

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

VTEI / 2020 / 6

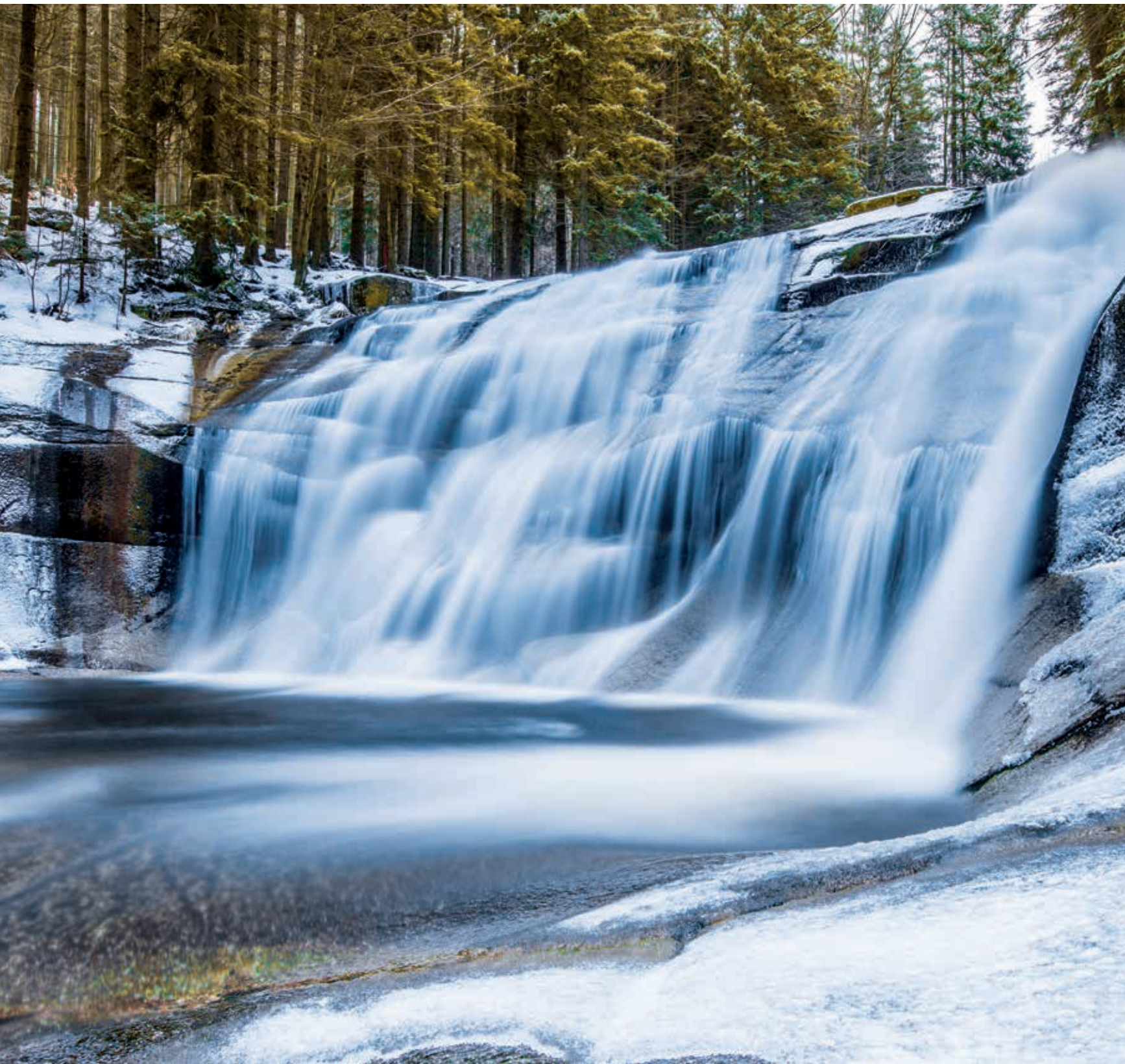
- 4/ Hodnocení stavu útvarů povrchových vod v České republice pro 3. plánovací období plánů povodí
- 34/ Ekotoxikologické zhodnocení říčních sedimentů na vybraných lokalitách povodí řeky Odry
- 46/ Rozhovor s prof. Dr. Ing. Jiřím Maryškou, CSc., odborníkem v oblasti nanomateriálů

Mumlavský vodopád

Mumlavský vodopád je jedním z nejvíce navštěvovaných vodopádů v České republice. Nachází se necelé dva kilometry od města Harrachov v Krkonošském národním parku. Vodopád je velice mohutný, a to díky vymletým obřím hrncům a kotlům v žule, která tvoří podklad

Mumlavského vodopádu. Tato místně nazvaná čertova oka a obří hrnce vznikly díky silnému proudu řeky Mumlavy, která zde protéká. Vodopád se rozprostírá na celé šířce koryta řeky Mumlavy a dosahuje výšky okolo deseti metrů.

Redakce



Obsah



3 Úvod

4 Hodnocení stavu útvarů povrchových vod v České republice pro 3. plánovací období plánů povodí

Tomáš Mičaník, Petr Vyskoč, Hana Prchalová, Marek Polášek, Denisa Němejcová, Martin Durčák, Pavel Richter

20 Trajektorie vývoje mokřadů v horní části povodí Výrovky za uplynulých 180 let

Pavel Richter



28 Možnosti kombinovaných způsobů úpravy vybraných druhů odpadů za pomoci experimentálního zařízení pro fyzikální zpracování odpadů za účelem jejich dalšího využití

Tomáš Sezima, Eugen Sikora, Radmila Kučerová

34 Ekotoxikologické zhodnocení říčních sedimentů na vybraných lokalitách povodí řeky Odry

Antonín Vondrák, Hana Sezimová, Martin Mucha



45 Autoři

46 Rozhovor s prof. Dr. Ing. Jiřím Maryškou, CSc., odborníkem v oblasti nanomateriálů

Libor Ansorge



49 VTEI a používání jednoznačných identifikátorů

Libor Ansorge

50 Obsah časopisu VTEI – ročník 2020

Redakce



Vážení čtenáři,

určitě jste si na konci října nenechali ujít oslavu konce roku a zahájení roku nového. Samozřejmě mám na mysli rok hydrologický, který u nás začíná v listopadu a končí v říjnu. Právě uplynulý hydrologický rok je považován za velmi vodný, ale to jen ve srovnání s předchozími šesti suchými lety. Ve skutečnosti byl z pohledu srážek zcela normální, doplnil zásoby vody v přehradních nádržích, zavlažil svrchní vrstvy půdy, taktak stačil doplnit mělké studně a na východě a částečně i jihu republiky nás ještě potrápil povodněmi, ale to je tak vše. Už jsme si asi na sucho a teplo zvykli, takže některé zemědělce zaskočilo, že nemohou vyjet na rozmoklé pole a plodiny jsou občas zasaženy hnilobou. Řidiči kamionů a údržba silnic jsou zase překvapeni, že v polovině listopadu vozovky na horských přechodech namrzají, a představte si, dokonce tam k tomu napadl i sníh. Hydrologický rok však začíná v listopadu právě z toho důvodu, že se již počítá se sněhem, který může zůstat přes celou zimu, a výsledky porovnání odtoků a srážek by tak mohl zkreslovat.

Musíme jen doufat, že i přes všechnu tu nepřízeň, způsobenou normálním počasím, zůstane začátek nového hydrologického roku stejně vlhký, jako byl konec minulého, a navíc bude i mrazivý. To by nám konečně mohlo přinést dostatek tolik potřebného sněhu, který by pomohl zaplnit i hluboké vodní kolektory, a vytvořil nám tak zásoby na další, možná už zase suchý, rok. Uvidíme však, co nám ta nešťastná klimatická změna přinese.



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

Hodnocení stavu útvarů povrchových vod v České republice pro 3. plánovací období plánů povodí

**TOMÁŠ MIČANÍK, PETR VYSKOČ, HANA PRCHALOVÁ,
MAREK POLÁŠEK, DENISA NĚMEJCOVÁ,
MARTIN DURČÁK, PAVEL RICHTER**

Klíčová slova: hodnocení stavu povrchových vod – útvar povrchových vod – chemický stav – ekologický stav/potenciál

Surface Water Status Assessment for the Third Cycle River Basin Management Plan of the Czech Republic

**TOMÁŠ MIČANÍK, PETR VYSKOČ, HANA PRCHALOVÁ,
MAREK POLÁŠEK, DENISA NĚMEJCOVÁ,
MARTIN DURČÁK, PAVEL RICHTER**

Keywords: assessment of surface water status – surface water body – chemical status – ecological status/potential

SOUHRN

Článek seznamuje se souhrnnými výsledky hodnocení chemického stavu a ekologického stavu/potenciálu útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ a kategorie „jezero“ za období 2016–2018, které slouží jako podklad pro zpracování plánů povodí 3. plánovacího období (2021–2027) na všech jeho úrovních: plánů dílčích povodí, národních plánů a plánů mezinárodních povodí Labe, Dunaje a Odry. Hodnocení stavu bylo realizováno Výzkumným ústavem vodohospodářským, T. G. Masaryka, v. v. i., a Biologickým centrem Akademie věd ČR ve spolupráci s Hydrosftem Veleslavín, s. r. o., Českým hydrometeorologickým ústavem a Povodím Vltavy, s. p. Pro hodnocení byly využity výsledky monitorovacích programů státních podniků Povodí Labe, Vltavy, Ohře, Moravy a Odry a Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ).

V nevyhovujícím chemickém stavu je vzhledem k použití principu „one out – all out“ 51,1 % útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ (z celkem 1 045 útvarů) a 20,5 % útvarů kategorie „jezero“ (ze 73 útvarů), přičemž u 16,7 % útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ a u 43,8 % útvarů kategorie „jezero“ byl jejich chemický stav označen jako „neznámý“. V nevyhovujícím ekologickém stavu/potenciálu je 94,6 % útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ (z 1 045 útvarů) a 86,3 % útvarů kategorie „jezero“ (ze 73 útvarů).

Pro hodnocení byly z větší části využity aktualizované a v některých případech zcela nové metodické postupy. Zároveň se změnil monitorovací programy – pro 3. období plánů se obecně monitorovalo více ukazatelů a složek. Kvůli tomu nelze jednoduše porovnávat výsledky ekologického stavu a potenciálu a chemického stavu mezi 2. a 3. plánovacím obdobím. Vzhledem k rozsahu a povaze problematiky není cílem tohoto článku podrobnější analýza souvislostí, příčin a faktorů ovlivňující výsledky předkládaného hodnocení stavu útvarů povrchových vod jako rovněž podrobnější srovnání s výsledky hodnocení stavu útvarů povrchových vod ve 2. plánovacím období.

SUMMARY

The aim of this article is to acquaint the professional public with the summary results of the assessment of chemical status and ecological status/potential of surface water bodies “river” and “lake” categories in the Czech Republic for 2016–2018. This assessment is one from the basis for preparation of the Third River Basin Management Plan (2021–2027) at all its levels: sub-basin plans, national plans, and international plans of the Elbe, Danube, and Oder river basin districts. The status assessment was carried out by T. G. Masaryk Water Research Institute p.r.i., and by Biology Centre CAS in cooperation with Hydrosft Veleslavín and the Czech Hydrometeorological Institute. The results of the surface water monitoring programmes were used for status assessment.

Due to the “one out – all out” principle, 51.1% of surface water bodies in the “river” category (out of a total 1,045 river bodies) and 20.5% of surface water bodies in the “lake” category (out of 73 lakes) failed to achieve good chemical status. 94.6 % of surface water bodies in the “river” category and 86.3% of surface water bodies in the “lake” category failed to achieve good ecological status. 16.7% of surface water bodies in the “river” category and 43.8% in the “lake” category were not classified due to missing monitoring data.

The failure to achieve good chemical status was mainly influenced by the occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons, namely fluoranthene and benzo(a)pyrene. Some new priority substances, such as cypermethrin, dichlorvos, and PFOS did not achieve good chemical status in all of the monitored profiles; nevertheless, the scope of their monitoring is still very low (4% of profiles). A similar situation was found in the case of mercury and polybrominated diphenyl ethers in biota monitoring. The limiting parameter for achieving good ecological status/potential is still the total phosphorus and dissolved oxygen for the “river” category and the total phosphorus and transparency for the “lake” category. From the evaluated biological quality elements, phyto-benthos and benthic macroinvertebrates for the category “river” and phytoplankton for the category “lake” most often contributed to failure in good ecological status/potential.

ÚVOD

V rámci přípravy již 3. plánů povodí na období 2021–2027 bylo potřeba provést hodnocení stavu v útvarech povrchových vod z dat monitoringu vod realizovaných jednotlivými správci povodí a ČHMÚ. Toto hodnocení je významným podkladem pro zpracování všech úrovní plánů povodí a jednotlivým správcům povodí slouží jak k formulování opatření k dosažení dobrého stavu vod, tak jako podklad i v dalších oblastech výkonu vodohospodářských činností. Hodnocení se provádí pro každý vodní útvar kategorie „řeka“ a kategorie „jezero“. Rozhodným obdobím pro zpracování hodnocení stavu bylo období 2016–2018, v některých případech předchozí hodnocené období 2013–2015 [1]. Hodnocení bylo provedeno v souladu s požadavky evropské [2] i národní legislativy [3–4] podle aktualizovaných metodických postupů hodnocení, které jsou shrnuty v následující kapitole.

POUŽITÉ METODICKÉ POSTUPY

Hodnocení stavu útvaru povrchových vod se dělí na hodnocení chemického stavu a hodnocení ekologického stavu v přirozených útvarech povrchových vod a ekologického potenciálu v silně ovlivněných a umělých útvarech povrchových vod. Počet těchto útvarů za celou ČR je uveden v *tabulce 1*.

Tabulka 1. Kategorie útvarů povrchových vod pro 3. plánovací období

Kategorie útvarů povrchových vod	Počet útvarů povrchových vod	Procento útvarů povrchových vod (%)
„řeka“	1 045	93,5
řeka – přirozený	942	84,3
řeka – silně ovlivněný	98	8,8
řeka – umělý	5	0,4
„jezero“	73	6,5
jezero – silně ovlivněný	69	6,2
jezero – umělý	4	0,3
Celkem	1 118	100

Proti 2. plánovacímu období (z hodnocení období 2010–2012) se sice počet útvarů povrchových vod změnil jen nevýrazně, podstatná změna ale nastala v převymezení silně ovlivněných útvarů kategorie „řeka“ v roce 2019. Důvodem byla úprava metodiky identifikace silně ovlivněných vodních útvarů, aby navazovala na vyhodnocení významnosti hydromorfologických vlivů. Celkem 49 vodních útvarů dříve určených jako „přirozený“ bylo nyní vymezeno jako „silně ovlivněný“; naopak dříve 40 silně ovlivněných vodních útvarů bylo nyní vymezeno jako „přirozený“.

Vyhodnocení bylo realizováno na základě reálně naměřených dat situačního a provozního monitoringu povrchových vod v tzv. reprezentativních profilech útvarů povrchových vod (v několika případech jeden reprezentativní profil sloužil pro vyhodnocení dvou nebo více útvarů kategorie „řeka“). Hodnocení je pak vztaženo na celý vodní útvar. Hodnoceno je období 2016–2018, popřípadě období 2013–2015 u biologických složek nebo ukazatelů chemického stavu, pokud v příslušných dílčích povodích nebyla novější data k dispozici. Při hodnocení bioty byla vzhledem k rotaci profilů po třech letech použita data z obou období v plném rozsahu.

It is difficult to compare the results of the assessment of chemical status and ecological status/potential between the Second and Third River Basin Management Plans due to adjustments and changes in the methodological procedures.

INTRODUCTION

As part of the preparation of the Third River Basin Management Plan for the period 2021–2027, it was necessary to carry out an assessment of the status of surface water bodies from water monitoring data carried out by individual river basin managers and the Czech Hydrometeorological Institute (CHMI). This assessment is an important basis for the elaboration of all levels of river basin plans and serves individual river basin managers both to formulate measures to achieve good water status, as well as a basis in other areas of water management activities. The assessment is performed for each water body of the “river” and “lake” categories. The decisive period for the preparation of the assessment of the situation was 2016–2018; in some cases it was the previous evaluated period, 2013–2015 [1]. The evaluation was carried out in accordance with the requirements of European [2] and national legislation [3–4] according to the updated methodological procedures of evaluation, which are summarized in the following section.

METHODOLOGICAL PROCEDURES USED

The assessment of surface water body status is divided into the assessment of chemical status and the assessment of ecological status in natural surface water bodies, and the ecological potential in heavily modified and artificial surface water bodies. The number of these bodies for the whole of the Czech Republic is shown in *Table 1*.

Table 1. Surface water bodies – categories valid for the third planning cycle

Category of surface water bodies	Number of surface water bodies	Percentage of surface water bodies (%)
“river”	1,045	93.5
river – natural	942	84.3
river – heavily modified	98	8.8
river – artificial	5	0.4
“lake”	73	6.5
lake – heavily modified	69	6.2
lake – artificial	4	0.3
Total	1,118	100

Compared to the second planning cycle (from the evaluation in 2010–2012), the number of surface water bodies changed only slightly; however, a significant change occurred in the re-definition of heavily modified bodies of the “river” category in 2019. The reason was adjustment of the methodology for identifying heavily modified water bodies so that it follows up on the evaluation of the significance of hydromorphological effects. A total of 49 water bodies previously designated as “natural” have now been defined as “heavily modified”; in contrast, 40 previously “heavily modified” water bodies have now been defined as “natural”.

Přehled metodik použitých pro hodnocení stavu je uveden v literatuře k tomuto článku [5–18]. V následujícím textu jsou zmíněny významné odlišnosti oproti předchozímu realizovanému hodnocení.

Chemický stav

Vůbec poprvé byla ve shodě se směrnicí 2013/39/EU a nařízením vlády č. 401/2015 Sb. hodnocena biologicky dostupná forma rozpuštěných kovů niklu a olova podle metodiky [17]. Ta závisí na koncentraci příslušného rozpuštěného kovu, koncentraci rozpuštěného organického uhlíku (DOC), reakci vody (pH) a vápníku (Ca). Biologicky dostupná koncentrace kovů vypočtená pomocí vhodných softwarových nástrojů [19, 20] je vždy nižší než koncentrace rozpuštěné formy kovu. Tím vyšlo hodnocení niklu a olova příznivěji než v hodnocení pro 2. plánovací období.

Zásadní změnou oproti předchozímu způsobu hodnocení byl přístup k situacím, kdy v daném reprezentativním profilu nebyl monitorován žádný z ukazatelů chemického stavu. Stav takového útvaru byl z důvodu předběžné opatrnosti označen jako „neznámý“ (dříve „dobrý“). Na základě expertního posouzení pak příslušný správce povodí mohl jeho stav označit jako „dobrý“ v případě, že v hodnoceném útvaru povrchových vod neexistuje významný antropogenní vliv (bodového, difúzního nebo plošného charakteru znečištění).

Ekologický stav/potenciál

ÚTVARY KATEGORIE ŘEKA

Všeobecné fyzikálně-chemické složky

Pro hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických ukazatelů útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ za období 2016–2018 byla použita Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích [11] a Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického potenciálu útvarů povrchových vod tekoucích [15]. Naproti tomu pro 2. plánovací období byly pro hodnocení útvarů kategorie řeka použity „relaxované“ limity ukazatelů, a to stejné pro ekologický stav i potenciál (limitní hodnoty mezi dobrým a středním stavem/potenciálem v metodice [11] jsou nyní přísnější, než „relaxované“ limity použité v hodnocení předchozích období). Kromě změny charakteristických hodnot je změna i v případě některých ukazatelů. Tím mohla být pro hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů pro kategorii řeka použita původní metodika [13] (v předchozím období plánů nemohla být použita, neboť limity pro ekologický potenciál byly v některých případech přísnější než limity pro stav). Proto nelze porovnávat výsledky hodnocení mezi druhým a třetím obdobím.

Biologické složky

Hodnocení biologických složek s výjimkou ryb bylo v rámci 3. plánovacího období provedeno podle dřívějších metodických postupů pro 2. plánovací období, do kterých byly zapracovány výsledky interkalibračního porovnání [21]. Zpřísnění původně nastavených hranic tříd, které byly použity pro 2. plánovací období, se dotklo biologické složky fyto-bentos a makrofyta. Změny v zatřídění výsledných hodnot EQR indexů jsou uvedeny v aktualizovaných metodikách [6, 7]. Metodika pro hodnocení biologické složky ryby byla přepracována [5]. Vychází sice z výpočetních postupů původní metodiky [22], ale byl revidován seznam taxonů včetně vlastností organismů (traits), doplněny nové vlastnosti (nepůvodnost taxonu) a byly upraveny parametry spolehlivosti hodnocení, které také ovlivnily, jaké kategorie vodních útvarů se mohou hodnotit, tj. hodnotí stav vodních útvarů pro kategorie 4.–9. řádu podle Strahlera. Nižší řády

The evaluation was carried out on the basis of the actual measured data of surveillance and operational surface water monitoring in the representative profiles of surface water bodies (in several cases, one representative profile was used to evaluate two or more bodies in the “river” category). The assessment is then applied to the whole water body. If no data were available in the period 2016–2018, the period 2013–2015 is assessed for Biological quality elements or chemical status parameters. Due to the rotation of the profiles after three years, data from both periods were used in full when evaluating biota.

An overview of the methodologies used to assess the status is given in the literature for this article [5–18]. The following text mentions significant differences from the previous evaluation.

Chemical status

For the first time, in compliance with Directive 2013/39/EU and Government Regulation No. 401/2015 Coll., the bioavailable form of dissolved metals of nickel and lead was evaluated according to the methodology [17]. It depends on the concentration of the respective dissolved metal, the concentration of dissolved organic carbon (DOC), and the reaction of water (pH) and calcium (Ca). The bioavailable concentration of metals calculated using appropriate software tools [19–20] is always lower than the concentration of the dissolved form of the metal. This resulted in a more favourable evaluation of nickel and lead than in the evaluation for the second planning cycle.

A fundamental change compared to the previous method of evaluation was the approach to situations where none of the chemical status indicators was monitored in the given representative profile. Due to precaution, the condition of such a body was designated as “unknown” (formerly “good”). Based on the expert assessment, the relevant river basin manager could designate its status as “good” if there was no significant anthropogenic pressure (point, diffusion, or surface nature of pollution) in the assessed surface water body.

Ecological status/potential

BODIES IN THE “RIVER” CATEGORY

General physico-chemical quality elements

The Methodology for the assessment of General physico-chemical quality elements of the ecological status of flowing surface water bodies [11] and the Methodology for the assessment of General physico-chemical quality elements of the ecological potential of surface water bodies [15] were used to evaluate general physico-chemical parameters of surface water bodies of the “river” category for 2016–2018. In contrast, for the second planning cycle, different limits were used for the evaluation of the “river” category bodies, both the same for ecological status and potential (limit values between good and moderate status/potential in the methodology [11] are now stricter than limits used in the evaluation of previous periods). In addition to the change in characteristic values, there is also a change in some parameters. Thus, the original methodology could be used to assess the ecological potential of heavily modified and artificial water bodies for the “river” category [13] (in the previous planning cycle it could not be used as ecological potential limits were in some cases stricter than status limits). Therefore, it is not possible to compare the evaluation results between the second and third cycle.

Biological quality elements

Evaluation of Biological quality elements (with the exception of fish) was carried out in the third planning cycle according to the previous methodological procedures for the second planning cycle, in which the results of the

toků na rozdíl od předchozí metodiky nehodnotí, hodnocení by bylo nespolehlivé. Takže zatímco postupy a výsledky hodnocení ostatních biologických složek jsou z větší části porovnatelné s minulým obdobím, postupy hodnocení ryb srovnávat nelze, výsledky hodnocení lze porovnat jen obtížně.

Hodnocení biologických složek fytozobentos a makrofyta v silně ovlivněných vodních útvarech je stejně jako v 2. plánovacím období shodné s postupem hodnocení pro přirozené vodní útvary [6, 7]. Hodnocení ekologického potenciálu makrozoobentosu a fytoplanktonu v silně ovlivněných vodních útvarech bylo provedeno podle původních metodik [9, 10] a použitý postup je shodný pro 2. i 3. plánovací období. Změny v hodnocení biologických složek pro vodní útvary kategorie „řeka“ shrnuje *tabulka 2*.

intercalibration comparison were incorporated [21]. The tightening of the originally set class boundaries (used for the second planning cycle) affected the phytobenthos and macrophytes Biological quality elements. Changes in the classification of the resulting values of Environmental Quality Ratio (EQR) indexes are shown in the updated methodologies [6–7]. The methodology for the assessment of the biological quality element of fish has been revised [5]. Although it is based on computational procedures of the original methodology [22], the list of taxa (including traits) was revised, new traits were added (non-origin of the taxon), and assessment reliability parameters were modified; this also affected which water body categories can be assessed (i.e., it evaluates the condition of water bodies for categories of the 4th–9th Strahler stream order. Unlike the previous methodology, it does not evaluate lower stream orders: the evaluation would be unreliable. So, while the procedures and results of the evaluation of other Biological quality elements are for the most part comparable to the previous period, the procedures for the evaluation of fish cannot be compared: the evaluation results are difficult to compare.

As in the second planning cycle, the assessment of the phytobenthos and macrophyte Biological quality elements in heavily modified water bodies

Tabulka 2. Změny v hodnocení a výsledcích biologických složek kategorie „řeka“ mezi 2. a 3. plánovacím obdobím

Změny v hodnocení	FP	FB	MF	MZB	Ryby
přirozené vodní útvary	shodné postupy, porovnatelné výsledky hodnocení	aktualizace hranic tříd v podtypu A úmoří Severního moře na základě interkalibračního cvičení, porovnatelné výsledky hodnocení	aktualizace hranic tříd v typu Skupina 2 a typu Skupina 4 na základě interkalibračního cvičení, porovnatelné výsledky hodnocení	shodné postupy, porovnatelné výsledky hodnocení	změna postupu hodnocení, těžko porovnatelné výsledky hodnocení
silně ovlivněné vodní útvary	shodné postupy, porovnatelné výsledky hodnocení	viz přirozené útvary	viz přirozené útvary	shodné postupy, porovnatelné výsledky hodnocení	viz přirozené útvary
umělé vodní útvary	nehodnotí se	nehodnotí se	nehodnotí se	nehodnotí se	nehodnotí se

FP = fytoplankton; FB = fytozobentos; MF = makrofyta; MZB = makrozoobentos

Table 2. Changes in biological element assessment and results of category “river” between second and third planning cycle

Changes in assessment	PP	PB	MP	MZB	Fish
Natural water bodies	identical procedures, comparable evaluation results	updating of class boundaries in subtype A of the North Sea basin on the basis of intercalibration exercise, comparable evaluation results	updating of class boundaries in type Group 2 and type Group 4 on the basis of intercalibration exercise, comparable evaluation results	identical procedures, comparable evaluation results	change in assessment procedure, difficult to compare evaluation results
Heavily affected water bodies	identical procedures, comparable evaluation results	see natural bodies	see natural bodies	identical procedures, comparable evaluation results	see natural bodies results
Artificial water bodies	not evaluated	not evaluated	not evaluated	not evaluated	not evaluated

PP = phytoplankton; PB = phytobenthos; MP = macrophytes; MZB = macrozoobenthos

Specifické znečišťující látky

Hodnocení specifických znečišťujících látek je stejné pro ekologický stav i potenciál. Pro hodnocení byla použita metodika z 2. období plánů a jediný rozdíl je v tom, že pokud v útvary nebyl v hodnoceném období sledován a/nebo klasifikován žádný ukazatel, byl ekologický stav/potenciál vodního útvaru označen jako „neznámý“.

Hydromorfologie

V 2. období plánů nebyly hydromorfologické složky hodnoceny a ani neproběhlo hodnocení významnosti hydromorfologických vlivů na úrovni celé ČR. Pro 3. období tedy vznikla metodika hodnocení významnosti hydrologických a morfologických vlivů [23] a podle ní byly v plánech identifikovány významné vlivy z hlediska hydrologického režimu, kontinuity a morfologických podmínek. Významné morfologické vlivy byly pak začleněny do výsledků ekologického stavu a potenciálu, ale jako podpůrná složka hodnocení biologických složek, takže nevstupovaly do principu „one-out – all-out“.

ÚTVARY KATEGORIE JEZERO

Hodnocení ekologického potenciálu jezer proběhlo shodnými metodickými postupy jako pro 2. plánovací období [12, 14], vzhledem k nedostatku dat však byla z biologických složek hodnocena pouze složka fytoplankton.

Stále obecně platí, že výsledný stav je dán nejhorším výsledkem hodnocení jednotlivých ukazatelů všech složek chemického stavu a ekologického stavu/potenciálu (s výjimkou hydromorfologie).

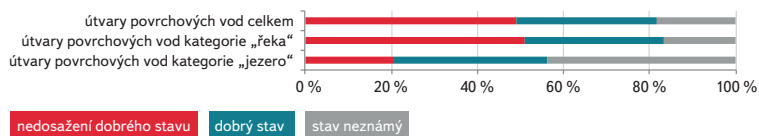
Postup spolehlivosti hodnocení ekologického stavu/potenciálu a chemického stavu byl upraven podle požadavků na reporting [24] a je definován v metodice [23]. Nově se spolehlivost určuje ve třech kategoriích (vysoká, střední a nízká).

VÝSLEDKY

Stav útvarů povrchových vod je dán chemickým stavem a ekologickým stavem, resp. ekologickým potenciálem v případě silně ovlivněných a umělých vodních útvarů. Výsledky hodnocení stavu agregované pro celou Českou republiku, ve vybraných případech i po jednotlivých ukazatelích, jsou stručně zpracovány formou tabulek, map a grafů v následujícím textu.

Chemický stav

Chemický stav je podle Rámcové směrnice pro vodní politiku 2000/60/ES [2] klasifikován jako „dobrý“ nebo „nedosažení dobrého stavu“. Přitom stačí, aby byla překročena jakákoliv norma environmentální kvality z hodnocených prioritních látek, aby dobrý stav nebyl dosažen.



Obr. 1. Chemický stav útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ a „jezero“

Fig. 1. Chemical status of surface water bodies in categories “river” and “lake”

Dobrý chemický stav byl dosažen ve 32,2 % útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ a 36 % útvarů kategorie „jezero“ (obr. 1 a 2, tabulka 3). Dobrým chemickým stavem bylo pro všech 1 118 útvarů povrchových vod klasifikováno 32,5 % z nich, přičemž 18,4 % útvarů nebylo klasifikováno, většinou z důvodu

je identická s postupem pro přirozené vodní tělesa [6–7]. The assessment of the ecological potential of macrozoobenthos and phytoplankton in heavily modified water bodies was performed according to the original methodologies [9–10] and the procedure used is identical for the second and third planning cycles. Changes in the assessment of Biological quality elements for water bodies of the “river” category are summarized in Table 2.

Specific pollutants

The assessment of River Basin-Specific Pollutants (RBSP) is identical for ecological status and potential. The methodology from the second planning cycle was used for the evaluation. The only difference is that if no parameter was monitored and/or classified in the body during the evaluated period; the ecological status/potential of the water body was marked as “unknown”.

Hydromorphology

In the second planning cycle, hydromorphological quality elements were not evaluated, nor was the evaluation of the significance of hydromorphological effects at the level of the entire Czech Republic. Thus, a methodology for assessing the significance of hydrological and morphological impacts [23] was created for the third cycle and, based on it, significant impacts were identified in the plans in terms of hydrological regime, continuity, and morphological conditions. Significant morphological impacts were then included in the results of ecological status and potential, but as a supporting quality element of the evaluation of Biological quality elements, so they did not enter the principle of “one-out – all-out”.

BODIES IN THE “LAKE” CATEGORY

The evaluation of the ecological potential of lakes was carried out using the same methodological procedures as for the second planning cycle [12, 14]; however, due to the lack of data, only phytoplankton was evaluated from the Biological quality elements.

It is still generally true that the final status is given by the worst result of the evaluation of individual parameters of all quality elements of the chemical status and ecological status/potential (with the exception of hydromorphology).

The reliability procedure for the assessment of ecological status/potential and chemical status has been adjusted according to the reporting requirements [24] and is defined in the methodology [23]. Reliability is now determined in three categories (high, moderate, and low).

RESULTS

The status of surface water bodies is determined by the chemical status and ecological status, or ecological potential in the case of heavily modified and artificial water bodies. The results of the status assessment aggregated for the whole of the Czech Republic (in selected cases also by individual indicators) are briefly processed in the form of tables, maps, and graphs in the following text.

