

### INTERKALIBRAČNÍ PROCES METOD HODNOCENÍ BIOLOGICKÝCH SLOŽEK EKOLOGICKÉHO STAVU POVRCHOVÝCH VOD: MAKROZOOBENTOS A FYTOBENTOS

Matúš Maciak, Libuše Opatřilová

#### Klíčová slova

*interkalibrace – Rámcová směrnice o vodách – BQE – harmonizace hranic ekologického stavu – benchmarking – EQR – společná metrika – EC GIG – tekoucí vody*

#### Souhrn

Proces interkalibrace představuje komplexní a ucelený soubor všeobecných postupů a konkrétních úkolů (kvalitativních a kvantitativních) vyplývajících z požadavků Rámcové směrnice o vodách 2000/60/ES (Water Framework Directive, WFD). Jejich výsledkem je porovnání a následná harmonizace hranic ekologického stavu u různých biologických složek kvality (Biological Quality Element, BQE) – makrozoobentos, fytoobentos, makrofyta, fytoplankton a ryby.

Tyto hranice jsou harmonizovány mezi členskými státy Evropské unie rozdělenými do geografických interkalibračních skupin (Geographical Intercalibration Group, GIG). Prvořadým předpokladem je zavedení všeobecně platných principů v souladu s normativními definicemi WFD a jejich aplikace v přesně definované a přísně kontrolované sekvenci jednotlivých kroků. Cílem tohoto příspěvku je poskytnout schematické a přehledné představení interkalibračního procesu, uvedení klíčových kroků interkalibračního cvičení a jejich konkrétních aplikací v podmínkách východoevropské geografické interkalibrační skupiny (Eastern Continental – EC GIG), za kterou před Evropskou komisí zodpovídal tým expertů z České republiky.

#### Úvod

Rámcová směrnice o vodách 2000/60/ES stanovuje povinnosti každého členského státu v oblasti vodní politiky. Mezi tyto povinnosti patří mimo jiné vyhodnocování a interpretace výsledků monitoringu chemického a ekologického stavu povrchových vod. Výsledky chemických analýz z monitoringu povrchových vod jsou v hodnoticím procesu obvykle porovnávány s limity uvedenými v národní a evropské legislativě, konkrétně jsou to tzv. Normy environmentální kvality (Environmental Quality Standards, EQS). Pro interpretaci výsledků analýz jednotlivých biologických složek je tato situace poněkud složitější, protože výsledky biologických analýz (počet a četnost biologických druhů nalezených na lokalitě) musí být převedeny do jedné číselné hodnoty, která vyjadřuje hodnotu ekologického stavu příslušné biologické složky na dané lokalitě, tzv. ekologického poměru kvality (Ecological Quality Ratio, EQR).

Pro interpretaci výsledků analýz biologických složek v rámci hodnocení ekologického stavu Rámcová směrnice o vodách uvádí, že každý členský stát rozdělí stupnici pro hodnocení ekologického

### INTERCALIBRATION PROCESS OF ASSESSMENT METHODS FOR BIOLOGICAL QUALITY ELEMENTS OF ECOLOGICAL STATUS IN SURFACE WATERS: MACRO-INVERTEBRATES AND PHYTOBENTHOS

Matúš Maciak, Libuše Opatřilová

#### Keywords

*intercalibration – Water Framework Directive – biological quality element – ecological boundary harmonization – benchmarking – ecological quality ratio – common metric – EC GIG – running water*

#### Summary

Intercalibration process introduces a complex set of rules and specific tasks (qualitative and quantitative) arising from requirements of the Water Framework Directive (WFD) 2000/60/EC. As a result, one obtains fully harmonized ecological quality boundaries for various biological quality elements (BQE – macro-invertebrates, phytoobentos, macrophytes, phytoplankton and fishes).

The boundaries are harmonized among participating member states of the European Union, which are distributed into geographical intercalibration groups (GIGs). The main precondition of the process is to define a set of general principles in a full correspondence with the normative definitions of WFD and to apply them in a well-established sequence of single steps, which are all carefully supervised. The aim of this paper is to offer a systematic and brief overview of the intercalibration process: we list the main steps of the intercalibration exercise and we show their application under the specific conditions of the Eastern Continental GIG. A team of experts from the Czech Republic fully accounted for the whole process to the European Commission.

#### Introduction

The Water Framework Directive 2000/60/EC defines a specific water management policy for each member state: it also includes evaluation and interpretation of results from assessing a chemical and ecological quality of surface water systems.

These monitoring results are usually compared with limits defined in national and European legislations, and the limits are defined in sense of Environmental Quality Standards (EQS). A straightforward interpretation of the results is however, more challenging as the results (the number of various species and their amount on a specific locality) need to be converted into just one numerical quantity called Ecological Quality Ratio (EQR), which reflects the ecological quality of the given BQE in a certain locality.

For a better interpretation of quality assessment analyses the Water Framework Directive requires that each member state divides its ecological quality scale into five specific classes, ranging from very good (High) to destroyed (Bad), where each class boundary between

stavu do pěti tříd v rozmezí od velmi dobrého (High) po zničený (Bad) a přiřadí každé hranici mezi třídami číselnou hodnotu. Dále říká, že číselná hodnota pro hranici mezi velmi dobrým a dobrým stavem a hodnota pro hranici mezi dobrým a středním stavem bude finálně potvrzena mezinárodním porovnáním, aby byla zajištěna konzistence výsledků hodnocení z různých členských států.

V této souvislosti měla Česká republika jako členský stát Evropské unie povinnost sestavit a publikovat metodiky pro hodnocení výsledků analýz jednotlivých biologických složek v tekoucích a stojatých vodách. Aby interpretované výsledky biologických analýz byly mezi členskými státy vzájemně srovnatelné, musely se tyto hodnotící metodiky vzájemně porovnat, tj. interkalibrovat. Pro interkalibraci bylo nutné připravit testovací datasety s výsledky analýz jednotlivých biologických složek a předat je evropským koordinátorům interkalibračního cvičení v JRC (Joint Research Centre) ke zpracování.

Druhým úkolem České republiky bylo vedení jedné z interkalibračních skupin, tzv. východoevropské geografické interkalibrační skupiny pro řeky (Eastern Continental Geographical Intercalibration Group, EC GIG), a to ve 2. fázi interkalibračního procesu v letech 2008–2011. K tomuto úkolu se Česká republika dobrovolně zavázala v rámci pracovní skupiny pro hodnocení ekologického stavu při Evropské komisi (Working group A – Ecostat) v roce 2007. V důsledku tohoto závazku měl český interkalibrační tým, složený z odborníků z Výzkumného ústavu vodohospodářského TGM, v.v.i., a Ministerstva životního prostředí ČR, za úkol provést komplexní interkalibrační cvičení dvou biologických složek kvality – makrozoobentosu a fyto-bentosu v této interkalibrační skupině. Na interkalibračním procesu se v rámci EC GIG, kterému předsedala Česká republika, podílelo Rakousko (AT), Bulharsko (BG), Chorvatsko (HR), Maďarsko (HU), Rumunsko (RO), Slovensko (SK), Slovinsko (SI) a Česká republika (CZ). Hlavní práce probíhaly v letech 2009–2011. Česká republika interkalibrovala certifikované metodiky hodnocení ekologického stavu podle biologických složek makrozoobentos (Opatřilová aj., 2011) a fyto-bentos (Marvan aj., 2011).

Účelem článku je podat celkový přehled o významu, přibližném průběhu a finálních výsledcích interkalibračního procesu. V následujících sekcích proto popíšeme podstatu interkalibračního procesu, data, se kterými se pracovalo, a stručně představíme statistickou metodiku a použité výpočetní postupy, pomocí kterých bylo finální harmonizace dosaženo. Srovnání původních a harmonizovaných hranic ekologického stavu a některé další výsledky jsou uvedeny v závěru článku.

## Intercalibrační směrnice

Komplexní přehled a detailní popis celého interkalibračního procesu je podrobně uveden v dokumentu Evropské komise WFD CIS Guidance Document No. 14 (2010) a jeho šesti přílohách (Annex 1–6). Směrnice popisuje celkový algoritmus interkalibračního procesu, určuje konkrétní způsob zpracování a provedení a definuje některé důležité související pojmy. Přílohy detailně vysvětlují každý jednotlivý krok, řeší vzniklé problémy a definují případné alternativní postupy. Příloha I definuje geografické interkalibrační skupiny, do nichž byl interkalibrační proces soustředěn. Příloha II určuje základní předpoklady pro sběr dat a popisuje konkrétní formy pro vytváření potřebných datových sad. Příloha III specifikuje podmínky pro vymezení referenčních lokalit nutných ke standardizaci, resp. formuluje méně striktní – tzv. benchmarkové podmínky jako možný alternativní způsob v případě, že podmínky pro referenční lokality není možné dodržet. Přístupy ke stanovení hranic ekologického stavu pro jednotlivé členské státy jsou uvedeny v protokolu Přílohy IV a komplexní proces jejich vzájemného porovnání a potřebná statistická metodika jejich následné harmonizace jsou detailně popsány v Příloze V. Závěrečná Příloha VI stanovuje konkrétní formu, jakou je nutno výsledky předávat Evropské komisi.

Podstatná část celého interkalibračního procesu spočívá v přesném provedení specifických úkolů definovaných v Příloze V. Jeho zásadním krokům se věnuje i tento článek. Podrobnější popis průběhu interkalibračního procesu ve skupině EC GIG je popsán v Maciak aj. (2012) a Příloze V se detailně věnuje článek Willby aj. (2010).

**Několiakletý průběh interkalibračního procesu byl rozdělen do následujících fází:**

- **Inicializační krok** – první krok zjišťující celkovou připravenost členského státu k zapojení do interkalibračního procesu. Zahrnoval např.

two classes is represented as some numeric quantity. The numeric quantities which define boundaries between High and Good and Good and Moderate classes need to be further confirmed in an international comparison process to assure some level of consistency among all member state assessment results included in the exercise.

For this purpose, the Czech Republic, a member of the European Union, was obligated to propose and publish its own methodologies for assessing the ecological quality of various BQEs in running and standing waters. In order to compare member state methodologies and to interpret the results among involved countries it was necessary to set these methodologies against and to intercalibrate them.

For the intercalibration purposes it was needed to prepare testing datasets and to submit them together with analysis results for further evaluation to European coordinators responsible for the intercalibration process in the Joint Research Centre (JRC).

The second task the Czech Republic was responsible for was to manage the second phase of the intercalibration process (2008–2011) within EC GIG. The Czech Republic was voluntarily signed for to become a leader of the EC group in 2007. Due to this commitment the Czech intercalibration team (experts from the T.G. Masaryk Water Research Institute, p.r.i., and the Ministry of the Environment of the Czech Republic were involved in the team) had to fully accomplish the whole intercalibration exercise for two BQEs (macro-invertebrates and phytobenthos) within the EC group. The intercalibration process in EC GIG managed by the Czech Republic experts involved the following countries: Austria (AT), Bulgaria (BG), Croatia (HR), Hungary (HU), Romania (RO), Slovakia (SK), Slovenia (SI) and the Czech Republic (CZ). The main part of the work was accomplished in 2009–2011. For intercalibration purposes the Czech Republic submitted its certified methodologies for the ecological quality assessment of macro-invertebrates (Opatřilová et al., 2011) and phytobenthos (Marvan et al., 2011).

The main idea of this paper is to discuss an importance of the intercalibration exercise and to roughly describe its step-by-step progress and final results. The essence of the intercalibration process, the statistical methodology behind and computational approaches used for the final harmonization are all described in the next sections. The final results and comparison of original as well as harmonized ecological boundaries are presented at the end of the paper.

## Intercalibration Guidance

A complex overview and a detailed description of the whole intercalibration process are available in the European Commission WFD CIS Guidance Document No. 14 (2009) and its six annexes (Annex 1–6). The guidance document describes the whole intercalibration process, it determines a specific way of its processing and defines some important concepts related to it. The annexes describe in detail each specific step that needs to be taken: they propose solutions for possible problems and define alternative approaches to avoid them. Annex I defines geographical intercalibration groups (GIGs) where the intercalibration process was targeted. Annex II formulates the main assumptions for collecting data and it specifies required dataset forms. Annex III describes conditions for identifying reference localities required for the standardization step and it also describes somehow less strict conditions for benchmark localities, which can be used instead of reference ones, if the reference conditions cannot be fulfilled. Definitions for ecological quality boundaries for each member state are formulated in Annex IV. A full methodology and statistical background to compare the boundaries is given in Annex V. The last annex dictates a submission form to report all results to the European Commission.

A crucial part of the intercalibration exercise is to execute all necessary steps in a full correspondence with the definitions in Annex V. This paper focuses on this part of the process in particular. A more detailed description of the intercalibration process within EC GIG can be found in Maciak et al. (2012) and Annex V in particular is discussed in Willby et al. (2010).

**The intercalibration process, which took place for a few years, was centered into a few phases:**

- **Initialization step** – the first step of the process makes sure that each member state is ready to get involved in the intercalibration

definování geografických typů, které byly interkalibrovány, a jejich přiřazení k příslušným národním typům každého státu a celkovou verifikaci národní metodiky hodnocení biologické složky vůči normativním definicím WFD. Účelem tohoto kroku byla garance nutné míry homogenity mezi členskými zeměmi, minimalizace variability, kterou umíme efektivně kontrolovat, a odstranění existujících technických problémů a nepřesností.

• **Definice referenčních lokalit a tzv. alternativní benchmarking**

– kvalitativní hodnocení a následné porovnání mezi jednotlivými státy bylo závislé na existenci a dostupnosti referenčních lokalit. Zjednodušeně řečeno, jde o přesně definované geografické lokality, které představují vysoce kvalitní národní referenční standard bez zásadního antropogenního vlivu. Tyto lokality jsou vždy definované národními metodami pomocí různých metodických postupů. Aby bylo umožněno porovnání jednotlivých hranic ekologického stavu, bylo třeba zajistit vysokou míru konzistence i mezi referenčními lokalitami jednotlivých států. Toto podrobně řeší Příloha III, která nastavuje nadnárodní podmínky pro definici referenčních lokalit. V případě, že nejsou referenční lokality dostupné, uvádí Příloha III méně restriktivní metodu, kde jsou místo referenčních lokalit využity tzv. benchmark lokality. Základní rozdíl je, že referenční lokalita musí ve smyslu národní metodiky náležet do nejvyšší kvalitativní úrovně, zatímco u benchmark lokalit tato podmínka vyžadována není a postačuje klasifikace o úroveň nižší. Benchmark lokality se využívají jen v případě, že neexistuje dostatečný počet referenčních lokalit. Jsou tedy nahrazeny méně kvalitními lokalitami, které však také musí splňovat přesně definovaná kritéria. Jednotlivé referenční, resp. benchmark lokality jsou následně standardizovány vzhledem ke společnému průměru, resp. mediánu, a následně se standardizují i všechny ostatní naměřené lokality: zaručuje to numerickou stabilitu naměřených hodnot a výslednou interpretaci ekologického stavu přibližně v intervalu  $<0,1>$  – proto také název standardizace (více v Maciak a Opatřilová, 2011).

• **Kvantifikace vztahu mezi národním a nadnárodním hodnocením** – v rámci geografické interkalibrační skupiny EC GIG byly jednotlivé národní metodiky porovnány prostřednictvím všeobecného a předem definovaného nadnárodního statistického hodnocení<sup>1</sup>. Nadnárodní hodnocení, jehož výsledkem byla společná metrika (common metric), je na rozdíl od národních metodických postupů nezávislé na členském státu, ve kterém se aplikuje. Vzájemné porovnání nadnárodní a národní metodiky hodnocení je zpracováno pomocí statistického regresního modelu, využívá vhodně formulované statistické testy a díky předem definovaným kritériím odpovídá na otázku, nakolik se jednotlivá národní hodnocení členských států od sebe liší.

• **Porovnání a harmonizace kvalitativních hranic ekologického stavu** – kvantifikováním rozdílů mezi jednotlivými členskými státy prostřednictvím společné metriky (resp. multimetriky – indexu složeného z více jednotlivých metrik) je možné porovnat i jednotlivé kvalitativní hranice. Každý členský stát používá škálu pěti kvalitativních tříd pro zařazení konkrétní lokality v závislosti na její ekologické kvalitě. Tyto třídy jsou označeny jako velmi dobrý, dobrý, střední, poškozený a zničený stav (High, Good, Moderate, Poor a Bad). Jednotlivé hranice mezi třídami jsou určeny numericky, a to vždy vzhledem k národní metodice. Srovnání metodik je tudíž umožněno i přímé srovnání nastavení tzv. národních definovaných hranic. Vzhledem k požadavkům Evropské komise je v případě potřeby nutná tzv. harmonizace. Důsledkem je úprava národních hranic mezi jednotlivými třídami – jejich harmonizace, avšak ne jejich kvantitativní rovnost, nýbrž jejich kvalitativní totožnost (vzhledem ke společné, nadnárodní metrice hodnocení). Výsledkem tedy je, že jednotlivé státy mají pro konkrétní biologickou složku různé hodnoty hranic mezi jednotlivými třídami ekologického stavu, které jsou však díky úspěšnému interkalibračnímu procesu vzájemně kvalitativně srovnatelné a na sebe navázané (podrobněji např. Maciak, 2011).

• **Celkové vyhodnocení harmonizačního procesu** – finální krok interkalibračního procesu slouží k verifikaci a ověření kvality provedené harmonizace. Spočívá v komplexní statistické simulaci, kdy jsou generovány náhodné, ale podobné lokality v jednotlivých státech. Tyto lokality jsou národním hodnocením zařazeny do příslušné kvalitativní

process: it involves defining of geographical types that were intercalibrated and assigning of national types into these intercalibration types. Additionally, each national quality assessment method is verified and checked against the normative definitions of WFD. The main purpose of this step is to introduce some necessary level of homogeneity among participating member states, to limit some variability we can effectively control and to avoid existing problems and inaccuracies.

• **Definition of reference localities and alternative benchmarking**

– for a comparison of the member state quality assessment methods it is crucial to identify reference localities. These are precisely defined geographical sites with a high national quality reference standard with no significant anthropogenic influence. Reference localities are defined by national methodologies using various approaches. In order to compare the ecological boundaries high level of consistency among reference localities of involved member states is required. These issues are discussed in Annex III, which states a list of common conditions for a reference locality identification. If the reference localities are not available Annex III describes a less restricted method where one can use benchmark localities instead of reference ones. Unlike reference localities, which are strictly required to be classified in the best quality status with respect to the national assessment method, benchmark localities are only required to be classified not worse than Good. However, benchmark sites are only used in situations where not enough reference localities can be identified. Thus, the reference localities are replaced by less quality sites, but they still meet quite strict definitions. The reference or benchmark localities respectively, are standardized using their mean or median value. All other assessed localities are consequently standardized as well using the same approach: this introduces a numerical stability and the final interpretation of the ecological status roughly within interval  $<0.1>$  – therefore, it is referred to this step as standardization. More details can be found in Maciak and Opatřilová (2011).

• **Quantification of the relationship between national and common assessment method** – in the Eastern continental GIG the national assessment methods were compared using a general and common statistical approach<sup>1</sup>. Unlike the national assessment methods the common assessment method represented by a common metric is not dependent on the member state where it is applied. A mutual comparison between the common and national assessment method is achieved using a regression modelling technique, statistical hypothesis tests and pre-defined decision criteria and it is all used to quantify differences among individual member state assessment methods.

• **Comparison and harmonization of quantitative ecological boundaries** – once the differences between the member states are properly quantified, which is achieved using the common metric (multi-metric actually, as it is composed of multiple metrics), one can also directly compare qualitative ecological boundaries. Each member state classifies its localities into one of five qualitative classes: High, Good, Moderate, Poor and Bad. Boundaries between these classes are always given numerically with respect to the national assessment method. Once the national assessment methods are compared it is also possible to compare these numerical class boundaries. If it is needed, the European Commission postulates the harmonization step. As a consequence, the national class boundaries might be changed (harmonized), however, this does not imply any quantitative equalities but rather qualitative equivalency with respect to the common assessment method. Finally, all member states participating in the given BQE intercalibration process have their own class boundaries, which are however, mutually interconnected and qualitatively comparable, though not necessarily numerically equal. For more details we refer to Maciak (2011).

• **Complete harmonization verification** – the last step of the intercalibration process is to check the performance of the harmonization step. It involves a complex statistical simulation where random member state localities are generated in a similar pattern and such localities are further classified into the five qualitative classes (High,

<sup>1</sup> Interkalibrační směrnice označuje tento postup jako „Option 2“. Alternativní možnosti označuje jako „Option 1“ a „Option 3“. Detaily týkající se těchto dvou alternativních postupů pro účely tohoto článku neuvádíme.

<sup>1</sup> The guidance document defines this approach as Option 2. Alternative approaches are defined as Option 1 and Option 3. Any further details regarding these two options are omitted in this paper.

třídy (High, Good, Moderate, Poor nebo Bad) a prostřednictvím nadnárodní společné metriky je zkontrolována jejich vzájemná korespondence. Detaily týkající se simulace pro otestování kvality harmonizace nebudeme v tomto článku uvádět. Podrobnosti jsou uvedeny např. v popisu Přílohy V (Willby et al., 2010).

### Interkalibrační data

Ekologická kvalita konkrétní lokality v daném členském státu byla vždy vyhodnocena dvěma vzájemně nezávislými postupy: první postup je definovaný národní metodikou hodnocení a jeho výsledkem je numerická hodnota EQR. Tato hodnota je přibližně<sup>2</sup> v rozmezí 0 až 1. Je poskytnuta přímo členským státům, bez nutnosti prezentovat vlastní – národní systém hodnocení. Národní hodnocení ale musí být v souladu s požadovanými pravidly a musí být schváleno Evropskou komisí. Detaily o národním hodnocení obsahuje technická zpráva (Technical report), která je vydávána Evropskou komisí po ukončení příslušné fáze interkalibrace, pro každou interkalibrační skupinu zvlášť.

Druhý způsob hodnocení dané lokality je založen na nadnárodním hodnocení, které bylo vypracováno speciálně pro účely interkalibrace. Každý členský stát kromě vlastního kvalitativního vyhodnocení své lokality (příslušné EQR hodnoty) poskytl k dané lokalitě i soubor popisných charakteristik. Tyto charakteristiky zahrnovaly také biotická data zjištěná na každé lokalitě (sopsis druhů a jejich početnost) a roční průměry fyzikálně-chemických parametrů. Využitím komplexního statistického modelu (Structural Equation Model) byla vypracována komplexní nadnárodní metodika hodnocení, která ze statistického hlediska nejlépe popisovala komplexní soubor dat (detaily o metodě např. Loehlin, 2004). Pro každou lokalitu byla spočítána druhá numerická hodnota – nadnárodní EQR, založená na výpočtu společné metriky<sup>3</sup>.

Pro každou lokalitu byly takto získané hodnoty EQR (jedna poskytnuta členským státům a závislá na použité národní metodice, druhá spočítána nadnárodním hodnocením a plně nezávislá na metodice členského státu) rozděleny podle příslušného začlenění jednotlivých lokalit do společných interkalibračních typů a v rámci jednotlivých typů byly vzájemně porovnány. Interkalibrační typy byly definovány na základě příslušnosti k ekoregionu, plochy povodí, nadmořské výšky, geologie a substrátu v korytě (označení typů E1 až EX8 v *tabulkách 1 a 2*; podrobný popis typů je uveden v rozhodnutí Evropské komise (Commission Decision, 2013).

Pro biologickou složku makrozoobentos byla analyzována datová sada 2 311 vzorků, zahrnující data sedmi států v devíti interkalibračních typech. Pro biologickou složku fytozobentos se pracovalo s datovou sadou obsahující 1 417 vzorků sedmi států v deseti interkalibračních typech (Rumunsko bylo v průběhu cvičení vyloučeno, protože nesplnilo požadované nutné předpoklady). Počty vzorků od jednotlivých států v jednotlivých typech se značně lišily – od 9 do 336 vzorků.

### Metodické zpracování

Základním prvkem celého harmonizačního procesu je vzájemné srovnání národního a nadnárodního hodnocení, tedy získaných národních a nadnárodních EQR hodnot. Toto srovnání probíhá vždy tzv. typově-specificky, tedy pro každý z uvažovaných interkalibračních typů zvlášť. Jen ty členské státy, které v daném typu mají svoje zastoupení ve formě dostatečného počtu lokalit s naměřenými EQR hodnotami a potřebnými popisnými charakteristikami, jsou zařazeny do následné statistické analýzy.

Národní EQR hodnoty jsou vyneseny na osu x a nadnárodní EQR hodnoty na osu y (*obr. 1*). Závislost mezi nadnárodním a národním

Good, Moderate, Poor and Bad) using already harmonized boundaries and the performance of the classification is checked against the common metric. Any more details regarding the simulation step and the harmonization verification are omitted in this paper, however, they can be found in the Annex V description in Willby et al. (2010).

### Intercalibration Data

The ecological quality of each locality of some member state was assessed in two independent ways: firstly, the national assessment method assesses the site quality and the result is given as a numerical value EQR. The value is approximately<sup>2</sup> spanned between zero and one. The value is directly submitted by the member state with no requirement to submit any details regarding the national assessment method itself. However, the national assessment method needs to be approved by the European Commission. Details about each national assessment method can be found in the Technical report published by the European Commission for each GIG separately at the end of the intercalibration process.

The second way to assess the site quality is based on the common assessment system, which was especially developed for the intercalibration purposes. Beside the EQR values already submitted, each member state was also asked to supplement additional data to describe its localities. Such data included biotic data measured on each locality and annual averages for physical and chemical parameters. Taking an advantage of such complex data sets we applied a complex Structural Equation Modelling (SEM) approach to construct a common assessment method that was statistically most suitable given the available datasets (details about SEM are e.g. in Loehlin, 2004). Thus, for each locality there was obtained another numerical value – a common EQR value fully based on the common metric only<sup>3</sup>.

Two different EQR values for each locality (one submitted by a member state and thus, dependent on the national assessment method and the second one computed by the common assessment approach and thus, fully independent on the national methodology) were allocated into groups to correspond with the common intercalibration types and in each type the values were mutually compared. The intercalibration types were defined with respect to eco-regions they belong to, the catchment area, altitude, geology and channel substrate (IC type notation: E1 to EX8 in *Tables 1 and 2*; more details are given in the Commission Decision, 2013).

For BQE macro-invertebrates the analysed data set consisted of 2,311 samples from 7 member states distributed in 9 IC types. For BQE phytobenthos the data set consisted of 1,417 samples from 7 member states in 10 IC types (Romania was excluded from the exercise due to some requirements that were not met). The number of samples across the states and types varied from 9 to 336.

### Methodology

The main part of the intercalibration process is a mutual comparison of the national and common assessment method – national and common EQR values. This comparison is always performed in a type-specific manner and only member states with a sufficient amount of available sites with corresponding EQR values and the required description characteristics are considered in a subsequent statistical analysis.

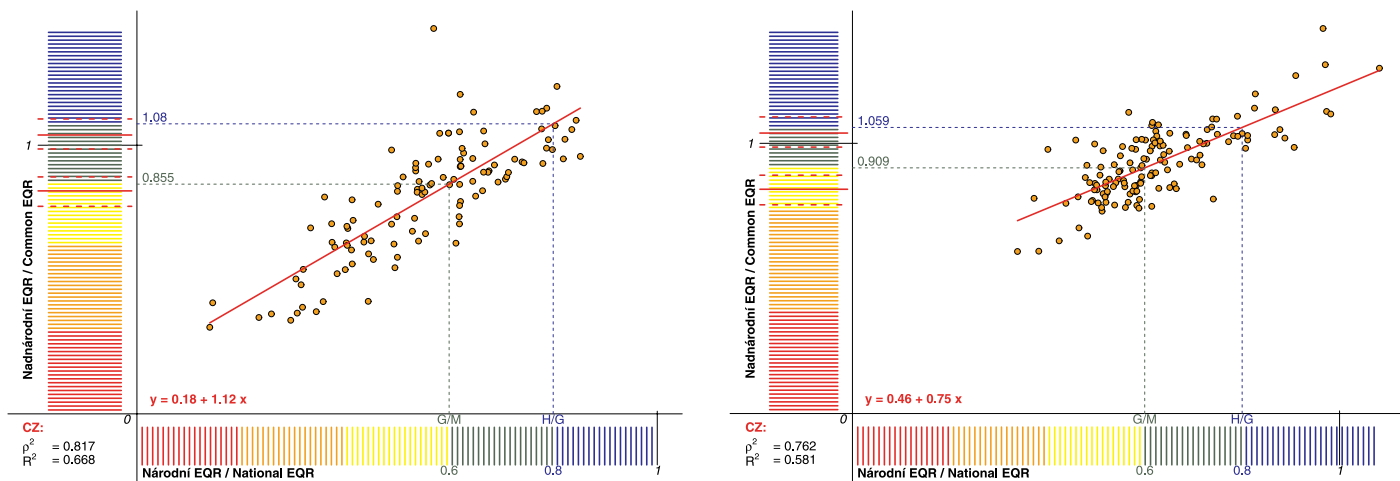
The national EQR values are plotted on x axis and the common EQR values are plotted on y axis (see *Fig. 1*). A relationship between the common and national assessment methods is investigated using an

<sup>2</sup> EQR hodnoty jsou standardizované hodnoty, přičemž standardizace je vztažena na referenční nebo benchmark lokality, ze kterých je spočítána referenční hodnota (průměr anebo medián). Všechny lokality v příslušném interkalibračním typu jsou následně standardizovány – vyděleny touto referenční hodnotou, čímž se může stát, že kvalitativně hodně dobré lokality mají svoje EQR mírně větší než hodnota 1 (kvalita nejlepší lokality je vždy lepší (nebo stejná) než průměr nebo medián z několika nejlepších lokalit).

<sup>3</sup> V případě biologické složky makrozoobentos tvořily společnou metriku, resp. metriku, metriky procentuálního zastoupení jedinců skupin jepice, pošvatky a chrostíci, počet taxonů EPTCBO (jepice, pošvatky, chrostíci, brouci, mlži, vážky), ASPT (Average Score Per Taxon) a tzv. Index biocenotického regionu (popis metrik viz např. AQEM consortium, 2002). Pro biologickou složku fytozobentos tvořily společnou metriku indexy IPS a TI (Indice de Polluosensibilité Spécifique: Coste in CEMAGREF, 1982 a Trophieindex: Rott et al., 1999). Pro výpočty těchto metrik byly použity mezinárodně používané softwarové nástroje Asterics a Omnidia a pro statistickou analýzu software SAS.

<sup>2</sup> EQR values are standardized values, where the standardization takes place with respect to reference or benchmark localities that are used to obtain a reference value (mean or median). All further localities in the given IC type are standardized – values are divided with the same reference value. Given this approach it is possible that some localities have their EQR value slightly larger than 1 (the best quality is always better or same as the mean or median value taken from a few best localities).

<sup>3</sup> For BQE macro-invertebrates the common metric was constructed from metrics: Percentage of individuals of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera groups, Number of taxa EPTCBO (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia and Odonata), ASPT (Average Score Per Taxon) and Index of biocenotic region (more details in AQEM consortium, 2002). For BQE phytobenthos the common metric was constructed from two metrics: IPS and TI (Indice de Polluosensibilité Spécifique: Coste in CEMAGREF, 1982 and Trophieindex: Rott et al., 1999). For numerical calculations and statistical analysis we used well-known software tools Asterics and Omnidia and statistical software SAS.



**Obr. 1.** Graf závislosti nadnárodního hodnocení a hodnocení podle národní metodiky – nadnárodní EQR na ose y a národní EQR na ose x pro obě biologické složky: (a) makrozoobentos a (b) fytozoobentos; statistická závislost je vypočítána pomocí obecného lineárního regresního modelu; numerické statistiky pro vyhodnocení kvality modelu (analytická rovnice přímky, korelační koeficient a mnohonásobný  $R^2$ ) jsou v levém dolním rohu grafů

**Fig. 1.** Linear regression relationship between the common assessment method and the national assessment method – common EQR values given on y axis and national EQR values on x axis plotted for two different BQEs: (a) macro-invertebrates and (b) phytozoobenthos; numerical quantities evaluating the quality of the relationship (analytic equation, correlation coefficient and multiple  $R^2$ ) are given in the left lower corner of each plot

hodnocením je zkoumána pomocí obecného lineárního regresního modelu – červená přímka v grafu na obr. 1. Vyhodnocení celkové míry této závislosti je vyjádřeno pomocí korelačního koeficientu a celkové proporce vysvětlené variability (pro Českou republiku a BQE makrozoobentos na obr. 1a je korelační koeficient  $\rho = 0,817$  a mnohonásobný  $R^2 = 0,668$ ). Zároveň byl Evropskou komisí definován požadavek, aby směrnice regresní přímky byla v rozmezí 0,5 až 1,5 (z teoretického hlediska by optimální výsledek měl být rovný hodnotě jedna a přímka by měla procházet nulou, což by znamenalo, že národní hodnocení až na malou náhodnou chybu plně koresponduje s nadnárodním hodnocením).

Součástí grafu jsou i jednotlivé kvalitativní třídy vztažené k odpovídajícím hodnotám EQR. Modrá barva označuje nejlepší třídu High, zelená třídu Good, žlutou je označena kvalita Moderate, oranžovou třída Poor a červenou třída Bad. Hlavním účelem interkalibračního cvičení bylo harmonizovat dvě nejlepší třídy, resp. jejich hranice – hranici HG mezi třídami High a Good a hranici GM mezi třídami Good a Moderate. Harmonizace ostatních hranic nebyla pro účely interkalibrace důležitá.

Národní hranice HG a GM byly transformovány prostřednictvím rovnice regresní přímky na nadnárodní EQR škálu – osa y (příslušná transformace je zobrazena na obr. 1 modrými a zelenými přerušovanými čarami). Formálně vyjádřeno, regresní přímka má svoji analytickou rovnici se dvěma parametry, interceptem  $\alpha$  a směrnici  $\beta$ . Využitím těchto parametrů transformujeme národní hranice a přenášíme jejich hodnoty na nadnárodní škálu. V případě České republiky a BQE makrozoobentos jsou příslušné hranice HG = 0,8 a GM = 0,6 (obr. 1a). Pokud označíme transformované hranice jako  $\underline{HG}$  a  $\underline{GM}$ , potom platí  $\underline{HG} = \alpha + \beta \times HG$  a stejně  $\underline{GM} = \alpha + \beta \times GM$ , pro  $\alpha = 0,18$  a  $\beta = 1,12$ .

Numerické hodnoty pro transformované hranice jsou při použití regresní přímky na obr. 1a rovny hodnotám  $\underline{HG} = 1,08$  a  $\underline{GM} = 0,85$ . Finální transformace hranic je zpracována pomocí rovnice regresní přímky pro lokality ze všech interkalibračních typů daného státu dohromady, v rámci kterých regresní vztah mezi národním a nadnárodním hodnocením splňoval požadované podmínky. Pro každý ze zúčastněných států jsme takto získali na nadnárodní EQR škále dvojici hranic – transformovanou hranici  $\underline{HG}$  a transformovanou hranici  $\underline{GM}$ . Tyto transformované národní hranice jsou mezi sebou přímo porovnatelné, je proto možné spočítat společnou hranici, která je definována jako průměrná anebo mediánová hodnota (obr. 2). Takto získané průměrné (resp. mediánové) hranice na společné EQR škále jsou základem pro následnou harmonizaci národních hranic. Principy a způsoby této harmonizace rozepíšeme podrobněji v následující části.

ordinary linear regression model – the red solid line in Fig. 1. The quality of this relationship is measured with the correlation coefficient and multiple  $R^2$  coefficient (in case of the Czech Republic and BQE macro-invertebrates on Fig. 1a the correlation coefficient  $\rho$  equals 0.817 and  $R^2 = 0.668$ ). There was also an additional requirement formulated by the European Commission regarding the slope coefficient: the slope coefficient was supposed lie between 0.5 and 1.5 (from the theoretical point of view an optimal value would be equal to one and the regression line should intersect zero – this would suggest that the national assessment method fully corresponds with the common one, when some random noise is omitted).

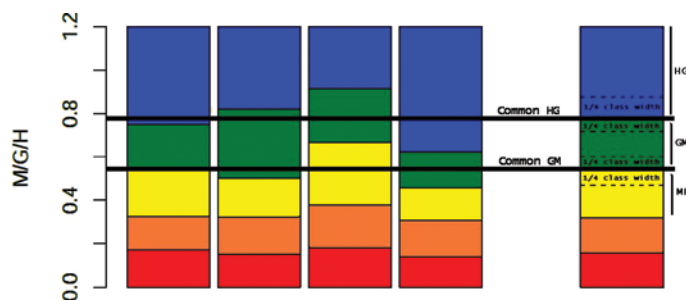
Ecological quality classes related to the EQR values are plotted as well: blue colour represents the best status High, green colour represents Good, yellow stands for Moderate, orange for Poor and red for Bad. The main focus of the intercalibration exercise was posed on harmonizing two best classes, their boundaries respectively – the HG boundary between High and Good and the GM boundary between Good and Moderate. The remaining class boundaries are not essential for the intercalibration purposes.

In the next step, the regression line is used to transform national HG and GM boundaries and to represent them on the common EQR scale – y axis (this transformation is represented by green and blue dashed lines in Fig. 1). Analytically, the regression line is represented by two parameters: intercept  $\alpha$  and slope  $\beta$ . By using these parameters we can transform national boundaries and to project them on the common EQR scale. Using the Czech Republic example and BQE macro-invertebrates the corresponding boundaries are HG = 0.8 and GM = 0.6 (Fig. 1a). Using the underline notation  $\underline{HG}$  and  $\underline{GM}$  for the transformed boundaries, we can write the following:  $\underline{HG} = \alpha + \beta \times HG$  as well as  $\underline{GM} = \alpha + \beta \times GM$ , where  $\alpha = 0.18$  and  $\beta = 1.12$ .

The corresponding numerical values for transformed national boundaries in Fig. 1a are  $\underline{HG} = 1.08$  and  $\underline{GM} = 0.85$ . The final boundary transformation takes place using a regression line over all available localities and IC types, however, only such IC types are considered where the required quality of the type-specific relationship was achieved. For each member state we obtained a set of two transformed boundaries represented on the common EQR scale – transformed  $\underline{HG}$  boundary and  $\underline{GM}$  boundary. These boundaries can be directly compared – so, we can compute a common boundary defined as a mean or median value (Fig. 2). Such common mean (median respectively) boundaries projected on the common EQR scale are the starting point for the harmonization step itself. The main principles of this harmonization step are described in the following section.

**Obr. 2.** Náznorná ukázka harmonizace čtyř dvojic národních HG a GM hranic transformovaných na nadnárodní EQR škále; národní transformované hranice (čtyři sloupce nalevo) jsou porovnány s příslušnou společnou, tedy průměrnou hranicí (sloupec napravo); vzdálenost národních hranic od společné hranice je následně posuzována vzhledem k šířce příslušné třídy

**Fig. 2.** A brief example of the harmonization step of four national HG and GM boundaries transformed on the common EQR scale; the national transformed boundaries on the left are compared with respect to the common mean boundaries on the right; the size of a gap between is put in contrast with the corresponding class width



## Harmonizace hranic ekologického stavu

Transformace národních hranic umožňuje stanovit společnou hranici mezi příslušnými třídami a následně zavázat jednotlivé členské státy, aby se této hranici přizpůsobily. Z důvodu minimalizace nutných úprav a nových definic národních hranic byl stanoven systematictější postup. Základem tohoto přístupu byla společná dohoda schválená Evropskou komisí, že národní hranice, které jsou po transformaci dostatečně blízko k průměrné (resp. mediánové) hranici – tedy společné hranici, nemusí být dodatečně měněny a automaticky je považujeme za dostatečně dobře harmonizované. V případě, že národní transformovaná hranice byla příliš daleko od společně nastavené průměrné (resp. mediánové) hranice, musel členský stát svoji hranici příslušně upravit. Nebylo však požadováno srovnání na společnou úroveň, ale jen posunutí nutné k tomu, aby bylo možné národní hranici již považovat za dostatečně blízko ke společné hranici. Hodnota, která určovala, jestli je hranice dostatečně blízko průměru, resp. mediánu (není nutné ji tedy harmonizovat), anebo není (je nutná harmonizace), byla stanovena jako jedna čtvrtina šířky příslušné třídy ekologického stavu.

Z důvodu korektnější definice 1/4 šířky střední třídy (Moderate) byly využity i národní MP hranice, které se analogicky transformovaly pomocí regrese na společnou EQR škálu, a získaly se tak transformované MP hranice, které však byly použity jen k výpočtu šířky příslušné kvalitativní třídy, tj. třídy Moderate a nebylo nutné je jakýmkoli způsobem dále harmonizovat.

Dodatečné harmonizační pravidlo navíc umožňovalo členským státům neprovádět harmonizaci v případě, kdy jejich národní hranice byly nastaveny striktněji, než určovaly společné hranice. V takovém případě členský stát nemusel provádět harmonizaci, a to ani v případě, kdy byl rozdíl větší než zmiňovaná čtvrtina příslušné třídy. Na obr. 3a je znázorněno sedm dvojic národních transformovaných hranic pro BQE makrozoobentos (krátké modré – HG hranice a zelené – GM hranice) a také příslušné společné hranice vypočtené jako průměrné hodnoty transformovaných hranic (červené plné přímkové). Dlouhé přerušované čáry zobrazují jednu čtvrtinu šířky z příslušné třídy.

V případě GM hranic jsou tři národní transformované hranice (CZ, HU a SK) uvnitř červeného přerušovaného pásu – jsou tedy dostatečně blízko ke společné hranici a není nutné je dodatečně harmonizovat. Dvě hranice jsou pod přípustnou úroveň jedné čtvrtiny (BG a RO) a dvě hranice jsou nad úroveň akceptace (AT a SI).

Podobně v případě HG hranic jsou dvě národní transformované hranice nad červeným přerušovaným pásem (AT a SI) a dvě jsou pod čtvrtinovým pásem, z toho jedna výrazně (BG). Zbývá proto určit, které hranice jsou příliš striktní a které naopak příliš liberální. HG hranice, které jsou vysoko (nad úroveň akceptace), definují třídu High výrazně přísněji – příslušné dva členské státy proto potřebují vyšší naměřené hodnoty EQR, aby mohly klasifikovat svou lokalitu do třídy High. V porovnání se společným pohledem – průměrnou HG hranicí – jsou proto více striktní a v souladu s pravidlem, které jsme zmiňovali, není nutné hranice harmonizovat. HG hranice, které jsou ale pod úroveň akceptace (BG a RO), jsou příliš liberální, a je proto nutné je harmonizovat, tudíž posunout alespoň na úroveň jedné čtvrtiny od společné hranice. Analogické úvahy platí i pro obr. 3b. (fytozobentos). Na rozdíl od průměrných hranic v případě makrozoobentosu na obr. 3a jsou společné hranice pro fytozobentos spočítány jako mediánová hranice, a to z důvodu výrazně odlehlejších HG hranic v případě HU. Průměr je totiž velice citlivý na odlehlejší pozorování,

## Harmonization of the ecological quality boundaries

The national transformed boundaries allow to set common between class boundaries and to request from the participating member states to adjust their national boundaries with the common boundaries. However, to limit small boundary changes and new definitions there was a more systematic harmonization approach proposed: the approval of the European Commission proposes that if the national transformed boundary is close enough to the common mean (median respectively) boundary, than there is no need to change the boundary and it is considered to be harmonized. If the national transformed boundary is too far from the common one, the member state is required to change it. However, it is not required to align the boundary with the common boundary, it is only required to change it so much that it will be close enough to the common boundary. The amount that was used to decide whether some national transformed boundary is close enough to the common mean (median respectively) boundary was said to be one quarter of the corresponding common class.

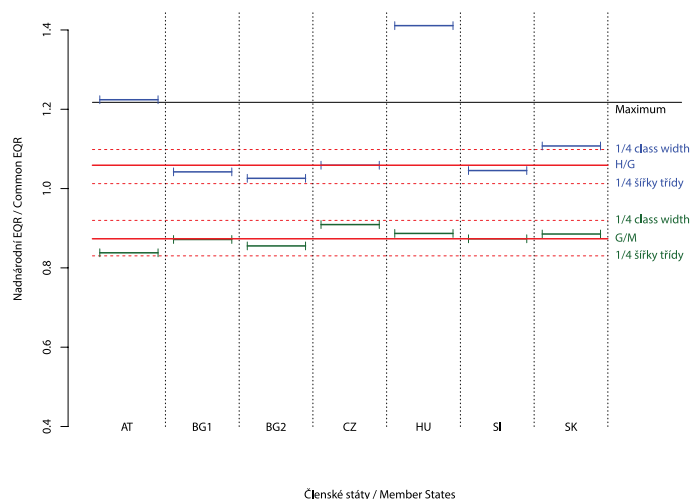
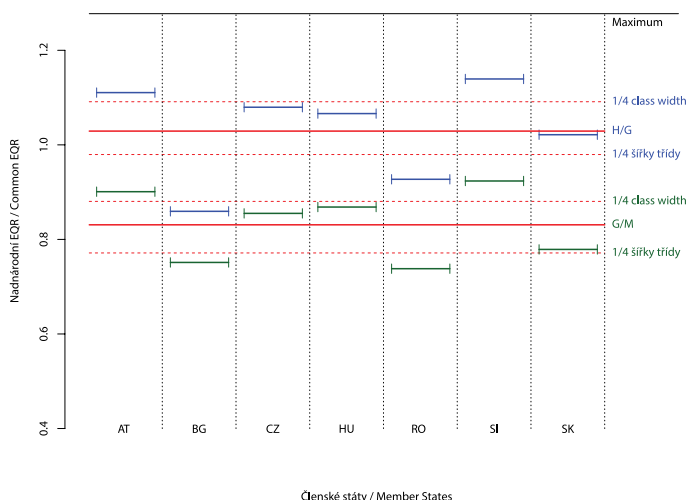
To have a proper definition for 1/4 of the Moderate class width the national MP boundaries were also used as they were analogously transformed on the common EQR scale. A transformed MP boundary was obtained, but it was only used to compute the width of the corresponding class – the moderate class and it was not needed to harmonize the boundary itself.

An additional harmonization rule allows a member state to remain away from the harmonization step if the national boundaries are set to be stricter than the common boundary. The member state was not required to harmonize its boundaries even if the difference was more than 1/4 of the corresponding class width.

In Fig. 3a, there are seven sets of national transformed boundaries plotted for BQE macro-invertebrates (short blue and green lines for HG and GM boundaries) together with the corresponding common mean boundaries (red solid lines) taken as mean values of the transformed boundaries. The red dashed lines represent 1/4 of the corresponding class width.

In case of GM boundaries, there are three national transformed boundaries (CZ, HU and SK) inside the red dashed bands thus, these boundaries are close enough and there is no need to harmonize them. Two boundaries (BG and RO) are placed under the acceptance band and two boundaries (AT and SI) are above.

Similarly, in case of HG boundaries, there are two national transformed boundaries above the red dashed bands (AT and SI) and two are below, one of them quite a lot (BG). It is therefore left to be declared, which boundaries are too strict and which are too liberal. The HG boundaries that are too high (above the acceptance band) define the High class in a more strict way – the corresponding member states need much better EQR measurements to classify their sites as High. Unlike the common view – the common average HG boundary – these two member states are far stricter and given the harmonization rule we mentioned, there is no need to harmonize these boundaries. On the other hand, the HG boundaries which are below the acceptance band (BG and RO), are too much liberal therefore, they need to be harmonized – moved towards the common mean boundary at least as much as 1/4 of the class. Quite analogous reasoning also applies for BQE phytobenthos in Fig. 3b. However, the common boundaries in case of BQE phytobenthos are given as median values rather than mean values, which were used for BQE macro-invertebrates. The reason is the outlying HG boundary in



**Obr. 3.** Národní transformované hranice na společné EQR škále (HG – krátké modré a GM – krátké zelené čáry) a průměrné, resp. mediánové společné hranice s příslušnou jednou čtvrtinou šířky třídy (dlouhé červené čáry)

**Fig. 3.** National transformed boundaries on the common EQR scale (short blue (HG) and green (GM) lines) and the mean (median respectively) common boundaries with the corresponding 1/4 class widths (long red lines)

a společná průměrná HG hranice by tudíž byla vychýlená a také nekonzistentní. Na rozdíl od průměru je ale medián schopen zcela konzistentně fungovat i v této situaci, proto byly společné hranice pro fyto-bentos raději definované jako mediánové hranice.

### Finální výsledky – závěr

Základním problémem, se kterým se interkalibrační tým musel vypořádat, byl nedostatek výsledků biologických analýz z referenčních (člověkem neovlivněných) lokalit. Ve smyslu stanovených postupů muselo být přistoupeno k použití výsledků z benchmark lokalit, což představovalo výrazně komplexnější a výpočetně náročnější postup (Maciak a Opatřilová, 2011). Nesnadné bylo již samotné nastavení kritérií pro výběr těchto benchmark lokalit. Malý počet vzorků v některých interkalibračních typech zase neumožňoval provedení porovnání pro všechny typy, které se na území jednotlivých států nacházejí, a některé musely být vyloučeny.

Souhrnné výsledky interkalibračního cvičení východoevropské interkalibrační skupiny pro biologické složky makrozoobentos a fyto-bentos jsou uvedeny v *tabulkách 1 a 2*. Harmonizované hranice platí pro uvedené interkalibrační typy a musí být implementovány do jednotlivých národních legislativ. Kompletní výsledky interkalibračního cvičení ve skupině EC GIG a v dalších skupinách jsou k dispozici v oficiálním rozhodnutí Evropské komise ze dne 20. září 2013 (Commission Decision, 2013).

Všechna odchýlení postupů porovnání v jednotlivých interkalibračních skupinách od postupů schválených ve směrnici musela být vedoucím týmem skupiny vysvětlena v podrobných zprávách

case of Hungary (HU). The mean is too much sensitive to outlying observations, so the mean common HG boundary would be also tilted and thus, inconsistent. On the other hand, median is fully capable of implementing such situations as well, therefore, median common boundaries were used for BQE phytobentos instead.

### Final results – conclusion

The main challenge the intercalibration team had to deal with in the intercalibration process were insufficient biological analyses from reference localities (localities not affected by human activities). To comply with regulations, the benchmarking analyses had to be used instead, which involved much more complex approach and computations (see Maciak and Opatřilová, 2011). It was also quite challenging just to find optimal criteria for benchmark site identification. On the other hand, limited amount of samples in some IC types did not allow to intercalibrate all available types, some had to be excluded.

Final results of the intercalibration exercise within EC GIG for BQE macro-invertebrates and phytobentos are given in *Table 1* and *2*. The harmonized boundaries apply for the listed types only and they need to be implemented in the national legislations. Complete intercalibration results in EC GIG as well as other GIGs are published in the official decision of the European Commission from September 20, 2013 (Commission Decision, 2013).

All, even minor deviations from the guidance directives had to be properly justified by the group leading team in formal reports and the reports had to be approved by the European Commission. The final results were verified by a team of independent international experts.

**Tabulka 1.** BQE - makrozoobentos / **Table 1.** BQE - macro-invertebrates

Členský stát Member State	Interkalibrované typy IC common types	Původní / Original		Harmonizované / Harmonized	
		HG	GM	HG	GM
AT Rakousko	R-E4	0.80	0.60	0.80	0.60
BG Bulharsko	R-E1a, R-E1b, R-E3	0.75	0.65	0.86	0.67
CZ Česká Republika	R-E1a, R-E1b, R-E2, R-E3	0.80	0.60	0.80	0.60
HG Maďarsko	R-E1b, R-E3, R-E4, R-EX5, R-EX6	0.80	0.60	0.80	0.60
RO Rumunsko	R-E1a, R-E1b, R-E3, R-EX4	0.70	0.55	0.74	0.58
SI Slovinsko	R-E4, R-EX5, R-EX6	0.80	0.60	0.80	0.60
SK Slovensko	R-E1a, R-E1b, R-E2, R-E3, R-E4, R-EX4	0.80	0.60	0.80	0.60

Finální výsledky interkalibrace BQE makrozoobentos pro sedm zúčastněných států. Jednotlivé typy, které členský stát interkalibroval, jsou ve druhém sloupci. Nejdříve je uvedena dvojice původních hranic před interkalibrací a následně harmonizované, interkalibrované hranice.

Final results of the intercalibration process of BQE macro-invertebrates for 7 involved countries. The common types which were intercalibrated in each member state are given in the second column followed by a couple of original boundaries and harmonized boundaries.

**Tabulka 2.** BQE – fytoENTOS / **Table 2.** BQE – phytobenthos

Členský stát Member State	Interkalibrované typy IC common types	Původní / Original		Harmonizované / Harmonized	
		HG	GM	HG	GM
AT Rakousko	R-E4	0.70	0.42	0.70	0.42
BG Bulharsko (typy R2, R4)	R-E1a, R-E1b, R-E3	0.87	0.66	0.87	0.66
BG Bulharsko (typy R7, R8)	R-E1a, R-E1b, R-E3	0.85	0.64	0.85	0.64
CZ Česká Republika	R-E1a, R-E1b, R-E2, R-E3, R-EX4	0.80	0.60	0.80	0.60
HG Maďarsko	R-E2, R-E3, R-EX5	0.80	0.60	0.80	0.60
SI Slovinsko	R-E4, R-EX5, R-EX6, R-EX7, R-EX8	0.80	0.60	0.80	0.60
SK Slovensko	R-E1a, R-E1b, R-E2, R-E3, R-E4, R-EX4	0.90	0.70	0.90	0.70

Finální výsledky interkalibrace BQE fytoENTOS pro šest zúčastněných států – Bulharsko interkalibrovalo dva soubory národních hranic, tudíž je uvedeno dvakrát. Jednotlivé typy, které členský stát interkalibroval, jsou ve druhém sloupci. Nejdříve je uvedena dvojice původních hranic před interkalibrací a následně harmonizované, interkalibrované hranice.

Final results of the intercalibration process of BQE macro-invertebrates for 6 involved countries – Bulgaria intercalibrated two sets of national boundaries thus, it is included in two lines. The common types which were intercalibrated in each member state are given in the second column followed by a couple of original boundaries and harmonized boundaries.

a schválena pracovní skupinou při Evropské komisi. Finální výsledky interkalibrace byly podrobeny kontrole mezinárodním týmem nezávislých odborníků.

Pro státy, kterým se nepodařilo ve 2. fázi interkalibrace v letech 2008–2011 zinterkalibrovat svoje metody anebo je neměly v té době finalizovány (popř. již zinterkalibrované metody změnily), byl vytvořen manuál, podle kterého budou státy svoje metody porovnávat individuálně (Willby et al., 2014). O výsledcích porovnání musí státy informovat Evropskou komisi zprávou, která bude opět podrobena kontrole vybranými nezávislými odborníky.

Z pohledu České republiky probíhá v současné době aktivní práce v interkalibrační skupině velkých řek (Cross-GIG Large rivers) a začínají práce v pracovní skupině zabývající se porovnáním metod hodnocení ekologického potenciálu, tj. metod hodnocení použitých v tzv. silně ovlivněných vodních útvarech, které nemohou dosáhnout dobrého ekologického stavu z důvodu nevratných hydromorfologických změn. Rozbíhají se také práce v nově ustanovené pracovní skupině zaměřené na porovnávání limitních koncentrací tzv. živinových standardů pro hranice dobrého ekologického stavu u jednotlivých členských států.

Remaining states, which were not able to harmonize their assessment methods in the second phase of the intercalibration process in 2008–2011 or member states, which additionally changed their already intercalibrated methods, can use now an instruction manual with a detail description on how to carry out the harmonization process individually (Willby et al., 2014). The results have to be submitted in a formal report to the European Commission and the report would again undergo a revision check by independent experts.

The Czech Republic is now actively involved in the intercalibration process in the large rivers group (Cross-GIG Large rivers): some work has been initiated in working groups of experts as they are about to compare ecological potential assessment methods, which are specific assessment methods for heavily modified water bodies. These water bodies cannot achieve good ecological status due to heavy irreversible hydromorphological changes. The first part of work is also being done on comparing limit concentrations of nutrient standards for good ecological status boundaries in participating member states.

### Poděkování

Autoři článku děkují za kvalitní spolupráci všem členům českého interkalibračního EC GIG týmu, jmenovitě koordinátorkám Mgr. Aleně Slavíkové a Mgr. Pavle Wildové, Ph.D., a dále kolegům Ing. Gabriele Šťastné, Ph.D., RNDr. Denise Němejcové a RNDr. Michalu Peštovi, Ph.D. Za poskytnutí dat a podporu děkují zástupcům zúčastněných členských států – Franz Wagner (Rakousko), Boril Zadneprovski (Bulharsko), Béla Csanyi (Maďarsko), Serban Iliescu (Rumunsko), Gorazd Urbanič (Slovinsko), Matuš Haviar a Emília Mišíková-Elexová (Slovensko) a Dagmar Surmanovic (Chorvatsko). Za odbornou podporu děkují Sebastianu Birkovi a Nigelu Willbymu a za celkovou koordinaci ze strany Evropské komise Wouteru van de Bundovi. Děkují také kolegyni Haně Janovské za převod článku ze slovenského do českého jazyka.

### Acknowledgement

The authors would like to thank to all members of the Czech EC GIG intercalibration team, especially to coordinators Alena Slavíková and Pavla Wildová, and colleagues Gabriela Šťastná, Denisa Němejcová, and Michal Pešta. We want to thank to all participating member state experts for submitting data sets and all their support – Franz Wagner (Austria), Boril Zadneprovski (Bulgaria), Béla Csanyi (Hungary), Serban Iliescu (Romania), Gorazd Urbanič (Slovenia), Matuš Haviar a Emília Mišíková-Elexová (Slovakia) and Dagmar Surmanovic (Croatia). We also want to thank for expert support and all pieces of advice to Sebastian Birk and Nigel Wilby. We thank to Wouter van de Bund for coordinating the whole process within the European Commission. Finally, we also thank to our colleague Hana Janovská for translating the paper from Slovak to Czech.

### Literatura/ References

- [1] AQEM consortium. (2002) Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- [2] CEMAGREF (1982) Etude de Méthodes Biologiques Quantitatives d'Appréciation de la Qualité des Eaux. Rapport Q.E. Lyon-A.F.B. Rhône-Méditerranée-Corse.
- [3] Commission Decision 2013/480/EU of 20 September 2013 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise and repealing Decision 2008/915/EC. *Official Journal of the European Union*, L 266/1.
- [4] Loehlin, J.C. (2004) Latent Variable Models: An Introduction to Factor, Path, and Structural Equation Analysis (4th ed.) Mahwah, NJ: Lawrence Erlbaum Associates.
- [5] Maciak, M., Opatřilová, L., Wildová, P., and Horký, P. (2012) Instruction Manual for Intercalibrating National Assessment Systems for Macro-Invertebrates and Phytobenthos (Eastern Continental GIG). Technical Report, Prague, Czech Republic.
- [6] Maciak, M. (2011) Analysis Report on Boundary Harmonization. Technical Report for the IC Validation Workshop on Rivers in Lakes (Nov. 16, 2012), Ispra, Italy.
- [7] Maciak, M. and Opatřilová, L. (2011) Benchmark Selection – Justification Report. WFD Intercalibration Phase 2: Milestone 6, Prague, Czech Republic.
- [8] Marvan, P., Opatřilová, L., Heteša, J., Maciak, M. a Horký, P. (2011) Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky fytoENTOS. Certifikovaná metodika, MŽP (in Czech).



- [9] Opatřilová, L., Kokeš, J., Němejcová, D., Syrovátka, V., Zahrádková, S., Maciak, M., a Horký, P. (2011) Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky makrozoobentos. Certifikovaná metodika, MŽP (in Czech).
- [10] Rott, E., Pipp, E., Pfister, P., van Dam, H., Ortler, K., Binder, N., und Pall, K. (1999) Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 2: Trophie-indikation (sowie geochemische Präferenzen, taxonomische und toxikologische Anmerkungen). Wasserwirtschaftskataster herausgegeben vom Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Wien.
- [11] Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (2005). Aktualizovaný pracovní překlad s anglickým originálem. Praha: MŽP, odbor ochrany vod, 98 s. (in Czech).
- [12] WFD CIS Guidance Document No.14: Guidance Document on the Intercalibration Process 2008–2011 (2010).
- [13] Willby, N., Birk, S., and Bonne, W. (2010) IC Guidance Annex V: Definition of comparability criteria for setting class boundaries. JRC European Commission.
- [14] Willby, N., Birk, S., Poikane, S., and van de Bund, W. (2014) Water Framework Directive Intercalibration Manual. Procedure to fit new or updated classification methods to the results of a completed intercalibration. Technical Report by the Joint Research Centre of the European Commission EUR 26568 EN.

**RNDr. Matuš Maciak, Ph.D., M.Sc., Mgr. Libuše Opatřilová**  
**Výzkumný ústav vodohospodářský**  
**T. G. Masaryka, v.v.i., Praha**  
 maciak\_matus@vuv.cz, libuse\_opatrilova@vuv.cz  
 Příspěvek prošel lektorským řízením.

**RNDr. Matuš Maciak, Ph.D., M.Sc., Mgr. Libuše Opatřilová**  
**T. G. Masaryk Water Research Institute, p.r.i., Prague**  
 maciak\_matus@vuv.cz, libuse\_opatrilova@vuv.cz  
 The article has undergone a peer review process.

## STANOVENÍ DOPORUČENÉ HODNOTY SOUČINITELE DRSNOSTI

Lukáš Smelík, Hana Uhmánová

### Klíčová slova

Manningův součinitel drsnosti – koryto – metodika – zrnitostní křivka – rozšířená Cowanova metoda – Wolmanova metoda – síťový rozbor – subjektivní odhad – měření – HEC-RAS

### Souhrn

**Stanovení neměřitelného parametru, Manningova součinitele drsnosti, je komplexní úloha, kterou se hydraulika otevřených koryt zabývá již téměř 250 let. V současnosti neexistuje spolehlivý způsob pro stanovení přesné hodnoty součinitele drsnosti koryta pro účely 1D modelování. Příspěvek se zabývá stanovením součinitele drsnosti koryta empirickými rovnicemi a Cowanovou metodou podle vlastní metodiky (dále jen Metodika). Byly hledány takové empirické rovnice, které jsou vhodné pro co největší množství typů vodních toků. Empirické rovnice byly seřazeny podle kvality srovnáním vypočtených a z měření stanovených hodnot součinitelů drsnosti. Vlastní měření probíhala v 27 lokalitách vodních toků v okolí Brna a Frýdku-Místku. Původní Cowanova metoda byla rozšířena o některé typy povrchů, o nový parametr „vodní stav“ a kalibrována na základě dat z vlastních měření. Stanovení doporučené hodnoty součinitele drsnosti podle Metodiky je inovativním přístupem, který pomocí zautomatizovaného výpočtového programu v MS Excelu umožňuje vzhledem k ostatním přístupům (tabulky, fotografické katalogy) přesnější stanovení součinitele drsnosti.**

### 1 Úvod

Při navrhování úprav a revitalizačních opatření vodních toků, stanovování rozsahu záplavových území, kapacity stávajícího koryta nebo dodatečném stanovení průtoku na základě povodňových značek je pro potřeby výpočtu nutné ve zkoumaném úseku toku stanovit Manningův součinitel drsnosti  $n$ . Součinitel se odhaduje na základě doporučení odborné literatury, znalosti poměrů řešené lokality, vlastních zkušeností a subjektivního úsudku pracovníka provádějícího expertní odhad. Ke stanovení drsnosti je potřeba přistupovat zodpovědně, protože hned po hloubce, která je měřitelná, je drsnost druhým nejcitlivějším parametrem, který ovlivňuje vypočtený průtok a úroveň hladiny. Součinitel drsnosti je ovlivňován komplexním souborem provázaných vlivů, mezi které lze zařadit:

- mikrodrsnost (materiál dna), makrodrsnost (dnové útvary – duny, mělčiny, nánosy, tůně),
- rozměry, nepravidelnosti povrchu, změny příčných profilů, meandrování koryta,
- překážky (peřeje, padlé stromy, funkční objekty, sesuvy opevnění, suť) a údržbu koryta,

- vegetaci na dně a svazích koryta (účinek podle typu, výšky, hustoty a ohebnosti vegetace),
- proměnlivost v čase (sezonní změny, tvar koryta), splaveninový režim, vodní stav.

### 2 Rozšířená Cowanova metoda

Cowanova metoda představuje přístup ke stanovení součinitele drsnosti, při kterém se na základě slovního popisu přiřazují v šesti tematických kategoriích charakteristikám koryta doporučené dílčí součinitele drsnosti (Chow, 1959). Výsledný Manningův součinitel drsnosti se vypočítá podle rovnice

$$n = (n_0 + n_1 + n_2 + n_3 + n_4) \cdot m_5 \quad (1),$$

ve které vyjadřuje  $n_0$  základní hodnotu podle velikosti materiálu povrchu koryta,  $n_1$  nerovnosti omočeného obvodu,  $n_2$  změny průtočného profilu po délce toku,  $n_3$  překážky v korytě,  $n_4$  typ vegetace a  $m_5$  míru meandrování. Na rozdíl od tabulek zahrnuje tento přístup více parametrů. Vyhodnocení je poměrně rychlé, snadné a součinitel drsnosti lze stanovit už v terénu.

Cowanova metoda (Cowan, 1956) má nevyhovující přesnost v případě hladkého, nebo naopak velmi drsného povrchu. Proto byly některé části Cowanovy metody upraveny a některé doplněny s tím, že verze upravená na základě Metodiky je nazývána Rozšířenou Cowanovou metodou (Cowan+). Byly doplněny vyšší frakce materiálu, ke kterým byly přiřazeny dílčí součinitele drsnosti podle analýzy vlastních měření. Popisný text byl většinou zkrácen a rozšířen o další typy povrchu. Byla přidána grafická schémata, která slovní popisy doplňují. Při práci s tímto přístupem se má vliv vegetace uvažovat pouze v případě, že ovlivňuje proudění konkrétního vodního stavu. Byl zaveden nový koeficient  $m_6$ , který zohledňuje vodní stav a který může nabývat hodnot od 1,0 do 2,0. Rovnice pro výpočet Manningova součinitele drsnosti přístupem Cowan+ je

$$n = (n_0 + n_2 + n_3 + n_4) \cdot m_5 \cdot m_6 \quad (2).$$

Stanovení koeficientu  $m_6$  je již složitější a lze je rozdělit do tří kroků:

1) stanovení, zda je splněna alespoň jedna ze dvou podmínek:

- podmínka 1 (horské a podhorské toky):  $\frac{B}{R} \geq 40; \frac{R}{d_{90}} \leq 0,55$ ,
- podmínka 2 (střední a nížinné toky):  $\frac{B}{Q} \geq 1; i_H \geq 0,0065$ ,

2) výpočet vlivu čtyř faktorů podle rovnice

$$f_i = 1 - \frac{MAX_i - F_i}{MAX_i - MIN_i} \quad (3),$$

kde pro:

- faktor  $f_1$ :  $F_1 = \frac{B}{R}$ ;  $MIN_1 = 60$ ;  $MAX_1 = 300$ ,
- faktor  $f_2$ :  $F_2 = \frac{R}{d_{90}}$ ;  $MIN_2 = 0$ ;  $MAX_2 = 0,35$ ,
- faktor  $f_3$ :  $F_3 = \frac{B}{Q}$ ;  $MIN_3 = 5$ ;  $MAX_3 = 100$ ,
- faktor  $f_4$ :  $F_4 = i_H$ ;  $MIN_4 = 2$ ;  $MAX_4 = 9$ ,

3) stanovení průměrného vlivu čtyř faktorů a stanovení  $m_6$  podle rovnice

$$m_6 = 1 + \overline{f_i} \quad (4).$$

Hodnoty mezi podmínky 1, podmínky 2,  $MIN_i$  a  $MAX_i$  vzešly z kalibrace malého počtu měření, a proto by bylo vhodné provést verifikaci Rozšířené Cowanovy metody na větším množství dat. V případě vegetace a materiálu by bylo možné stanovit, jaká procentuální část omočeného obvodu jim přísluší, a při výběru koeficientů pak použít váženého průměru. Tento předpoklad by se musel ověřit na základě dostatečného množství naměřených dat.

### 3 Empirické rovnice

Empirické rovnice (pro výpočet  $C$ ,  $v$ ,  $n$ ,  $\lambda$ ) vznikly na základě měření v laboratorních nebo ve vodních tocích. Mnohé z rovnic prošly historickým vývojem a byly zpřesněny nebo se naopak přestaly zcela používat. Často bývá u rovnic uvedena oblast použití, tedy rozmezí hodnot vstupních parametrů nebo slovní popisy (horské toky, šterkové dno, bez pohybu splavenin, široké koryto apod.). Podmínky použití empirické rovnice by se měly respektovat, protože vycházejí z měření, podle kterých byla rovnice odvozena a kalibrována. Použitím rovnice pro vstupní parametry, které nejsou v doporučených mezích, nelze zaručit dostatečně přesné výsledky výpočtu součinitele drsnosti. V současnosti lze využít genetické programování, které umožňuje do empirické rovnice zakomponovat větší množství vazeb a detailů.

Cílem výzkumu bylo pochopit faktory ovlivňující odpor proudění a navrhnout Metodiku ke stanovení co nejpravděpodobnější hodnoty Manningova součinitele drsnosti koryta konkrétního úseku toku na základě měřitelných parametrů a různých empirických rovnic. Obdobný přístup k řešení problematiky nebyl nalezen, a proto se jedná o inovativní přístup, který lze v praxi uplatnit při hydrotechnických výpočtech proudění v tocích (stanovení rozsahu záplavových území, návrh protipovodňových opatření, revitalizace vodních toků atd.).

#### 3.1 Vyjádření drsnosti

V hydraulice otevřených koryt se lze setkat s různými způsoby vyjádření drsnosti, které jsou odvozeny na základě různých principů. Jedná se o součinitel ztrát třením  $\lambda$  [-], který vychází ze ztrát způsobených turbulencemi (Kunštátský, 1968), o absolutní drsnost  $k$  [m], která u technických materiálů vyjadřuje výšku výstupků (Kunštátský, 1968), o Stricklerovu hydraulickou drsnost  $k_s$  [m], která vychází z křivky zrnitosti materiálu (Hey, 1982), o Nikuradseho hydraulickou drsnost  $k_N$  [m], která vychází z laboratorních měření s pískovým dnem, o rychlostní součinitel  $C$  [ $m^{1/2} \cdot s^{-1}$ ] (Chow, 1959), který se používá k vyjádření míry odporu, a o Manningův součinitel drsnosti  $n$  [-], který se používá k vyjádření veškerých odporů v korytě (Chow, 1959). Výše uvedená vyjádření lze převést na Manningův součinitel drsnosti rovnicí (Macura, 1990)

$$\frac{\sqrt{8}}{\sqrt{\lambda}} = \frac{v}{v_*} = \frac{C}{\sqrt{g}} = \frac{R^{1/6}}{n \cdot \sqrt{g}} \quad (5).$$

V empirických rovnicích, které obsahují parametr  $k$  nebo  $k_s$ , je zaveden předpoklad

$$k = k_s = m \cdot d_x \quad (6),$$

kde  $m$  je koeficient stanovený různými autory podle příslušné velikosti kvantilu zrna  $d_x$  [m] křivky zrnitosti.

#### 3.2 Analýza empirických rovnic

V odborné literatuře se lze setkat se stovkami empirických rovnic různých autorů, které se liší vstupními parametry a způsobem vyjádření drsnosti. Proběhlo totiž velké množství původních a následných ověřovacích a rozšiřovacích výzkumů, které většinou pouze upravily koeficienty a exponenty použité v původních empirických rovnicích. Použitím více empirických rovnic při výpočtu součinitele drsnosti se může předejít chybě, ke které by došlo při použití jediné rovnice, která může být např. nevhodná pro řešení typ koryta.

Bylo shromážděno přes 300 empirických rovnic pro stanovení součinitele drsnosti. Byly vyřazeny rovnice, u kterých nejsou známy vstupní parametry nebo které jsou duplicitní. Do výběru nejlepších rovnic Metodikou vstupovalo 275 rovnic, z toho 44 rovnic obsahovalo parametr  $k$  nebo  $k_s$ , pro které bylo použito až 21 koeficientů  $m$ . Celkem je tedy v Metodice použito 1 137 stavů empirických rovnic. Většinu rovnic lze zařadit k některému z 15 typů nejčastěji se vyskytujících empirických rovnic, které se liší pouze zvolenými koeficienty, exponenty nebo kvantily zrnitostní křivky. Příslušnost rovnice k některému typu může v případě špatného opsání rovnice pomoci k odhalení chyby ve formátu rovnice. Parametry empirických rovnic byly sjednoceny. Občas dochází k zaokrouhlování a úpravám exponentů a koeficientů (např. 0,179 se zaokrouhlí na 0,18 nebo zlomek 2/3 se převede na číslo 0,667, které se zaokrouhlí na 0,7). Podélný sklon dna přirozeného koryta je značně proměnlivý a může být místy i záporný. Proto byl do rovnic dosazován podélný sklon hladiny.

#### 3.3 Vstupní data

Pro potřeby následných analýz bylo provedeno 139 vlastních měření na 27 moravských (okolí Brna a Frýdku-Místku) úsecích vodních toků. Pro dlouhodobě sledované lokality vodních toků byly vybírány takové úseky toků, které se nacházejí poblíž limnigrafů ČHMÚ (dodání průtoků) a které nejsou výrazně ovlivněny překážkami a spádovými stupni. V každé lokalitě proběhlo zaměření čtyř příčných profilů. Zaměřením a následnou nivelací hladin jsou zachyceny podprůměrné, běžné a zvýšené vodní stavy. Ze srovnání hodnot průměrných hloubek  $h$  a hydraulických poloměrů  $R$  vyplývá, že ve většině případů lze hodnoty považovat za ekvivalentní.

Srovnání výstížitosti stanovení zrnitostních křivek síťovým rozbozem, Wolmanovou metodou (Wolman, 1954) a subjektivním odhadem bylo obsahem příspěvku (Smelík, 2012). V případě materiálu, kde maximální frakcí je šterk, se doporučuje provést síťový rozbor z 5 až 20 kg odebraného vzorku. V případě hrubozrnitého materiálu je vhodnější použít Wolmanovu metodu, pro kterou postačí změřit střední rozměr 50 až 100 náhodně odebraných zrn (30 zrn pro orientační účely). Pro běžné výpočty postačuje provést subjektivní odhad, kde se stanoví procentuální zastoupení jednotlivých frakcí materiálu (jíl, písek, šterk, kameny, valouny, balvany) a kde se u nejnižších frakcí doporučuje procentuální zastoupení výrazně snížit a u vyšších frakcí mírně zvýšit.

Databáze vlastních měření byla doplněna 1 685 externími měřeními, u kterých byla provedena korekce dat, popř. nebyly z důvodu nejasností vůbec použity. Pro následné analýzy byla použita jen měření, u kterých je součinitel drsnosti v rozmezí od 0,015 do 0,300, protože hodnoty mimo toto rozmezí lze považovat za nestandardní.

Z prvotních analýz, které se zabývaly kvalitou výpočtu součinitele drsnosti empirickými rovnicemi, vyplynulo, že ani nejlepší empirické rovnice nejsou univerzální. Předpokládá se, že některé rovnice jsou vhodné jen pro specifický typ koryta (velikost, podélný sklon, zrnitost) a některé rovnice jsou vhodné pro více typů vodních toků – jsou univerzálnější. Pro posouzení univerzálnosti bylo zavedeno devět kategorií vstupních parametrů a v každé z kategorií stanoveny tři podkategorie (malá, střední a velká hodnota parametru), např. „malá šířka koryta toku“ (resp. malé koryto toku), „velký podélný sklon hladiny v korytě toku“ atd. Rozmezí podkategorií, která jsou uvedena v *tabulce 1*, byla volena subjektivně s ohledem na rovnoměrnost (potřeby statistiky), výstížitost a zapamatovatelnost. Celkem bylo použito 27 podkategorií (9 x 3) a pro každou z těchto podkategorií byly zvlášť počítány statistické veličiny (MED, VSO atd.), viz kapitolu 3.5.

**Tabulka 1.** Rozmezí kategorií parametrů koryt  
**Table 1.** Categories range of channel parameters

Podkategorie	$B$ [m]	$R$ [m]	$i_H$ [-]	$v$ [ $m \cdot s^{-1}$ ]	$Q$ [ $m^3 \cdot s^{-1}$ ]	$d_{50}$ [mm]	$d_{84}$ [mm]	$R/d_{50}$ [-]	$R/d_{84}$ [-]
Malá	< 5	< 0,25	< 0,001	< 0,5	< 1	< 20	< 50	< 5	< 2
Střední	5–20	0,25–0,75	0,001–0,005	0,5–2,0	1–20	20–100	50–200	5–20	2–10
Velká	> 20	> 0,75	> 0,005	> 2,0	> 20	> 100	> 200	> 20	> 10

Pozn.:  $B$  je šířka koryta v hladině,  $R$  je hydraulický poloměr,  $i_H$  je podélný sklon hladiny koryta,  $v$  je průřezová rychlost,  $Q$  je průtok,  $d_{50}$  a  $d_{84}$  je velikost 50% a 84% kvantilu zrna křivky zrnitosti materiálu dna

### 3.4 Stanovení součinitele drsnosti z měření

Stanovení Manningova součinitele drsnosti z vlastních měření bylo provedeno 1D modelem řešeným v programu HEC-RAS. Po zadání příčných profilů, průtoků  $Q$  a známé hladiny v dolním profilu byl jako jediný neznámý parametr volen součinitel drsnosti  $n$ . Charakteristický (reprezentativní) úsekový Manningův součinitel drsnosti pro dané měření a lokalitu je takový, u kterého je hodnota odchylek naměřených a vypočtených hladin stanovených metodou nejmenších čtverců (MNČ) nejmenší. Teoreticky lze stanovit i profilovou drsnost (mezi dvěma příčnými profily) (Macura, 1990), ale hodnoty součinitelů drsnosti mezi jednotlivými profily by pak mohly mít značný rozptyl. V případě, že ve třech ze čtyř příčných profilů jsou odchylky minimální a jen v jednom profilu jsou výrazné, dochází k zásadnímu ovlivnění kalibrovaného součinitele drsnosti. Tento stav je způsoben užitím druhé mocniny v MNČ, čímž vzniká chyba, kterou lze eliminovat manuální kontrolou velikostí jednotlivých odchylek nebo odstraněním problémového příčného profilu.

Zásadní vliv na stanovení součinitele drsnosti z měření má použití nebo nepoužití interpolovaných meziprofilů, které se vkládají pro plynulejší průběh vypočtených vodních hladin. U členitých příčných profilů může automatická interpolace v programu HEC-RAS uměle vytvořit neexistující překážku, která zásadně omezuje proudění a která se projeví v půdorysu žíženou šířkou hladiny a v podélném průběhu hladiny vznikem kritické hloubky. Proto je potřeba vytvořit interpolace kontrolovat.

### 3.5 Výběr nejlepších empirických rovnic

Vstupními parametry empirických rovnic, které vyjadřují drsnost materiálu, jsou hodnoty kvantilů zrnitostních křivek stanovených Wolmanovou metodou. V případě vlastních měření na sledovaných lokalitách byly stanoveny a použity průměrné hodnoty veličin ze čtyř příčných profilů. Vyhodnocení kvality rovnic je provedeno pro relativní rozdíly  $\Delta$ , z měření stanovených a empirickými rovnicemi vypočtených (pro  $0,015 \leq n \leq 0,300$ ) součinitelů drsnosti. Statistická analýza byla prováděna pro jednotlivé podkategorie a zdroje měřených dat (vlastní – S, externí – E1, všechna – V). Byly vypočítány mediány (MED) a výběrové směrodatné odchylky (VSO) ve všech podkategoriích a zdrojích. Výběr nejvhodnějších empirických rovnic má čtyři fáze a v následujícím textu jsou pouze stručně popsány.

V **1. fázi** bylo v každé podkategorii vybráno 30 nejkvalitnějších empirických rovnic (z celkových 1 137 stavů empirických rovnic, viz kapitolu 3.2). Empirická rovnice v dané podkategorii byla vybrána, byla-li splněna alespoň jedna z výběrových podmínek (1A, 2A, 2B, 3A, 3B):

**1A** -  $MED(S, E, V) \leq MED(x-tá); VSO(S, E, V) \leq VSO(x-tá)$ ,

**2A** -  $MED(E, V) \leq MED(x-tá); MED(S) \leq 0,6; VSO(E, V) \leq VSO(x-tá); VSO(S) \leq 0,6$ ,

**2B** -  $MED(S, V) \leq MED(x-tá); MED(E) \leq 0,6; VSO(S, V) \leq VSO(x-tá); VSO(E) \leq 0,6$ ,

**3A** -  $MED(E, V) \leq MED(x-tá); MED(S) \leq 0,6; VSO(E, V) \leq VSO(x-tá)$ ,

**3B** -  $MED(S, V) \leq MED(x-tá); MED(E) \leq 0,6; VSO(S, V) \leq VSO(x-tá)$ .

V každé podkategorii byla volena (postupně zvyšována) jedna společná tzv.  $x-tá$  nejmenší hodnota MED a VSO (hodnoty MED a VSO seřazeny od nejmenších) jednotlivých zdrojů (S, E1, V), což vedlo k postupnému navýšování počtu vybraných nejlepších empirických rovnic v každé podkategorii až na cílových 30.

Ve **2. fázi** se pro eliminaci vlivu náhody (malé množství měření) provedlo vyřazení empirických rovnic, které se vyskytovaly pouze v jedné podkategorii.

Ve **3. fázi** bylo provedeno stanovení pořadí 275 nejlepších empirických rovnic (viz kapitolu 3.2) na základě výpočtu jejich mediánu z hodnot MED jednotlivých podkategorií a jejich mediánu z hodnot VSO jednotlivých podkategorií a seřazení takto vypočtených hodnot od nejmenších po největší.

Ve **4. fázi** se vypočítalo na základě vstupních dat z konkrétních měření deset součinitelů drsnosti pomocí deseti nejlepších empirických rovnic vybraných podle MED a deset nejlepších empirických rovnic vybraných podle VSO ve 3. fázi. Následně se stanovily součinitele drsnosti jako průměr (prům), medián (med) nebo maximální (max) hodnota z uvedených deseti hodnot. Srovnávalo se tedy šest variant (MED<sub>prům</sub>, MED<sub>med</sub>, MED<sub>max</sub>, VSO<sub>prům</sub>, VSO<sub>med</sub>, VSO<sub>max</sub>). Nejlépe vycházel způsob VSO<sub>max</sub>. Při kontrole výsledků VSO<sub>max</sub> s naměřenými hodnotami

mi součinitelů drsnosti bylo ale zjištěno, že v některých případech je vypočtený součinitel drsnosti výrazně vyšší než v případě ostatních způsobů. To může být způsobeno faktem, že empirické rovnice (obdobně jako tabulky součinitelů drsnosti) u neprovodných vodních stavů předpovídají menší hodnotu součinitele drsnosti vzhledem ke skutečnosti. Proto byla zvolena kombinace dvou nebo tří variant, kdy nejlépe vychází průměr z MED<sub>prům</sub> a VSO<sub>max</sub>.

## 4 Závěr

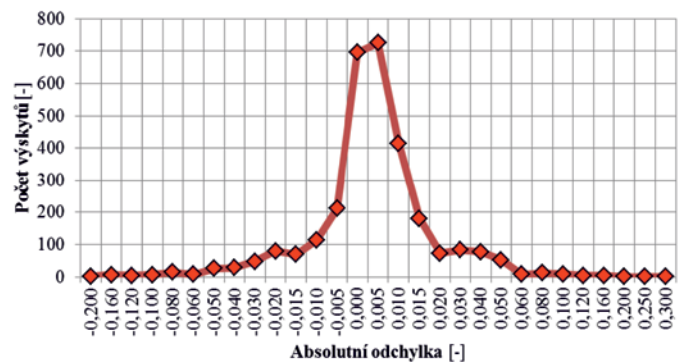
Navržená Metodika doporučuje stanovit hodnotu 1D Manningova součinitele drsnosti koryta pomocí empirických rovnic jako průměr z:

- průměru prvních deseti (pořadí stanovené podle MED) vypočítaných hodnot drsnosti,
- maxima z prvních deseti (pořadí stanovené podle VSO) vypočítaných hodnot drsnosti.

Na obr. 1 je znázorněno rozložení absolutních odchylek z měření stanovených a Metodikou vypočítaných součinitelů drsnosti všech dostupných dat. Lze si všimnout, že 73 % případů má odchylky menší než  $\pm 0,010$ , 95 % menší než  $\pm 0,040$  a 99 % menší než  $\pm 0,080$ .

Srovnávané přístupy (empirické rovnice podle Metodiky, Rozšířená Cowanova metoda, Cowanova metoda a tabulky) jsou v tabulce 2 seřazeny podle kvality (medián a průměr relativních odchylek) stanovení součinitele drsnosti koryta. Srovnání proběhlo na vlastních naměřených datech. Přestože se empirickými rovnicemi stanovuje pouze drsnost dna, v případě vlastních dat bylo tohoto přístupu použito pro stanovení součinitele drsnosti koryta, protože ovlivnění vegetací na svazích bylo zanedbatelné. Lze konstatovat, že kvalita stanovení součinitele drsnosti empirickými rovnicemi podle Metodiky a Rozšířenou Cowanovou metodou je výrazně lepší než v případě ostatních přístupů. Lze také konstatovat, že stanovení součinitele drsnosti empirickými rovnicemi podle Metodiky potlačuje nedostatky Rozšířené Cowanovy metody a Rozšířená Cowanova metoda naopak zahrnuje větší množství faktorů ovlivňujících drsnost. Průměrováním hodnot součinitelů drsnosti těchto dvou přístupů (neovlivňují-li svahy výrazně celkovou drsnost) lze snížit riziko nesprávného stanovení součinitele drsnosti. Metodiku bude vhodné ověřit na větším množství kvalitních verifikačních dat.

Univerzální rovnice, kterou by bylo možné spolehlivě používat u většiny koryt toků, bohužel nebyla nalezena ani vytvořena. Obecně



**Obr. 1.** Rozložení absolutních odchylek součinitelů drsnosti  
**Fig. 1.** Distribution of the absolute deviations of Manning's roughness coefficients

**Tabulka 2.** Srovnání kvality zkoumaných přístupů stanovení součinitele drsnosti

**Table 2.** Comparison of quality of different methods of Manning's roughness coefficient determination

Přístup	Empirické rovnice	Rozšířená Cowanova metoda	Cowanova metoda	Tabulky
Medián odchylek [-]	0,11	0,19	0,31	0,42
Průměr odchylek [-]	0,16	0,26	0,42	0,92

Ize konstatovat, že nejlepší shodu vypočtených a z měření stanovených součinitelů drsnosti dávají empirické rovnice ve tvaru

$$v = C \cdot i_H^{c_1} \cdot R^{c_2} \quad (7),$$

kde  $c_1$  a  $c_2$  jsou empirické konstanty, a mezi které patří i Chézyho rovnice. Je ale potřeba poznamenat, že Chézyho rovnice je zakomponovaná v Metodě po úsecích (nerovnoměrné proudění), kterou byly na základě vstupních parametrů ( $v$ ,  $R$ ,  $i_H$ ) stanoveny součinitele drsnosti z měření. Stejně vstupní parametry pak sloužily k výpočtu součinitele drsnosti rovnicí (7) pro rovnoměrné proudění. Další nevýhodou je, že v praxi nelze předpokládat znalost rychlosti jako vstupu pro rovnici (7).

Stanovit součinitel drsnosti zcela přesně tedy není v současnosti možné. Ze zkušeností také vyplývá, že množství nejistot ovlivňujících drsnost je velké. U hrubozrnných toků (cca  $n > 0,060$ ) je dostačující uvádět hodnotu součinitele drsnosti na dvě desetinná místa (např. 0,07; 0,08) a u jemnozrnných toků na tři desetinná místa s krokem 0,005 (např. 0,030; 0,035; 0,040). Z analýz provedených při výběru nejlepších empirických rovnic, které obsahují parametr  $k_s$  nebo  $k$  a které se počítají podle rovnice (6), lze pro zjednodušení uvažovat univerzální hodnotu  $m = 3$  pro všechny kvantily  $d_x$ .

Pro usnadnění výpočtu součinitele drsnosti podle Metodiky byl vytvořen **automatický výpočet v MS Excelu**, jehož aktualizovaná verze bude po obhájení disertační práce umístěna na (Smelík, 2013). Výpočtový program slouží ke stanovení součinitele drsnosti koryta empirickými rovnicemi podle Metodiky, Rozšířenou Cowanovou metodou, tabulkami a fotografickým katalogem, podle součinitele drsnosti dnových útvarů – dun, součinitele drsnosti trávni a stromové vegetace a stability dna pomocí Shieldsova kritéria.

## Literatura

- Chow, V.T. (1959) *Open channel hydraulics*. New York: Mc. Graw Hill, 1959.
- Cowan, W.L. (1956) Estimating hydraulic roughness coefficients. *Agricultural Engineering*.
- Hey, R.D., Bathurst, J.C., and Thorne, C.R. (1982) *Gravel-bed rivers. Fluvial processes, engineering and management*. Chichester: John Wiley.
- Kunštátský, J., Boor, B. a Patočka, C. (1968) *Hydraulika pro vodohospodářské stavby*. Praha: SNTL.
- Macura, V. a Szolgay, J. (1990) *Úpravy tokov*. Bratislava: Edičné stredisko SVŠT, 1990.
- Smelík, L. (2012) *Porovnání způsobů stanovení zrnitostních křivek materiálu dna*. Sborník z konference Vodní toky 2012, Hradec Králové.

## ODHAD ČASU VNOSU

Jiří Šajer

### Klíčová slova

transportně disperzní rovnice – havarijní únik – matematické modelování – jakost vody

### Souhrn

**Metoda popsaná v tomto článku předpokládá okamžitý vnos konzervativní znečišťující látky a umožňuje odhadnout čas vnosu. Pro vývoj a ověření metody byla použita data ze stopovacích pokusů na řece Svitavě. Článek je speciálně zaměřen na odhadování postupové doby mezi zdrojem znečištění a měřicím profilem vycházející z analýzy záznamu průnikové křivky a průtokové rychlosti. Popsaná metoda by mohla pomoci nalézt zdroj havárie, která byla zaznamenána v měřicí stanici.**

### Úvod

V přirozených tocích se často vyskytují oblasti s pomalým prouděním (tzv. mrtvé zóny), které způsobují prodloužení sestupné části křivky znázorňující chronologický průběh koncentrací v monitorovacím profilu, a tím porušují Fickův zákon. Bylo to ověřeno řadou experimentů, při kterých byla do toků vypouštěna stopovací látka, a v monitorovacích profilech umístěných níže po toku byl prováděn kontinuální odběr vzorků vody. Chatwin (1971) vyvinul metodu

Smelík, L. (2013) <http://sites.google.com/site/vypocetdrsnosti>  
Wolman, M.G. (1954) A method of sampling coarse river-bed material. *Transaction, American Geophysical union*.

**Ing. Lukáš Smelík, Ing. Hana Uhmánová, CSc.**  
**Ústav vodních staveb, VUT v Brně**  
**lukas\_smelik@vuv.cz, uhmannova.h@fce.vutbr.cz**  
*Příspěvek prošel lektorským řízením.*

*Determination of recommended value of Manning's roughness coefficient (Smelík, L.; Uhmánová, H.)*

### Key words

*Manning's roughness coefficient – channel – Methodology – grain size curve – Extended Cowan's method – Wolman's method – sieving – subjective estimation – measuring, software HEC-RAS*

**Determination of immeasurable parameter, the Manning roughness coefficient, is a complex problem of open channel hydraulics for more than 250 years. Now, it doesn't exist a method for determining an exact value of 1D roughness coefficient for computation water levels in watercourses. This paper is focused on determination of Manning's roughness coefficient by empirical equations and modified Cowan's method. Empirical equations were sought, which are suitable for wide spectrum of water stages, types of bed material, channel shapes and channel dimensions. Selected equations were sorted by quality by the best values of medians and standard deviations of measured and computed values of roughness coefficients. It was made 139 own measurements in 27 locations in watercourses near Brno and Frýdek-Místek. Original Cowan's method was extended to new types of surface, a new parameter "water stage" and recalibrated on the base of own measured data sets. Determination of recommended value of Manning's roughness coefficient by own Methodology is an innovative approach. This approach helps to find better values of roughness coefficient with automatic computation in MS Excel. This solution gives better results of roughness coefficients than others methods (tables, photographic catalogs).**

stanovení koeficientu podélné disperze úmyslně zaměřenou na problém chování, které se vymyká Fickovu zákonu. Po technické stránce platí sice Chatwinova metoda pouze pro okamžitý vnos látky do toku, ale poskytuje racionální přiblížení i pro pulzující a kontinuální vypouštění (Field, 2002).

Jobson (1997) se zaměřil na regresní analýzu velkého počtu stopovacích pokusů a vyšla mu přibližná lineární závislost mezi dobou od vnosu látky do toku po její příchod do měřicího profilu a dobou od vnosu po dosažení maximální koncentrace v měřicím profilu, kterou lze vyjádřit následující rovnicí:

$$t_b - t_0 = 0,89(t_p - t_0) \quad (1).$$

Z rovnice (1) vyplývá, že pro přibližný odhad času vnosu znečišťující látky do toku pouze na základě znalosti dat zaznamenaných v měřicí stanici umístěné pod místem vnosu by měla být postačující znalost vzestupné části průnikové křivky.

### Vstupy a použité modely

Pro podrobnější studium vzestupné části průnikové křivky byla použita data ze stopovacích pokusů, které byly uskutečněny v roce 2000 na řece Svitavě (Říha a Stara, 2002). Byla hledána co nejpřesnější matematická formulace, která by co nejlépe aproximovala měřené hodnoty nalézající se na vzestupné části průnikové křivky. Young et al. (1980) doporučili pro posuzování těsnosti mezi predikovanými a měřenými hodnotami vzorec pro výpočet koeficientu determinace. Pro naše potřeby byl jejich vzorec pro výpočet koeficientu determinace upraven následovně:

$$R_i^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n \left( \frac{C_i - C_{Mi}}{C_p - C_{Mp}} \right)^2}{\sum_{i=1}^n \left( \frac{C_i}{C_p} \right)^2} \quad (2).$$

Šíření konzervativní látky ve vodním toku po úplném smíšení ve vertikálním i příčném směru lze obecně popsat pomocí transportně disperzní rovnice:

$$\frac{\partial C(x,t)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial x^2} - U \frac{\partial C(x,t)}{\partial x} \quad (3).$$

Model č. 1 používá Laplaceovu transformaci transportně disperzní rovnice (3) tak, jak ji popisují Jandora a Daněček (2002).

Model č. 2 vychází z Fourierovy transformace transportně disperzní rovnice (3) a je popsán rovnicí (4):

$$\frac{C}{C_p} = \sqrt{\frac{t_p}{t}} \exp\left(\frac{-U_p^2(t_p-t)^2}{4Dt}\right) \quad (4).$$

Model č. 3 má pro všechny časy  $t$  menší než  $t_b$  hodnotu nula a pro časy v intervalu  $t_b$  až  $t_p$  pro něj platí rovnice (5):

$$\frac{C}{C_p} = 0,5 \left( 1 - \cos\left(\frac{(t-t_b)\pi}{t_p-t_b}\right) \right) \quad (5).$$

Výhodou modelu č. 3 je, že k jeho konstrukci plně postačují pouze hodnoty zjištěné v měřicím profilu. Nevýhodou je, že v něm chybí vazba na ostatní fyzikální veličiny. Tento model nám slouží především k tomu, abychom vyhledali takovou hodnotu  $t_p - t_b$ , pro kterou vychází mezi modelovými a měřenými hodnotami největší těsnost podle rovnice (2). Teoretická doba  $t_p - t_b$  určená pomocí modelu je zajímavá tím, že v polovině této doby dosahuje modelová koncentrace přesně polovinu maximální koncentrace v měřicím profilu.

Úpravou rovnice (4) získáme rovnici (6), kterou budeme nazývat model č. 4:

$$\frac{C}{C_p} = \sqrt{\frac{1}{\theta}} \exp\left(\frac{-Pe(1-\theta)^2}{4\theta}\right) \quad (6).$$

## Výsledky a diskuse

Nejdříve byla použita data z profilu PF1-červen.

Na obr. 1 jsou porovnány tři různé modely – modely č. 1, č. 2 ( $D = 3,78 \text{ m}^2/\text{s}$ ) a č. 3 – s hodnotami získanými měřením.

Model č. 1 se snaží co nejlépe aproximovat celou průnikovou křivku, tedy i včetně její sestupné části, která je prodloužena v důsledku vlivu oblastí s pomalým prouděním. Koeficient podélné disperze u modelu č. 1 vychází  $6,80 \text{ m}^2/\text{s}$ . Další modely (tj. modely č. 2 a č. 3) se omezují na co nejlepší aproximaci pouze u vzestupné části průnikové křivky. Pro model č. 2 byl určen koeficient podélné disperze  $3,78 \text{ m}^2/\text{s}$  pomocí Chatwinovy metody.

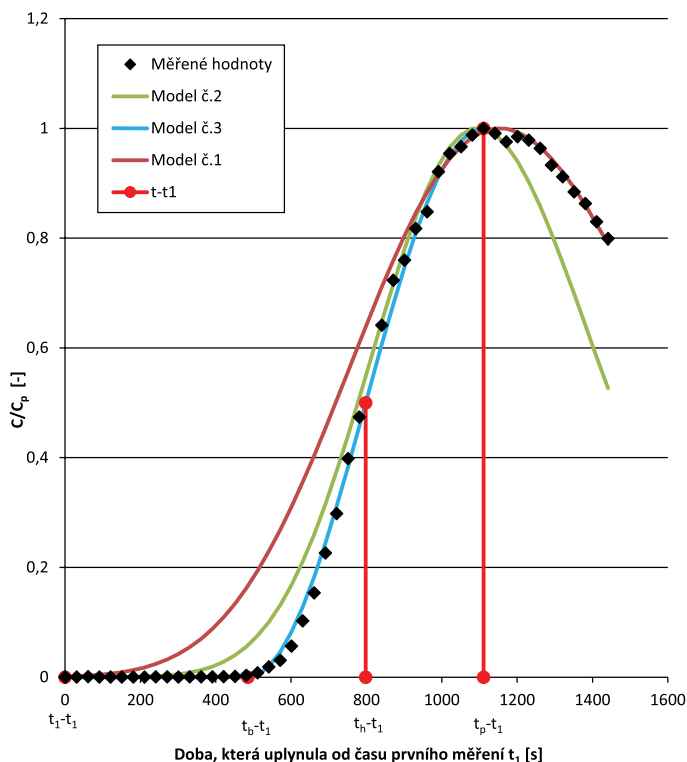
Z obr. 1 je patrné, že vzestupnou část průnikové křivky nejlépe aproximuje model č. 3. V tabulce 1 jsou uvedeny hodnoty  $t_p - t_b$ , při kterých byl zjištěn nejvyšší koeficient determinace, a to i pro zbyvající profily na řece Svitavě.

V profilu PF1-červen vychází hodnota  $t_h - t_0 = 2718 \text{ s}$ . Při vzdálenosti od místa vnosu  $1590 \text{ m}$  a průchodu maximální koncentrace měřicím

profiem za  $3031 \text{ s}$  po vnosu látky do toku vychází průměrná rychlost postupu maximální koncentrace  $0,525 \text{ m/s}$ . Při dosažení uvedených hodnot do modelu č. 2 vychází koeficient podélné disperze  $3,32 \text{ m}^2/\text{s}$ . Křivka daná modelem č. 2, která používá koeficient podélné disperze  $3,32 \text{ m}^2/\text{s}$ , je označena na obr. 2 jako model č. 2. Z tabulky 2 je patrné, že v úseku  $t_h$  až  $t_p$  má model č. 2 při použití koeficientu podélné disperze  $3,32 \text{ m}^2/\text{s}$  téměř stejný koeficient determinace vůči měřeným hodnotám jako model č. 3.

Těto vlastnosti je možno využít pro odhady místa a času vnosu pouze na základě znalosti údajů v měřicím profilu. Je možno si to ověřit na následujícím příkladu, pro který byly jako vstupní údaje použity hodnoty zjištěné v profilu PF2-červen. Použijeme-li na tato data model č. 3, pro který je postačující pouze znalost dat získaných v měřicím profilu, dostaneme jako výstup hodnotu  $t_p - t_h = 771 \text{ s}$  (viz tabulku 1).

Další řešení je patrné z tabulky 3, do které postupně dosazujeme různé hodnoty do tučně vyznačených buněk ve sloupcích  $Pe$  a  $t - t_0$  (vstupy pro model č. 4). Hodnoty ve sloupci model č. 3 považujeme pro výpočet koeficientu determinace podle rovnice (2) za měřené hodnoty. Pokud je původních měřených hodnot malý počet, není problém ve sloupci model č. 3 doplnit další hodnoty pomocí rovnice (5). Hledáme optimální hodnoty, při kterých koeficient determinace mezi sloupcem model č. 4 a model č. 3 dosahuje maximální hodnoty



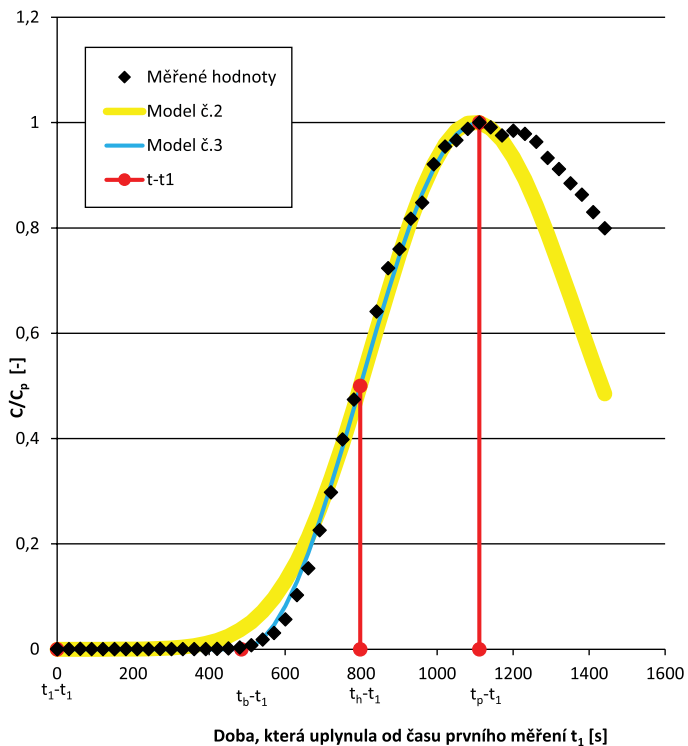
**Obr. 1.** Porovnání výsledků modelů č. 1, č. 2 ( $D = 3,78 \text{ m}^2/\text{s}$ ) a č. 3 v profilu PF1-červen

**Fig. 1.** Comparison of the results from the models no. 1, no. 2 ( $D = 3,78 \text{ m}^2/\text{s}$ ) and no. 3 at the profile PF1-June

**Tabulka 1.** Optimální řešení pro model č. 3 v jednotlivých profilech řeky Svitavy

**Table 1.** Optimal solutions of the model no. 3 for individual profiles of the Svitava River

Profil	x	$t_p - t_0$	$U_p$	$t_p - t_b$	$R_i^2$	$t_p - t_h$	$t_h - t_0$	$t_1 - t_0$	$t_h - t_1$
	[m]	[s]	[s]	[s]	[-]	[s]	[s]	[s]	[s]
PF1-červen 2000	1590	3031	0,524579	626	0,999055	313	2718	1920	798
PF2-červen 2000	4280	8682	0,492974	1542	0,999708	771	7911	6342	1569
PF1-září 2000	1590	4584	0,346859	1212	0,998113	606	3978	1704	2274
PF2-září 2000	4280	12892	0,331989	2441	0,999738	1220,5	11671,5	5782	5889,5
PF21-září 2000	5300	16698	0,317403	2678	0,998345	1339	15359	13728	1631



**Obr. 2.** Porovnání výsledků modelů č. 3 a č. 2 ( $D=3,32 \text{ m}^2/\text{s}$ ) v profilu PF1-červen

**Fig. 2.** Comparison of the results from the models no. 3 and no. 2 ( $D=3,32 \text{ m}^2/\text{s}$ ) at the profile PF1-June

**Tabulka 2.** Porovnání výsledků modelů č. 3 a č. 2 ( $D=3,32 \text{ m}^2/\text{s}$ ) v profilu PF1-červen

**Table 2.** Comparison of the results from the models no. 3 and no. 2 ( $D=3,32 \text{ m}^2/\text{s}$ ) at the profile PF1-June

$t - t_1$	Měřené hodnoty	Model č. 3	Model č. 2 ( $D=3,32 \text{ m}^2/\text{s}$ )
781	0,474 164 134	0,457 394 321	0,459 020 637
841	0,641 337 386	0,607 062 664	0,605 913 307
871	0,723 404 255	0,679 105 886	0,679 207 998
901	0,759 878 419	0,747 096 982	0,749 492 99
931	0,817 629 179	0,809 497 708	0,814 555 416
961	0,848 024 316	0,864 896 299	0,872 305 817
991	0,920 972 644	0,912 039 405	0,920 895 271
1 021	0,954 407 295	0,949 860 453	0,958 815 908
1 051	0,966 565 35	0,977 503 771	0,984 977 295
1 081	0,987 841 945	0,994 343 952	0,998 753 684
1 111	1	1	1
	$R_t^2=$	0,999 461 76	0,999 406 969

Poznámka:  $t_h - t_1 = 798 \text{ s}$ , tedy někde mezi měřenými hodnotami 781 s a 841 s

(viz tabulku 4). Hodnoty ve sloupcích  $t_p - t$  a model č. 3 jsou v tabulce 3 pevně dané, měníme pouze vstupní hodnoty  $Pe$  a  $t - t_0$  v tučně vyznačených buňkách a v ostatních buňkách tabulky se při tom v souvislosti se změnou vstupních hodnot automaticky provádí výpočet. V předložené tabulce 3 jsou už přímo nastaveny optimální hodnoty, při kterých dosahuje koeficient determinace nejvyšší hodnoty. První hodnota ve sloupci  $t_p - t$  odpovídá hodnotě  $t_p - t_h$  (viz tabulku 1). Poslední číslo ve sloupci  $t - t_0$  udává odhad doby mezi časem vnosu a časem maximální koncentrace v profilu PF2-červen ( $t_p - t_0 = 8 682 \text{ s}$ ). Na tomto specifickém příkladu je vidět, že se může při použití popsaného postupu podařit odhadnout čas vnosu přesně, je však nutno ještě ověřit na základě analýzy výsledků dalších tracerových pokusů, do jaké míry to platí obecně. Víme, že střední profilová rych-

**Tabulka 3.** Optimální řešení pro model č. 4 v profilu řeky Svitavy PF2-červen

**Table 3.** Optimal solution of the model no. 4 for the Svitava River at profile PF2-June.

$t_p - t$	Model č. 3	$t - t_h$	$t - t_0$	$\theta$	$Pe$	Model č. 4	$R_t^2$
771	0,5	0	<b>7 911</b>	0,911 196	<b>342</b>	0,499 83	0,999 977
750	0,521 386	21	7 932	0,913 614	342	0,520 379	
720	0,551 859	51	7 962	0,917 07	342	0,549 961	
690	0,582 139	81	7 992	0,920 525	342	0,579 692	
660	0,612 112	111	8 022	0,923 981	342	0,609 438	
630	0,641 666	141	8 052	0,927 436	342	0,639 057	
600	0,670 691	171	8 082	0,930 891	342	0,668 409	
570	0,699 079	201	8 112	0,934 347	342	0,697 345	
540	0,726 723	231	8 142	0,937 802	342	0,725 721	
510	0,753 52	261	8 172	0,941 258	342	0,753 389	
480	0,779 371	291	8 202	0,944 713	342	0,780 204	
450	0,804 179	321	8 232	0,948 169	342	0,806 026	
420	0,827 85	351	8 262	0,951 624	342	0,830 715	
390	0,850 297	381	8 292	0,955 079	342	0,854 14	
360	0,871 436	411	8 322	0,958 535	342	0,876 175	
330	0,891 188	441	8 352	0,961 99	342	0,896 703	
300	0,909 479	471	8 382	0,965 446	342	0,915 616	
270	0,926 24	501	8 412	0,968 901	342	0,932 815	
240	0,941 41	531	8 442	0,972 357	342	0,948 213	
210	0,954 931	561	8 472	0,975 812	342	0,961 732	
180	0,966 754	591	8 502	0,979 267	342	0,973 309	
150	0,976 833	621	8 532	0,982 723	342	0,982 892	
120	0,985 131	651	8 562	0,986 178	342	0,990 442	
90	0,991 618	681	8 592	0,989 634	342	0,995 934	
60	0,996 269	711	8 622	0,993 089	342	0,999 356	
30	0,999 066	741	8 652	0,996 545	342	1,000 707	
0	1	771	8 682	1	342	1	

**Tabulka 4.** Koeficient determinace v profilu PF2-červen

**Table 4.** The coefficient of determination at the profile PF2-June

	$t_h - t_0 = 7 910 \text{ s}$	$t_h - t_0 = 7 911 \text{ s}$	$t_h - t_0 = 7 912 \text{ s}$
$Pe = 341$	0,999 976 442	0,999 976 362	0,999 976 275
$Pe = 342$	0,999 976 994	<b>0,999 977</b>	0,999 976 999
$Pe = 343$	0,999 976 45	0,999 976 542	0,999 976 627

lost v profilu PF2-červen byla v době měření 0,5 m/s. Po vynásobení vypočtenou dobou postupu získáme vzdálenost 4 341 m od profilu PF2 směrem proti toku. Skutečná vzdálenost k místu vnosu byla 4 280 m, to znamená, že rychlost postupu maximální koncentrace byla o něco větší než střední profilová rychlost. Na hrubý odhad vzdálenosti to však nemá podstatný vliv. V případě, že neznáme skutečnou postupovou rychlost maximální koncentrace, pak nám pro hrubý odhad vzdálenosti postačí znalost střední profilové rychlosti.

### Závěr

Na základě dat ze stopovacích pokusů uskutečněných v roce 2000 na řece Svitavě byla vyvinuta metoda pro odhad času a místa vnosu pouze na základě údajů zjištěných v měřicím profilu. Metoda sestává ze dvou kroků. Během prvního kroku model č. 3 umožní co nejlépe aproximovat vzestupnou část průnikové křivky sestavené z měřených hodnot. Na základě toho je možno určit co nejpřesněji dobu mezi časy  $t_h$  a  $t_p$ . Druhý krok se omezuje výhradně na časový interval  $t_h$  až  $t_p$ , protože model č. 4 obvykle v předcházejícím časovém intervalu nevykazuje tak dobrou shodu s měřenými výsledky ani s hodnotami, které nabízí jako výstup model č. 3. Hledá se takové řešení, při kterém je koeficient determinace nejvyšší. Model č. 4 dává v tom případě jako výstup nejlepší odhad časového intervalu mezi vnosem látky do toku a časem dosažení její maximální koncentrace

v měřicím profilu ( $t_p - t_o$ ). Vynásobením předpokládanou rychlostí postupu maximální koncentrace  $U_p$  dostaneme odhad vzdálenosti místa vnosu od měřicího profilu. Metodu by bylo vhodné ještě ověřit na výsledcích z některých dalších stopovacích pokusů. Popsaná metoda by v budoucnu měla pomoci při hledání zdroje havarijního znečištění toku, je-li k dispozici pouze záznam v měřicí stanici. Předpokladem pro správný odhad je okamžitý vnos konzervativní znečišťující látky do toku. U některých vodních toků jsou na základě předchozích měření známy postupové doby maximální koncentrace při určitých průtocích. Pokud nejsou tyto údaje k dispozici, postačí pro hrubý odhad znalost střední profilové rychlosti v době měření koncentrací a odhadnutá vzdálenost pak vychází o něco větší než skutečná. Pokud by se jednalo o déle trvající vnos, nebo pokud by látka nebyla konzervativní, bylo by možno metodu použít pouze v některých specifických případech pro velmi hrubé odhady.

#### Poděkování

Tato práce vznikla díky podpoře projektu Vývoj nástrojů včasného varování a reakce v oblasti ochrany povrchových vod (Evidenční číslo projektu TA01020714, označení projektu NAVARO), pro který je poskytovatelem podpory Technologická agentura České republiky.

#### Literatura

- Field, M. (2002) The QTRACER2 program for Tracer Breakthrough Curve Analysis for Tracer Tests in Karstic Aquifers and Other hydrologic Systems. U.S. Environmental protection agency hypertext multimedia publication, dostupné z: <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=54930>
- Chatwin, P.C. (1971) On the interpretation of some longitudinal dispersion experiments. *J. Fluid Mech.*, 48(4), p. 689–702.
- Jandora, J. a Daněček, J. (2002) Příspěvek k použití analytických metod řešení transportně disperzní rovnice (Contribution to application of analytical methods solving advective-dispersion equation). *J. Hydrol. Hydromech.*, vol. 50, No. 2, p. 139–156.
- Jobson, H.E. (1997) Prediction of Traveltime and Longitudinal Dispersion in Rivers and Streams. *J. Hydraul. Eng.*, 123, p. 971–978.
- Říha, J. a Stara, V. (2002) Stopovací pokusy na řekách Svitavě a Svatce. Část I. Příprava, realizace a vyhodnocení stopovacích pokusů. (Tracing experiments at the Svitava and Svatka rivers. Part 1. Preparation, implementation and analysis of results of tracing experiments). *Vodní hospodářství*, č. 8, s. 227–230.
- Young, P.C., Jakeman, A.J., and McMurtrie, R. (1980) An instrumental variable method for model order identification. *Automatica*, 16, 281–294.

#### Použité symboly

$t$	čas [s]
$t_o$	čas vnosu znečištění do vodního toku nad měřicím profilem [s]
$t_1$	čas první měřené hodnoty v měřicím profilu [s]
$t_b$	teoretický čas příchodu znečištění do měřicího profilu [s]
$t_h$	teoretický čas prvního výskytu poloviční hodnoty nejvyšší koncentrace v měřicím profilu [s]
$t_p$	měřený čas výskytu nejvyšší koncentrace v měřicím profilu [s]

$t_b - t_o$	doba od vnosu po teoretický příchod znečištění do měřicího profilu [s]
$t_h - t_o$	doba od vnosu po první výskyt poloviční hodnoty nejvyšší koncentrace v měřicím profilu [s]
$t_p - t_o$	doba od vnosu po výskyt nejvyšší koncentrace v měřicím profilu [s]
$C_p$	nejvyšší dosažená koncentrace v měřicím profilu [kg/m <sup>3</sup> ]
$C_h$	poloviční hodnota nejvyšší dosažené koncentrace v měřicím profilu [kg/m <sup>3</sup> ]
$C$	koncentrace v čase $t$ [kg/m <sup>3</sup> ]
$C_{Mp}$	nejvyšší modelová koncentrace v měřicím profilu [kg/m <sup>3</sup> ]
$C_M$	modelová koncentrace v čase $t$ [kg/m <sup>3</sup> ]
$U$	průměrná rychlost (v článku uvažována konstantní) [m/s]
$U_p$	průměrná rychlost postupu nejvyšší koncentrace (v článku uvažována konstantní) [m/s]
$D$	koeficient podélné disperze (v článku uvažován konstantní) [m <sup>2</sup> /s]
$Pe$	Pecletovo číslo ( $Pe = U_p^2 t_p / D$ ) [-]
$\theta$	poměr $(t - t_o) : (t_p - t_o)$ [-]
$M(index)$	označení výstupní hodnoty modelu [-]
$x$	prostorová proměnná [m] (představuje vzdálenost mezi místem vnosu znečištění do vodního toku a měřicím profilem nacházejícím se níže ve směru toku – to znamená, že v této vzdálenosti je zahrnut i úsek, ve kterém ještě není dokončeno vertikální a příčné mísení.)

Ing. Jiří Šajer

VÚV TGM, v. v. i., pobočka Ostrava  
jiri\_sajer@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

*Estimation of the time of the spill (Šajer, J.)*

#### Key words

*advection-dispersion equation – accidental leakage – mathematical modelling – water quality*

**Method described in this paper assumes instantaneous spill of the conservative pollutant and allows estimate the time of the spill. Tracer experiment data of the Svitava River were used for developing and verification of this method. This article is specifically focused on estimating of the travel time between point source pollution and measuring profile based on the analysis of the record of breakthroughcurve and the record of flowrate. Described method could help us to find the source of accidental leakage, which is recorded at the sampling station.**

**se řídí několika legislativními předpisy, které spadají pod gesci Ministerstva životního prostředí a Ministerstva zemědělství. Článek se zabývá konkrétními způsoby využití kalu vzniklého při provozování zejména malých čistíren odpadních vod do 50 ekvivalentních obyvatel (EO).**

#### Úvod

Produktem čištění odpadních vod je vyčištěná odpadní voda a různé druhy odpadů. Mezi objemově nejvýznamnější patří čistírenské kaly. Prioritou čištění je čistit odpadní vody a do recipientu vypouštět vodu v požadované kvalitě, nicméně kalová koncovka je z hlediska ochrany životního prostředí a ekonomiky provozu neméně důležitou součástí ČOV. Příspěvek se snaží shrnout možnosti nakládání s kaly v rámci platné legislativy. Zaměřuje se i na problematiku využití či likvidace kalů z domovních čistíren odpadních vod (DČOV).

#### Kaly z ČOV

Kal z čistírny odpadních vod tvoří směs mikroorganismů a nežádoucích složek z čištěné odpadní vody. Jeho kvalita je přímo závislá

## MOŽNOSTI NAKLÁDÁNÍ S KALY Z ČISTÍREN ODPADNÍCH VOD A PŘÍSLUŠNÁ LEGISLATIVA

Martina Beránková, Věra Jelínková, Dagmar Vološinová

#### Klíčová slova

kal z ČOV – legislativa – nakládání s kaly – domovní ČOV

#### Souhrn

**Pod vlivem základního koncepčního dokumentu „Plán rozvoje vodovodů a kanalizací území ČR“, který plně respektuje požadavky všech předpisů souvisejících se směrnicí Rady 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod, se zvýšil počet čistíren odpadních vod (ČOV). Nedílnou součástí čištění odpadních vod je vznik čistírenských kalů. Problematika nakládání s kaly z ČOV**

na kvalitě čištěné odpadní vody. Kaly představují 1–2 % objemu čištěných vod, ale v tomto objemu je koncentrováno 50 až 80 % celkového znečištění přítékajícího na čistírnu odpadních vod. Provozní náklady kalového hospodářství mohou tvořit až polovinu z celkových provozních nákladů běžné komunální čistírny.

#### **Dělení kalů a terminologie použitá v příspěvku:**

Surový kal – směs primárního a přebytečného kalu [1].

Upravený kal (UK) – kal, který byl podroben biologické, chemické nebo tepelné úpravě, dlouhodobému skladování nebo jakémukoliv jinému vhodnému procesu tak, že se významně sníží obsah patogenních organismů v kalech, a tím zdravotní riziko spojené s jeho aplikací [2].

Stabilizovaný kal – kal podrobený stabilizačnímu procesu s cílem snížení biologického rozkladu [1]. Obsahuje méně než 50 % organických látek v sušině a nízkou koncentraci snadno rozložitelných látek. Stabilizace může být chemická a biologická (aerobní a anaerobní).

Hygienizovaný kal – stabilizovaný kal s obsahem biologických činitelů pod stanovenou hodnotou [3]. Základní metody hygienizace se dělí na chemické (přidavek vápna, minerálních kyselin), fyzikální (působení teploty, radiace, ultrazvuku apod.) a biotechnologické (souběžný proces stabilizace a hygienizace kalu).

Většina čistíren pracuje na mechanicko-biologickém principu čištění. Surový kal obsahuje okolo 70 % organických látek v sušině a vzhledem k možné přítomnosti patogenních mikroorganismů je podle zákona o odpadech klasifikován jako nebezpečný odpad. Z tohoto důvodu je ve většině případů již přímo na ČOV aplikována taková technologie úpravy a zpracování kalu, která přemění surový kal ve stabilizovaný [4].

Při využití kalů z ČOV (s výjimkou spalování) je nutné sledovat kvalitu kalu jak z hlediska vnosu cizorodých látek (těžké kovy, PCB, PAU, rezidua léčiv, látky z produktů používaných pro péči o lidské tělo), tak i kontaminace zárodky patogenních mikroorganismů. Zatímco obsah cizorodých látek je závislý na kvalitě čištěných odpadních vod, mikrobiologickou kontaminaci je nutné řešit stabilizací a hygienizací kalu.

Specifická produkce kalu u mechanicko-biologických čistíren se pohybuje mezi 20 a 50 g sušiny na obyvatele a den. Je-li střední koncentrace sušiny anaerobně stabilizovaného kalu 4 % (40 kg/m<sup>3</sup>), pohybuje se specifická objemová produkce kalu od 0,2 do 0,5 m<sup>3</sup> na obyvatele za rok. V malých čistírnách, navrhovaných na delší zdržení a částečnou aerobní stabilizaci kalu, je specifická produkce kalu nižší, spíše v dolní polovině uvedeného intervalu. Je tu ale také dosaženo nižších koncentrací nedokonale zahuštěného přebytečného kalu – zhruba kolem 2 % hmotnosti [5]. Obsah sušiny kalu se může různit podle použité technologie zpracování.

#### **Legislativa a kaly**

Kaly z čistíren odpadních vod jsou podle zákona o odpadech odpadem vznikajícím při čištění odpadních vod. Odpad je každá movitá věc, které se osoba zbavuje nebo má úmysl nebo povinnost se jí zbavit, a přísluší do některé ze skupin odpadů uvedených v příloze č. 1 zákona o odpadech.

Prvotní původce odpadů má podle zákona o odpadech při své činnosti nebo v rozsahu své působnosti povinnost předcházet vzniku odpadů, omezovat jejich množství a nebezpečné vlastnosti. Odpady, jejichž vzniku nelze zabránit, musí být využity, popř. odstraněny způsobem, který neohrožuje lidské zdraví a životní prostředí a který je v souladu se zákonem a zvláštními právními předpisy.

Z toho vyplývá, že provozovatel čistírny by ji měl provozovat i s ohledem na množství vznikajícího kalu. Původce odpadů je také povinen zajistit jejich přednostní využití.

Kaly z čistíren odpadních vod (obr. 1) a další biologicky rozložitelné odpady jsou pro účely zákona o odpadech vybranými odpady. Kalem se rozumí kal z čistíren odpadních vod zpracovávajících městské odpadní vody nebo odpadní vody z domácností a z jiných čistíren odpadních vod, které upravují odpadní vody stejného složení jako městské odpadní vody a odpadní vody z domácností, kal ze septiků a jiných podobných zařízení a kal z čistíren odpadních vod výše uvedených. Použitím kalu se rozumí podle § 32 zákona [2] zapracování kalu do půdy. Legislativa Ministerstva zemědělství a Ministerstva životního prostředí pracuje pouze s termínem „upravený kal“.



**Obr. 1.** Kal z ČOV  
**Fig. 1.** Sludge from WWTP

Základní právní předpisy ČR, které se týkají nakládání s kaly z čistíren odpadních vod, jsou:

- 1) zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů;
- 2) zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech);
- 3) vyhláška č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva;
- 4) vyhláška č. 377/2013 Sb., o skladování a způsobu používání hnojiv;
- 5) vyhláška č. 382/2001 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě.

#### **Možnosti nakládání s kaly**

Ve státech Evropské unie se přístup k nakládání s kaly různí. V některých státech je podporováno spalování, v jiných je většina kalu využívána v zemědělství, naopak v některých státech unie je toto využívání velmi omezeno. Skládování kalu se v poslední době striktně omezuje [6]. V České republice se cca 20 % vyprodukovaných kalů z ČOV aplikuje přímo na zemědělskou půdu a podle předloženého návrhu Plánu odpadového hospodářství se uvažuje o podpoře energetického využití kalů z ČOV.

Na velkých čistírnách se pro úpravu kalu vesměs využívá anaerobní stabilizace, při které vzniká využitelný bioplyn (v ČR využívají zpravidla ČOV nad 10 000 EO). U ČOV do 10 000 EO se dává přednost aerobní stabilizaci.

U čistíren pod 3 000 EO se již musí zvažovat samotná existence kalového hospodářství. Stabilizace může probíhat formou provzdušňované nebo míchané kalové nádrže. Značnou roli hrají možnosti, kterými daná lokalita disponuje (možnost společného kompostování, blízkost bioplynové stanice) [7].

U velikosti ČOV do 800 EO se vzhledem k malé produkci kalu obvykle počítá s jeho skladováním v provzdušňované nádrži, s jeho odvozem na větší ČOV, do bioplynové stanice, spalovny, nebo s použitím do kompostu či na zemědělskou půdu.

Snižováním objemu kalu dochází k úsporám při dalším nakládání s ním. Toho lze docílit prostřednictvím různých technologií na odvodnění kalu pomocí odstředivek, mobilních odstředivek, dehydrátorů, kalových polí, pytlových filtrů [7, 8]. Kal je také možné odvodnit pomocí mokřadních rostlin a kompostovat ho spolu s odumřelou mokřadní biomasou (odvodněný kal ukazuje obr. 2).

Stabilizovaný kal lze využít v zemědělství, předat jej k dalšímu zpracování do kompostárny, použít na terénní úpravy nebo při rekultivaci. Kal nesmí být ukládán na skládky komunálních odpadů (ukázka skládky kalů z ČOV je na obr. 3) [9].

#### **Využití kalu**

Pokud jakost kalů odpovídá stanoveným požadavkům, doporučuje se přednostně jejich využívání v zemědělství jako substrátu pro kompostování nebo k přímému hnojení zemědělské půdy v souladu s příslušnými právními předpisy a technickými normami [8].





**Obr. 2.** Odvodněný kal  
**Fig. 2.** Sludge after dewatering

V důsledku nedostatečného používání organických hnojiv v zemědělství dochází ke zvýšené degradaci půd. Nedostatek organických látek přispívá ke zhoršení fyzikálních a fyzikálně-chemických vlastností půd, a tím ke zvýšené náchylnosti k erozi. Organické složky, které lze do půdy díky použití čistírenských kalů dodat, zlepšují strukturu půdy, zvyšují využitelnost hnojiv a v neposlední řadě příznivě ovlivňují vodní režim půdy.

#### **Přímé využití kalu na zemědělské půdě**

Upravené kaly splňující kvalitativní požadavky příslušných legislativních předpisů [2, 10, 11, 12], jako jsou obsahy rizikových prvků a látek (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, AOX, PCB) a mikroorganismů (termotolerantní kolidiformní bakterie, enterokoky a *Salmonella* sp.), mohou být podle způsobu využití a kvality pozemku přímo aplikovány, pokud:

- a) původce vede evidenci o použití UK (příloha č. 2 vyhlášky [13]) a stanoví program pro použití UK;
- b) zemědělský podnikatel použije UK pouze po předání programu použití kalů, které si uschová sedm let od použití kalů, a vede si evidenci o UK.

Paragraf 33 odstavce 3 zákona [2] uvádí konkrétní pozemky, na které nelze UK použít. Například je to zemědělská půda, která je součástí chráněných území přírody a krajiny; lesní porostní půdy běžně využívané klasickou lesní pěstební činností; v pásmu ochrany vodních zdrojů; na trvalých travních porostech a travních porostech na orné půdě v průběhu vegetačního období až do poslední seče; v intenzivních plodících ovocných výsadbách; na pozemcích využívaných k pěstování polních zelenin v roce jejich pěstování a v roce předcházejícím; na plochách, které jsou využívány k rekreaci a sportu či veřejně přístupných prostranstvích, na půdách s hodnotou výměnné půdní reakce nižší než pH 5,6; na pícniny, kukuřici a cukrovou řepu, jejíž chrást se využívá pro krmení zvířat.

Vyhovující kaly v maximálním množství 5 tun sušiny na hektar v průběhu tří po sobě následujících let nebo 10 tun sušiny v průběhu pěti po sobě následujících let (v případě obsahu méně než poloviny limitního množství každé ze sledovaných rizikových látek a prvků) musí být po aplikaci do 48 hodin zapravené do půdy podle agrotechnických lhůt. Každá aplikace musí být podložena evidenčním listem využití kalů v zemědělství a 14 dnů před uskutečněním nahlášena Ústřednímu kontrolnímu a zkušebnímu ústavu zemědělskému (ÚKZÚZ). Dávka kalů (množství a doba užití) se řídí i potřebou rostlin na živiny s přihlédnutím k přístupným živinám a organické složce v půdě, jakož i ke stanovištním podmínkám.

#### **Kompostování kalu**

Kompost aplikovaný na zemědělskou půdu, který nepodléhá registraci ÚKZÚZ, musí splňovat požadavky stanovené zákonem o hnojivech a prováděcími předpisy. Jedná se zejména o maximální obsahy rizikových prvků podle přílohy č. 1 vyhlášky [11] Sb., o stanovení požadavků na hnojiva, v platném znění. Podle § 9 odst. 1 zákona



**Obr. 3.** Skládka kalů z ČOV  
**Fig. 3.** Disposal of sludges from WWTP

[12] nelze na zemědělskou půdu aplikovat kompost, jehož obsahy těžkých kovů by přesahovaly limity stanovené ve výše uvedené příloze vyhlášky. V průběhu celého procesu kompostování je nutné důsledně dodržovat požadavky i jiných právních předpisů, zejména ve vztahu k ochraně podzemních a povrchových vod, ochraně zdraví a pro omezení znečišťování okolního prostředí zápachem [14].

Pro kompostování kalů s očekávaným hygienizovaným výstupem (tzn. se sníženým obsahem patogenních mikroorganismů) podle technologie používané v kompostovacím zařízení musí být dodržena teplota 55 °C po dobu 21 dní. Po provedené homogenizaci kompostové zakládky je nutné zajistit minimální dobu celého kompostovacího procesu v délce 60 dnů s nejméně dvěma překopávkami.

#### **Nakládání s kaly z malých ČOV do 50 EO**

Pro vyráběné malé domovní ČOV do 50 ekvivalentních obyvatel (EO) je povinnost mít Prohlášení o shodě na základě zkoušky typu provedené podle ČSN EN 12566-3. Součástí je i zkouška účinnosti čištění, která trvá minimálně 38 týdnů. Zkoušení účinnosti čištění se provádí na nejmenším zástupci typové řady, většinou se jedná o čistírny pro 5 EO. Hlavním výstupem z této zkoušky je účinnost čištění, resp. koncentrace znečištění na odtoku, kterou výrobce uvádí na svém označení CE.

Při výběru domovní čistírny je třeba mít na paměti, že i DČOV produkuje kal, který je provozovatel povinen likvidovat. Surový nebo částečně stabilizovaný kal z DČOV tvoří směs kalu a vody. U ČOV pro 5 EO se ročně jedná o objem cca 2–3 m<sup>3</sup>. Množství produkovaného kalu je dáno nejen typem ČOV, ale také kvalitou přítékající odpadní vody. Už jen samotná konstrukce ČOV by mohla napovídat, zda bude v čistírně docházet k určité stabilizaci kalu a snižování jeho objemu, či nikoli. Některé ČOV např. nemají usazovací nádrž ani kalojem. KDČOV neexistuje povinnost vést provozní evidenci. Archivování dokladů o vyvážení kalu však může být výrazným argumentem v případných dohadech o funkčnosti DČOV [8].

Způsob, jakým lze s kalem nakládat, uvede úřad, který provoz domovní čistírny povoluje, popř. příslušný obecní úřad. V zásadě je možno problematiku kalů z domovních ČOV řešit následujícími způsoby [8]:

- a) vyvezení kalu ke zpracování na nejbližší ČOV s odpovídajícím kalovým hospodářstvím (je třeba najít soulad mezi intervalem ve vyvážení kalu a velikostí fekálního vozu tak, aby se tento provozní náklad minimalizoval);
- b) společné kompostování s domovním bioodpadem, pokud kal neobsahuje v nadlimitních koncentracích nebezpečné látky (např. těžké kovy – u DČOV se nepředpokládá) a je v čistírně stabilizován. Výhodné je kal odvodnit, a zvýšit tak podíl sušiny (vyčerpaný kal má sušinu cca 3 %);
- c) aplikace tekutého nebo odvodněného kalu přímo na zemědělskou půdu (na základě vyhovujících výsledků laboratorních a mikrobiologických testování).

V nabídce některých výrobců jsou i zařízení na jednoduché odvodnění kalu, což umožní snížit množství kalu ke kompostaci.

Pokud by se kal z čistíren do 50 EO likvidoval odvážením na nejbližší větší ČOV s kalovým hospodářstvím, je údaj o odkalování z ekonomického hlediska pro uživatele zajímavý. Například u domovních ČOV pro 5 EO, které nemají usazovací nádrž (kalojem) se zaústěním přebytečného kalu, není možné vyčerpat naráz velký objem kalu (cca 1000 l), aby systém nezkolaboval, a je vhodnější čerpat kal v menších objemech (cca 200 l) a častěji (např. 1x za 2 měsíce), což je ekonomicky nevýhodné.

V případě využití kalu na vlastním pozemku je uživatelsky nepraktické nárazově vyčerpat 200 l kalové směsi. Možností by bylo, kdyby bylo čerpání přebytečného kalu vyústěno vně ČOV a kal šlo pouhým otočením ventilu vypustit např. v objemu 20 l a použít ho na hnojení zahrady či jako jednu ze vstupních složek kompostové zakládky (obr. 4). U ČOV, které mají usazovací nádrž (UN), kde dochází k částečné stabilizaci kalu, je možné jednorázově vyčerpat fekálním vozem celý objem UN, ale možnost čerpání malého množství stabilizovaného kalu a jeho použití na vlastním pozemku zůstává.

V návodu k obsluze uvádějí výrobci často doporučení ke kompostování přebytečného kalu na zahradě. Je ale možné i pro ČOV např. pro 40 EO? Patrně by k tomu bylo zapotřebí velké plochy, kterou nemusí mít např. malé penziony k dispozici. Pokud by byl kal částečně odvodněn, situace s jeho použitím se znatelně zlepšuje. Při využívání kalů z DČOV pro domácí kompostování je nutné dodržet podmínky pro ochranu zdraví a životního prostředí.

Občan ve smyslu zákona [2] není původcem odpadu, a je tak povinen se řídit pokyny příslušného obecního úřadu. Pro nakládání s kalem (i v případě vlastního pozemku) je proto potřeba mít povolení minimálně obce, vodoprávního úřadu. Pokud se bude jednat např. o ČOV u penzionu, je původcem odpadu fyzická či právnická osoba oprávněná k podnikání, která odpad vyprodukovaný svou podnikatelskou činností musí předat oprávněné osobě (tzn. subjektu, který má souhlas k provozování zařízení, sběru, výkupu, odstranění odpadů od příslušného krajského úřadu podle § 14 odst. 1 zákona [2]) a vést průběžnou evidenci podle § 21 vyhlášky [15]. Při vyprodukování více než 100 kg nebezpečného a 100 tun ostatního odpadu musí původce podávat „Hlášení o produkci a nakládání s odpady“ (§ 39 odst. 2 zákona [2]).

Další možností, jak systematicky likvidovat kal od malých producentů, by mohla být povinnost obce zajistit možnost hospodárného vyvážení přebytečného kalu a nakládání s ním pro všechny DČOV jejího katastru [8].

V příspěvku [16] jsou uvedeny příklady nakládání s kalem z malých ČOV v horských oblastech v zahraničí. V jednom případě jsou odvodněné a slisované kaly po zahuštění pilinami kompostovány v jutových pytlích spolu s kuchyňským odpadem. V druhém případě se kal ze septiku jednou ročně vyprázdňuje, vysuší a pokud splňuje požadavky použití na půdu, rozhodí se po loukách jako hnojivo. Povrchová aplikace kalu však v ČR není možná.

Testováním kvality kalů z malých ČOV se zabývá článek [17]. Autoři testovali kal z domovních ČOV do 10 EO. Článek uvádí průměrné hodnoty živin a kovů v kalech z ČOV a srovnání s vyhláškou o aplikaci na zemědělskou půdu. Průměrný obsah živin ve vzorcích kalů z testovaných ČOV je možné sestupně seřadit podle množství obsahu v sušině následovně: N, Ca > P > Al > Fe, Mg > K > Na > Mn. Průměrný obsah kovů (rizikové prvky) v kalech z testovaných ČOV splnil požadavky na limitní hodnoty podle vyhlášky [10]. Množství mikroorganismů v kalech z DČOV limity této vyhlášky nespĺnilo. Obsah enterokoků byl 10<sup>4</sup> až 10<sup>7</sup>, fekálních koliformních bakterií 10<sup>5</sup> až 10<sup>7</sup> KTJ/g sušiny, někdy byl zjištěn i výskyt salmonely. Při takovém výskytu by byla nutnost hygienizace/stabilizace kalu před jeho aplikací na zemědělskou půdu.

Z dosavadních poznatků lze říci, že největším problémem při nakládání s kaly z DČOV je dodržení požadovaných mikrobiologických ukazatelů.

## Závěr

Způsob řešení nakládání s kaly je nedílnou součástí realizačních plánů čistíren odpadních vod všech velikostí. Při jeho výběru je po legislativně ekonomickém zohlednění dobré brát v úvahu i ekologický potenciál kalu. Je žádoucí hledět na kal z ČOV jako na zdroj živin,



**Obr. 4.** Odtah přebytečného kalu z domovní ČOV  
**Fig. 4.** Desludging of a domestic WWTP

náhradou neobnovitelných zdrojů, který by měl být vrácen do půdy ať přímo, či ve formě kompostů – půdních substrátů. To vše samozřejmě při dodržení všech zásad ochrany zdraví a životního prostředí.

## Literatura

- [1] ČSN EN 1085:2007 (75 0160) Čištění odpadních vod – Slovník.
- [2] Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů.
- [3] TNV 758090:2004 Hygienizace kalů v čistírnách odpadních vod.
- [4] Dohányos, M. Efektivní využití a likvidace čistírenských kalů. In: *Biom.cz* [online]. 2006-05-09 [cit. 2014-03-24]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/odborne-clanky/efektivni-vyuziti-a-likvidace-cistirenskych-kalu>>. ISSN 1801-2655.
- [5] Just, T., Fuchs, P. a Písařová, M. *Odpadní vody v malých obcích*. Praha: Ústav pro ekopolitiku, 2004, II. upravené vydání. ISBN 80-903244-5-2.
- [6] Šperkerová, M. a Hruška, B. Kalná budoucnost. *Euro*, 2010, roč. 49, č. 12, s. 35–37.
- [7] Foller, J., Jelínek, J. a Klimeš, P. Podmínky pro nakládání s kalem z ČOV v České republice. *Vodní hospodářství*, 2013, roč. 63, č. 9, s. 321–325. ISSN 1211-0760.
- [8] Ministerstvo životního prostředí ČR. Odbor ochrany vod. *Zneškodňování odpadních vod v obcích do 2 000 ekvivalentních obyvatel*. Metodická příručka. Praha: MŽP, 2009.
- [9] Groda, B., Vítěz, T., Machala, M., Foller, J., Surýnek, D. a Musil, J. *Čištění odpadních vod jako nástroj k ochraně životního prostředí v zemědělské praxi a na venkově*. Metodika Ministerstva zemědělství ČR. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 2007.
- [10] Vyhláška č. 382/2001 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě.
- [11] Vyhláška č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva.
- [12] Zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech).
- [13] Vyhláška č. 377/2013 Sb., o skladování a způsobu používání hnojiv.
- [14] Vyhláška č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady.
- [15] Vyhláška č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady.
- [16] Žáková, Z. a Žák, P. Výběr mokřadních rostlin pro malé přírodní čistírny odpadních vod v horských a podhorských oblastech. In: *ČOV pro objekty v horách*. Pec pod Sněžkou: Asociace pro vodu ČR, 19.–20. 5. 2011. 2011, s. 37–46.
- [17] Hudcová, H., Rozkošný, M., Vínklárová, D., Kříška, M., Plotěný, M. a Matuška, P. Kvalita kalů a odpadů z extenzivních a anaerobně-aerobních ČOV a jejich potenciální využití. In: Kříška M. a Hyánková E. (eds). *Přírodní způsoby čištění vod VII*, 14. 11. 2012. Brno: VUT v Brně, Fakulta stavební, 2012, s. 113–125. ISBN 978-80-214-4661-8.

## Key words

sludge from WWTP – legislation – sludge treatment – domestic WWTP

Under the influence of the basic conceptual document “Plan of development of water supply and sewerage system in the Czech Republic”, which fully complies with the requirements of regulations relating to Council Directive 91/271/EEC concerning urban waste-water treatment plants (WWTP), the number of waste-water treatment plants has increased. Integral part of the waste-water treatment is the formation of sludge. Issue of

sludge management from WWTP is governed by a number of legislative provisions which have been conducted under The Ministry of Environment and the Ministry of Agriculture. The article deals with the specific utilization methods of waste sludge resulting from the operation of mainly small sewage treatment plants up to 50 PE.

Ing. Martina Beránková, Ing. Věra Jelínková,  
Ing. Dagmar Vološinová  
VÚV TGM, v.v.i., Praha

[martina\\_berankova@vuv.cz](mailto:martina_berankova@vuv.cz), [vera\\_jelinkova@vuv.cz](mailto:vera_jelinkova@vuv.cz),  
[dagmar\\_volosinova@vuv.cz](mailto:dagmar_volosinova@vuv.cz)

*Příspěvek prošel lektorským řízením.*

## Výzkum v oblasti technologie vody

Výzkumná činnost v oboru technologie vody byla v ústavu zahájena až koncem druhé světové války – v roce 1944. Zpočátku byla zaměřena především na sledování jakosti pitných, povrchových i odpadních vod a na metodiku jejich rozboru. Současně se však již v této době ústav začal podílet na výzkumu v oblasti vodárenství a čištění odpadních vod.

V prvních letech existovala pouze jedna hydrochemická a hydrobiologická laboratoř ústavu, ze které se oddělil technologický výzkum, a vznikly tak dva samostatné odbory.

### Technologie úpravy vody (vodárenství)

Počátkem padesátých let se výzkum soustředil zvláště na zdravotně-vodohospodářské úkoly a problematiku úpravy vody. Výzkum byl ovšem v tomto období dosti roztržtý, přičemž se prolínaly úkoly týkající se úpravy vody s problematikou čištění odpadních vod. Jedním z prvních významných úkolů bylo ověření vhodného technologického postupu úpravy vody ze Želivky v Dolních Kralovicích (Ing. Anatol Javorský). Pozornost se zaměřila i na úpravu podzemních vod (odkyselování, odželezování a odmanganování) z lokalit Tlumačov, Černovír, Nebanice aj.

Koncem padesátých a začátkem šedesátých let se výzkum soustředil na konstrukci úpravárenských zařízení (rekonstrukce usazovací nádrže typu Hydrotreator na čičiř s vločkovým mrakem v úpravě vody Radošov – Dr. Ing. Josef Vymer, čičiř s vločkovým mrakem podle inženýrů otce a syna Erbenových v úpravě vody Karlovy Vary-Tuhnice, aerační zařízení typu Erbo – Ing. Vladimír Erben). V ústavu byla rovněž řešena problematika koroze stavebních hmot a byly hledány možnosti jejího omezení (Ing. Daniel Zubčenko). Současně byl prováděn i výzkum konstrukce nových typů splachovačů (Dr. Ing. Josef Vymer), které by přispěly k úsporám vody v domácnostech. Řada výzkumných prací se týkala problematiky vodovodních rozvodů (určování optimální hloubky ukládání vodovodního potrubí se zřetelem k zamrznání, mechanické a chemické čištění vodovodního potrubí apod. – Dr. Ing. Václav Štícha).

V první polovině šedesátých let byl výzkum zaměřen takřka výhradně na úpravárenskou problematiku. Vedle čiření, které z teoretického hlediska rozpracoval Ing. Jaroslav Souček, CSc., aerační, odželezování a odmanganování se pracovníci ústavu zabývali především mikrofiltrací, fluoridováním a ozonizací. Úprava vody mikrofiltrací (Ing. Atanas Curev, CSc.) byla po ověření realizována na celé řadě lokalit. Fluoridování pitných vod bylo zprvu pokusně zkoušeno v Brně a Táboře a později realizováno např. v Klatovech, Hodoníně, Pezinku, Zábřehu na Moravě, Žďáru nad Sázavou. O zavedení tohoto způsobu dodatečné úpravy vody se zasloužil především Dr. Ing. Zdeněk Novák, CSc., z brněnské pobočky ústavu.

Avšak systematický výzkum v oblasti úpravy vody byl zahájen na přelomu šedesátých a sedmdesátých let řešením státního úkolu Nové metody úpravy vody. V rámci tohoto úkolu byly sledovány možnosti intenzifikace koagulačních procesů použitím anionických flokulantů, odstraňování organických látek z vody sorpcí na aktivním uhlí a sorpčních pryskyřičích, magnetické úpravy vody a úpravy vody ozonizací. Výsledkem tohoto výzkumu byl návrh a posléze i realizace nového typu ozonizační stanice s aspiračním systémem a ověřování vhodnosti aplikace tohoto úpravárenského postupu v Nesměřicích (Ing. Vladimír Erben). Mimo rámec státního úkolu byla v ústavu řešena problematika omezení agresivity vody s malou solností, volby optimálního režimu

úpravy vody a výzkumu struktury a vlastností huminových látek ve vztahu k upravitelnosti vody (Ing. Ladislav Žáček, CSc.).

V druhé polovině sedmdesátých let navázalo řešení dalšího státního úkolu Výzkum nových vodárenských technologií úpravy znečištěných povrchových a podzemních vod, který byl zaměřen zejména na výzkum metod odstraňování závadných složek z vody (např. huminových látek, pesticidů, tenzidů, ropných látek, fosforu a dusíku). Rovněž byla studována problematika jednotlivých úpravárenských metod (flokulace, čiření ve vločkovém mraku, písková filtrace). Výzkum v oblasti ozonizace vody se specializoval zejména na posouzení možnosti inaktivace bakterií, spor, virů a řas. V rámci státního úkolu byly sledovány vlastnosti vodárenských kalů, řešena automatizace úpravárenského procesu (koagulační filtrace), předúprava vody ve vodárenských nádržích a využití biologických experimentálních metod (stanovení toxicity tenzidů a těžkých kovů – RNDr. Dragica Matulová, CSc.).

V první polovině osmdesátých let byl v ústavu řešen státní úkol Nové a modifikované technologie úpravy vody. Výzkumné práce se soustředily zejména na problematiku chlorovaných uhlovdíků a na možnosti eliminace těžkých kovů a radioaktivních látek z vody (Ing. Adolf Mansfeld, CSc., Ing. Eduard Hanslík, CSc.) a problematiku řas (prom. biol. Věra Moravcová, CSc.). Rozpracována byla též intenzifikace koagulačních procesů aplikací pomocných flokulantů (Ing. Josef Vostrčil, CSc.), pískové filtrace a ozonizace (Ing. Vladimír Motl, CSc.). Významná část tohoto úkolu byla věnována hodnocení provozů vybraných úpraven vod s návrhy na jejich intenzifikaci a modernizaci. Byla vyvinuta metoda spektroskopického hodnocení huminových látek z hlediska možnosti jejich separace z vody pomocí úpravárenských procesů (Ing. Jan Šorm, CSc., Ing. Ladislav Žáček, CSc.), současně byly vypracovány matematické programy hodnocení UV a IR spekter huminových látek na počítači (Ing. Josef Sobota, CSc.). V průběhu řešení úkolu byla vybudována technologická laboratoř se zařízením pro kontinuální modelování základních úpravárenských procesů.

Na tento výzkum navázal ve druhé polovině osmdesátých let státní úkol Optimalizace a intenzifikace procesů úpravy vody. Vedle aktuálních otázek úpravy vody, které byly řešeny v předcházejících státních úkolech (koagulační procesy, sorpce, dezinfekce vody ozónem), je zde věnována větší pozornost otázkám mikrobiologických a biologických metod úpravy vody.

V devadesátých letech byl výzkum technologií pozastaven rozhodnutím zřizovatele (MŽP ČR) a v roce 1994 byl odbor vodárenství sloučen s ostatními technologickými odbory, které se zabývaly problematikou tzv. „malé vody“ do jedné odborné sekce ústavu, kde měl být prováděn výzkum požadovaný MZe ČR. Záměr s financováním z jiných zdrojů nebyl úspěšný, a tak v roce 1996 přistoupilo vedení ústavu k rozsáhlé restrikci „technologické sekce“. Po těchto opatřeních byl kolektiv odborníků ústavu v oblasti vodárenství zcela minimalizován. Přesto, zásluhou Ing. Jany Hubáčkové, CSc., vodárenský aplikovaný výzkum dále pokračoval. Kromě normotvorné činnosti byla např. řešena problematika vlastností upravené vody, která je dlouhodobě skladována v předimenzovaných rozvodech a vodojemech – původně jen vliv na korozi trubních soustav (včetně návrhu a odzkoušení metodiky testů korozivních vlastností upravené vody), následně i vliv prodloužené doby dopravy a skladování upravené vody na její jakost.

Po roce 2005 až dosud jsou v této oblasti řešeny úkoly týkající se jednak ochrany kritické infrastruktury rozvodu pitné vody, jednak zásobování

95 let  
1919-2014

vodou z náhradních rozptýlených zdrojů (kolektiv pod vedením RNDr. Josefa Fuksy, CSc.), tyto projekty jsou řešeny pro Ministerstvo vnitra ČR.

### Technologie čištění odpadních vod

Začátkem padesátých let došlo k rozdělení problematiky v oblasti zdravotně-vodohospodářského výzkumu na dva základní směry. Na výzkum toků a nádrží a výzkum zneškodňování a využití odpadních vod a kalů. Avšak při řešení některých úkolů, jako např. výzkum čistoty vod v povodí Hronu, pracovníci obou výzkumných skupin i nadále spolupracovali a dokonce využívali pomoci dalších odborníků z Brna, Ostravy a Bratislavy. Výsledkem spolupráce bylo vyhodnocení jakosti a množství odpadních vod v celém povodí Hronu, jejich vlivu na čistotu řeky a posouzení únosnosti dalšího zatěžování toku budováním nových průmyslových závodů.

Značnou pomoc zdravotně-vodohospodářskému výzkumu přineslo vytvoření detašovaných pracovišť v Brně a Ostravě, která se zabývala řešením otázek zneškodňování odpadních vod z místních průmyslových závodů a báňských a hutních koksoven (pracoviště v Ostravě).

Rostoucí potřeba výstavby nových městských a průmyslových čistíren odpadních vod vedla k tomu, že se od zjišťování stavu přešlo k soustavnému výzkumu čistírenských procesů a nových technologických postupů. Prvním krokem bylo vybudování tzv. pokusných jednotek na detašovaném pracovišti v Praze-Bubenči, kde se prováděl dlouhodobý výzkum různých způsobů čištění městských odpadních vod. Pod vedením Ing. Františka Šímy, CSc., se řešila problematika biologických filtrů a aktivačních, dosazovacích i vyhnívacích nádrží; výsledkem byla doporučení k provozu těchto zařízení.

Téměř současně se v nově vybudovaných laboratořích na bubenečském pracovišti, v nichž se pracovalo s laboratorními modely a často s uměle připravenými odpadními vodami, začaly pod vedením Ing. Vladimíra Zahrádky, CSc., řešit otázky technologických procesů čištění průmyslových odpadních vod a problematika teorie a aplikace aktivačního procesu. Podobným způsobem řešil na modelovém zařízení kolektiv pod vedením RNDr. Jiřího Häuslera, CSc., otázky anaerobního čištění odpadních vod. Na velkých modelech ve spolupráci s pracovníky odboru hydrotechniky (Ing. Jiří Burdych) byly studovány aerační a separační procesy. Výsledky výzkumu byly pak rychle aplikovány v praxi na čistírnách odpadních vod.

V souvislosti se zvýšenými požadavky na účinnost čištění odpadních vod se řešená problematika rozšířila i na tzv. terciární čištění, tedy na výzkum vysoce účinných postupů pro dočišťování biologicky vyčištěných odpadních vod (např. koagulace, filtrace, adsorpce na granulovaném aktivním uhlí, kombinovaný chemicko-biologický postup pro eliminaci sloučenin fosforu apod.). Tento výzkum prováděl kolektiv pod vedením Ing. Miloše Effenbergera, CSc.

Výzkumné práce v technologických laboratořích a na pokusných zařízeních umožnily mj. komplexní zpracování teorie aktivačního procesu včetně kyslíkové bilance, shrnutí nových poznatků o biologické filtraci a hlubší pochopení anaerobních procesů. Byla též nalezena řada nových cest k řešení kalové problematiky (Ing. Miroslav Sedláček, CSc., a Milan Koubík). Výsledky těchto prací byly průběžně využívány v praxi při projektování celé řady nových čistíren odpadních vod nebo při intenzifikaci stávajících čistíren např. v Praze nebo v Brně-Modřicích.

V osmdesátých letech došlo, pod tlakem okamžitých a naléhavých potřeb vodního hospodářství, k útlumu tohoto typu práce ve prospěch

převážně rozvojových prací, aplikovaný výzkum přesto pokračoval. Kolektiv pracovníků, který se dlouhodobě zabýval touto problematikou, vedl po Ing. Vladimíru Zahrádkovi Ing. Petr Soukup a později Stanislav Janda. Problematicou malých domovních čistíren se zabývalo několik výzkumných týmů ústavu, v první řadě skupina pod vedením Ing. Miroslavy Písařové (v ústavu bylo vyvinuto několik typů malých ČOV – autoři Ing. Vladimír Zahrádka, CSc., Ing. Ivan Bidenko, CSc., Ing. Miroslava Písařová, Ing. Petr Fuchs, CSc.). Na několika středních čistírnách odpadních vod, ale i na poloprovozním modelu byly spolu s vývojem a ověřováním metody identifikace příslušných mikroorganismů zjišťovány parametry biologického odstraňování fosforu z odpadních vod (RNDr. Alena Sladká, CSc.). Při vývoji alternativního řešení aerace aktivačních nádrží, na kterém spolupracoval kolektiv bubenečského pracoviště s řešitelským týmem odboru hydrauliky ústavu pod vedením doc. Ing. Karla Haindla, DrSc., byla využita znalost zákonitostí dvofázového proudění v jeho základních formách (mechanismus směšování fází a nabírání plynné složky vodou) k vývoji provozního ejektoru jako zdroje vzduchu dodávaného do aktivační.

Začátkem devadesátých let byly na bubenečském pracovišti i v brněnské pobočce zahájeny výzkumy extenzivního čištění odpadních vod. Výzkum vegetačních ČOV byl v Praze spojen se jmény Ing. Jana Vymazala, CSc. a Ing. Miroslavy Písařové.

Restrikce v roce 1996 zasáhla i obor technologie čištění odpadních vod. Výzkumné projekty, ve kterých byla řešena technologie čistíren odpadních vod, byly zčásti nahrazeny prací na hodnocení navržených technologických řešení (podpora projektů na ochranu vod a krajiny), nebo verifikací dat registrů zdrojů znečištění vod. Menší výzkumné projekty pro MZe ČR řešil koncem 90. let Ing. Tomáš Just (který se také v rámci ústavu významně podílel na řešení projektů ochrany krajiny a vod), pokračovalo také hodnocení a sledování malých ČOV týmem Ing. Miroslavy Písařové. Po personální obměně se v posledním období podařilo navázat na výzkumnou tradici odboru řešením rozsáhlého výzkumného subprojektu (součást výzkumného záměru ústavu), který se zabývá extenzivními technologiemi čištění odpadních vod.

V roce 2006 byla v rámci odboru akreditována Zkušební laboratoř technologie vody (podle normy ČSN EN ISO/IEC 17025:2005 u Českého institutu pro akreditaci, o. p. s., pod číslem 1492), která zajišťuje především zkoušky účinnosti čištění domovních ČOV (podle ČSN EN 12566-3) a dále zkoušky obsahu zbytkového oleje z odlučovačů lehkých kapalin (podle ČSN EN 858-1) a lapáků tuku (podle ČSN EN 1825-1). Od roku 2010 Zkušební laboratoř vodohospodářských zařízení, kde testování probíhá, vede Ing. