963, NP pak v roce 1991. CHOPAV Severočeská křída ještě okrajově zasahuje do CHKO České středohoří, Labské pískovce a Lužické hory a také do NP České Švýcarsko.

Území chráněné jako lokalita pro akumulaci povrchových vod (LAPV) je označení pro území vyčleněné pro případnou výstavbu vodní nádrže. Povolují se tu pouze takové činnosti, které neznemožní nebo podstatně neztíží budoucí využití lokality pro akumulaci povrchových vod. K tomuto účelu musí být území vhodné po stránce morfologické, geologické a hydrologické. Území chráněné pro akumulaci povrchových vod je legislativní pojem stanovený ve vodním zákoně, do něhož byl doplněn při jeho novelizaci v roce 2008.

Jednotlivé oblasti jsou uvedeny v Generelu území chráněných pro akumulaci povrchových vod (Generel LAPV) [3], který připravuje Ministerstvo zemědělství po dohodě s Ministerstvem životního prostředí. Účelem územní ochrany

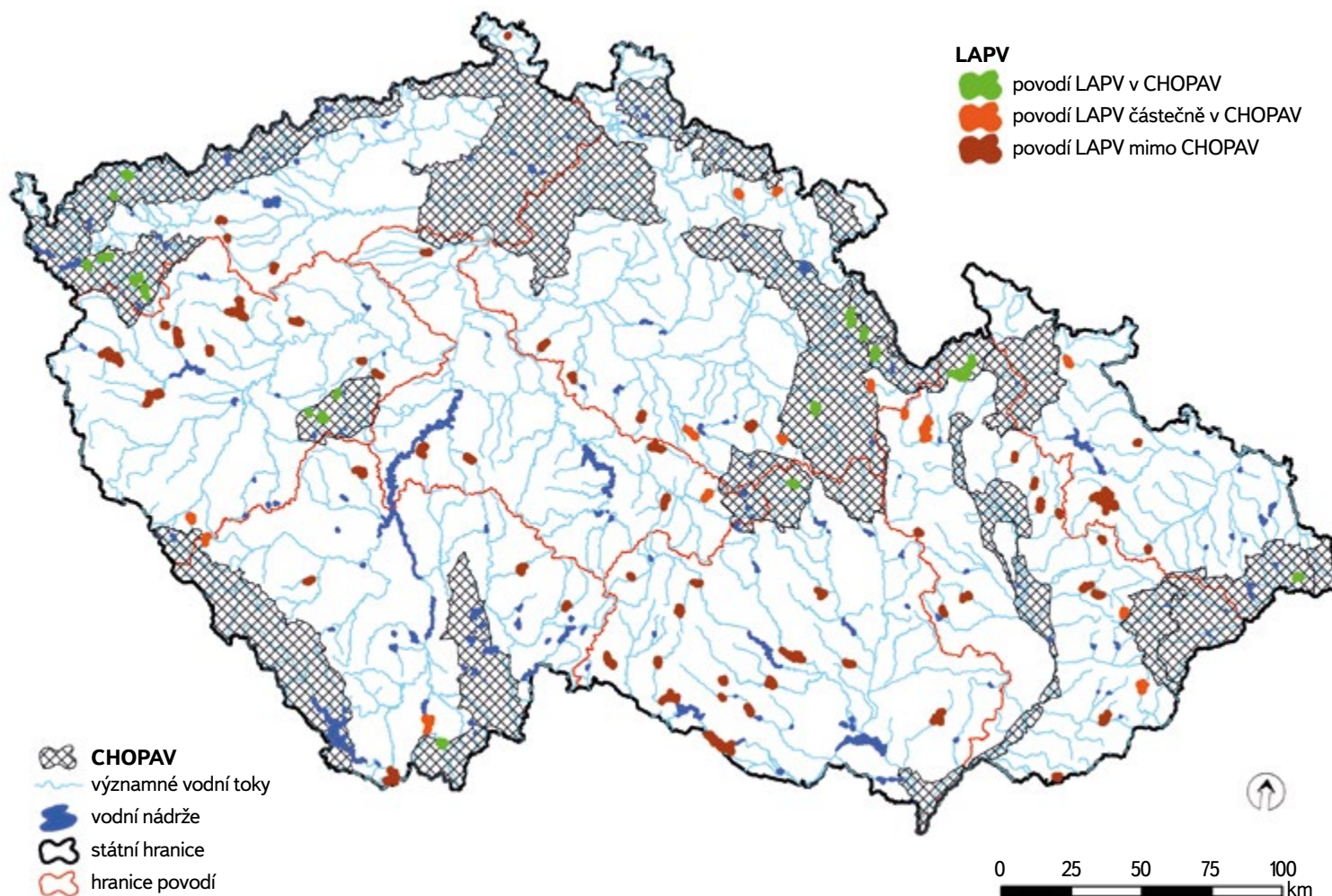
Tab. 1. Vztah oblastí, které náležejí k ochraně vod pod institut CHOPAV, CHKO, NP
Tab. 1. Relationship of areas that belong to water protection under the CHOPAV institute, protected landscape area (PLA), national park (NP)

CHOPAV	Rok vyhlášení	Jiná plošná ochrana	Rok vyhlášení jiné ochrany (CHKO, NP)
Jablunkovsko	1979	není	---
Krušné hory			
Novohradské hory			
Vsetínské vrchy			
Žamberk – Králíky	1978	CHKO Brdy	2016
Brdy			
Beskydy			
Jeseníky			
Jizerské hory	1981	CHKO Jizerské hory	1967
Orlické hory			
Krkonoše			
Šumava			
Žďárské vrchy	1981	CHKO Žďárské vrchy	1970
Chebská pánev a Slavkovský les			
Severočeská křída			
Polická pánev			
Třeboňská pánev	1981	CHKO Broumovsko	1991
Kvartér řeky Moravy			
Východočeská křída			

lokalit zahrnutých v Generelu LAPV je, aby tyto lokality mohly být v dlouhodobém časovém horizontu využity v případě potřeby jako jedno z adaptačních opatření v souvislosti se změnou klimatu. Tyto lokality jsou průběžně a opakovaně prověřovány s využitím nejnovějších poznatků o vývoji klimatu, např. Vizina et al. [4]. Do procesu územního plánování vstupují lokality jako „územní rezerva“ na úrovni Zásad územního rozvoje kraje. Druhá verze Generelu LAPV, zveřejněná roku 2020, je podkladem pro mapu na obr. 3.

LAPV kategorie A, jejichž vodohospodářský význam spočívá především ve schopnosti vytvořit či doplnit zdroje pro zásobování pitnou vodou a případně plnit i další funkce, především pozitivní ovlivnění odtokových poměrů velkých povodí, i LAPV kategorie B, jež jsou vhodné pro protipovodňovou ochranu, pokrytí požadavků na odběry vody a nadlejšování průtoků, jsou v současné době chráněny pouze v rozsahu budoucího zaplaveného území. Povodí těchto případných budoucích nádrží nemají žádnou legislativní ochranu vyplývající ze zařazení příslušné LAPV do Generelu.

U stávajících vodárenských nádrží je zajištěna ochrana jejich povodí formou ochranných pásem vodního zdroje. Pro povodí LAPV žádná cílená ochrana jejich



Obr. 3. Území CHOPAV ve vztahu k povodí lokalit pro akumulaci povrchových vod

Fig. 3. CHOPAV areas in relation to basin sites for the accumulation of surface water

povodí v současnosti neexistuje. CHOPAV by tak mohla být dobrým nástrojem takové ochrany. Provedli jsme proto prostorovou analýzu stávajícího stavu a v mapě na obr. 3 jsou LAPV vykresleny podle ochrany svých povodí z titulu existence CHOPAV. Za nejlépe ochráněné považujeme ty, jejichž celé povodí spadá do CHOPAV, druhou skupinou jsou ty, kde je chráněna alespoň část jejich povodí v pramenné oblasti. Třetí skupinu tvoří ty, jež nemají žádnou ochranu povodí v současné době. Tyto lokality, které se vyskytují i ve větších skupinách, např. na Vysočině nebo v západních Čechách, dávají podnět na územní rozšíření některé CHOPAV, případně na vyhlášení nové.

Další legislativní nástroje plošné ochrany vodního prostředí

V systému ochrany životního prostředí jsou další nástroje, které je možné využít pro plošnou ochranu vod. Jsou však směřovány jen ke konkrétní činnosti. Do zemědělského hospodaření vstupují např. požadavky tzv. Nitrátové směrnice [5]. Jde o předpis EU vytvořený pro ochranu vod před znečištěním dusičnany ze zemědělství. Podle požadavků této směrnice byly vyčleněny tzv. zranitelné oblasti, které již nyní vykazují zvýšený obsah dusičnanů ve vodách a kde se uplatňují přísnější požadavky na zemědělské obhospodařování pozemků. Oproti již dávno vyhlášeným a neměním se CHOPAV jsou tyto zranitelné oblasti pravidelně aktualizovány podle výsledků monitoringu.

Všechny povrchové vody na území ČR byly také vymezeny jako citlivé oblasti dle Směrnice o čištění komunálních vod [6]. Jedná se o omezování vstupu fosforu do povrchových vod, což je důležité zejména u stávajících i budoucích vodních nádrží.

Téměř třetina lesů v ČR jsou lesy vodohospodářsky významné s konkrétními vodohospodářskými funkcemi. Jde o lesy v ochranných pásmech vodních zdrojů i o lesy chráněných oblastí přirozené akumulace vod. Lesy v horských CHOPAV mají funkci vodoochrannou, protierozní, infiltrační a desukční s obhospodařováním shodným jako v ochranných pásmech zdrojů povrchové vody. Dojde-li však k destrukci lesních porostů, ke kalamitním těžbám, musí se zpravidla na vzniklých holosečích provést technické meliorace – odvodnění, aby se připravily příznivé podmínky pro obnovu lesa. Dochází tak ke střetu s požadavky vodního zákona, kde se pro CHOPAV „... paušálně zakazuje odvodňovat lesní pozemky“ [7].

Postavení CHOPAV v procesu územního plánování

Při navrhování využití území pro určité funkce a činnosti je nutné se vypořádat s řadou zákazů či omezení, vyplývajících z různých právních předpisů. Tyto zákazy a omezení vstupují do územně plánovací činnosti jako „limity využití území“. Rozumí se tím omezení z důvodu ochrany veřejných zájmů, omezení vyplývající z právních předpisů nebo z vlastností území. Územní limity nejsou

tedy dalším legislativním nástrojem, naopak ve formě územně analytických podkladů [8] shrnují legislativní požadavky pro daný jev do jednoho dokumentu, a jsou tak pomůckou pro zpracovatele územních plánů.

Ministerstvo pro místní rozvoj vydalo Metodický návod [9], kde se odkazuje na „limity využití území“, konkrétně na Limit č. 4.1.114 – Využití území ve vyhlášených CHOPAV.

Část tohoto limitu je představena v tab. 2.

Tab. 2. Limity a jiné požadavky na využití území, stav k 1. červenci 2023

Tab. 2. Limits and other requirements for land use, as of 1 July 2023

L 4.1.103 Využití území ve vyhlášených chráněných oblastech přirozené akumulace vod (CHOPAV)	
Objekt limitování	Činnosti, které mohou mít dopad na přírodní podmínky v chráněných oblastech přirozené akumulace vod (těžba, hospodaření v lesích, zemědělská činnost aj.).
Důvody limitování	Ochrana kvality povrchových a podzemních vod v oblastech přirozené akumulace vod.
Vyjádření limitu	Chráněné oblasti přirozené akumulace vod (dále CHOPAV) jsou ustanovením § 28 Zákona č. 254/2001 Sb., definovány jako oblasti, které pro své přírodní podmínky tvoří významnou přirozenou akumulaci vod. CHOPAV vyhláší vláda svými nařízeními. V CHOPAV se v rozsahu stanoveném nařízeními vlády zakazuje: — zmenšovat rozsah lesních pozemků, — odvodňovat lesní pozemky, — odvodňovat zemědělské pozemky, — těžit rašelinu, — těžit nerosty povrchovým způsobem nebo provádět jiné práce, které by vedly k odkrytí souvislé hladiny podzemních vod, — těžit a zpracovávat radioaktivní suroviny, — ukládat radioaktivní odpady, — ukládat oxid uhličitý do hydrogeologických struktur s využitelnými nebo využívanými zásobami podzemních vod.

Problematika CHOPAV zaměřených na podzemní vody

Geologická stavba území CHOPAV v ČR

Geologická stavba ČR je velmi složitá vzhledem k existenci dvou zcela odlišných jednotek s naprosto rozdílným geologickým vývojem. K jejímu popisu a následné práci je nutný určitý stupeň generalizace. Pro zjednodušený popis geologie na území CHOPAV byl použit Hydroekologický informační systém (HEIS):

- karpatský flyš – Beskydy, Jablunkovsko, Vsetínské vrchy,
- metamorfity a sedimenty kulmu – Jeseníky,
- metamorfity – Žamberk – Králíky, Orlické hory, Žďárské vrchy, Krkonoše, Krušné hory, Šumava,
- kvartérní písky, štěrky – Kvartér řeky Moravy,
- křídové pískovce, jílovce – Východočeská křída, Polická pánev, Severočeská křída,
- kyselé vyvřeliny a vulkanity, terciérní sedimenty – Jizerské hory, Chebská pánev a Slavkovský les,
- mafické vyvřeliny a vulkanity – Brdy,
- terciérní sedimenty – Třeboňská pánev.

Podle litologie je zvodněné horninové prostředí, které tvoří podloží oblastí CHOPAV, zranitelné vůči znečištění všude tam, kde nejsou vyvinuty především

nadložní hydrogeologické izolátory, jež by tomu mohly zabránit. K infiltraci srážek dochází na plochách hydrogeologických kolektorů, hydrogeologické izolátory zamezují znečištění v oblastech stoku a akumulace podzemní vody. Pánevni struktury, kterými jsou křídové formace a terciérní sedimenty, jsou v oblastech akumulace nadložními izolátory dobře chráněny. Zranitelnější jsou z hlediska tvorby podzemních vod horniny krystalinika, jež jsou jako CHOPAV chráněny z hlediska povrchových vod a současně ovšem tvoří dotační (infiltrační) zázemí pro pánevni struktury. Jako příklady lze uvést Jeseníky a Kvartér řeky Moravy (dvě sousedící CHOPAV) nebo Chebskou pánev (jedna CHOPAV).