Chemical status

The chemical status is classified as “good” or “failing to achieve good status” according to the Water Framework Directive 2000/60/EC [2]. If any Environmental Quality Standard (EQS) of the evaluated priority substances is exceeded then good status is failing to achieve good status.

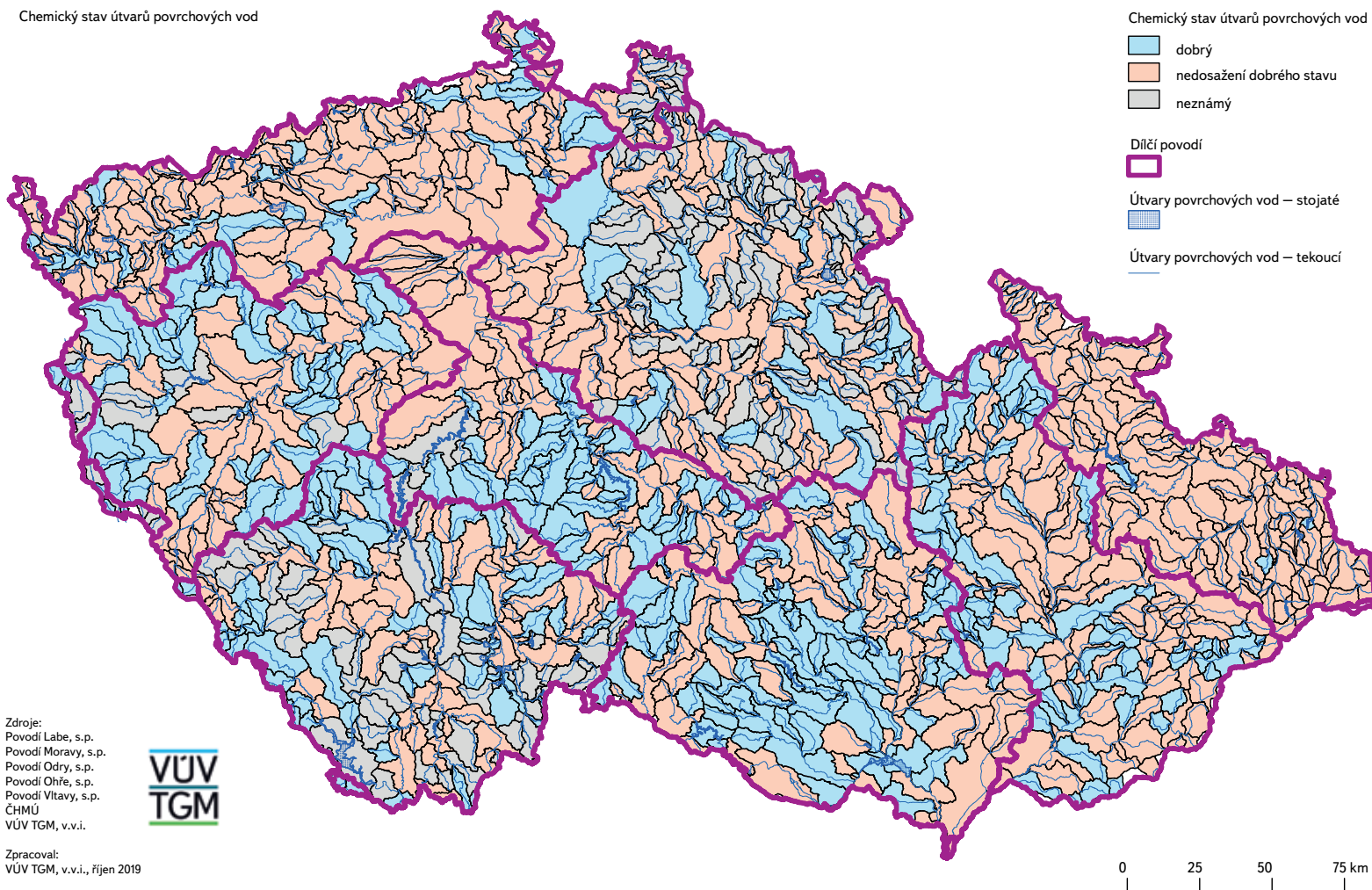
chybějících dat z monitoringu a v některých případech kvůli nedostatečnému počtu měření za rok, a jejich chemický stav byl označen jako „neznámý“. Oproti výsledkům hodnocení chemického stavu povrchových vod pro 2. plánovací období (2010–2012) je nyní dobrým stavem hodnocen menší počet vodních útvarů (dříve 60,9 %). To je dáno několika faktory:

- A. Pokud v daném reprezentativním profilu nebyl monitorován žádný z ukazatelů chemického stavu, jeho stav nebyl v aktuálním hodnocení pro 3. plánovací období označen jako „dobrý“, ale z důvodu předběžné opatrnosti jako „neznámý“. Jen menší počet vodních útvarů byl následně správci povodí na základě expertního posouzení označen jako „dobrý“ (v případě, že v hodnoceném útvaru povrchových vod neexistuje významný antropogenní vliv). V hodnocení pro 2. plánovací období nebyl chemický stav klasifikován pouze ve čtyřech vodních útvarech (z 1 121).
- B. Ve 3. plánovacím období se významně zvýšilo monitorování prioritních látek, což vedlo ke zvýšenému počtu nevyhovujících útvarů, které byly předtím označeny jako v dobrém stavu.

Good chemical status was achieved in 32.2% of surface water bodies in the “river” category and 36% of bodies in the “lake” category (Figures 1 and 2, Table 3). Out of the entire 1,118 surface water bodies, 32.5% of them were classified as having good chemical status; 18.4% were not classified, mostly due to missing monitoring data and, in some cases, due to insufficient number of measurements per year, and their chemical status was marked as “unknown”. Compared to the results of the surface water chemical status assessment for the second planning cycle (2010–2012), a smaller number of water bodies (previously 60.9%) is now assessed as having good status. This is due to several factors:

- A. If none of the chemical status parameter was monitored in the given representative profile, its status was not marked as “good” in the current evaluation for the third planning cycle, but as “unknown” due to precaution. Only a small number of water bodies were subsequently marked as “good” by the river basin managers on the basis of an expert assessment (in the event that there is no significant anthropogenic pressure in the assessed surface water body). In the evaluation for the second planning cycle, the chemical status was not classified in only four water bodies (out of 1,121).

Chemický stav útvarů povrchových vod



Obr. 2. Chemický stav útvarů povrchových vod za období 2016–2018 v České republice
Fig. 2. Chemical status of surface water bodies for the period 2016–2018 in the Czech Republic

Tabulka 3. Chemický stav útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ a „jezero“

Chemický stav	Počet útvarů povrchových vod	Procento útvarů povrchových vod (%)
Kategorie „řeka“	1 045	100
dobry stav	337	32,2
nedosažení dobrého stavu	534	51,1
stav neznámý	174	16,7
Kategorie „jezero“	73	100
dobry stav	26	35,6
nedosažení dobrého stavu	15	20,5
stav neznámý	32	43,8

C. Pro 2. plánovací období nebyly ještě hodnoceny tzv. nové prioritní látky, jejichž NEK nabyly účinnosti 22. prosince 2018. Některé z těchto látek zapříčinily nedosažení dobrého chemického stavu (cybutryn, cypermethrin, dichlorvos, heptachlor + heptachloreoxid, PFOS a terbutryn) (tabulka 4).

K významnému zlepšení došlo v případě hodnocení rozpuštěného niklu a rozpuštěného olova, kdy byla poprvé hodnocena biodostupná koncentrace těchto kovů, která je vždy nižší než koncentrace rozpuštěné formy. Nejproblematičtější parametrem z hlediska překračování NEK jsou dlouhodobě rtuť a PBDE (v matrici biota) a polycyklické aromatické uhlovodíky v matrici voda (fluoranthen, benzo(a)pyren). Posledně jmenovaný ukazatel je problematický také z hlediska obtížného dosažení dostatečně nízké meze stanovitelnosti laboratorními technikami ve vztahu k hodnotě NEK vyjádřené jako roční průměr. Z nových prioritních látek nejsou dosahovány limity pro průměrnou roční koncentraci v žádném z klasifikovaných útvarů povrchových vod u cypermetrinu, PFOS a dichlorvosu, i zde jsou limitní hodnoty (NEK) velice nízké. Nicméně nové prioritní látky jsou zatím monitorovány a klasifikovány v malém počtu útvarů.

Ekologický stav/potenciál

Hodnocení ekologického stavu/potenciálu je dáno agregací dílčích hodnocení biologických složek fytoplankton, fyto-bentos, makrofyta, makrozoobentosu a ryby v kategorii „řeka“, v případě kategorie „jezero“ pouze fytoplankton, makrofyta a ryby, a dalších složek, mezi něž patří všeobecné fyzikálně-chemické ukazatele, specifické znečišťující látky a hydromorfologie. Výsledné hodnocení ekologického stavu/potenciálu je dáno nejméně příznivým hodnocením dané složky s výjimkou hydromorfologie.

V dobrém stavu nebo v dobrém a lepším potenciálu bylo za období hodnocení 2016–2018 hodnoceno pouze 5,4 % útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ a 13,7 % útvarů kategorie „jezero“ (tabulka 5).

Table 3. Chemical status of surface water bodies in categories “river” and “lake”

Chemical status	Number of surface water bodies	Percentage of surface water bodies (%)
“River” category	1,045	100
good status	337	32.2
failing to achieve good status	534	51.1
unknown status	174	16.7
“Lake” category	73	100
good status	26	35.6
failing to achieve good status	15	20.5
unknown status	32	43.8

B. In the third planning cycle, the monitoring of priority substances increased significantly, which led to an increased number of non-compliant bodies that were previously identified as being in good status.

C. For the second planning cycle, the so-called new priority substances have not yet been evaluated, the EQS of which entered into force on 22nd December 2018. Some of these substances have caused the failure to achieve good chemical status (cybutryn, cypermethrin, dichlorvos, heptachlor + heptachlorepoide, PFOS, and terbutryn) (Table 4).

There was a significant improvement in the case of the evaluation of dissolved nickel and dissolved lead, when the bioavailable concentration of these metals (which is always lower than the concentration of the dissolved form) was evaluated for the first time. In the long term, the most problematic parameters in terms of exceeding the EQS are mercury and PBDE (in the biota matrix) and polycyclic aromatic hydrocarbons in the water matrix (fluoranthene, benzo(a)pyrene). The latter pollutant is also problematic in terms of the difficulty of achieving a sufficiently low limit of quantification by laboratory techniques in relation to the EQS value expressed as an annual average. Among the new priority substances, the limits for the average annual concentration in any of the classified surface water bodies for cypermethrin, PFOS, and dichlorvos are not reached; even here, the limit values (EQS) are very low. However, new priority substances are currently monitored and classified in a small number of bodies.

Ecological status/potential

The ecological status/potential assessment is given by the aggregation of sub-assessments of the Biological quality elements phytoplankton, phytobenthos, macrophytes, macrozoobenthos, and fish in the “river” category; in the case of the “lake” category only phytoplankton, macrophytes, and fish, and other quality elements including general physico-chemical parameters, specific pollutants, and hydromorphology. The final assessment of the ecological status/potential is given by the least favourable assessment of the given quality element, with the exception of hydromorphology.

Only 5.4% of surface water bodies in the “river” category and 13.7% of bodies in the “lake” category were assessed in good status or in good and better potential during the 2016–2018 evaluation period (Table 5).

Tabulka 4. Vybrané látky chemického stavu, kvůli kterým nebyl často dosažen dobrý chemický stav v období 2016–2018

Ukazatel	Útvary povrchových vod v nevyhovujícím stavu ¹ (%)	Útvary povrchových vod v nevyhovujícím stavu (počet)	Klasifikované útvary povrchových vod (počet)	Neklasifikované útvary povrchových vod ² (počet)
fluoranten	54,7	351	642	476
benzo(a)pyren	99,3	274	276	842
benzo(b)fluoranten	25,9	167	644	474
benzo(k)fluoranten	10,6	68	643	475
benzo(g,h,i)perylene	34,4	223	649	469
rtuť	15,1	88	584	534
kadmium rozpuštěné	3,9	29	741	377
cybutryn	28,6	46	161	957
heptachlor*	10,0	50	502	616
dichlorvos	100	44	44	1 074
PFOS**	100	28	28	1 090
cypermetrin	100	15	15	1 103
kation tributylcínu	100	1	1	1 117
PBDE***	5,6	24	429	689
DEHP****	2,4	8	341	777
hexachlorocyclohexan	1,2	6	512	606

¹Procento je počítáno z klasifikovaných útvarů. ²V počtu jsou zahrnuty útvary, kde nebyl ukazatel monitorován a nebo nemohl být klasifikován.

*včetně heptachloreoxidu, **perfluoroktansulfonová kyselina a její deriváty, ***bromované difenylétery, ****bis(2-ethylhexyl)ftalát

Table 4. Selected pollutants causing failure to achieve good chemical status in 2016–2018

Indicator	Surface water bodies failing to achieve good status ¹ (%)	Surface water bodies failing to achieve good status (number)	Classified surface water bodies (number)	Unclassified surface water bodies ² (number)
fluoranthene	54.7	351	642	476
benzo(a)pyrene	99.3	274	276	842
benzo(b)fluoranthene	25.9	167	644	474
benzo(k)fluoranthene	10.6	68	643	475
benzo(ghi)perylene	34.4	223	649	469
mercury	15.1	88	584	534
dissolved cadmium	3.9	29	741	377
cybutryne	28.6	46	161	957
heptachlor*	10.0	50	502	616
dichlorvos	100	44	44	1,074
PFOS**	100	28	28	1,090
cypermethrin	100	15	15	1,103
triphenyltin cation	100	1	1	1,117
PBDE***	5.6	24	429	689
DEHP****	2.4	8	341	777
hexachlorocyclohexane	1.2	6	512	606

¹Percentage calculated from classified bodies. ²Number includes bodies where the parameter was not monitored or could not be classified.

*including heptachlor epoxide, **perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) and its derivatives, ***polybrominated diphenyl ethers (PBDE), ****bis(2-ethylhexyl) phthalate

Tabulka 5. Ekologický stav/potenciál útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ a „jezero“

Ekologický stav/potenciál	Počet útvarů povrchových vod	Procento útvarů povrchových vod (%)
Kategorie „řeka“	1 045	100
velmi dobrý stav/maximální potenciál	0	0
dobry stav/lepší potenciál	56	5,4
střední stav/střední potenciál	635	60,8
poškozený stav/poškozený potenciál	272	26,0
zničený stav/zničený potenciál	82	7,8
stav/potenciál neklasifikován	0	0
Kategorie „jezero“	73	100
dobry a lepší potenciál	10	13,7
střední potenciál	29	39,7
poškozený potenciál	10	13,7
zničený potenciál	24	32,9
potenciál neklasifikován	0	0

Hodnocení jednotlivých složek ekologického stavu/potenciálu a jednotlivých všeobecných fyzikálně-chemických ukazatelů pro kategorii „řeka“ můžeme vidět na obr. 3, pro kategorii „jezero“ na obr. 4. V případě útvarů kategorie „řeka“ se na nevyhovujícím stavu podílí nejvýrazněji všeobecné fyzikálně-chemické složky (91,9 %) a teprve následně biologické složky jako celek (73,4 %). Obdobně je tomu v případě kategorie „jezero“. Tento vysoký podíl nesplnění dobrého ekologického stavu/potenciálu je v případě řek dán použitím přísnějších typově specifických hodnot fyzikálně-chemických složek ekologického stavu [11]. Limitujícím parametrem všeobecné fyzikálně-chemické složky pro dosažení zlepšení stavu je celkový fosfor následovaný kyslíkovými poměry (řeky) a průhledností (jezera) (tabulka 6).

V případě celkového fosforu míra překročení typově specifických hodnot (index nesouladu) pro dobrý stav/potenciál u řek činila v průměru 3,4 (medián činil 2,6). Nejvyšší míra překročení je typická pro drobné toky protékající lidskými sídly a nejvyšší indexy nesouladu (nad 10) byly zjištěny hlavně v dílčím povodí Dyje a Horního a středního Labe. Jen u 15 % nevyhovujících vodních útvarů kategorie „řeka“ byla míra překročení typově specifických hodnot nízká v intervalu 1,01 až 1,5. Podobně index nesouladu v nasycení vody kyslíkem (minimum) činil v průměru 2,7 (medián 1,25). U necelých 70 % nesplňujících vodních útvarů byla v tomto ukazateli limitní hodnota mezi dobrým a středním stavem překročena jen mírně (index nesouladu do 1,5).

Table 5. Ecological status/potential of surface water bodies in categories "river" and "lake"

Ecological status/potential	Number of surface water bodies	Percentage of surface water bodies (%)
"River" category	1,045	100
high status/maximum potential	0	0
good status/better potential	56	5.4
moderate status/moderate potential	635	60.8
poor status/poor potential	272	26.0
bad status/bad potential	82	7.8
status/potential unclassified	0	0
"Lake" category	73	100
good and better potential	10	13.7
moderate potential	29	39.7
poor potential	10	13.7
bad potential	24	32.9
potential unclassified	0	0

The assessment of individual quality elements of ecological status/potential and individual general physico-chemical parameters for the "river" category can be seen in Fig. 3, and for the "lake" category in Fig. 4. In the case of bodies in the "river" category, the General physico-chemical quality elements (91.9%) and only subsequently the Biological quality elements as a whole (73.4%) contribute the most to the unsatisfactory condition. The "lake" category is similar. This high rate of non-compliance with good ecological status/potential in the case of rivers is due to the use of stricter type-specific values of physico-chemical quality elements of ecological status [11]. The limiting parameter of the general physico-chemical quality element to achieve status improvement is total phosphorus, followed by oxygen conditions (rivers) and transparency (lakes) (Table 6).

In the case of total phosphorus, the rate of exceedance of type-specific values (non-compliance index) for good status/potential in rivers averaged 3.4 (median 2.6). The highest rate of exceedance is typical for small streams flowing through human settlements; the highest non-compliance indices (above 10) were found mainly in the sub-basin of the rivers Thaya and the Upper and Middle Elbe. Only in 15% of unsatisfactory water bodies in the "river" category was the rate of exceedance of type-specific values low, in the range of 1.01 to 1.5. Similarly, the oxygen saturation non-compliance index (minimum) averaged 2.7 (median 1.25). In less than 70% of non-compliant water bodies, the limit value between good and moderate status was only slightly exceeded in this parameter (non-compliance index up to 1.5).

Tabulka 6. Útvary povrchových vod ve středním stavu/potenciálu – všeobecné fyzikálně-chemické ukazatele

Ukazatel	Útvary povrchových vod v horším než dobrém stavu ¹ (%)	Počet útvarů povrchových vod v horším než dobrém stavu	Počet klasifikovaných útvarů povrchových vod	Počet neklasifikovaných útvarů povrchových vod ²
Kategorie „řeka“				
fosfor celkový	79,0	818	1 035	10
fosfor fosforečnanový	59,9	601	1 003	42
nasycení kyslíkem	58,2	596	1 025	20
BSK ₅	40,7	421	1 034	11
dusík dusičnanový	49,7	518	1 042	3
dusík amoniakální	33,1	343	1 036	9
teplota vody	32,4	330	1 019	26
reakce vody	17,5	178	1 017	28
KNK _{4,5} *	12,1	16	132	913
Kategorie „jezero“				
fosfor celkový	64,4	47	73	0
průhlednost	80,0	36	45	28
nasycení kyslíkem	42,6	23	54	19
reakce vody	20,0	13	65	8
teplota vody	11,1	6	54	19

¹Procento je počítáno z klasifikovaných útvarů. ²V počtu jsou zahrnuty útvary, kde nebyl ukazatel monitorován nebo nemohl být klasifikován.

*KNK_{4,5} se hodnotí jen u některých skupin útvarů.

Table 6. Surface water bodies in moderate status/potential – physico-chemical parameters

Indicator	Surface water bodies in worse than good status ¹ (%)	Number of water bodies in worse than good status	Number of classified surface water bodies	Number of unclassified surface water bodies ²
“River” category				
total phosphorus	79.0	818	1,035	10
phosphate phosphorus	59.9	601	1,003	42
oxygen saturation	58.2	596	1,025	20
BOD ₅	40.7	421	1,034	11
nitrate nitrogen	49.7	518	1,042	3
ammoniacal nitrogen	33.1	343	1,036	9
water temperature	32.4	330	1,019	26
water reaction	17.5	178	1,017	28
ANC _{4,5} *	12.1	16	132	913
“Lake” category				
total phosphorus	64.4	47	73	0
transparency	80.0	36	45	28
oxygen saturation	42.6	23	54	19
water reaction	20.0	13	65	8
water temperature	11.1	6	54	19

¹Percentage calculated from classified bodies. ²Number includes bodies where the parameter was not monitored or could not be classified.

*ANC_{4,5} (EEA_3153-01-3 – Acid neutralizing capacity to pH 4.5) is assessed only for some groups of bodies.

Tabulka 7. Specifické znečišťující látky s významným překročením norem environmentální kvality (NEK)

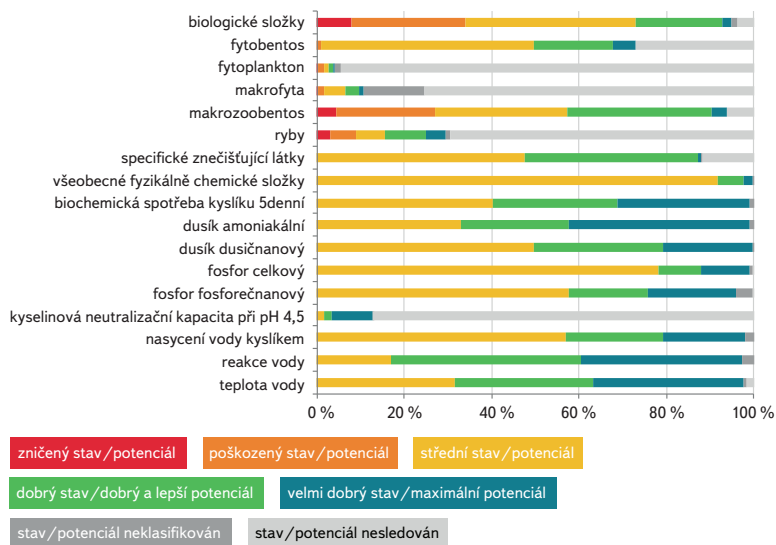
Ukazatel	Útvary povrchových vod v horším než dobrém stavu ¹ (%)	Počet útvarů povrchových vod v horším než dobrém stavu	Počet klasifikovaných útvarů povrchových vod	Počet neklasifikovaných útvarů povrchových vod ²
Kategorie „řeka“				
AOX	32,1	157	488	557
metabolity alachloru	24,2	143	591	454
EDTA	33,7	93	276	769
bisfenol A	17,5	76	435	610
železo	10,2	66	649	396
metolachlor + metabolity	9,2	60	655	390
pyren	10,0	58	582	463
mangan	8,7	51	583	462
fenanthren	6,4	37	582	463
fenitrotion	9,0	34	377	668
malathion	7,6	32	421	624
NTA	11,8	32	272	773
fenthion	5,1	25	494	551
uhlovodíky C10–C40	4,8	16	332	713
Kategorie „jezero“				
AOX	83,3	10	12	61
železo	7,9	5	63	10
mangan	6,0	3	50	23
bisfenol A	10,5	2	19	54

¹Procento je počítáno z klasifikovaných útvarů. ²V počtu jsou zahrnuty útvary, kde nebyl ukazatel monitorován nebo nemohl být klasifikován.

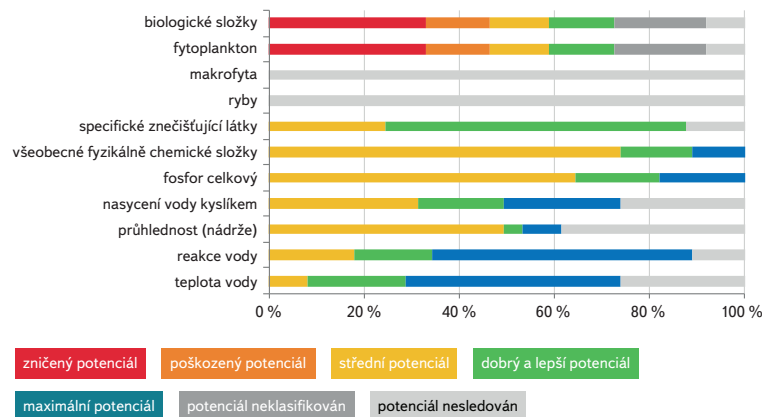
Table 7. River basin specific pollutants with high frequency of exceedance of environmental quality standards (EQSs)

Indicator	Surface water bodies in worse than good status ¹ (%)	Number of water bodies in worse than good status	Number of classified surface water bodies	Number of unclassified surface water bodies ²
“River” category				
AOX	32.1	157	488	557
alachlor metabolites	24.2	143	591	454
EDTA	33.7	93	276	769
bisphenol A	17.5	76	435	610
iron	10.2	66	649	396
metolachlor + metabolites	9.2	60	655	390
pyrene	10.0	58	582	463
manganese	8.7	51	583	462
phenanthrene	6.4	37	582	463
fenitrothion	9.0	34	377	668
malathion	7.6	32	421	624
NTA	11.8	32	272	773
fenthion	5.1	25	494	551
hydrocarbons C10–C40	4.8	16	332	713
“Lake” category				
AOX	83.3	10	12	61
iron	7.9	5	63	10
manganese	6.0	3	50	23
bisphenol A	10.5	2	19	54

¹Percentage calculated from classified bodies. ²Number includes bodies where the parameter was not monitored or could not be classified.

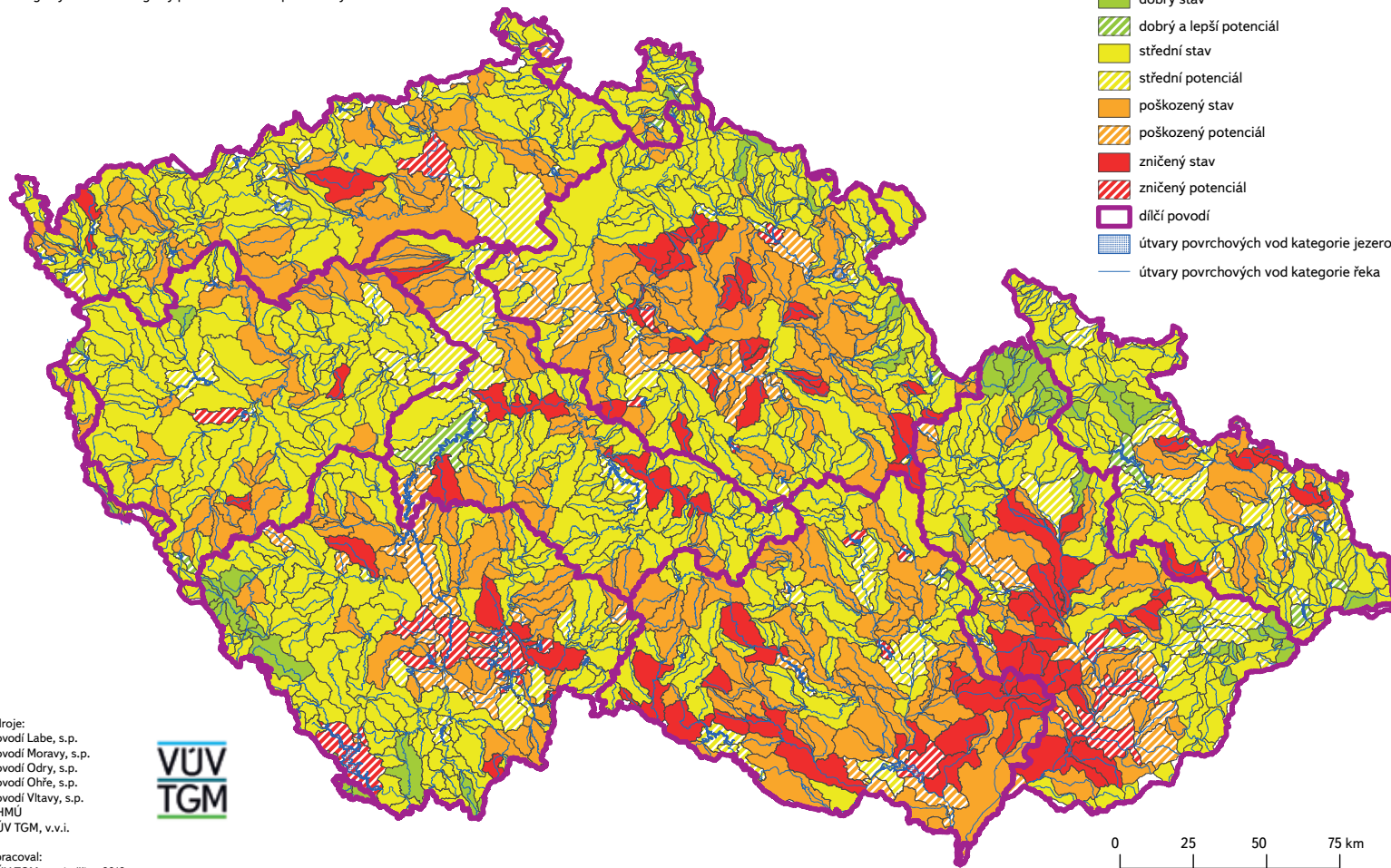


Obr. 3. Ekologický stav/potenciál útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ podle hodnocení složek a jednotlivých všeobecných fyzikálně-chemických ukazatelů období 2016–2018
 Fig. 3. Ecological status/potential of surface water bodies in the category “river” evaluated by physico-chemical parameters in 2016–2018 period



Obr. 4. Ekologický stav/potenciál útvarů povrchových vod kategorie „jezero“ podle hodnocení složek a jednotlivých všeobecných fyzikálně-chemických ukazatelů období 2016–2018
 Fig. 4. Ecological status/potential of the surface water bodies category “lake” evaluated by physico-chemical parameters in 2016–2018 period

Ekologický stav a ekologický potenciál útvarů povrchových



Zdroje:
 Povodí Labe, s.p.
 Povodí Moravy, s.p.
 Povodí Odry, s.p.
 Povodí Ohře, s.p.
 Povodí Vltavy, s.p.
 ČHMÚ
 VÚV TGM, v.v.i.



Zpracoval:
 VÚV TGM, v.v.i., říjen 2019

Obr. 5. Ekologický stav a ekologický potenciál útvarů povrchových vod za období 2016–2018 v České republice
 Fig. 5. Ecological status/potential of surface water bodies for the period 2016–2018 in the Czech Republic

Hodnocení útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ podle biologické složky makrozoobentosu, která je nejpoužívanější biologickou složkou, vychází následovně: 32,4 % ve středním stavu, 23,6 % v poškozeném stavu a 4,8 % ve zničeném stavu z klasifikovaných útvarů. Celkem je v nevyhovujícím stavu 599 vodních útvarů kategorie „řeka“ z 982 klasifikovaných útvarů. Počet monitorovaných útvarů povrchových vod složkou makrozoobentos byl ve srovnání s 2. plánovacím obdobím významně navýšen. Nejméně příznivý stav v této složce je patrný v útvarech povrchových vod povodí Horního a středního Labe, naopak nejlepší v povodích Dolní Vltavy a ostatních přítoků Dunaje.

Biologickou složkou fytozobentos je nepříznivě (nevyhovující stav) hodnoceno 519 vodních útvarů kategorie „řeka“, což představuje 67,9 % z 764 klasifikovaných útvarů, pouze 1 % útvarů z nich je v poškozeném stavu a ve zničeném se nenachází ani jeden vodní útvar. Také u této složky došlo k významnému navýšení počtu monitorovaných vodních útvarů.

Ryby byly hodnoceny v celkem 309 vodních útvarech kategorie „řeka“. Metodika hodnocení podle ryb byla v roce 2019 přepracována [5]. Plná polovina klasifikovaných vodních útvarů dobrému stavu nevyhověla (52,4 %). Na nepříznivém stavu se střední stav/potenciál podílí 22,3 %, poškozený stav/potenciál 19,7 % a zničený stav/potenciál 10,4 %. Nejméně příznivý stav v této složce je patrný v útvarech povrchových vod povodí Dyje, naopak nejlepší v povodí Horní Odry.

V útvarech povrchových vod kategorie „jezero“ byl jedinou hodnocenou biologickou složkou fytoplankton. Ze 73 vodních útvarů této kategorie byl hodnocen ekologický potenciál v 53 nádržích. Pouze 10 z nich vykazuje dobrý a lepší potenciál. Převažuje zničený potenciál ve 24 nádržích (obr. 4). Jak již bylo konstatováno v předcházejícím textu, celkový fosfor a průhlednost jsou nejvýznamnějšími faktory nesplnění požadavků pro dobrý potenciál. V případě celkového fosforu 47 jezer nevyhovělo, míra překročení typově specifických hodnot (index nesouladu) pro dobrý potenciál činila v průměru 3,8 (medián 2,3). Nejvyšší míra překročení je typická pro rybníky. V jedné třetině vodních útvarů kategorie „jezero“ byla míra překročení nízká do 1,5. Podobně míra překročení typově specifických hodnot v průhlednosti nádrže pro dobrý potenciál činila v průměru 3,6 (medián 3,1). Pro 31 % nevyhovujících nádrží byla průhlednost překročena jen mírně (index nesouladu do 1,5).

Ze specifických znečišťujících látek k nejvíce problematickým parametrům náleží AOX, EDTA, metabolity alachloru a bisfenol A (tabulka 7). Průměrná míra překročení norem environmentální kvality (průměr) nařízení vlády č. 401/2015 Sb. [25] se u těchto parametrů pohybuje v rozmezí od 1,5 až 3,7 (1,5 u AOX, 1,65 u bisfenolu A, 2,8 pro metabolity alachloru a 3,7 pro EDTA). Toky nejvíce zatížené adsorbovatelnými organicky vázanými halogeny (AOX) se nacházejí v povodí Ohře, Dolního Labe a ostatních přítoků Labe, ovšem to je také jediné povodí, kde jsou AOX sledovány prakticky ve všech útvarech kategorie řeka.

Celkový ekologický stav/potenciál v ČR je na obr. 5.

ZÁVĚR

Z realizovaného hodnocení stavu útvarů povrchových vod zpracovaném pro 3. plánovací období při použití principu „one out – all out“ vyplývá, že v nevyhovujícím chemickém stavu je 51,1 % útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ (z 1 045 útvarů) a 20,5 % útvarů kategorie „jezero“ (ze 73 útvarů), přičemž u 16,7 % útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ a u 43,8 % útvarů kategorie „jezero“ byl hodnocen jejich chemický stav jako „neznámý“. V nevyhovujícím ekologickém stavu/potenciálu je 94,6 % útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ (z 1 045 útvarů) a 86,3 % útvarů kategorie „jezero“ (ze 73 útvarů). Hodnocení stavu bylo realizováno jako přímé hodnocení z výsledků monitorovacích programů státních podniků Povodí za období 2016–2018 s tím, že v některých opodstatněných případech (např. vlivem „rotování“ profilů monitoringu bioty) byly využity i výsledky monitorování za období 2013–2015.

The results of the assessment of surface water bodies category river according to the biological quality element of macrozoobenthos (which is the most used biological quality element) are as follows: 32.4% in the middle status, 23.6% in the poor status, and 4.8% in the bad status. A total of 599 water bodies (out of 982 classified bodies) in the “river” category are in less than good status. The number of monitored surface water bodies by the macrozoobenthos quality element was significantly increased compared to the second planning cycle. The least favourable status in this quality element is evident in the surface water bodies of the Upper and Middle Elbe river basins, while the best in the Lower Moldau river basins and tributaries of the Danube.

In total 519 water bodies in the “river” category, which represent 67.9% of 764 classified bodies, are assessed unfavourably by the biological quality element of phytozobenthos (less than good status); of them, only 1% of the bodies are in a poor status and not a single water body is in the bad status. There was also a significant increase in the number of monitored water bodies in this quality element.

Fish were evaluated in a total of 309 water bodies in the “river” category. The fish assessment methodology was revised in 2019 [5]. Half of the classified water bodies did not meet good status (52.4%). The moderate status/potential contributes 22.3% to the unfavourable status, the poor status/potential 19.7% and the bad status/potential 10.4%. The least favourable status in this quality element is evident in the surface water bodies of the Thaya river basin, while the best is in the Upper Oder river basin.

In surface water bodies in the “lake” category, the only biological quality element assessed was phytoplankton. Of the 73 water bodies in this category, the ecological potential in 53 reservoirs was assessed. Only 10 of them showed good and better potential. The bad potential prevails in 24 reservoirs (Fig. 4). As stated above, total phosphorus and transparency are the most important factors in not meeting the requirements for good potential. In the case of total phosphorus, 47 lakes failed; the rate of exceedance of type-specific values (non-compliance index) for good potential averaged 3.8 (median 2.3). The highest rate of exceedance is typical for ponds. In one third of the water bodies in the “lake” category, the exceedance rate was as low as 1.5. Similarly, the rate of exceedance of type-specific values in reservoir transparency for good potential averaged 3.6 (median 3.1). For 31% of non-compliant reservoirs, transparency was exceeded only slightly (non-compliance index up to 1.5).

Of the specific pollutants, the most problematic parameters are Adsorbable Organic Halides (AOX), ethylenediaminetetraacetic acid (EDTA), alachlor metabolites, and bisphenol A (Table 7). The average rate of exceeding EQSs (average) of Government Regulation No. 401/2015 Coll. [25] with these parameters range from 1.5 to 3.7 (1.5 for AOX, 1.65 for bisphenol A, 2.8 for alachlor metabolites, and 3.7 for EDTA). The streams most burdened by AOX are located in the Eger, Lower Elbe, and other tributaries of the Elbe river district; however, it is also the only catchment where AOX are monitored in practically all water bodies in the “river” category.

The overall ecological status/potential in the Czech Republic is shown in Fig. 5.

CONCLUSION

The implemented assessment of the surface water status prepared for the third planning cycle using the principle of “one out – all out” shows that 51.1% of surface water bodies in the “river” category (out of 1,045 bodies) and 20.5% of bodies in the “lake” category (out of 73 bodies) are failing to achieve good chemical status; in 16.7% of the surface water bodies in the “river” category and in 43.8% in the “lake” category bodies, their chemical status was assessed as “unknown”. 94.6% of surface water bodies in the “river” category (out of 1,045 bodies) and 86.3% of bodies in the “lake” category (out of 73 bodies) are in less than good ecological status/potential. The assessment was carried out as a direct

Na nedosažení dobrého chemického stavu měly vliv především polycyklické aromatické uhlovodíky, konkrétně fluoranthen a benzo(a)pyren, lze však zaznamenat rozdíly mezi jednotlivými dílčími povodími. Některé nové prioritní látky (cypermetrin, dichlorvos a PFOS) sice vycházely nevyhovující v každém sledovaném profilu, rozsah jejich sledování a klasifikace jsou však dosud velmi nízké (maximálně 4 % profilů). Obdobná situace je u výsledků prioritních látek v biotě pro rtuť a bromované difenylethery (sledovány maximálně ve 3 % profilů). Limitujícím parametrem pro dosažení zlepšení ekologického stavu/potenciálu je stále celkový fosfor a kyslíkové poměry pro kategorii „řeka“ a celkový fosfor a průhlednost pro kategorii „jezero“. V biologických složkách se na nepříznivém hodnocení útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ podílely nejčastěji fyto-bentos a makrozoobentos, v kategorii „jezero“ fytoplankton.

Srovnání výsledků hodnocení pro 2. a 3. plánovací období je problematické a u značné části hodnocených složek neporovnatelné z důvodu aktualizace postupů hodnocení stavu, změně identifikace silně ovlivněných útvarů pro vodní útvary kategorie řeka a významnému rozšíření sledovaných ukazatelů. Možné srovnání hodnocení pro zjištění případného zlepšení nebo zhoršení lze tak realizovat pouze pro jednotlivé ukazatele a složky, u kterých nedošlo ke změně limitů nebo postupu hodnocení a to jen pro profily, které byly klasifikovány pro daný ukazatel v obou plánovacích obdobích. Hydromorfologie jako podpůrná složka hodnocení ekologického stavu nevstupovala do principu hodnocení „one-out – all-out“. Nově byly použity původní odvozené limity mezi dobrým a středním stavem pro všeobecné fyzikálně-chemické ukazatele v hodnocení ekologického stavu a biologicky dostupná forma niklu a olova v hodnocení chemického stavu. Zcela přepracována byla metodika hodnocení ekologického stavu podle ryb tak, aby lépe charakterizovala stav v toku a umožnila navrhnout vhodná opatření ke zlepšení. Významnou změnou byla také klasifikace chemického stavu jako neznámý v některých případech, kdy u útvaru nebyla hodnocena žádná prioritní látka.

Podrobnější výsledky ve formě map, grafů a tabulek jsou na stránkách HEIS VÚV TGM, v. v. i.: heis.vuv.cz/projekty/rsv.

Poděkování

Děkujeme všem státním podnikům Povodí za poskytnutá data a souhlas se zveřejněním souhrnných výsledků hodnocení stavu povrchových vod. Rovněž děkujeme za poskytnutá data a výsledky ostatním spolupracujícím pracovníkům odborných subjektů: ČHMÚ, Hydrossoft Veleslavín, s. r. o., Biologické centrum AV ČR, v. v. i.

Literatura

- [1] TUŠIL, P., RICHTER, P., VYSKOČ, P., DURČÁK, M. a FILIPPI, R. Hodnocení stavu útvarů povrchových vod v České republice za období 2013–2015. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2018, roč. 60, č. 6, s. 26–33.
- [2] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.
- [3] Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů.
- [4] Vyhláška č. 98/2011 Sb., o způsobu hodnocení stavu útvarů povrchových vod, způsobu hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých útvarů povrchových vod a o náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu útvarů povrchových vod, ve znění pozdějších předpisů.
- [5] JANÁČ, M., JURAJDA, P., POLÁŠEK, M. a NĚMEJCOVÁ, D. *Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky ryby*. Aktualizace metodického postupu Horký a Slavík (2011). Certifikovaná metodika MŽP, 2019.
- [6] KOČÍ, M., GRULICH, V., OPATŘILOVÁ, L. a HORKÝ, P. *Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích pomocí biologické složky makrofyta*. VÚV TGM, v. v. i., 2011. Certifikovaná metodika MŽP. Aktualizace platná od března 2018.
- [7] MARVAN, P., OPATŘILOVÁ, L., HETEŠA, J., MACIAK, M. a HORKÝ, P. *Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky fyto-bentos*. VÚV TGM, v. v. i., 2011. Certifikovaná metodika MŽP. Aktualizace platná od března 2018.

assessment of the results of monitoring programmes of the Water Basin state-owned enterprises (Povodí) for the period 2016–2018, with monitoring results for the period 2013–2015 also being used in some justified cases (e.g. due to “rotation” of biota monitoring profiles).

The failure to achieve good chemical status was mainly influenced by polycyclic aromatic hydrocarbons, specifically fluoranthene and benzo(a)pyrene; however, differences between individual sub-basins can be noted. Although some new priority substances (cypermethrin, dichlorvos, and PFOS) failed to achieve good chemical status in each monitored profile, the scope of their monitoring and classification are still very low (maximum 4% of profiles). The situation is similar for the results of priority substances in biota for mercury and brominated diphenyl ethers (monitored in a maximum of 3% of profiles). The limiting parameter for achieving the improvement of the ecological status/potential is still the total phosphorus and oxygen conditions for the “river” category and total phosphorus and transparency for the “lake” category. In the Biological quality elements, phyto-benthos and macrozoobenthos most often contributed to the unfavourable assessment of surface water bodies in the “river” category, and phytoplankton in the “lake” category.

Comparison of evaluation results for the second and third planning cycles is problematic and incomparable for a large part of the evaluated quality elements due to the update of status assessment procedures, change of identification of heavily modified bodies for water bodies of the “river” category, and significant expansion of monitored parameters. A possible comparison of evaluations to determine possible improvement or deterioration can thus be realized only for individual parameters and quality elements for which there was no change in the limits or the evaluation procedure, and only for river profiles that were classified for the given parameter in both planning cycles. Hydromorphology as a supporting quality element of ecological status assessment did not enter the principle of “one-out – all-out” assessment. The original derived limits between good and moderate status were used for the first time for general physico-chemical parameters in the assessment of ecological status and the bioavailable form of nickel and lead in the assessment of chemical status. The methodology for assessing the ecological status of fish has been completely redesigned in order to better characterize the status of the stream and to allow the design of appropriate improvement measures. A significant change was also the classification of the chemical status as unknown in some cases where no priority substance was evaluated in the body.

More detailed results in the form of maps, graphs, and tables are on the HEIS TGM WRI, p.r.i., site: heis.vuv.cz/projekty/rsv.

Acknowledgments

We thank all the Water Basin state-owned enterprises (Povodí) for the data provided and consent to publish the summary results of the surface water status assessment. We also give thanks for the provided data and results to other cooperating employees of professional entities: CHMI, Hydrossoft Veleslavín, s.r.o., Biological Centre of the ASCR, p.r.i.

[8] NĚMEJCOVÁ, D., ZAHŘÁDKOVÁ, S., OPATŘILOVÁ, L. a SYROVÁTKA, V. *Metodika hodnocení biologické složky bentičtí bezobratlí pro velké nebroditelné řeky*. VÚV TGM, v. v. i., 2013. Certifikovaná metodika MŽP. Aktualizace platná od března 2018.

[9] OPATŘILOVÁ, L., KOKEŠ, J., NĚMEJCOVÁ, D., SYROVÁTKA, V., ZAHŘÁDKOVÁ, S., MACIAK, M. a HORKÝ, P. *Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky makrozoobentos*. VÚV TGM, v. v. i., 2011. Certifikovaná metodika MŽP. Aktualizace platná od března 2018.

[10] OPATŘILOVÁ, L., DESORTOVÁ, B., POTUŽÁK, J., LIŠKA, M., MACIAK, M. a HORKÝ, P. *Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích pomocí biologické složky fytoplankton*. VÚV TGM, v. v. i., 2011. Certifikovaná metodika MŽP. Aktualizace platná od března 2018.

[11] ROSENDORF, P., TUŠIL, P., DURČÁK, M., SVOBODOVÁ, J., BERÁNKOVÁ, T. a VYSKOČ, P. *Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích*. VÚV TGM, v. v. i., 2011. Certifikovaná metodika MŽP.

[12] DURČÁK, M., TUŠIL, P., MIČANÍK, T., ROSENDORF, P., KRISTOVÁ, A. a VYSKOČ, P. *Metodika hodnocení ekologického stavu/potenciálu útvarů povrchových vod – specifické znečišťující látky*. VÚV TGM, v. v. i., 2013. Certifikovaná metodika MŽP.

[13] OPATŘILOVÁ, L., NĚMEJCOVÁ, D., ZAHŘÁDKOVÁ, S., HORKÝ, P., DESORTOVÁ, B. a TUŠIL, P. *Metoda pro hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů – kategorie řeka*. VÚV TGM, v. v. i., 2013. Certifikovaná metodika MŽP.

[14] BOROVEC, J., HEJZLAR, J., ZNACHOR, P., NEDOMA, J., ČTVRTLÍKOVÁ, M., BLABOLIL, P., ŘÍHA, M., KUBEČKA, J., RICARD, D. a MATĚNA, J. *Metodika pro hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů – kategorie jezero*. Biologické centrum AV ČR, v. v. i., 2014. Certifikovaná metodika MŽP.

[15] ROSENDORF, P. a PRCHALOVÁ, H. *Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického potenciálu útvarů povrchových vod kategorie řeka*. VÚV TGM, v. v. i., 2019.

[16] DURČÁK, M., TUŠIL, P., MIČANÍK, T., ROSENDORF, P., KRISTOVÁ, A. a VYSKOČ, P. *Metodika hodnocení chemického stavu útvarů povrchových vod*. VÚV TGM, v. v. i., 2013. Certifikovaná metodika MŽP.

[17] MIČANÍK, T., DURČÁK, M. a KRISTOVÁ, A. *Metodika odvození biologicky dostupných koncentrací vybraných kovů pro potřeby hodnocení chemického stavu útvarů povrchových vod*. VÚV TGM, v. v. i., 2019. Certifikovaná metodika MŽP.

[18] PRCHALOVÁ, H., DURČÁK, M., VYSKOČ, P., ROSENDORF, P. a MIČANÍK, T. *Metodika hodnocení chemického a ekologického stavu útvarů povrchových vod kategorie řeka pro třetí cyklus plánů povodí v ČR*. VÚV TGM, v. v. i., 2019.

[19] Metal Bioavailability Assessment Tool (M-BAT), verze 30.0 z 20. listopadu 2013. Dostupný z: <https://www.wfduk.org/resources/rivers-lakes-metal-bioavailability-assessment-tool-m-bat>

[20] Biotic Ligand Model (Bio-met), verze 5.0 z června 2019. Dostupný po registraci z: <http://bio-met.net/>

[21] Rozhodnutí Komise 2018/229/EU ze dne 12. února 2018, kterým se podle směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES stanoví hodnoty pro klasifikace monitorovacích systémů členských států vyplývající z mezikalibračního porovnání a kterým se ruší rozhodnutí Komise 2013/480/EU.

[22] HORKÝ, P. *Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky ryby*. VÚV TGM, v. v. i., 2011.

[23] KOŽENÝ, P., VYSKOČ, P., MAKOVCOVÁ, M., UHLÍŘOVÁ, K., BALVÍN, P., PRCHALOVÁ, H. a kol. *Pracovní postup určení významných vlivů na morfologii a hydrologický režim*. VÚV TGM, v. v. i., 2019.

[24] Guidance Document No. 35 – CIS WFD – WFD Reporting Guidance 2016, Final – Version 6.0.6, 2016.

[25] Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

Autoři

Ing. Tomáš Mičaník, Ph.D.

✉ tomas.micanik@vuv.cz

ORCID: 0000-0002-5867-0985

Ing. Petr Vyskoč

✉ petr.vyskoc@vuv.cz

ORCID: 0000-0002-5006-5414

RNDr. Hana Prchalová

✉ hana.prchalova@vuv.cz

ORCID: 0000-0003-1890-8335

Mgr. Marek Polášek

✉ marek.polasek@vuv.cz

ORCID: 0000-0003-3213-7135

RNDr. Denisa Němejcová

✉ denisa.nemjcovova@vuv.cz

ORCID: 0000-0001-9255-442X

Ing. Martin Durčák

✉ martin.durcak@vuv.cz

ORCID: 0000-0002-1999-3773

Ing. Pavel Richter, Ph.D.

✉ pavel.richter@vuv.cz

ORCID: 0000-0001-6338-3481

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.
TGM Water Research Institute, p.r.i.

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2020.09.002



Trajektorie vývoje mokřadů v horní části povodí Výrovky za uplynulých 180 let

PAVEL RICHTER

Klíčová slova: archivní mapy – mokřady – GIS – krajinné změny – voda v krajině – zemědělské hospodaření

SOUHRN

V tomto článku byla analyzována změna pokrytí mokřadů a zastoupení různých kategorií mokřadů za uplynulých 180 let v horní části povodí Výrovky. Jako podklady byly použity historické mapy stabilního katastru, současná ortofotomapa a GIS vrstvy aktuální lokalizace a klasifikace různých typů krajinného pokryvu. Na základě studia dostupných podkladů byly klasifikovány tyto čtyři typy mokřadů: mokré louky, mokré louky s dřevinami, bažiny a močály a podmáčené lesy. Podmáčené lesy se ale vyskytovaly pouze na současných mapových podkladech. Rozloha mokřadů dramaticky poklesla z 687,74 ha v letech 1838–1841 (7,53 % plochy řešeného území) na 9,29 ha v roce 2019 (0,1 %). Zatímco převážnou část rozlohy historických mokřadů tvořily mokré louky (98,82 %), v současnosti zaujímají největší plochu mokřadů vedle mokřadů také podmáčené lesy (40,23 %, resp. 42,10 %). Polovinu plochy zmizelých mokřadů zaujala orná půda, proto lze sledované změny přičíst na vrub zejména zvyšování produkce zemědělské výroby. Zjištěné informace lze využít při plánování krajiny s ohledem na ochranu a management mokřadů.

ÚVOD

Hlavním cílem výzkumu prezentovaného v tomto článku je analýza a hodnocení dlouhodobých změn mokřadních biotopů na krajinné úrovni. Jako pilotní území byla vybrána k. ú. na horním toku Výrovky v povodí Labe. Byly zde řešeny tyto hlavní výzkumné otázky:

- Jaká je dynamika změn (vyjádřená zastoupením kontinuálních, zmizelých a nových mokřadů) a trajektorie vývoje mokřadů na horním toku Výrovky?
- Jak se v průběhu historie měnila struktura zastoupení různých kategorií mokřadů?

V dalším období by mělo být zmapováno obdobným způsobem celé povodí Výrovky.

STRUČNÝ SOUHRN METODIKY

- Zájmová území byla vymezena jako katastrální území (k. ú.) patřící do horní části povodí III. řádu 1-04-06 Výrovka.
- Katastrální území byla lokalizována tak, aby tvořila souvislé území od pramene Výrovky v horní části povodí III. řádu 1-04-06 od nejvyšších partií povodí do 300 m n. m.

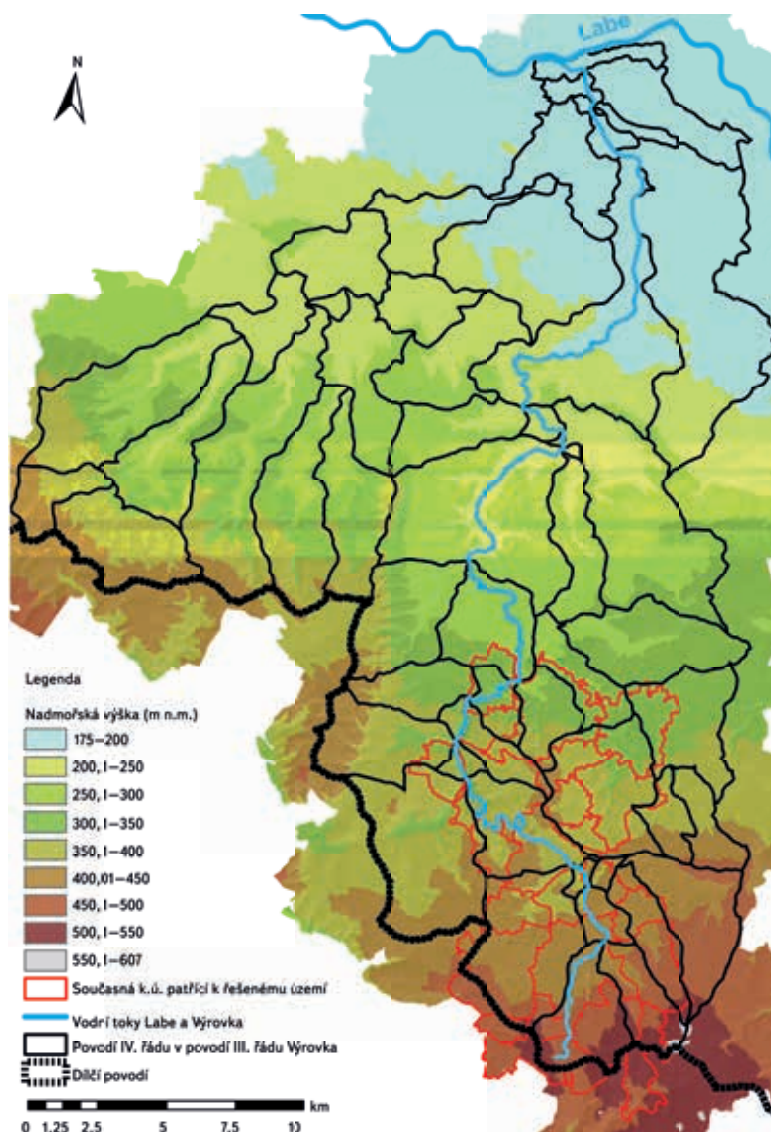
- Jako hlavní podklady byly použity archivní mapy stabilního katastru a současná ortofotomapa ČR. Archivní mapy byly georeferencovány a poté byly podklady vektorizovány.
- Prostorové změny byly zjištěny pomocí analýzy v prostředí GIS za pomoci nástrojů Symmetrical difference a Intersection. Výsledkem je kategorizace mokřadů na segmenty kontinuální, zmizelé a nové.
- Dále byly u jednotlivých kategorií mokřadů popsány trajektorie jejich změn.

VYMEZENÍ ÚZEMÍ

Vymezené území leží v povodí Výrovky (povodí III. řádu 1-04-06), v mírně zvláště, částečně zalesněné planině klesající pozvolna do Polabské nížiny (*obr. 1*). Pevná část řešeného území patří podle rámcového typu přírodní krajiny do mírně teplých krajin pánví a pahorkatin a část do mírně chladné krajiny pahorkatin a vrchovin a do teplé krajiny nížin, podle funkčních typů krajiny pak do krajiny polní a krajiny lesně-polní [1] v rozmezí 300–555 m n. m. Dominující půdní typy jsou hnědozem, kambizem kyselá a luvizem pseudoglejová. Toto území bylo vymezeno pomocí hranic současných k. ú. zároveň hranicemi povodí III. řádu. Bylo vybráno celkem 24 k. ú. o souhrnné rozloze 101,024 km², z čehož 91,372 km² patří do povodí III. řádu 1-04-06 Výrovka, a tvoří tak řešené území (*obr. 1 a 2*). Povodí Výrovky bylo zvoleno proto, že se nachází na rozvodí dílčích povodí Dolní Vltava a Horní a střední Labe, přičemž se rozprostírá v rozmezí 175–555 m n. m. v celkem pěti typech krajiny ČR podle Romportla [1], a je tudíž vhodná k analýzám vývoje krajiny podle většího počtu krajinných typů. Tato krajina doznala intenzivních změn, kde byly mokřady vesměs přeměněny na jiné typy využití krajiny. V této krajině zároveň mokřady do velké míry chybí a jsou zde významné z důvodu zlepšení vodního režimu v krajině, zejména zmírnění dopadů záplav a deletrvajících suchých období.

Řešené území tvoří následující k. ú.: Bečváry, Církvice u Kolína, Doubravčany, Drahobudice, Hatě, Horní Jelčany, Hryzely, Chmeliště, Mančice u Rašovic, Nesměň u Zásmuk, Rašovice u Uhlířských Janovic, Sobočice, Uhlířské Janovice, Vavřinec, Vršice, Zásmuky a Žišov celou rozlohou. Téměř celé k. ú. Bláto, Kochánov u Mitrova a Staňkovice u Uhlířských Janovic, zhruba polovina území k. ú. Janovická Lhota, Sudějov a Mitrov u Uhlířských Janovic a malá část k. ú. Opatovice II. [2].

Celé povodí III. řádu 1-04-06 Výrovka má rozlohu 543,045 km² (řešené území tvoří tedy cca pětinu rozlohy tohoto povodí) a sousedí s těmito povodími III. řádu v dílčím povodí Horní a střední Labe: 1-04-01 Labe od Doubravy po Cidlinu, 1-04-04 Cidlina od Bystřice po ústí a Labe od Cidliny po Mrlinu, 1-04-05 Mrlina a Labe od Mrliny po Výrovku a 1-04-07 Labe od Výrovky po Jizeru. V dílčím povodí Dolní Vltavy je sousedním povodím III. řádu 1-09-03 Sázava od Želivky po ústí [3].



Obr. 1. Lokalizace řešeného území v rámci povodí III. řádu Výrovka; podkladová data ČÚZK [4] a DIBAVOD [7]

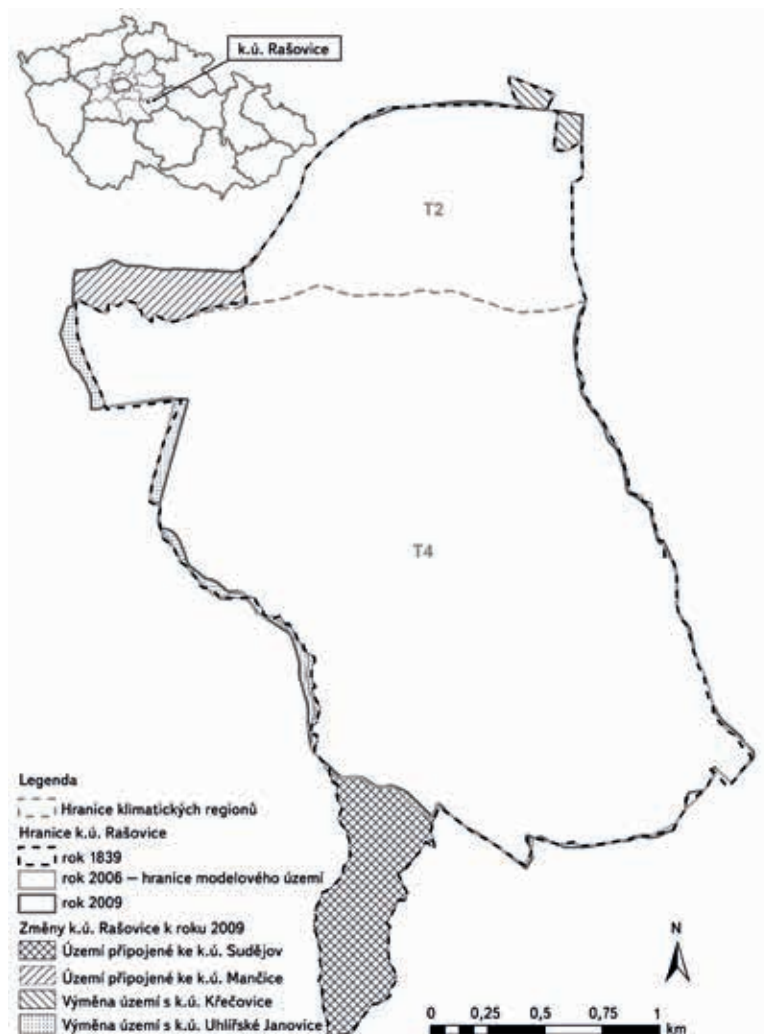
Fig. 1. Localization of the study area within of the Výrovka river basin; underlying data of ČÚZK [4] and DIBAVOD [7]

MAPOVÉ POKLADY A JEJICH ZPRACOVÁNÍ

Historický stav krajiny a mokřadů

Pro mapování historického stavu krajiny a mokřadů v polovině 19. století byly použity Císařské povinné otisky map stabilního katastru (SK), které jsou členěny podle tehdejších hranic katastrálních území. Byly mapovány v letech 1838 (Čáslavský kraj) a 1841 (Kouřimský kraj). Jsou k dispozici na webu Ústředního archivu zeměměřictví a katastru [2]. Jednotlivé mapové listy byly spojeny do celků podle příslušnosti k historickému katastrálnímu území v grafickém programu Adobe Photoshop CS5.v12.

V případě, že hranice historického a nového k. ú. nebyly totožné a část území nového k. ú. by chyběla, byla zpracována také příslušná část sousedního historického území. V řešeném území došlo k těmto případům např. u k. ú. Rašovice (obr. 2), kde došlo ke změnám území se sousedními k. ú. Uhlířské Janovice,



Obr. 2. Znárodnění změn hranic k. ú. Rašovice [3]

Fig. 2. Image of boundaries changes of the Rašovice cadastral area [3]

Mančice a Sudějov [3]. Dále současné k. ú. Sudějov se rozprostírá také na části historického území k. ú. Žandov. Došlo k připojení podstatné části k. ú. Mitrov ke k. ú. Uhlířské Janovice a celé území současného k. ú. Bláto bylo historicky součástí k. ú. Staňkovic.

Takto zpracované podklady byly georeferencovány v souřadném systému S-JTSK East North pomocí nástroje Georeferencing v prostředí GIS, konkrétně v programu ArcMAP 10.7i. Jako referenční vrstvy pro georeferencování byly použity vrstvy Základní mapy ČR v měřítku 1 : 10 000, současné hranice k. ú. a současná ortofotomapa. Všechny uvedené podklady byly připojeny pomocí WMS služby, která je k dispozici na Geoportálu ČÚZK [3].

Sledované kategorie mokřadů vycházejí z legendy map SK a byly definovány tak, aby bylo možné sledovat vývoj totožných kategorií jak na mapách SK, tak v současnosti. Jedná se o historické kategorie mokré louky, mokré louky s dřevinami a bažiny a močály. Výjimku tvoří současná kategorie podmáčené lesy, které se na mapách SK nevyskytují. Obdobně byly klasifikovány také ostatní (nemokřadní) kategorie land use/cover. Jednalo se o ornou půdu, lesy, křoviny a dřeviny, louky a pastviny, zástavbu, komunikace, vodní plochy, vodní toky a sukcesní travnaté plochy na orné půdě, tj. plochy, většinou podmáčené, které již nebylo možno současným způsobem obdělávat a na jejich místě vznikaly povětšinou mokřadní anebo travinné biotopy ačkoli na všech podkladech byly dále vedeny jako orná půda, nicméně na základě současných i historických ortofotomap a terénního průzkumu byla určena tato kategorie.

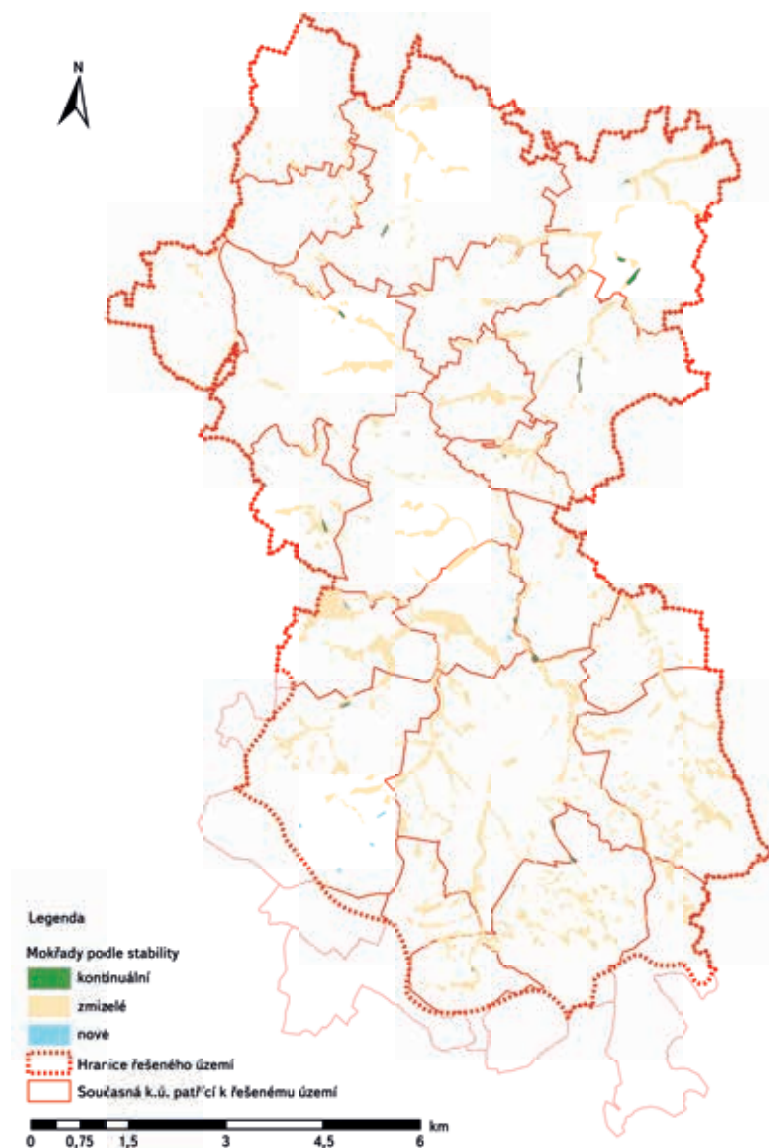
Současný stav krajiny a mokřadů

Typy využití území/krajinného pokryvu (land use/land cover) současné krajiny a stávající typy mokřadů byly identifikovány metodou manuální vizuální interpretace s využitím kombinace několika různých typů podkladů. Hlavním zdrojem dat byla současná ortofotomapa, která je k dispozici na Geoportálu ČÚZK [4]. Pro verifikaci informací získaných z ortofotomapy byly využity následující dodatečné podklady:

- LPIS – pro určení typu zemědělských pozemků, k dispozici je vektorová vrstva na webu Veřejného registru půdy [5];
- hranice porostní půdy – pro odlišení lesních porostů od nelesní dřevinné vegetace, WMS služba je k dispozici na Geoportálu ÚHÚL [6], vrstva hranic porostní půdy je převzata z Oblastních plánů rozvoje lesů;
- DIBAVOD – pro kontrolu lokalizace vodních toků a vodních nádrží a pro určení současných mokřadních biotopů byly použity vrstvy vodní toky, nádrže a bažiny a močály, které jsou dostupné na webových stránkách Digitální báze vodohospodářských dat [7]; vrstva bažiny a močály byla, podle dostupných metadat, aktualizována 6. 4. 2006, jako zdroj původních dat je uveden ZABAGED[®], tato vrstva byla verifikována na podkladě Základní mapy ČR v měřítku 1 : 10 000 [3];
- při konfliktu vrstev Bažiny a močály z DIBAVOD [7], resp. Základní mapy ČR [4], a Hranice lesní půdy z ÚHÚL [6] byl jako způsob využití území/krajinného pokryvu (land use/cover) volen podmáčený les, přestože na historických mapových podkladech nebylo možné odlišit podmáčený les od ostatních typů lesa, nicméně při terénním průzkumu bylo zjištěno, že v těchto lokalitách se v řešeném území nachází lesní porost tvořený vlhkomilnými dřevinami (převážně olšinami), nikoli klasická bažina či močál.

ANALÝZA PROSTOROVÝCH ZMĚN MOKŘADŮ NA ÚROVNI KRAJINY

Prostorová analýza změn mokřadů na úrovni krajiny proběhla v prostředí GIS s využitím programu ArcMAP 10.7.1 za pomoci nástroje Symmetrical difference pro tvorbu nových tříd prvků a přenos atributů na základě kombinací dvou překrývajících se tříd prvků a nástroje Intersection. Všechny krajinné segmenty byly interpretovány jako polygony, bez ohledu na to, zda jde o enklávy, nebo koridory v krajině [8], z důvodu nezbytnosti vytvoření výhradně polygonové vrstvy pro následné GIS prostorové analýzy. Výsledkem analýzy byla kategorizace mokřadů podle jejich časoprostorové dynamiky, a to na segmenty kontinuální, zmizelé a nové. Kategorie kontinuálních mokřadů znamená výskyt na stejné lokalitě jak na mapách stabilního katastru, tak v současnosti (podle DIBAVOD [7] a ortofotomapy [4] a při verifikaci dat také podle terénního průzkumu), zmizelé



Obr. 3. Vývoj mokřadů v řešeném území, podkladová data ČÚZK [4]

Fig. 3. Development of wetlands in the study area, underlying data of ČÚZK [4]

mokřady jsou na dané lokalitě zaznamenány jen na mapách stabilního katastru a nové mokřady naopak jen na současných podkladech.

Tabulka 1. Změna rozlohy mokřadních ploch v řešeném území

Table 1. Change of wetlands in the study area

Land use/cover	Plocha (ha)		Plocha (%)		Podíl ploch
	1838/41	2019	1838/41	2019	2019 (% z 1838/41)
mokré louky	679,63	3,74	98,82	40,23	0,55
mokré louky s dřevinami	7,34	1,64	1,07	17,67	22,36
bažiny, močály	0,77	-	0,11	-	-
podmáčený lesy	-	3,91	-	42,10	-
Celkem	687,74	9,29	100,00	100,00	1,35

Tabulka 2. Trajektorie změn rozlohy zmizelých mokřadů v řešeném území
Table 2. Trajectory of changes of the disappeared wetlands in the study area

Typ změny	ha	Zastoupení	
		% typ	%
mokrý louky → orná půda	338,24	50,19	49,63
mokrý louky → louky a pastviny	128,26	19,03	18,82
mokrý louky → křoviny a dřeviny	86,04	12,77	12,62
mokrý louky → les	60,42	8,96	8,87
mokrý louky → zástavba	33,27	4,94	4,88
mokrý louky → vodní plochy	13,52	2,01	1,98
mokrý louky → sukcesní travnaté plochy na orné půdě	6,69	0,99	0,98
mokrý louky → komunikace	4,65	0,69	0,69
mokrý louky → vodní toky	2,87	0,42	0,42
Celkem	673,96	100,00	98,89
mokrý louky s dřevinami → louky a pastviny	2,86	42,08	0,42
mokrý louky s dřevinami → křoviny a dřeviny	1,86	27,32	0,27
mokrý louky s dřevinami → zástavba	1,70	25,07	0,25
mokrý louky s dřevinami → orná půda	0,24	3,46	0,03
mokrý louky s dřevinami → les	0,13	2,07	0,02
Celkem	6,79	100,00	0,99
bažiny a močály → vodní plochy	0,31	40,39	0,046
bažiny a močály → louky a pastviny	0,18	23,66	0,030
bažiny a močály → zástavba	0,10	12,29	0,016
bažiny a močály → orná půda	0,08	10,72	0,014
bažiny a močály → křoviny a dřeviny	0,07	9,28	0,010
bažiny a močály → komunikace	0,03	3,66	0,004
Celkem	0,77	100,00	0,12
Celkem	681,51	-	100,00

Tabulka 3. Trajektorie změn rozlohy nových mokřadů v řešeném území
Table 3. Trajectory of changes of the new wetlands in the study area

Typ změny	ha	Zastoupení	
		% typ	%
lesy → podmáčené lesy	1,57	78,98	50,98
orná půda → podmáčené lesy	0,41	21,02	13,56
Celkem	1,98	100,00	64,54
vodní plochy → mokrý louky s dřevinami	0,58	69,20	18,93
louky a pastviny → mokrý louky s dřevinami	0,19	22,12	6,05
orná půda → mokrý louky s dřevinami	0,05	6,30	1,72
vodní toky → mokrý louky s dřevinami	0,02	2,38	0,66
Celkem	0,84	100,00	27,36
orná půda → mokrý louky	0,17	67,07	5,43
vodní toky → mokrý louky	0,06	24,10	1,95
komunikace → mokrý louky	0,008	4,01	0,32
louky a pastviny → mokrý louky	0,006	2,41	0,20
vodní plochy → mokrý louky	0,006	2,41	0,20
Celkem	0,25	100,00	8,10
Celkem	3,07	-	100,00

Tabulka 4. Trajektorie změn rozlohy kontinuálních mokřadů v řešeném území
Table 4. Trajectory of changes of the continuous wetlands in the study area

Typ změny	ha	Zastoupení	
		% typ	%
mokrý louky → mokrý louky	3,41	60,17	54,84
mokrý louky → podmáčené lesy	1,46	25,76	23,48
mokrý louky → mokrý louky s dřevinami	0,80	14,07	12,82
Celkem	5,67	100,00	91,14
mokrý louky s dřevinami → podmáčené lesy	0,47	85,84	7,60
mokrý louky s dřevinami → mokrý louky	0,077	13,61	1,21
mokrý louky s dřevinami → mokrý louky s dřevinami	0,003	0,55	0,05
Celkem	0,55	100,00	8,86
Celkem	6,22	-	100,00

VÝSLEDKY

Rozloha historických a současných mokřadů

Historické mokřady jsou tvořeny součtem ploch mokřadů zmizelých a kontinuálních. V první polovině 19. století byla plocha mokřadů na řešeném území 687,74 ha, což představuje 7,52 % rozlohy řešeného území. Naproti tomu v roce 2019 mokřady zaujímaly jen 9,29 ha, tj. pouze 0,1 % rozlohy řešeného území. Celková rozloha mokřadů se tedy zmenšila zhruba pětasedmdesátkrát.

Podstatnou část rozlohy historických mokřadů v řešeném území tvořily mokré louky, a to 679,63 ha (tj. 98,82 % rozlohy historických mokřadů), následovaly mokré louky s dřevinami o ploše 7,34 ha (1,07 %). Zbytek rozlohy historických mokřadů, 0,77 ha (0,11 %), připadal na bažiny a močály (*tabulka 1*).

Současné mokřady jsou tvořeny součtem ploch mokřadů nových a kontinuálních. V současnosti mezi mokřadními typy největší plochu zaujímají podmáčené lesy a mokré louky. Pokrývají 3,91 ha, resp. 3,74 ha (tj. 42,1 %, resp. 40,23 %). Zbytek rozlohy současných mokřadů, 1,07 ha (0,11 %), připadal na mokré louky s dřevinami. Klasické bažiny a močály z této krajiny vymizely (*tabulka 1*).

Na celém zájmovém území o souhrnné ploše 91,372 km² (24 k. ú.) zmizelé mokřady zaujímaly plochu 681,51 ha, což je 99,1 % plochy historických mokřadů, kontinuálně se vyskytující mokřady pokrývají plochu 6,22 ha (0,9 % plochy historických mokřadů). Mokřady nové se rozkládají na ploše 3,07 ha, což je cca 220× méně než plocha zmizelých mokřadů (*tabulky 2–4*). Z těchto údajů je zřejmé, že převážná část plochy historických mokřadů z řešeného území zmizela a tato ztráta nebyla kompenzována vznikem mokřadů nových.

Trajektorie změn mokřadů

Naprostá většina mokřadů v řešeném území vymizela (681,51 ha, tj. 98,65 %) (*tabulka 2*), kontinuální a nové mokřady tvoří pouze nepatrný zlomek plochy všech typů mokřadů podle stability (*obr. 2*). U kontinuálních se jedná o 6,22 ha (0,9 %) a u nových o 3,07 ha (0,45 %) (*tabulky 3 a 4*).

Na místě zmizelých mokřadů je v současnosti dominantním způsobem využití území orná půda, která tvoří 49,68 % jejich původní plochy. Významný podíl zaujímají také louky a pastviny (19,27 %) a křoviny a dřeviny (13,3 %). Les se rozprostírá na 8,89 % a zástavba na 5,15 % plochy původních mokřadů. Méně jsou zastoupeny vodní plochy. Komunikace a vodní toky zaujímají pouze nevýznamný podíl z plochy zmizelých mokřadů. Mokré louky se nejvíce změnilo z 50,1 % na ornou půdu. Bažiny s močály se změnilo ze 40,39 % na vodní plochy

a ze 23,66 % na louky a pastviny. Na místě mokřadů luk s dřevinami se nejvíce vyskytují louky a pastviny (42,08 %), křoviny a dřeviny (27,32 %) a zástavba (25,07 %) (*tabulka 2*).

Nově vzniklé mokřady tvoří převážně podmáčené lesy (1,98 ha). Mokré louky a mokré louky s dřevinami se jako nové mokřady rozkládají na ploše 0,84 ha, resp. 0,25 ha. Nové mokřady se vyskytují převážně na místě bývalých lesů (50,98 %), orné půdy (20,71 %) a vodních ploch (19,13 %). Dále jsou významněji zastoupeny jen louky a pastviny (6,25 %). Minimálně jsou zastoupeny vodní toky a komunikace (*tabulka 3*).

U kontinuálních mokřadů tvoří v současnosti největší plochu mokré louky (4,29 ha). Plochu 1,93 ha zaujímají podmáčené lesy. Mokré louky s dřevinami tvoří plochu o rozloze 0,803 ha. Všechny typy kontinuálních mokřadů se nacházejí převážně na místě historických mokřadů luk (*tabulka 4*).

DISKUSE

Výsledky dokládají zcela zásadní úbytek mokřadů v krajinně řešeného území, kdy se z původní rozlohy v letech 1838–1843 zachovalo pouze 1,35 % mokřadů. I s ohledem na analýzu prostorových změn mokřadů (*tabulka 2*), kdy polovinu zmizelých mokřadů zaujala orná půda, lze sledované změny přičíst na vrub zejména zvyšování produkce zemědělské výroby, což je v souladu s trendy vývoje land use v Českých zemích [9–11]. Zajímavá je i změna složení mokřadů – zatímco v 19. století dominovaly mokré louky (98,82 %, oproti 40,23 % dnes), v současné krajinně mírně převažuje kategorie podmáčené lesy (42,15 %) nad mokřadními loukami (40,19 %). Důvodem je zřejmě fakt, že došlo ke změně funkce mokřadů – zatímco v minulosti plnily mokré louky do značné míry funkci produkční a byly využívány pro sklizeň sena nebo rákosu [12], a to nejen u nás, ale také v jiných zemích, např. ve Švédsku [13], v současnosti mokré louky přestaly být obdělávány a začaly zarůstat vlivem sukcese [12].

Tato práce je realizována formou případové studie, není souhrnně mapováno celé území ČR. Jelikož je řešené území dostatečně velké (24 k. ú., rozloha 91,372 km²), je zde předpoklad, že získané výsledky budou pro tento typ krajiny reprezentativní. Z hlediska metodiky bylo zajímavé zařazení kategorie podmáčených lesů k současným mokřadům, ačkoli na mapách SK se tato kategorie nevyskytuje. Nicméně pokud bychom tuto kategorii ponechali jako bažiny a močály, neodpovídalo by to skutečnosti, a pokud bychom ji ponechali jako les, zkreslilo by to plochu současných mokřadů. V řešeném území takto bažiny a močály úplně vymizely, ale pokud bychom podmáčený les překvalifikovali, tak by bažiny a močály zaznamenaly nárůst na 512 % z původní plochy. Nicméně tato kategorie se vyskytuje převážně v k. ú. Staňkovice na území

Tabulka 5. Změna rozlohy mokřadních ploch v řešeném území při započítání rybníků
Table 5. Change of wetlands in the study area, including ponds

Land use/cover	Plocha (ha)		Plocha (%)		Podíl ploch
	1838/41	2019	1838/41	2019	2019 (% z 1838/41)
mokré louky	679,63	3,74	81,01	2,48	0,55
mokré louky s dřevinami	7,34	1,64	0,87	1,09	22,36
bažiny, močály	0,77	-	0,09	-	-
podmáčené lesy	-	3,91	-	2,61	-
rybníky	151,28	141,06	18,03	93,82	93,24
Celkem	839,02	150,35	100,00	100,00	17,92

Ratajské obory, kde je převážně smíšený les, bez velkých smrkových monokultur, který není postižen kůrovcovou kalamitou, a jedná se opravdu o vlhkomilné dřevinné porosty zapojené do okolního lesa. Podmáčené lesy se vyskytují jak na místě historického lesa (1,57 ha), tak na místě mokřých luk a mokřých luk s dřevinami (1,46 ha, resp. 0,47 ha), které byly obklopeny lesem. Zatímco na místě lesa se nedá určit, zda historicky již tyto lokality nebyly podmáčeny, na místě mokřých luk je zřejmé, že docházelo k zarůstání vlivem sukcese, protože mokré louky přestaly být hospodářsky využívány. Je předpoklad, že v dolní části povodí Výrovky se již současné bažiny a močály budou vyskytovat, jelikož tomu napovídají výsledky studií zabývajících se krajinou nížin [14, 15].

Rybníky jako typ mokřadů nebyly uvažovány. Jako mokřad byl určen pouze biotop s vegetačním pokryvem nikoli s otevřenou vodní hladinou. Z hlediska krajinně ekologického i vodohospodářského jsou rybníky řazeny mezi vodní plochy, nicméně zároveň splňují definici mokřadů [16]. Pokud bychom k mokřadům zařadily také rybníky, tak by se plocha historických mokřadů zvýšila z původních 687,74 ha (7,52 % plochy řešeného území) na 839,02 ha (9,18 %). Plocha současných mokřadů by pak činila 150,35 ha (1,64 %), namísto 9,29 ha (0,1 %). Rybníky by zaujímaly 18 % plochy historických mokřadů a mokré louky by stále byly dominantním typem historických mokřadů, ale namísto původních 98,82 % by pokrývaly jen 81 %. Rybníky by také byly naprosto dominantním typem současných mokřadů, kde by tvořily 93,24 %. Také by zařazení rybníků mezi mokřady způsobilo navýšení podílu plochy současných mokřadů na plochu historických mokřadů z 1,35 % na 17,92 %. U historických mokřadů by zařazení rybníků nezpůsobilo výrazné změny ve výsledcích, zatímco u současných by byl rozdíl markantní (*tabulka 5*). Je to dáno velkým výskytem mokřadů v minulosti a jejich téměř úplným vymizením v současnosti. Nicméně v dolní části povodí Výrovky je předpoklad navýšení plochy zmizelých rybníků, protože rybníky byly zamedňovány kvůli úrodnějším půdám v nížinách a zvyšujícím se tlaku na zemědělskou produkci.

Za sledovanou dobu se několikrát změnilo správní členění. Zatímco v polovině 19. století patřilo sledované území částečně ke Kouřimskému a Čáslavskému kraji, v současnosti patří celé do Středočeského kraje, částečně do okresu Kutná Hora a okresu Kolín. Ačkoli jako řešené území je primárně počítáno celé povodí III. řádu Výrovka, je praktičtější území zpracovávat podle jednotlivých k. ú., protože takto jsou distribuovány mapy SK a je jednodušší evidence zpracovaného, resp. nezpracovaného území.

Bylo by vhodné získané poznatky využít při plánování krajiny s ohledem na ochranu a management mokřadů, zvláště vzhledem k měnícím se klimatickým podmínkám. Evaporace ČR rychle roste, průměrná evaporace byla mezi lety 2001 a 2018 o 18 % (519 mm) vyšší než v letech 1971–2000 (440 mm). Přičemž simulace budoucích scénářů pomocí regionálních klimatických modelů předpovídají růst až o 54 %. Takový nárůst by měl vážné důsledky pro dostupnost povrchových vod a zemědělskou produkci v období sucha v ČR, jak se již prokázalo v období sucha 2014–2018 [17].

Také by se daly využít jako návod pro vypracování jednoho z podkladů pro zpracování plánů povodí 3. plánovacího období (2022–2027). Je důležité zlepšit zvláště ekologický stav vodních útvarů povrchových vod, jelikož za poslední hodnocené období 2016–2018 vychází v nevyhovujícím ekologickém stavu/potenciálu 94,6 % útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ a 86,3 % útvarů kategorie „jezero“ [18]. Některé složky hodnocení ekologického stavu/potenciálu, jako je zastoupení fytoplanktonu, makrozoobentosu, ryb, makrofyt nebo fytozobentosu a dále nasycení vody kyslíkem, by bylo možné zvýšit přiblížením stavu vodních toků tomu původnímu, tj. obnovou meandrů a přilehlých mokřých luk vhodných pro rozliv namísto zahloubených napřímených, často vydlážděných koryt. Zřejmě by bylo vhodné spustit v rámci možností jakýsi reverzní proces k tomu, co zde probíhalo ve druhé polovině minulého století (napřimování koryt, meliorace, likvidace remízků a mokřadů apod.). Jestliže

mohlo být věnováno tak velké úsilí a tak mnoho finančních prostředků na výše uvedenou přeměnu naší krajiny, zřejmě bude nutné věnovat také velké úsilí a mnoho finančních prostředků na přeměnu naší krajiny zpět blíže k původnímu stavu, kde krajina plnila mnohem lépe mimoprodukční funkce, zejména byla mnohem způsobilější pro zadržování vody.

Možná že se v oblasti reakce na probíhající klimatickou změnu a s tím spojené udržitelné zemědělství blýská na lepší časy. Na začátku března 2020 byl zveřejněn dokument vyzývající k tomu, aby společná zemědělská politika EU (SZP) řešila také udržitelnost, podepsaný více než 3 600 signatáři [19]. Zároveň byl publikován článek přibližující tuto výzvu a s ní spojenou problematiku. V zásadě šlo o to začít prosazovat udržitelnost zemědělství. V EU selhává SZP, zejména pokud jde o biologickou rozmanitost a degradaci půdy. Je zde vyzván Evropský parlament, Rada a Komise, aby přijaly 10 naléhavých opatření pro zajištění udržitelné výroby potravin, zachování biologické rozmanitosti a zmírňování změny klimatu v oblasti SZP [20]. Tvůrci SZP na výzvu reagovali, ale nyní jsou zřejmě na pořadu dne jiná naléhavá témata týkající se epidemiologické situace. Zatím nezbývá než doufat, že v oblasti SZP dojde skutečně k prosazovaným změnám.

ZÁVĚR

Hlavními výsledky byly popis trajektorií vývoje mokřadních biotopů na horním toku Výrovky a ověření metodiky sledování vývoje mokřadů pro použití na celém povodí III. řádu Výrovka. Plocha mokřadů před polovinou 19. století byla na řešeném území 687,74 ha, zatímco v roce 2019 jen 9,29 ha (1,35 % jejich původní rozlohy), což znamená dramatický úbytek mokřadů v krajině. Zmizelé mokřady v tomto území zaujímaly plochu 681,51 ha (98,65 % plochy všech typů mokřadů podle stability), kontinuálních mokřadů je 6,22 ha (0,9 %) a mokřady nové zaujímají plochu 3,07 ha (0,45 %). Na místě zmizelých mokřadů je v současnosti nejdominantnějším land use/cover typem orná půda, tvoří 49,68 % jejich plochy. Významný podíl zaujímají louky a pastviny a křoviny s dřevinami, je to 19,27 %, resp. 13,3 %. Tyto skutečnosti potvrzují, že ve sledovaném území převažují vlivem hospodaření v krajině zmizelé vývojové typy mokřadů a že mokřady byly převážně nahrazeny ornou půdou. Z toho vyplývá, že sledované změny lze přičíst na vrub především zvyšování produkce zemědělské výroby.

Tyto výsledky ukazují také, jak by měl vypadat jeden z důležitých podkladů pro obnovu mokřadů v krajině. Obnova mokřadů je v době současné klimatické změny nesmírně důležitá, avšak stále opomíjená. Tyto biotopy mají totiž velký polyfunkční význam v krajině. Zejména mají schopnost zadržovat vodu v období jejího přebytku a posléze v období sucha vodu uvolňovat (tzn. že fungují v krajině jako jakási houba). Kromě toho, že zmírňují dopady sucha a povodní, zlepšují kvalitu vody ve vodních tocích a redukuje proces eroze.

Závěrem si dovoluji apelovat na to, aby státní instituce při podpoře obnovy mokřadů zohledňovaly to, kde mokřady přirozeně byly a kde je pro ně vhodný terén. Hlavně tedy, aby se v „boji proti suchu“ konečně finančně podporovaly konkrétní změny, které přinesou zadržování vody v krajině a ne jen zprávy či studie, případně predikční modely pro předpověď vývoje sucha nebo výstavba dalších velkých přehrad, pro které už v současné době není ve vodních tocích dostatek vody apod. Pro vymezení mokřadů na současné zemědělské půdě je nastaven vcelku jednoznačný legislativně a metodicky podpořený postup, včetně dotační politiky, který však není téměř vůbec využíván.

Literatura

- [1] ROMPORTL, D., CHUMAN, T. a LIPSKÝ, Z. Typologie současné krajiny Česka. *Geografie*, 2013, roč. 118, č. 1, s. 16–39.
- [2] Archivní mapy Ústředního archivu zeměměřičství a katastru [online]. [cit. 15. září 2020]. Dostupné z: <https://archivnimapy.cuzk.cz>
- [3] RICHTER, P. Analýza vývoje krajiny v zemědělských oblastech na příkladu k. ú. Rašovice. *Acta Pruhoniciana*, 2011, 99, s. 29–39.
- [4] Geoportál ČÚZK/ Prohlížeč služby – WMS [online]. [cit. 13. červenec 2020]. Dostupné z: [https://geoportal.cuzk.cz/\(S\(lcsguqwsq1my1rvbg3qy5suw\)\)/Default.aspx?mode=TextMeta&side=wms.verejne&text=WMS.verejne.uvod&head_tab=sekce-03-gp&menu=311](https://geoportal.cuzk.cz/(S(lcsguqwsq1my1rvbg3qy5suw))/Default.aspx?mode=TextMeta&side=wms.verejne&text=WMS.verejne.uvod&head_tab=sekce-03-gp&menu=311)
- [5] LPIS-Verejný registr půdy [online]. [cit. 29. červenec 2020]. Dostupné z: <http://eagri.cz/public/app/lpisext/lpis/verejny2/plpis/>
- [6] Geoportál ÚHÚL [online]. [cit. 30. červenec 2020]. Dostupné z: <http://geoportal.uhul.cz/mapy/MapyOprl.html>
- [7] DIBAVOD – Digitální báze vodohospodářských dat [online]. [cit. 16. srpna 2020]. Dostupné z: <http://www.dibavod.cz>
- [8] FORMAN, R. a GODRON, M. *Krajinná ekologie*. Praha: Academia, 1993. 1. vydání, 583 str. ISBN 80-200-0464-5.
- [9] Databáze LUCC Czechia: Databáze dlouhodobých změn využití ploch Česka (1845–2010). Ivan Bičík a kolektiv, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy [online]. [cit. 18. srpna 2020]. Dostupné z: <https://lucccz.cz/databaze>
- [10] JECH, K. *Soumrak selského stavu 1945–1960*. Sešity Ústavu pro soudobé dějiny AV ČR. 2001/35.
- [11] JELEČEK, L. *Žemědělství a půdní fond v Čechách ve 2. pol. 19. století*. Praha: Academia, 1985, 283 str.
- [12] Mokřady [online]. [cit. 21. srpna 2020]. Dostupné z: <http://www.mokradly.wbs.cz>
- [13] SKÅNES, H. *Landscape change and grassland dynamics – Retrospective studies based on aerial photographs and old cadastral maps during 200 years in south Sweden*. The Department of Physical Geography Stockholm University. Dissertation series, No. 8, papers I-IV, 1996, p. 12–14.
- [14] RICHTER, P. a SKALOŠ, J. Sledování změn mokřadů v krajině nížin a pahorkatin České republiky 1843–2015. *Vodní hospodářství*, 2016, roč. 66, č. 8, s. 14–19.
- [15] SKALOŠ, J., RICHTER, P. a KEKEN, Z. Changes and trajectories of wetlands in the lowland landscape of the Czech Republic. *Ecological Engineering*, 2017, 108, Part B, p. 435–445. ISSN 0925-8574.
- [16] RICHTER, P. Mokřady na archivních mapových podkladech. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2020, roč. 62, č. 4, s. 30–37. ISSN 0322-8916.
- [17] MOŽNÝ, M., TRNKA, M., VLACH, V., VIZINA, A., et al. Past (1971–2018) and future (2021–2100) pan evaporation rates in the Czech Republic. *Journal of Hydrology*, 2020, No. 519. ISSN 0022-1694.
- [18] MIČANÍK, T., VYSKOČ, P., PRCHALOVÁ, H., POLÁŠEK, M. a kol. Hodnocení stavu útvarů povrchových vod v České republice pro 3. plánovací období. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2020, roč. 62, č. 6, s. 4–19. ISSN 0322-8916.
- [19] GUY, P. et al. Full list of signatories to: Pe'er et al. „Action needed for the EU Common Agricultural Policy to address sustainability challenges“ (Preprint version) [online]. [cit. 17. září 2020]. Dostupné z: <https://zenodo.org/record/3685632#X2MxkmgzaUk>
- [20] GUY, P. et al. Action needed for the EU Common Agricultural Policy to address sustainability challenges. *People and Nature*, 2020, No. 2, p. 305–316.

Autor

Ing. Pavel Richter, Ph.D.

✉ pavel.richter@vuv.cz

ORCID: 0000-0001-6338-3481

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

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2020.09.003

THE TRAJECTORY OF WETLANDS DEVELOPMENT IN THE UPPER PART OF THE VÝROVKA RIVER BASIN OVER THE LAST 180 YEARS

RICHTER, P.

TGM Water Research Institute, p.r.i.

Keywords: archival maps – wetlands – GIS – landscape changes – water in landscape – agricultural management

The article is focused on analysis of the change of wetlands coverage and the representation of various types of wetlands in the upper part of the Výrovka river basin over the last 180 years. The historical maps of the Stable Cadastre, current orthophotographs and GIS layers of actual localization and classification of different types of land cover were used as data sources. Based on the available data four types of wetlands were distinguished: wet meadows, wet meadows with trees, swamps and waterlogged forests. However, waterlogged forests were found only in current map materials. The area of wetlands has dramatically decreased from 687.74 hectares in the years 1838–1841 (7.53% of the solved area) to 9.29 hectares in 2019 (0.1%). While most area of the historic wetlands were covered by wet meadows (98.82%), waterlogged forests and wet meadows (40.23%, respectively 42.10%) form the largest part of the current wetland. Half of the area of historic wetlands was transformed to arable land, therefore the changes are mainly attributable to increased agricultural production. The findings could be used in landscape planning with regard to the protection and management of wetlands.



Možnosti kombinovaných způsobů úpravy vybraných druhů odpadů za pomoci experimentálního zařízení pro fyzikální zpracování odpadů za účelem jejich dalšího využití

TOMÁŠ SEZIMA, EUGEN SIKORA, RADMILA KUČEROVÁ

Klíčová slova: životní prostředí – odpad – zpracování odpadů – fyzikální zpracování odpadů – snižování nebezpečných vlastností – biotechnologie – biodegradace

SOUHRN

Příspěvek prezentuje možnosti originálního zařízení pro fyzikální zpracování odpadů, chráněného evropským patentem a zamýšlí se nad perspektivami jeho dalšího rozvoje. Toto zařízení využívá jednotlivá nebo kombinovaná působení ultrazvuku, fokusovaného mikrovlnného pole, jiskrového výboje, elektrostatického pole a UV záření za účelem snižování nebezpečných vlastností odpadů, dané přítomností nebezpečných látek pro další využití (materiálové nebo energetické), a to samostatně nebo v kombinaci s dalšími technologickými postupy, např. s biotechnologiemi.

V současnosti jsou známy miliony různých chemických látek a každý den jsou syntetizovány další a další. Chemizace nejrůznějších odvětví průmyslu je příčinou nárůstu masové kontaminace prostředí cizorodými látkami. Zpracování odpadů je v dnešní době většinou náročný technologický proces, který je směřován k materiálovému a energetickému využití odpadů – vede k získání druhotných surovin. Tyto suroviny jsou po zpracování využívány znovu např. ve výrobě, a proto jsou dnes mnohdy na světových trzích již velmi ceněnou obchodní komoditou.

V souladu se strategií nakládání s odpady, její hierarchizací, se v současnosti klade důraz na materiálové či energetické znovuvyužití surovin.

Už kolem roku 1960 byly publikovány první informace ohledně působení různých silových polí, zejména elektromagnetických, na člověka a životní prostředí.

V současné době se této problematice samostatně, a nebo v kombinaci s biotechnologiemi, věnuje řada pracovišť, významnější publikace jsou uvedeny v přehledu literatury [1–6].

Jednou z možností zpracování odpadů jsou fyzikální způsoby úpravy. V letech 2007–2011 bylo výzkumnými pracovníky Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, v. v. i., Praha v rámci projektu MŽP VaV SP/2f2/98/07 „Výzkum v oblasti odpadů jako náhrady primárních surovinových zdrojů“ započat vývoj zařízení na zpracování odpadů fyzikálními postupy. Koncept zařízení byl zapsán jako užitečný vzor – číslo zápisu: Int. 21084, Úřad průmyslového vlastnictví dne 2. 7. 2010 [7]. Zařízení a způsobu fyzikálního zpracování odpadu byl udělen dne 22. 8. 2014 evropský patent EP 2388068 [8].

Zařízení a způsob fyzikálního zpracování odpadu – oblast techniky/technologie

Zařízení pro fyzikální úpravu materiálů (zejména pevných matic odpadů) koncepčně spočívá v jednotlivém nebo ve vybraném kombinovaném působení vybraných silových polí (mikrovlnné pole, ultrazvuk, UV záření, jiskrový výboj, elektrostatické pole – studená plazma a popř. i dalších).

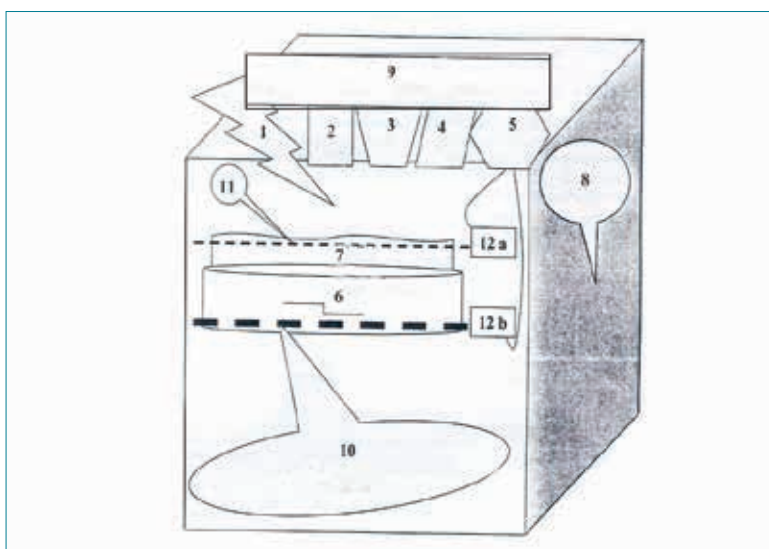
Dosavadní stav techniky

V současné době jsou dostupná zařízení, nebo jsou známé popisy agregátů pro generování jednotlivých silových polí. Zajištění kombinovaného působení více silových polí na sledovanou matici je obtížné, neboť komerčně dostupná zařízení jsou většinou konstruovaná pro přesně vymezený účel, což brání jejich propojování do sestavy. Sestavení a sladění kombinovaného zařízení pro fyzikální úpravu materiálů z komerčně dostupných generátorů – zdrojů silových působení nebyla možná. V sestavě bylo možné použít jen zdroje UV záření, který byl běžně komerčně dostupný a byl takto převzat a po drobné úpravě použit. Další jednotlivé generátory silových polí musely být sestavovány individuálně s ohledem pro zamýšlené vícealternativní využití – jednotlivé i kombinované, a to z vhodných elektronických součástek, s ohledem na výkon, výdrž – celkovou dobu použití a cenu apod. Konečným cílem zařízení je především zkoumání kombinací působení fyzikálních jevů silových polí nejlépe v superpozici (synergické působení).

Podstata technického řešení

Navržené zařízení pro fyzikální úpravu odpadů je sestaveno z jednotlivých generátorů fyzikálních silových polí umístěných v průhledném boxu s vetkavou, uzemněnou Faradayovou klecí s otvíracím vstupním – manipulačním otvorem. Na dně boxu je volně položen podstavec z elektricky nevodivého materiálu, na kterém leží plastová nádoba – vana, pro vložení sledované matrice pro expozici vzorků. Dno nádoby tvoří silná vrstva plastu s velmi vysokým ohmickým odporem. Na dnu nádoby při expozici elektrostatickým polem je

volně položena elektricky dobře vodivá kovová mřížka. Nad nádobou je buď vnořená do vzorku, nebo volně zavěšená nad vzorkem druhá kovová mřížka. Obě mřížky jsou napojeny elektrickým vodičem na generátor elektrostatického pole – studené plazmy. Unášecí most s posuvem nese generátor UV záření a generátor jiskrového výboje. Posun mostu je zrealizován elektrickým pohonem s možností změny rychlosti pohybu ve dvou stupních a s pohybem ve dvou směrech (tam a zpět). Při dojezdu na konec vymezené dráhy pojezdu dochází k automatickému překlopení směru pohybu pomocí koncových dojezdových přepínačů. Délka pojezdu je mechanicky nastavitelná. Expozice elektrickým jiskrovým výbojem je realizována jiskřištěm, které je umístěno na unášecím mostě. Generátory silových polí mohou pracovat současně, v různých kombinacích následností nebo samostatně. Aktuálně nelze zrealizovat společné působení silového elektrostatického pole – studené plazmy a elektrického jiskrového výboje (nebezpečí poškození elektroniky jiskrovým výbojem). Schéma konceptu zařízení je znázorněno na obr. 1.



Obr. 1. Schéma zařízení pro fyzikální předúpravu odpadu

Vysvětlivky: 1, 2, 3, 4, 5 – generátory silových polí (jiskrový výboj – vysokoteplotná plazma, mikrovlnné pole, ultrazvuk, UV záření, elektrostatické pole – studená plazma), 6 – plastová vana (nádobka na vzorek), 7 – zkoumaný vzorek, 8 – Faradayova klec, 9 – posuvný most, 10, 11 – vodivá kovová mřížka, 12 a, b – přívodní kabely VN

Fig. 1. Diagram of the device for physical waste pre-treatment

Legend: 1, 2, 3, 4, 5 – force field generators (spark discharge – high-temperature plasma, microwave field, ultrasound, UV radiation, electrostatic field – non-thermal plasma), 6 – plastic vessel (container for a sample), 7 – sample investigated, 8 – Faraday cage, 9 – carrier bridge, 10, 11 – conductive metal mesh, 12 a, b – HV supply cables

Předmět použití

Zařízení a způsob fyzikálního zpracování odpadu je možno využít samostatně nebo ve vhodné kombinaci s jinými technologiemi a postupy. Použití zařízení je cíleno na snižování obsahu hůře rozložitelných, vysoce škodlivých polutantů, např. na polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs), perzistentní organické látky (POPs), např. polychlorované bifenylly (PCB), xenobiotika apod.

Zařízení bylo laboratorně využíváno pro snižování koncentrace problematických polutantů ve vybraných typech odpadů za účelem jejich znovuvyužití – materiálového (hnojivé nebo rekultivační směsi) a nebo energetického (tvorby tuhých alternativních vícesložkových směsných paliv). Jednalo se např. o čistírenské kaly z komunálních a průmyslových čistíren odpadních vod, papírenské kaly, plasty, odpady z úpravy uhlí, odpady z potravinářského průmyslu a další.

Při experimentálních pokusech s fokusovaným mikrovlnným polem (MW) byl zjištěn maximální úbytek sumy 15 PAHs 43,92 %, s ultrazvukovým působením nebylo zjištěno prokazatelně snižování obsahu PAHs, s ultrafialovým zářením (UV) byl zjištěn maximální úbytek sumy 15 PAHs 9,92 %, s jiskrovým výbojem byl maximální úbytek sumy 15 PAHs 12,39 %, s působením elektrostatického pole byl maximální úbytek sumy 15 PAHs 45,07 %. Zajímavých úrovní degradace bylo také dosahováno např. i u AOX, specificky perzistujících PCB, a to při použití kombinovaných fyzikálních technik úpravy odpadů. Výše degradace je mnohdy závislá na dostupných výkonech zařízení. Výkon generátorů jednotlivých silových polí zařízení byl limitován finančními prostředky, které byly k dispozici pro výzkum této oblasti v době řešení projektu. U námi navrženého zařízení byla projektem ověřena správnost koncepce a jeho funkčnost.

Působení na odpadní materiály za pomoci výše popsaného zařízení lze vhodně kombinovat s dalšími chemickými nebo biochemickými technologiemi a postupy. Vhodné se jeví biotechnologie (biodegradace), kdy fyzikální postupy slouží k iniciaci – otevření a zpřístupnění matic pro další působení.

Biodegradace nebezpečných škodlivých látek v životním prostředí představují významné perspektivní metody, kdy jsou složité a ekologicky závadné polutanty působením mikroorganismů rozkládány na látky jednodušší (nezávadné). Principem biodegradčních technologií je optimalizace živinových poměrů (pro podporu růstu vybraných mikroorganismů schopných degradovat cílové kontaminanty) a aplikace vhodně vybraných izolovaných kmenů mikroorganismů s příslušnou degradační schopností [9].

Biologické metody dekontaminace využívají vlastní nebo inokulované mikroorganismy (houby, bakterie a ostatní mikroorganismy) k rozkladu (metabolizaci) organických polutantů obsažených v půdách nebo podzemních vodách.

Při aplikaci biodegradčních metod je třeba vycházet z faktu, že tento proces je velice komplexní. Úspěšnost či neúspěšnost závisí především na těchto faktorech [10–12]: chemických (druh kontaminantu, pH prostředí, koncentrace makro a mikrobiogenních prvků, obsah vody, chemické složení kontaminovaného materiálu, chemické složení a koncentrace vhodných nutričních roztoků apod.), mikrobiologických (degradační aktivita mikroorganismů) a fyzikálních (teplota, rozpustnost ve vodě, sorpce na pevné částice).

Vzhledem k tomu, že každý z výše uvedených faktorů má vliv na průběh biodegradace, je zřejmé, že při návrhu technologických postupů a jejich aplikací je třeba tyto faktory vzít v úvahu a v případě potřeby je upravit tak, aby biodegradční proces byl co nejméně limitován.

Rychlost samovolného biodegradčního procesu na sanovaných lokalitách je bez vnějších zásahů velmi nízká především z následujících důvodů: nízké pozadí původní půdní mikroflóry, nepřítomnost specifické mikroflóry, velmi nízká rozpustnost přítomných polutantů, nehomogenní rozšíření polutantů, nedostatek kyslíku (při aerobní biodegradaci), nedostatek doplňkových živin.

Vhodným sanačním postupem je možné zvýšit rychlost biologických procesů o několik řádů. Aplikované bakteriální kmeny musí vždy splňovat následující podmínky:

- jedná se o běžné půdní bakteriální kmeny (v žádném případě nesmí jít o kmeny geneticky manipulované),
- bakteriální kmeny jsou netoxické a nepatogenní a jejich užívání je schváleno Státním zdravotním ústavem a hlavním hygienikem ČR,
- přináší do sanovaného ekosystému enzymatický systém, napomáhající rozkladu polutantů na konečné oxidační produkty; pokud výsledným produktem určitého bakteriálního kmenu není oxid uhličitý, voda a biomasa, musí na jeho činnost navazovat jiný bakteriální kmen.

Rozklad organických látek pomocí mikroorganismů je součástí přirozeného způsobu koloběhu uhlíku v přírodě. Proces biodegradace je založen na schopnosti mikroflóry využívat přítomné škodliviny jako zdroj uhlíku a energie ke svému růstu.

Bylo identifikováno více než 200 druhů mikroorganismů schopných degradovat uhlovodíky, přičemž pořadí jejich důležitosti je následující: heterotrofní bakterie, houby, aerobní bakterie, aktinomycety, fototrofy a oligotrofní bakterie. Nejčastěji používané bakterie se řadí k rodům *Pseudomonas*, *Arthrobacter*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Micrococcus* a *Corynebacterium* [13]. Intenzivní výzkum v této oblasti potvrzuje, že uplatnění vedle bakterií najdou i jiné mikroorganismy včetně hub a řas. Pro lepší orientaci slouží následující přehled [14].

Přehled aerobních mikroorganismů degradujících uhlovodíky

Bakterie: *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Alcaligenes*, *Torulopsis*, *Bacillus*, *Arthrobacter*, *Chlorella*, *Brevibacterium*, *Corynebacterium*, *Mycobacterium*, *Aeromonas*, *Moraxelia*, *Beijerinckia*, *Flavobacterium*, *Achromobacter*, *Nocardia*, *Micrococcus*, *Rhodococcus*, *Sarcina*, *Acetobacter*.

Houby: *Phytophthora*, *Phizophlyctis*, *Mucor*, *Phytophthora*, *Thraustochytrium*, *Aspergillus*, *Cunninghamiella*, *Syncephalastrum*, *Girbeltella*, *Absidia*, *Zygorhynchus*, *Penicillium*, *Choanephora*, *Phycomyces*, *Circinella*, *Thamnidium*, *Rhizopus*, *Basidiobolus*, *Conidiobolus*, *Smittium*, *Saprolegnia*, *Saccharomyces*, *Emericellopsis*, *Neurospora*, *Sordana*, *Claviceps*, *Candida*, *Debaryomyces*, *Streptomyces*.

Řasy: *Oscillatoria*, *Microcoleus*, *Anabaena*, *Agmenellum*, *Nortoc*, *Coccochloris*, *Aphanocapsa*, *Porphyridium*, *Petalonia*, *Ulva*, *Cylindrotheca*, *Amphora*, *Nitzschia*, *Navidula*, *Chlorella*, *Dunaliella*, *Chlamydomonas*.

Vzhledem ke komplexnosti biodegradčních procesů mají tyto mikroorganismy nejrůznější metabolické vybavení. Skladba mikrobní populace v otevřeném biologickém systému je do značné míry dána teplotou prostředí (nejčastěji jsou zde zastoupeny mesofilní druhy s teplotním optimem v rozmezí 14–40 °C).

Vzorky čistírenských kalů byly podrobeny laboratorním biodegradčním experimentům v prostorách Katedry environmentálního inženýrství VŠB – TUO. Pro biodegradaci byla použita směs bakterií *Pseudomonas putida* a *Rhodococcus* sp., které byly získány z České sbírky mikroorganismů působící při Přírodovědecké fakultě Masarykovy univerzity v Brně. Česká sbírka mikroorganismů disponuje značným spektrem mikroorganismů, k nimž je vytvořena podpůrná databáze s jejich degračními schopnostmi a specifickými vlastnostmi a podmínkami kultivace.

Pro správnou kultivaci byly živiny zajištěny nutričními roztoky – kultivačními médii, a to M1 pro *Pseudomonas putida* a M96 pro *Rhodococcus* sp.

Část vzorků byla biodegradována bez předúpravy a u dalších byly vzorky před vlastní biodegradací podrobeny fyzikální předúpravě na zařízení pro fyzikální předúpravu v laboratořích VÚV TGM, v. v. i. Pro předúpravu byly zkoušeny různé postupy – fokusované mikrovlnné pole, ultrazvuková vana, jiskrový výboj, elektrostatické pole a UV záření.

Vlastní biodegradace probíhaly po dobu maximálně 4 týdnů. Poté byly vzorky zfiltrány a po citlivém usušení provedeny speciální chemické analýzy. Vzhledem k charakteristice daného vzorku kalu byly stanovovány zejména polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) a polychlorované bifenylly (PCBs).

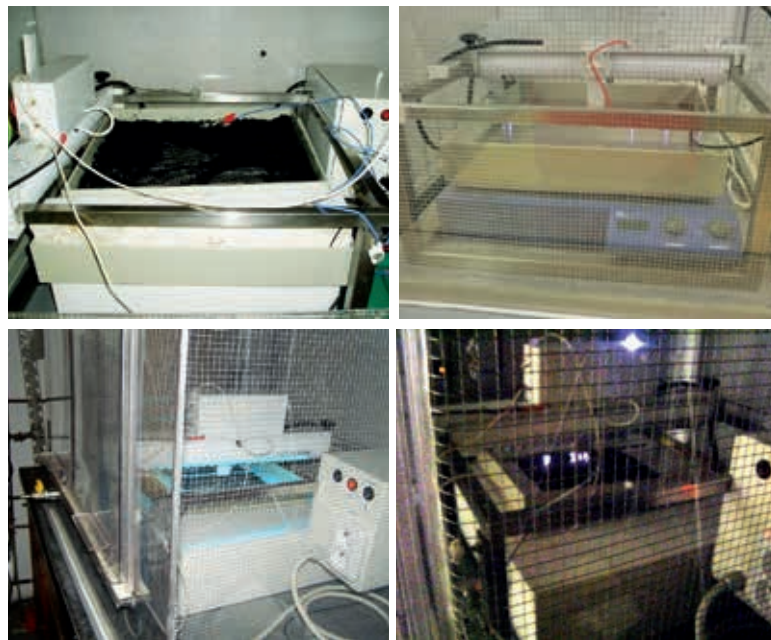
Nejllepšího výsledku kombinovaných technik se dosáhlo u nevápněného čistírenského kalu po biodegradaci s bakteriální kulturou v kombinaci s fyzikální předúpravou elektrostatickým polem, kdy došlo k odstranění 54,0 % původního znečištění sumy 15 PAHs.

Lze konstatovat, že kombinace působení fyzikální předúpravy a biodegradčních postupů se jeví perspektivní z hlediska účinnosti a spektra působení.

Vize, projektování a vlastní realizace výstavby zařízení byla limitována finančními prostředky. V současné době se řeší optimalizace a dostavba, a to zejména části zařízení pro fyzikální zpracování odpadů elektrostatickým polem, dále koncepce SW pro měření a regulaci. V této fázi výzkumu a vývoje zařízení

se bude jednat o postupnou optimalizaci silové VN části a základní měření s regulací, měření základních jakostních parametrů procesu, měření a regulaci doplňkových parametrů procesu, přenos dat a vizualizace. Koncept zařízení je zachován, nebude měněn. Pouze bude řešena optimalizace zařízení ve všech směrech (výkonové, měření a regulace, archivace a přenos dat, vizualizace).

Při experimentálních pracích jsou aktuálně využívány vybrané generátory silových polí, a to UV záření, jiskrového výboje, elektrostatické pole – studené plazmy. Proces fyzikálního zpracování odpadu je zobrazen na obr. 2.



Obr. 2. Fotodokumentace zařízení pro fyzikální úpravu odpadů – EP 2388068 (elektrostatické pole, jiskrový výboj, UV záření)

Fig. 2. Photographic evidence of the device for physical waste treatment – EP 2388068 (electrostatic field, spark discharge, UV radiation)

Pokud je zamýšleným finálním produktem využití upravených odpadních látek alternativní palivo, pak je třeba z vytipovaných, upravených odpadů vytvořit recepturu, zkušební vzorky alternativních paliv laboratorně otestovat, udělat výběr receptur a postupů pro tvorbu alternativních paliv.

Podle nejvhodnější a nejperspektivnější receptury připravit vícesložkové směsné alternativní palivo na bázi odpadů. Potřebné množství paliva pro ověřovací spalné zkoušky zhomogenizovat, podle potřeby upravit na granule nebo pelety. Minimální množství vyrobeného paliva pro spalné zkoušky je dáno jeho sypnou hmotností. Pro certifikaci paliva je nutno spalné zkoušky vždy provádět v akreditované laboratoři.

Příprava a testování tuhých alternativních vícesložkových směsných paliv jsou zobrazeny na obr. 3.

Celý proces znovuvyužití vybraných druhů odpadů (materiálové či energetické) byl pod důkladnou chemickou analytickou kontrolou, toxikologickým a genotoxikologickým sledováním. Projekt vygeneroval dvě speciální certifikované metodiky, a to Metodiku pro skupinové stanovení fenolů v kalech a Metodiku stanovení genotoxických účinků látek obsažených v čistírenských kalech pomocí Amesova fluktuálního testu.

Probíhající optimalizace – dostavba zařízení spočívá aktuálně v navýšení zdroje VN na 20 kV, zpracování základního měření a regulace. Proces fyzikálního zpracování odpadu je zobrazen na obr. 4–6.



Obr. 3. Fotodokumentace – alternativní vícesložkové palivo na bázi odpadů, upravených na zařízení pro fyzikální úpravu odpadů podle EP 2388068 „Device for physical waste treatment“ – homogenizace složek před granulací ve spolupráci s VÚHU a. s., Most, spalné zkoušky na certifikovaném testovacím zařízení VŠB – TUO v Ostravě, ukázky finálního granulovaného vícesložkového tuhého alternativního paliva

Fig. 3. Photographic evidence – alternative multicomponent fuel based on fuels treated on the device for physical waste treatment as per EP 2388068 “Device for Physical Waste treatment” – homogenisation of components at the stage before granulation in cooperation with Czech Brown Coal Research Institute, Inc. (VÚHU a.s.) in Most, combustion testing on a certified testing equipment at VSB – Technical University in Ostrava, examples of final granulated multicomponent solid alternative fuel



Obr. 4. Elektrický rozvaděč pro navýšený zdroj VN, řídicí jednotka pro elektrostatické pole

Fig. 4. Electrical switchboard for increased HV source, control unit for electrostatic field



Obr. 5. Výboj na hrotu elektrody

Fig. 5. Discharge on the tip of electrode



Obr. 6. Optimalizované zkušební – experimentální zařízení pro fyzikální zpracování odpadů v laboratoři

Fig. 6. Optimised testing and experimental equipment

DISKUSE A ZÁVĚR

Zpracování odpadů vede k většímu opětovnému využití, a proto jsou v dnešní době nové techniky a technologie vítány a ve správném čase i společností podporovány, a to v rámci naplňování trvale udržitelného rozvoje.

Zařízení pro fyzikální úpravu materiálů (zejména pevných matic odpadů) koncepčně spočívá v jednotlivém nebo kombinovaném působení vybraných silových polí, a to buď jako samostatná technologie anebo v kombinaci s jinými dalšími. V současné době je zařízení vystavěno jako zkušební laboratorní zařízení, po optimalizaci a dostavbě výhledově i jako zařízení průmyslové. Zařízení může být využito také jako speciální zařízení pro testování odolnosti materiálů vůči různým kombinovaným účinkům silových polí nebo jako zařízení pro čištění nebo hygienizaci vyráběných nových sloučenin a materiálů.

V současné době probíhá spolupráce s dalšími výzkumnými pracovišti, zejména dislokovanými na vysokých školách, a zkušební testování odpadů v rámci uživatelské optimalizace zařízení. Dále jsou vedena jednání s výrobcí zkušebních laboratorních a průmyslových technických zařízení a také s odbornými odpadářskými firmami, zabývajícími se zpracováním vybraných druhů odpadů za účelem dalšího využití či bezpečné likvidace. Trvale je budována síť profesionálních partnerů. V rámci komercializace patentu je pro další rozvoj, využití a uplatnění zařízení hledán významný a silný strategický partner.

Poděkování

Všem zúčastněným na tomto projektu výzkumu a vývoje využívání odpadů jako náhrady primárních přírodních zdrojů a Ministerstvu životního prostředí za finanční, odbornou a metodickou podporu při řešení projektu. Výzkum a vývoj byl podpořen projektem Ministerstva životního prostředí České republiky (VaV SP/2f2/98/07).

Literatura

- [1] BALAKRISHNAN, S.K. *Degradation of organic pollutants in water by non-thermal plasma based advanced oxidation processes = Degradace organických znečišťujících látek ve vodě nízkoteplotním plazmatem na bázi pokročilých oxidačních procesů*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters, University of South Bohemia in České Budějovice, 2017. 87 str. ISBN 978-80-7514-058-6.
- [2] BARTUSEK, S., PRYSZCZ, A., and OBROUČKA, K. Energy and material recovery process combined reduction and plasma at the new facility of The Institute of Environmental Technology. *Conference on Environment and Mineral Processing*, 2013, 17, p. 325–329. ISBN 978-80-248-3000-1.
- [3] FERIANCOVÁ, A. et al. Spracovanie PVC odpadov z káblov pomocou mikrovlnného žiarenia. *Hutnické listy*, 2015, roč. 68, č. 5, s. 68–71. ISSN 0018-8069. Dostupné také z: <https://www.hutnickelisty.cz/download/674>
- [4] HÁJEK, M. Mikrovlnná recyklace odpadních PET lahví. *Odpady*, 2014, roč. 24, č. 6, s. 25–26. ISSN 1210-4922. Dostupné také z: <https://odpady-online.cz/mikrovlenna-recyklace-odpadnich-pet-lahvi>.
- [5] LÁZÁR, M. et al. Refuse-derived fuel energy recovery by plasma technology. *Sborník vědeckých prací Vysoké školy báňské – Technické univerzity Ostrava. Řada strojní*, 2014, roč. 60, č. 1, s. 69–76. ISSN 1210-0471. Dostupné také z: <http://transactions.fs.vsb.cz/2014-1/1980.pdf>
- [6] BANU, J.R. et al. Energetically efficient microwave disintegration of waste activated sludge for biofuel production by zeolite: Quantification of energy and biodegradability modelling. *International Journal of Hydrogen Energy*. 2018, ISSN: 0360-3199.
- [7] SEZIMA, T. a SIKORA, E. Užité vztahy – Zařízení pro fyzikální úpravu odpadů – Osvědčení o zápisu užitého vzoru, číslo zápisu: Int. 21084, Úřad průmyslového vlastnictví, ze dne 2. 7. 2010, v rámci projektu VaV SP/2f2/98/07 Výzkum v oblasti odpadů jako náhrady primárních surovinových zdrojů (2007–2011, MŽP/SP), dostupné z https://isdv.upv.cz/webapp/webapp.vestnik.seznam?lan=cs&pdpr=2010%20nebo%20https://isdv.upv.cz/doc/vestnik/2010/vestnik_UPV_201028.pdf
- [8] SEZIMA, T. a SIKORA, E. Evropský patent EP 2388068 „Device for physical waste treatment“, datum zápisu 22.08.2014, dostupné z <https://patentimages.storage.googleapis.com/01/b0/66/2f4267549e5b1f/EP2388068B1.pdf>
- [9] PÁČA, J., SUCHÁ, V., MIKŠANOVÁ, M. a STIBOROVÁ, M. Enzymy kvasinky *Candida tropicalis* participující na biodegradaci fenolu. *Biodegradace VI, Seč*, 2003, s. 9–13.
- [10] SMITH, J.R. et al. Bioremediation of PCB and PAH – containing sludge, sediments in land treatment units achieve risk – based endpoints. *Hazard. Ind. Wastes*, 28th, 1996, p. 309–318.
- [11] HOLDEN, P.A. and FIRESTONE, M.K. Soil microorganisms in soil clean up. How can we improve our understanding? *Environ. Qual.* 26, 1997, p. 32–40.
- [12] HARMS, H. and BOSMAN, T.N.P. Mass transfer limitation of microbial growth and pollutant degradation. *Microbiol.* 18, 1997, p. 97–105.
- [13] MASÁK, J. a kol. Speciální mikrobiální technologie. Skripta. Praha: VŠCHT, 1992.
- [14] FEČKO, P. a kol. *Environmentální biotechnologie*. Ostrava: VŠB – Technická univerzita Ostrava, 2004. 180 s. ISBN 80-248-0700-9.

Autoři

Ing. Tomáš Sezima, Ph.D.¹

✉ tomas.sezima@vuv.cz

ORCID: 0000-0003-0258-6511

Ing. Eugen Sikora, Ph.D.¹

✉ eugen.sikora@vuv.cz

ORCID: 0000-0002-4574-2118

doc. Dr. Ing. Radmila Kučerová²

✉ radmila.kucerova@vsb.cz

ORCID: 0000-0001-7242-5743

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

²Hornicko-geologická fakulta, VŠB – Technická univerzita Ostrava

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2020.09.001

POSSIBILITIES OF COMBINED WAYS OF TREATMENT FOR SELECTED WASTE TYPES USING AN EXPERIMENTAL EQUIPMENT FOR PHYSICAL WASTE TREATMENT WITH THE INTENTION OF THEIR FURTHER USE

SEZIMA, T.¹; SIKORA, E.¹; KUCEROVA, R.²

¹TGM Water Research Institute, p.r.i.

²Faculty of Mining and Geology, VSB – Technical University of Ostrava

Keywords: environment – waste – waste treatment – physical waste treatment – reducing hazardous properties – biotechnology – biodegradation

This article presents possibilities of a unique device for industrial waste treatment using a patented process, and outlines possible future directions. This device, using different physical processes, individually or in synergy, e.g. combined effects of ultrasonic waves, focused microwave field, arc discharges, electrostatic field and the exposure to ultra-violet radiation, is intended to degrade dangerous substances in waste, reducing its hazardous properties for the environment and to prepare the waste for future applications (material or energy), i.e. separately or in combination with other technology processes, such as biotechnology.



Ekotoxikologické zhodnocení říčních sedimentů na vybraných lokalitách povodí řeky Odry

ANTONÍN VONDRÁK, HANA SEZIMOVÁ, MARTIN MUCHA

Klíčová slova: ekotoxikologie – sedimenty – povodí Odry – kontaminace – hydrochemie – legislativa – baterie testů – potenciální nitrifikace – *Sinapis alba* – *Folsomia candida* – *Lactuca sativa* – *Vibrio fischeri*

SOUHRN

Príspevek se zabývá problematikou znečištění říčních (dnových) sedimentů v povodí řeky Odry, které se nachází na jednom z nejvíce antropogenně znečištěném území České republiky. Presentované výsledky vycházejí ze zhodnocení říčních sedimentů odebraných na osmi vybraných profilech vodních útvarů, náležících do povodí řeky Odry, pomocí baterie pěti ekotoxikologických testů zahrnujících indikátorové organismy různých trofických úrovní. Ekotoxikologické hodnocení sedimentů bylo provedeno kontaktními testy a rovněž na vodních výluzích sedimentů pomocí akvatických testů. K detekci byl využit test na chvostoskokách *Folsomia candida*, test klíčivosti a inhibice růstu na semenech *Sinapis alba*, test inhibice růstu na salátu *Lactuca sativa*, luminiscenční test na bakteriích *Vibrio fischeri* a stanovení potenciální nitrifikace a inhibice nitrifikace. Sledování byla doplněna kvantitativní analýzou majoritních a těžkých kovů ze stabilizovaných vodních výluhů vzorků dnových sedimentů pomocí metody atomové absorpční spektrometrie. V rámci hodnocení byla porovnána citlivost jednotlivých testů a dále byla provedena analýza toxického zatížení sedimentů z jednotlivých sledovaných lokalit. Na základě dosažených výsledků lze konstatovat, že sedimenty odebrané z Bohumínské stružky a řeky Lučiny vykazovaly nejvyšší toxické zatížení. Rovněž bylo potvrzeno, že vypovídající hodnota akvatických ekotoxikologických testů je velmi nízká a pro testování sedimentů je vhodné preferovat kontaktní ekotoxikologické testy.

ÚVOD

V říční síti České republiky dosahující v současnosti délky přibližně 33 260 km je usazeno přibližně 5×10^6 m³ sedimentu, v němž se akumuluje většina z 20 prioritních nebezpečných látek, ale také množství dalších nebezpečných látek anorganické i organické povahy. Kontaminovány jsou především úseky toků vyskytující se v oblastech se zvýšenou průmyslovou a zemědělskou činností [1, 2]. Součástí zhodnocení stavu útvarů povrchových vod a kvality povrchových vod jsou rovněž informace o kvalitě a množství pevných složek vodního ekosystému, kterými jsou plaveniny a dnové sedimenty. Analýzy dnových sedimentů poskytují na rozdíl od analýz vody komplexnější informaci o výskytu kontaminantů s akumulačním potenciálem ve sledovaném toku [1].

Kontaminace dnového sedimentu je úzce spjata se znečištěním vody daného říčního toku. V závislosti na hydrologických podmínkách a morfologii řeky se mohou suspendované částice usadit a stát se tak součástí dnových sedimentů, často mnoho kilometrů za zdrojem původního znečištění [3]. Velký povrch minerálních částic přítomných v sedimentu je důležitý převážně pro navázání elektricky nabitých polutantů, a to především kationtů těžkých

kovů (např. arsen, kadmium, chrom, měď, nikl, rtuť, olovo, zinek a mangan) [4]. Sorpce je umožněna díky vazbě záporného náboje vyskytujícího se na povrchu většiny přírodních minerálů sedimentu s kladně nabitými kationty těžkých kovů [5]. Mezi látky schopné sorpce těžkých kovů patří hydratované hlinito-křemičitany (jíly), hydratované oxidy, křemičitany, uhličitany a fosforečnany [6]. Nezastupitelnou roli při sorpci těžkých kovů má také velikost jednotlivých částic minerálních látek tvořících říční sediment [5]. Ve vodních tocích dosahují minerální částice značného rozsahu velikostí, a to od $\leq 0,004$ mm u jílovitých frakcí až po balvany o velikosti ≥ 256 mm [7]. Frakce sedimentu o velikosti částic $< 0,1$ mm dokáže díky svému specifickému povrchu navázat vyšší koncentrace těžkých kovů, než frakce obsahující částice větších rozměrů [5]. Průběh sorpčních procesů je rovněž úzce ovlivňován hodnotami pH prostředí. Se snížením hodnot pH jsou kationty těžkých kovů desorbovány z povrchu částic sedimentu a následně jsou uvolněny do vodné fáze, odkud se mohou vlivem průtoku daného toku transportovat do dalších lokalit dále po proudu [8]. Nebezpečnost znečištění sedimentů těžkými kovy spočívá nejen v jejich toxickém působení na živé organismy, ale také ve velmi lehké schopnosti akumulace. Kovy z antropogenních zdrojů se nacházejí především v nestálých frakcích sedimentů. Odtud mohou být vstřebávány organismy, dále se dostávat přes jednotlivé trofické úrovně do dalších částí potravního řetězce [9, 10], a znamenat tak riziko pro široké spektrum organismů.

Velká plocha povrchu nejjemnějších částic tvořících sediment se zároveň uplatňuje při vazbě elektroneutrálních polutantů, jejichž největší zastoupení představují perzistentní organické látky (POPs), a to díky jejich hydrofobnímu charakteru [11]. Hydrofobnost je vlastnost důležitá pro zachycování některých nepolárních organických polutantů, jako jsou např. ropné látky (NEL), některé pesticidy a jejich rezidua, polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), polychlorované bifenylly (PCB), adsorbovatelné organické halogeny (AOX) a další podobné látky [12]. Vliv skokových změn hodnot pH na desorpci organických látek z částic sedimentu není tak markantní, jako je tomu u kationtů těžkých kovů. Výjimkou jsou ionizovatelné organické molekuly, které se podobně jako kationty těžkých kovů mohou adsorbovat na povrch částic sedimentu [13]. Zásadní vliv na desorpci organických látek navázaných na organickou hmotu tvořící sediment představují ve vodě rozpuštěné organické látky. Uvádí se, že vysoké koncentrace rozpuštěného organického uhlíku v povrchové vodě mohou výrazně ovlivňovat desorpci toxických látek (např. PCB, PAU) navázaných na sediment [14].

Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2018 [15] vydaná MZE ČR uvádí, že sedimenty a plaveniny dílčího povodí horní Odry jsou dlouhodobě znečištěny zejména polyaromatickými uhlovodíky (benzo(a)pyrenem, benzo(b)fluorantemem, benzo(g,h,i) perylenem, benzo(k)fluorantemem a indeno(1,2,3-cd)pyrenem). Kontaminace sedimentu těmito látkami

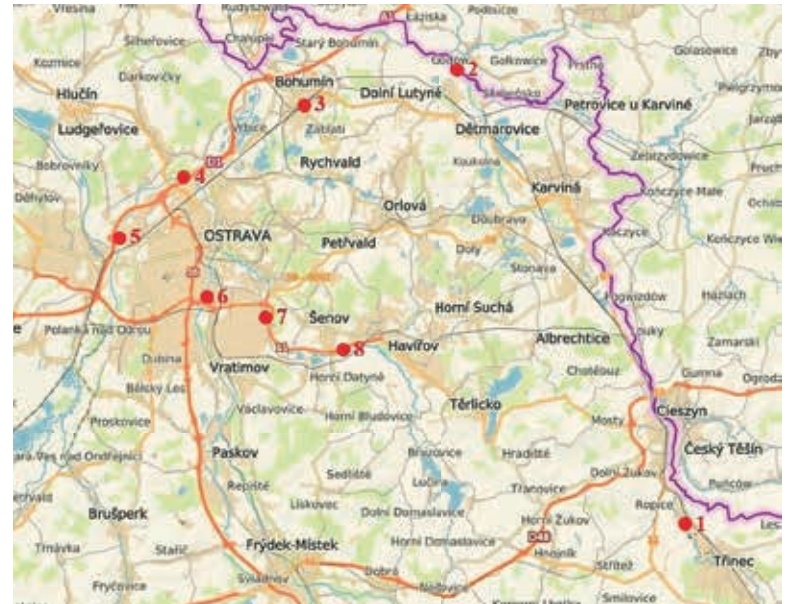
souvisí pravděpodobně s dlouhodobou atmosférickou depozicí produktů spalování fosilních paliv z průmyslových zdrojů, lokálních topenišť a dopravy v regionu povodí a splachy z kontaminovaných ploch. Rovněž Hydrologická ročenka České republiky 2017 [1] vydaná ČHMÚ shodně uvádí, že pro dílčí oblast povodí horní Odry jsou na většině sledovaných profilů charakteristické nadlimitní obsahy polyaromatických uhlovodíků v sedimentu (antracen, fluoranten a suma 5 PAU). Nejvyšší koncentrace byly naměřeny v sedimentech získaných z řeky Odry v Bohumíně pod ostravskou průmyslovou aglomerací. Z hlediska míry znečištění byl jako nadlimitní se vzrůstajícím trendem vyhodnocen obsah olova a fluorantenu v plaveninách a sedimentu řeky Ostravice v Ostravě.

Obecně se doporučuje, aby se toxicita říčního sedimentu stanovovala komplexně pomocí chemické analýzy a současně biologickými testy, tedy i jako biologická odpověď organismu na expozici škodlivými látkami. Testovací organismus vystavený účinkům kontaminovaného sedimentu umožňuje stanovit účinky chemických látek adsorbovaných na dnový sediment [16]. Bláha [17] uvádí, že ekotoxikologické testy dnových sedimentů mají své využití nejen v oblasti aplikace na zemědělskou půdu podle vyhlášky č. 257/2009 Sb., ale také při ověřování škodlivosti látek či směsí pro vodní organismy, škodlivosti odpadů ve vztahu ke stanovované nebezpečné vlastnosti Ekotoxicita (HP14), přípustnosti využití odpadních zemín a stavebních sutí k terénním úpravám a rekultivacím a stavu testované matrice formou nezávislých testů (testy nezávislé na rozsahu limitních hodnot chemických polutantů zakotvených v legislativě). V legislativě České republiky je zakotveno hned několik základních ekotoxikologických testů standardně využívaných při hodnocení kvality půdy a dnových sedimentů. Jedná se o vyhlášku č. 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě, dále vyhlášku č. 94/2016 Sb., o hodnocení nebezpečných vlastností odpadů a vyhlášku č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu. Dále existuje široké spektrum variant doplňkových ekotoxikologických testů používaných v ČR, které již nejsou zakotveny v legislativě, ale množství laboratoří je používá jako doplňkové pro zpřesnění a validaci naměřených výsledků.

Předkládaný příspěvek je zaměřen na hodnocení toxického působení dnových sedimentů odebraných z vodních toků povodí řeky Odry na živé organismy a rovněž ověření vhodnosti využití kombinace vybrané baterie biologických testů zahrnující organismy různých trofických úrovní pro sledování ekotoxických účinků dnových sedimentů. Pro komplexnější zhodnocení sedimentů byla detekce toxických vlivů na živé organismy doplněna kvantitativní analýzou majoritních a těžkých kovů ze stabilizovaných vodních výluhů vzorků dnových sedimentů pomocí metody atomové absorpční spektrometrie.

Tabulka 1. Přehled odběrných míst dnových sedimentů
Table 1. Overview of bottom sediment sampling points

Číslo profilu	Název toku	Lokalita	GPS souřadnice
1	Olše	Třinec, železářny	49°42'02.4"N 18°38'13.1"E
2	Olše	Dětmárovice, elektrárna	49°55'04.6"N 18°27'55.3"E
3	Bohumínská stružka	Nový Bohumín, nádraží	49°54'17.4"N 18°22'05.2"E
4	Černý potok	Ostrava – Přívoz, zaústění Odry	49°51'45.8"N 18°15'56.7"E
5	Opava	Ostrava – Třebovice, zaústění Odry	49°49'59.1"N 18°13'13.4"E
6	Ostravice	Ostrava – Kunčice, Dolní oblast Vítkovic	49°48'19.7"N 18°17'03.1"E
7	Lučina	Ostrava – Kunčice, Nová Huť Zářičí	49°48'00.0"N 18°19'46.0"E
8	Lučina	Havířov – pod ČOV	49°46'53.1"N 18°23'08.2"E



Obr. 1. Mapa odběrných míst sedimentů, legenda vyznačených lokalit, viz tabulka 1
(zdroj: <https://www.openstreetmap.org/>)

Fig. 1. Map of sediment sampling points, legend of marked localities see Table 1
(source: <https://www.openstreetmap.org/>)

MATERIÁL A METODY

Výběr toků pro odběr sedimentů

Výběr lokalit pro odběr dnových sedimentů byl proveden na základě výskytu aktivní průmyslové činnosti v okolí sledovaného toku, popřípadě byly zohledňovány lokality se starou ekologickou zátěží po již ukončené těžbě či průmyslové výrobě. Vybrané lokality jsou graficky znázorněny v mapě (obr. 1). Jako legenda k mapě slouží tabulka 1, v níž jsou zaznamenány jednotlivé toky a lokalizace míst, na nichž byly odběry provedeny, včetně polohy GPS.



Obr. 2. Fotografie vybraných lokalit odběru
Fig. 2. Images of selected sampling sites

Odběr a příprava sedimentů

Vzorky dnových sedimentů byly odebírány na osmi proflech šesti toků v rámci povodí řeky Odry (obr. 2). Vzorkování bylo prováděno v souladu s ČSN ISO 5667-12 [18]. Na každé z uvedených lokalit byl pomocí nerezové lopatky odebírán směsný vzorek dnového sedimentu o celkové hmotnosti 10 kg. Odběr byl na každém profilu realizován na čtyřech místech napříč korytem z hloubky 10–15 cm, kdy místa odběru byla od sebe vzdálena 0,25–1 m, v závislosti na šířce koryta. Odebraný materiál byl uložen do plastové nádoby a následně byl transportován do laboratoře, kde se po dobu 2–4 týdnů v závislosti na struktuře a zrnitosti materiálu pozvolna vysoušel na plastových táčech při laboratorní teplotě. Po úplném vysušení byl každý vzorek proséván přes síto o velikosti průměru ok 2 mm s deklarovanou inertností vhodnou pro stanovení těžkých kovů a akutní toxicity. U prosetých vzorků byla stanovena hodnota pH podle ČSN ISO 10390 [19] a WHC půdy podle ČSN ISO 11274 [20]. Pro potřeby provedení zkoušek na semenech *Sinapis alba* a bakteriích *Vibrio fischeri* a rovněž pro chemickou analýzu vybraných kovů pomocí atomové absorpční spektrometrie (AAS) byly připraveny vodné výluhy vzorků sedimentů podle normy ČSN EN 12457-4 [21]. Před provedením AAS byly všechny vzorky filtrovány přes membránové filtry Pragopor 6 (póry < 0,4 μm) k eliminaci zákalu způsobeného přítomností jílových minerálů a byly stabilizovány přidávkem kyseliny dusičné.

Chemická analýza vybraných kovů

Stanovení iontů kovů bylo provedeno metodou atomové absorpční spektrometrie (AAS). Pro stanovení iontů Ca, Mg, Fe, K, Na a Zn byla použita plamenová atomizace se vzduch-acetylenovým plamenem na přístroji Varian AA240 FS (Varian, USA). Průtok plynů byl 13,5 l.min⁻¹ (vzduch) a 2 l.min⁻¹ (acetylen).

Stanovení bylo provedeno při vlnových délkách 422,7 nm (Ca), 202,6 nm (Mg), 372,0 nm (Fe), 404,4 nm (K), 330,3 nm (Na) a 213,9 nm (Zn). Ionty Pb, Cd a Cr byly stanoveny metodou AAS s elektrotermickou atomizací na přístroji Agilent 240Z AA s grafitovou píčkou Agilent GTA120 (Agilent technologies, USA). Stanovení Pb probíhalo při vlnové délce 283,3 nm a jako modifikátor (v režimu co-inject) byl použit dihydrogenfosforečnan amonný. Stanovení Cd bylo realizováno při vlnové délce 228,8 nm a stanovení Cr při vlnové délce 357,9 nm. Při stanovení Cd a Cr nebyl použit modifikátor. Obsah iontů rtuti byl stanoven metodou studených par (CV AAS) na přístroji Varian AA240FS s jednotkou generátoru studených par VGA77 (Agilent technologies, USA). Pro přípravu všech kalibračních roztoků byly použity standardy jednotlivých iontů (Sigma-Aldrich s. r. o., Česká republika).

Test akutní toxicity na semenech hořčice bílé (*Sinapis alba*)

Test na semenech hořčice bílé byl proveden podle Metodického pokynu odboru odpadů ke stanovení ekotoxicity odpadů MŽP ČR [22]. Hodnoceny byly vodné výluhy vzorků sedimentů bez použití koncentrační řady vzniklé ředěním. Součástí testu byla negativní a pozitivní kontrola s využitím standardní látky dichromanu draselného (100 mg.l⁻¹). Test byl prováděn ve skleněných Petriho miskách o průměru 150 mm ve třech paralelních opakováních. Z každého vodného výluhu vzorku bylo na povrch filtračního papíru v Petriho misce napipetováno 5 ml. Poté bylo na zvlhčený filtrační papír rozmístěno celkem 30 semen hořčice bílé. Inkubace probíhala v termostatu bez přístupu světla po dobu 72 ± 2 hodin, při teplotě 20 ± 2 °C. Sledovaným parametrem testu byla průměrná délka kořenů semen hořčice bílé po 72 hodinách, ze které byla vypočítána inhibice růstu.

Test akutní toxicity na bakterii *Vibrio fischeri*

Pro zjištění akutní toxicity vzorků vodných výluhů vzorků sedimentů byl proveden luminiscenční test na bakteriích *Vibrio fischeri* podle ČSN EN ISO 11348-1 [23]. Součástí každého testu byla negativní a pozitivní kontrola s využitím standardní látky dichromanu draselného (0,4–100 mg.l⁻¹). Měření inhibice luminiscence bylo prováděno po 15 a 30minutové expozici pomocí luminometru s měřící celou temperovanou na 15 ± 1 °C (LUMIStox, Hach-Lange GmbH). Z výsledků testů inhibice luminiscence byly vypočítány hodnoty inhibice emise světla u bakterií *Vibrio fischeri* v porovnání s kontrolou.

Test akutní toxicity na chvostoskokách (*Folsomia candida*)

Test pro stanovení mortality a inhibice reprodukce chvostoskoků (*Folsomia candida*) byl proveden podle ČSN EN ISO 11267 [24]. Principem testu bylo procentuální stanovení mortality a inhibice reprodukce chvostoskoků (*Folsomia candida*) po 28denní expozici ve vzorcích sedimentů, nebo ve směsi umělého půdy s koncentrační řadou ověřované standardní látky. Test byl prováděn ve skleněných nádobách s pevným uzávěrem ve třech paralelních opakováních. Do každé nádoby bylo naváženo 30 g suchých vzorků dnových sedimentů, které byly následně zvlhčeny destilovanou vodou na hodnotu 50 % WHC_{max}. Poté bylo na povrch zvlhčeného substrátu pomocí dechového exhaustoru umístěno 10 jedinců *Folsomia candida* ze synchronizované kultury. Inkubace probíhala v termostatu bez přístupu světla po dobu 28 dní, při teplotě 20 ± 2 °C. V průběhu inkubace byla zajištěna aerace, potrava a byl kontrolován výpar vody. Po uplynutí doby expozice se obsah jednotlivých sklenic převedl do Petriho misky o průměru 150 mm. Po obarvení kontrastní látkou (černá tuš, popř. modrý inkoust) byla po vyfotografování digitálním fotoaparátem s vysokým rozlišením provedena analýza v programu ImageJ. Sledovaným parametrem testu byl počet adultních a juvenilních jedinců. Na základě získaných hodnot bylo vypočítáno procento mortality adultních jedinců a procento průměrné inhibice reprodukce.

Test pro stanovení potenciální nitrifikace – mikrometoda

Mikrometoda testu pro stanovení potenciální nitrifikace byla provedena podle ČSN ISO 15685 [25]. Pro každý vzorek sedimentu byly připraveny čtyři polyethylenové zkumavky o objemu 50 ml. Do zkumavky bylo naváženo 2,5 g vzorku a přidáno 10 ml zkušební média. Zkumavky byly umístěny do orbitální třepačky

(Rotamax 120, Heidolph Instruments GmbH & CO. KG, Německo) s rychlostí otáčení 175 ot.min⁻¹, kde se inkubovaly při laboratorní teplotě po dobu 2 h a 6 h. Následně byl z každé zkumavky odebrán 1 ml vzorku do zkumavek s 1 ml roztoku KCl (c = 4 mol.l⁻¹) a po inkubaci (20 minut) byly vzorky centrifugovány (MR23i, Thermo Fisher Scientific Inc., USA) při 3 000 g po dobu 2 minut. U vzniklého supernatantu bylo provedeno spektrofotometrické stanovení množství dusitanů na mikrotitrační destičce (Epoch, BioTek Inc., USA) při vlnové délce λ = 540 ± 10 nm. Naměřené hodnoty byly vyhodnoceny prostřednictvím softwaru Gen5™ ver. 1.11.

Test akutní toxicity na semenech lociky seté (*Lactuca sativa*)

Test na předklíčených semenech salátu lociky seté (*Lactuca sativa*) byl proveden podle SOILETOX-SOP-20 [26]. Do transparentních testovacích nádob ve 3 paralelních stanoveních bylo naváženo 155 g suchých reálných vzorků dnových sedimentů, které byly následně zvlhčeny destilovanou vodou na hodnotu 70 % WHC_{max}. Jako negativní kontrola sloužila umělá půda. Poté bylo do každé nádoby rozmístěno 15 předklíčených semen salátu. Nádoby byly uzavřeny víkem a umístěny do termostatu (MIR-154, Sanyo, Japonsko) s nastavenou teplotou 24 °C, bez přístupu světla. Po 120 h inkubace byly změřeny délky kořenů všech semen s přesností na 1 mm. Naměřená data byla poté zpracována pro výpočet procenta inhibice růstu kořenů *Lactuca sativa*.

VÝSLEDKY A DISKUSE

V rámci hodnocení vzorků dnových sedimentů z vybraných vodních útvarů povodí řeky Odry bylo provedeno stanovení hodnoty pH sedimentů a jejich vodných výluhů a rovněž byla stanovena WHC reálných vzorků sedimentů. Hodnota pH u vzorků sedimentů z jednotlivých lokalit se pohybovala v rozmezí 6,46–7,79, vodné výluhy sedimentů vykazovaly podobné hodnoty v intervalu 6,57–7,70. Vodní kapacita WHC byla u většiny vzorků v rozmezí 0,305–0,455 ml.g⁻¹ sedimentu, pouze u vzorku sedimentu odebraného z Bohumínské stružky v profilu Nový Bohumín byl naměřena vyšší hodnota (0,872 ml.g⁻¹).

Tabulka 2. Naměřené koncentrace majoritních kovů ve vzorcích
Table 2. Measured concentrations of major metals in samples

Vzorek	Ca (mg.l ⁻¹)	Mg (mg.l ⁻¹)	Fe (mg.l ⁻¹)	Na (mg.l ⁻¹)	K (mg.l ⁻¹)
Olše, Třinec	20,57 ± 0,09	2,67 ± 0,04	1,61 ± 0,25	< 6,30	< 4,98
Olše, Dětmárovice	30,77 ± 0,03	1,86 ± 0,01	1,22 ± 0,38	< 6,30	< 4,98
Bohumínská stružka, N. Bohumín	184,95 ± 0,63	6,53 ± 0,01	6,84 ± 3,50	88,7 ± 27,3	31,1 ± 0,7
Černý potok, O. – Přívoz	30,22 ± 0,27	4,96 ± 0,06	2,04 ± 0,35	12,1 ± 4,7	< 4,98
Opava, O. – Třebovice	10,25 ± 0,07	1,76 ± 0,02	1,28 ± 0,24	< 6,30	< 4,98
Ostravice, O. – Vítkovice DOV	25,34 ± 0,17	2,36 ± 0,03	1,18 ± 0,15	< 6,30	< 4,98
Lučina, O. – Kunčice NH Záříčí	10,22 ± 0,08	1,15 ± 0,01	2,27 ± 0,18	< 6,30	< 4,98
Lučina, Havířov pod ČOV	18,34 ± 0,10	3,15 ± 0,02	2,31 ± 0,50	< 6,30	< 4,98

AAS analýza

Výsledky stanovení rozpuštěných iontů kovů ve vyluzích jednotlivých vzorků jsou uvedeny v *tabulce 2*. Z pohledu obsahů majoritních iontů (Ca, Mg, Fe, Na a K) se značně odlišuje vzorek z Bohumínské stružky, který vykazuje násobně vyšší obsahy Ca, Na a K v porovnání s ostatními vzorky. Zvýšený obsah těchto iontů v Bohumínské stužce je pravděpodobně způsoben vypouštěním slaných důlních vod z vodní jámy Žofie v Orlové [27] a Heřmanického rybníku [26] a může přispívat k vyšší ekotoxikologické zátěži způsobované sedimentem z této lokality.

Obsahy iontů těžkých kovů ve vyluzích sedimentů jsou uvedeny v *tabulce 3*. Zjištěné hodnoty obsahů iontů těžkých kovů jsou u všech zkoumaných vzorků vyluhů sedimentů velmi nízké, často pod limitem kvantifikace použité analytické metody. Lze konstatovat, že žádná z naměřených hodnot nepřekračuje přípustné hodnoty stanovené nařízením vlády č. 401/2015 Sb. [28]. S výjimkou obsahu Pb splňují vyluhy i požadavky kladené na pitnou vodu z pohledu obsahu zkoumaných iontů těžkých kovů dané vyhláškou č. 70/2018 Sb. [29]. Ionty těžkých kovů tedy pravděpodobně nepředstavují u zkoumaných sedimentů rizikový faktor.

Tabulka 3. Naměřené koncentrace iontů těžkých kovů ve vzorcích

Table 3. Measured concentrations of heavy metal ions in samples

Vzorek	Pb ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Cd ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Cr ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Zn ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Hg ($\mu\text{g.l}^{-1}$)
Olše, Třinec	34,73 ± 0,67	0,737 ± 0,025	4,81 ± 0,53	133,3 ± 2,7	< 0,25
Olše, Dětmárovice	< 12,5	0,281 ± 0,009	< 1,36	43,3 ± 0,8	< 0,25
Bohumínská stružka, N. Bohumín	< 12,5	0,136 ± 0,011	< 1,36	73,0 ± 1,2	< 0,25
Černý potok, O. – Přívoz	22,60 ± 1,33	0,153 ± 0,029	< 1,36	95,7 ± 1,5	< 0,25
Opava, O. – Třebovice	16,17 ± 1,04	0,887 ± 0,055	< 1,36	35,2 ± 1,4	< 0,25
Ostravice, O. – Vítkovice DOV	< 12,5	0,183 ± 0,006	< 1,36	22,5 ± 1,3	< 0,25
Lučina, O. – Kunčice NH Záříč	< 12,5	0,804 ± 0,034	< 1,36	88,8 ± 0,7	0,64 ± 0,03
Lučina, Havířov pod ČOV	< 12,5	0,171 ± 0,009	< 1,36	22,9 ± 1,5	< 0,25

Pozn.: Hodnoty v tabulkách 2 a 3 za znakem < jsou pod limity kvantifikace použitých metod. Hodnota limitu kvantifikace dané metody vždy následuje za tímto znakem.

Tabulka 4. Průměrné hodnoty délky kořenů hořčice bílé (*Sinapis alba*) a vypočtené procento inhibice (resp. stimulace) růstu kořene po expozici vodným vyluhem reálných vzorků sedimentů

Table 4. Average values of white mustard root length (*Sinapis alba*) and calculated percentage of root growth inhibition (stimulation) after exposure to aqueous extract of real sediment samples

Vzorek	Délka kořene [mm]	Inhibice [%]	Směrodatná odchylka
Artifciální půda (negativní kontrola)	34,401	0	0
Olše, Třinec	43,636	-27,047	6,472
Olše, Dětmárovice	43,286	-25,801	3,527
Bohumínská stružka, N. Bohumín	41,304	-20,094	1,109
Černý potok, O. – Přívoz	41,935	-22,080	5,703
Opava, O. – Třebovice	43,969	-27,817	6,640
Ostravice, O. – Vítkovice DOV	42,581	-23,575	7,243
Lučina, O. – Kunčice NH Záříč	44,282	-28,431	9,850
Lučina, Havířov pod ČOV	39,911	-15,938	8,080

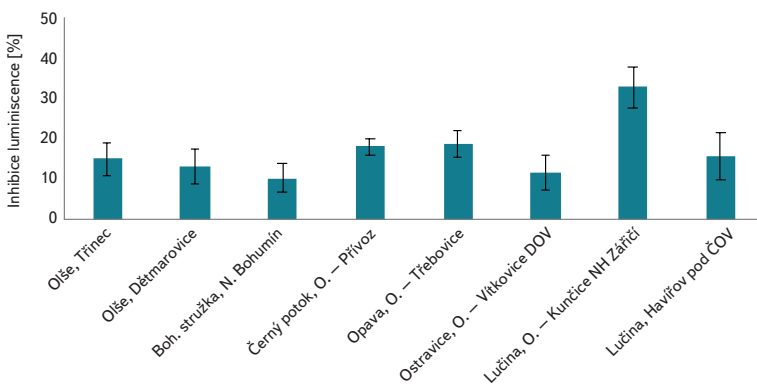
Statistické hodnocení

Pro jednotlivé sledované parametry byla provedena statistická analýza zahrnující test na normalitu dat (Shapiro-Wilk test), test pro analýzu variance (ANOVA) a test pro mnohonásobné porovnávání (Tukey test). Na základě Shapiro-Wilk testu bylo zjištěno, že všechna naměřená data pocházejí z normálního rozdělení. Test pro analýzu variance (ANOVA) jednotlivých metod potvrzuje, že vzorky dnových sedimentů signifikantně ovlivňují sledovaný negativní účinek. Mortalita *Folsomia candida* ($F = 4,845$; $P\text{-value} = 0,0026$), inhibice reprodukce *Folsomia candida* ($F = 5,618$; $P\text{-value} = 0,0012$), potenciální nitrifikace ($F = 644,3$; $P\text{-value} < 0,0001$), inhibice růstu kořene *Lactuca sativa* ($F = 11,73$; $P\text{-value} < 0,0001$), inhibice luminiscence *Vibrio fischeri* ($F = 6,007$; $P\text{-value} = 0,0002$). Výsledky Tukey testu jsou uvedeny v textu u výsledků jednotlivých zkoušek v rámci ekotoxikologického hodnocení.

Ekotoxikologické hodnocení

Vodné výluhy odebraných vzorků sedimentů připravené podle ČSN EN 12457–4 [21] byly testovány na semenech *Sinapis alba* a bakteriích *Vibrio fischeri*. Na základě provedeného testu na *Sinapis alba* bylo zjištěno, že žádný ze vzorků dnových sedimentů nezpůsobil inhibici růstu kořene hořčice bílé (*Sinapis alba*). U všech sledovaných vzorků byla pozorována stimulace, jejich průměrná hodnota činila $23,85 \pm 4,04$ %. Průměrné hodnoty délky kořenů hořčice bílé a vypočtené procento stimulace růstu kořene po expozici vodními výluhy vzorků sedimentů shrnuje tabulka 4.

Pro ověření vhodnosti použití akvatických testů pro hodnocení dnových sedimentů byl proveden druhý akvatický test akutní toxicity na bakteriích *Vibrio fischeri*. Nejvyšší inhibice luminiscence byla pozorována u vzorku sedimentu pocházející z řeky Lučiny v lokalitě Ostrava, NH Záříč (33,73 ± 5,27 %, Tukey test: P -value = 0,0015). Na ostatních sledovaných lokalitách vykazovaly vodné výluhy sedimentů inhibici luminiscence v rozmezí 10,593–19,023 %. Porovnání inhibice luminiscence bakterií *Vibrio fischeri* mezi jednotlivými vzorky dnových sedimentů je zobrazeno na obr. 3.



Obr. 3. Porovnání inhibice luminiscence bakterií *Vibrio fischeri* mezi jednotlivými vzorky dnových sedimentů

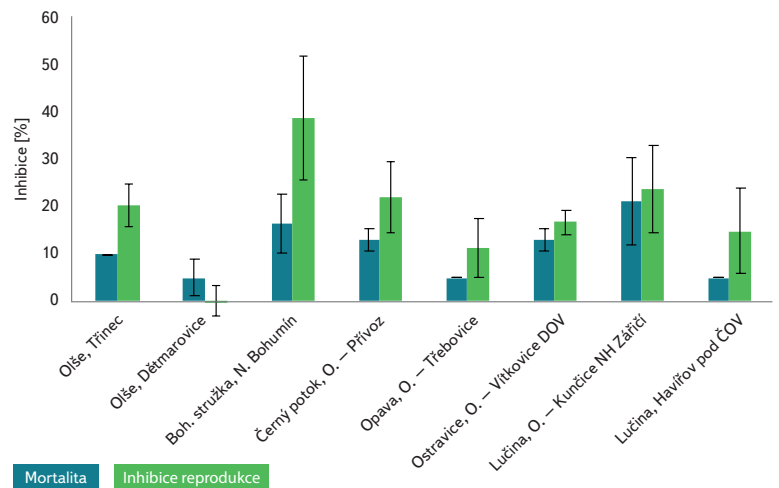
Fig. 3. Comparison of luminiscence inhibition of *Vibrio fischeri* bacteria among individual samples of bottom sediments

Na základě dosažených výsledků lze konstatovat, že akvatické testy využívající vodné výluhy sedimentů jsou méně citlivé a nepotvrdily toxické účinky u vzorků sledovaných sedimentů, popř. indikovaly nízké toxické působení. Testování vzorků sedimentů na semenech hořčice bílé (*Sinapis alba*) neprokázalo toxický vliv sledovaných vzorků na klíčivost a růst semen, naopak byl pozorován stimulační účinek, který byl pravděpodobně způsoben přítomností nutrientů v sedimentech. Obdobné výsledky uvádějí Czerniawska-Kusza a kol. [30], kteří na vzorcích silně antropogenně znečištěných sedimentů získaných z toku Mlynůvka v Opoli naměřili hodnoty stimulace růstu kořene hořčice bílé v rozmezí 20–25 %. Výsledek měření rovněž zdůvodňují pravděpodobnou přítomností velkého množství živin uložených v sedimentu (sloučeniny dusíku a fosforu), které mohou zcela překrýt inhibiční účinek fyto toxických kontaminantů, a způsobit tak falešně negativní výsledky.

Test akutní toxicity na bakteriích *Vibrio fischeri* prokázal slabé toxické působení látek přítomných v sedimentu na všech sledovaných profilech. V současnosti se ve většině případů při testování na bakteriích *Vibrio fischeri* upouští od metody testu ve vodném výluhu. Důvodem je špatná vyluhovatelnost sedimentu, která omezuje možnost přesného stanovení toxikologického indexu (EC_{50}). Plně tuto metodu nahrazuje metoda, ve které se testuje účinek suspenze sedimentů. Jarque a kol. [31] uvádějí, že vodné výluhy byly při testování na bakteriích *Vibrio fischeri* ve srovnání se suspenzemi sedimentů získaných z řeky Moravy a Dřevnice výrazně méně toxické. U výluhů byla 50% inhibice

pozorována jen zřídka a toxicita mohla být popsána jen jako inhibice luminiscence. Vzhledem k tomuto trendu Bláha [17] doporučuje při novelizaci vyhlášky č. 257/2009 Sb. pro komplexnější stanovení znečištění rozšířit možnosti testování na bakteriích *Vibrio fischeri* o nové metody jak kapalných vzorků, tak zavést do české legislativy právě metody testování v suspenzi pevné matrice. Bláha [32] již ve své starší práci poukazuje na neefektivnost akvatických testů ekotoxicity. Podle něj aplikace akvatických testů ve formě, jakou uvádí tabulka č. 10.2 vyhlášky č. 294/2005 Sb. na sedimenty, které byly dlouhodobě exponovány vlivům vodního prostředí, není vždy zcela efektivní. Doporučuje u sedimentů aplikovat spíše kontaktní ekotoxikologické testy na roupicích, chvostokocích, salátu či použít nitrifikační testy.

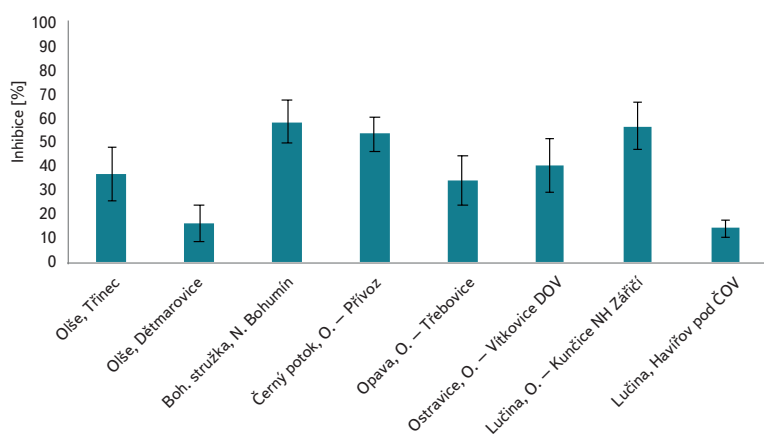
Z důvodu nedostatečné vypovídající schopnosti akvatických testů byly pro hodnocení vybraných sedimentů zařazeny kontaktní testy, které nemohou být ovlivněny nízkou vyluhovatelností, a díky tomu jsou považovány za testy o vyšší citlivosti. Zástupcem kontaktních testů pro hodnocení akutní toxicity dnových sedimentů byl test inhibice reprodukce a mortality u chvostokoků (*Folsomia candida*). Nejvyšší dosažená hodnota procenta mortality a inhibice reprodukce byla zjištěna u vzorku sedimentu odebraného z Bohumínské stružky v lokalitě Nový Bohumín (mortalita $16,67 \pm 6,24$ %, Tukey test: P -value = 0,0461; inhibice reprodukce $39,40 \pm 13,25$ %, Tukey test: P -value = 0,0011). Chemická analýza AAS nepotvrdila zvýšený výskyt těžkých kovů v sedimentu získaného z Bohumínské stružky, nicméně vzorek sedimentu obsahoval vysoké koncentrace majoritních kovů ve srovnání s průměrem ostatních vzorků, a to 8,8x více Ca, 2,5x více Mg, 4x více Fe, 7,3x více Na, které mohly ovlivnit hodnoty mortality a inhibice reprodukce chvostokoků. Výskyt vysokých koncentrací majoritních kovů v Bohumínské stružce je i v současnosti ovlivněn báňskou činností [33]. Z Vodní jámy Žofie stejnojmenného dolu jsou do Bohumínské stružky ušerpány slané důlní vody, pro zabránění přerou vody do stále funkční části uhelného revíru. Podle zákona č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství, (Horní zákon) [34] nejsou odčerpané slané důlní vody považovány za odpadní vodu, a proto mohou být rovnou vypouštěny do vodního toku, kde se vysoké koncentrace jinak neškodných solí dostatečně zředí. V případě řeky Lučiny v lokalitě Ostrava, NH Záříč mohly zvýšení hodnot mortality ($21,67 \pm 9,43$ %, Tukey test: P -value = 0,0041) a inhibice reprodukce chvostokoků ($24,15 \pm 9,37$ %) způsobit relativně vyšší koncentrace kadmia ($0,00804 \text{ mg.kg}_{\text{sus}}^{-1}$), zvýšená koncentrace zinku ($0,888 \text{ mg.kg}_{\text{sus}}^{-1}$), či přítomnost rtuti ($0,0064 \text{ mg.kg}_{\text{sus}}^{-1}$). Srovnání mortality a inhibice reprodukce chvostokoků (*Folsomia candida*) mezi jednotlivými typy vzorků dnových sedimentů jsou znázorněny na obr. 4.



Obr. 4. Srovnání mortality a inhibice reprodukce chvostokoků (*Folsomia candida*) mezi jednotlivými typy vzorků dnových sedimentů

Fig. 4. Comparison of *Folsomia candida* mortality and reproduction inhibition among individual types of bottom sediment samples

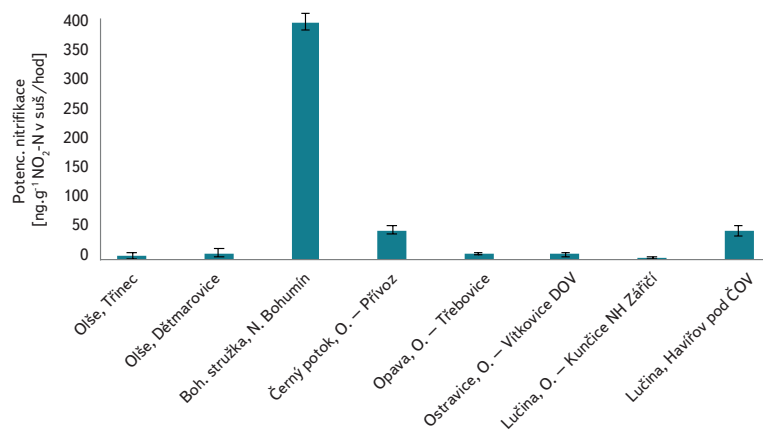
Dalším kontaktním testem využitým pro hodnocení dnových sedimentů byl test akutní toxicity pro stanovení inhibice růstu kořene salátu lociky seté (*Lactuca sativa* var. *capitata*). Nejvyšší inhibice růstu kořene byly pozorovány u vzorků sedimentu pocházející z Bohumínské stružky v lokalitě Nový Bohumín ($58,77 \pm 8,78$ %, Tukey test: P -value < 0,0001) a řeky Lučiny v lokalitě Ostrava, NH Zářiči ($56,91 \pm 9,90$ %, Tukey test: P -value < 0,0001). Zvýšená míra inhibice růstu kořene byla pravděpodobně způsobena vyššími koncentracemi majoritních kovů ve srovnání s průměrem ostatních vzorků, a to $8,8\times$ více Ca, $2,5\times$ více Mg, $4\times$ více Fe, $7,3\times$ více Na, které mohly způsobit zvýšenou inhibici růstu kořene salátu lociky seté (*Lactuca sativa* var. *capitata*), obdobně jako v testu s využitím chvostokoků. Rovněž Fargašová [35] uvádí, že salát locika setá (*Lactuca sativa*) vykazuje nejvyšší citlivost na těžké kovy a další látky. Srovnání inhibice růstu kořene salátu (*Lactuca sativa*) mezi jednotlivými typy vzorků dnových sedimentů je zobrazeno na obr. 5.



Obr. 5. Srovnání inhibice růstu kořene salátu (*Lactuca sativa*) mezi jednotlivými typy vzorků dnových sedimentů
Fig. 5. Comparison of lettuce root growth inhibition (*Lactuca sativa*) among different types of bottom sediment samples

Dalším z baterie vybraných testů byla mikrometoda pro stanovení potenciální nitrifikace provedená podle metodiky uvedené v příloze B ČSN ISO 15685 [25]. Na základě získaných hodnot absorbance koncentrační řady standardní látky dusitanu sodného při $\lambda = 540 \pm 10$ nm byly vypočítány koncentrace dusitanů v jednotlivých vzorcích dnových sedimentů po 2 a 6hodinové inkubaci ve zkušebním médiu. Výpočtem byla stanovena u jednotlivých vzorků potenciální nitrifikace jako koncentrace $\text{ng.g}^{-1} \text{NO}_2\text{-N}$ v sušině půdy za hodinu. Nejvyšší hodnota potenciální nitrifikace byla naměřena u vzorku sedimentu pocházející z Bohumínské stružky v lokalitě Nový Bohumín ($396,23 \pm 15,08$ $\text{ng/g NO}_2\text{-N}$ v sušině půdy za hodinu). Nejnižší hodnoty potenciální nitrifikace byly naměřeny u vzorků sedimentů pocházející z řeky Lučiny v lokalitě Ostrava, NH Zářiči ($3,19 \pm 2,05$ $\text{ng.g}^{-1} \text{NO}_2\text{-N}$ v sušině půdy za hodinu) a řeky Olše – v lokalitě Třinec, železářny ($8,12 \pm 4,84$ $\text{ng.g}^{-1} \text{NO}_2\text{-N}$ v sušině půdy za hodinu). Srovnání potenciální nitrifikace mezi jednotlivými typy vzorků dnových sedimentů je uvedeno na obr. 6.

Norma ČSN ISO 15685 [25] v tabulce A. 2 uvádí průměrnou referenční hodnotu potenciální nitrifikace neznečištěné referenční půdy jako $540 \text{ ng.g}^{-1} \text{NO}_2\text{-N}$ v sušině půdy za hodinu, nižší hodnoty indikují zvýšenou kontaminaci. Vzorky sedimentů vykazující nízké hodnoty potenciální nitrifikace jsou daleko více znečištěné než vzorky, které vykazují vyšší hodnoty. Rovněž půdy obhospodařované ekologickým způsobem bez použití hnojiv, pesticidů a dalších látek, které by mohly způsobit kontaminaci půdy, vykazují vyšší hodnoty potenciální nitrifikace než půdy kontaminované těmito látkami [36]. V případě řeky Lučiny v lokalitě Ostrava, NH Zářiči mohla být nízká hodnota potenciální nitrifikace způsobena relativně vyššími koncentracemi kadmia ($0,00804 \text{ mg.kg}_{\text{suš}}^{-1}$), zvýšenou



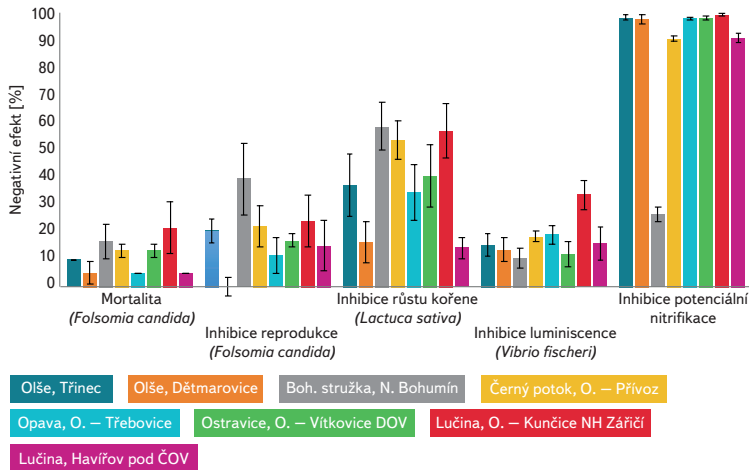
Obr. 6. Srovnání potenciální nitrifikace mezi jednotlivými typy vzorků dnových sedimentů
Fig. 6. Comparison of potential nitrification among individual types of bottom sediment samples

koncentrací zinku ($0,888 \text{ mg.kg}_{\text{suš}}^{-1}$), či přítomností rtuti ($0,0064 \text{ mg.kg}_{\text{suš}}^{-1}$). V případě řeky Olše v lokalitě Třinec, železářny mohla být nízká hodnota potenciální nitrifikace způsobena relativně vyššími koncentracemi olova ($0,3473 \text{ mg.kg}_{\text{suš}}^{-1}$) a kadmia ($0,00737 \text{ mg.g}_{\text{suš}}^{-1}$). Jako u jediného vzorku byla zaznamenána přítomnost chromu ($0,0481 \text{ mg.kg}_{\text{suš}}^{-1}$) a zaznamenána byla také ve srovnání s ostatními vzorky nejvyšší koncentrace zinku ($1,333 \text{ mg.kg}_{\text{suš}}^{-1}$). V obou případech také není vyloučena možnost, že na tak nízkých hodnotách potenciální nitrifikace mají vliv přítomné organické látky.

Na základě naměřených dat, která byla zanesena na obr. 7, lze sledovat rozdílné hodnoty citlivosti provedených metod. Obecně lze konstatovat, že nižší citlivost při hodnocení ekotoxických vlastností dnových sedimentů představovaly akvatické testy. Nejnižší vypovídající schopnost vykazoval test inhibice růstu kořene hořčice bílé (*Sinapis alba*). Hodnoty pro svou relativně silnou stimulaci nebyly na obr. 7 zaneseny. Dále se nízkou vypovídající schopností projevil test na bakteriích *Vibrio fischeri*, což potvrzuje správnost současného trendu v testování s využitím tohoto testu, kdy se upouští od hodnocení vodných výluhů a přechází se na testování látek v suspenzi [17, 31]. Změna metodiky testu na *Vibrio fischeri* přináší podstatné zvýšení citlivosti tohoto testu. Výsledky dosažené pomocí kontaktních testů vykazovaly významně zvýšené procento pozorovaného efektu u sledovaných organismů. Nejvyšší negativní odezva, tedy inhibice růstu kořene, byla pozorována v testu na *Lactuca sativa*, kdy byla u jednotlivých vzorků dnových sedimentů pozorována inhibice v rozsahu 14,16–58,77 %. Rovněž výsledky detekované v testu s využitím chvostokoků *Folsomia candida* vykazovaly hodnoty reprodukce dosahující téměř 40 % procentní inhibice. Nižší citlivost se projevila u mortality chvostokoků (*Folsomia candida*), kdy byla pozorována inhibice pouze do 21,67 %. Zjištění rozdílné citlivosti u těchto dvou sledovaných parametrů v testu na *Folsomia candida* je v souladu s údaji zjištěnými v literatuře [37], kde je rovněž popisována několikanásobně menší citlivost chvostokoků u ukazatelů mortalita než reprodukce. Vhodnou metodou pro hodnocení sedimentů se rovněž jeví stanovení potenciální nitrifikace, pomocí které byl na všech sledovaných lokalitách prokázán negativní vliv indukující zvýšenou kontaminaci. Přehledné výsledky testů akutní toxicity na vybraných indikátorových organismech jsou uvedeny v tabulce 5. Celkově lze na základě dosažených výsledků konstatovat, že akvatické typy ekotoxikologických testů jsou vzhledem k nižší citlivosti méně vhodné pro stanovování ekotoxických účinků dnových sedimentů. Testování by mělo být prováděno prioritně na kontaktních testech, které poskytují spolehlivější informace o znečištění sedimentu v dané lokalitě.

Vyhodnocení negativního efektu zaznamenaného v jednotlivých testech akutní toxicity u vzorků sedimentů ze sledovaných lokalit je zobrazeno

v tabulce 5 a obr. 8. Nejvíce znečištěné dnové sedimenty se nacházely v lokalitách Bohumínská stružka – Nový Bohumín, Lučina – NH Záříčí a Černý potok – Ostrava-Přívoz. Na ostatních sledovaných profilech vykazovaly odebrané dnové sedimenty ve většině využitých testů slabý toxický efekt, a tedy představují potenciálně zanedbatelné riziko pro sledované indikátorové organismy.

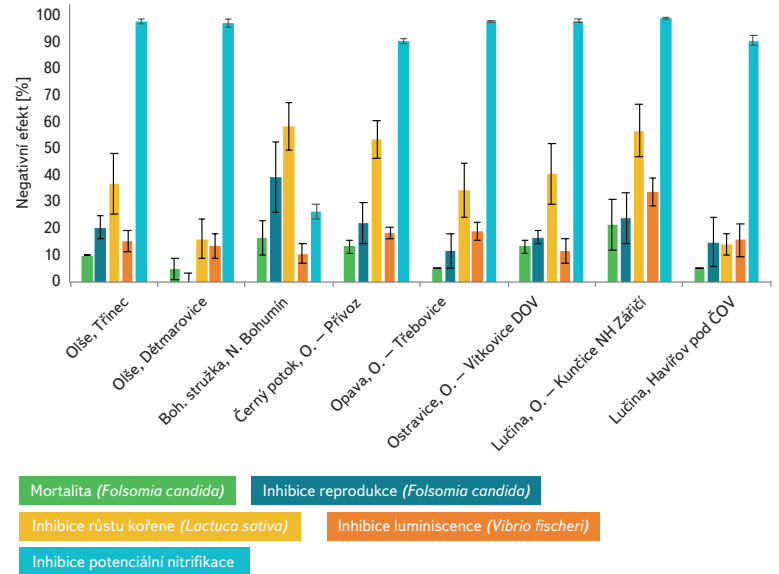


Obr. 7. Srovnání citlivosti jednotlivých ekotoxikologických testů
Fig. 7. Sensitivity comparison of individual ecotoxicological tests

ZÁVĚR

V rámci monitoringu znečištění vodního prostředí je potřeba sledovat nejen jakost vody, ale i stav dnových sedimentů. Sedimenty na své částice sorbují polutanty anorganické a organické povahy, které se akumulují a mohou se při skokové změně podmínek v daném toku uvolnit do vody, a ohrozit tak celý ekosystém.

V rámci hodnocení toxického působení dnových sedimentů na okolní ekosystém byla provedena baterie pěti ekotoxikologických testů na vzorcích odebraných na vodních tocích v rámci povodí řeky Odry. Na základě provedených kontaktních testů bylo stanoveno, že sedimenty z Bohumínské stružky odebrané v lokalitě Nový Bohumín a řeky Lučiny v lokalitě NH Záříčí představují



Obr. 8. Srovnání negativního efektu pozorovaného v testech akutní toxicity u vzorků sedimentů z jednotlivých lokalit
Fig. 8. Comparison of the negative effect observed in acute toxicity tests on sediment samples from individual localities

vzorky s vyšším toxickým zatížením. Látky navázané v těchto sedimentech mohou po uvolnění do vody ohrozit ekosystém dané lokality. Na ostatních sledovaných lokalitách bylo pozorováno mírnější toxické působení na indikátorové ekotoxikologické organismy. V testech využívajících vodné výluhy sedimentů bylo potvrzeno, že citlivost a vypovídající hodnota těchto testů využívaných pro hodnocení sedimentů je velmi nízká v porovnání s kontaktními testy.

Ze zjištěných výsledků vyplývá, že pro komplexnější ekotoxikologické zhodnocení dnových sedimentů je potřeba vždy využívat baterii testů s organismy různých trofických úrovní s preferencí využití kontaktních testů před akvatickými testy hodnotícími vodné výluhy sedimentů. Ekotoxikologické sledování je vhodné doplnit chemickou analýzou pro kvalitativní a kvantitativní stanovení těžkých kovů a organických látek. Tyto analýzy poskytují cenné informace pro vysvětlení účinků daného vzorku sedimentu na testovaný organismus.

Tabulka 5. Souhrnné výsledky z testů akutní toxicity na vybraných indikátorových organismech; toxický efekt (+), žádný toxický efekt (-), slabý toxický efekt (+/-)
Table 5. Summary of results of acute toxicity tests using chosen indicator organisms; toxic effect (+), no toxic effect (-) weaker toxic effect (+/-)

Vzorek	<i>Sinapis alba</i> [%]	<i>Vibrio fischeri</i> [%]	<i>Folsomia candida</i> Mortalita [%]	<i>Folsomia candida</i> Reprodukce [%]	Potenciální nitrifikace [ng.g ⁻¹ NO ₂ -N v suš./h]	<i>Lactuca sativa</i> [%]
Olše, Třinec	-	+/-	+/-	+	+	+
Olše, Dětmárovice	-	+/-	-	-	+/-	+/-
Bohumínská stružka, N. Bohumín	-	+/-	+/-	+	+	+
Černý potok, O. – Přívoz	-	+/-	+/-	+	+	+
Opava, O. – Třebovice	-	+/-	-	+/-	+	+
Ostravice, O. – Vítkovice DOV	-	+/-	+/-	+/-	+	+
Lučina, O. – Kunčice NH Záříčí	-	+	+	+	+	+
Lučina, Havířov pod ČOV	-	+/-	-	+/-	+	+/-

Literatura

- [1] ČERNÝ, M. a JEDLIČKA, M. *Hydrologická ročenka České republiky 2017. III. HYDROLOGICKÁ BILANCE JAKOSTI VODY* [online]. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2018 [cit. 2020-06-20]. ISBN 978-80-87577-86-8. Dostupné z: <http://voda.chmi.cz/pdf/kap3.pdf>
- [2] KIZLINK, J. Odpady: sběr, zpracování, využití, zneškodnění, legislativa [online]. Brno: CERM, 2014. ISBN 978-80-7204-884-7.
- [3] ODUKOYA, A. and AKANDE, O. Metal contamination assessment in the urban stream sediments and tributaries of coastal area southwest Nigeria. *Chinese Journal of Geochemistry* [online], 2015, Vol. 34, No. 3, p. 431–446. Dostupné z: doi:10.1007/s11631-014-0027-1
- [4] DE CASTRO-CATALA, N. Ecotoxicity of sediments in rivers: Invertebrate community, toxicity bioassays and the toxic unit approach as complementary assessment tools. *Science of the Total Environment* [online], 2016, č. 540, s. 297–306. ISSN 00489697. Dostupné z: doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.06.071
- [5] BENEŠOVÁ, L. a HNAŤUKOVÁ, P. Možnosti použití dnových sedimentů do zemědělských půd. *EnvíGroup* [online]. 2009 [cit. 2020-03-03].
- [6] PITTER, P. *Hydrochemie* [online]. 5. aktualizované a doplněné vydání. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2015.
- [7] GALIA, T. Fluviální geomorfologie [online]. Ostrava: Ostravská univerzita, Přírodovědecká fakulta, katedra fyzické geografie a geoekologie, 2017. ISBN 978-807-4649-011.
- [8] KRAUS, F. Znečištění pražských vodních toků a vodních ploch těžkými kovy: Zpráva zpracovaná v rámci projektu „Oživení pražských vod“ *Arnika* [online]. 2017 [cit. 2020-03-03].
- [9] DEVESA-REY, IGLESIAS, R.M., and PÉREZ-MOREIRA, R. Application of the Weng's ratio for the identification of Zn, Cu and Pb contamination on soils and sediments. *Journal of Soils and Sediments* [online], 2013, Vol. 13, No. 5, p. 932–942.
- [10] MOUKCHAN, F., MARCH, J., and CERDA, V. Distribution of trace metals in marine sediments of the Bay of Palma de Mallorca (Mallorca Island, Spain). *Environmental Monitoring and Assessment* [online], 2013, Vol. 185, No. 1, p. 695–706.
- [11] KOWALSKA, M., GÜLER, H., and COCKE, D. Interactions of clay minerals with organic pollutants. *Science of the Total Environment* [online], 1994, Vol. 141, No. 1–3, p. 223–240. Dostupné z: doi: 10.1016/0048-9697(94)90030-2
- [12] HUCKO, P. Legislatívne hodnotenia sedimentov vodných tokov s nádrží v SR. In: *Analytika odpadů II* [online]. Žďár nad Sázavou: EKOMONITOR spol. s r.o., 2012, s. 83–90. ISBN 9788086832692.
- [13] SHIMIZU, Y., YAMAZAKI, S., and TERASHIMA, Y. Sorption of Anionic Pentachlorophenol (PCP) in Aquatic Environments: The Effect of pH. *Water Science and Technology* [online], 1992, Vol. 25, No. 11, p. 41–48. ISSN 0273-1223. Dostupné z: doi:10.2166/wst.1992.0271
- [14] JOHNSON, W. and AMY, G. Facilitated Transport and Enhanced Desorption of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Natural Organic Matter in Aquifer Sediments. *Environmental Science and Technology* [online]. 2002, vol. 29, No. 3, p. 807–817. Dostupné z: doi:10.1021/es00003a032
- [15] HUBALOVÁ, P. a JANIČEK, T. *Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2018* [online]. Praha: Ministerstvo zemědělství České republiky, 2019 [cit. 2020-06-21]. ISBN 978-80-7434-523-4. Dostupné z: http://eagri.cz/web/file/64073/Modra_zprava_2018_web.pdf
- [16] CHAPMAN, P. and HO, K. Issues in sediment toxicity and ecological risk assessment. *Marine Pollution Bulletin* [online], 2002, Vol. 44, No. 4, p. 271–278.
- [17] BLÁHA, V. Aplikace ekotoxikologických testů, testy na reálných vzorcích. In: *Sedimenty z vodních toků a nádrží* [online]. Hradec Králové: EMPLA spol. s r. o., 2018, s. 90–92. ISBN 978-80-906306-5-9.
- [18] ČSN ISO 5667-12: *Jakost vod – Odběr vzorků – část 12: Návod pro odběr vzorků dnových sedimentů z řek, jezer a z oblastí ústí řek*. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2018.
- [19] ČSN ISO 10390: *Kvalita půdy – Stanovení pH*. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2011.
- [20] ČSN ISO 11274: *Kvalita půdy – Stanovení retenčních vlhkostních charakteristik – Laboratorní metody*. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2020.
- [21] ČSN EN 12457-4: *Charakteristika odpadů – Vyluhování – Ověřovací zkouška vyluhovatelnosti zrnitých odpadů a kalů – Část 4: Jednostupňová vsádková zkouška při poměru kapalné a pevné fáze 10l/kg pro materiály se zrnitostí menší než 10mm (bez zmenšení velikosti částic, nebo s ním)* [online]. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2013.
- [22] Metodický pokyn odboru odpadů ke stanovení ekotoxicity odpadů. Praha: Ministerstvo životního prostředí České republiky, 2007.
- [23] ČSN EN ISO 11348-1: *Jakost vod – Stanovení inhibičního účinku vzorků vod na světelnou emisii Vibrio fischeri (Zkouška na luminiscenčních baktériích) – Část 1: Metoda s čerstvě připravenými bakteriemi*. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2009.
- [24] ČSN EN ISO 11267 – *Kvalita půdy – Inhibice reprodukce chvostokoků (Folsomia candida) látkami znečišťujícími půdu*. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2014.
- [25] ČSN ISO 15685: *Kvalita půdy – Stanovení potenciální nitrifikace a inhibice nitrifikace – Rychlá zkouška pomocí oxidace amonných iontů* [online]. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2014.

[26] Standardní operační procedura SOILETOX_SOP_20: Test ekotoxicity se salátem *Lactuca sativa* [online]. 1.0.RECETOX. 2010

[27] *Spravované lokality*. Diamo, s. p. [online]. [cit. 2020-09-24]. Dostupné z: <https://www.diamo.cz/cs/spravovane-lokality/odra/all/50>

[28] Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.: Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostí povolení k vypouštění odpadních vod do povrchových vod a do kanalizací a o citlivých oblastech, 2015.

[29] Vyhláška č. 70/2018 Sb.: Vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů, 2018.

[30] CZERNIAWSKA-KUSZA, I. CIESIELCZUK, T., KUSZA, G., and CICHON, A. Comparison of the Phytotoxkit microbiotest and chemical variables for toxicity evaluation of sediments. *Environmental Toxicology* [online], 2006, Vol. 21, No. 4, p. 367–372. Dostupné z: doi:10.1002/tox.20189

[31] JARQUE, S., MASSNER, P., KLÁNOVÁ, R., PROKEŠ, R., and BLÁHA, L. Bioluminescent *Vibrio fischeri* Assays in the Assessment of Seasonal and Spatial Patterns in Toxicity of Contaminated River Sediments. *Frontiers in Microbiology* [online], 2016, Vol. 7, p. 1–11. Dostupné z: doi:10.3389/fmicb.2016.01738

[32] BLÁHA, V. Nejasnosti kolem sedimentů. *Odpadové fórum* [online], 2011, č. 2, s. 15–16.

[33] *Stružka*. In: *Atlas hlavních vodních toků povodí Odry* [online]. Povodí Odry, s. p., 2016 [cit. 2020-06-20]. Dostupné z: https://www.pod.cz/atlas_toku/struzka.html

[34] Zákon č. 44/1988Sb: o ochraně a využití nerostného bohatství (Horní zákon), 1988.

[35] FARGAŠOVÁ, A. Ekotoxikologické biotesty [online]. Bratislav: Perfekt, 2009. ISBN 978-80-8046-422-6.

[36] STRÁLKOVÁ, R. a KROFTA, S. Rozdíly potenciální nitrifikace v ornici při pěstování pšenice a ječmene v konvenčním a ekologickém systému hospodaření. *Obilnářské listy* [online]. 2009, č. 3, s. 79–81 [cit.2020-06-20]. Dostupné z: https://www.vukrom.cz/userfiles/obilnarske_listy/2009/2009_3/79_81.pdf

[37] KROGH, P. Toxicity testing with the collembolans *Folsomia fimetaria* and *Folsomia candida* and the results of a ringtest [online]. 2008 [cit. 2020-07-04].

Autoři

Mgr. Antonín Vondrák¹

✉ antonin.vondrak@seznam.cz

ORCID: 0000-0002-2832-9399

Mgr. Hana Sezimová, Ph.D.¹

✉ hana.sezimova@osu.cz

ORCID: 0000-0001-6115-2217

Mgr. Martin Mucha, Ph.D.²

✉ martin.mucha@osu.cz

ORCID: 0000-0003-4748-7488

¹Katedra biologie a ekologie PřF, Ostravská univerzita

²Katedra chemie PřF, Ostravská univerzita

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2020.10.004

ECOTOXICOLOGICAL EVALUATION OF RIVER SEDIMENTS IN SELECTED LOCALITIES OF THE ODRA RIVER BASIN

VONDRAK, A.¹; SEZIMOVA, H.¹; MUCHA, M.²

¹Department of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Ostrava

²Department of Chemistry, Faculty of Science, University of Ostrava

Keywords: ecotoxicology – sediments – Odra river basin – contamination – hydrochemistry – legislation – battery of tests – potential nitrification – *Sinapis alba* – *Folsomia candida* – *Lactuca sativa* – *Vibrio fischeri*

The paper deals with the issue of pollution of river (bottom) sediments in the Odra river basin, which is located in one of the most anthropogenically polluted areas of the Czech Republic. The presented results are based on the evaluation of river sediments collected on eight selected profiles of water bodies belonging to the Odra river basin using a battery of five ecotoxicological tests including indicator organisms of different trophic levels. Ecotoxicological evaluation of sediments was performed by contact tests and on aqueous extracts of sediments using aquatic tests. For determination of acute toxicity, test using *Folsomia candida*, germination and growth inhibition test using seeds of *Sinapis alba*, growth inhibition test using *Lactuca sativa*, luminescence test using bacteria *Vibrio fischeri* and potential nitrification and inhibition of nitrification determination were used. Monitoring was supplemented by quantitative analysis of major and heavy metals from stabilized aqueous extracts of bottom sediment samples using the method of atomic absorption spectrometry. As part of the evaluation, the sensitivity of individual tests was compared and an analysis of the toxic load of sediments from individual monitored localities was performed. Based on the achieved results, it can be stated that the sediments taken from the Bohumínská stružka and the Lučina river showed the highest toxic load. It has also been confirmed that the predictive value of aquatic ecotoxicological tests is very low and contact ecotoxicological tests are appropriate for sediment testing.



Autoři VTEI

Ing. Tomáš Mičaník, Ph.D.

VÚV TGM, v. v. i., pobočka Ostrava

✉ tomas.micanik@vuv.cz
www.vuv.cz



Ing. Tomáš Mičaník, Ph.D., vystudoval Vysokou školu chemicko-technologickou v Pardubicích, obor makromolekulárních látek. Do VÚV TGM, v. v. i., pobočky Ostrava, nastoupil v roce 1993 jako pracovník hydrochemické laboratoře (organická stopová analýza) a řešitel výzkumných projektů. Od roku 1997 je vedoucím oddělení ochrany jakosti vod. Zaměřuje se na problematiku nebezpečných látek v hydrosféře, metodickou a legislativní činnost pro tvorbu vodní politiky. V období 2003–2008 byl členem pracovních skupin Mezinárodní komise pro ochranu Odry před znečištěním se sídlem ve Wroclawi (Monitoring – fyzikálně-chemické aspekty, River basin management plan). Do současnosti byl řešitelem výzkumných projektů zaměřených na zjišťování a hodnocení emisí emergentních polutantů do vodního prostředí. Podílí se na přípravě metodických postupů v oblasti hodnocení stavu vod a na přípravě prováděcích právních předpisů a norem.

Ing. Pavel Richter, Ph.D.

VÚV TGM, v. v. i., Praha

✉ pavel.richter@vuv.cz
www.vuv.cz



Ing. Pavel Richter, Ph.D., je zaměstnancem Odboru ochrany vod a informatiky ve VÚV TGM, v. v. i., od roku 2007. V roce 2008 ukončil v magisterském studijním programu Krajinné inženýrství studijní obor Regionální environmentální správa na Fakultě životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze. V roce 2015 pak tamtéž úspěšně ukončil v doktorském studijním programu Environmentální vědy studijní obor Aplikovaná a krajinná ekologie. Zaměřuje se na problematiku zadržování vody v krajině. V rámci provozu Hydroekologického informačního systému se zabývá především evidencemi ISVS-VODA a evidencemi vodních toků, vodních ploch a hydrologických povodí.

Ing. Tomáš Sezima, Ph.D.

VÚV TGM, v. v. i., pobočka Ostrava

✉ tomas.sezima@vuv.cz
www.vuv.cz



Ing. Tomáš Sezima, Ph.D., je zaměstnancem oddělení hospodaření s vodou a odpady ve VÚV TGM, v. v. i., od roku 1997. V roce 1989 ukončil inženýrský obor Úprava nerostných surovin se zaměřením na problematiku vodního hospodářství, a to na Hornicko-geologické fakultě Vysoké školy báňské v Ostravě, v roce 2003 na téže vysoké škole ukončil doktorské studium s problematikou biodegradace vybraných druhů škodlivin ve vodách a půdách. Podílel se na řešení řady projektů, např. Projekt Odra II, Projekt Odra III, Vodohospodářské plány povodí nové generace, Termické odstraňování odpadů VZ O2, Výzkum v oblasti ČOV kalů, Výzkum v oblasti odpadů jako náhrady primárních surovinových zdrojů, Poznej tajemství vědy, Analýza nákladů a efektivnosti v rámci Činnosti k podpoře výkonu státní správy v problematice Sucho. Také je spolupořadatelem dvou mezinárodních workshopů na téma „Výzkum v oblasti odpadů jako náhrady primárních surovinových zdrojů“ a dále je spoluautorem užitého patentu „Device for physical waste treatment“ – EP 2388068. Doplnkově se věnuje i pedagogické a přednáškové činnosti.

Mgr. Antonín Vondrák

✉ antonin.vondrak@seznam.cz



Mgr. Antonín Vondrák v roce 2020 ukončil magisterský studijní obor Experimentální biologie na Přírodovědecké fakultě Ostravské univerzity. Během svého studia se zaměřil na ekotoxikologii vodního prostředí. V současné době uvažuje o možnostech dalšího studia a hledá své uplatnění na trhu práce.

Rozhovor s prof. Dr. Ing. Jiřím Maryškou, CSc., odborníkem v oblasti nanomateriálů

Pane profesore, zabýváte se využitím nanomateriálů při čištění odpadních vod. V čem vidíte perspektivy a hlavní výhody této technologie oproti ostatním metodám čištění odpadních vod?

Naším cílem je výzkum a vývoj sendvičových membrán s funkční vrstvou nanovláken primárně určených pro částicovou filtraci, ale např. také pro separaci olejové fáze apod. Jedná se tedy o technologii čištění, popř. dočištění odpadních vod, které byly v předchozím kroku či fázi již předčištěny, např. biologickou čističkou. V tomto směru může být technologie využití nanovláknenných membrán klasifikována jako proces mikrofiltrace (podle velikosti „pórů“ membrány) a je tak technologií doplňkovou k ostatním stupňům kaskády komplexního filtračního procesu. Jejím cílem pak jsou výstupní vody, které bude následně možné využít jako vody technické například pro závlahu v zemědělství nebo v potravinářských a průmyslových provozech, kde se dnes běžně užívá voda pitná i jako oplachová. Tedy tím výsledným cílem je zadržení vody v krajině, šetření zásob pitných vod, a takto přispívat ke zlepšení vodního hospodářství celkově. Výhodou mikrofiltrace je pak vysoká filtrační účinnost daná 3D nanovláknennou strukturou při nižší tlakové ztrátě a vyšších průtocích v porovnání s jinými filtračními materiály.

Jestli tomu dobře rozumím, tak současná generace membrán s nanovláknem není vhodná jako jediný stupeň čištění a hlavní využití spočívá v dočištění odpadních vod ve formě posledního stupně. Předpokládám, že hlavním problémem je citlivost membrán na mechanické poškození a ucpávání mikropórů v membráně, nebo se pletu? Kam vlastně směřuje současný materiálový výzkum v této oblasti?

To je správná otázka, na kterou však není jednoduchá odpověď. Někteří kolegové laboratorně prokazují, že membrána může být užita i jako jediný stupeň částicové filtrace pro kalové vody. Dokonce vytvořený filtrační koláč zvyšuje filtrační účinnost. Ale je to za cenu výrazného poklesu průtoku filtrované tekutiny. Ale i zde však existuje nějaký předstupeň čištění (např. koagulace, flokulace či sedimentace). Tedy pro publikační činnost jsou takové postupy vhodnými náměty. Ale já zastávám více směr reálného využití membránových modulů pro dočištění komunálních i technologických vod. A tedy řešit i problémy s výkonem (průtokem) filtrované tekutiny, revitalizací membránových modulů pro dlouhodobě udržitelný průtok a konečně i životnost membrán, která je obvykle plánována alespoň na čtyři roky. To však vyžaduje „šetrné“ způsoby revitalizace modulů, které neporuší jemnou strukturu nanovláknenné vrstvy. Tady je důležitá nejen konstrukce membrány s několika vrstvami, které zajišťují její filtrační, mechanické a chemické vlastnosti, ale především parametry, za kterých je možné provést revitalizaci. Tedy jsem zastáncem vícestupňové filtrace, jejímž jedním stupněm je i membránová mikrofiltrace. Jako možné uplatnění pak vidím dočištění výstupních vod z biologických čistíren pro jejich další použití jako vod užitkových jak pro závlahu v zemědělství, tak i pro splachování WC nebo umývání apod. Například využití nanovláknenných membrán jako druhý stupeň domácích ČOV je nejen ekologicky vhodné, ale i ekonomicky výhodné. Pokud domácí ČOV vyčistí např. 200–500 litrů vody v šestihodinových cyklech, postačí membránový modul o aktivní ploše membrán cca 4–8 m², který dočistí zmíněný objem za 2–3 hodiny, a tedy zbyde i čas na revitalizaci a přípravu na další cyklus. Membránovou technologii založenou na mikrofiltraci pomocí nanovláknenných struktur je možné využít i pro velké městské čistírny a záměrem může být i dočištění jen části výstupních vod pro další využití. Tedy do říční sítě vypouštět jen část výstupních vod.

Na vaši druhou část otázky – mohu jen potvrdit, že nové membrány dosahují na počátku filtrace standardně výrazně vyšší průtok (sítová filtrace přecházející brzy v hloubkovou), který postupně klesá (tvorba tzv. filtračního koláče), a při vhodném způsobu revitalizace lze dlouhodobě udržet průtok na 50–20 % počátečního stavu. S tím je nutné počítat při projektování filtračního stupně. Míra poklesu průtoku pak také závisí na kvalitě čištění v předchozích stupních. Pro jasnost raději zdůrazním – abychom dosáhli kvalit pitné vody, je nutné zařazení dalšího (dočišťujícího) stupně za mikrofiltraci. Tím i zdůvodňuji, proč jsem zastáncem vícestupňových systémů pro čištění odpadních vod.

Kam směřuje současný výzkum v membránových technologiích je velmi široká otázka, na kterou si netroufám podat stručnou odpověď. Konečně to dokládá i existence Membránové platformy, která sdružuje řadu firem a výzkumných pracovišť, a tedy i výzkumných témat. Membránové technologie jsou zaměřeny jednak na částicovou filtraci (sítovou, mikro, ultra, nano), ale i na chemickou úpravu vod, např. pro odsolování. Naše zkušenosti jsou jednak v oblasti sítové filtrace pro předúpravu odpadní vody, a pak především pro mikrofiltraci se záchytem pevného podílu o velikosti od cca 300 nm. Tato technologie je pak účinná pro dočištění výstupních vod z ČOV, různých oplachových vod z potravinářského průmyslu nebo i vod dešťových. Vyhovuje nejen stupněm vyčištění, ale i požadovaným průtokem a konečně i výší pořizovacích i provozních nákladů. Uvážíme-li současně ceny vodného a stočného, které se pohybují okolo 100 Kč/m³, lze návratnost využití nanovláknenné membránové technologie odhadnout na 9–15 měsíců, což se mi jeví jako přijatelné pro potenciální zákazníky.

Technická univerzita v Liberci (TUL), na které působíte, je známá svým úspěšným výzkumem v oblasti nanotechnologií a nanomateriálů. To jsou ale poměrně obecné pojmy a mnozí naši čtenáři si možná neumí úplně přesně představit, co znamenají. Mohl byste tyto pojmy krátce představit a nastínit, jaké vidíte možnosti využití ve vodním hospodářství? Určitě se nejedná jen o využití při čištění odpadních vod.

Nanomateriály a nanotechnologie jsou dnes významným směrem výzkumu, a to nejen na naší Technické univerzitě, ale i na dalších univerzitách, a to nejen v ČR. Na TUL jsme zaměřeni především na výzkum přípravy nanovláken, jejich technologické úpravy a aplikace. Tyto aplikace jsou zaměřeny jednak do oblasti „high-tech“ textilu, povrchových úprav ve strojírenství, filtrací tekutin (tedy kapalin i plynů), do oblasti zdravotnictví jako nosiče léčiv – např. pro kryty ran, ale např. též jako zvukově-pohltivé membrány pro snížení hluku. Za nanomateriály se považují takové struktury, které mají alespoň v jednom rozměru velikost menší než 100 nm. V tomto směru jsou nanovláknena poněkud na hraně této definice, protože jejich průměry jsou obvykle v rozmezí 80–300 nm. Takže se technicky vzato jedná spíše o submikronové struktury. Nicméně není asi ani snahou dále snižovat jejich průměr, protože to ve většině aplikací neposkytuje kýžený benefit, přitom se zhoršují jejich mechanické vlastnosti, a tedy jejich další technologické zpracování je obtížnější (ovšem existují oblasti jako nanofotonika, kde je kritériem na co nejmenší rozměry; dostat se na hranu difrakčního limitu). V uplynulé době jsme různými technikami připravili celou škálu takových membrán, které se liší jednak použitými materiály, jejich povrchovou úpravou, technologií laminace a použitým podkladovým a krycím materiálem. Následně jsme změřili jejich fyzikálně-chemické vlastnosti a připravili i návrh provozních podmínek. Tyto membrány s nanovláknennou funkční vrstvou pak mohou zachytávat částice jak na svém povrchu, tak i ve své struktuře.



Nanovláknenná vrstva samotná má velkou porozitu blížíící se 100 %, velikosti pórů jsou od několika set nanometrů a velký specifický povrch až desítky m² na 1 g nanovláken. Takové charakteristiky pak určují malý hydraulický odpor, a tedy membrána má dostatečný filtrační výkon i při nižších tlakových spádech několika kPa. Vysoký specifický povrch nanovláknenné struktury pak umožňuje vázat na tento povrch léčiva případně v enkapsulované formě a využívat takto upravené materiály jako aktivní kryty ran. Pro tyto účely se pak využívají biokompatibilní polymerní materiály (někdy i přírodního původu), které nezpůsobují alergické reakce. Navíc se požaduje biodegradabilita v řádu dnů až týdnů a vstřebání do tkáňových soustav. Takové materiály se používají i ve tkáňovém inženýrství jako tzv. scaffolds.

Ale zpět na filtrační materiály a k vaší otázce ohledně jejich možností při využití ve vodním hospodářství. Těch aplikací je celá řada a membrány mohou posloužit nejen pro dočištění odpadních vod a jejich další uplatnění. Mohou také recyklovat vody v nápojovém a obecně potravinářském průmyslu. Jako příklad můžeme uvést spotřebu vody v pivovárství, kde na 1 litr piva se spotřebuje 4–8 litrů pitné vody. Přitom například oplachové vody by bylo možné používat po dočištění opakovaně. Další aplikací je využití membrán pro oddělení suspenzí např. typu voda-olej. I tady by se užívala membránová technologie po předchozím uplatnění gravitační metody separace. Tedy využití membrán ve vodním hospodářství je celá řada.

Membránové technologie, jak se zdá, mohou být jedním z efektivních prvků cirkulární ekonomiky a snižování náročnosti průmyslové výroby na vodní zdroje. Daří se tyto technologie zavádět do praxe v podobě finálních řešení, nebo jsme dosud ve fázi prototypů a poloprovozních testů? Můžete uvést již nějaké konkrétní aplikace v oblasti vodního hospodářství, kde byly výsledky výzkumu TUL aplikovány?

Membránové technologie jako takové jsou dnes uplatňovány v řadě aplikací a čištění vod, resp. jejich úprava pro recyklaci je jednou z možností jejich uplatnění, i když velmi důležitou pro hospodaření se zdroji pitných vod. Jak jsem již uvedl, naší snahou je uvést vyvíjené nanovláknenné membrány do praxe. Je vhodné však poznamenat, že mikrofiltrační membrány již na trhu jsou. Naše současné záměry lze charakterizovat poloprovozními ověřovacími testy. Pro jejich použití je nutné upravit provozní podmínky tak, aby membrány dosahovaly očekávaný průtok, dostatečnou účinnost a také dlouhodobou životnost. To jsou obvyklé požadavky zákazníků, které však jdou proti sobě, a proto je výsledek vždy nějakým kompromisem. Dlouhodobé testy (2,5 roku) máme především ve filtraci dešťové vody, kterou můžeme použít následně jako vodu pro technické účely (splachování, mytí, ...). V současnosti je naším cílem uplatnění mikrofiltrace pro dočištění výstupních vod z ČOV a nasazení této technologie jako doplňkové pro instalaci malých ČOV (1–15 m³/den). Připravujeme

i zařízení, které by mohlo dočistit i vody z „velkých“ firemních nebo městských ČOV. Zde by filtrace umožnila dočistit 20–100 m³/den. Pro dobrý výkon filtračních modulů je však nutné mít vstupní vodu ve stabilizované kvalitě, na kterou jsou nastaveny i provozní podmínky. Dlouhodobě jsme testovali možnosti filtrace i ve firmě Saint Gobin v Litomyšli. I zde se ukázala možnost využití membránového čištění pomocí nanovláken a přitom byla vstupní voda významně kalná a s lubrikanty, které membrány zalepovaly. Z tohoto příkladu je vidět, že uplatnění membránového čištění pomocí nanovláken mohou být velmi rozsáhlá. Nicméně je vždy vhodné vstupní vodu upravit např. síťovou filtrací nebo usazením kalů. Taková úprava vždy zlepší výkon membránového modulu. V současnosti testujeme filtrační poloprovodní modul i v pivovaru Konrád. I zde získáváme první zkušenosti z recyklace oplachových vod kontaminovaných kvasinkami. První výsledky jsou zatím úspěšné, ale neradi bychom to zakřikli. Na rozdíl od jiných aplikací, kde se kal usazuje ve spodní části nádrže, jsou zde kvasinky vyplavovány na hladinu, a musíme tedy jejich odběr a čištění systémů nastavit jinak. Asi bychom měli více zkušeností s vodou, kdyby nám současná epidemiologická situace nepřerušila experimentální plány.

Když zmiňuji TUL, nedá mi to, abych se neoptal, v čem spatřujete silné stránky Vaší univerzity? Proč by studenti, kteří se chtějí věnovat otázkám spojeným s vodním hospodářstvím, měli jít studovat právě na TUL?

Technická univerzita v Liberci je menší univerzitou v ČR a obsluhuje cca 3 % vysokoškoláků. Profil univerzity tvoří sedm fakult a Ústav pro nanomateriály, pokročilé technologie a inovace. Silnou stránkou univerzity vidím v možnostech interdisciplinární spolupráce mezi fakultami a zmíněným ústavem, který byl zřízen především ve spolupráci Fakulty strojní, Fakulty textilní a Fakulty mechatroniky, informatiky a mezioborových studií. Bez podpory těchto fakult by bylo obtížné na naší univerzitě takový ústav zřídit. Výhody vidím především v tom, že jsme schopni se na interdisciplinárních tématech domluvit s fakultami. Právě toto může být na velkých univerzitách obtížnější, ale mohu se mýlit. Odpověď na vaši druhou otázku bych formuloval asi takto: Kdybych chtěl studovat standardní formy vodního hospodářství a biologického čištění odpadních vod, asi bych volil některý obor na VŠCHT, kde je tato tematika dlouhodobě rozvíjena. U nás se zabýváme alternativními metodami úpravy již předčištěné výstupní vody z ČOV nebo jiné „mírně“ kontaminované vody s cílem filtrace bakterií, resp. organických a anorganických částic. Takto upravenou vodu připravujeme k dalšímu technickému využití nebo k zásaku in situ a je snaha touto formou vylepšovat srážkové-odtokové bilance v oblasti. Šetření vodou a snižování odtoku z regionu je jistě tématem současnosti i budoucnosti. Takže zájemcům o takovou tematiku bych doporučil studium oboru „Aplikované vědy v inženýrství“, ve kterém je možné zvolit si studijní obor zaměřený na nanomateriály. Tento studijní obor je akreditován na Fakultě mechatroniky, informatiky a mezioborových studií a je určen především pro nadané studenty, kteří uvažují o kariéře v oblasti vědy a výzkumu.

Ing. Libor Ansorge, Ph.D.

VTEI a používání jednoznačných identifikátorů

Časopis vodohospodářské vědecko-technické informace je vědeckým a odborným časopisem v oblasti vodního hospodářství a příbuzných oborech. V letošním roce zavedl užívání dvou mezinárodních identifikátorů, které zvyšují „viditelnost“ jak publikovaných článků, tak jejich autorů. Těmito identifikátory jsou Digital Object Identifier (DOI) a Open Researcher and Contributor ID (ORCID).

DOI je persistentní, tedy neměnný identifikátor díla. Dokud byly vydávány časopisy pouze v tištěné podobě, musel si čtenář článku daný časopis zakoupit, nebo si zajít do knihovny. S dobou elektronických publikací se mnoho děl zpřístupnilo široké veřejnosti a pro vydavatele se rozšířil okruh potenciálních čtenářů prakticky na celý svět. Vývoj technologií pro publikování článků se vyvíjí, a to sebou nese občas nějakou změnu v redakčních a publikačních systémech. To s sebou ovšem mnohdy nese nevídanou změnu URL adresy, na které se články nachází. Odkazy, které dříve fungovaly, náhle přestanou po takové změně fungovat. Pro zajištění možnosti trvalého odkazování vznikl právě Identifikátor digitálního objektu (DOI).

Vydavatelé jsou povinni udržovat platnou webovou adresu (URL) každého článku (a obecně každého digitálního objektu), který má přidělen DOI ve speciální databázi provozované International DOI Foundation. Na libovolný článek se pak dá odkázat pomocí URL adresy <https://doi.org/XXXX>, kde XXXX představuje DOI příslušného článku. Tak například zadáním <https://doi.org/10.46555/VTEI.2020.04.002> se otevře můj článek publikovaný zde v časopisu VTEI, jehož URL je <https://www.vtei.cz/2020/08/srovnani-ruznych-metod-stanoveni-vodni-stopy-vyroby-elektricke-energie-ve-vodni-elektrarne-orlik-pripadova-studie/>. I kdyby se změnila URL adresa mého článku, například díky změně redakčního systému, přes DOI bude vždy snadno dohledatelný.

Podobně jako je DOI jedinečným identifikátorem autorská díla, tak ORCID jednoznačně identifikuje jeho autora. Proč je to důležité? Například mé jméno není zcela obvyklé a jen stěží asi najdete jiného autora se jménem Libor Ansoerge. Ale co kdybych se jmenoval třeba Jan Novák? Navíc mnoho časopisů uvádí často jen iniciály křestního jména nebo nepoužívají diakritiku. Takže když se podíváte do databáze Scopus, tak najdete čtyři autory, kteří se píšou Ansoerge L., více jak 50 autorů se jménem Novák Jan a přes 800 autorů, kteří se píšou „Novák J.“. Proto byl zaveden jednoznačný identifikátor ORCID. Z pohledu autora poskytuje ORCID jistotu, že nebude zaměňován s jinými, podobně pojmenovanými autory, kteří pracují možná ve stejné oblasti. I z pohledu redakce časopisu je ORCID výhodou. Vědecktí pracovníci občas mění svá působiště a dohledání článků stejného autora jen podle jména nemusí vést ke kýženému výsledku. Za vydavatele časopisu mohu všem autorům upřímně doporučit, aby se zaregistrovali v systému ORCID (www.orcid.org). Dnes již existují časopisy, které bez uvedení identifikátoru ORCID nepřijmou článek k publikaci.

ORCID není jediným jednoznačným identifikátorem. V českém IS VaVal je používán Identifikátor vědce, tzv. VEDIDK, a velká vydavatelství také používají své vlastní identifikátory. Elsevier používá ScopusID pro každého autora s články v databázi Scopus. Ve Web of Science byl vyvíjen ResearcherID, který však byl převeden na platformu Publons. Ovšem samotný identifikátor ResearcherID byl zachován. ORCID je spravován neziskovou organizací a je podporován mezinárodní vědeckou komunitou i vydavateli (a to i těmi, kteří jinak používají svůj vlastní identifikátor). Je tak univerzálním celosvětovým identifikátorem.

Přímo se nabízí i možnosti propojení funkcionalit obou identifikátorů, jednou z nich je například integrace údajů. Do databáze ORCID lze snadno importovat díla zadáním jejich DOI.

Současný digitální svět potřebuje jednoznačnou identifikaci jak obsahu, tak jeho autorů. Jednak pro to, aby zásluhy za autorství připadly té správné osobě, a jednak aby se v dynamicky se měnícím digitálním světě neztrácelo publikované znalosti. I proto začal časopis VTEI používat oba digitální identifikátory.

Autor

Ing. Libor Ansoerge, Ph.D.

✉ libor.ansorge@vuvv.cz

ORCID: 0000-0003-3963-8290

Obsah časopisu VTEI – ročník 2020



- 4** Výsledky dlouhodobého screeningu kvality rybníčních sedimentů v České republice (Baxa, M., Šulcová, J., Kröpfelová, L., Pokorný, J., Potužák, J.)
- 11** Hráze historických rybníků z pohledu tvaru a stability (Černochová, K., David, V.)
- 18** Vzestup a Úpadek Poděbradského a Nymburského rybníkářství pohledem historické hydrologie (Elleder, L., Šírová, J., David, V., Kašpárek, L., Kletetschka, G., Dragoun, Z.)
- 32** Identifikace rybníků v povodí Blanice na mapách I. rakouského vojenského mapování (David, V., Černochová, K.)
- 38** Rybníky v povodí nádrže Hracholusky – poznatky ze screeningu (Duras, J., Marcel, M.)
- 45** Poznatky z testování vybraných biochemických přípravků pro úpravu prostředí vodních prvků kulturních památek (Rozkošný, M., Kratina, J., Hudcová, H., Sedláček, P.)
- 54** Rozhovor s ředitelem Střední rybářské školy ve Vodňanech Ing. Karlem Dubským (David, V.)
- 56** Výzkum vlivu rybníků na hydrologický režim (David, V., Beran, A., Tyl, R.)
- 59** Zemřel Ing. Pavel Horák, CSc. (Kolegové z VÚV TGM)
- 60** Odešel Josef Smrták (Wannerová, N.)

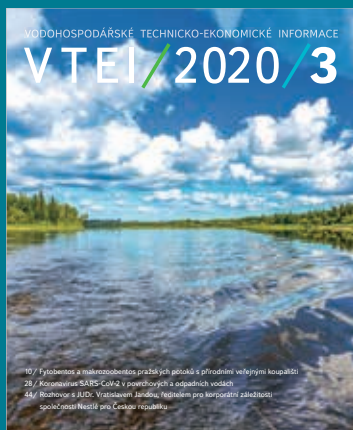
1

2

- 4** Projekt Čistá voda – zdravé město: Cizorodé látky ve vodách podzemních, povrchových a odpadních jako důsledek lidské činnosti (Soldán, P.)
- 6** Časoprostorová dynamika vnosu organických látek do vodárenské nádrže Švihov (Mičanič, T., Sýkora, F., Chrastina, D., Cielecká, N., Kucharczyková, V., Kristová, A., Ocelka, T., Oceánský, J.)
- 17** Testování sorpčních filtrů na bázi granulovaného aktivního uhlí pro účely dočišťování pitné vody (Mičanič, T., Oceánský, J., Lisník, J., Ocelka, T.)
- 26** Zkvalitnění monitoringu biologické kvality pitných vod (Soldán, P., Rambousek, L.)
- 32** Prioritní a prioritní nebezpečné látky v říčních sedimentech v blízkosti Prahy (Juráš, S., Sedláček, P., Sovová, K., Vysloužilová, L.)
- 37** Komunální odpadní voda jako diagnostické médium hlavního města Prahy (Očenášková, V., Tužil, P., Marešová, D., Pospíchalová, D., Cielecká, N.)
- 42** Stanovení vybraných drog a jejich metabolitů v odpadních vodách metodou kapalinové chromatografie (Pospíchalová, D., Marešová, D., Očenášková, V., Šafránková, T., Bohadlová, E.)
- 48** Využití moderních analytických metod při řešení rizik a tvorbě územních strategií (Hrušková, A., Hruška, L.)
- 54** Rozhovor s RNDr. Markem Liškou, Ph.D., vedoucím útvaru laboratoří Povodí Vltavy (Mičanič, T.)
- 56** Odborné akce ČTVVHS, z. s., v roce 2020 (Bečvář, V.)
- 57** Obsah časopisu VTEI – ročník 2019 (Redakce)
- 60** Zesnul prof. Ing. Pavel Gabriel, DrSc., dr. h. c. (Odbor hydrauliky, hydrologie a hydrogeologie)



3



- 4** Výzkum proudění mostním objektem s volnou hladinou a zatopeným vtokem (Podešvová, P., Havlík, A.)
- 10** Fytobentos a makrozoobentos pražských potočků s přírodními veřejnými koupališti (Havel, L., Šťastný, J., Desortová, B.)
- 18** Identifikace plošného zemědělského znečištění s využitím termografického snímkování (Marval, Š., Hejduk, T., Zajíček, A., Vybíral, T., Roub, R., Kaplická, M.)
- 28** Koronavirus SARS-CoV-2 v povrchových a odpadních vodách (Mlejnková, H., Očenášková, V., Sovová, K., Vašíčková, P., Juranová, E.)
- 34** Simulace dopadu revitalizace meandru Jordánu na řece Orlici na režim přílehlého kvartérního kolektoru (Rozman, D., Hrkal, Z.)
- 44** Rozhovor s JUDr. Vratislavem Jandou, ředitelem pro korporátní záležitosti společnosti Nestlé pro Českou republiku (Redakce)
- 46** Otevřený přístup k výsledkům výzkumu z pohledu managementu výzkumné organizace (Ansorge, L.)
- 50** Program prostředí pro život a projekty řešené ve VÚV TGM (Ansorge, L., Hrkal, Z., Mičaník, T., Kovaláková, P., Semerádová, S., Vizina, A., Datel, J. V.)
- 52** Vzpomínka na Ing. Stanislava Novotného, CSc. (Polenka, E.)

4

- 4** Srovnání různých metod stanovení vodní stopy výroby elektrické energie ve vodní elektrárně Orlik — případová studie (Ansorge, A.)
- 16** Příprava a hodnocení nanovlákných materiálů pro aplikace v oblasti čištění odpadních vod (Havlíček, K., Nechanická, M., Svobodová, L.)
- 26** Zatížení tekoucích vod organickým znečištěním v závislosti na ekonomickém vývoji v České republice (Zapletal, T.)
- 30** Mokřady na archivních mapových podkladech (Richter, P.)
- 38** Vliv Jaderné elektrárny Temelín na obsah vybraných radionuklidů v povrchových vodách (Marešová, D., Juranová, E., Sedlářová, B.)
- 44** Zdokonalení systému kontinuálního monitorování radioaktivní kontaminace povrchových vod využitím výpočetního algoritmu (Fejgl, M., Hýža, M.)
- 50** Rozhovor s RNDr. Hanou Mlejnkovou, Ph.D., na téma SARS-CoV-2 v odpadních vodách (Redakce)
- 52** Vzpomínka na Ing. Zdeňka Šunku (Polenka, E.)





- 4** VD Vranov: Výzkum spodních výpustí a bezpečnostního přelivu (Hlom, J., Balvín, P.)
- 10** Výzkum významných zdrojů česko-saských přeshraničních podzemních vod (Eckhardt, P., Rozman, D., Hrkal, Z., Nol, O.)
- 16** Výpar z výparoměrných stanic VÚV TGM (Šuhájková, P.)
- 30** Rozhovor se zahraničními výzkumníky, kteří se rozhodli budovat svoji kariéru v České republice (Redakce)
- 32** HAMR: on-line systém pro zvládnání sucha – webová prezentace pro veřejnost (Vizina, A., Hanel, M., Trnka, M., Daňhelka, J.)
- 36** Před sto padesáti lety byl vydán vodní zákon č. 71/1870 čes. z. z. (Kult, A.)

5

Hodnocení stavu útvarů povrchových vod v České republice pro 3. plánovací období plánů povodí (Mičaník, T., Vyskoč, P., Prchalová, H., Polášek, M., Němejcová, D., Durčák, M., Richter, P.)

Trajektorie vývoje mokřadů v horní části povodí Výrovky za uplynulých 180 let (Richter, P.)

Možnosti kombinovaných způsobů úpravy vybraných druhů odpadů za pomoci experimentálního zařízení pro fyzikální zpracování odpadů za účelem jejich dalšího využití (Sezima, T., Sikora, E., Kučerová, R.)

Ekotoxikologické zhodnocení říčních sedimentů na vybraných lokalitách povodí řeky Odry (Vondrák, A., Sezimová, H., Mucha, M.)

Rozhovor s prof. Dr. Ing. Jiřím Maryškou, CSc., odborníkem v oblasti nanomateriálů (Ansorge, L.)

VTEI a používání jednoznačných identifikátorů (Ansorge, L.)

Obsah časopisu VTEI – ročník 2020 (Redakce)



4

20

28

34

46

49

50

6

VTEI/2020/6

Od roku 1959

VODOHOSPODÁŘSKÉ
TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE
WATER MANAGEMENT
TECHNICAL AND ECONOMICAL INFORMATION

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

Ročník 62



VTEI.cz

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

Redakční rada:

RNDr. Jan Daňhelka, Ph.D., doc. Dr. Ing. Pavel Fošumpaur, doc. Ing. Silvie Heviánková, Ph.D., Mgr. Róbert Chriateľ, Mgr. Vít Kodeš, Ph.D., Ing. Jiří Kučera, Ing. Milan Moravec, Ph.D., Ing. Jana Poárová, Ph.D., Mgr. Hana Sezimová, Ph.D., Dr. Ing. Antonín Tůma, Mgr. Lukáš Záruba, Ing. Marcela Zrubková, Ph.D.

Vědecká rada:

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

Šéfredaktor:

Ing. Lenka Michálková
T: +420 220 197 465
E: lenka.michalkova@vuv.cz

Kontakt na redakci:

E: info@vtei.cz

Autoři fotografií tohoto čísla:

Archiv VÚV

Grafická úprava, sazba, tisk:

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

Náklad 1500 ks

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

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



RÁKOSNÍČEK NENÍ JEN VEČERNÍČEK

Znáte rákosníčka? Tím nemyslím Rákosníčka, který žije v tůňce za mlhou tak hustou, že by ji šlo krájet, ale rákosníčka (*Donacia simplex*), který žije naopak ve spoustě tůňek, rašeliništích, potůčků či rybníků. V těchto dnech sedí patrně kdesi uchycen na vodní vegetaci (na snímku zevaz vzpřímený) pod pomalu rostoucím ledem a zvolna dýchá kyslík, který se mu samovolně, difuzí, obměňuje ve slabé vrstvičce vzduchu, kterou si přidržuje na svém těle pomocí jemných chloupků. Vydrží mu to teď tak celou zimu i jaro, a to až do léta, kdy s rostoucí teplotou klesne rozpustnost kyslíku ve vodě a milý brouk tak bude muset vyplavat na hladinu, aby se znovu nadechl.

Text a fotografii dodal Petr Jan Juračka, www.petr.juracka.eu.

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

veřejná výzkumná instituce

VTEI.cz