

VÝVOJ VYDATNOSTI PRAMENŮ V ČESKO-SASKÉM ŠVÝCARSKU

Pavel Eckhardt, Kateřina Poláková

Klíčová slova

pramen – podzemní voda – ochrana podzemních vod

Souhrn

Článek uvádí výsledky výzkumu problematiky pramenů v přehraniční oblasti Česko-saského Švýcarska. Bylo tu nalezeno a změřeno 160 pramenů, část z nich poprvé. Některé prameny jsou využívány pro zásobování obyvatel pitnou vodou. Vývoj vydatnosti pramenů se v oblasti lokálně liší. Poklesy vydatnosti pramenů vlivem čerpání podzemních vod byly zaznamenány v blízkém okolí jímacího území Hřensko. Značné množství ostatních pramenů a pramenných oblastí má obdobnou vydatnost jako v minulosti. Sledování vydatnosti pramenů je jedním z indikátorů možného ohrožení zdrojů podzemních vod.

Úvod

V posledních třech letech je ve Výzkumném ústavu vodohospodářském T. G. Masaryka, v.v.i., v rámci přehraničního projektu *Společně využívané podzemní vody na česko-saském pomezí (GRACE)* řešena problematika podzemních vod ve dvou přehraničních regionech. Jedním z těchto regionů je zájmová oblast Hřensko–Křinice/Kirnitzsch, která je situována do oblasti Česko-saského Švýcarska. Na saské straně je projektovým partnerem Saský zemský úřad pro životní prostředí, zemědělství a geologii/Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG). Projekt byl vyvolán potřebou zjištění příčin poklesů hladin podzemních vod v této oblasti. Vedle výzkumu vývoje vydatnosti pramenů a pramenných oblastí jsou dalšími zájmovými okruhy projektu GRACE modelová řešení proudění podzemních vod, studie o stáří a míšení vod, studie důsledků vývoje klimatu a studie zabývající se faunou podzemních vod. Další související informace o projektu GRACE jsou uvedeny na internetových stránkách projektu <http://www.gracecz.cz>.

Zadání prací

Zadáním studie bylo zejména vyhodnotit vývoj vydatnosti pramenů a pramenných oblastí v daném přehraničním regionu, porovnat současný stav s archivními záznamy. Poznatky posloužily mimo jiné jako indikátor poklesu hladin podzemních vod, ale také k doplnění poznatků pro další části projektu, například modelové řešení proudění podzemních vod (blíže viz [1]).

Vymezení zájmové oblasti

Zájmová přehraniční oblast Hřensko–Křinice/Kirnitzsch je situována do oblasti Česko-saského Švýcarska na pravém břehu Labe. Západní hranicí zájmové oblasti je tok Labe, jihozápadní hranici tvoří tok Kamenice, na severu a severovýchodě je oblast ohraničena lužickým zlomem. Hlavním vymežujícím faktorem jsou hydrogeologické poměry a možný dosah depresí hladin podzemních vod. Vymezení oblasti je patrné z mapek na obr. 1 a 2.

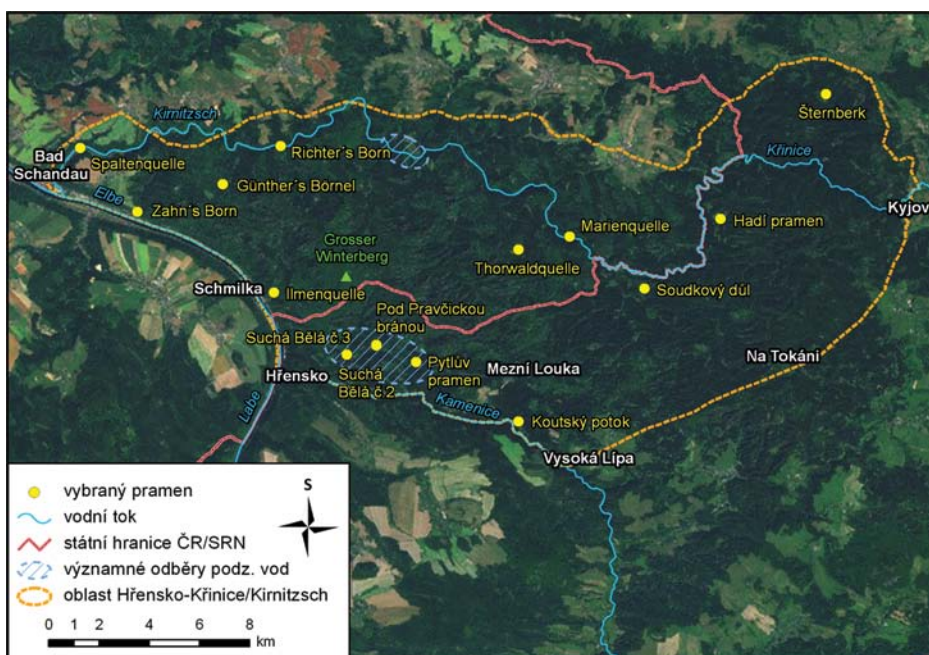
Přírodní poměry

Hydrologicky patří oblast do povodí Labe a jeho dvou pravostranných přítoků – Kamenice a Křinice.

Z geologického hlediska je oblast tvořena především pískovci svrchní křída. Při lužické poruše se vyskytují nevelké tektonicky vyzdvižené kry starších hornin, jedná se o jurské sedimenty a horniny permského stáří. Oblast severně od lužické poruchy a podloží křídových sedimentů tvoří horniny lužického plutonu, převážně granodiority a žuly. Oblast je prorážena tělesy terciérních vulkanitů (např. [6]).

Z hydrogeologického hlediska leží česká část území v severní části hydrogeologického rajonu 4660 – Křída dolní Kamenice a Křinice [7]. Saská část patří do útvaru podzemních vod EL 1-6-2. V zájmovém území jsou z hydrogeologického hlediska nejvýznamnější zvodně v psamitických křídových horninách. Jejich propustnost je průlinovo-puklinová.

V zájmovém území je podle českého členění (např. [2]) z hydrogeologického hlediska nejvýznamnější zvodně v kolektoru pískovců jizerského a svrchní části bělohorského souvrství (kolektor BC). Dalším významným kolektorem jsou pískovce perucko-korycanského souvrství na bázi pánevních sedimentů (kolektor A). Meziložní izolátor A/BC tvoří spodní část bělohorského souvrství, na části území však tento



Obr. 1. Přehledná mapa zájmové oblasti
Fig. 1. Outline map of the area of interest

izolátor není vyvinut nebo nemá dostatečnou mocnost. Dochází tak k vytváření mocného kolektoru ABC. Zvodně pouze lokálního významu se vytvářejí v horninách kvartéru, terciérních vulkanitech a ve svrchní části jizerského souvrství (jemnozrné pískovce), popř. v lokálních výskytech sedimentů březenského a teplického souvrství (kolektor D). Saské hydrogeologické členění svrchnokřídových sedimentů je podrobnější (např. [8]), jsou zde vymezeny hlavní kolektory 1 až 4, přičemž svrchní kolektor 1 je ještě dále členěn. Hlavní turonský kolektor odpovídá v německém pojetí hlubším kolektorům 3, 2 a části kolektorů 1.

Využívání podzemních vod

V zájmové oblasti se vyskytují jímací území podzemních vod, nejvýznamnějšími z nich jsou odběry v českém jímacím území Hřensko (v současnosti odběr okolo 70 l/s, v minulosti bylo odebíráno až přes 130 l/s). Odběr je prováděn z vrtů a dvou podchytených pramenů. Slouží pro zásobování severočeské vodárenské soustavy, zejména pro Děčínsko. Největší odběry v saské části území jsou v údolí Křinice pro vodárnu Endlerkuppe čerpané z vrtů v lokalitách Neumannmühle a Felsenmühle se současným odběrem okolo 40 l/s. Ostatní odběry podzemních vod v oblasti jsou řádově menší.

Postup prací

V rámci studie Vývoj vydatnosti pramenů a pramenných oblastí byla na počátku provedena a následně průběžně doplňována rešerše odborné literatury k tomuto tématu. Nejstarší dostupná saská studie [3] popisuje velmi výstižně stav pramenů po obou stranách státní hranice před více než 100 lety. V české části bylo navázáno zejména na práce v okolí jímacího území Hřensko (např. [5]), ale i na starší výzkumy Výzkumného ústavu vodohospodářského [4] a mnohé další podklady.

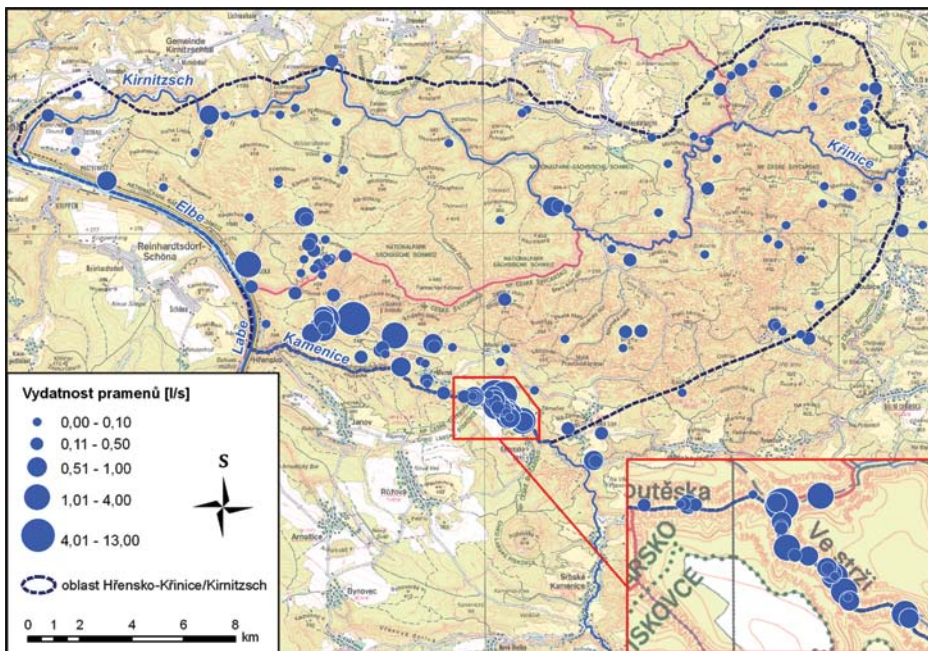
Na základě prvotní terénní rekonoskace území a provedené rešerše odborných podkladů byly na české straně v počátečním období vybrány významné prameny a profily na malých tocích a následovalo jejich sledování. Parametry pro výběr pramenů a profilů na tocích pro monitoring byly zejména přístupnost pro měření a pokrytí celé české části zájmové oblasti tak, aby mohly být zaznamenány případné lokální výkyly měřených hodnot. Vybírány byly zejména takové body, které byly již v minulosti měřeny, což bylo důležité pro následné vyhodnocení. Bylo vybráno 38 profilů, které byly sledovány ve čtvrtletním cyklu v průběhu roku 2012.

Zároveň probíhalo mapování pramenů. U všech pramenů byla měřena vydatnost, konduktivita vody, aktuální teplota vody a vzduchu, všechny prameny a profily byly zaměřeny pomocí GPS. Vydatnost pramenů a pramenných oblastí byla většinou měřena metodou odměrné nádoby, pouze výjimečně bylo použito měření pomocí vodoměrných vrtulí.

V závěru prací, po důkladném terénním průzkumu, proběhlo vlastní vyhodnocení vývoje vydatnosti jednotlivých pramenů a pramenných oblastí.

Výsledky terénních měření

Obecně největší vydatnosti pramenů byly zaznamenány v jarním období, což je dáno mj. naplněním zvodní z jarního tání sněhové pokrývky. Měření v rámci letního kola monitoringu bylo poznamenáno vysokými srážkovými úhrny kolem poloviny července roku 2012, v tomto srážkově bohatém období protékala voda i v obvykle pouze vlhkých korytech ve dnech jednotlivých pískovcových údolí. Vyšší srážkové úhrny způsobily významně větší vydatnosti pramenů ze svrchních zvodní. Naopak v druhé části letního období a na podzim byla zaznamenána minima vydatnosti jednotlivých pramenů ze svrchních zvodní a pramenných oblastí, část pramenů a drobných toků vyschla nebo neměla žádný povrchový odtok. Vydatnost pramenů hlubších zvodní byla naopak často relativně stabilní po celý rok.



Obr. 2. Mapa vydatnosti pramenů zájmové oblasti
Fig. 2. Map of spring-discharge in the area of interest

Vyhledávání a měření vydatnosti pramenů bylo prováděno tak, aby bylo pokud možno pokryto celé území zájmové oblasti Hřensko–Křinice/Kirnitzsch. Celkově bylo nalezeno a změřeno 160 pramenů, což převýšilo původní zamýšlený rozsah prací. Z celkového množství pramenů bylo nalezeno 51 na saském území a 1 pramen v bezprostřední blízkosti hranice. Celková suma průměrných vydatností (povrchový odtok) nalezených pramenů, která zahrnuje většinu pramenů v oblasti, se pohybovala v monitorovaném období okolo 65 l/s. Značná část pramenů byla změřena a popsána poprvé. Výsledky mapování pramenů jsou přehledně uvedeny v mapce na obr. 2.

Nejvydatnější prameny v zájmové oblasti se nacházejí v její západní části, protože zde dochází k odvodnění celé hlavní hydrogeologické struktury (hlavního turonského kolektoru). Velmi vydatné jsou prameny v údolí Dlouhé Bělé a prameny v údolí Koutského potoka. Velké množství relativně vydatných pramenů se nachází i na pravém břehu Kamenice. Na saském území byl jako nejvydatnější změřen pramen Ilmenquelle v osadě Schmilka, podle archivních údajů by měl být nejvydatnější nepřístupný pramen Spaltenquelle v Bad Schandau. V západní příhraniční části území se také nachází větší množství pramenů v okolí hory Grosser Winterberg, jedná se tu o prameny svrchních zvodní. Jejich vydatnost v průběhu roku silně kolísá.

Ve střední části zájmového území je, vzhledem k vysoké propustnosti zdejším pískovců, pramenů jen malé množství. Je tu také relativně málo stabilních menších vodních toků. Ve východní části zájmového území v blízkosti lužické poruchy existuje větší množství méně vydatných pramenů. To je dáno jak nižší propustností pískovců svrchní části jizerského souvrství, tak i výskytem dalších méně propustných hornin a složitější tektonickou stavbou území. U značné části těchto pramenů dochází během roku k významnému kolísání vydatnosti.

Celkově existuje v zájmovém území 13 pramenů s průměrnou vydatností přes 1 l/s, dva v saské a jedenáct v české části zájmového území. Z toho tři nejvydatnější mají odtok přes 10 l/s. Jedná se o prameny v údolí Koutského potoka (vydatnost průměrně 12,65 l/s), Spaltenquelle v Bad Schandau (vydatnost okolo 12 l/s) a pramen Pod Pravčickou bránou (průměrně 10,6 l/s).

Jen některé prameny jsou využívány k zásobování obyvatel pitnou vodou. V české části jde například o pramen Pod Pravčickou bránou a Pytlův pramen, které jsou využívány v rámci jímacího území Hřensko. V německé části území je například využívána část pramene Ilmenquelle v obci Schmilka a jako záložní zdroj též pramen Spaltenquelle v Bad Schandau.

Prameny vykazují v naprosté většině pH nižší než 7, tedy v mírně kyselé oblasti.

V jímacím území Hřensko jsou odebírány většinou vody velmi slabě mineralizované, jejich konduktivita je nižší než 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ obdobně jako u většiny silně vydatných pramenů ve spodní části údolí Suché Bělé, Koutského potoka a Kamenice. Mezi 100 a 160 $\mu\text{S}/\text{cm}$ se pohybuje konduktivita vody značného množství pramenů z křídových kolektorů. Vyšší konduktivitu – okolo 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mají vydatné prameny vyšší úrovně kolektoru 2 (podle německého členění) východně od Hřenska. Zvýšenou konduktivitu vody nad 240 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vykazují některé drobnější prameny prokazatelně ovlivněné tercierními vulkanity. Nejvyšší konduktivitu vody mají většinou prameny ovlivněné odpadními vodami nebo difuzním znečištěním z povrchu, kterých je naštěstí relativně malý počet – jedná se o oblast málo postíženou antropogenní činností.

Prameny zájmového území jsou převážně sestupné. Uplatňuje se vazba na méně propustné vrstvy pískovců, výraznou roli hraje i lokální rozpukání hornin. V celé oblasti je dlouhodobě pravidelně od šedesátých let minulého století až do dnešní doby sledována vydatnost jediného pramene – jde o pramen Suchá Bělá č. 3, pozorovaný ČHMÚ.

Výsledky vyhodnocení vývoje vydatnosti

Aktuální změřené výsledky vydatností jednotlivých pramenů a pramenných oblastí byly porovnávány s dostupnými historickými daty.

Při posuzování příčin vývoje vydatnosti byl brán v úvahu zejména časový vývoj srážkové činnosti, vývoj a rozmístění odběrů podzemních vod, stav a podchycení jednotlivých pramenů, roční kolísání vydatnosti pramenů, příslušný kolektor podzemní vody, spolehlivost jednotlivých archivních údajů a další nejistoty. V rámci studie byl vyhodnocen vývoj více než padesáti pramenů a pramenných oblastí.

Vývoj vydatnosti pramenů a pramenných oblastí není v celé oblasti shodný, naopak regionálně se liší.

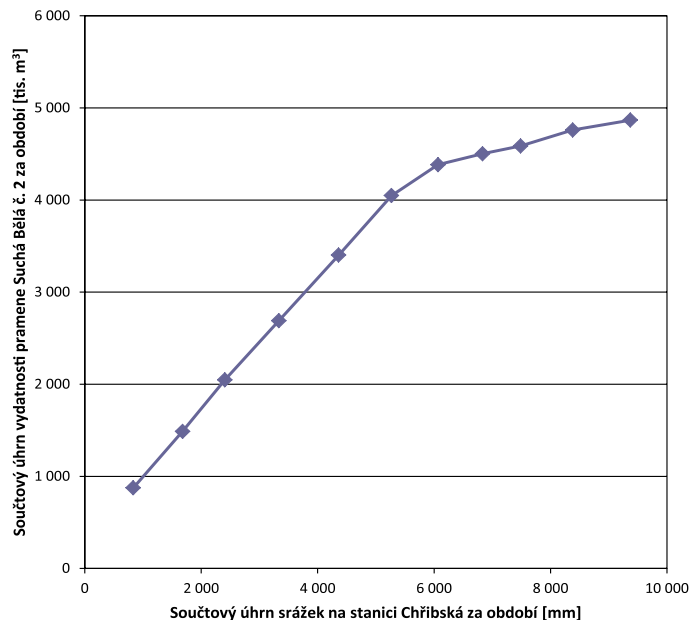
Velmi omezený je počet pramenů, u kterých se průměrná vydatnost proti historickým údajům výrazněji zvýšila. Jedná se například o saský pramen Zahn's Born v údolí Labe. Příčinou vyššího povrchového odtoku je tu zřejmě rekonstrukce a lepší podchycení pramene, popřípadě i vyšší srážkové úhrny v posledních letech.

Naopak velmi časté je udržení obdobného stavu vydatnosti či pokles vydatnosti jednotlivých pramenů a pramenných oblastí.

Na saské straně byl obdobný stav ve srovnání s historickými údaji vyhodnocen u pramenů na hoře Grosser Winterberg, u pramene Ilmenquelle ve Schmilce a podobně. Na české straně setrvává obdobný stav vydatnosti ve srovnání s historickými údaji ve střední a horní části povodí Suché Bělé, u pramenů v údolí Koutského potoka, u Hadího pramene, u pramene v Soudkovém dole, u pramene Šternberk, v pramenných oblastech u Kyjova a mnohých dalších.

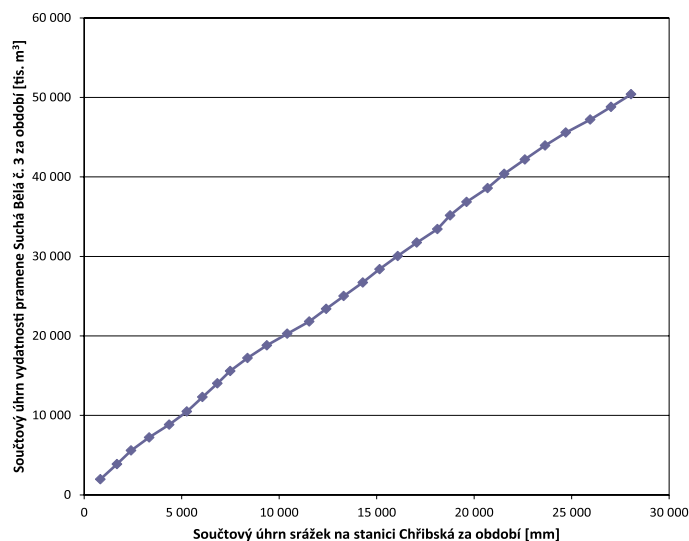
Silné poklesy vydatností byly na české straně zaznamenány u pramenů v blízkosti Dlouhé Bělé, kde je situováno nejvýznamnější jímání podzemních vod oblasti – jímací území Hřensko. Došlo tu k zániku významného Panenského pramene. Poklesy vydatnosti postihly například pramen Pod Pravčickou bránou (o polovinu) a Pytlův pramen (o třetinu). Dále tu pokles postihl prameny v dolní části Suché Bělé, jako jsou sousedící prameny Suchá Bělá č. 3 (pokles vydatnosti o pětinu) a Suchá Bělá č. 2 (pokles v současnosti o dvě třetiny, v devadesátých letech až bez odtoku). V grafech na obr. 3 a 4 jsou příklady použití metody dvojné součtové čáry pro uvedené dva prameny, patrné je silné ovlivnění pramene Suchá Bělá č. 2. Poklesy vydatnosti pramenů v této oblasti byly způsobeny zejména odběrem podzemních vod v rámci jímacího území Hřensko. Údaje o průtocích z let 1980–1990 na dolním úseku potoka Dlouhá Bělá ukazují, že pokles průtoku tu souvisí s předchozím zvýšením odebíraného množství podzemních vod. Zvýšením odběrů tehdy došlo postupně ke snížení hladin podzemních vod v okolí čerpání, k poklesu vydatnosti blízkých pramenů a také ke zvýšené infiltraci srážkových a povrchových vod v povodí Dlouhé Bělé. K poklesům vydatností místních pramenů i průtoku samotné Dlouhé Bělé přispěl i nepříznivý vývoj srážek. V posledních letech dochází opět k nárůstu průtoků v Dlouhé Bělé a u některých zdejších pramenů, což lze přičíst výskytu nadprůměrných srážek a snižování odebíraných množství podzemních vod.

Naopak poklesy vydatnosti pramenů v důsledku odběrů z jímacího území Hřensko se neprotáhly do vydatnosti blízkých pramenů vyšších zvodní, jako jsou například prameny ve střední a horní části potoka Suchá Bělá, prameny v blízkosti Mezní Louky nebo prameny na hoře Grosser Winterberg.



Obr. 3. Vývoj srovnání součtů srážkových úhrnů a součtů úhrnů vydatnosti pramene Suchá Bělá č. 2 v hydrologických letech 1983–1993

Fig. 3. Development of comparison of sums of annual precipitation amounts and sums of annual spring-discharge of the Sucha Bela No. 2 spring in the hydrological years 1983–1993



Obr. 4. Vývoj srovnání součtů srážkových úhrnů a součtů úhrnů vydatnosti pramene Suchá Bělá č. 3 v hydrologických letech 1983 až 2012

Fig. 4. Development of comparison of sums of annual precipitation amounts and sums of annual spring-discharge of the Sucha Bela No. 3 spring in the hydrological years 1983–2012

Dále poklesy vydatnosti postihly skupinu většinou drobných upravených pramenů ze svrchního kolektoru 1 (podle německého členění, jedná se většinou o kolektor v pískovcích svrchní části jizerského souvrství), které jsou prakticky plošně rozmístěny po značné části zájmového území, jako jsou drobné saské prameny v povodí Křinice (Thorwaldquelle, Günther's Börnel a další), pramen v Kyjově u kapličky, pramen ve Vysoké Lípě a některé české prameny severně od Křinice. Důvodem poklesu naměřené vydatnosti těchto pramenů je pravděpodobně zejména chátrání jejich podchycení. Dále lze uvažovat i o vyšší evapotranspiraci, a tedy i nižší infiltraci vody do svrchních zvodní. Odběry podzemních vod v jímacím území Hřensko tyto prameny neovlivňují.

V bezprostředním okolí výrazných odběrů podzemních vod pro saskou vodárnu Endlerkuppe u Křinice nebyly nalezeny žádné prameny z hlubších zvodní, nejbližším takovýmto pramenem z kolektoru 2

(podle německého členění) je Richter's Born, kde však pokles měřené vydatnosti souvisí spíše se stárnutím podchycení tohoto pramene.

U některých pramenů není vyhodnocení vývoje vydatnosti jednoznačné. Například nejvydatnější pramen v saské východní části zájmového území Marienquelle byl poklesem (cca na jednu pětinu měřené vydatnosti) postižen mezi lety 1913 a 1978, od konce sedmdesátých let se ale měřená vydatnost tohoto pramene opět mírně zvýšila.

Celkový trend vydatnosti pramenů zájmové oblasti není jednoznačný. Trend poklesu vydatnosti tu platí omezeně, zejména pro oblast dlouhodobě pravidelně sledovaných pramenů na českém území v blízkosti jímacího území Hřensko. Pokles hladin podzemních vod se potvrdil pouze v lokálním měřítku, nikoli ve větší části zájmové oblasti.

Závěry

- V oblasti bylo nalezeno a změřeno celkem 160 pramenů. Z toho 13 pramenů má vyšší průměrnou vydatnost než 1 l/s. Některé prameny jsou využívány pro zásobování obyvatel pitnou vodou.
- Aktuální vydatnost pramenů a pramenných oblastí je v mnoha případech obdobná s historickými údaji. Významný pokles vydatnosti se projevil u pramenů v těsné blízkosti jímacího území Hřensko v důsledku odběrů podzemních vod. Dále byly plošně zaznamenány poklesy vydatnosti některých malých upravených pramenů, důvodem je zřejmě chátrající podchycení těchto pramenů.
- Celkový trend vydatnosti pramenů zájmové oblasti není jednoznačný, silné odlišnosti se vyskytují jak regionálně, tak i vzhledem k původu vody pramenů z jednotlivých kolektorů. Obava z poklesu hladin podzemních vod v celé oblasti se tak nepotvrdila.
- Znalosti o vydatnosti pramenů jsou jedním z indikátorů pro posouzení dlouhodobého vývoje vodního režimu oblasti. Výsledky současných měření mohou být důležitou základnou pro identifikaci změn prostředí i do budoucna. Důležitý je přeshraniční charakter tohoto průzkumu a jeho návaznost na další aktivity projektu směřující ke společné strategii ochrany vodních zdrojů v oblasti.

Poděkování

Práce byly financovány převážně z Programu Cíl 3/Ziel 3 na podporu přeshraniční spolupráce mezi Českou republikou a Svobodným státem Sasko Evropského fondu pro regionální rozvoj. Podporu projektu také poskytl MŽP. Poděkování za spolupráci patří pracovníkům Národního parku České Švýcarsko, Severočeských vodovodů a kanalizací, a. s., a pracovníkům projektového partnera Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

Literatura

- [1] Eckhardt, P. (2013) Vývoj vydatnosti pramenů a pramenných oblastí v oblasti Hřensko–Křínice/Kirnitzsch. Závěrečná zpráva. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, prosinec 2013, 95 s.
- [2] Herčík, F., Herrmann, Z. a Valečka, J. (1999) Hydrogeologie české křídové pánve. Praha: Český geologický ústav.
- [3] Beyer, O. (1913) Über Quellen in der Sächsisch-böhmischen Schweiz. Dresden: Buchdruckerei der Wilhelm und Berta v. Baensch Stiftung, 107 S.

Projekt Protipovodňové vzdělávací a výzkumné centrum

Povodňová problematika je v posledních dvaceti letech vysoce aktuální téma. Škody na majetku fyzických i právnických osob, správců toků a technické infrastruktury v území dosáhly od roku 1997 již více než 186 mld. Kč. A co víc, vyžádaly si minimálně 140 lidských životů. I když naše společnost je na události tohoto typu mnohem lépe připravena než v roce 1997 nebo 2002, což ukázaly i povodně v červnu 2013, je třeba stále zvyšovat informovanost veřejnosti o této problematice.

Jednou z cest je i projekt Protipovodňového vzdělávacího a výzkumného centra (CZ.1.07/2.4.00/17.0040), který vznikl jako multioborová platforma propojující tři odborné a vzdělávací instituce. Hlavním řešitelem projektu je Ekonomicko-správní fakulta Masarykovy univerzity, která přizvala ke spolupráci Fakultu stavební Vysokého učení technického v Brně a Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i. (pobočka Brno), aby společně vytvořily



Obr. 5. Jeden z pramenů na břehu Kamenice
Fig. 5. One of the springs on the Kamenice river-bank

- [4] Filip, B. (1962) Podzemní vody a prameny v okolí Varnsdorfu na území listu speciální mapy Varnsdorf – 3653. Vodopis ČSSR – Řada VII – Sešit 12 – Svazek 172. Praha: VÚV, 93 s.
- [5] Žitný, L. a Tůma, W. (1968) Hydrogeologická studie povodí Kamenice s ohledem na možnosti zachycení většího množství podzemní vody pro zásobování Děčína. Praha: Vodní zdroje, 36 s. textu.
- [6] Valečka, J. et al. (1997) České Švýcarsko. Geologická a přírodovědná mapa, měřítko 1 : 25 000. Vydal Český geologický ústav ve spolupráci s Geoprintem Liberec, Správou CHKO Labské pískovce a MŽP, 1. vyd.
- [7] Olmer, M. aj. (2006) Hydrogeologická rajonizace České republiky. Sborník geologických věd 23. Praha: Česká geologická služba, 32 s., 1. vyd.
- [8] Rösner, S. et al. (2007) Gutachten Zustandüberwachung Grenzgrundwasser / Operatives Messnetz. G.E.O.S. Freiberg, 64 S.

Mgr. Pavel Eckhardt, Ing. Kateřina Poláková
VÚV TGM, v.v.i., Praha
Pavel_Eckhardt@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Development of spring-discharge in the Czech-Saxon Switzerland (Eckhardt, P.; Poláková K.)

Key words

spring – groundwater – groundwater protection

The article presents the results of research of springs in the cross-border area of the Czech-Saxon Switzerland. There were found and measured 160 springs, some of them for the first time. Some springs are used for drinking water supply. Development of spring-discharge differs locally in this area. Dips of spring-discharges due to pumping of groundwater have been recorded in the surroundings of Hřensko catchment area. A considerable number of other springs and spring areas have a similar spring-discharge as in the past. Monitoring of spring-discharge is one of the indicators of the potential threat of groundwater resources.

podmínky pro neformální setkávání studentů a odborníků z praxe nad otázkami z vodohospodářské oblasti, ekonomiky a sociálních aspektů spojených s povodněmi.

Cílem projektu je především realizace odborných a vzdělávacích seminářů, workshopů, praxí a stáží pro graduální i doktorské studenty a pracovníky výše uvedených partnerů projektu.

Projekt začal v roce 2011 a končí v letošním roce. V průběhu realizace projektu bylo zorganizováno již více než 30 seminářů a workshopů, dvě konference a více než 18 exkurzí. Na brněnské pobočce Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, v.v.i., se uskutečnilo několik seminářů k aktuálním tématům ve spojení s povodněmi. V letošním roce to byl např. seminář Kulturní památky a povodně, v předcházejících letech pak byla prezentována problematika mapování povodňových rizik, různé postupy pro hydromorfologické hodnocení stavu vodních toků, mezinárodní spolupráce v povodňové ochraně apod. Pracovníci brněnské pobočky také měli možnost navštívit veletrh ENVIBRNO na brněnském Výstavišti a shlédnout praktické ukázky především mobilních protipovodňových opatření.



Záběry ze zahraničních exkurzí

S problematikou systému protipovodňové ochrany Pobečví se měli možnost seznámit přímo v terénu a v diskusi s pracovníky podniku Povodí Moravy, s.p., závod Olomouc. Členové řešitelského týmu pak získávali další poznatky v oblasti ochrany před povodněmi na několika zahraničních exkurzích směřovaných do Německa, Rakouska, Švýcarska, Belgie a na Slovensko. V jejich průběhu byla mimo jiné navštívena významná vědecká pracoviště, kde si účastníci exkurzí vyměňovali zkušenosti s místními odborníky.

Na konci března proběhla závěrečná konference projektu s názvem Protipovodňová ochrana 2014. Zazněly zde příspěvky předních odborníků, kteří se zabývají různými aspekty povodňové problematiky.

Pracovníci Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, v.v.i., měli nejen sami možnost získávat nové poznatky z oboru vodního hospodářství s důrazem na povodňovou problematiku, ale

také se dělili o svoje zkušenosti z této oblasti. V brněnské pobočce za dobu trvání projektu absolvovalo stáže v délce tří až deseti dní celkem sedm studentů, především z Masarykovy univerzity.

Podrobné informace o uskutečněných a plánovaných akcích jsou k dispozici na webových stránkách projektu <http://www.pvvc.cz/>. Projekt je spolufinancován Evropským sociálním fondem a státním rozpočtem ČR.

P. Štěpánková



STANOVENÍ DISTRIBUČNÍHO KOEFICIENTU PRO SORPCI UMĚLÝCH RADIONUKLIDŮ VE VODNÍM PROSTŘEDÍ

Eva Juranová, Eduard Hanslík

Klíčová slova

sorpce – radioaktivita – hydrosféra – sediment – nerozpuštěné látky – distribuční koeficient

Souhrn

Sorpce hraje důležitou roli při transportu radioaktivních kontaminantů v hydrosféře. Bývá popisována distribučním koeficientem, poměrem radioaktivity fixované na pevné fázi a rozpuštěné ve vodě za rovnovážného stavu. Práce se zabývá optimalizací, návrhem a ověřením metodiky pro stanovení distribučního koeficientu pro umělé radionuklidy v systémech sediment-voda a nerozpuštěné látky-voda pomocí vsádkových testů. Tato metoda umožní získávat reprezentativní a srovnatelné výsledky, které mohou být využity při hodnocení chování radionuklidů ve vodním prostředí.

1 Úvod

Při znečištění povrchové vody radioaktivními látkami ovlivňují jejich transport především fyzikální faktory – rychlost proudění toku a další. Radioaktivní kontaminanty se pohybují spolu s vodními masami a znečištění se šíří ve směru toku. V důsledku disperze a difuze dochází k rozmyvání znečištění podélně i příčně mezi jednotlivými vodními masami. U radioaktivních látek hrají významnou roli sorpční procesy, kdy jsou radionuklidy fixovány na nerozpuštěné látky obsažené ve vodě, které později sedimentují, popř. jsou radionuklidy

sorbovány již uloženými dnovými sedimenty. Sorpční procesy ovlivňují migraci radionuklidů v životním prostředí a jejich pronikání do potravních řetězců.

Sorpce bývá nejčastěji popisována distribučním koeficientem [1], který vyjadřuje rozdělení radionuklidu mezi vodnou a pevnou fázi v rovnováze:

$$K_d = \frac{q_e}{c_e} \quad (1)$$

kde K_d je distribuční koeficient [$\text{l} \cdot \text{g}^{-1}$],
 q_e rovnovážná hmotnostní aktivita radionuklidu adsorbovaná na sedimentu [$\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$],
 c_e rovnovážná objemová aktivita radionuklidu ve vodné fázi [$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$].

Tento parametr, který vychází z předpokladu lineární závislosti sorbovaného a rozpuštěného množství radionuklidu, je pro svou jednoduchost používán často [2]. Za podmínky, že je koncentrace sorbované látky v systému nízká, jím lze popsat sorpci s vyhovující přesností.

Sorpce je složitý a komplexní proces, obecně závislý na množství faktorů. Významný vliv na sorpční vlastnosti sedimentů či nerozpuštěných látek má především jejich zrnitost a chemické složení a také jejich množství ve směsi. Sedimenty a nerozpuštěné látky jsou tvořeny převážně zvětralými jílovitými horninami (hlinitokřemičitany) s příměsí organické hmoty. V rozmezí pH přírodních vod hlinitokřemičitany sorbují převážně kationty [3].

Vlastnosti sorbované látky také značně ovlivňují její sorpční schopnosti, především je to chemická forma látky a velikost a náboj iontů. Forma výskytu látky i vlastnosti sedimentů závisí na okolním prostředí: na hodnotě pH, redoxních podmínkách a na přítomnosti dalších látek v roztoku. Stejná látka se může za různých podmínek vyskytovat v různých formách [3].

Rychlost sorpčního procesu je zpočátku poměrně velká, postupem času nabývají na významnosti pomalé děje. Rovnováha rychlých procesů může být dosažena již po několika hodinách kontaktu. Doba nutná k ustavení skutečné rovnováhy, zahrnující i pomalé procesy,

pak může činit i několik týdnů. Problematikou kinetiky sorpčních procesů a doby nutné k dosažení rovnováhy se zabýval Garnier [4]. Měřitelný vliv může mít i teplota.

Pro stanovení distribučních koeficientů jsou často používány vsádkové testy. Jejich výsledky jsou ale značně závislé na podmínkách stanovení, a proto výsledky zjištěné v různých studiích bývají jen obtížně srovnatelné. Stanovení distribučního koeficientu bylo popsáno v dokumentu americké agentury pro ochranu prostředí (EPA) [5] a v normě ASTM C 1733-10 [6]. Obě tyto metody však nejsou specifické pro stanovení parametrů sorpce ve složkách hydrosféry. Jsou spíše obecnými návody, které nezohledňují specifika dnových sedimentů, sorpcí na nerozpuštěné látky se nezabývají vůbec.

V práci byla sestavena a testována metodika stanovení distribučního koeficientu v systémech sediment-povrchová voda a nerozpuštěné látky-povrchová voda pro umělé radionuklidy. Cílem bylo sjednotit metodiku stanovení distribučních koeficientů pro sorpci radioaktivních látek v hydrosféře tak, aby obdržené výsledky byly nejen porovnatelné, ale aby také co nejlépe odrážely situaci ve vodním prostředí.

2 Metodika

Protože sorpce zásadně závisí na mnoha faktorech, je důležité při laboratorních experimentech respektovat co nejvíce přírodní podmínky v místě, pro které je sorpční charakteristika stanovována. Zároveň je nutné zachovat jednoduchost experimentu tak, aby byl v laboratoři snadno proveditelný. Pro stanovení distribučních koeficientů pro sediment a nerozpuštěné látky byla použita metodika, která byla optimalizována na základě dříve provedených pokusů [7]. Experimenty byly prováděny za laboratorní teploty v oxických podmínkách.

2.1 Princip metody

Metodika využívá vsádkové uspořádání testů, kdy je do uzavíratelné plastové lahve nadávkována směs pevné a vodné fáze s přídatkem zájmových radionuklidů. Tento pokusný vzorek je promícháván do ustavení sorpční rovnováhy a poté jsou fáze odděleny vhodnou metodou. Potom je proměřeno rozdělení sledovaných radionuklidů mezi pevnou a vodnou fází a je vyhodnocen distribuční koeficient.

2.2 Odběr a uchování vzorků

Pro experimenty v systému sediment-voda je použit vzorek sedimentu vždy s příslušným vzorkem povrchové vody, odebraným ve stejném profilu za podmínek, které se výrazně neliší. Pro stanovení sorpčních vlastností nerozpuštěných látek je nezbytné provést odběr vzorku povrchové vody (s nerozpuštěnými látkami) za normálních podmínek v toku, tj. nikoliv za zvýšených nebo naopak extrémně nízkých průtoků, které by mohly ovlivnit koncentraci nerozpuštěných látek a dalších ukazatelů ve vodě. Ideálně by měla odebraná voda mít obsah nerozpuštěných látek blízký průměrné hodnotě v daném profilu.

Pokud vzorky sedimentů a povrchových vod nejsou zpracovány ihned po převozu do laboratoře, je potřeba je uchovávat v chladničce, nejdéle však po dobu jednoho měsíce. Pokud je nezbytné nutné uchovávat sedimenty delší dobu, je možno je zmrazit. Před použitím je nutné je zvolna rozmrazit v chladničce.

2.3 Příprava pokusných vzorků – poměr pevné a vodné fáze

Pokud odebraný sediment obsahuje velmi hrubé částice (např. větší kameny nebo úlomky větví), které jsou větší než 4 mm, před experimentem je třeba je vyjmout. Jinak se sediment používá bez dalších úprav. Při dávkování do nádoby je nutné sediment průběžně promíchávat, aby byly zajištěny homogenní vlastnosti materiálů v průběhu přípravy pokusných vzorků.

Před samotným zahájením experimentů je třeba u sedimentů stanovit obsah sušiny v odebraných vzorcích [8], [9]. Do pokusných nádob je pak dávkováno takové množství sedimentu ve vlhkém stavu, které odpovídá 100 g sušiny na jeden litr povrchové vody. Množství vlhkého sedimentu, které je potřeba dávkovat do pokusných vzorků, vypočítáme jako:

$$m = \frac{m_s}{w_{dm}} \cdot 100 \quad (2)$$

kde m je dávkovaná hmotnost sedimentu ve vlhkém stavu [g],

m_s požadovaná hmotnost sušiny sedimentu v pokusném vzorku [g],

w_{dm} podíl sušiny sedimentu [%].

Voda obsažená v sedimentu se pak doplní na odpovídající množství odebranou povrchovou vodou. Množství povrchové vody, které je potřeba přidat do pokusné směsi, se vypočítá jako:

$$m_w = m_l - m + m_s \quad (3)$$

kde m_w je dávkovaná hmotnost povrchové vody [g],
 m_l požadovaná hmotnost vody v pokusném vzorku [g].

Ostatní symboly mají stejný význam jako v rovnici (2).

Například do lahví o objemu 1 l by byl, při doporučeném poměru $m_s/m_l = 100 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$, dávkován sediment v množství 90 g sušiny, tedy čerstvý sediment o obsahu sušiny 50 % v množství 180 g. Obsah vody v pokusné směsi by měl být 900 ml, je tedy nutné přidat ještě 810 ml povrchové vody.

Při pokusech pro stanovení sorpčních charakteristik nerozpuštěných látek je nutno předem stanovit obsah nerozpuštěných látek v odebrané povrchové vodě [10]. Zjištěná hodnota by pak měla být posouzena vzhledem k obvyklé hodnotě tohoto ukazatele v příslušném profilu, pokud jsou taková data k dispozici. Pro sorpční experimenty je pak vhodné použít tuto povrchovou vodu s přírodním obsahem nerozpuštěných látek bez dalších úprav. Stejně jako v případě sedimentů, povrchovou vodu je potřeba při dávkování do nádob průběžně promíchávat, aby byl zajištěn homogenní obsah nerozpuštěných látek v průběhu přípravy pokusných vzorků.

Celkový objem pokusných vzorků je volen s ohledem na množství vzorku potřebné pro analýzu při stanovení obsahu sledovaných radionuklidů v oddělených fázích.

2.4 Příprava pokusných vzorků – sledované radionuklidy

Výběr i aktivita sledovaných radionuklidů by měly být určeny s ohledem na účel stanovení distribučního koeficientu. Dávkované množství radionuklidů by mělo vycházet z předpokládaných objemových aktivit v systému a série experimentů by měla, pokud je to možné, obsahovat pokusné nádoby s několika počátečními aktivitami podle očekávaného rozsahu hodnot. Stanovení distribučního koeficientu na základě pouze jedné počáteční aktivity je nutno považovat pouze za odhad tohoto parametru.

Pracovní roztoky přidávaných radionuklidů mají být připraveny tak, aby jejich přídatek k pokusné směsi neznamenal významnou změnu objemu směsi nebo jejich vlastností (pH, obsah iontů).

2.5 Promíchávání směsi

Po přípravě pokusných vzorků jsou lahve uzavřeny a promíchávány stanovenou dobu na překlopné třepačce. Často sorpce probíhá velmi rychle a rovnováhy bývá dosaženo již během několika hodin. Jako nevhodnější doba promíchávání byla vyhodnocena doba 24 h, která je v literatuře doporučována a používána nejčastěji. Interval 24 hodin poskytuje dostatečnou rezervu na ustavení rovnováhy v naprosté většině případů a je také výhodný z hlediska provozu laboratoře. Při příliš dlouhých dobách promíchávání, v řádu několika dnů, může docházet k nežádoucím biologickým změnám na sedimentech v průběhu pokusu [4].

2.6 Separace pevné a vodné fáze

Po uplynutí určeného časového intervalu je potřeba oddělit pevnou a vodnou fází. Při stanovení sorpčních vlastností nerozpuštěných látek je vhodnou metodou vakuová filtrace.

Při stanovení distribučního koeficientu v systému sediment-voda většinou nelze dosáhnout dostačující filtrační rychlosti pouhou vakuovou filtrací, je tedy nutné předřadit před filtraci ještě centrifugaci. Po oddělení sedimentu a vody centrifugací je fugát nutno filtrovat. Doba filtrace by neměla překročit 1 hodinu.

2.7 Měření radionuklidů

Sledované radionuklidy by měly být změřeny v obou fázích, tedy jak ve vodné, tak i v pevné fázi. Tím se eliminuje vliv sorpce sledovaných radionuklidů na stěny pokusných nádob a aparatury. Na základě provedených experimentů byla prokázána nezanedbatelná sorpce na aparaturu pro některé radionuklidy, hlavně v případě nerozpuštěných látek. Může to být způsobeno tím, že obsah sorbentu, nerozpuštěných látek, je v případě povrchových vod za

normálních (nepovodňových) podmínkách velmi nízký, koncentrace nerozpuštěných látek v odebraných povrchových vodách se pohybuje většinou v jednotkách $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. U sedimentů, které se dávkuje do pokusné směsi v množství $100\text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$, byla sorpce na aparatuře zanedbatelná, jak bylo potvrzeno experimentálně. V tomto případě by bylo možné měřit obsah radionuklidů pouze v jedné z fází, jejich množství ve druhé fázi pak dopočítat z aktivity radionuklidu, dávkané do směsi na počátku pokusu:

$$q = \frac{A_0 - c_e \cdot m_l}{m_s} \quad (4)$$

popř.

$$c = \frac{A_0 - q_e \cdot m_s}{m_l} \quad (5)$$

kde A_0 je počáteční aktivita radionuklidu, dávkaná do pokusné směsi [Bq], další symboly mají stejný význam jako v rovnicích (1), (2) a (3).

V případech, kde není prokázáno, že sorpce na nádobách je zanedbatelná, je vždy nutné proměřit obsah radionuklidů v obou oddělených fázích.

Výběr metody a podmínky měření radionuklidů v jednotlivých oddělených fázích závisí na druhu sledovaných radionuklidů.

2.8 Vyhodnocení dat

Pokud byl stanovován odhad distribučního koeficientu na základě jedné počáteční aktivity, je možno jej vypočítat na základě aktivit naměřených v pevné a vodné fázi z rovnice (1). Nejistota stanovené hodnoty distribučního koeficientu se vypočítá jako kombinovaná nejistota stanovení radionuklidu v obou fázích.

Při stanovení distribučního koeficientu na základě hodnot zjištěných pro několik počátečních aktivit je distribuční koeficient roven směrnici přímky lineární regrese dat, kdy regresní přímka prochází počátkem soustavy souřadnic. Nejistota hodnoty distribučního koeficientu pak odpovídá nejistotě regresního koeficientu nalezeného lineární regrese. Pro vyhodnocení dat lze využít programu MS Excel, popř. jiných programů pro statistickou analýzu dat.

2.9 Použité parametry metody

Pro ověřování metody byly odebrány vzorky sedimentů a povrchových vod v proflech na řece Vltavě. Při práci v laboratoři VÚV TGM, v.v.i., byly použity parametry metody uvedené v tabulce 1.

3 Výsledky a diskuse

Výše uvedená metoda je dále ověřována na reálných vzorcích. Příklad stanovení distribučního koeficientu pro sediment a pro nerozpuštěné látky je uveden na obr. 1 a obr. 2.

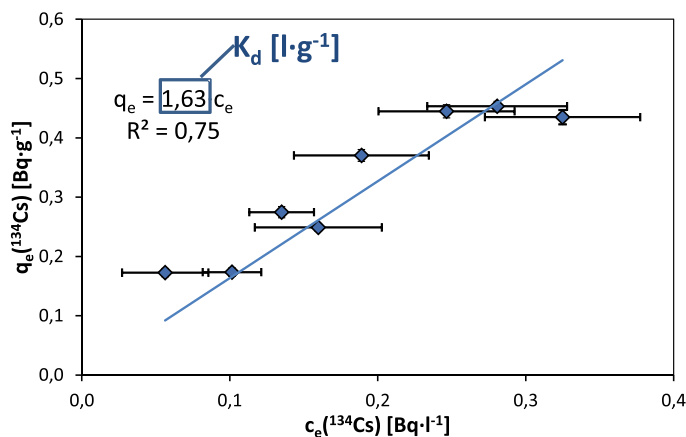
Zjištěné distribuční koeficienty se značně lišily pro jednotlivé radionuklidy, a to i o několik řádů. Distribuční koeficienty se pro sedimenty převážně pohybovaly v rozmezí od desítek do stovek $\text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$, vyšší hodnoty, které překročily tisíc $\text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$, byly zjištěny pro ^{134}Cs v proflech Vltava-Slapy a Štěchovice. Naopak nejnižší zjištěná hodnota distribučního koeficientu byla zjištěna pro ^{131}I v profilu Vltava-Solenice. Lze konstatovat, že hodnoty distribučních koeficientů v systému sediment-voda pro sledované radionuklidy mají sestupný trend v pořadí: $^{134}\text{Cs} > ^{133}\text{Ba} > ^{139}\text{Ce} > ^{60}\text{Co} > ^{241}\text{Am} > ^{85}\text{Sr} > ^{131}\text{I}$.

Variabilita mezi hodnotami distribučních koeficientů pro stejný radionuklid v různých proflech byla méně výrazná. Tyto odchylky jsou způsobeny rozdílnou kvalitou sedimentů ve sledovaných proflech.

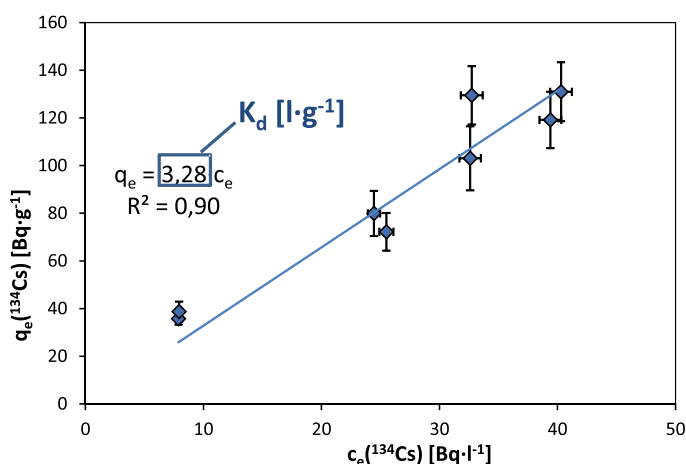
Distribuční koeficienty pro nerozpuštěné látky v povrchové vodě se převážně pohybovaly v rozmezí od jednotek do stovek $\text{l}\cdot\text{g}^{-1}$. Lze říci, že hodnoty distribučních koeficientů K_d v systému nerozpuštěné látky-voda jsou v případě ^{60}Co , ^{139}Ce a ^{241}Am významně vyšší než pro ^{131}I , ^{133}Ba a ^{134}Cs . U radionuklidu ^{85}Sr nebyl distribuční koeficient K_d vyčíslen. Blíží se nulové hodnotě, protože aktivita sorbovaná na pevné fázi byla velmi nízká, za podmínek experimentu neměřitelná.

Tabulka 1. Parametry metody použité v laboratoři VÚV TGM, v.v.i., pro ověření metodiky
Table 1. Parameters of method used in the TGM WRl, p.r.i., laboratory for the method verification

| | Sediment-voda | Nerozpuštěné l.-voda |
|---|-----------------------------|-----------------------------|
| Uchování vzorku | v chladničce | čerstvý, v chladničce |
| Množství sedimentu (sušina) [g] | 75 | – |
| Množství vody [ml] | 750 | 2000 |
| Dávkané radionuklidy (přibližné rozmezí počátečních objemových aktivit [$\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$]) | ^{60}Co (1,5–5,0) | ^{60}Co (1,0–5,0) |
| | ^{85}Sr (1,5–5,0) | ^{85}Sr (1,0–5,0) |
| | ^{131}I (30–100) | ^{131}I (20–100) |
| | ^{133}Ba (30–100) | ^{133}Ba (20–100) |
| | ^{134}Cs (15–50) | ^{134}Cs (10–50) |
| | ^{139}Ce (1,5–5,0) | ^{139}Ce (1,0–5,0) |
| ^{241}Am (1,5–5,0) | ^{241}Am (1,0–5,0) | |
| Počet úrovní počátečních objemových aktivit | 4 | 4 |
| Počet opakování jedné úrovně | 2 | 2 |
| Doba promíchávání [h] | 24 | 24 |
| Centrifugace: doba [min], otáčky [min^{-1}] | 30, 8000 | – |
| Vakuová filtrace: velikost pórů filtru [μm] | 1,5 | 0,45 |
| Analytická metoda | gamaspektrometrie | gamaspektrometrie |
| Vyhodnocovací program | MS Excel | MS Excel |



Obr. 1. Vyhodnocení naměřených dat a stanovení distribučního koeficientu pro sorpci ^{134}Cs na sediment z profilu Vltava-Štěchovice
Fig. 1. Evaluation of measured data and determination of the distribution coefficient for sorption of ^{134}Cs on sediment from the Vltava-Štěchovice profile



Obr. 2. Vyhodnocení naměřených dat a stanovení distribučního koeficientu pro sorpci ^{134}Cs na nerozpuštěné látky z profilu Vltava-Štěchovice
Fig. 2. Evaluation of measured data and determination of the distribution coefficient for sorption of ^{134}Cs on suspended solids from the Vltava-Štěchovice profile

Stejně jako u sedimentů byly i u nerozpuštěných látek zjištěny rozdíly mezi hodnotami distribučních koeficientů pro stejný radionuklid v různých profilech. Tyto hodnoty se lišily až o jeden řád. Zjištěné hodnoty přibližně odpovídají distribučním koeficientům ve sladkovodních ekosystémech, které uvádí IAEA [2].

4 Závěr

Byla vypracována a ověřena metodika stanovení distribučních koeficientů pro umělé radionuklidy v hydrosféře, a to v systémech sediment-povrchová voda a nerozpuštěné látky-povrchová voda. Sjednocení metodiky stanovování těchto sorpčních charakteristik je nezbytné pro získávání reprezentativních a srovnatelných výsledků tak, aby mohly být dále využity. Je důležité si uvědomit, že naměřené distribuční koeficienty jsou vždy specifické pro danou sorbovanou látku a konkrétní systém (sediment-voda, nerozpuštěné látky-voda). Zobecnování stanovených hodnot může být zavádějící, stejně jako aplikace distribučních koeficientů na jiný odběrový profil.

Poděkování

Tato práce byla provedena v rámci projektu VG20122015088, podpořeného Ministerstvem vnitra České republiky.

Literatura

- [1] Mundschenk, H. Occurrence and behaviour of radionuclides in the Moselle River – Part II: Distribution of radionuclides between aqueous phase and suspended matter. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 30, No. 3, p. 215–232, 1996.
- [2] IAEA. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Vienna: IAEA, 2010.
- [3] Pitter, P. Hydrochemie. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1999.
- [4] Garnier, J.-M., Ciffroy P., and Benyahya, L. Implications of short and long term (30 days) sorption on the desorption kinetic of trace metals (Cd, Zn, Co, Mn, Fe, Ag, Cs) associated with river suspended matter. *Science of The Total Environment*, vol. 366, No. 1, p. 350–360, 2006.
- [5] EPA. Batch-type procedures for estimating soil adsorption for chemicals (Technical Resource Document), 1991.
- [6] ASTM C1733-10. Standard Test Method for Distribution Coefficients of Inorganic Species by the Batch Method. ASTM International, West Conshohocken, PA, USA, 2002.

ASIMILOVATELNÝ ORGANICKÝ UHLÍK V SYSTÉMECH VÝROBY A DISTRIBUCE PITNÉ VODY

Dana Baudišová, Miroslav Váňa, Zdenka Boháčková, Zdeňka Jedličková, Andrea Benáková

Klíčová slova

asimilovatelný organický uhlík – pitná voda – heterotrofní mikroorganismy – celkové počty bakterií – úpravný vody

Souhrn

Príspevek je zaměřen na stanovení asimilovatelného organického uhlíku (AOC) ve čtyřech úpravách vody různé velikosti (vzhledem ke kapacitě vyráběné pitné vody), s různými zdroji surové vody a různými technologiemi úpravy. Kromě AOC byly stanoveny heterotrofní mikroorganismy (kultivovatelné mikroorganismy při 22 a 36 °C a plísňě), celkové počty bakterií a další fyzikální a chemické ukazatele. Průměrné hodnoty AOC v surové vodě se pohybovaly od 70 do 127 µg/l, poznatky o vlivu technologického procesu na změny koncentrace AOC byly ve shodě s dalšími autory (ozonizace obsah AOC zvyšuje, písková filtrace a GAU filtry naopak snižují). V jedné ze studovaných úprav vody byla ve všech vzorcích zjištěna hodnota AOC pod 20 µg/l. Nebyla zaznamenána významná závislost mezi koncentrací AOC a dalšími chemickými, fyzikálními a mikrobiologickými ukazateli.

- [7] Hanslík, E., Juranová, E. a Ramešová, L. Chování radioaktivních látek v hydrosféře – podmínky laboratorního stanovení distribučního koeficientu. In *Sborník konference Radiologické metody v hydrosféře 13*, Semtín, 2013.
- [8] ČSN ISO 11465 (83 6635) Kvality půdy – Stanovení hmotnostního podílu sušiny a hmotnostní vlhkosti půdy – Gravimetrická metoda. 1998.
- [9] ČSN EN 15934 (838125) Kaly, upravený bioodpad, půdy a odpady – Výpočet podílu sušiny po stanovení zbytku po sušení nebo obsahu vody. 2013.
- [10] ČSN EN 872 (757349). Jakost vod – Stanovení nerozpuštěných látek – Metoda filtrace filtrem ze skleněných vláken. 2005.

Ing. Eva Juranová

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.,
Ústav pro životní prostředí PŘF UK
e-mail: eva_juranova@vuv.cz, tel.: +420 220 197 335

Ing. Eduard Hanslík, CSc.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.,
e-mail: eduard_hanslik@vuv.cz, tel.: +420 220 197 269
Príspevek prešiel lektorským řízením.

Determination of distribution coefficient for sorption of artificial radionuclides in water environment (Juranová, E.; Hanslík, E.)

Key words

sorption – radioactivity – hydrosphere – sediment – suspended solids – distribution coefficient

Sorption plays an important role in transport of radioactive contaminants in hydrosphere. It is usually described with distribution coefficient; a ratio of radioactivity fixed on solid phase and dissolved in water in equilibrium. This study is concerned with optimization and verification of a method for determination of the distribution coefficient for artificial radionuclides in systems of sediment-water and suspended solid-water, using batch tests. This method will facilitate gaining representative and comparable results, which can be used for assessment of radionuclides behaviour in water environment.

Úvod

Pitná voda odchází z úpraven vody hygienicky zabezpečená (dezinfikovaná např. chlórem nebo jeho sloučeninami), obsah dezinfekčních činidel pak postupně v distribuční síti klesá. V případě poklesu pod určitou mez může dojít k sekundárnímu rozvoji heterotrofní mikroflóry v distribučních řadech a ke zhoršení organoleptických vlastností vody. V případě, že je voda „biologicky stabilní“, další nárůst mikroflóry je omezen a lze použít i menší množství dezinfekčních látek. Jedním z nejdůležitějších ukazatelů biologické stability vody je asimilovatelný organický uhlík (AOC). Jde o část rozpuštěného organického uhlíku, která je asimilovatelná do biomasy mikroorganismů a představuje poměrně malý díl celkového organického uhlíku (0,1–9,0 % DOC) a většinou se uvádí v jednotkách µg/l. Na obsahu AOC se podílejí především malé molekuly. Vodu o nižším obsahu AOC, než je 20 µg/l, lze považovat za biologicky stabilní.

Surová voda může obsahovat různé množství AOC. Obecně lze konstatovat, že v povrchové vodě je více AOC než ve vodě podzemní, a byly zaznamenány i sezonní rozdíly během roku. Pro úpravu vody na vodu pitnou se v České republice používají povrchové a podzemní zdroje. Jejich poměr je zhruba 1 : 1. Průměrná hodnota AOC v surové vodě pocházející z vodárenské nádrže Fláje (Česká republika, Krušné hory) byla 24,5 µg/l, v upravené vodě byla průměrná hodnota 9,43 µg/l (Baudišová a Lochofský, 2005). Významným podílem organických látek v této lokalitě byly huminové kyseliny 60–85 % (Lochofský et al., 2004; Lochofský, 2005). V surové vodě z řeky Úhlavy byly zjištěny hodnoty AOC od 25 do 120 µg/l (Dolejš et al., 2008). Van der Kooij (1990) uvádí hodnoty AOC v surové vodě z nádrží v rozmezí 30–100 µg/l. Hem a Efraimsen (2001) zjistili o 50–100 % vyšší obsah AOC v surové vodě pocházející z bažin než u vody z jezer.

Ze současných používaných vodárenských technologií významně ovlivňuje množství AOC proces ozonizace, kdy vzorky po ozonizaci mívají vyšší obsah AOC než vlastní surová voda. Zároveň se zvyšuje poměr (procentuální zastoupení) AOC a DOC (van der Kooij et al., 1982). Hodnoty AOC se snižují koagulací a rychlou filtrací, popř. nanofiltrací. Filtry GAU (granulované aktivované uhlí) mohou snížit obsah AOC až o 60 % (Liu et al., 2002). Zvýšení obsahu AOC po ozonizaci o 127 % (ze 70 µg/l na 148 µg/l) zjistili Escobar a Randall (2001). Negativní vliv pH, obsahu vápníku a hořčiku (tzv. tvrdosti vody) a iontové síly upravené vody na odstraňování AOC byly potvrzeny v práci Escobar et al. (2000). Lehtola et al. (2002) studovali změny koncentrace AOC během provozu ve vodárnách (úpravnách vod) s podzemními i povrchovými zdroji surové vody. Ozonizace obsah AOC výrazně zvýšila, filtrace přes aktivní uhlí odstranila 85 % AOC, úprava pH a zvyšování tvrdosti vody zvýšily koncentraci AOC o 26 %. Z experimentálních prací se dále stanovením AOC zabývali Liu et al. (2002), kteří zkoumali AOC na pěti úpravnách vody v Číně. Jenom 4 % vzorků upravené vody mělo menší obsah AOC než 100 µg/l a 50 % vzorků menší než 200 µg/l. V případě, že byla použita jako surová voda podzemní voda, byly výsledky lepší než u povrchové vody. Polanska et al. (2005) naměřili hodnoty AOC na úpravnách vody, kde nebyla prováděna chlorace, kolem 50 µg/l. Hodnoty AOC u upravené, hygienicky zabezpečené vody byly průměrně 72 µg/l. Ozonizace (bylo dosaženo hodnoty AOC až 519 µg/l, přičemž více se zvyšovala složka stanovená pomocí kmene NOX oproti P17) a chlorace (o 60 %) zvyšovaly koncentraci AOC, granulované aktivní uhlí ji snižovalo. UV záření nemělo na koncentraci AOC vliv. Koncentrace AOC byla největší v létě a nejnižší v zimě. V létě může být zvýšená koncentrace AOC způsobena rozvojem řas (Kim et al., 2011).

Cílem našeho výzkumu bylo zjistit obsah asimilovatelného organického uhlíku ve vodárenských provozech úpraven vod s různými technologiemi úpravy vody (a s různým typem hygienického zabezpečení), změny během technologické úpravy a případnou vzájemnou závislost mezi asimilovatelným organickým uhlíkem a dalšími ukazateli (kultivovatelné a nekultivovatelné bakterie, mikromycety, TOC, pH, konduktivita, tvrdost vody).

Metodika

Asimilovatelný organický uhlík byl stanoven kultivační metodou na základě stanovení růstového výtěžku (van der Kooij et al., 1982; van der Kooij, 1990) za použití referenčních kmenů *Pseudomonas fluorescens* P-17. Tato metoda zahrnuje pasterizaci vzorků v demineralizovaných vzorkovnicích, inokulaci referenčního kmene, kultivaci vzorků při 15 °C a výsev narostlého kmene na neselektivní kultivační médium. Kultivovatelné mikroorganismy při 22 a 36 °C byly stanoveny metodou podle ČSN EN ISO 6222, mikromycety kultivací na Czapek Dox agaru (kultivace 5 dní při 25 °C) a celkové počty bakterií metodou fluorescenční mikroskopie (barvivo 4,6-diamino-2-phenylenindol – DAPI). Nejistota stanovení AOC kultivační metodou je srovnatelná s mikrobiologickými kultivačními metodami, tj. 35 %. Fyzikálně-chemické ukazatele byly stanoveny standardními metodami používanými v laboratoři VAS, a.s. Odběry vzorků byly provedeny v únoru, květnu, srpnu, říjnu a listopadu

2013, tj. celkem pětkrát, u ÚV 2 to bylo vzhledem k převedení do stavu záložního zdroje jen čtyřikrát. Výsledky jsou diskutovány v porovnání s výsledky analýz provedených v roce 2012 (Baudišová et al., 2013). Vzorky byly zpracovány do 24 hodin po odběru, dechlorace vzorků na stanovení AOC byla provedena až před jejich zpracováním, aby dezinfekční činidlo mohlo případně změnit jeho obsah ve vzorku. Seznam sledovaných úpraven vody, jejich charakteristika a odběrová místa jsou v *tabulce 1*.

Výsledky a diskuse

Výsledky stanovení kultivovatelných mikroorganismů při 22 °C a při 36 °C, celkových počtů bakterií, celkového organického uhlíku (TOC), pH, tvrdosti vody a elektrické konduktivity v jednotlivých úpravných vodách a odběrových místech jsou uvedeny v *tabulce 2*. Jedná se o aritmetický průměr.

Výsledky neukázaly žádné překvapivé hodnoty. Významně největší oživení vykazala surová voda z úpravy 2, zdrojem surové vody byl

Tabulka 1. Seznam sledovaných úpraven vody (dále ÚV)

Table 1. The list of water treatment plants (TP)

| Označení úpravy | Velikost (množství vyráběné vody) | Zdroj surové vody | Odběrová místa | Hygienické zabezpečení (HZ) |
|-----------------|-----------------------------------|-------------------------------|---|-----------------------------|
| 1 | více než 150 l/s | povrchová voda – údolní nádrž | surová, po filtraci, po ozonizaci, odtok z GAU filtrů, upravená po HZ | ClO ₂ |
| 2 | méně než 50 l/s | povrchová voda – potok | surová, po filtraci, po ozonizaci, odtok z GAU filtrů, upravená po HZ | Cl ₂ |
| 3 | méně než 50 l/s | prameniště + vrt | surová, po filtraci, upravená po HZ | NaClO |
| 4 | více než 150 l/s | povrchová voda – údolní nádrž | surová, po filtraci, odtok z GAU filtrů, po UV záření, upravená po HZ | NH ₂ Cl |

Tabulka 2. Celkové počty bakterií (CPB), kultivovatelné mikroorganismy při 22 °C (kult 22) při 36 °C (kult 36), celkový organický uhlík (TOC), pH, tvrdost vody (TV) a elektrická konduktivita (KOND) – n = 5 (ÚV2 n = 4)

Table 2. Total bacterial counts (CPB), counts of cultivable microorganisms in 22 °C (kult 22) and 36 °C (kult 36), total organic carbon (TOC), pH, hardness of water (TV), and electric conductivity (KOND) – arithmetic average of results; N = 5 (TP 2 N = 4)

| Označení úpravy | Odběrové místo | Kult 22 | Kult 36 | CPB | TOC | pH | TV | KOND |
|-----------------|--------------------|---------|---------|-----------|------|-----|--------|------|
| | | KTJ/ml | KTJ/ml | n/ml | mg/l | | mmol/l | mS/m |
| 1 | surová | 192 | 40 | 1 164 000 | 6,1 | 6,6 | 0,8 | 19,4 |
| | po filtraci | 34 | 5 | 662 000 | 2,4 | 8 | 1,2 | 28,3 |
| | po ozonizaci | 18 | 4 | 454 000 | 2,7 | 8,2 | 1,2 | 28,4 |
| | odtok z GAU filtrů | 17 | 3 | 632 000 | 2,2 | 8,3 | 1,2 | 28,4 |
| | upravená po HZ | 62 | 7,8 | 576 000 | 2,2 | 7,7 | 1,2 | 28,5 |
| 2 | surová | 4 695 | 1 098 | 1 712 500 | 7,4 | 6,9 | 1,2 | 34,9 |
| | po filtraci | 28 | 8,25 | 450 000 | 2,7 | 9 | 1,7 | 46,3 |
| | po ozonizaci | 514 | 301 | 450 000 | 2,6 | 8,3 | 1,7 | 45,6 |
| | odtok z GAU filtrů | 874 | 40 | 530 000 | 2,4 | 8,2 | 1,7 | 45 |
| | upravená po HZ | 25 | 10 | 407 500 | 2,2 | 7,8 | 1,5 | 44,8 |
| 3 | surová | 68 | 7 | 762 000 | 1,5 | 6,3 | 0,9 | 20,3 |
| | po filtraci | 59 | 5 | 418 000 | 1,2 | 7,3 | 1,3 | 29 |
| | upravená po HZ | 30 | 6 | 384 000 | 1,2 | 7,2 | 1,4 | 28,7 |
| 4 | surová | 340 | 206 | 1 460 000 | 7,6 | 7,2 | 1,2 | 29,6 |
| | po filtraci | 22 | 8 | 454 000 | 4,4 | 7,8 | 1,5 | 36,3 |
| | odtok z GAU filtrů | 13 | 31 | 580 000 | 3,4 | 7,5 | 1,5 | 36,1 |
| | po UV | 19 | 8 | 696 000 | 3,4 | 7,4 | 1,5 | 36,3 |
| | upravená po HZ | 34 | 4 | 478 000 | 3,4 | 7,2 | 1,5 | 34,2 |

potok. Mikromycety byly zjištěny v řádech jednotek KTJ/ml a byly zaznamenány běžné rody vyskytující se v ovzduší (*Penicillium* spp., *Cladosporium* spp. apod.). V případě surové vody z úpravny 2 byly plotny i ve vyšším ředění přerostlé doprovodnou mikroflórou. Indikátory fekálního znečištění (koliformní bakterie, *Escherichia coli* a *Clostridium perfringens*) byly rovněž detekovány v nejvyšších počtech v surové vodě na úpravně vody 2. Ve všech úpravňách se jejich počty v průběhu technologické linky snižovaly a upravená voda po hygienickém zabezpečení vykazovala již nulové hodnoty (KTJ/100 ml).

Výsledky stanovení asimilovatelného organického uhlíku na jednotlivých úpravňách vody během technologické úpravy jsou uvedeny na obr. 1–4. Jedná se o průměrné hodnoty (aritmetický průměr) po vyloučení extrémních hodnot. V úpravně 1 nebyla vyloučena žádná hodnota (počet odběrů 5), v úpravně 2 (počet odběrů 4) byly vyloučeny hodnoty z jednoho (posledního) odběru u vzorků po filtraci, po GAU a v upravené vodě po HZ, u UV 3 (n = 5) nebyla vyloučena žádná hodnota a u UV 4 (n = 5) byla vyloučena jednou hodnota vzorků po filtraci a jednou po GAU.

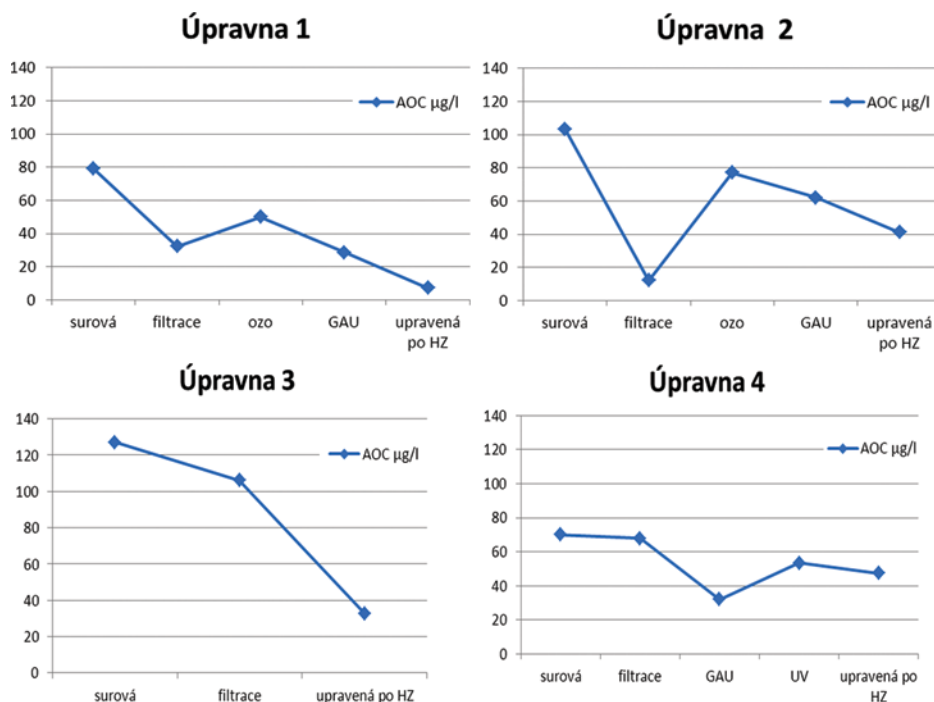
Hodnoty asimilovatelného organického uhlíku v surové vodě se v průběhu roku lišily, variační koeficienty mezi výsledky z jednotlivých odběrů byly 128 % (úpravna 1), 69 % (úpravna 2), 103 % (úpravna 3) a 59 % (úpravna 4), nebyly však zaznamenány přímo sezonní trendy. Z tohoto důvodu nejsou výsledky diskutovány s biologickými ukazateli (mikroskopický obraz), neboť ty jednoznačný sezonní průběh vykazují. Absolutní hodnoty koncentrace AOC v surových vodách odpovídají literárním údajům (Dolejš et al., 2008; van der Kooij, 1990 apod.). Byly zaznamenány obdobné hodnoty jako v loňském roce, kdy však byly provedeny pouze dva odběry (Baudišová et al., 2013). Nejvyšší hodnoty byly zjištěny v úpravně vody 3, kde jsou zdroji surové vody prameniště a vrt.

Změny koncentrace asimilovatelného organického uhlíku během technologické úpravy byly v souladu s odbornou literaturou. Písková filtrace i GAU filtry koncentraci asimilovatelného organického uhlíku snižovaly (podobně jako uvádějí Liu et al., 2002; van der Kooij et al., 1982), ozonizace jeho obsah naopak zvyšovala (ve shodě s Escobar a Randall, 2001; Polanska et al., 2005; van der Kooij, 1982 apod.). Na rozdíl od výsledků, předložených v práci Polanska et al. (2005), došlo k určitému zvýšení koncentrace asimilovatelného organického uhlíku po aplikaci UV záření (úpravna 4). Upravená voda měla nejnižší hodnotu AOC, hygienické zabezpečení (na každé úpravně vody jiné, viz tabulku 1) koncentraci AOC nezvyšovalo (referenční kmen P-17). Hodnoty AOC pod 20 µg/l vždy vykazovala upravená voda z úpravny 1, stejně jako v roce 2012 (Baudišová et al., 2013). Hodnoty AOC pod 50 µg/l vykazovaly všechny upravené vody. Zhoršené výsledky na úpravně 2 oproti loňskému roku byly způsobeny tím, že v průběhu roku byla úpravna zakonzervována a nadále bude sloužit jako záložní zdroj. Jednotlivé hodnoty asimilovatelného organického uhlíku dobře dokreslovaly aktuální stav na úpravňách vody – např. ucpané odběrové kohouty, stav GAU filtrů apod.

Nebyla zjištěna statisticky významná závislost mezi koncentrací asimilovatelného organického uhlíku a dalšími ukazateli (heterotrofní mikroorganismy, konduktivita, pH, TOC). Určitá souvislost se může jevit mezi koncentracemi AOC a TOC, neboť i hodnota TOC se po ozonizaci může mírně zvyšovat (viz úpravnu 1), významná korelace mezi těmito dvěma ukazateli však prokázána nebyla.

Závěr

Stanovení asimilovatelného organického uhlíku je důležitý parametr, charakterizující biologickou stabilitu vody. Jeho význam se ukazuje především pro kontrolu funkce technologických linek na úpravňách vod. Významná závislost mezi mikrobiologickými a fyzikálně-chemickými ukazateli nebyla zaznamenána.



Obr. 1–4. Výsledky stanovení AOC na jednotlivých úpravňách vod během technologické úpravy vod

Fig. 1–4. Assimilable organic carbon in water treatment plants during technological processes

Literatura

- Baudišová, D. a Lochovský, P. (2005) Stanovení biologicky dostupného uhlíku ve vodách povodí vodárenské nádrže Fláje (Krušné hory). In *Ambrožová, J. Vodárenská biologie 2005. Sborník konference. Praha, 2. 2. 2005.* Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor, s. 131–133.
- Baudišová, D., Benáková, A., Váňa, M. a Jedličková, Z. (2013) Asimilovatelný organický uhlík v systémech výroby a distribuce pitné vody. In *Ambrožová, J. Vodárenská biologie 2013. Sborník konference. Praha, 6. 2. 2013.* Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor, s. 112–113.
- Dolejš, P., Dobiáš, P. a Baudišová, D. (2008) Změny koncentrace asimilovatelného organického uhlíku (AOC) podél technologické linky s ozonizací a filtrací aktivním uhlím. In *Kaloušková, N. a Dolejš, P. Pitná voda 2008. Tábor, 2. 6. 2008.* České Budějovice: W et ET Team, s. 107–112.
- Escobar, I.C., Hong, S., and Randall, A.A. (2000) Removal of assimilable organic carbon and biodegradable dissolved organic carbon by reverse osmosis and nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 175, 1–17.
- Escobar, I.C. and Randall, A.A. (2001) Assimilable organic carbon (AOC) and biodegradable dissolved organic carbon (BDOC): complementary measurements. *Wat. Res.*, 35(18), 4444–4445.
- Hem, L.J. and Efraimsson, H. (2001) Assimilable organic carbon in molecular weight fraction of natural organic matter. *Wat. Res.*, 35(4), 1106–1110.
- van der Kooij, D., Visser, A., and Hijnen, W.A.M. (1982) Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. *Research and Technology, Journal American Water Works Association*, 540–547.
- van der Kooij, D. (1990) Assimilable organic carbon (AOC) in drinking water. In *McFeters, G.A. (ed.) Drinking Water Microbiology.* New York: Springer, 1990, p. 57–87.
- Kim, J.H., Kim, Y.J., Qureshi, T.I. (2011) Assimilable organic carbon generation from algogenic organic matter in drinking water. *Turk. J. Chem.*, 35, 245–253.
- Lehtola, M.J., Miettinen, I.T., Vartiainen, T., and Martikainen, P.J. (2002) Changes in content of microbially available phosphorus, assimilable organic carbon and microbial growth potential during drinking water treatment processes. *Wat. Res.*, 36, 3681–3690.
- Liu, W., Wu, H., Wang, Z., Ong, S.L., Hu, J.Y., and Ng, W.J. (2002) Investigation of assimilable organic carbon (AOC) and bacterial regrowth in drinking water distribution system. *Wat. Res.*, 36, 891–898.
- Lochovský, P., Svobodová, A. a Baudišová, D. (2004) Occurrence and composition of humic substances in waters of the catchment area of Fláje Reservoir. In *Geller, W. et al. 11th Magdeburg Seminar on Waters in Central and Eastern Europe: Assessment, Protection, Management. Leipzig, 18. 10. 2004.* Leipzig: UFZ Bericht, 261–262.
- Lochovský, P. (2005) Charakterizace organických látek ve vodě vodárenské nádrže Fláje z hlediska její upravitelnosti na vodu pitnou. *Vodní hospodářství*, 55(2), 11–13.
- Polanska, M., Huysman, K., and van Keera C. (2005) Investigation of assimilable organic carbon (AOC) in Flemish drinking water. *Wat. Res.*, (39), 2259–2266.

Poděkování

Zpracováno s podporou projektu Technologické agentury České republiky – T02020621.

RNDr. Dana Baudišová, Ph.D.¹,
Ing. Miroslav Váňa¹, RNDr. Zdenka Boháčková²,
Ing. Zdeňka Jedličková²,

RNDr. Andrea Benáková, Ph.D.¹

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.,

²VAS, a.s. Brno

dana_baudisova@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Key words

assimilable organic carbon – drinking water – heterotrophic microorganisms – total bacteria counts – water treatment plants

ZMĚNY EKOSYSTÉMU STABILIZAČNÍ NÁDRŽE VENKOVSKÉ ČISTÍRNY PO APLIKACI BIOTECHNOLOGICKÉHO PŘÍPRAVKU

Ladislav Havel, Blanka Desortová

Klíčová slova

čistírna odpadních vod – stabilizační nádrž – biotechnologický přípravek – ekosystém – hydrobiologické sledování

Souhrn

V rámci řešení výzkumného projektu TA ČR „Výzkum intenzifikace venkovských a malých ČOV neinvestičními prostředky“ probíhalo v letech 2011 až 2013 (v návaznosti na hydrochemický monitoring) i hydrobiologické sledování usazovací nádrže a stabilizační nádrže, které tvoří systém čištění odpadních vod v menší obci.

Odběr vzorků pro hydrobiologické analýzy (koncentrace chlorofylu-a, abundance zooplanktonu) byl vždy spojen s měřením základních fyzikálně-chemických ukazatelů *in situ* (průhlednost, teplota, pH, koncentrace rozpuštěného kyslíku, nasycení kyslíkem).

Rok 2011 je považován za referenční (nebyly aplikovány biotechnologické přípravky). Z výsledků je zřejmé, že oproti roku 2011 došlo v letech 2012 a 2013 (aplikace biotechnologických přípravků) k výrazným změnám ve vzhledu stabilizační nádrže, výskytu makrofyt, koncentraci rozpuštěného kyslíku, koncentraci chlorofylu-a a kvalitativním složení zooplanktonu. V případě koncentrace chlorofylu-a a složení zooplanktonu byl oproti roku 2011 zaznamenán v průběhu vegetačních sezon v letech 2012 a 2013 odlišný vývoj.

Úvod

Hydrobiologické sledování extenzivní venkovské ČOV je součástí řešení výzkumného projektu TA ČR „Výzkum intenzifikace venkovských a malých ČOV neinvestičními prostředky“. Jeho cílem je prokázat, zda lze pomocí systémového využití biotechnologických přípravků zlepšit stav a funkci malých ČOV a zároveň stanovit optimální postup sledování aplikace a účinku biotechnologických přípravků na ČOV a vodní ekosystém.

Biotechnologické přípravky (většinou na bázi směsi nepatogenních bakterií a enzymů) jsou jejich výrobci často prezentovány jako „univerzální řešení“ pro řadu aplikací od zahradních bazénů přes různé typy povrchových vod, kanalizačních systémů až po čistírny odpadních vod. V odborné literatuře ale není mnoho dostupných a použitelných údajů o složení těchto přípravků (většinou jde o firem-

Assimilable organic carbon in systems of production and distribution of drinking water (Baudišová, D.; Váňa, M.; Boháčková, Z.; Jedličková, Z.; Benáková, A.)

The aim of this study was the detection of assimilable organic carbon (AOC) at four water treatment plants of different sizes, source waters and technologies. Besides AOC, detection of heterotrophic microorganisms (heterotrophic plate count at 22 and 36 °C, moulds), total bacterial counts, and basic chemical parameters were performed. The average values of AOC in source waters were from 70 to 127 µg/l. The influence of technological processes to concentration of AOC was in agreement to other authors (ozonization increases the level of AOC, sand filtration and GAU filtration decrease it). In one of the water treatment plants studied, the concentration of AOC was always below 20 µg/l. No correlation between AOC concentration and other chemical, physicochemical and microbiological parameters was found.

ní tajemství) a jejich účinnosti (Wanner a Mlejnská, 2010; Mlejnská, 2013). Zároveň neexistují relevantní údaje o jejich dlouhodobém vlivu na příslušný ekosystém (Duras et al., 2008).

Příspěvek navazuje na článek Beránkové et al. (2013), který prezentuje výsledky sledování vybraných hydrochemických ukazatelů (CHSK_{Cr}, BSK₅, NL, P_{celk}) stejné venkovské čistírny odpadních vod se stabilizační nádrží v menší obci (parametry čistírny jsou ve výše uvedeném článku) za stejných podmínek aplikace biotechnologických přípravků:

- 2011 bez aplikace biotechnologických přípravků;
- 2012 a 2013 s aplikací biotechnologických přípravků.

Příspěvek odpovídá i na některé z podnětů uvedených v diskusi k článku (Dusílek, 2013).

Metodika

Vzorky pro hydrobiologické analýzy byly odebírány ze tří profilů: zemní usazovací nádrž (pouze vzorky pro stanovení fytoplanktonu), stabilizační nádrž-přítok, stabilizační nádrž-odtok (schéma odběrových profilů je na obr. 1). Četnost vzorkování byla mimo vegetační sezonu (listopad až únor) čtyřtýdenní, ve vegetační sezoně (březen až říjen) čtrnáctidenní. V prvním roce řešení projektu (2011) byl odběr vzorků zahájen až ve druhé polovině dubna.

Odběr pro stanovení hydrobiologických vzorků byl vždy spojen s *in situ* měřením základních fyzikálně-chemických ukazatelů (průhlednost, teplota, pH, koncentrace rozpuštěného kyslíku, nasycení kyslíkem) a fotodokumentací sledovaných lokalit.

V hydrobiologické laboratoři VÚV TGM, v.v.i., byly analyzovány ukazatele:

- biomasa fytoplanktonu (vyjádřená jako koncentrace chlorofylu-a v µg/l) a jeho kvalitativní složení,
- abundance zooplanktonu (počet jedinců v 1 litru) a jeho kvalitativní složení.



Obr. 1. Schéma lokality, profily odběru vzorků hydrobiologie (B)
Fig. 1. Locality scheme, sampling profiles – hydrobiology (B)

Vzorky byly odebrány a zpracovány podle příslušných platných norem a metodik (ČSN 75 7712; ČSN ISO 10260; ČSN EN 15110; Komárková, 2006; Příkrýl, 2006).

Výsledky

Vzhled stabilizační nádrže, výskyt makrofyt

Ve vegetační sezoně 2011 byla hladina stabilizační nádrže přibližně z 90 % pokryta okřehekem (*Lemna* sp.) – obr. 2; dno (především v odtokové zóně) bylo zarostlé submerzními makrofyty (dominoval růžkatec *Ceratophyllum demersum*).

V letech 2012 a 2013 došlo k zásadní změně: emerzní (okřehek) ani submerzní makrofyty (růžkatec) nebyla přítomna (obr. 3).

Degradace makrofyt ve druhé polovině léta 2011 vedla nejen k podstatným změnám ve sledovaných hydrobiologických ukazatelích (společenstva fytoplanktonu a zooplanktonu), ale nepochybně se výrazně podílela na zvýšení koncentrace CHSK_{cr} a BSK₅ v tomto období (viz Beránková et al., 2013; obr. 4 a 5).

Koncentrace rozpuštěného kyslíku

V letech 2012 a 2013 došlo oproti roku 2011 k výrazné změně v koncentraci rozpuštěného kyslíku v odtokové části stabilizační nádrže.

V roce 2011 bylo analyzováno 11 vzorků; minimální zjištěná koncentrace rozpuštěného kyslíku byla 0,23 mg/l, maximální 8,86 mg/l. Koncentrace < 1 mg/l se vyskytla v sedmi vzorcích (63,6 % vzorků).

V roce 2012 bylo analyzováno 12 vzorků; minimální zjištěná koncentrace rozpuštěného kyslíku byla 0,56 mg/l, maximální 17 mg/l. Koncentrace < 1 mg/l se vyskytla v jednom vzorku (8,3 % vzorků).



Obr. 2. Stabilizační nádrž, léto 2011
Fig. 2. Stabilization pond, summer 2011

V roce 2013 bylo analyzováno 15 vzorků; minimální zjištěná koncentrace rozpuštěného kyslíku byla 1,6 mg/l, maximální 19,95 mg/l. Koncentrace < 1 mg/l nebyla zjištěna v žádném vzorku.

Fytoplankton

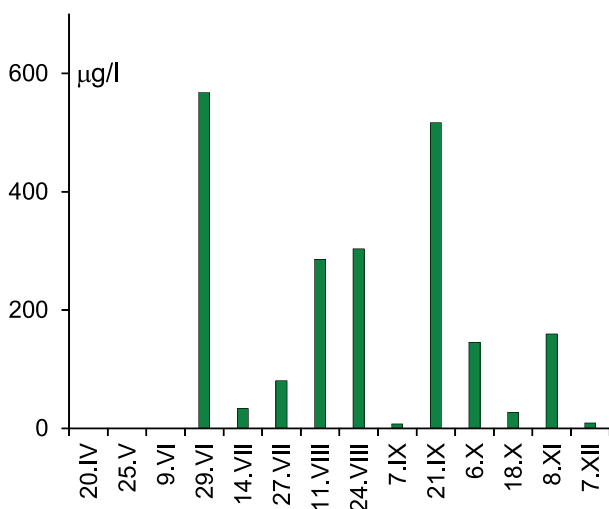
Vývoj koncentrací chlorofylu-a v zemní usazovací nádrži v průběhu vegetačních sezon v letech 2011 a 2013 nevykazoval významné rozdíly (lišily se pouze jejich absolutní hodnoty). Nejvyšší koncentrace se pravidelně vyskytovaly v letním období (obr. 4–5).

Ve stabilizační nádrži se sezonní průběh koncentrací chlorofylu-a v roce 2011 oproti roků 2012 a 2013 výrazně lišil. V roce 2011 (obr. 6) rozvoj fytoplanktonu ovlivnil výskyt emerzních a submerzních makrofyt (zastínění, konkurence o živiny) – ke zvýšení koncentrací chlorofylu-a došlo až po degradaci makrofyt, maxima dosahovaly na podzim a v zimě. Lze předpokládat i přítomnost jarního maxima fytoplanktonu (před rozvojem makrofyt), ale to nebylo vzhledem k pozdnímu začátku sledování zachyceno. Koncentrace chlorofylu-a v letech 2012 a 2013 měly značně odlišný průběh (obr. 7 a 8). Po vysokých hodnotách v období březen–duben (stovky µg/l) se po zbytek roku (až na ojedinělé výjimky) udržovaly pouze v jednotkách µg/l. Důvodem byl predační tlak velkého filtrujícího zooplanktonu (*Daphnia magna*).

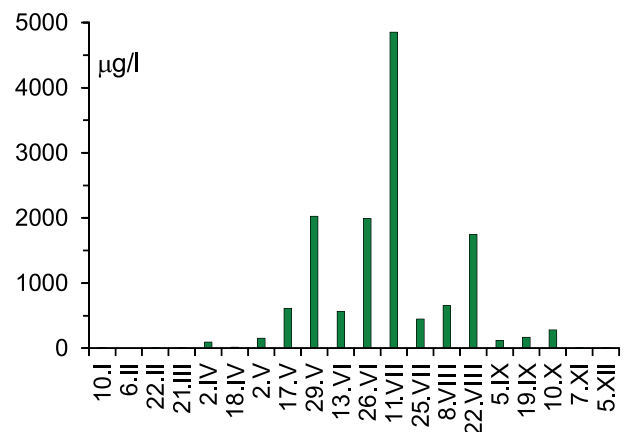
Kvalitativní složení fytoplanktonu bylo po celé sledované období 2011 až 2013 ve všech třech sledovaných profilech obdobné. Dominovali drobní zelení bičíkovci r. *Chlamydomonas* a zástupce skupiny krásnooček *Euglena viridis*. Pouze výjimečně se ve větším množství ve stabilizační nádrži vyskytli zástupci kokálních zelených řas rodů *Chlorella*, *Kirchneriella*, *Monoraphidium*, *Oocystis*, *Scenedesmus* (říjen,



Obr. 3. Stabilizační nádrž, léto 2012 a 2013
Fig. 3. Stabilization pond, summer 2012 and 2013



Obr. 4. Usazovací nádrž; koncentrace chlorofylu-a (µg/l), 2011
Fig. 4. Sedimentation pond; chlorophyll-a concentration (µg/l), 2011



Obr. 5. Usazovací nádrž; koncentrace chlorofylu-a (µg/l), 2012
Fig. 5. Sedimentation pond; chlorophyll-a concentration (µg/l), 2012

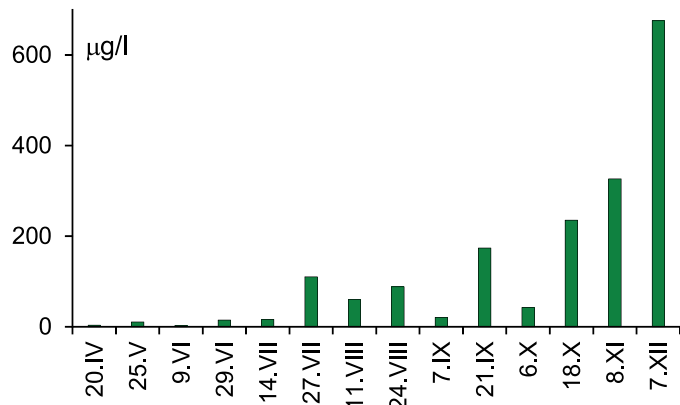
listopad 2011) a jednorázově další zástupce skupiny krásnooček *Colacium cyclopicola* (červen 2012).

Zooplankton stabilizační nádrže

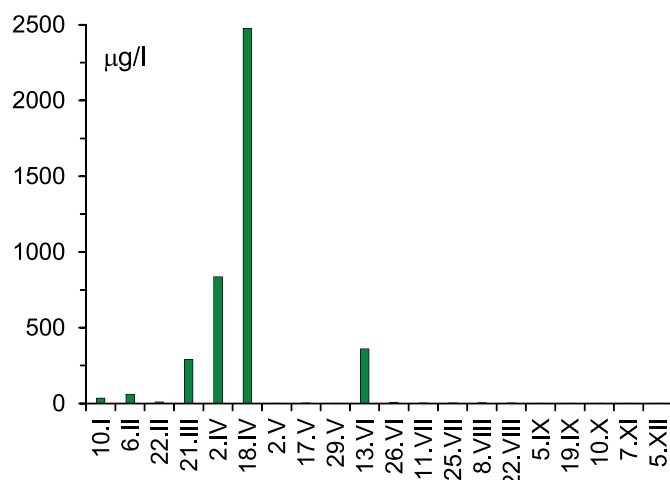
V abundanci zooplanktonu (počet jedinců v 1 litru) ani v jejím sezonním průběhu není patrný rozdíl mezi rokem 2011 a roky 2012 a 2013. Ve srovnatelném období vzorkování (duben–prosinec) byla nejvyšší hodnota (3 800 jed./l) zjištěna v roce 2013, nejnižší

(2 400 jed./l) v roce 2012; nejvyšší průměrná abundace na vzorek (770 jed./l) v roce 2011, nejnižší (500 jed./l) v roce 2012 (obr. 9–11).

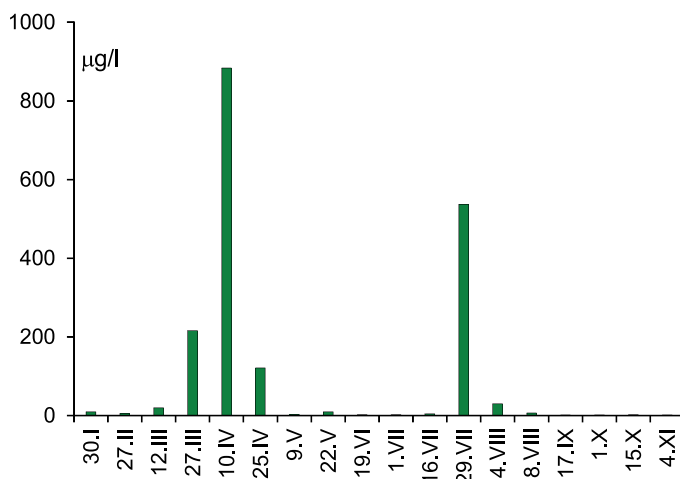
Oproti roku 2011 došlo v roce 2012 k výrazné změně v kvalitativním složení zooplanktonu, která přetrvávala i v roce 2013. Z obr. 12 a 13 je zřejmé, že v roce 2011 byl zooplankton tvořen především malými druhy, zatímco v letech 2012 a 2013 převažovaly velké perloočky (Cladocera) *Daphnia magna*. Procentuální podíl jednotlivých



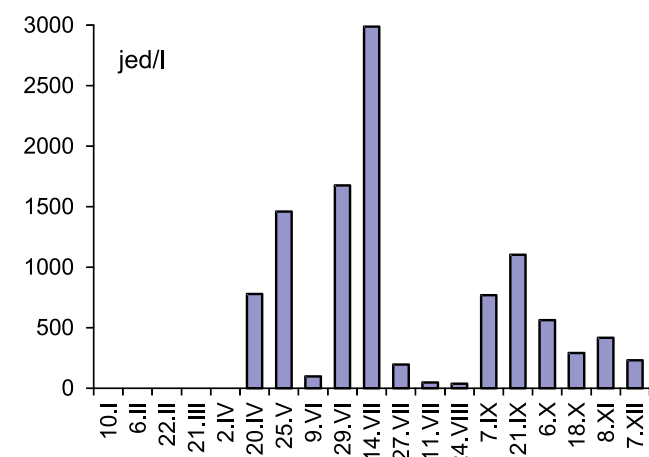
Obr. 6. Stabilizační nádrž; koncentrace chlorofylu-a (µg/l), 2011
Fig. 6. Stabilization pond; chlorophyll-a concentration (µg/l), 2011



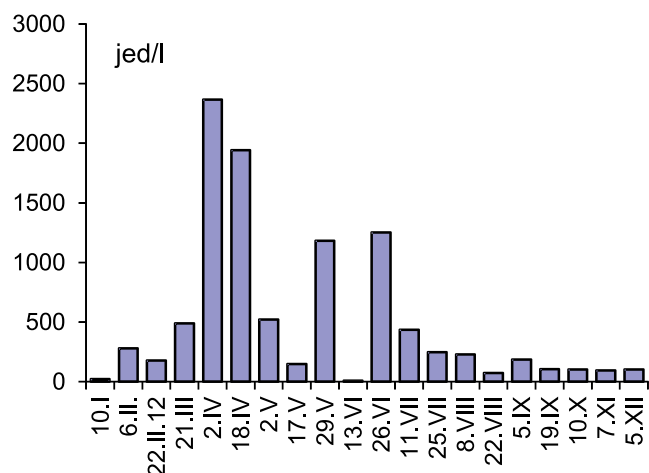
Obr. 7. Stabilizační nádrž; koncentrace chlorofylu-a (µg/l), 2012
Fig. 7. Stabilization pond; chlorophyll-a concentration (µg/l), 2012



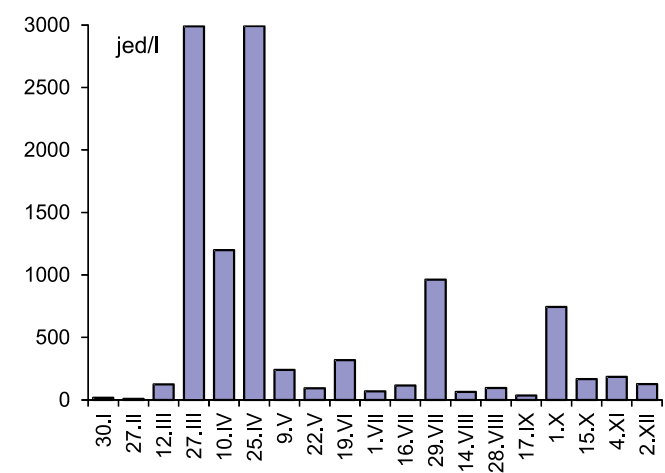
Obr. 8. Stabilizační nádrž; koncentrace chlorofylu-a (µg/l), 2013
Fig. 8. Stabilization pond; chlorophyll-a concentration (µg/l), 2013



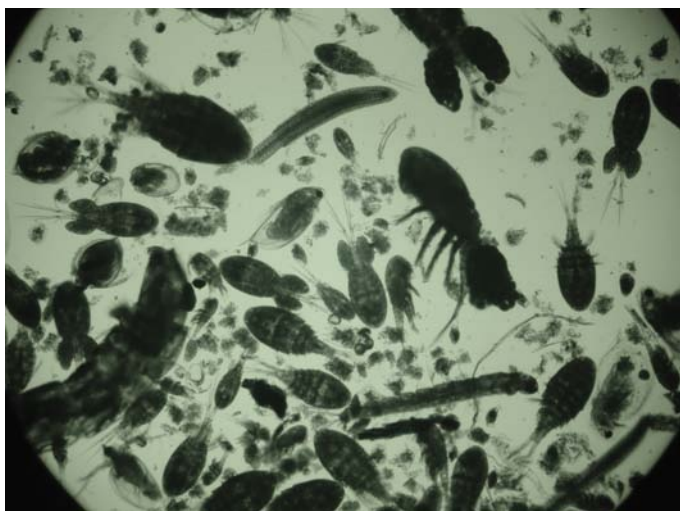
Obr. 9. Stabilizační nádrž; abundace zooplanktonu (jed./l), 2011
Fig. 9. Stabilization pond; zooplankton abundance (ind./l), 2011



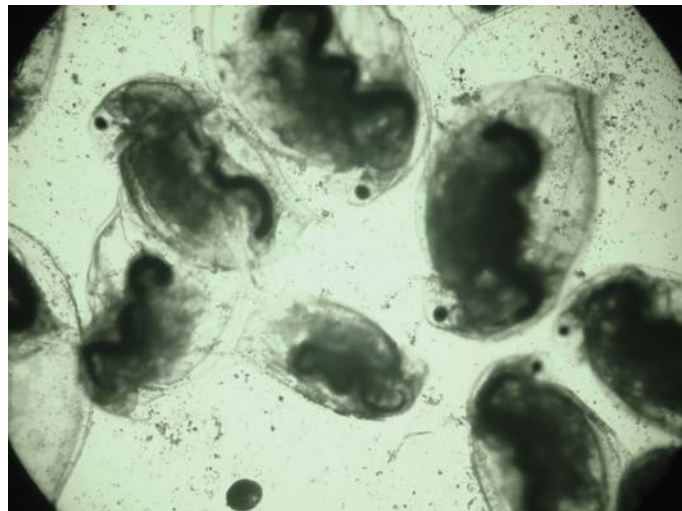
Obr. 10. Stabilizační nádrž; abundace zooplanktonu (jed./l), 2012
Fig. 10. Stabilization pond; zooplankton abundance (ind./l), 2012



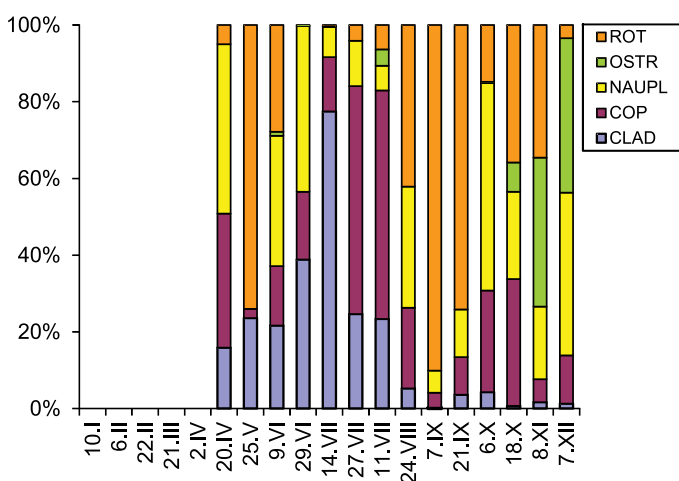
Obr. 11. Stabilizační nádrž; abundace zooplanktonu (jed./l), 2013
Fig. 11. Stabilization pond; zooplankton abundance (ind./l), 2013



Obr. 12. Zooplankton stabilizační nádrže, 2011
Fig. 12. Zooplankton of stabilization pond, 2011

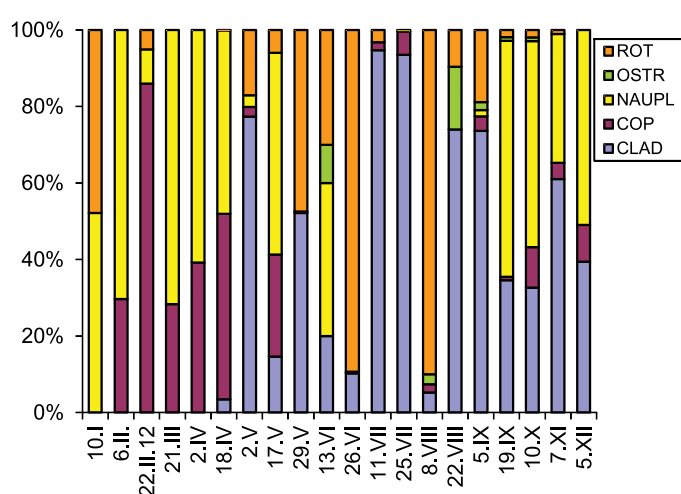


Obr. 13. Zooplankton stabilizační nádrže, 2012 a 2013
Fig. 13. Zooplankton of stabilization pond, 2012 and 2013



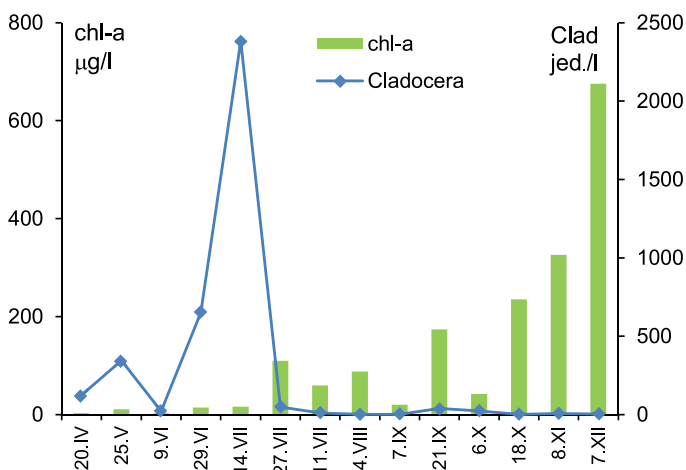
Obr. 14. Podíl (%) jednotlivých skupin zooplanktonu na celkové abundanci, 2011 (ROT – Rotatoria, OSTR – Ostracoda, NAUPL – nauplia, COP – Copepoda, CLAD – Cladocera)

Fig. 14. The shares (%) of individual zooplankton groups in total abundance, 2011 (ROT – Rotatoria, OSTR – Ostracoda, NAUPL – nauplii, COP – Copepoda, CLAD – Cladocera)



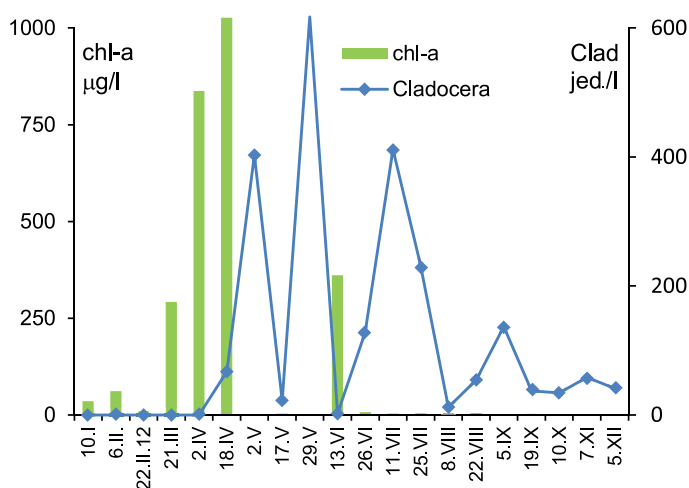
Obr. 15. Podíl (%) jednotlivých skupin zooplanktonu na celkové abundanci, 2012 (ROT – Rotatoria, OSTR – Ostracoda, NAUPL – nauplia, COP – Copepoda, CLAD – Cladocera)

Fig. 15. The shares (%) of individual zooplankton groups in total abundance, 2012 (ROT – Rotatoria, OSTR – Ostracoda, NAUPL – nauplii, COP – Copepoda, CLAD – Cladocera)



Obr. 16. Vztah mezi abundancí perlooček (jed./l) a koncentrací chlorofylu-a (µg/l), 2011

Fig. 16. The relationship between cladoceran abundance (ind./l) and chlorophyll-a concentration (µg/l), 2011



Obr. 17. Vztah mezi abundancí perlooček (jed./l) a koncentrací chlorofylu-a (µg/l), 2012

Fig. 17. The relationship between cladoceran abundance (ind./l) and chlorophyll-a concentration (µg/l), 2012

skupin zooplanktonu (Cladocera, Copepoda, nauplia, Ostracoda, Rotatoria) v jednotlivých odběrech v roce 2011 a 2012 (rok 2013 vykazoval obdobný průběh jako rok 2012) je na obr. 14 a 15. V roce 2011 (obr. 14) dominovali ve většině odběrů vířníci (Rotatoria), drobné buchanky (Copepoda) a jejich naupliová stadia. Perloočky (především *Ceriodaphnia*, *Simocephalus*, *Bosmina*, Chydoridae a ojedinele v letních měsících *Daphnia pulex*) se ve významnějším zastoupení vyskytovaly v období duben až polovina července. Po degradaci makrofyt až do konce roku jejich podíl v celkovém zooplanktonu nepřekročil 5 %. V roce 2012 (obr. 15) i v roce 2013 až do dubna v zooplanktonu převažovaly buchanky a naupliová stadia, od května po zbytek roku byly (až na výjimky) významně zastoupeny perloočky.

Podíl skupiny Cladocera na celkové abundanci zooplanktonu:

- stabilizační nádrž-přítok 2011: 17 % (malé druhy),
- stabilizační nádrž-přítok 2012 (odpovídající období): 53 % (*Daphnia magna*),
- stabilizační nádrž-přítok 2013 (odpovídající období): 51 % (*Daphnia magna*),
- stabilizační nádrž-odtok 2011: 17 % (malé druhy),
- stabilizační nádrž-odtok 2012 (odpovídající období): 45 % (*Daphnia magna*),
- stabilizační nádrž-odtok 2013 (odpovídající období): 31 % (*Daphnia magna*).

Vliv zooplanktonu na biomasu fytoplanktonu ve stabilizační nádrži

Příklady vzájemného vztahu koncentrace fytoplanktonu a podílu perlooček v abundanci veškerého zooplanktonu v průběhu sezon 2011 a 2012 (v roce 2013 byl vztah obdobný) jsou na obr. 16 a 17.

Je však málo pravděpodobné, že v první polovině roku 2011 mohly perloočky vzhledem ke svému druhovému složení (malé, málo účinné filtrátory – obr. 12) mít tak značný vliv na koncentraci fytoplanktonu (obr. 16). Rozhodující měrou se na jeho nízké biomase v tomto období podílel rozvoj makrofyt (zastínění, konkurence o živiny).

V roce 2012 došlo k výrazné změně v kvalitativním složení perlooček, která přetrvala i v roce 2013. Drobné druhy byly nahrazeny velkým účinným filtrátorem *Daphnia magna* (obr. 13), což vedlo k výraznému nárůstu biomasy zooplanktonu. *Daphnia magna* se pak vyskytovala po celé vegetační období a množství fytoplanktonu dokázala výrazně ovlivnit (obr. 17).

Závěr

Venkovská čistírna odpadních vod (zemní usazovací nádrž, stabilizační nádrž) byla z hydrobiologického hlediska sledována v období 2011 až 2013 ve dvou režimech: bez aplikace biotechnologických přípravků (rok 2011) a za aplikace biotechnologických přípravků (roky 2012 a 2013).

Zemní usazovací nádrž byla po celé sledované období významným zdrojem živin a inokula fytoplanktonu pro stabilizační nádrž.

Ve stabilizační nádrži došlo v letech 2012 a 2013 (aplikace biotechnologických přípravků) oproti roku 2011 (bez aplikace biotechnologických přípravků) k výrazným změnám:

- ve vzhledu stabilizační nádrže: volná hladina, snížení zápachu,
- ve výskytu makrofyt (*Lemna*, *Ceratophyllum*): v letech 2012 a 2013 nebyla přítomna,
- v koncentraci rozpuštěného kyslíku: minimální i maximální koncentrace se zvýšily, hodnoty < 1 mg/l byly zjištěny ojedinele,
- v koncentraci chlorofylu-a a jejich změnách v průběhu vegetační sezony: po jarním maximu se jeho koncentrace (až na výjimky) udržovala na hodnotách v jednotkách µg/l,
- v kvalitativním složení zooplanktonu a jeho změnách v průběhu vegetační sezony: nahrazení drobných druhů zooplanktonu velkými perloočkami (*Daphnia magna*), schopnými svojí filtrační činností účinně kontrolovat nadměrný rozvoj fytoplanktonu.

Vzhledem k tomu, že ve stabilizační nádrži nejsou ryby, vztah zooplankton-fytoplankton vykazuje typický „top-down“ efekt: velcí filtrátory (zde *Daphnia magna*) dokáží účinně kontrolovat (snižovat) biomasu fytoplanktonu, a tím ovlivnit jeden z negativních důsledků eutrofizace povrchových vod.

Dosud získané výsledky řešení projektu ukazují, že dlouhodobý hydrobiologický monitoring musí být bezpodmínečnou součástí

hodnocení vlivu aplikace biotechnologických přípravků na vodní ekosystémy.

Řešení projektu bude pokračovat i v roce 2014, kdy biotechnologický přípravek nebude do systému čištění dávkován. Následně bude celkové zhodnocení vliv aplikace biotechnologického přípravku na hydrobiologické a hydrochemické charakteristiky sledovaného systému venkovské čistírny odpadních vod.

Literatura

- Beránková, M., Valdmanová, J., Šťastný, V., Taufer, O. a Marek, V. (2013) Sledování funkce venkovské a domovní čistírny s použitím biotechnologických přípravků. *VTEI*, roč. 55, č. 6, s. 10–13, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2013.
- ČSN 757712. (2013) Kvalita vod – Biologický rozbor – Stanovení biosestonu. Ústav pro technologickou normalizaci a státní zkušebnictví.
- ČSN EN 15110. (2007) Jakost vod. Návod pro odběr vzorků zooplanktonu ze stojatých vod. Ústav pro technologickou normalizaci a státní zkušebnictví.
- ČSN ISO 10260. (1996) Jakost vod. Měření biochemických ukazatelů. Spektrofotometrické stanovení koncentrace chlorofylu-a. Ústav pro technologickou normalizaci a státní zkušebnictví.
- Duras, J., Maršálek, B., Kosour, D., Rederer, L., Klouček, V. a Janeček, E. (2008) Ekotechnologické zásahy ve prospěch jakosti vody v Česku – stručný přehled. *Sborník konf. Vodárenská biologie*, s. 73–80, *Vodní zdroje Ekomonitor*, ISBN 978-80-86832.
- Dusílek, P. (2013) Diskuse k článku. *VTEI*, roč. 55, č. 6, s. 13–14, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2013.
- Komárková, L. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků fytoplanktonu stojatých vod. *VÚV TGM*, 11 s.
- Mlejnská, E. (2013) Vyhodnocení in-situ aplikace bakteriálně-enzymatického preparátu do kolmatovaných kořenových čistíren. *VTEI*, roč. 55, č. 5, s. 1–4, příloha *Vodního hospodářství* č. 10/2013.
- Příkrýl, I. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků zooplanktonu stojatých vod. *VÚV TGM*, 14 s.
- Wanner, F. a Mlejnská, E. (2010) Uvolnění zakolmatovaného lože zemního filtru in-situ aplikací enzymů. *Vodní hospodářství*, roč. 52, č. 12, s. 15–18.

Poděkování

Příspěvek vznikl s podporou Technologické agentury České republiky v rámci řešení výzkumného projektu TA01021419 „Výzkum intenzifikace venkovských a malých ČOV neinvestičními prostředky“

RNDr. Ladislav Havel, CSc., RNDr. Blanka Desortová, CSc.
VÚV TGM, v.v.i., Praha, ladislav_havel@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

The changes in the ecosystem of a rural waste water treatment plant stabilizing pond after the biotechnological agent application (Havel, L.; Desortová, B.)

Key words

waste water treatment plant – stabilizing pond – biotechnological agent – ecosystem – hydrobiological monitoring

The hydrobiological monitoring of the sedimentation and stabilizing ponds as parts of the sewage treatment system in a small village, was conducted within the project “Research of intensification of rural and small waste water treatment plants through the non-investment funds” supported by Technology Agency of the Czech Republic from 2011 to 2013.

The sampling for analyses of hydrobiological indicators (chlorophyll-a concentrations, zooplankton abundance) has always been carried out together with in-situ basic physical and chemical indicators measurements (water transparency, temperature, pH, dissolved oxygen concentrations, oxygen saturation).

The year 2011 has been set as a referential one since no biotechnological agents were applied that year. The results clearly showed that compared to 2011 (no biotechnological agent applied), significant changes took place in 2012 and 2013 (biotechnological agent application), regarding visual characteristics of the stabilizing pond, macrophyte presence, dissolved oxygen concentrations, chlorophyll-a concentrations, its changes during vegetational seasons and a quality of zooplankton composition and its changes during the vegetational seasons.

Z historie výzkumu v oblasti jakosti vod

Jednou z oblastí výzkumu řešeného ve Výzkumném ústavu vodohospodářském již řadu let je problematika jakosti vody. Začala se v ústavu řešit ve 40. letech 20. století, a to především zásluhou RNDr. Bohumila Cyruse, prof. Závěše Cyruse a RNDr. Jiřího Šrámka-Huška. Ve spojitosti s ní nabývalo na významu také analytické zpracování vzorků, a to jak v oblasti chemické, tak mikrobiologické, hydrobiologické i radiologické.

Laboratoře pracující v rámci různých organizačních útvarů byly v roce 1985 sloučeny pod samostatný obor Jakost vody a procesy jejích změn (Ing. Eduard Hanslík, CSc.). V roce 1990 pak byla jednotlivá oddělení osamostatněna na úroveň odborů: hydrochemie (Ing. Bedřich Uchytíl, CSc.), mikrobiologie (RNDr. Jiří Häusler, DrSc.), hydrobiologie (RNDr. Blanka Desortová, CSc.) a radioekologie (Ing. Eduard Hanslík, CSc.). V návaznosti na aktuální úkoly, zejména monitoring, byla oddělení znovu soustředěna pod samostatnou sekci Jakosti vod a ochrany ekosystémů 1997–2007 (Ing. Pavel Franče, CSc.), později **Referenční laboratoř složek životního prostředí a odpadů** 2008–2013 (Ing. Věra Očenášková, v současnosti Ing. Eva Mlejnská). V roce 2005 se laboratoře přestěhovaly ze stísněných prostor do nové budovy, která byla postavena a vybavena řadou nových přístrojů. V současnosti mají laboratoře špičkové vybavení na evropské úrovni a škála analyzovaných látek a vzorků z různých matic je velmi široká. Většina příspěvků v tomto čísle vychází ze současného výzkumu prováděného v rámci Referenční laboratoře složek životního prostředí a odpadů.

Chemie

Zpočátku se analytickou chemií zabývali přímo řešitelé úkolů (Ing. Ladislav Hauser, Ing. Daniel Zubčenko aj.). V padesátých letech se chemické laboratoře staly součástí jednotlivých útvarů – provozní laboratoř v útvaru povrchových vod např. vedl Jiří Pelz, další laboratoře vznikly při útvarech zabývajících se technologiemi úpravy vody a čištěním odpadních vod. Práce v oblasti analytické chemie řídil až do konce 50. let RNDr. Miloslav Kohout.

Od konce 50. let vznikla v ústavu pracovní skupina s analytickým zaměřením, jež pod vedením RNDr. Pavla Hofmanna řešila výzkumné i metodické úkoly, např. metody polarografického stanovení stopových kovů, dusičnanů či organických látek. V 60. letech se ústav významně podílel ve spolupráci s odborníky z oblasti hygieny a školství na sestavení Jednotných metod chemického rozboru vod včetně jejich zavádění v rámci mezinárodní spolupráce v RVHP a v 70. letech pak i na tvorbě souboru ČSN pro chemický a fyzikální rozbor pitných, povrchových a odpadních vod.

Od poloviny 60. let byly ve spolupráci s Chemoprojektem Satalice a Mikrotechnou Praha vyvíjeny automatické analyzátorové stanice pro zjišťování složení vod (RNDr. Pavel Hofmann, CSc., a RNDr. Josef Schindler, CSc.), tyto stanice se uplatnily především v zahraničí. Další vývoj byl zaměřen např. na stavbu analyzátoru kyslíku, BSK₅, toxicity či automatizovanou chemickou laboratoř pro rozbor vod.

V letech 1982–83 proběhla rekonstrukce laboratoří s cílem vybudování Centrálních chemických laboratoří pro resort vodního hospodářství v ČSSR. Vzápětí došlo ke specializaci na laboratoře základních chemických rozborů, speciální minerální analýzy (dnes speciální anorganické analýzy) a speciální organické analýzy.

V 80. letech byly laboratoře vybaveny špičkovou analytickou technikou, což jim kromě specializovaného výzkumu umožnilo mj. i podílet se na organizaci mezilaboratorních porovnávání zkoušek (dříve okružní rozbor) včetně jejich vyhodnocení. Ve 2. polovině 90. let byla databáze laboratoří aktivně zúčastněných v projektech MPZ jednou z největších v Evropě.

Po roce 1989 se významně rozšířily možnosti sledování doposud neanalyzovaných chemických látek (kovů, PCB, PAU, ale také pesticidů a dalších). Kvalitativní skok představovaly pro laboratoře nové analytické přístroje z projektu Phare a přístroje získané v rámci česko-německých bilaterálních projektů, které probíhaly ve VÚV od roku 1994 ve spolupráci s Forschungszentrum Karlsruhe GmbH.

V letech 1997–2003 byly normy ČSN řady 83 postupně nahrazeny normami ISO a EN. Velmi významnou činností v tomto období byly práce na vývoji a prověřování metod pro sledování hydrosféry

v oblasti základního chemického rozboru, speciální anorganické analýzy a speciální organické analýzy, zavádění nových metod do praxe, byla připravována školení a semináře pro pracovníky hydroanalytických laboratoří.

Kromě rozšiřování škály analyzovaných ukazatelů jakosti vody bylo v laboratořích VÚV postupně zaváděno i sledování parametrů v pevných maticích (říční sedimenty, bionárasty, čistírenské kaly, rybí tkáň a další). V rámci řešení řady drobných úkolů byly optimalizovány vhodné analytické postupy pro sledování polutantů pro Mezinárodní komisi pro ochranu Labe – způsoby odběru vzorků, jejich předúprava (sítování, mletí, rozklad apod.), stabilizace, analýza. Tyto postupy jsou používány dodnes.

Pracovníci všech oddělení se v letech 2007–2008 podíleli na situačním monitoringu povrchových vod a monitoringu referenčních podmínek. Po náhlém ukončení analýz pro tento monitoring se laboratoř podílela na řešení subprojektů v rámci výzkumných záměrů Voda a Hospodaření s odpady. K významným projektům řešeným v posledních letech patří projekty zabývající se sledováním nezákonných drog v komunálních odpadních vodách.

Hydrobiologie

V souvislosti se zaměřením na jakost vod byly v ústavu ve 2. polovině 20. století řešeny v rámci různých útvarů také hydrobiologické problémy. K nejvýznamnějším pracovníkům zabývajícím se touto problematikou patřila např. RNDr. Věra Rozmajslová, která se podílela na řešení řady problémů týkajících se jakosti vody z pohledu hydrobiologie, a to včetně matematického modelování jakosti vody především v říčních profilech.

Teprve se změnou organizační struktury ústavu vzniklo na počátku devadesátých let minulého století samostatné oddělení hydrobiologie, jehož součástí bylo též pracoviště ichtyologie, které se v roce 2008 oddělilo do samostatného Odboru aplikované ekologie.

Kmenovými pracovníky oddělení hydrobiologie (bez ichtyologie) jsou od počátku RNDr. Blanka Desortová, CSc., a RNDr. Ladislav Havel, CSc. Výzkumné aktivity pracovníků oddělení hydrobiologie byly a jsou zaměřeny na výzkum biologických složek ekosystémů vnitrozemských vod, na posuzování dopadu antropogenních vlivů na vodní biocenózy, hodnocení vztahu biotických složek vodních ekosystémů ke kvalitě vody a na problematiku eutrofizace a jejího projevu.

Mezi významně řešené projekty patřilo např. Hodnocení dopadu antropogenních faktorů na vybrané složky biocenózy povrchových vod, jež bylo zaměřeno na aplikaci nových přístupů k využití, hodnocení a interpretaci výsledků sledování biotických složek ekosystémů povrchových vod. Byly sledovány dlouhodobé trendy vývoje fytoplanktonu v tekoucích vodách a akumulace škodlivin (kovy, specifické organické látky) v biomase mlže *Dreissena polymorpha*. Vyhodnocení trofie vybraných toků a nádrží na základě změn biomasy fytoplanktonu bylo podkladem pro vytvoření prvních map „Stav trofie významných toků a nádrží v ČR“ v letech 1999–2000.

V rámci oddělení byl dlouhodobě garantován úkol zaměřený na vývoj, zavádění a prověřování metod pro sledování hydrosféry, který nejprve zajišťoval RNDr. Pavel Punčochář, CSc., a po něm RNDr. Ladislav Havel. Významná byla účast pracovníků oddělení hydrobiologie na Projektech Labe I–V, dále na řešení problematiky zatápení zbytkových jam po těžbě hnědého uhlí a také subprojektů výzkumného záměru „Voda“ se zaměřením na sledování vlivu extrémní antropogenní zátěže na kvalitu vody a biocenózu vodních ekosystémů v modelovém povodí Bílina a v tocích severočeské pánevní oblasti ovlivněné průmyslovou výrobou a těžebními procesy a v povodí Lužnice jako oblasti s intenzivním rybníkářstvím a zemědělskou výrobou nebo na výzkum vlivu variability hydrologických a chemických parametrů na dynamiku společenstva fytoplanktonu v tekoucích vodách aj.

V současnosti se pracovníci oddělení podílejí na vypracování metod hodnocení ekologického stavu tekoucích vod podle jednotlivých biologických složek stanovených Rámcovou směrnicí EU o vodní politice nebo na řešení projektu, který se zabývá vlivem biotechnologických přípravků na účinnost malých čistíren odpadních vod aj.

Obdobně jako ostatní součásti odboru má i hydrobiologická laboratoř dlouhodobě zaveden systém jakosti a vlastní Osvědčení o správné činnosti laboratoře. Ve spolupráci s ASLAB se pracovníci

95 let
1919–2014

oddělení podílejí na přípravě vzorků a vyhodnocení výsledků pro zkoušení způsobilosti z oblasti hydrobiologických metod. Součástí pracovních aktivit bylo a je posuzování norem z oblasti hydrobiologie a zajišťování expertizní a poradenské činnosti v oboru hydrobiologie.

Mikrobiologie

Šetření jakosti vody bylo nemyslitelné bez mikrobiologického rozboru, což se projevilo zejména v souvislosti s přípravou výstavby vodárenské nádrže Želivka počátkem 60. let – projektu řízeného Dr. Ing. Jaroslavem Bulíčkem. Ten inicioval vypracování Jednotných metod bakteriologického rozboru vod a pověřil jím RNDr. Jiřího Häuslera, CSc., a Adrienu Borovičkovou. Od té doby byly bakteriologické rozborů zaváděny i do dalších výzkumných projektů. Pro vodozemná účely bylo nutno také vyvinout některé nové mikrobiologické metody, čímž se zabývali mikrobiologové zařazení v různých oborech ústavu. V 80. letech se podařilo sjednotit mikrobiologii do jednoho útvaru pod vedením RNDr. Pavla Punčocháře, CSc., což přineslo zkvalitnění a zefektivnění práce.

Kromě zkoumání jakosti vody se mikrobiologové podíleli i na dalších úkolech, např. na identifikaci autochtonní mikroflóry mikroskopickou metodou (RNDr. Jiří Häusler), problematice morfologie vložek aktivovaného kalu a vláknitých mikroorganismů (RNDr. Alena Sladká, CSc.), výzkumu výskytu a funkce mikromycet ve vodách (Jana Häuslerová, prom. biol.) a na mnohých dalších.

V první polovině devadesátých let byl v jednotné mikrobiologické laboratoři, pod vedením RNDr. Dany Baudišové, Ph.D., zaveden systém jakosti a spolu s ostatními referenčními laboratořemi odboru bylo získáno Osvědčení o správné činnosti laboratoře. Oddělení se zaměřilo na mikrobiologické analýzy povrchových, podzemních, pitných a odpadních vod, kalů, biofilmů a dalších složek hydrosféry. V 90. letech lze za nejvýznamnější činnosti oddělení pokládat vývoj, zavádění a prověřování mikrobiologických metod a jejich zavádění do praxe hydroanalytických laboratoří (především v souvislosti s přechodem na mezinárodní normy z řad ISO a EN), včetně školení pracovníků z hydroanalytické praxe, technickou přípravu mezilaboratorních porovnávání zkoušek (organizovaných ASLAB), posuzování a podíl na tvorbě nových norem apod. Byly též získány významné poznatky z oblasti validace a verifikace mikrobiologických metod a využití referenčních materiálů.

Vlastní výzkumná činnost oddělení se rozvíjela především od roku 2000, se zaměřením především na mikrobiální znečištění vod antropogenního i zemědělského původu, eliminaci mikrobiálního znečištění biologickým čištěním i extenzivními způsoby čištění a charakteristiky mikrobiálních společenstev. Významnou činností oddělení je i studium nových, nestandardních metod, jako je stanovení fylogenetických skupin bakterií metodami FISH (fluorescenční in situ hybridizace), nebo stanovení patogenních mikroorganismů. V posledních letech byla výzkumná problematika zaměřena především na studium mikrobiální kontaminace povrchových vod ke koupání a na výzkum asimilovatelného organického uhlíku ve vodárenských systémech.

Radioekologie

Problematice radioaktivních látek v životním prostředí a technologiích je ve VÚV dlouhodobě věnována soustavná pozornost. Již v letech 1957–64 sledovali Dr. Ing. Jaroslav Bulíček a Jan Pazderník, p.ch., množství odtékajících důlních vod z těžby uranu. Po evidenci zdrojů radioaktivního znečištění následovaly práce zabývající se vlivem vypouštění důlních vod na jakost vody v povodích Ohře, Mže, Litavky, Berounky, Nežárky a Ploučnice (Ing. Adolf Mansfeld, CSc., RNDr. Jaromír Justýn, CSc., Ing. Eduard Hanslík, CSc., Jan Pazderník, p.ch.). Dále se výzkum soustředil na radioaktivitu vod vodárenských nádrží i radioaktivitu podzemních vod. Sledované ukazatele byly celková objemová aktivita beta, objemová aktivita radia 226, radonu 222 a koncentrace uranu.

V 60. letech bylo pod vedením Ing. Adolfa Mansfelda, CSc., vytvořeno samostatné oddělení, jež se zabývalo vývojem nových metod, přípravou jednotných předpisů, normotvornou činností i metodickým řízením laboratoří. V dalších letech se výzkum zaměřil na chování radioaktivních látek ve vodním prostředí i problematiku radioekologie vodních organismů (RNDr. Jaromír Justýn, CSc.).

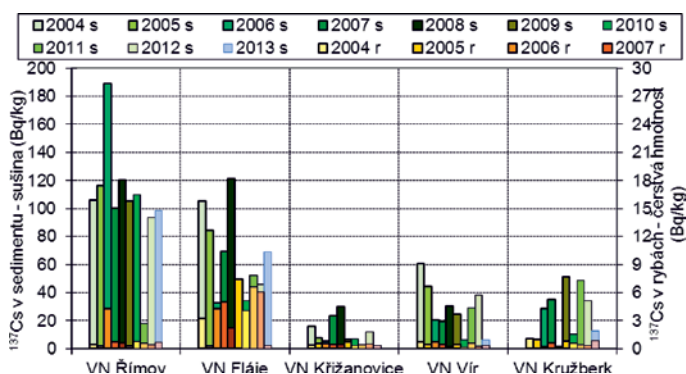
V osmdesátých letech přistoupil ústav v souvislosti s připravovanou výstavbou jaderných elektráren a zároveň i ochranou vodních zdrojů k podrobnému průzkumu jakosti povrchových, podzemních a srážkových vod, dnových sedimentů a biomasy vodních rostlin a ryb. V lokalitě plánované jaderné elektrárny Temelín se touto problematikou zabývali zejména Ing. Eduard Hanslík, CSc., Ing. Adolf Mansfeld, CSc., RNDr. Jaromír Justýn, CSc. Vlivem této elektrárny na vodní prostředí i prognózou vlivu její dostavby se ústav zabývá dodnes.

Postupně byl rozsah sledovaných ukazatelů rozšiřován a po havárii jaderného reaktoru v Černobylu byla radiologická laboratoř dovybavena moderní přístrojovou technikou, zejména gamaspektrometrií pro stanovení přírodních i umělých radionuklidů emitujících záření gama a kapalinovou scintilační spektrometrií v nedávné době doplněné ještě o možnost elektrolytického zakoncentrování vzorků tritia.

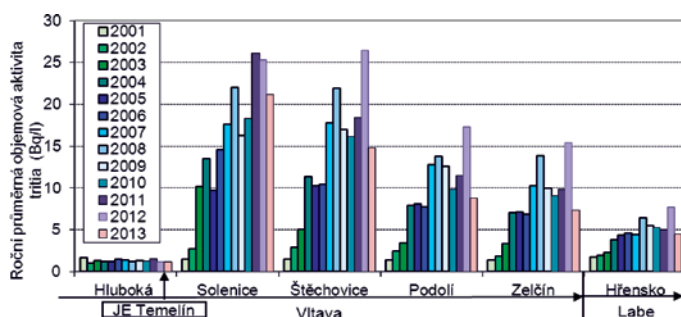
Pro potřeby vlastní i vodozemná laboratoří státních podniků Povodí jsou vyvíjeny a ověřovány metody stanovení radioaktivních látek. Pracovníci oddělení se podílejí na tvorbě ČSN/TNV. V oddělení se připravují podklady pro zavádění ukazatelů radioaktivity a jejich hodnot v hydrosféře do právních předpisů aj.

Laboratoř je dále zapojena do Radiční monitorovací sítě ČR (RMS). Na základě smluvních vztahů mezi Státním úřadem pro jadernou bezpečnost, Ministerstvem životního prostředí a VÚV TGM, v.v.i., zajišťuje ve spolupráci s podniky Povodí činnost stále a pohotovostní složky RMS. Zjištěné výsledky sledování reziduální kontaminace hydrosféry umělým radionuklidem cesiem 137 na příkladu ryb a dnových sedimentů jsou na obr. 1.

Systematicky je sledován výskyt a chování radioaktivních látek v životním prostředí. Obsah přírodních radioaktivních látek byl na řadě lokalit dlouhodobě ovlivňován těžbou a zpracováním uranových rud. V případě umělých radionuklidů jde hlavně o reziduální znečištění po atmosférických testech jaderných zbraní, havárii v Černobylu, přeshraniční přenos radioaktivních látek z jaderných zařízení ve světě, dále o výpusti radioaktivních látek z jaderných elektráren na našem území – JE Temelín a JE Dukovany a o užívání radionuklidů v průmyslu, lékařství, výzkumu a dalších odvětvích. Je třeba znát výskyt a úroveň takto uvolněných radioaktivních látek do prostředí, a to pro možné hodnocení vlivů nových zdrojů znečištění, zejména uvažovaného rozšíření, popř. výstavby nových jaderných elektráren u nás i v zahraničí. Vývoj objemové aktivity tritia v podélném profilu Vltavy a Labe pod zaústěním odpadních vod JE Temelín je na obr. 2.



Obr. 1



Obr. 2

Na základě povolení SÚJB provádí laboratoř měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v pitných vodách podle vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb., v platném znění. U zdrojů podzemních vod se zvýšeným výskytem přírodních radionuklidů jsou navrhována opatření radiační ochrany pro zásobované obyvatelstvo a obsluhu úpraven. Laboratoř je též držitelem povolení pro nakládání se zdroji

ionizujícího záření. Laboratoř dlouhodobě spolupracuje se Střediskem pro posuzování způsobilosti laboratoří ASLAB, pro které zajišťuje přípravu vzorků pro zkoušení způsobilosti. Laboratoř se zúčastňuje nezávislých zkoušek způsobilosti v zahraničí, např. pod záštitou Mezinárodní agentury pro atomovou energii ve Vídni.

Výzkum v oblasti hospodaření s vodou a informatiky

Odbor je nejzřetelnějším nástupcem někdejšího úseku Hospodaření s vodou, který jako úsek rozvoje vznikl koncem šedesátých let minulého století v rámci podniku Vodohospodářský rozvoj a výstavba. V roce 1976 pak byl jako celek delimitován do VÚV a zde, po spojení se Střediskem pro řízení rozvoje vodního hospodářství, působil již pod názvem Úsek hospodaření s vodou. Až do počátku devadesátých let sídlil především na detašovaném pracovišti na Rohanském ostrově. Toto období lze charakterizovat především zpracováním Směrného vodohospodářského plánu (SVP), který byl vydán v roce 1975, a jeho postupnými aktualizacemi až do roku 1995 a dále odbornou podporou činností odboru rozvoje vodního hospodářství, odboru technicko-provozní činnosti a odboru ekonomiky tehdejšího Ministerstva lesního a vodního hospodářství. V 90. letech byla činnost úseku hospodaření s vodou ukončena a jeho náplň rozdělena do několika sekcí, z nichž sekce hospodaření s vodou a sekce informatiky pak byly v roce 1999 sloučeny do sekce, později **odboru ochrany vod a informatiky**.

Ve vedení úseku stáli jako náměstci ředitele postupně Ing. František Medelský, CSc., Ing. Josef Buřita, Ing. Dobroslov Novák, Ing. Miroslav Král, CSc., který se současně významně podílel na zpracování Směrného vodohospodářského plánu, a také Ing. Vladimír Čížek, který se též zabýval Státní vodohospodářskou bilancí. Vedoucími odborů v rámci úseku byli Ing. Břetislav Lank, jehož činnost se soustřeďovala také na Státní vodohospodářskou bilanci a navrhování a řízení vodohospodářských soustav, dále Ing. Miroslav Kubíček, Ing. Zdeněk Švec, jenž se zabýval též Směrným vodohospodářským plánem, Ing. Vladimír Götz se zaměřením na problematiku provozu Vodovodů a kanalizací, Ing. Milan Sýkora, CSc., a Ing. Jan Zolman.

V 90. letech se vedoucími sekcí postupně stali Ing. Miroslav Král, CSc., RNDr. Miroslav Procházka, CSc., který se v rámci odborné činnosti zabýval vodohospodářskými soustavami a stochastickou hydrologií, dále Ing. Jaroslav Veselý, CSc., Ing. Václav Zeman s odborným zaměřením na vodohospodářské soustavy a hydroekologický informační systém, Ing. Václav Bečvář, CSc., který se zabýval jak vodohospodářskými soustavami a vodohospodářskými opatřeními v severočeské hnědouhelné pánvi, tak i Směrným vodohospodářským plánem, a Mgr. Aleš Zbořil se zaměřením na technologie GIS a kartografii.

Na činnosti úseku se v různých obdobích do devadesátých let významně podíleli Ing. Oldřich Vitha, DrSc. (koncepte vodohospodářských opatření v severočeské hnědouhelné pánvi, vodohospodářské zabezpečení JE Temelín), Ing. Milan Doležal, CSc. (Směrný vodohospodářský plán, koncepte rozvoje vodního hospodářství), Ing. Quido Partl, CSc. (vodohospodářské soustavy), Ing. Zdeněk Kos, CSc. (stochastická hydrologie, vodohospodářské soustavy), Ing. Vladimír Lampa (vodohospodářská kartografie), Ing. František Šedivý (Směrný vodohospodářský plán, Státní vodohospodářská bilance), Ing. František Tuček (technicko-ekonomické hodnocení vodních nádrží), Ing. Jiří Mikšovský a Ing. Marie Michalová (koncepte zásobování pitnou vodou), Ing. Miroslav Olmer, RNDr. Zdeněk Anton a RNDr. Karel Růžička (hodnocení přírodních zásob podzemních vod a inženýrská geologie), Ing. Václav Maťa (Státní vodohospodářská bilance), Ing. Ivan Nesměrák a Ing. Ivan Špička (modelování a hodnocení jakosti vod), Ing. Jan Škoda (stochastická hydrologie, jakost srážkových vod), Ing. Miroslav Laužanský, Ing. Vít Směkal a Ing. Jana Valentová (ekonomika vodního hospodářství), Ing. Jan Pometlo, CSc., a Ing. Milena Doubková (Státní vodohospodářská bilance), Ing. Jana Pfauserová (koncepte rozvoje vodního hospodářství), Ing. Arnošt Kult (vodohospodářská problematika rozvoje jaderné energetiky), Ing. Petr Vyskoč (vodohospodářské soustavy, hydroekologický informační systém), RNDr. Hana Prchalová (podzemní vody), Ing. Václav Kolář (technologie GIS), Ing. Marie Kalinová (ochrana jakosti vod) a mnozí další.

Odbor dlouhodobě zajišťuje pro MŽP odbornou podporu spolupráce na hraničních vodách s Německem, Polskem, Rakouskem a po rozdělení Československa i se Slovenskem (Ing. Marie Kalinová). Od roku 2007 se činnost dělí na jednotlivé úkoly podle hraničních úseků; na pracovišti v Praze je zajišťována spolupráce na hraničních vodách s Německem, úkoly týkající se dalších hraničních úseků byly předány na pobočky v Brně a Ostravě. Pracovníci odboru se také podílejí na spolupráci v rámci Mezinárodní komise pro ochranu Labe, zejména na akčních programech a zprávách o jejich plnění (v letech 2003–2006), po restrukturalizaci komise pak v expertní skupině Povrchové vody, kde přispívají ke zpracování Plánu povodí za mezinárodní oblast povodí Labe.

Dlouhodobou činností je i poskytování odborné podpory pro změny v legislativě v návaznosti na vodní zákon i pro tvorbu metodických pokynů a doporučení. Byla to např. ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod, která vyšla v roce 1998, nebo podklady k novele nařízení vlády č. 61/2003 Sb., a to nařízením vlády č. 229/2007 Sb., a metodický pokyn k němu z roku 2007. Hlavním a stále aktuálním cílem je uspokojivá transpozice evropské legislativy v oblasti voda do národních předpisů.

Do okruhu úkolů zabývajících se informatikou patří zpracování vektorových tematických vrstev Základní vodohospodářské mapy 1 : 50 000, Evidence vodních toků ČR, HEIS VÚV a koordinace projektů HEIS ČR. Pracovníci odboru se podíleli také na vzniku databáze starých ekologických zátěží (Ing. Václav Kolář).

V roce 2001 dochází (v souladu s dohodou o spolupráci mezi Zeměměřickým úřadem, VÚV TGM a ČHMÚ) k přechodu na aktualizaci vrstvy vodních toků a hydrologického členění na podkladě ZABAGED² jako součást digitální báze vodohospodářských dat (DIBAVOD) a v roce 2003 byla vytvořena metodika tvorby kartografických výstupů z digitálních podkladů, která byla v následujících letech aplikována při vydání kartografických děl: Atlas záplavového území 1 : 10 000 a Základní vodohospodářská mapa 1 : 50 000 (Mgr. Aleš Zbořil).

Nejvýznamnějším projektem odboru je HEIS VÚV, jehož historie sahá do počátku devadesátých let. V té době se VÚV TGM stal koordinacním pracovištěm pro budování HEIS ČR a v rámci této činnosti byly zahájeny práce na HEIS VÚV, spolu s pracemi na informačních systémech dalších zúčastněných subjektů. Projekt HEIS ČR probíhal pod patronací Ministerstva životního prostředí. Kromě VÚV TGM se na něm dále podílel Český hydrometeorologický ústav a tehdy akciové společnosti Povodí. Při budování systému se od samého počátku stala partnerem společnost Hydrossoft Veleslavín, s.r.o. V důsledku postupného vývoje představitelů, změn podmínek v oblasti legislativního prostředí ve vodním hospodářství a v neposlední řadě výrazného rozvoje informačních technologií se od původního návrhu centrálního informačního systému s jednou společnou databází dospělo „pouze“ ke společným datovým standardům pro zajištění převodu dat mezi dílčími informačními systémy. V konečné podobě tedy myšlenka HEIS ČR zajišťovala kompatibilitu informačních systémů zmíněných institucí definováním společných datových struktur a vlastní informační systémy pak byly budovány odděleně tak, aby co nejlépe plnily potřeby jednotlivých subjektů.

V současné době je systém více než třináct let v rutinním provozu a poskytuje služby interním i externím uživatelům. V závislosti na změně požadavků na systém probíhá i další rozvoj HEIS VÚV, jenž spočívá zejména v rozšiřování a úpravách datového modelu a následně i celého informačního systému a jeho funkcí tak, aby pokrýval co největší rozsah rostoucích uživatelských požadavků a nároků. Nedílnou součástí tohoto vývoje je tematické rozšiřování obsahu databáze o nové atributy a také aplikace nových technologií, zaměřené zejména na rozšiřování možností přístupu k datům a na práci s daty pro koncové uživatele. Dalším úkolem je agenda související s Informačním systémem veřejné správy. Vyhláška č. 252/2013 Sb., o rozsahu údajů v evidencích stavu povrchových a podzemních vod a o způsobu zpracování, ukládání

a předávání těchto údajů do informačních systémů veřejné správy, stanovuje celkem dvacet sedm evidencí. Vedením deseti z nich je pověřen VÚV TGM a HEIS VÚV zajišťuje jejich vedení a zároveň rozhra-

ní mezi VÚV TGM a ostatními subjekty ISVS. Poskytuje data evidencí ISVS vedených VÚV TGM ostatním subjektům a naopak řešitelům úkolů zprostředkovává data z evidencí vedených jinými subjekty.

Výzkum v oblasti hospodaření s odpady

Rozhodně nelze tvrdit, že odpady jsou problematickou záležitostí pouze současné doby. Větší pozornost jako oboru je jim však věnována až od konce 20. století.

Koncem 90. let minulého století, kdy se na Ministerstvu životního prostředí začalo diskutovat o zřízení pracoviště zabývajícího se nakládáním s odpady, nabídl ředitel VÚV TGM Ing. Václav Vučka, CSc., propojení činnosti ochrany vody s nezbytnou ochranou životního prostředí při nakládání s odpady a umístění nově zřizovaného výzkumně odborného zázemí ministerstva pro oblast odpadů do prostor VÚV TGM. V ústavu v té době již fungovalo v rámci sekce technologie vody oddělení, které se odpady zabývalo. Navíc bylo zřejmé, že připravované pracoviště bude pro svou činnost potřebovat laboratorní zázemí, které mu ústav mohl poskytnout. Na základě rozhodnutí ministra životního prostředí a formou vydání opatření ke zřizovací listině ústavu bylo ustanoveno v roce 2001 **Centrum pro hospodaření s odpady (CeHO).**

Vedoucí centra se stala Ing. Dagmar Sirotková, která je řídí doposud. Po odborné stránce se centrum v začátcích opíralo zejména o odbornice na kaly a odpadní vodu Ing. Jiřinu Barchánkovou a Ing. Marii Michalovou.

Mezi hlavní úkoly CeHO patřila analytika a hodnocení odpadů, nakládání s kaly z ČOV, problematika PCB a vytváření a fungování databáze technologií úprav odpadů.

Od ledna 2002 se CeHO stalo samostatnou sekcí (nyní odborem) ústavu. Došlo ke spojení s Informačním centrem pro odpady Českého ekologického ústavu (ČEÚ). Byla převzata i databáze odpadového hospodářství (dříve ISO, posléze ISOH) včetně odborníků, kteří stáli u jejího zrodu a rozvoje – Ing. Jaroslavy Mlnaříkové a Ing. Pavla Vejnar, CSc. Databáze ISOH, která obsahuje data od roku 1994 a je i v rámci EU ojedinělou, byla vedena do r. 2007. Výstupy z ní sloužily jako podklady pro plnění dalších úkolů v oblasti hodnocení, statistiky i reportingu a také pro řešení řady projektů. Součástí ISOH bylo i vedení evidence uskutečněných dovozů a vývozu odpadů v ČR.

Pracoviště se dále rozšířilo i o činnosti více teoretické a administrativní – evidence přeshraniční přepravy, strategie a plány odpadového hospodářství apod. Tyto činnosti posléze zahrnovaly výstupy pro ročenky, reportingová hlášení pro EU, OECD apod. V European IPPC Bureau byly formulovány tzv. BREF dokumenty pro hodnocení nejlepších dostupných technologií (BAT) pro nakládání s odpady. CeHO se podílelo na jejich zavádění v ČR. V r. 2002 bylo pracoviště rozšířeno o další významné odborníky: pro oblast analýzy odpadů v souvislosti s hodnocením odpadů Ing. Marie Kulovaná, na problematiku autovraků a elektroodpadů Ing. Věra Hudáková a RNDr. Dragica Matulová, CSc., pro oblast biologicky rozložitelných odpadů.

Do této slibné se vyvíjející doby vtrhla devastující povodeň, která zaplavila celý areál ústavu. Prostory, které mělo CeHO k dispozici, byly prakticky zcela zničeny. Po působení v provizorních prostorech se na jaře 2003 pak pracovníci mohli vrátit opět do VÚV TGM.

Činnosti CeHO lze rozdělit jednak na výzkum a jednak na odborné práce pro podporu výkonu státní správy. Nedílnou součástí byla spolupráce na přípravě právních předpisů v oblasti odpadového hospodářství.

Na základě zákona o obalech přijatého v roce 2001 byla řešena i rozsáhlá problematika obalů a odpadů z obalů včetně databázového informačního systému o obalech a odpadech z obalů. Řešení této problematiky bylo od r. 2008 převedeno na Českou informační agenturu životního prostředí CENIA.

Základ výzkumu v oblasti hospodaření s odpady tvořily výzkumné záměry. Týkaly se problematiky kalů z ČOV, metodiky stanovení škodlivých látek v odpadech, otevření výzkumu chování jednotlivých složek odpadů v souvislosti s mísitelností na skládkách, atmogeochemie ve vztahu k monitoringu skládek a starých zátěží a problematiky PCB.

V letech 2005 až 2011 byl v CeHO řešen výzkumný záměr „Výzkum pro hospodaření s odpady v rámci ochrany životního prostředí a udržitelného rozvoje (prevence a minimalizace vzniku odpadů

a jejich hodnocení)“, který byl již cíleně zaměřen na problematiku nakládání s odpady. Příkladem propojení tematických oblastí voda a odpady bylo např. řešení projektu vědy a výzkumu „Využití vodní dopravy v odpadovém hospodářství“, jehož spoluřešitelem byla i firma Vodní cesty, a. s. Projekt zhodnotil možnosti postupného přesunu přepravy odpadů a druhotných surovin ze silnice na labsko-vltavskou vodní cestu.

Činnost CeHO lze dále rozdělit do mnoha tematických okruhů v oblasti nakládání s odpady. Jedním ze stěžejních řešených okruhů je nakládání s biologicky rozložitelnými odpady (patří mezi ně i kaly z čistíren odpadních vod). V této oblasti proběhla kromě sledování vlastností, složení a využití kalů např. spolupráce s firmou AGRO-EKO, spol. s r.o., zaměřená na ověřování funkčnosti nově vyvíjeného fermentačního zařízení na zpracování kalů a biomasy. Aerobní fermentor EWA získal v roce 2007 na veletrhu Envi Brno Zlatou medaili.

Odpadní materiály mohou být pro své vlastnosti náhradou běžně používaných přírodních materiálů. Dosud však nejsou k dispozici předpisy, které upřesňují hodnocení výrobků z odpadů z hlediska ochrany zdraví a životního prostředí. U výrobků z odpadů byly proto ověřovány jejich vlastnosti a připraven postup jejich hodnocení. Důležitou oblastí hodnocení je stanovení ekotoxikologických vlastností odpadu.

Při implementaci právních předpisů EU v oblastech nakládání s autovraků a elektroodpadem spolupracovali pracovníci CeHO s odborem odpadů MŽP. U odpadů z autovraků byl sledován obsah olova, rtuti, kadmia, šestimocného chromu. V odpadech z elektrozařízení byl sledován i obsah polybromovaných bifenyly, polybromovaných difenyletherů, později i arzeny, berylia, antimonu a selenu.

Trvalá pozornost je věnována starým ekologickým zátěžím jako pozůstatku nesprávného nakládání s odpady, především nebezpečnými.

Důležitou součástí činnosti CeHO bylo vedení evidencí a přehledů v různých oblastech nakládání s odpady – např. přehled zařízení a technologií pro biologicky rozložitelné odpady nebo databáze technologií úprav odpadů. Byly vydány přehledné publikace: Atlas zařízení pro nakládání s odpady 1. díl – skládky nebezpečných odpadů, 2. díl – skládky ostatních odpadů a 3. díl – skládky inertních odpadů a spalovny odpadů. Aktualizované verze publikací z roku 2010 jsou dostupné na www.ceho.cz.

Posuzování životního cyklu výrobku nebo činností je důležitým informačním nástrojem environmentální politiky. Umožňuje zhodnotit jednak spotřeby energií a materiálů a jednak dopady na lidské zdraví a zdravý ekosystém v různých fázích existence výrobku a následně jako odpadu. Studie na toto téma byla dokončena v r. 2008.

Od počátku existence CeHO bylo jedním z hlavních úkolů zajištění procesu inventarizace zařízení a látek s obsahem polychlorovaných bifenyly (PCB).

Zajišťování odborného zázemí ministerstvu pro oblast odpadů bylo ukončeno 1. 1. 2008 a činnost CeHO je od té doby financována pouze prostřednictvím řešení vysoutěžených výzkumných projektů a veřejných zakázek.

V současné době je pozornost zaměřena na dokončení dvou výzkumných projektů. Cílem projektu řešeného v rámci bezpečnostního výzkumu ČR s názvem „Možnosti využití informací a zdrojů dat z oblasti nakládání s odpady jako nástroje identifikace a řešení neoprávněného nakládání s odpady“ je poukázat na možnosti efektivní spolupráce jednotlivých orgánů státní správy podílejících se na odhalování a řešení neoprávněného nakládání s odpady. Pro využití pracovníky kontroly přeshraniční přepravy odpadů byly zpracovány dvě příručky – „Přeshraniční přeprava odpadů“ a „Manuál pro zařazování odpadů do Zeleného seznamu“, které jsou dostupné i na internetových stránkách CeHO.

Další aktuální projekt je „Analýza materiálových toků odpadních elektrozařízení a možností navýšení jejich recyklace, využití a opětovného použití“.

Pracovní jubileum Ing. E. Hanslíka, CSc.

Když nastoupil Eduard Hanslík jako čerstvý absolvent Průmyslové školy jaderné techniky v Praze (obor radiochemie) 1. srpna 1959 do Výzkumného ústavu vodohospodářského, jistě si jeho spolupracovníci, ale asi ani on nepředstavovali, že na tomto pracovišti stráví neuvěřitelných 55 let.

Začal pracovat jako technik pod vedením p.č. J. Pazderníka. V prvních letech spolupracoval také s Dr. Ing. J. Bulíčkem, v pozdějších letech s RNDr. J. Justýnem, CSc., a zejména Ing. A. Mansfeldem, CSc. Jeho pracovní schopnosti a zájem o obor jej dovedly ke studiu při zaměstnání na Vysoké škole chemicko-technologické. V letech 1964 až 1969 vystudoval obor technologie vody a na téže instituci obhájil v roce 1980 i vědeckou aspiranturu. Absolvoval také hydrologický kurz UNESCO na Lomonosovově univerzitě v Moskvě.

Celý svůj profesní život se věnuje jakosti povrchových, ale i podzemních vod, jmenovitě radioekologii. V roce 1985 se stal vedoucím oddělení Jakosti povrchových vod, v roce 1987 vedoucím odboru Procesů změn jakosti vod a od roku 1991 je vedoucím útvaru Radioekologie, který byl následně včleněn do sekce Jakosti vod a ochrany ekosystémů, nyní Referenční laboratoř složek životního prostředí a odpadů.

V oblasti výzkumu se v počátcích svého působení ve VÚV podílel na řešení otázek přirozených radionuklidů v systému podzemních a důlních vod, jejich rozšíření a vzájemných vztahů.

Spolu s Ing. A. Mansfeldem, CSc., a RNDr. J. Justýnem, CSc., ve 70. letech zaměřil na chování radioaktivních látek ve vodním prostředí i problematiku radioekologie vodních organismů.

Šlo především o výzkum sorpce a migrace vybraných přirozených a umělých radionuklidů ve vodním prostředí, vliv přírodních činitelů, terénního smyvu a odpadních látek na jakost vody v tocích a nádržích a vliv těžby radioaktivních surovin na jakost povrchových vod.

Od osmdesátých let je v souvislosti s výstavbou jaderných elektráren a zároveň i ochranou vodních zdrojů stěžejním bodem činnosti oddělení radiologie podrobný průzkum jakosti povrchových, podzemních a srážkových vod, dnových sedimentů a biomasy vodních rostlin a ryb. Ing. Eduard Hanslík, CSc., a další se soustředili především na lokalitu plánované jaderné elektrárny Temelín, jejímž vlivem na vodní prostředí i prognózou vlivu její dostavby se zabývá dodnes. V souvislosti s její výstavbou a provozem byla řešena řada projektů zabývajících se možnými vlivy provozu elektrárny na životní prostředí: Výzkum vlivu jaderné elektrárny Temelín na hydrosféru a další složky životního prostředí, Výzkum vlivu jaderné energetických zařízení na životní prostředí, Koncepce a metodologie komplexního studia dlouhodobých trendů vývoje krajiny v užším a širším zázemí jaderné elektrárny Temelín a dále Program sledování a hodnocení vlivu jaderné elektrárny Temelín na životní prostředí a Sledování pro ČEZ, a. s. – jaderná elektrárna Temelín. Byla získána více jak dvacetiletá řada výsledků, které byly průběžně zpracovávány a publikovány. Do roku 2000 se práce soustředily na hodnocení „předprovozního stavu“, tj. hodnocení referenčních úrovní. Od roku 2001 je hlavním cílem prací hodnocení možného vlivu JE Temelín na životní prostředí, resp. hydrosféru.

Se svými spolupracovníky se zabýval a zabývá i řadou dalších odborných problematik. Byla to např. kontaminace životního prostředí v důsledku havárie jaderného reaktoru v Černobylu se zaměřením na kontaminaci povrchových toků a dnových říčních sedimentů, odstraňování radionuklidů úpravárenskými postupy a v poslední době především hodnocení jakosti vody v tocích – kontaminace

hydrosféry radioaktivními látkami nebo migrace škodlivých látek v povodí Labe (s využitím tritia jako stopovací látky).

Ing. Eduard Hanslík, CSc., řídí subkomisi č. 4 Radiologické metody, která je součástí Technické normalizační komise č. 104 a podílí se na tvorbě ČSN/TNV. Dále je členem odborné skupiny Odpadní vody a čištění vod ČVTVHS, členem Konzultační rady ASLAB a Mezioborové radonové komise. Od roku 2007 je také již druhé volební období členem Rady Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, v.v.i.

V jím řízeném oddělení jsou pro potřeby vlastní i vodohospodářských laboratoří státních podniků Povodí vyvíjeny a ověřovány metody stanovení radioaktivních látek. Přípravují se podklady pro zavádění ukazatelů radioaktivity a jejich hodnot v hydrosféře do právních předpisů. Odborně jsou garantovány celostátní konference se zahraniční účastí Radionuklidy a ionizující záření ve vodním hospodářství (1958–2014) a Radiologické metody v hydrosféře (2003–2013). Ve spolupráci s VÚVH Bratislava jsou každoročně pořádány Konzultační dny pro pracovníky vodohospodářských radiologických laboratoří (1991–2013).

Obsáhla je také publikační činnost Ing. Hanslíka. Jde o desítky příspěvků na semináře a konference v ČR i zahraničí, desítky článků v tuzemských, ale i zahraničních časopisech – např. International Journal of Nuclear Energy Science and Engineering, Journal of Hydro-Environment Research, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry nebo Journal of Environmental Radioactivity, ale i řadu odborných monografií. Z nich lze jmenovat např.:

Hanslík, E., Mansfeld, A.: Tritium v odpadech jaderného palivového cyklu (1983)

Mansfeld, A., Hanslík, E.: Radium-226: Content reduction in waters used for drinking purposes (1990)

Hanslík, E.: Vliv jaderné elektrárny Temelín na hydrosféru a další složky životního prostředí (1994)

Hanslík, E.: Vliv jaderné elektrárny Temelín na hydrosféru (1996)

Hanslík, E.: Impact of Temelín power plant on hydrosphere (1997)

Hanslík, E. a kol.: Vliv těžby uranových rud na vývoj kontaminace hydrosféry Ploučnice v období 1966–2000 (2002)

Barnet, I., Hanslík, E., Marešová, D. aj.: Radioaktivní látky v životním prostředí (2012)

Hanslík, E., Hlavač, J., Ambrožová, J. aj.: Příručka provozovatele úpravy vody (2012)

Hanslík, E., Marešová, D.: Kapitola in: Tritium in Fusion: Production, Uses and Environmental Impact. Tosti, S., Ghirelli, N. (eds) New York: Nova Publ. (2013).

Jeho odbornost a profesionální přístup k problematice přispívají k vynikající spolupráci s řadou institucí v oboru, ať už jde o radiologické laboratoře státních podniků Povodí, Státní úřad pro jadernou bezpečnost, Státní ústav radiální ochrany, Ústav jaderného výzkumu v Řeži či výrobní podniky apod. Svě odborné znalosti předává spolupracovníkům a vychová řadu odborníků v oboru. Je také školicí a vedoucím diplomových a doktorských prací pro Píř UK.

Po celou dobu jeho působení ve VÚV si ho spolupracovníci nesmírně vážili nejen pro odborné znalosti a vysokou profesní úroveň, ale také pro srdečnou a milou povahu, noblesní přístup ke spolupracovníkům i odborné veřejnosti. Všichni doufáme, že se ještě řadu let budeme těšit ze spolupráce s ním a pobytu v jeho přítomnosti.

Spolupracovníci z VÚV TGM

VTEI

**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.

Redakční rada: RNDr. D. Baudišová, Ph.D., Ing. Š. Blažková, DrSc., Ing. P. Bouška, Ph.D., prof. Ing. A. Grünwald, CSc., doc. Ing. A. Havlík, CSc., prof. Ing. P. Pitter, DrSc., prof. RNDr. A. Sládečková, CSc., prof. Ing. J. Zezulák, DrSc.

Ročník 56

**ISSN 0322-8916
ISSN 1805-6555 (on-line)
MK ČR 6365**

**VÚV
TGM**

**Výzkumný ústav vodohospodářský
T. G. Masaryka, v.v.i.
Podbabská 30
160 00 Praha 6
IČO 00020711**

Kontakt: Mgr. S. Garciova
tel.: 220 197 282, e-mail: garciova@vuv.cz