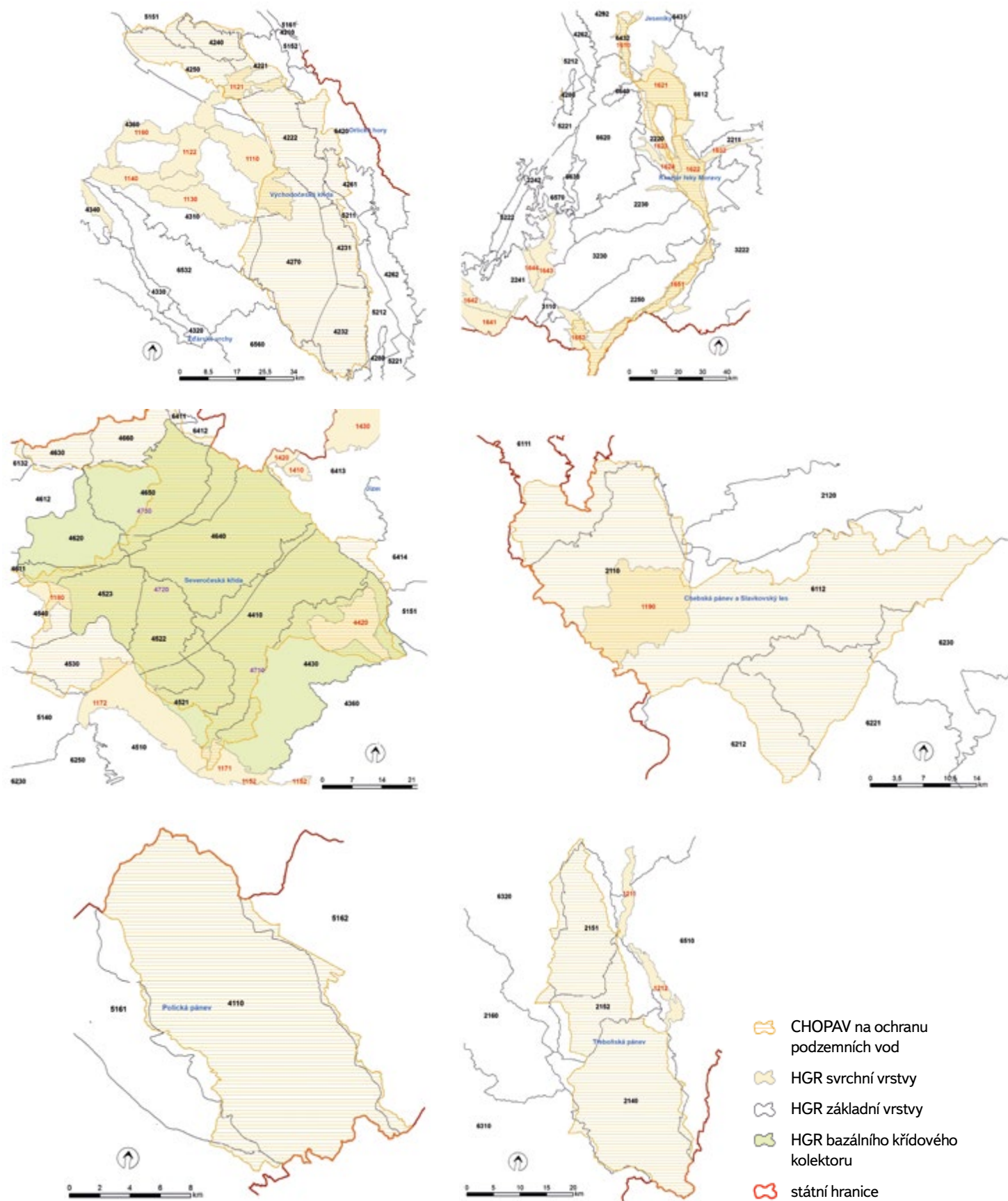
Hydrogeologické rajony

Vyhláškou č. 5/2011 Sb., o vymezení hydrogeologických rajonů a útvarů podzemních vod, způsobu hodnocení stavu podzemních vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu podzemních vod [10] byly nově vymezeny hydrogeologické rajony. Hydrogeologický rajon je základní bilanční jednotkou a je „vymezen na základě přírodních charakteristik, zejména podle hydrogeologických poměrů, typu zvodnění a oběhu podzemních vod“. Pokud porovnáváme hranice CHOPAV, které byly vyhlášeny pro podzemní vody v roce 1981, s hranicemi hydrogeologických rajonů, je zřejmé, že ve většině případů nesouhlasí (obr. 4). V tab. 3 jsou uvedeny všechny hydrogeologické rajony, které svojí promítnutou plochou zasahují do plochy CHOPAV vyhlášených pro podzemní vody. Nejsložitější je situace u CHOPAV Severočeská křída, kde jsou její součástí hydrogeologické rajony ve třech vrstvách – rajony bazálního kolektoru, rajony základní vrstvy a rajony svrchní vrstvy.

Tab. 3. Vztah CHOPAV zaměřených na podzemní vody a hydrogeologických rajonů
Tab. 3. Relationship between CHOPAV areas focused on groundwater and groundwater zones

CHOPAV	HGR bazálního kolektoru	HGR základní vrstvy	HGR svrchní vrstvy
Severočeská křída	4730, 4720, 4710	6132, 4630, 4660, 4611, 4612, 4620, 4650, 6411, 6412, 4640, 4410, 4430, 6414, 4521, 4522, 4523, 4530, 4540, 5140	1171, 1172, 1180, 4420
Chebská pánev a Slavkovský les	-	6111, 2110, 6112, 6221, 6230, 6212	1190
Polická pánev	-	5162, 4110, 4210, 5161	-
Třeboňská pánev	-	2140, 2152, 2151	-
Východočeská křída	-	4232, 4231, 4270, 5211, 4310, 4360, 4222, 4261, 6420, 4221, 4240, 4250	1121, 1110
Kvartér řeky Moravy	-	2250, 2220	1651, 1652, 1622, 1610, 1621, 1623

Cílem CHOPAV je jednak omezit činnosti, které ovlivňují mělký oběh podzemní vody – snižování schopnosti infiltrace srážek (snižování ploch lesních porostů) nebo odvodňování krajiny (odvodňování pozemků) –, a dále pak eliminovat zásahy do zvodní, jež mohou vést k jejich poškození – odkrývání hladiny podzemní vody v rajonech svrchní vrstvy nebo těžba radioaktivních surovin v rajonech bazálního kolektoru.



Obr. 4. Území CHOPAV ve vztahu k hydrogeologickým rajonům
 Fig. 4. CHOPAV areas in relation to groundwater zones

Střet zájmů v praxi – ochrana podzemních vod versus ložisko šterkopísků

Významný střet zájmů probíhá v CHOPAV Kvartér řeky Moravy na katastru obce Uherský Ostroh, na rozhraní Jihomoravského a Zlínského kraje. Na katastru Uherského Ostrohu je vymezeno výhradní ložisko šterkopísků Moravský Písek – Uherský Ostroh, v důsledku jehož těžby by došlo k odkrytí volné hladiny podzemní vody. K tomu by však v rámci CHOPAV nemělo docházet. Ve vzdálenosti cca 500 m od hranice výhradního ložiska probíhá hranice ochranného pásma I. stupně Vodního zdroje Bzenec – komplex jímací studny III sever. Přes výhradní ložisko současně probíhá aktivní zóna záplavového území. Pitná voda z Vodního zdroje Bzenec – komplex zásobuje 140 000 obyvatel jihovýchodní Moravy. Pokud by došlo k proniknutí vody z povodně do odkryté hladiny podzemní vody, znamenalo by to zásadní problém pro zásobování pitnou vodou. Významným rizikovým faktorem je skutečnost, že po případném vytěžení ložiska šterkopísků zůstane těžební jáma s odkrytou hladinou podzemní vody i po rekultivaci ložiska [11].

Přístup k plošné ochraně krajiny a vod v sousedních státech

Na Slovensku, vzhledem ke společné agendě v minulosti, bylo nařízením vlády stejně jako v ČR v letech 1978 a 1987 vyhlášeno 10 oblastí CHOPAV (slovensky chránené oblasti prirodzenej akumulácie vôd) neboli chránené vodohospodářské oblasti (CHVO).

Na rozdíl od ČR je problematika oblastí CHVO na Slovensku nově sjednocena a aktualizována do jednoho komplexního přístupu ochrany podzemních a povrchových vod, a to do zákona č. 305/2018 Z. z. [12]. Uvedený zákon je určen výlučně k ochraně 10 nejzávažnějších oblastí, v nichž se nacházejí největší zásoby podzemních vod na Slovensku. Chráněné vodohospodářské oblasti (CHVO) zabírají 6 942 km², což představuje 14,16 % z celkové plochy Slovenska. Největší část rozlohy CHVO zabírají lesy, které tvoří 67 % plochy. Stejně jako v ČR je na Slovensku oddělena velkoplošná ochrana vod od ochrany krajiny formou národního parku nebo chráněné krajinné oblasti, liší se jen způsob správy i požadavky na způsob hospodaření v těchto územích.

Ostatní sousední státy nemají velkoplošnou ochranu vod v podobě našich CHOPAV, ochrana vod je řízena v povodích v souladu s Rámcovou směrnicí o vodách. Je také jednou ze součástí, nikoli prioritou v ochraně krajiny v národních parcích a dalších typech ochrany přírody.

V Polsku chráněná území definuje zákon z 16. dubna 2004 o ochraně přírody (Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody). Chráněná území jsou vyhlášována v 10 kategoriích, z nichž dvě jsou velkoplošné – národní park (park narodowy – celkem 23) a chráněná krajinná oblast (park krajobrazowy – 125 chráněných území tohoto typu). Při hranicích s ČR leží Karkonoski Park Narodowy přiléhající k českému Krkonošskému národnímu parku, Park Narodowy Gór Stołowych, jež je pokračováním české Chráněné krajinné oblasti Broumovska, a také Śnieżnicki Park Krajobrazowy přiléhající k českému pohoří Králíckého Sněžníku.

V Německu se nachází celkem 16 národních parků. K české hranici přiléhá Nationalpark Sächsische Schweiz (Saské Švýcarsko), který sousedí s národním parkem České Švýcarsko. Další hraniční národní park je Bayerischer Wald (Bavorský les), jenž společně s Národním parkem Šumava tvoří jeden z největších bilaterálních národních parků střední Evropy. Podle údajů Spolkové agentury pro ochranu přírody bylo na konci roku 2008 ve Spolkové republice Německo 7 203 chráněných krajinných oblastí o celkové rozloze 9,9 milionu hektarů. To odpovídá přibližně 28 % rozlohy Německa. Z německého Saska a Bavorska coby spolkových zemí sousedících s českou stranou lze jako chráněné oblasti jmenovat např.: Žitavské hory (Zittauer Gebirge), zaujímající německou část Lužických hor, Saské Švýcarsko (Sächsische Schweiz), na něž navazuje Chráněná krajinná

oblast Labské pískovce, Národní park České Švýcarsko a přírodní park Horní Bavorský les.

V Rakousku se nachází šest národních parků (*Nationalpark*). Nejstarším parkem jsou Vysoké Taury (Nationalpark Hohe Tauern), který byl vyhlášen v roce 1981. S českou stranou sousedí národní park Thayatal, jenž navazuje na Národní park Podyjí. Další kategorie, jako např. „chráněné krajinné oblasti“ nebo „přírodní parky“ existují pouze v některých spolkových zemích. V roce 2009 se v Rakousku nacházelo 247 území se statutem chráněné oblasti, která s plochou 2 696 km² zaujímala asi 15 % rozlohy země.

DISKUZE

Institut CHOPAV je z obecného pohledu velmi důležitý nástroj pro ochranu množství i jakosti povrchových a podzemních vod tam, kde se vytvářejí významnější akumulace těchto vod, jež jsou vodárensky využívány nebo potenciálně vodárensky využitelné. Největší legislativní problém spočívá v tom, že i když je CHOPAV zahrnut jako nástroj zákona o vodách (č. 254/2001 Sb., v platném znění), jednotlivá území byla vyhlášena nařízeními vlády č. 40/1978 Sb., č. 10/1979 Sb., č. 85/1981 Sb., v režimu předchozího vodního zákona č. 138/1973 Sb. Vznikají tak praktické problémy při vyžadování dodržování omezujících opatření, včetně řešení vzniklé újmy vlastníkům pozemků apod.

Často zaznává názor, a to i z resortu životního prostředí, že tam, kde je území chráněno např. formou CHKO, je další ochrana zbytečná. V praxi se však ukazuje, že správy CHKO nemají povinnost a často ani odborné zázemí, aby se vyjadřovaly ke specifickým problémům ochrany, vzniku a udržování podmínek pro přírodní akumulaci vod.

V tomto smyslu se jeví institut CHOPAV jako poměrně slabý legislativní nástroj ve srovnání s prosazováním jiných zájmů, mj. i kvůli absenci správce těchto území. Příkladem může být významný zdroj podzemní vody pro zásobování obyvatel pitnou vodou – jímací území Březová nad Svitavou. Vlastní zdroj vod i s ochrannými pásmy se nachází v rámci CHOPAV Východočeská křída a měl by být v tomto prostoru jednotně spravován. V případě nutnosti řešit střet zájmů v této oblasti bude jednat vlastník nebo provozovatel vodního zdroje, obecní úřad, obec s rozšířenou působností či krajský úřad s vodoprávní agendou, v krajním případě však Ministerstvo životního prostředí jako ze zákona ústřední orgán, jinak v rámci celé CHOPAV není prakticky koho oslovit.

CHOPAV byly vyhlášeny s cílem ochrany území, jež mají význam pro tvorbu zdrojů povrchových a podzemních vod. Od jejich vyhlášení došlo k významné legislativní změně územního členění podzemních vod ČR – vymezení hydrogeologických rajonů. Ty jsou základní územní jednotkou z hlediska hodnocení stavu podzemních vod a k zajišťování podkladů pro výkon veřejné správy a plánování. V případě CHOPAV by bylo vhodné zrevidovat jejich hranice a uvést je do souladu s hranicemi rajonů, nebo hranice CHOPAV nadřadit skupinám hydrogeologických rajonů, pokud CHOPAV zahrnuje i dotační zázemí rajonu svrchní vrstvy.

Dá se také polemizovat s názorem, že ochrana formou CHOPAV je zbytečná, když není uplatňována ve většině sousedních států. Opak je možno prezentovat např. na oblasti Krušných hor. Na německé ani české straně není uplatňován žádný celoplošný způsob ochrany přírody, jde vždy jen o malá území chránící pouze konkrétní přírodní výtvar apod. CHOPAV Krušné hory je tak jedinou celoplošnou ochranou tohoto vodohospodářsky i přírodně cenného území.

Návrhy změn a nových přístupů k CHOPAV

CHOPAV i v současnosti mají nezastupitelný význam z pohledu ochrany vod. Je však nezbytná jejich aktualizace, obdobně jako proběhla na Slovensku v roce 2019. Každá stávající oblast by měla být přehodnocena, co se týká plošného

rozsahu, nebo také úpravy daných zakázaných činností ve vztahu k dnešnímu využití území, ochraně přírody a přírodním podmínkám.

V rámci CHOPAV je zakázáno odvodňovat pozemky. Vzhledem k podmínkám sucha by bylo vhodné na plochách CHOPAV eliminovat odvodnění, které vzniklo před jejich vyhlášením, čímž by se snížil odtok vody z krajiny. Např. v CHKO Šumava, jež je současně CHOPAV, jsou tato opatření již realizována na plochách rašelinišť.

Vhodné by bylo zvýšit legislativní statut CHOPAV ve vztahu k těžbě surovin, která v případě těžby šterkopísků z podzemní vody zvyšuje riziko kontaminace zdrojů pitných vod.

Jako nový problém se jeví riziko propojování zvodní v důsledku realizace vrtů pro tepelná čerpadla především v křídových CHOPAV. Vrtů pro tepelná čerpadla, u nichž dojde k propojení zvodní, opět představují kvalitativní i kvantitativní riziko pro podzemní vodu.

Je třeba uvažovat o vyhlášení některých nových území s ochranou typu CHOPAV. V první řadě by se mohlo jednat o nivu a pramennou oblast řeky Odry. Část zamýšleného území je sice chráněna alespoň jako CHKO Poodří, ta však není zaměřena primárně na ochranu vod. Dosud není chráněna lesnatá zdrojová oblast vod pro uvažovanou vodní nádrž Spálov, která by svým objemem mohla být významným zdrojem pitné vody.

Také na Českomoravské vrchovině jsou pramenné oblasti, které zásobují vodou toky s pravděpodobnými budoucími nádržemi. Ochrana příslušného území by mohla být formou významného rozšíření CHOPAV Žďárské vrchy nebo vytvořením zcela nového území s tímto typem ochrany.

ZÁVĚR

Provedené analýzy ukazují, že ochrana území prostřednictvím CHOPAV má opodstatnění i v současné době. V některých ohledech, jako je např. ochrana povodí LAPV nebo ochrana podzemních vod před neuváženou těžbou šterkopísků, hraje dokonce nezastupitelnou roli. Bylo by však potřeba aktualizovat a modernizovat příslušná nařízení vlády s ohledem na nové požadavky ochrany, vyplývající mimo jiné i z přizpůsobování se klimatické změně. Též je nezbytné uvažovat o územním rozšíření stávajících nebo i vyhlášení dalších potřebných území s tímto typem ochrany.

Poděkování

Příspěvek vznikl v rámci řešení projektu „ADAPTAN II – Integrované přístupy adaptace krajiny Moravskoslezského kraje na změnu klimatu“ financovaných Technologickou agenturou ČR (Registrační číslo projektu: 3204200006-EHP) a prostřednictvím Norských fondů 2014-2021, výzva Bergen.

Literatura

[1] Nařízení vlády č. 40/1978 Sb., České socialistické republiky o chráněných oblastech přirozené akumulace vod Beskydy, Jeseníky, Jizerské hory, Krkonoše, Orlické hory, Šumava a Žďárské vrchy.

Nařízení vlády č. 10/1979 Sb., České socialistické republiky o chráněných oblastech přirozené akumulace vod Brdy, Jablunkovsko, Krušné hory, Novohradské hory, Vsetínské vrchy a Žamberk – Králíky.

Nařízení vlády č. 85/1981 Sb., České socialistické republiky o chráněných oblastech přirozené akumulace vod Chebská pánev a Slavkovský les, Severočeská křída, Východočeská křída, Polická pánev, Třeboňská pánev a Kvartér řeky Moravy.

[2] Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon).

[3] *Generel území chráněných pro akumulaci povrchových vod a základní zásady využití těchto území.* Praha: Ministerstvo zemědělství, Ministerstvo životního prostředí, 2020.

[4] VIZINA, A., VYSKOČ, P., KOŽÍN, R., NOVÁKOVÁ, H. Potenciál chráněných území pro akumulaci povrchových vod pro zmírnění dopadů klimatické změny na zásobování pitnou vodou. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2023, 65(1), s. 32–41. ISSN 0322-8916.

[5] *Směrnice Rady 91/676/EHS o ochraně vod před znečištěním způsobeném dusičnany ze zemědělských zdrojů.*

[6] *Směrnice Rady 91/271/EHS ze dne 21. května 1991 o čištění městských odpadních vod.*

[7] ČERNOHOUS, V., KANTOR, P., ŠACH, F. *Metodické postupy obhospodařování lesů s vodohospodářskými funkcemi*. Opočno: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Výzkumná stanice Opočno, 2007.

[8] *Vyhláška č. 500/2006 Sb., Ministerstva pro místní rozvoj o územně analytických podkladech, územně plánovací dokumentaci a o způsobu evidence územně plánovací činnosti.*

[9] *Metodický návod k příloze č. 1 vyhlášky č. 500/2006 Sb., o územně analytických podkladech, územně plánovací dokumentaci a způsobu evidence územně plánovací činnosti.* Praha: Ministerstvo pro místní rozvoj, 2019. ISBN: 978-80-7538-243-6 (PDF).

[10] *Vyhláška č. 5/2011 Sb., o vymezení hydrogeologických rajonů a útvarů podzemních vod, způsobu hodnocení stavu podzemních vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu podzemních vod.*

[11] BURDA, P., NOVOTNÁ, J. *Uherský Ostroh 2 – těžba a úprava šterkopísku a ovlivnění jímácích území Bzenec. Znalecký posudek*. GEOTest, a. s., 2016.

[12] *Zákon č. 305/2018 Z. z. Národnej rady Slovenskej republiky o chránených oblastiach prírodzenej akumulácie vôd a o zmene a doplnení niektorých zákonov.*

Autoři

Mgr. Zdeněk Sedláček¹

✉ zdenek.sedlacek@vuv.cz

ORCID: 0009-0001-4780-4191

RNDr. Jitka Novotná²

✉ jitka.novotna@geology.cz

Ing. Milena Forejtníková¹

✉ milena.forejtnikova@vuv.cz

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Brno

²Česká geologická služba, Brno

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2023.11.003

PROTECTED AREAS OF NATURAL WATER ACCUMULATION – THEIR MEANING IN THE CURRENT SYSTEM OF WATER ENVIRONMENT PROTECTION

SEDLÁČEK, Z.¹; NOVOTNÁ, J.²; FOREJTNÍKOVÁ, M.¹

¹T. G. Masaryk Water Research Institute, Brno

²Czech Geological Survey, Brno

Keywords: protected area of natural water accumulation – protected landscape area – National Park – surface water and ground water protection – farming on agricultural and forest land

This article discusses the development, management, and use of the landscape in the form of a declaration of a Protected Area of Natural Water Accumulation (CHOPAV). It examines the importance of this method of protection in the water protection system under the requirements of the Water Framework Directive and other European directives which have been incorporated into the legislation of the Czech Republic. It looks at the possibilities of using this tool in water management to deal with problems caused by climate change. Based on the research and analysis carried out, the article recommends modifications to the CHOPAV regime and area modifications, as well as expansion to other sites.





Nové znečišťující látky v odpadních vodách – výsledky Společného průzkumu Dunaje 4 pohledem šedé vodní stopy

LIBOR ANSORGE, LADA STEJSKALOVÁ, PŘEMYSL SOLDÁN

Klíčová slova: šedá vodní stopa – Společný průzkum Dunaje 4 – JDS4 – nové znečišťující látky – koncentrace bez účinku – predicted no-effect concentration – PNEC – emergentní polutanty – CECs – Contaminants of Emerging Concern

ABSTRAKT

Společný průzkum Dunaje 4 (JDS4) zorganizovaný v roce 2019, přinesl unikátní sadu dat o výskytu několika set nových znečišťujících látek vzbuzujících obavy (CECs) ve vodách v povodí Dunaje, včetně odpadních vod z vybraných čistíren odpadních vod. V této studii byla použita zveřejněná data z JDS4 k posouzení významnosti jednotlivých látek identifikovaných v odpadních vodách prostřednictvím šedé vodní stopy. Stanovování všech nově identifikovaných znečišťujících látek je časově i finančně náročné, proto má smysl zaměřit se na látky, které jsou „nejproblematičtější“. Výhodou šedé vodní stopy pro tuto úlohu je skutečnost, že převádí množství emitované znečišťující látky na množství vody, které je třeba k naředění na úroveň neškodnou pro životní prostředí. Lze tak porovnávat nesourodé látky mezi sebou. Na základě dat JDS4 bylo z několika set nalezených látek identifikováno 33, jež byly podle zvolených kritérií označeny za potenciálně rizikové. Tento seznam však nelze brát jako definitivní, neboť úroveň poznání o škodlivosti jednotlivých látek se velmi rychle vyvíjí s ohledem na rizikovost, která je jim v současnosti přikládána. Stejně tak jsou data JDS4 obrazem určité metodiky sběru dat, jež nemusí postihnout některé souvislosti spojené s dopadem výskytu nových látek v životním prostředí.

ÚVOD

Nové či „emergentní“ znečišťující látky představují látky antropogenního původu, které jsou v životním prostředí monitorovány poměrně krátce, a proto jejich výskyt není jednoznačně zmapován a jejich účinky na organismy včetně člověka zatím nejsou zcela známy. Jde zejména o chemické látky, které člověk využívá, a tak se dostávají různými cestami do životního prostředí. Především jsou to zbytky léčiv a produktů osobní péče, pesticidy používané v zemědělství či chemikálie používané v průmyslu. Obecně jsou označovány anglickým názvem *Contaminants of Emerging Concerns* (CECs). Tyto látky jsou nacházeny nejen v odpadních, ale i v povrchových, podzemních, a dokonce i pitných vodách. Jedním z hlavních zdrojů CECs látek v životním prostředí jsou čistírny odpadních vod (ČOV), které nedokážou mnohé z nich plně odstranit [1]. Zmapování CECs látek ve vodách bylo součástí Společného průzkumu Dunaje 4 (Joint Danube Survey 4, JDS4), který proběhl v roce 2019 ve 13 zemích nacházejících se v povodí Dunaje, tj. včetně České republiky. Hlavním účelem společných průzkumů Dunaje je zajistit spolehlivé a vzájemně porovnatelné informace o vybraných ukazatelích kvality vody a stavu ekosystémů

Dunaje včetně jeho hlavních přítoků v krátkém časovém období [2]. Ve vzorcích vod odebraných v rámci JDS4 byl proveden širokospektrální cílový screening 2 362 chemických látek a jejich transformačních produktů a nalezeno bylo 586 CECs [3]. Jednou z matic, která byla analyzována v rámci JDS4, byly odpadní vody z 11 ČOV. Sledován byl přítok i odtok z jednotlivých ČOV. Seznam sledovaných ČOV uvádí *tab. 1*.

Tab. 1. Seznam sledovaných ČOV v rámci JDS4
Tab. 1. List of monitored WWTPs within JDS4

Kód profilu/Site code	Název/Name	Země/Country
JDS4-WW1	Donauwörth	Německo
JDS4-WW2	Linz-Asten	Rakousko
JDS4-WW3	Hodonín	Česká republika
JDS4-WW4	Vrakuňa (Bratislava)	Slovensko
JDS4-WW5	Győr	Maďarsko
JDS4-WW6	Novo mesto (Ločna)	Slovinsko
JDS4-WW7	Županja	Chorvatsko
JDS4-WW8	Šabac	Srbsko
JDS4-WW9	Giurgiu	Rumunsko
JDS4-WW10	Vratsa	Bulharsko
JDS4-WW11	Uzhgorod	Ukrajina

Šedá vodní stopa je součástí metodiky stanovení vodní stopy, která se zaměřuje na kvantifikaci spotřeby vody v celém životním cyklu nějakého produktu, procesu, služby či organizace. Šedá vodní stopa je definována jako množství vody, které je potřebné k naředění vypouštěného znečištění na koncentraci neškodné pro životní prostředí podle stanovených environmentálních limitů [4]. Jedná se tak o environmentální indikátor, který umožňuje vzájemně porovnávat různé znečišťující látky tím, že je převede na objem vody. Koncept vodní stopy byl představen již v roce 2002 [5], avšak zpočátku obsahoval pouze kvantitativní hodnocení pomocí modré a zelené složky. Rozšíření konceptu o kvalitativní hodnocení pomocí šedé vodní stopy proběhlo až v letech 2005–2008 [6]. Jednou z prvních studií zabývajících se šedou vodní stopou ČOV

je rumunská studie z roku 2011 [7]. Od té doby byla publikována řada dalších studií šedé vodní stopy na ČOV, jež se zabývají např. vlivem ČOV na snížení šedé vodní stopy [8–11], kvantifikací vodní a uhlíkové stopy ČOV [9, 12] či kvantifikací šedé vodní stopy průmyslových odpadních vod [13–16]. Několik prací se věnovalo i farmakům, které tvoří jednu část CECs, a jejich šedé vodní stopě [17–19].

Všechny tři zmíněné práce, jež se zabývají šedou vodní stopou farmak, byly omezeny v rozsahu sledovaných látek. Cílem předložené studie je pomocí šedé vodní stopy posoudit významnost jednotlivých CECs zjištěných v odpadních vodách během JDS4. Stanovování všech CECs v odpadních vodách je časově i finančně náročnou úlohou. Pro rutinní sledování má tedy smysl vybrat ty látky, které mají nejvyšší šedou vodní stopu.

DATA A METODIKA

Koncentrace nalezených CECs v podobě minimálních a maximálních hodnot naměřených v jednotlivých maticích byly zveřejněny formou doplňkového materiálu k článku Nq et al. [3]. Zároveň jsou s těmito hodnotami zveřejněny i hodnoty předpokládané koncentrace, při které nedochází k nepříznivým účinkům (*Predicted No Effect Concentration*, PNEC). PNEC je koncentrace chemické látky, jež označuje hranici, při níž dosud nebyly pozorovány nepříznivé účinky expozice v ekosystému. Tyto hodnoty nejsou určeny k předpovědi horní hranice koncentrace chemické látky, která má toxický účinek [20]. V ekotoxikologii se hodnoty PNEC často používají jako nástroj pro hodnocení rizik pro životní prostředí [21], např. Evropskou agenturou pro chemické látky (REACH – Nařízení o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek) a dalšími toxikologickými agenturami k posouzení rizik pro životní prostředí [20]. Hodnoty PNEC lze použít ve spojení s předpokládanými hodnotami koncentrace v prostředí (*Predicted Environmental Concentration*, PEC) k výpočtu poměru charakterizace rizika (RCR), nazývaného také rizikový kvocient (*Risk Quotient*, RQ nebo *Hazard Quotient* HQ) [22]. RCR se rovná podílu PEC/PNEC pro konkrétní chemickou látku a je deterministickým přístupem k odhadu environmentálního rizika v místním nebo regionálním měřítku. Pokud PNEC překročí PEC, znamená to, že chemická látka nepředstavuje riziko pro životní prostředí.

PNEC lze vypočítat z údajů o akutní toxicitě či chronické toxicitě pro jeden druh, nebo z údajů o distribuci citlivosti druhů (*Species Sensitivity Distribution*, SSD), případně také z údajů získaných z terénních studií či modelových zkoušek na ekosystémech [20, 23, 24]. V závislosti na typu použitých údajů se používá hodnotící faktor, jenž zohledňuje spolehlivost použitých ekotoxikologických údajů při jejich extrapolaci na celý ekosystém. Hodnota hodnotícího faktoru je závislá na nejistotě dostupných údajů a pohybuje se v rozmezí 1–1 000 [20].

V případě použití údajů z testů akutní toxicity pro výpočet hodnoty PNEC musí být prověřena úroveň jejich kvality a relevance. V ideálním případě by se tato data měla týkat druhů organismů z více trofických úrovní a/nebo taxonomických skupin [20]. Nejnížší stanovená hodnota koncentrace, vyvolávající 50% účinek (L – letální, E – jakýkoli, I – inhibiční) LC50, EC50 nebo IC50 se pak vydělí hodnotícím faktorem pro výpočet PNEC, který je pro tento případ obvykle 1 000 [20].

Při použití údajů o chronické toxicitě se pro výpočet PNEC používají stanovené hodnoty koncentrace bez pozorovaného účinku (*No Observed Effect Concentration*, NOEC). NOEC je nejvyšší testovaná koncentrace, u níž nebyl ve zkouškách chronické toxicity pozorován statisticky významný rozdíl v účinku ($p < 0,05$) ve srovnání s kontrolní skupinou. Nejnížší NOEC v souboru zkušebních údajů se vydělí hodnotícím faktorem mezi 10 a 100 v závislosti na rozmanitosti zkušebních organismů a množství dostupných údajů. Pokud je druhů nebo údajů více, hodnotící faktor je nižší [20].

Pro odvození PNEC se používá koncentrace (*Hazardous Concentration for 5 % of species*, HC5), což je koncentrace, při které pět procent druhů v SSD vykazuje účinek [10]. Statistický odhad SSD hodnoty HC5 lze provést z výsledků velkého

počtu ekotoxikologických zkoušek provedených s jednou látkou za použití více trofických úrovní testovacích organismů (ryby – bezobratlí – řasy). Pro stanovení PNEC se pak hodnota HC5 dělí hodnotícím faktorem 1–5 [20]. V mnoha případech však nemusejí pro určení hodnoty HC5 statistickým postupem SSD existovat dostatečně velké soubory dat. V těchto případech se pro odvození PNEC použije hodnota NOEC [20].

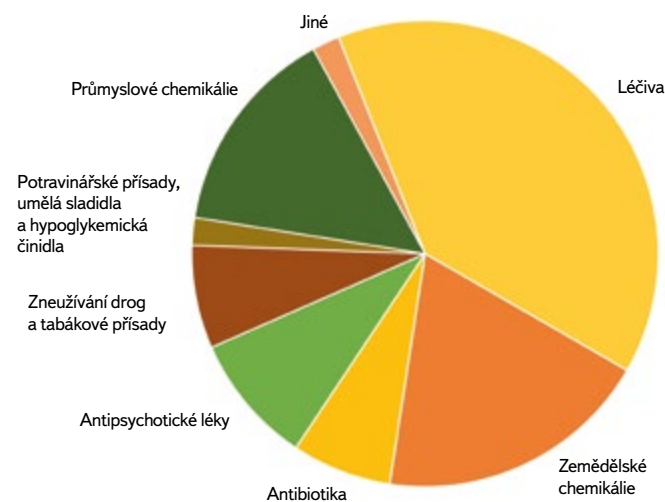
Při použití dat o vlivu látky z terénních studií či z modelových zkoušek je velikost hodnotícího faktoru specifická pro konkrétní studii či experiment [20].

Protože pro většinu nových znečišťujících látek nejsou k dispozici standardizované hodnoty maximální povolené koncentrace ve vodním prostředí (environmentální limity), byla právě hodnota PNEC použita při výpočtu šedé vodní stopy, a to dle rovnice:

$$GWF_i = \frac{L_i}{C_{max,i} - C_{nat,i}} = \frac{C_i \times Q}{PNEC_i - 0} = \frac{C_i}{PNEC_i} \quad (1)$$

kde:	GWF_i	je	šedá vodní stopa látky i
	L_i		množství vypouštěné znečišťující látky i
	$C_{max,i}$		maximální povolená koncentrace látky i ve vodním prostředí (environmentální standard)
	$C_{nat,i}$		přirozená koncentrace látky i ve vodním prostředí; pro antropogenní látky = 0
	C_i		koncentrace látky i v odpadních vodách
	Q		množství vypouštěných odpadních vod; s ohledem na cíl studie bylo uvažováno $Q = 1$
	$PNEC_i$		koncentrace látky i , u níž není předpokládán negativní vliv na životní prostředí

Celkem bylo do analýzy zahrnuto 419 CECs nalezených v odpadních vodách během JDS4. Z toho bylo 311 CECs zachyceno ve vyčištěných odpadních vodách vypouštěných z ČOV a 306 CECs v odpadních vodách přitékajících na ČOV. Jenom 198 látek bylo objeveno jak na přítoku na ČOV, tak na odtoku z ČOV. Největší podíl na nalezených CECs tvořila léčiva, kterých bylo odhaleno celkem 165, což představuje 39,4 % všech detekovaných CECs v odpadních vodách (obr. 1).



Obr. 1. Skupiny nových znečišťujících látek nalezené v odpadních vodách během JDS4
Fig. 1. Groups of emerging contaminants detected in wastewater within JDS4

Tab. 2. Rizikové CECs zjištěné v odpadních vodách během JDS4
Tab. 2. Risk CECs detected in wastewater during JDS4

Název	Kategorie	Koncentrace na odtoku [ng/l]		Koncentrace na přítoku [ng/l]		Významnost	PNEC [ng/l]	GWF na odtoku [l/l]		GWF na přítoku [l/l]		
		min	max	min	max			na přítoku	na odtoku	min	max	min
17beta-Estradiol	Léčiva	2,02	4,04	0,00	0,00	ANO	4,00E-04	5,04	10,09	N/A	N/A	
4-tert-Octylphenol (4-t-OP)	Průmyslové chemikálie	41,00	236,00	74,00	284,00	ANO	1,00E-01	0,41	2,36	0,74	2,84	
Amoxicillin	Antibiotika	89,93	272,97	22,00	163,00	ANO	7,80E-02	1,15	3,50	0,28	2,09	
Azithromycin	Antibiotika	4,85	202,33	1,10	24,00	ANO	1,90E-02	0,26	10,65	0,06	1,26	
Candesartan	Léčiva	7,40	44,00	15,00	24,00	ANO	ANO	3,10E-03	2,39	14,19	4,84	7,74
Carbamazepine	Léčiva	28,00	343,00	21,00	181,00	ANO	5,00E-02	0,56	6,86	0,42	3,62	
Carbamazepine-10,11-dihydro-10,11 dihydroxy	Léčiva	1 041,96	5 726,77	270,00	4 950,00	ANO	3,65E+00	0,29	1,57	0,07	1,36	
Celecoxib	Léčiva	188,00	188,00	19,00	19,00	ANO	9,00E-02	2,09	2,09	0,21	0,21	
Ciprofloxacin	Antibiotika	28,96	617,27	0,00	0,00	ANO	8,90E-02	0,33	6,94	N/A	N/A	
Cloxacillin	Antibiotika	16,00	154,00	91,00	2 025,00	ANO	ANO	4,50E-02	0,36	3,42	2,02	45,00
Diazinon	Zemědělské chemikálie	1,69	304,86	4,54	4,54	ANO	1,00E-02	0,17	30,49	0,45	0,45	
Diclofenac	Léčiva	280,00	1 312,00	330,00	1 320,00	ANO	ANO	5,00E-02	5,60	26,24	6,60	26,40
Dicloxacillin	Antibiotika	5,30	12,00	3,80	12,00	ANO	5,10E-03	1,04	2,35	0,75	2,35	
Dodecyl-benzenesulfonate	Průmyslové chemikálie	5,67	110,44	90,80	1 325,27		ANO	1,20E-01	0,05	0,92	0,76	11,04
Fendiline	Léčiva	171,00	171,00	0,00	0,00	ANO	2,40E-02	7,13	7,13	N/A	N/A	
Fipronil	Zemědělské chemikálie	1,62	59,70	7,70	30,00	ANO	ANO	7,70E-04	2,10	77,53	10,00	38,96
Fipronil-sulfide	Zemědělské chemikálie	90,60	90,60	58,00	58,00	ANO	ANO	1,20E-02	7,55	7,55	4,83	4,83
Galaxolidone	Léčiva	859,00	9 884,00	20,00	2 947,00	ANO	ANO	1,00E-01	8,59	98,84	0,20	29,47
Imidacloprid	Zemědělské chemikálie	21,65	327,67	15,00	34,00	ANO	ANO	8,30E-03	2,61	39,48	1,81	4,10
Lorazepam	Antipsychotické léky	209,00	209,00	236,00	236,00	ANO	9,60E-02	2,18	2,18	2,46	2,46	
Metazachlor	Zemědělské chemikálie	13,57	962,50	0,00	0,00	ANO	2,00E-02	0,68	48,13	N/A	N/A	
Methoprene	Zemědělské chemikálie	1,00	5,50	0,00	0,00	ANO	1,40E-03	0,71	3,93	N/A	N/A	
N-Methyldodecylamine	Průmyslové chemikálie	0,00	0,00	40,00	763,00		ANO	1,04E-01	N/A	N/A	0,38	7,34
Orlistat (Na)	Léčiva	0,00	0,00	16,00	35,00		ANO	8,00E-03	N/A	N/A	2,00	4,38

Název	Kategorie	Koncentrace na odtoku [ng/l]		Koncentrace na přítoku [ng/l]		Významnost	PNEC [ng/l]	GWF na odtoku [l/l]		GWF na přítoku [l/l]			
		min	max	min	max			na přítoku	na odtoku	min	max	min	max
PFOS	Průmyslové chemikálie	3,50	27,00	27,00	27,00	ANO	ANO	6,50E-04	5,38	41,54	41,54	41,54	
Phosphate-2-Ethylhexyl diphenyl (EHDP)	Průmyslové chemikálie	9,50	129,59	0,00	0,00	ANO		1,80E-02	0,53	7,20	N/A	N/A	
Phosphate-Tris(2-ethylhexyl) (TEHP)	Průmyslové chemikálie	1,57	142,72	0,00	0,00	ANO		3,90E-02	0,04	3,66	N/A	N/A	
pp-DDD	Zemědělské chemikálie	0,29	0,97	0,00	0,00	ANO		5,00E-04	0,58	1,95	N/A	N/A	
pp-DDE	Zemědělské chemikálie	0,26	1,26	0,00	0,00	ANO		4,00E-04	0,65	3,16	N/A	N/A	
Rifaximin	Antibiotika	0,00	0,00	25,00	95,00		ANO	2,50E-03	N/A	N/A	10,00	38,00	
Telmisartan	Léčiva	11,00	844,00	7,10	2 021,00	ANO	ANO	5,50E-04	20,00	1 534,55	12,91	3 674,55	
Terbutryn	Zemědělské chemikálie	1,36	103,52	0,41	2,70	ANO		6,50E-02	0,02	1,59	0,01	0,04	
Trenbolone	Léčiva	3,10	5,70	0,00	0,00	ANO		1,30E-03	2,38	4,38	N/A	N/A	

Pozn.: Ve sloupcích maximálních koncentrací a PNEC jsou červeně označeny tři nejvyšší hodnoty.

Dále byly stanoveny hodnoty šedé vodní stopy jednotkového objemu podle rovnice 1 minimální a maximální koncentrace pro každou CECs na přítoku na ČOV a na odtoku z ČOV. Jako rizikové byly označeny CECs, které měly maximální hodnotu šedé vodní stopy vyšší než 0,1 % maximální hodnoty šedé vodní stopy látky s nejvyšší hodnotou na přítoku do ČOV, resp. na odtoku z ČOV. Hodnota 0,1 % byla zvolena s ohledem na velmi vysoké hodnoty šedé vodní stopy látky s nejvyšší hodnotou na přítoku do ČOV, resp. na odtoku z ČOV (viz kap. Výsledky), jež ze statistického pohledu představují odlehlou hodnotu. Dalším důvodem, který vedl k volbě takto vysokého rozpětí, jsou nejistoty spojené se stanovením PNEC (viz Diskuze), kdy je používán tzv. faktor hodnocení (*Assessment Factor*) 1 až 1 000.

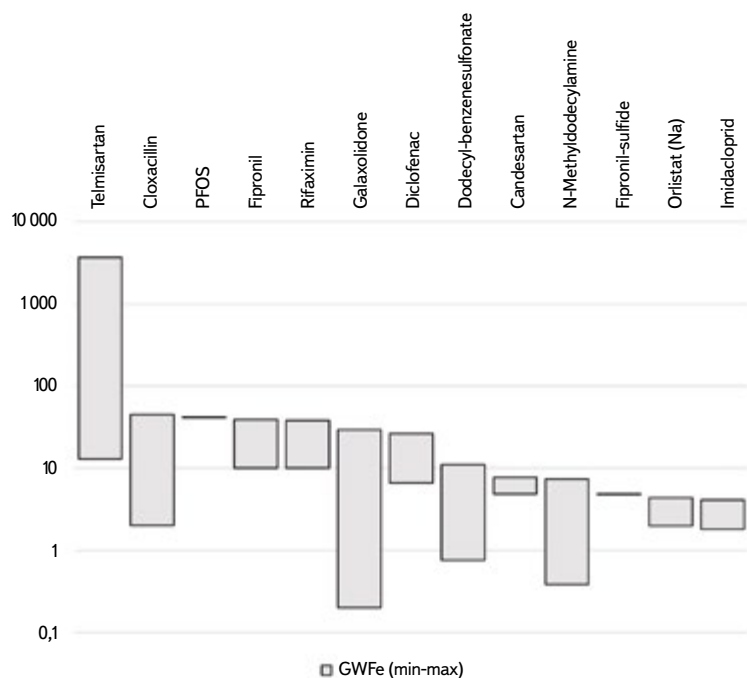
VÝSLEDKY

Na základě postupu popsaného v části Data a metodika bylo vybráno 33 CECs látek (tab. 2). Celkem bylo sledováno 11 látek ze skupiny léčiv, šest látek ze skupiny antibiotik, jedna látka ze skupiny antipsychotik, devět látek ze skupiny chemikálií používaných v zemědělství a šest látek ze skupiny průmyslových chemikálií.

Z 33 nalezených CECs látek nebyly v odtékajících odpadních vodách z ČOV nalezeny tři (Rifaximin, N-Methyldodecylamine a Orlistat (Na)). Naopak 10 látek (17beta-Estradiol, Ciprofloxacin, Fendiline, Metazachlor, Methoprene, Phosphate-2-Ethylhexyl diphenyl (EHDP), Phosphate-Tris(2-ethylhexyl) (TEHP), pp-DDD, pp-DDE, Trenbolone) nebylo nalezeno v nátoku na ČOV. Kritérium maximální hodnoty šedé vodní stopy dané látky vyšší než 0,1 % maximální

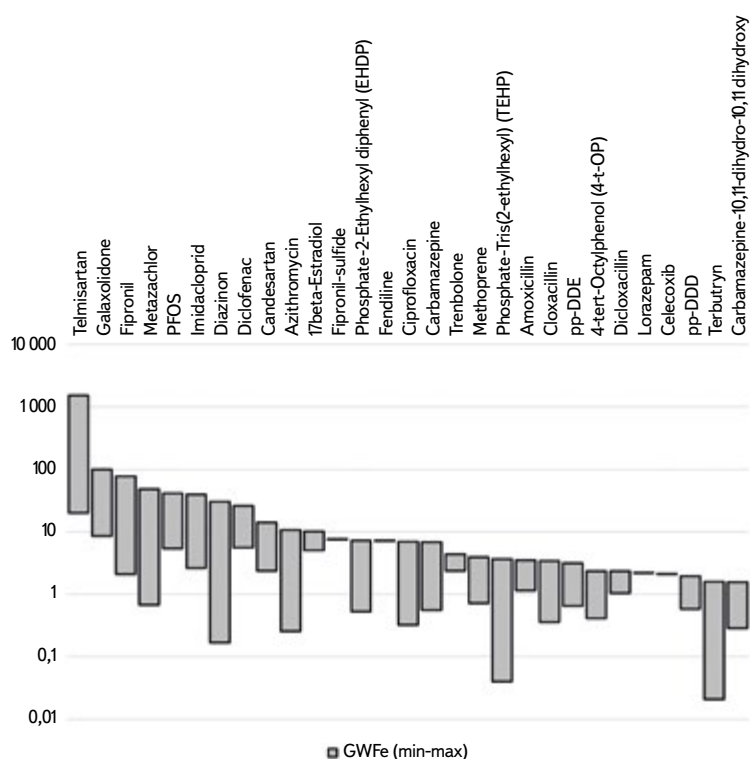
hodnoty šedé vodní stopy látky s nejvyšší šedou vodní stopou splňuje na přítoku na ČOV 13 látek (obr. 2) a na odtoku z ČOV 29 látek (obr. 3).

Nejvyšší hodnotu šedé vodní stopy na přítoku i odtoku do/z ČOV má látka Telmisartan používaná k léčbě vysokého krevního tlaku. Hodnota šedé vodní stopy Telmisartanu na přítoku na ČOV je více než 80x vyšší než druhá nejvyšší hodnota šedé vodní stopy, kterou vykazuje antibiotikum Cloxacillin. V případě odtoku z ČOV je šedá vodní stopa Telmisartanu více než 15x větší než šedá vodní stopa druhé látky v pořadí, jíž je Galaxolidone. Přitom Galaxolidone má skoro 12x vyšší maximální koncentraci než Telmisartan, a představuje tak látku s nejvyšší koncentrací ve vypouštěných odpadních vodách.



Obr. 2. Maximální a minimální hodnoty šedé vodní stopy látek označených jako rizikové na přítoku do ČOV

Fig. 2. Maximum and minimum GWF of risk substances at WWTP inflows



Obr. 3. Maximální a minimální hodnoty šedé vodní stopy látek označených jako rizikové na odtoku z ČOV

Fig. 3. Maximum and minimum GWF of risk substances at WWTP outflows

DISKUZE

Nejistoty spojené s použitím PNEC

Použití hodnot PNEC namísto maximální povolené koncentrace $C_{\max}$ v rovnici 1 vede k určitým nejistotám v dosažených výsledcích. První nejistota spočívá v reprezentativnosti stanovení hodnot PNEC pro jednotlivé látky. PNEC jsou založeny na testech toxicity a ekotoxikologie, které se provádějí na určitých druhích organismů a za určitých podmínek. Ekotoxikologická data používaná k určení PNEC mohou být získána z různých studií, jež se liší v použitých metodách a podmínkách. Tyto rozdíly mohou vést k různým hodnotám PNEC pro stejnou látku. Např. v této studii je nejproblematictější látkou Telmisartan. To je dáno kombinací vysokých koncentrací této látky v odpadních vodách a zároveň velmi nízkými hodnotami PNEC (55 ng/l), která byla převzata ze zdrojové studie [3] a zároveň použita v této studii. V jiných studiích však lze nalézt ještě nižší hodnoty PNEC pro Telmisartan, např. 37 ng/l [25] nebo 26 ng/l [26]. Naopak průběžně aktualizovaná ekotoxikologická databáze NORMAN [27] uvádí poslední platnou hodnotu 49 µg/l (z 27. listopadu 2022), tedy o tři řády vyšší.

Při určování PNEC se musejí zohlednit různé faktory, jako jsou koncentrace a expozice látky v daném prostředí. Tyto faktory mohou být obtížně určitelné, což může vést k nejistotám v hodnotách PNEC. PNEC se často stanovují pomocí modelů. Při použití modelů pro predikci chování látek v prostředí mohou vznikat nejistoty, protože modely nemusejí přesně zohledňovat všechny faktory ovlivňující chování látek v daném prostředí. Pro nové znečišťující látky nejsou vždy k dispozici dostatečné toxikologické údaje pro robustní stanovení hodnoty PNEC. V takových případech může být těžké určit bezpečnou úroveň expozice pro životní prostředí.

Další nejistota spočívá v nejasné interakci mezi jednotlivými látkami. Hodnoty PNEC jsou stanoveny pro jednotlivé látky a neposkytují informaci o tom, jak se tyto látky mohou navzájem ovlivňovat s dalšími látkami v životním prostředí. Vzájemné interakce CECs látek se v ekotoxikologii řeší pomocí vyjádření účinku směsí [28–30].

Srovnání s jinými pracemi

Šedou vodní stopou farmak a jiných CECs v odpadních vodách se dosud zabýval jen omezený počet publikací [17–19]. Zmíněné práce však kvantifikovaly celkovou šedou vodní stopu, zatímco tento příspěvek se zabývá šedou vodní stopou jednotkového objemu vypouštěných odpadních vod. Přímé srovnání hodnot tak není možné. Lze však porovnat, zda látky, jež byly sledovány v předchozích studiích, patří mezi významné CECs i podle výsledků této studie. Martínez-Alcalá et al. [19] se ve své práci zabývali pouze čtyřmi nejběžnějšími léčivými (Karbamazepin, Diklofenak, Ketoprofen a Naproxen). Obdobně jako naše studie, tak i studie Martínez-Alcalá et al. [19] identifikovala jako více rizikové látky Karbamazepin a Diklofenak. Ze studie Wöhler et al. [17] vyplývá, že největší šedou vodní stopu má estrogen Ethinylestradiol, který však nebyl během JDS4 v odpadních vodách indikován. Hlavním důvodem pro nejvyšší šedou vodní stopu této látky je extrémně nízká hodnota PNEC = 0,00001 µg/l, použitá ve studii Wöhler et al. [17]. Jako látka s druhou nejvyšší vodní stopou v Nizozemsku bylo identifikováno léčivo pro zmírnění úzkosti a duševních depresí Oxazepam, které však v naší studii nebylo identifikováno jako riziková látka. Důvodem je použití velmi rozdílných hodnot PNEC – v naší studii byla použita hodnota 0,37 µg/l, zatímco ve studii Wöhler et al. [17] jen 0,0019 µg/l. Naopak v Německu vykazoval druhou nejvyšší šedou vodní stopu Diklofenak, což odpovídá zjištěním i v naší studii, která též řadí Diklofenak mezi rizikové látky z pohledu šedé vodní stopy.

Šedá vodní stopa jednotkového objemu stanovená podle rovnice 1 odpovídá RQ definovanému jako poměr mezi PEC a PNEC, pokud je aplikován na

odpadní vody. Obvykle je ale RQ aplikován na vodní útvary, jako jsou řeky, jezera a nádrže. V několika případech byl však aplikován i na odpadní vody, jako např. ve studii Chiffre et al. [31], kde mají nejvyšší rizikový kvocient antibiotika Sulfamethoxazol a Ofloxacin. Ofloxacin nebyl v rámci JDS4 na sledovaných ČOV v odpadních vodách indikován. Sulfamethoxazol byl v rámci JDS4 v odpadních vodách nalezen, ale hodnoty šedé vodní stopy (alias rizikový kvocient) byly velmi nízké, a proto v naší studii nebyl označen za rizikovou látku. Tento rozdíl mezi oběma studiemi je způsoben velmi rozdílnou hodnotou PNEC pro Sulfamethoxazol, která v této studii činila 0,6 µg/l, zatímco ve studii Chiffre et al. [31] byla 0,027 µg/l. Podobně velké rozdíly v hodnotách PNEC lze nalézt i u dalších dvou látek, Diklofenaku a Ciprofloxacinu, které byly zkoumány v obou porovnávaných studiích. V ostatních sledovaných látkách se však tyto dvě studie nepřekrývají. To ukazuje na velký význam používání co nejvěrohodnějších hodnot PNEC založených na nejnovějších poznatcích, neboť vědecké znalosti v oblasti PNEC se v současnosti velmi rychle vyvíjejí v souvislosti s pozorností, která je těmto novým znečišťujícím látkám věnována společností.

Další studií, jež se zabývala RQ nových znečišťujících látek v odpadních vodách, je poměrně nová egyptská studie [32]. V této práci jsou jako látky s nejvyšším rizikovým kvocientem identifikovány Ampicilin, Diklofenak a Sulfamethoxazol. Všechny tyto látky byly nalezeny v odpadních vodách i v rámci JDS4, ale pouze Diklofenak byl zařazen mezi rizikové. Egyptská studie neuvádí zdroj použitých hodnot PNEC, ale ze srovnání množství jednotlivých látek ve vypouštěných odpadních vodách je zřejmé, že koncentrace na odtoku byly o 1–3 řády vyšší než maximální koncentrace těchto látek zjištěných na odtoku z ČOV v rámci JDS4. Z toho plyne, že množství těchto nových znečišťujících látek vypouštěných prostřednictvím vyčištěných odpadních vod může být závislé na mnoha různých faktorech. Jedním z faktorů je technologické vybavení ČOV a její schopnost odstraňovat tyto látky. Dalšími faktory jsou např. klimatické a provozní podmínky [33]. Významným faktorem je také množství těchto nových látek na přítoku na ČOV, což je ovlivněno strukturou odkanalizované oblasti, složením obyvatelstva, sociálními a zdravotnickými zvyklostmi atd. [34]. Např. koncentrace CECs v nečištěné odpadní vodě bývá v asijském regionu vyšší než v Evropě nebo Severní Americe [35].

Screening vs. dlouhodobá data

Data získaná během JDS4 reprezentují krátkodobé vzorky odpadních vod. Dynamika CECs v odpadních vodách však podléhá sezonní [36, 37] i denní variabilitě. Denní variabilita je eliminována odebráním 24hodinových vzorků, ale sezonní variabilitu není možno screeningovým měřením v rámci JDS4 postihnout. Velmi zajímavý pohled na sezonní variabilitu CECs látek v odpadních vodách přináší nedávno publikované studie dvou ČOV v Irsku [38], kde většina sledovaných CECs látek vykazuje vysokou variabilitu během roku. Vzhledem k tomu, že zveřejněná data nevykazují jednoznačnou závislost na ročním období a často kolísají v jednotlivých měsících zcela náhodně, lze předpokládat, že v těchto datech je promítnuta i krátkodobá variabilita způsobená řadou jiných faktorů.

Šedá vodní stopa kalového hospodářství

V této studii jsme se nezabývali problematikou vnosu CECs látek do vodního prostředí z odvodňování kalů a aplikací kalů na půdu, ačkoli jde o jeden z významných zdrojů vnosu těchto látek do životního prostředí [39–41]. Pro kvantifikaci vstupu CECs látek z kalového hospodářství však nejsou v současnosti dostatečné podklady.

ZÁVĚR

Provedená studie se zabývala významností jednotlivých CECs zjištěných v odpadních vodách v rámci JDS4. S ohledem na cíle studie, tj. stanovení významnosti jednotlivých látek, byla stanovena šedá vodní stopa jednotkového objemu odpadních vod, tedy nikoli celková šedá vodní stopa. Jako nejproblematictější se ukázala látka Telmisartan používaná k léčbě vysokého krevního tlaku. Hlavním důvodem jsou jednak poměrně vysoké koncentrace detekované v odpadních vodách, jednak i velmi nízká hodnota PNEC. Srovnání výsledků této studie s jinými studiemi však ukazuje na hlavní problémy, s nimiž se takové studie v současnosti potýkají. Prvním problémem je výběr hodnot PNEC. Pro jednotlivé CECs lze v literatuře nalézt velmi rozdílné hodnoty PNEC, často se lišící o několik řádů. Druhým problémem je výběrovost většiny studií, jež obvykle zahrnují pouze několik vybraných CECs látek. Z tohoto pohledu JDS4 přinesl unikátní sadu dat, ačkoli se jedná jen o 11 vybraných ČOV v povodí Dunaje. Dostupná data však neumožnila vyhodnocení absolutní významnosti, pro kterou by bylo třeba znát i celkové množství jednotlivých CECs látek v odpadních vodách jednotlivých ČOV, a nikoli jen jejich maximální a minimální koncentrace.

Literatura

- [1] RATHI, B. S., KUMAR, P. S., SHOW, P.-L. A Review on Effective Removal of Emerging Contaminants from Aquatic Systems: Current Trends and Scope for Further Research. *Journal of Hazardous Materials* [on-line]. 2021, 409, 124413 [vid. 12. březen 2023]. ISSN 0304-3894. Dostupné z: doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.124413
- [2] NĚMEJCOVÁ, D., HUDCOVÁ, H., BEDĚRKOVÁ, I. Společný průzkum Dunaje 4 – největší mezinárodní říční expedice roku 2019 se blíží. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* [on-line]. 2019, 61(2), s. 50–51 [vid. 11. duben 2019]. ISSN 0322–8916, 1805-6555. Dostupné z: <https://www.vtei.cz/2019/04/spolecny-pruzkum-dunaje-4-nejvetssi-mezinarodni-ricni-expedice-roku-2019-se-blizi/>
- [3] NG, K., ALYGIZAKIS, N., NIKA, M.-C., GALANI, A., OSWALD, P., OSWALDOVA, M., ČIRKA, L., KUNKEL, U., MACHERIUS, A., SENGL, M., MARIANI, G., TAVAZZI, S., SKEJO, H., GAWLIK, B. M., THOMAIDIS, N. S., SLOBODNIK, J. Wide-Scope Target Screening Characterization of Legacy and Emerging Contaminants in the Danube River Basin by Liquid and Gas Chromatography Coupled with High-Resolution Mass Spectrometry [on-line]. *Water Research*. 2023, 230, 119539 [vid. 28. únor 2023]. ISSN 0043-1354. Dostupné z: doi: 10.1016/j.watres.2022.119539
- [4] HOEKSTRA, A.Y., CHAPAGAIN, A. K., ALDAYA, M. M., MEKONNEN, M. M. *The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard*. London; Washington, DC: Earthscan, 2011. ISBN 978-1-84971-279-8.
- [5] HOEKSTRA, A.Y., HUNG, P. Q. *Virtual Water Trade – A Quantification of Virtual Water Flows between Nations in Relation to International Crop Trade*. 12 [on-line]. Delft, The Netherlands: UNESCO-IHE Institute for Water Education, 2002 [vid. 16. leden 2019]. Value of Water Research Report Series. Dostupné z: https://waterfootprint.org/media/downloads/Report11_1.pdf
- [6] ANSORGE, L., STEJSKALOVÁ, L. Citation Accuracy: A Case Study on Definition of the Grey Water Footprint [on-line]. *Publications*. 2023, 11(1), s. 8 [vid. 16. únor 2023]. ISSN 2304-6775. Dostupné z: doi: 10.3390/publications11010008
- [7] ENE, S.-A., TEODOSIU, C. Grey Water Footprint Assessment of the Wastewater Treatment Plants in the Prut-Bârlad Catchment. *Buletinul Institutului Politehnic din Iași. Chimie și inginerie chimică*. 2011, LVII (LXI)(2), s. 127–143. ISSN 0254-7104.
- [8] GÓMEZ-LLANOS, E., DURÁN-BARROSO, P., MATÍAS-SÁNCHEZ, A. Management Effectiveness Assessment in Wastewater Treatment Plants through a New Water Footprint Indicator [on-line]. *Journal of Cleaner Production*. 2018, 198, s. 463–471. ISSN 0959-6526. Dostupné z: doi: 10.1016/j.jclepro.2018.07.062
- [9] GU, Y., DONG, Y., WANG, H., KELLER, A., XU, J., CHIRAMBA, T., LI, F. Quantification of the Water, Energy and Carbon Footprints of Wastewater Treatment Plants in China Considering a Water–Energy Nexus Perspective [on-line]. *Ecological Indicators*. 2016, 60, s. 402–409 [vid. 5. listopad 2022]. ISSN 1470-160X. Dostupné z: doi: 10.1016/j.ecolind.2015.07.012
- [10] ANSORGE, L., STEJSKALOVÁ, L., DLABAL, J., ČEJKA, E. Wpływ oczyszczalni ścieków na redukcję zanieczyszczeń odprowadzanych w czeskiej części dorzecza Odry [on-line]. *Scientific Review Engineering and Environmental Sciences*. 2020, 29(2), s. 123–135 [vid. 29. červen 2020]. ISSN 1732-9353. Dostupné z: doi: 10.22630/PNIKS.2020.29.2.11
- [11] STEJSKALOVÁ, L., ANSORGE, L., KUČERA, J., ČEJKA, E. Role of Wastewater Treatment Plants in Pollution Reduction: Evaluated by Grey Water Footprint Indicator [on-line]. *Scientific Review Engineering and Environmental Studies*. 2022, 31(1), s. 26–36 [vid. 10. březen 2022]. ISSN 2543-7496. Dostupné z: doi: 10.22630/srees.2313
- [12] GÓMEZ-LLANOS, E., MATÍAS-SÁNCHEZ, A., DURÁN-BARROSO, P. Wastewater Treatment Plant Assessment by Quantifying the Carbon and Water Footprint [on-line]. *Water*. 2020, 12(11), 3204 [vid. 12. březen 2022]. ISSN 2073-4441. Dostupné z: doi: 10.3390/w12113204

[13] YAN, F., KANG, Q., WANG, S., WU, S., QIAN, B. Improved Grey Water Footprint Model of Noncarcinogenic Heavy Metals in Mine Wastewater [on-line]. *Journal of Cleaner Production*. 2021, 284, s. 125–340 [vid. 26. září 2021]. ISSN 0959-6526. Dostupné z: doi: 10.1016/j.jclepro.2020.125340

[14] SARAIVA, A., RODRIGUES, G., MAMEDE, H., SILVESTRE, J., DIAS, I., FELICIANO, M., OLIVEIRA E SILVA, P., OLIVEIRA, M. The Impact of the Winery's Wastewater Treatment System on the Winery Water Footprint [on-line]. *Water Science and Technology*. 2019, 80(10), s. 1 823–1 831 [vid. 6. prosinec 2020]. ISSN 0273-1223. Dostupné z: doi: 10.2166/wst.2019.432

[15] JOHNSON, M. B., MEHRVAR, M. An Assessment of the Grey Water Footprint of Winery Wastewater in the Niagara Region of Ontario, Canada [on-line]. *Journal of Cleaner Production*. 2019, 214, s. 623–632 [vid. 9. únor 2020]. ISSN 0959-6526. Dostupné z: doi: 10.1016/j.jclepro.2018.12.311

[16] HUANG, Y., ZHOU, B., HAN, R., LU, X., LI, S., LI, N. China's Industrial Gray Water Footprint Assessment and Implications for Investment in Industrial Wastewater Treatment [on-line]. *Environmental Science and Pollution Research*. 2020, 27(7), s. 7 188–7 198 [vid. 25. srpen 2020]. ISSN 1614-7499. Dostupné z: doi: 10.1007/s11356-019-07405-y

[17] WÖHLER, L., NIEBAUM, G., KROL, M., HOEKSTRA, A. Y. The Grey Water Footprint of Human and Veterinary Pharmaceuticals [on-line]. *Water Research X*. 2020, 7, 100044 [vid. 3. květen 2020]. ISSN 2589-9147. Dostupné z: doi: 10.1016/j.wroa.2020.100044

[18] WÖHLER, L., BROUWER, P., AUGUSTIJN, D. C. M., HOEKSTRA, A. Y., HOGEBOOM, R. J., IRVINE, B., LÄMMCHEN, V., NIEBAUM, G., KROL, M. S. An Integrated Modelling Approach to Derive the Grey Water Footprint of Veterinary Antibiotics [on-line]. *Environmental Pollution*. 2021, 288, 117746 [vid. 11. prosinec 2021]. ISSN 0269-7491. Dostupné z: doi: 10.1016/j.envpol.2021.117746

[19] MARTÍNEZ-ALCALÁ, I., PELLICER-MARTÍNEZ, F., FERNÁNDEZ-LÓPEZ, C. Pharmaceutical Grey Water Footprint: Accounting, Influence of Wastewater Treatment Plants and Implications of the Reuse [on-line]. *Water Research*. 2018, 135, s. 278–287 [vid. 9. únor 2020]. ISSN 0043-1354. Dostupné z: doi: 10.1016/j.watres.2018.02.033

[20] ECB. *Technical Guidance Document on Risk Assessment – Part II* [on-line]. B. m.: European Commission – Joint Research Centre Institute for Health and Consumer Protection European Chemicals Bureau (ECB), 2003 [vid. 21. březen 2023]. Dostupné z: https://echa.europa.eu/documents/10162/987906/tgdpart2_2ed_en.pdf/

[21] LEI, B. L., HUANG, S. B., JIN, X. W., WANG, Z. Deriving the Aquatic Predicted No-Effect Concentrations (PNECs) of Three Chlorophenols for the Taihu Lake, China. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* [on-line]. 2010, 45(14), s. 1 823–1 831 [vid. 21. březen 2023]. ISSN 1093-4529. Dostupné z: doi: 10.1080/10934529.2010.520495

[22] BELDEN, J. Chapter 28 – Introduction to Ecotoxicology. In: POPE, C. N., LIU, J. (eds.) *An Introduction to Interdisciplinary Toxicology* [on-line]. B. m.: Academic Press, 2020 [vid. 11. březen 2023], s. 381–393. ISBN 978-0-12-813602-7. Dostupné z: doi: 10.1016/B978-0-12-813602-7.00028-4

[23] FOX, D. R., VAN DAM, R. A., FISHER, R., BATLEY, G. E., TILLMANN, A. R., THORLEY, J., SCHWARZ, C. J., SPRY, D. J., MCTAVISH, K. Recent Developments in Species Sensitivity Distribution Modeling. *Environmental Toxicology and Chemistry* [on-line]. 2021, 40(2), s. 293–308 [vid. 21. březen 2023]. ISSN 1552-8618. Dostupné z: doi: 10.1002/etc.4925

[24] JIN, X., ZHA, J., XU, Y., GIESY, J. P., RICHARDSON, K. L., WANG, Z. Derivation of Predicted No Effect Concentrations (PNEC) for 2,4,6-trichlorophenol Based on Chinese Resident Species [on-line]. *Chemosphere*. 2012, 86(1), s. 17–23 [vid. 21. březen 2023]. ISSN 0045-6535. Dostupné z: doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.08.040

[25] FIGUÏÈRE, R., WAARA, S., AHRENS, L., GOLOVKO, O. Risk-Based Screening for Prioritisation of Organic Micropollutants in Swedish Freshwater [on-line]. *Journal of Hazardous Materials*. 2022, 429, 128302 [vid. 19. duben 2022]. ISSN 03043894. Dostupné z: doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.128302

[26] ZHOU, S., DI PAOLO, C., WU, X., SHAO, Y., SEILER, T.-B., HOLLERT, H. Optimization of Screening-Level Risk Assessment and Priority Selection of Emerging Pollutants – The Case of Pharmaceuticals in European Surface Waters [on-line]. *Environment International*. 2019, 128, s. 1–10 [vid. 25. říjen 2021]. ISSN 0160-4120. Dostupné z: doi: 10.1016/j.envint.2019.04.034

[27] DULIO, V., KOSCHORRECK, J., VAN BAVEL, B., VAN DEN BRINK, P., HOLLENDER, J., MUNTJE, J., SCHLABACH, M., AALIZADEH, R., AGERSTRAND, M., AHRENS, L., ALLAN, I., ALYGIZAKIS, N., BARCELO, D., BOHLIN-NIZZETTO, P., BOUTROUP, S., BRACK, W., BRESSY, A., CHRISTENSEN, J. H., CIRKA, L., COVACI, A., DERKSEN, A., DEVILLER, G., DINGEMANS, M. M. L., ENGWALL, M., FATTA-KASSINOS, D., GAGO-FERRERO, P., HERNÁNDEZ, F., HERZKE, D., HILSCHEROVÁ, K., HOLLERT, H., JUNGHANS, M., KASPRZYK-HORDERN, B., KEITER, S., KOOLS, S. A. E., KRUIVE, A., LAMBROPOULOU, D., LAMOREE, M., LEONARDS, P., LOPEZ, B., LÓPEZ DE ALDA, M., LUNDY, L., MAKOVINSKÁ, J., MARIGÓMEZ, I., MARTIN, J. W., MCHUGH, B., MIÈGE, C., O'TOOLE, S., PERKOLA, N., POLESSELLO, S., POSTHUMA, L., RODRIGUEZ-MOAZ, S., ROESSINK, I., ROSTKOWSKI, P., RUEDEL, H., SAMANIPOUR, S., SCHULZE, T., SCHYMANSKI, E. L., SENGL, M., TARÁBEK, P., TEN HULSCHER, D., THOMADIS, N., TOGOLA, A., VALSECCHI, S., VAN LEEUWEN, S., VON DER OHE, P., VORKAMP, K., VRANA, B., SLOBODNIK, J. The NORMAN Association and the European Partnership for Chemicals Risk Assessment (PARC): Let's Cooperate [on-line]! *Environmental Sciences Europe*. 2020, 32(1), 100 [vid. 9. březen 2023]. ISSN 2190-4715. Dostupné z: doi: 10.1186/s12302-020-00375-w

[28] BARATA, C., BAIRD, D. J., NOGUEIRA, A. J. A., SOARES, A. M. V. M., RIVA, M. C. Toxicity of Binary Mixtures of Metals and Pyrethroid Insecticides to *Daphnia Magna* Straus. Implications for Multi-Substance Risks Assessment [on-line]. *Aquatic Toxicology*. 2006, 78(1), s. 1–14 [vid. 21. březen 2023]. ISSN 0166-445X. Dostupné z: doi: 10.1016/j.aquatox.2006.01.013

[29] GINEBREDA, A., KUZMANOVIC, M., GUASCH, H., DE ALDA, M. L., LÓPEZ-DOVAL, J. C., MUÑOZ, I., RICART, M., ROMANÍ, A. M., SABATER, S., BARCELÓ, D. Assessment of Multi-Chemical Pollution in Aquatic Ecosystems Using Toxic Units: Compound Prioritization, Mixture Characterization and Relationships with Biological Descriptors [on-line]. *Science of The Total Environment*. 2014, 468–469, s. 715–723 [vid. 19. březen 2023]. ISSN 0048-9697. Dostupné z: doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.08.086

[30] BACKHAUS, T., FAUST, M. Predictive Environmental Risk Assessment of Chemical Mixtures: A Conceptual Framework [on-line]. *Environmental Science & Technology*. 2012, 46(5), s. 2 564–2 573 [vid. 21. březen 2023]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi: 10.1021/es2034125

[31] CHIFFRE, A., DEGIORGI, F., BULETÉ, A., SPINNER, L., BADOT, P.-M. Occurrence of Pharmaceuticals in WWTP Effluents and their Impact in a Karstic Rural Catchment of Eastern France [on-line]. *Environmental Science and Pollution Research*. 2016, 23(24), s. 25 427–25 441 [vid. 11. březen 2023]. ISSN 1614-7499. Dostupné z: doi: 10.1007/s11356-016-7751-5

[32] BADAWY, M. I., EL-GOHARY, F. A., ABDEL-WAHED, M. S., GAD-ALLAH, T. A., ALI, M. E. M. Mass Flow and Consumption Calculations of Pharmaceuticals in Sewage Treatment Plant with Emphasis on the Fate and Risk Quotient Assessment [on-line]. *Scientific Reports*. 2023, 13(1), 3500 [vid. 11. březen 2023]. ISSN 2045-2322. Dostupné z: doi: 10.1038/s41598-023-30477-3

[33] RODRIGUEZ-NARVAEZ, O. M., PERALTA-HERNANDEZ, J. M., GOONETILLEKE, A., BANDALA, E. R. Treatment Technologies for Emerging Contaminants in Water: A Review [on-line]. *Chemical Engineering Journal*. 2017, 323, s. 361–380 [vid. 11. březen 2023]. ISSN 1385-8947. Dostupné z: doi: 10.1016/j.cej.2017.04.106

[34] HAWASH, H. B., MONEER, A. A., GALHOUM, A. A., ELGARAHY, A. M., MOHAMED, W. A. A., SAMY, M., EL-SEEDI, H. R., GABALLAH, M. S., MUBARAK, M. F., ATTIA, N. F. Occurrence and Spatial Distribution of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in the Aquatic Environment, their Characteristics, and Adopted Legislations [on-line]. *Journal of Water Process Engineering*. 2023, 52, 103490 [vid. 3. březen 2023]. ISSN 2214-7144. Dostupné z: doi: 10.1016/j.jwpe.2023.103490

[35] TRAN, N. H., REINHARD, M., GIN, K.Y.-H. Occurrence and Fate of Emerging Contaminants in Municipal Wastewater Treatment Plants from Different Geographical Regions. A Review [on-line]. *Water Research*. 2018, 133, s. 182–207 [vid. 11. březen 2023]. ISSN 0043-1354. Dostupné z: doi: 10.1016/j.watres.2017.12.029

[36] CASTIGLIONI, S., BAGNATI, R., FANELLI, R., POMATI, F., CALAMARI, D., ZUCCATO, E. Removal of Pharmaceuticals in Sewage Treatment Plants in Italy [on-line]. *Environmental Science & Technology*. 2006, 40(1), s. 357–363 [vid. 11. březen 2023]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi: 10.1021/es050991m

[37] ČESEN, M., HEATH, D., KRIVEC, M., KOŠMRLJ, J., KOSJEK, T., HEATH, E. Seasonal and Spatial Variations in the Occurrence, Mass Loadings and Removal of Compounds of Emerging Concern in the Slovene Aqueous Environment and Environmental Risk Assessment [on-line]. *Environmental Pollution*. 2018, 242, s. 143–154 [vid. 12. březen 2023]. ISSN 0269-7491. Dostupné z: doi: 10.1016/j.envpol.2018.06.052

[38] RAPP-WRIGHT, H., REGAN, F., WHITE, B., BARRON, L. P. A Year-Long Study of the Occurrence and Risk of over 140 Contaminants of Emerging Concern in Wastewater Influent, Effluent and Receiving Waters in the Republic of Ireland. *Science of the Total Environment* [on-line]. 2023, 860, 160379 [vid. 11. březen 2023]. ISSN 0048-9697. Dostupné z: doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.160379

[39] SAIDULU, D., GUPTA, B., GUPTA, A. K., GHOSAL, P. S. A Review on Occurrences, Eco-Toxic Effects, and Remediation of Emerging Contaminants from Wastewater: Special Emphasis on Biological Treatment Based Hybrid Systems [on-line]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2021, 9(4), 105282 [vid. 12. březen 2023]. ISSN 2213-3437. Dostupné z: doi: 10.1016/j.jece.2021.105282

[40] ASTUTI, M. P., NOTODARMOJO, S., PRIADI, C. R., PADHYE, L. P. Contaminants of Emerging Concerns (CECs) in a Municipal Wastewater Treatment Plant in Indonesia [on-line]. *Environmental Science and Pollution Research*. 2023, 30(8), s. 21 512–21 532 [vid. 12. březen 2023]. ISSN 1614-7499. Dostupné z: doi: 10.1007/s11356-022-23567-8

[41] LAPWORTH, D. J., BARAN, N., STUART, M. E., WARD, R. S. Emerging Organic Contaminants in Groundwater: A Review of Sources, Fate and Occurrence. *Environmental Pollution* [on-line]. 2012, 163, s. 287–303 [vid. 12. březen 2023]. ISSN 0269-7491. Dostupné z: doi: 10.1016/j.envpol.2011.12.034

Autoři

Ing. Libor Ansorge, Ph.D.¹

✉ libor.ansorge@vuv.cz

ORCID: 0000-0003-3963-8290

Mgr. Lada Stejskalová¹

✉ lada.stejskalova@vuv.cz

ORCID: 0000-0003-2271-7574

RNDr. Přemysl Soldán, Ph.D.²

✉ premysl.soldan@vuv.cz

ORCID: 0000-0002-8892-5117

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha

²Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Ostrava

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2023.11.002

EMERGING CONTAMINANTS IN WASTEWATER – RESULTS OF JOINT DANUBE SURVEY 4 EVALUATED VIA THE GREY WATER FOOTPRINT

ANSORGE, L.¹; STEJSKALOVÁ, L.¹; SOLDÁN, P.²

¹T. G. Masaryk Water Research Institute, Prague

²T. G. Masaryk Water Research Institute, Ostrava

Keywords: grey water footprint – Joint Danube Survey – JDS4 – emerging contaminants – no-effect concentration – predicted no-effect concentration – PNEC – emerging contaminants – CEC – Contaminants of Emerging Concern

The Joint Danube Survey 4 (JDS4) organized in 2019, provided a unique dataset on the occurrence of several hundred newly identified contaminants of emerging concern (CEC) in waters of the Danube river basin, including wastewater from selected wastewater treatment plants. In this study, published JDS4 data were used to assess the significance of individual substances identified in wastewater using the grey water footprint approach. Determining all newly identified contaminants is time-consuming and expensive, so it is reasonable to focus on the “most problematic” substances. The advantage of the grey water footprint assessment is the conversion of the amount of discharged pollutants into the volume of water needed for dilution to an environmentally “safe level”, allowing comparison of different substances. Based on JDS4 data, out of several hundreds of substances detected, 33 were identified as potentially risky, according to set criteria. However, this list can not be taken as definitive, as the level of knowledge about the harmfulness of individual substances quickly develops with regard to the risk currently attributed to them. Similarly, the JDS4 dataset reflects a specific data collection methodology, which may not capture all connections related to the impact of the occurrence of new substances on the environment.



Autoři VTEI

Ing. Libor Ansoerge, Ph.D.

VÚV TGM, v. v. i., Praha

✉ libor.ansorge@vuv.cz

www.vuv.cz



Ing. Libor Ansoerge, Ph.D., je zaměstnancem VÚV TGM, v. v. i., od roku 2011 a od roku 2018 vykonává funkci náměstka pro výzkumnou a odbornou činnost. V roce 1997 ukončil inženýrské studium na Fakultě stavební Českého vysokého učení technického v Praze, obor Vodní hospodářství a vodní stavby, a v roce 2017 na stejné fakultě pak doktorský studijní program obor Inženýrství životního prostředí. Profesně se zabývá širokým spektrem problémů spojených s užíváním vody se zaměřením na budoucí potřeby vody pro společnost a na environmentální hodnocení užívání vody. Jako hlavní řešitel nebo člen řešitelského týmu se podílí či podílel na řešení několika výzkumných projektů.

Ing. Luděk Bureš, Ph.D.

ČZU v Praze

✉ buresl@fzp.czu.cz

www.fzp.czu.cz



Ing. Luděk Bureš, Ph.D., je absolventem studijního oboru Krajinné inženýrství (2013) a doktorského oboru Environmentální modelování (2019) na Fakultě životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze. Profesně se zabývá především hydrodynamickým modelováním vodních toků a přípravou batymetrických modelů pro hydrodynamické modelování. Podílí se na řešení výzkumných projektů. Je autorem a spoluautorem publikací v mezinárodních i tuzemských odborných časopisech, certifikovaných metodik, specializovaných map a softwarů.

Mgr. Daniel Fiala

VÚV TGM, v. v. i., Praha

✉ daniel.fiala@vuv.cz

www.vuv.cz



Mgr. Daniel Fiala se po studiu hydrobiologie na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy v Praze věnoval několik let chronobiologii a ekofyziologii sinic a řas v Botanickém ústavu AV ČR v Třeboni. Jihočeským centrem jeho výzkumů byla zejména niva Lužnice, ale i tamní rybníky a mokřady. Od roku 2004 se ve VÚV TGM, v. v. i., zabývá problematikou eutrofizace povrchových vod a zaměřuje se na klíčovou roli fosforu ve vodních ekosystémech, zejména jeho znečištěním, a to v celé České republice.

Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D.

VÚV TGM, v. v. i., pobočka Brno

✉ milos.rozkosny@vuv.cz

www.vuv.cz



Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D., vystudoval VUT v Brně, Fakultu stavební v oboru Vodní hospodářství a vodohospodářské stavby. Od roku 2000 je zaměstnán ve VÚV TGM, v. v. i., pobočka Brno, v oddělení ochrany jakosti vod jako výzkumný pracovník, v roce 2010 se stal vedoucím oddělení ochrany jakosti vod. Je absolventem certifikovaného Kurzu vzorkování pro pracovníky vodohospodářských laboratoří a kontrolních laboratoří z let 2000 a 2019. Od roku 2011 je aktivní člen CzWA. Zabývá se zejména problematikou eliminace znečištění odpadních vod z malých bodových (do 2 000 EO) zdrojů znečištění, využití přírodních technologií pro čištění odpadních vod a čištění znečištěných povrchových vod a smyvů. Dále se věnuje komplexnímu sledování a hodnocení stavu a jakosti vod, vodních a mokřadních ekosystémů a malých vodních nádrží.

Mgr. Zdeněk Sedláček

VÚV TGM, v. v. i., pobočka Brno

✉ zdenek.sedlacek@vuv.cz

www.vuv.cz



Mgr. Zdeněk Sedláček, je zaměstnancem VÚV TGM, v. v. i., od roku 2021 v oddělení Hospodaření s vodou. V roce 2006 ukončil magisterské studium na Přírodovědecké fakultě Masarykovy univerzity, obor Geologie, hydrogeologie a geochemie. Po ukončení studia pracoval v komerčních firmách v oboru hydrogeologie. Zabýval se průzkumy pro zajištění zdrojů pitné a užitkové vody, problematikou vsakování srážkových vod, řešením střetů zájmů, zpracováním dokumentace pro legalizaci historických studní a vrtů, odběry vzorků vod a monitoringem vod při realizaci liniových staveb. Nyní v pozici začínající výzkumný pracovník (junior researcher) se jako člen řešitelského týmu podílí na řešení výzkumných projektů.



Foto: T. Hrdinka

Rozhovor s Ing. Tomášem Fojtíkem, ředitelem Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka

Má za sebou rok v pozici ředitele VÚV TGM. Jak tento první rok hodnotí a co už se mu v naší instituci podařilo změnit k lepšímu? Jak vzpomíná na své dvacetileté působení v ústavu v roli běžného pracovníka? A jaké jsou jeho plány a cíle do budoucna ohledně směřování VÚV TGM? „Rád bych pokračoval v naplnění mé vize vytvoření uznávaného a fungujícího ústavu národního a evropského významu jako výzkumné základny pro oblast vodního hospodářství s takovou pracovní kulturou a prostředím, aby byl cílovým a prestižním pracovištěm pro kvalitní a spokojené odborníky ochotné aktivně spolupracovat,“ říká ředitel naší instituce a nově také prezident Mezinárodní komise pro ochranu Labe, Ing. Tomáš Fojtík.

Pane řediteli, na začátek mi dovoluji tradiční otázku. Pamatujete si moment, kdy vás poprvé voda oslovila natolik, že jste se rozhodl věnovat jí svůj profesní život?

Konkrétní moment si nepamatuji. Je to dáno asi tím, že jsme zvyklí vnímat vodu jako samozřejmost. Domnívám se, že tento přístup není dobrý. Voda je jedna z nejcennějších „věcí“, kterou potřebujeme, a měli bychom se k ní podle

toho chovat, vážit si jí a náležitě o ni pečovat. Práce v našem ústavu mi v tomto ohledu ještě více otevřela oči a začal jsem díky ní mnohem intenzivněji vnímat důležitost ochrany vod a vodního prostředí.

Ve Výzkumném ústavu vodohospodářském T. G. Masaryka pracujete od roku 2004. Vzpomenete si ještě na své začátky a na svůj první projekt?

Do VÚV TGM jsem nastoupil do oddělení GIS a kartografie, kde byl úžasný kolektiv, s nímž jsem prožil hezké chvíle, za což kolegům velice děkuji. Jeden z prvních projektů, na kterém jsem pracoval a který jsem následně vedl, byla spolupráce se Zeměměřickým úřadem a Českým hydrometeorologickým ústavem na tvorbě a aktualizaci ZABAGED®, konkrétně geometrie a číslování vodních toků, vodních ploch a rozvodnic. Tento dlouhodobý projekt, na který se mimochodem navazuje do dnešních dnů dalšími činnostmi, mi mimo jiné ukázal, jak moc důležitá jsou kvalitní a garantovaná data a především spolupráce, bez níž by se jen stěží dosáhlo požadovaných cílů v ochraně vod. Činnosti oddělení GIS a kartografie se prolínají s činnostmi většiny oborů našeho ústavu. Díky tomu jsem přišel do kontaktu s širokou škálou řešených projektů, a měl

tak jedinečnou možnost poznat celý záběr naší organizace. Tyto zkušenosti mi značně pomáhají v současné pozici.

Máte za sebou první rok ve funkci ředitele VÚV TGM. Jak byste svůj rok v této instituci zhodnotil? Splnil vaše očekávání?

Spíše si pokládám otázku, jestli jsem já splnil očekávání kolegů jak uvnitř našeho ústavu, tak i mimo něj. Na to se samozřejmě musíte zeptat jich. Já se snažím dělat vše pro to, aby kolegové byli spokojeni a aby naše organizace vzkvétala. Samozřejmě jsme teprve na začátku cesty. Když jsem před rokem nastoupil do funkce ředitele, našel jsem zde mnohem více, řekněme „výzev“, než jsem čekal. Ihned jsem se pustil do práce a věřte mi, nebyl to jednoduchý rok. Nikdy bych ale nemohl vše zvládnout sám. Úspěch a pokrok by se nedostavily nebýt skvělých kolegů, kteří chtějí náš ústav posunout kupředu. Veliké díky vám všem za společné úsilí!

Berete své dlouholeté působení ve VÚV TGM jako výhodu, nebo spíše jako nevýhodu?

Určitě jako výhodu, nicméně s velkým ALE... Za těch více než dvacet let ve VÚV TGM jsem měl tu možnost seznámit se do hloubky s jeho fungováním, činnostmi, lidmi, ale i s oblastmi, které nefungovaly úplně tak, jak by měly. To je pro funkci ředitele zásadní věc pro pochopení organizace a následného kvalitního řízení. Výše zmíněné „ALE“ v sobě skrývá nutnost zachovat si dostatečný nadhled, nezaújatost a odstup. Což je velice důležité, ale i těžké. Nicméně to bez toho nejde. Troufám si říct, že se mi to povedlo, i když to ne vždy bylo jednoduché a bezbolestné. Rád bych z této pozice vrátil ústavu a lidem v něm vše, co mi dali... v dobrém :-).

Kam by se podle vás měl VÚV TGM ubírat a jaké jsou vaše cíle a plány do budoucna?

Rád bych pokračoval v naplnění mé vize vytvoření uznávaného a fungujícího ústavu národního a evropského významu jako výzkumné základny pro oblast vodního hospodářství s takovou pracovní kulturou a prostředím, aby byl cílovým a prestižním pracovištěm pro kvalitní a spokojené odborníky ochotné aktivně spolupracovat. I když se mnoho věcí již podařilo správně nastavit a změnit k lepšímu, pořád jsme na začátku cesty, která rozhodně nebude lehká, ale věřím, že to společně zvládneme.

Nezbytně nutné je pokračovat ve stabilizaci a posílení týmů, v zajištění důstojného financování a především v kvalitním a nezávislém řešení nejen vědecko-výzkumných projektů. Klíčová a jedinečná je i role našeho ústavu jako resortní výzkumné instituce. Díky naší více než stoleté tradici a zkušenostem našich zaměstnanců dokážeme komplexně uchopit zásadní témata současné doby v oblasti ochrany vod a na vodu vázaných druhů, vodního i odpadového hospodářství, klimatické změny, hydrologie, hydrogeologie, ale třeba i geoinformatiky a správy a zveřejňování dat. Následné výstupy z podstaty resortního výzkumu tak nejsou pouze publikační, ale především aplikační, aby byly k praktickému a využitelnému prospěchu především široké veřejnosti, zřizovateli či jiným poskytovatelům nebo zadavatelům. Rád bych tímto také pozval všechny, kteří mají zájem se s naší prací seznámit, na Den otevřených dveří, jenž se uskuteční i letos v červnu.

Od prvního ledna tohoto roku jste se stal prezidentem Mezinárodní komise pro ochranu Labe. Překvapila vás tato nabídka?

Tato nabídka mě překvapila velice mile a moc si jí vážím. Funkce prezidenta Mezinárodní komise pro ochranu Labe je totiž nejen prestižní, ale hlavně důležitá. Zároveň je to však obrovská zodpovědnost a možnost podílet se na

zlepšení nejen stavu vodních toků, ale i přispět k lepšímu životnímu prostředí pro další generace. Naš ústav, respektive mí kolegové, jsou nebo byli členy skupin expertů a pracovních skupin, jejich mluvčími, či dokonce jejich předsedy. Podílíme se tak na mnohých činnostech této komise i formulování strategických dokumentů, jako jsou například Mezinárodní plán oblasti povodí Labe a Mezinárodní plán pro zvládání povodňových rizik v oblasti povodí Labe.

Je nějaké konkrétní téma, kterému byste se chtěl z pozice prezidenta Mezinárodní komise pro ochranu Labe věnovat, na co byste se chtěl zaměřit?

Rád bych se zaměřil na posílení mezinárodní spolupráce a na řešení společných přeshraničních projektů, které budou mít reálný dopad na kvalitu vod. Voda samozřejmě nezná hranic, a tak je mezinárodní spolupráce velice důležitá. Moc si vážím práce mých kolegů ze sousedních zemí a těším se na spolupráci jak s nimi, tak s českými partnery v rámci MKOL.

Nicméně myslím si, že už jsem hovořil dost, a jak se říká – pojďme pracovat, a ne o tom jen psát :-).

Pane řediteli, děkuji vám za čas, který jste věnoval našemu rozhovoru.

Ing. Josef Nistler

Ing. Tomáš Fojtík

Ing. Tomáš Fojtík, narozen 2. prosince 1981 v Praze, vystudoval Provozně-ekonomickou fakultu na České zemědělské univerzitě v Praze. Zde v roce 2008 získal titul bakalář, v roce 2011 pak titul inženýr. Ve VÚV TGM, v. v. i., pracuje od roku 2004, zpočátku v pozici výzkumného pracovníka oddělení GIS a kartografie. Jeden z prvních jeho projektů, na němž se podílel a který následně vedl, byla spolupráce se Zeměměřickým úřadem a Českým hydrometeorologickým ústavem na tvorbě a aktualizaci ZABAGED®, konkrétně geometrie a číslování vodních toků, vodních ploch a rozvodnic. Roku 2015 se stal vedoucím tohoto výzkumného oddělení. Od 1. února 2023 byl jmenován do funkce ředitele VÚV TGM, v. v. i. Dne 1. ledna 2024 se stal zároveň prezidentem Mezinárodní komise pro ochranu Labe.



Aktuální výzkum komunálních biologicky rozložitelných odpadů a potravinových odpadů ve VÚV TGM

Od roku 2021 probíhá výzkum vybraných otázek spojených se sběrem, tříděním, zpracováním a znovuvyužitím vybraných druhů biologicky rozložitelných odpadů (BRO) ve VÚV TGM v rámci výzkumného centra „Centrum environmentálního výzkumu: Odpadové a oběhové hospodářství a environmentální bezpečnost“, které bylo podpořeno v rámci výzvy Technologické agentury ČR „Prostředí pro život“, Podprogram 3 „Dlouhodobé environmentální a klimatické perspektivy“, na období 2021–2026. Výzkum navazuje na řadu dílčích výzkumných projektů a úloh, jejichž přehled lze nalézt např. na stránkách HEIS VÚV [1] v záložce Projekty.

Konkrétně jde o pracovní balíček centra označený WP 1C „Biologicky rozložitelné odpady“. Jeho náplní je příspěvek ke zvýšení informovanosti ohledně hospodaření s BRO z domácností, obcí a měst, včetně čistírenských kalů a specifických druhů potravinových odpadů, a zabývat se možnostmi jejich zpracování (např. kompostováním) a dalšími úpravami k jejich recyklaci (produkce substrátů pro zemědělství, zelené plochy intravilánu apod.). Lze očekávat, že zpracování souhrnu výsledků výzkumu, příkladů dobré praxe a výzev, co dál zlepšit, vhodně doplní řadu již dostupných materiálů a umožní rychlou orientaci v těchto zdrojích. Podrobnější informace je možné již nyní nalézt na webových stránkách projektu CEVOOH [2] a pracovního balíčku WP 1C [3], kde budou postupně zveřejňovány i elektronické verze výstupů.

Aktuálně tam naleznete např. materiály z prvních workshopů, které se konaly v roce 2022 na následující témata:

- Workshop „Zpracování bioodpadů kompostováním a uplatnění kompostů v zemědělství a údržbě zelených ploch sídel“.
- Workshop „Nové postupy a způsoby prevence vzniku potravinových odpadů“.

První z nich představil např. dílčí výsledky výzkumu týkajícího se příznivých účinků vnosu organické hmoty do půdy, včetně kompostu. Možnost recyklace BRO a navracení organické hmoty do přírodního koloběhu, zejména

prostřednictvím kompostování, má potenciál zlepšit retenční kapacitu půdního prostředí, a zaslouží si proto zvýšenou pozornost. Období sucha doprovázená přívalovými srážkami totiž způsobují prohloubení vlivu vodní a větrné eroze na půdy, a tím snížení zásoby vody nejen pro zemědělské plodiny, ale i pro vegetaci zeleně z intravilánu sídel. Vodní eroze vede k degradaci půdního profilu, hlavně orničního, a proto je nutné chránit povrch půdy před jejím smyvem. Význam organického hnojení závisí na jeho kvalitě, množství a způsobu zapravení do půdy, které ovlivňují fyzikální, chemické i biologické vlastnosti půdy, a tím živinný stav potřebný pro růst rostlin. Kvůli nízkému obsahu organických látek se zhoršují fyzikální vlastnosti půd, což vede ke zhoršení vsakování srážkové vody a jejímu nedostatečnému udržení v půdním prostředí. Výzkumy také poukazují na přínos aplikace kompostů a organické hmoty na vlhkostní a teplotní podmínky v bezprostředním okolí, a to díky lepšímu udržení vláhy.

Na workshopu byly rovněž prezentovány výsledky výzkumu různých typů kompostů podle jejich původu, od kompostů ze zeleně z intravilánu malých obcí až po tržní produkty velkých kompostáren. Z výsledků je zřejmé, že každý z těchto typů kompostů má pozitivní vliv na zlepšení půdních vlastností a retence vody. Je však nutné vzít v úvahu, že hlavní efekt se může projevit až po delší době aplikace. Řešitelé dále představili zkušenosti s využitím kompostů pro údržbu zelených ploch v urbanizovaném prostředí, zejména ve městech a obcích, praktické zkušenosti s aplikací kompostů jako součástí substrátů pro zelené střechy a fasády i jako hnojiva pro sídelní zeleň. Ukázány byly též rozdíly v účinku různých typů kompostů na zvýšení retence vody zelenými střechami, na podporu růstu a zlepšení kvality travních porostů, na zvýšení úrodnosti půd apod.

V rámci workshopu „Potravinové odpady – možnosti využití přístupů prevence“ byly představeny aspekty, které je při nastavování preventivních opatření potřeba zohlednit. Patří k nim určení cílových skupin, délka dosažení cíle,



Obr. 1–3. Příklady využití substrátů z kompostování komunálních bioodpadů při opravách infrastruktury sídel a zelených ploch

druh dotčené komodity, samostatnost či komplexnost opatření, aktuální stav legislativy apod. Poté byly uvedeny konkrétní návrhy těchto opatření ve formě informačních kampaní, legislativních regulací, plánování, metodické podpory a kompostování. Současně byly zmíněny postupy při vyhodnocování jejich efektivity.

V přednášce nazvané „Analýza potravinových odpadů a jejich využití“ spoluřešitelé z Ústavu chemických procesů AV ČR představili technologie zpracovávající potravinové odpady, konkrétně bioplynové stanice, kompostárny, hydrolýzu, skládky a spalovny. U každé z nich byly diskutovány klady a zápory s ohledem na hygienické podmínky a aspekty šíření choroboplodných zárodků.

Mezi výsledky plánované na rok 2023 patřily též dva stěžejní výstupy, jimiž jsou metodické návody, zpracovávané v součinnosti s garanty projektu z Ministerstva životního prostředí k problematikám „Měření množství a analýzy složení potravinových odpadů“ a „Doporučení k nakládání, zpracování a znovu-využití vybraných biologicky rozložitelných odpadů“.



Obr. 4 a 5. Využití substrátů z kompostování biologicky rozložitelných odpadů zvyšuje možnosti retence vody v půdě, podporuje růst vegetace doplněním živin a postupným uvolňováním vláhy



Obr. 6. Fotografie z procesu kompostování bioodpadů

V případě zájmu o detailnější informace o výsledcích projektu a navrhovaných řešeních neváhejte kontaktovat autory článku.

Další instituce spolupracující v rámci pracovního balíčku WP 1C:

- CENIA, česká informační agentura životního prostředí,
- Ústav chemických procesů AV ČR,
- Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava,
- Vysoké učení technické v Brně, centrum Admas.

Poděkování

Príspevek byl zpracován v rámci řešení projektu SS02030008 „Centrum environmentálního výzkumu: Odpadové a oběhové hospodářství a environmentální bezpečnost“.

Literatura

[1] <https://heis.vuv.cz/>

[2] <https://cevooh.cz/>

[3] <https://cevooh.cz/home/1-c-biologicky-rozlozitelne-odpady/>

Autoři

Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D.¹

✉ milos.rozkosny@vuv.cz

Ing. Dagmar Vološinová²

✉ dagmar.volosinova@vuv.cz

Ing. Robert Kořínek, Ph.D.³

✉ robert.korinek@vuv.cz

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Brno

²Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha

³Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Ostrava





Obsah časopisu VTEI – rok 2023



- 4** Dynamika vnosu pesticidů do vodárenských nádrží Vír I, Opatovice a Ludkovice
(Tomáš Mičaník, František Sýkora, David Chrastina, Danica Pospíchalová, Nikola Verlíková, Alena Kristová, Marek Hradil)
- 24** Vliv výstavby jezu v lokalitě Abovce (Slovensko) na hladinu podzemních vod – případová studie z povodí Slané
(Radoslav Kandrák, Jaroslav Vido, Róbert Chriateľ)
- 32** Potenciál chráněných území pro akumulaci povrchových vod pro zmírnění dopadů klimatické změny na zásobování pitnou vodou
(Adam Vizina, Petr Vyskoč, Roman Kožín, Hana Nováková)
- 42** Malá zdrojová povodí – jejich prostorové vymezení a klasifikace z hlediska rizika ohrožení rychlým odtokem
(Petr Kavka, Lenka Weyskrabová, Luděk Strouhal, Jan-František Kubát, Jiří Cajthaml)
- 52** Modelování dělení průtoků v nátokových galeriích
(Jiří Procházka)
- 60** Rozhovor s Jaroslavem Pollertem, profesorem Fakulty stavební ČVUT a úspěšným československým reprezentantem v kanoistice
(Josef Nistler)
- 63** Historie šedé vodní stopy aneb citujme původce myšlenky
(Libor Ansorge, Lada Stejskalová)
- 65** Okružní vzorek 2022
(Radka Čablová)

1

2

- Radioaktivní ukazatele v povrchových vodách povodí řeky Ploučnice
(Pavel Stierand, Libor Míkl) **4**
- Krajinné změny ve vybraných lokalitách Polabí se zaměřením na mokřady
(Pavel Richter) **11**
- Zhodnocení zájmového území povodí Dyje pomocí multikriteriální analýzy
(Miroslava Plevková, Veronika Sobotková) **22**
- Agrolesnictví a jeho vliv na komplex hydropedologických vlastností půdy
(Věra Horáková, Miroslav Dumbrovský, Veronika Sobotková, Ivana Kameníčková) **30**
- (Mezi)národnost časopisu VTEI
(Libor Ansorge) **40**
- Rozhovor s Michalem Brožou, vedoucím Informačního centra OSN v České republice
(Josef Nistler) **46**
- Dotace z Operačního programu Životní prostředí 2021–2027
(Jakub Stodola, Anna Limrová, Michaela Pechová) **48**
- Plánované revitalizace vodních ekosystémů v Praze 4
(Tomáš Hrdinka) **50**
- Odvodnění čistírenských kalů pomocí kalových polí s mokřadní vegetací, tzv. Reed Bed jednotek
(Miloš Rozkošný, Josef Kratina) **54**
- Historické povodně na Rakovnickém potoce
(Redakce) **56**



3



- 4** Hodnocení trendů v koncentracích chemických a fyzikálně-chemických ukazatelů stavu povrchových vod
(Hana Prchalová, Pavel Richter, Petr Vyskoč, Jiří Pícek, Marie Kozlová, Martina Dubská)
- 12** Společenstvo juvenilních ryb – vhodný nástroj pro sledování ekologického stavu
(Libor Míkl, Pavel Stierand, Robert Žalio, Vít Kodeš)
- 26** Faktory ovlivňující náklady na výrobu pitné vody
(Eva Horváthová)
- 32** Vývoj lokalizace rybníků v Polabské nížině od poloviny 19. století – 1. část – Pardubicko
(Pavel Richter)
- 40** Optimalizační síťový model vodohospodářských soustav a vodárenských systémů
(Petr Vyskoč, Jiří Pícek)
- 46** Rozhovor s ministrem životního prostředí Mgr. Petrem Hladíkem
(Josef Nistler)
- 50** AI – náš první rozhovor
(Josef Nistler, Tomáš Pojeta)
- 54** Technické památky Labsko-vltavské vodní cesty
(Pavel Fošumpaur)

Vliv odpadních vod na mikrobiální kontaminaci Vltavy pod Prahou
(Hana Zvěřinová Mlejnková, Adam Šmída, Vojtěch Valášek)

Aplikace pro parametrizaci a automatizaci srážkoodtokového modelu HEC-HMS
(Jan Unucka, Alena Kamínková)

Atmosférická depozice jako možný zdroj znečištění povrchových vod
(František Sýkora, Tomáš Mičaník, Silvie Semerádová, Ivan Suchara, Nikola Verlíková, Julie Sucharová)

Vývoj lokalizace rybníků v Polabské nížině od poloviny 19. století – 2. část – Poděbradsko
(Pavel Richter)

Epidemiologický přístup k odpadním vodám, stanovení vybraných nezákonných látek a pandemie covidu-19
(Věra Očenášková, Diana Marešová, Danica Pospíchalová, Eva Bohadlová)

Rozhovor s Dr. rer. nat. Slavomírem Vosikou, vedoucím sekretariátu Mezinárodní komise pro ochranu Labe v Magdeburku
(Josef Nistler)

Zásadní revize směrnice o čištění městských odpadních vod vyvolává protichůdné reakce členských států Evropské unie
(Tomáš Gremlica)

Grafické využití AI
(Josef Nistler, Tomáš Pojeta)

Naši vs. invazní raci v České republice
(Jitka Svobodová, Vojtěch Macháček, Pavel Kožený, Jiří Pícek)

4





5

- 4 Přímý monitoring výparu z vodní hladiny Vavříneckého rybníka a jeho vliv na celkovou hydrologickou bilanci (Adam Beran, Václav David, Radovan Tyl)
- 10 Výstražný systém na suchu a místní směrodatné limity (Adam Vizina, Petr Pavlík, Irina Georgievová, Martin Pecha, Martin Hanel, Martina Peláková, Miroslav Trnka, Radek Čekal, Eva Melišová, Radek Vlnas)
- 16 Chráněná území pro akumulaci povrchových vod z pohledu hydrogeologa – vliv případné realizace akumulace povrchových vod na hydrogeologické poměry (Jiří Prinz, Pavel Eckhardt, Roman Kožíň)
- 24 Studium morfolických změn vodních toků a jeho uplatnění při navrhování přírodně blízkých koryt (Petr Sklenář)
- 34 Budou průtoky ve vodních tocích v létě k horizontu roku 2060 o polovinu menší? (Ladislav Kašpárek, Martina Peláková)
- 42 Rozhovor s RNDr. Radimem Tolaszem, Ph.D., klimatologem Českého hydrometeorologického ústavu (Adam Beran, Adam Vizina)
- 46 „Centrum Voda“ (Anna Hrabánková, Josef V. Datel, Adam Beran, Petr Sklenář, Roman Kožíň, Vojtěch Moravec)

6

- 4 Možnosti čištění odpadních vod za pomoci experimentálního zařízení pro fyzikální působení elektrostatickým polem se zaměřením na farmaka (Tomáš Sezima, Radmila Kučerová)
- 8 Analýza odpadních vod jako prostředek pro zjištění zneužívání drog ve vzdělávacích zařízeních (Věra Očenášková, Danica Pospíchalová, Eva Bohadlová, Diana Marešová)
- 14 Způsoby sběru a nakládání s biologickým odpadem ve vybraných státech Evropské unie a aktuální výsledky z měření ztráty vlhkosti (Dagmar Vološinová, Robert Kořínek)
- 22 Vývoj využití území a vliv na vodní zdroje hydrogeologického rajonu 4232 Ústecká synklinála v povodí Svitavy (David Honek, Milena Forejtníková, Zdeněk Sedláček, Jitka Novotná)
- 28 Využití effect-based metod k hodnocení stavu povrchových vod (Martin Hora, Alena Kristová, Přemysl Soldán)
- 38 Rozhovor s prof. Ing. Pavlem Pechem, CSc., profesorem České zemědělské univerzity v Praze (Zuzana Řehořová)
- 42 Ohlédnutí za Národním dialogem o vodě 2023 (Lucie Jašíková)
- 44 Kozmické ptačí louky a jejich význam pro přírodu a krajinu (Jan Unucka, Petr Bláha)



VTEI/2024/1

Od roku 1959

VODOHOSPODÁŘSKÉ
TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE
WATER MANAGEMENT
TECHNICAL AND ECONOMICAL INFORMATION

Odborný dvouměsíčník specializovaný na výzkum v oblasti vodního hospodářství.
Je uveden v Seznamu recenzovaných neimpaktovaných periodik vydávaných v ČR.

Ročník 66



VTEI.cz

Vydává: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka,
veřejná výzkumná instituce, Podbabská 2582/30, 160 00 Praha 6

Redakční rada:

RNDr. Jan Daňhelka, Ph.D., doc. Ing. Michaela Danáčová, Ph.D., doc. Dr. Ing. Pavel Fošumpaur,
doc. Ing. Silvie Heviánková, Ph.D., Mgr. Róbert Chriateľ, Mgr. Vít Kodeš, Ph.D.,
Ing. Jiří Kučera, PharmD. Markéta Marvanová, Ph.D., BCGP, BCPP, FASCP,
Ing. Martin Pavel, Ing. Jana Poárová, Ph.D., Mgr. Hana Sezimová, Ph.D.,
Dr. Ing. Antonín Tůma, Mgr. Lukáš Záruba, Ing. Marcela Zrubková, Ph.D.

Vědecká rada:

prof. Ing. Martin Hanel, Ph.D., prof. RNDr. Bohumír Janský, CSc.,
prof. Ing. Radka Kodešová, CSc., RNDr. Petr Kubala, Ing. Tomáš Mičaník, Ph.D.,
Ing. Michael Trnka, CSc., Dr. rer. nat. Slavomír Vosika

Šéfredaktor:

Ing. Josef Nistler (josef.nistler@vuv.cz)

Odborné redaktorky:

Mgr. Zuzana Řehořová (zuzana.rehoro@vuv.cz)
Mgr. Hana Beránková (web) (hana.berankova@vuv.cz)

Zdroje fotografií tohoto čísla:

VÚV TGM, 123RF.com, doc. RNDr. Jan Unucka, Ph.D., RNDr. Tomáš Hrdinka, Ph.D.

Grafická úprava, sazba, tisk:

ABALON s.r.o., www.abalon.cz

Náklad 400 ks. Časopis VTEI vychází od roku 2022 v anglické mutaci,
která je k dispozici na <https://www.vtei.cz/en/>

Příští číslo časopisu vyjde v dubnu. Pokyny autorům časopisu jsou uvedeny na www.vtei.cz

CC BY-NC 4.0

ISSN 0322-8916

ISSN 1805-6555 (on-line)

MK ČR E 6365



SLUČÍ POTOK NA ČERNÉ OPAVĚ

Černá Opava je jednou ze tří zdrojnic Opavy spolu s Bílou a Střední Opavou. Povodí se nachází mezi obcemi Rejvíz a Vrbno pod Pradědem a geologicky pak na rozhraní Nízkého a Hrubého Jeseníku. Tam prvohorní sedimentární horniny přecházejí do odolnějších metamorfovaných hornin, nadmořské výšky vzrůstají, údolí se prohlubují a stávají se divočejšími a celkový ráz krajiny se mění k té horské až po alpské hole nejvyšších nadmořských výšek v pásmu Lysého vrchu a Orlíku. Černá Opava svůj název získala podle vody zabarvené díky jejímu kontaktu s rašeliništi. Dnes už si málokdo uvědomí, že v minulosti to bylo povodí s intenzivním využitím síly vody v podobě pil a hamrů, z nichž zbyly už jen ruiny, jako jsou Brandlův mlýn nebo Josefský hamr. Ty najdeme v údolí, ale na hřebenech lze nalézt i ruiny středověkých hradů, z nichž nejznámějšími jsou Kvinburk a Koberštejn s relativně dochovanou hradní věží. Na tomto povodí se nacházejí také tři experimentální výzkumná povodí provozovaná společně Českým hydrometeorologickým ústavem a Výzkumným ústavem lesního hospodářství a myslivosti. Jmenovitě jsou to povodí Slučího, Sokolího a Suchého potoka. Fotografie zachycuje drobný vodní mlýnek na Slučím potoce nedaleko závěrového profilu výzkumného povodí.

Text a fotografii dodal doc. RNDr. Jan Unucka, Ph.D.

**VÝZKUMNÝ ÚSTAV
VODOHOSPODÁŘSKÝ
T.G. MASARYKA**

veřejná výzkumná instituce

VTEI.cz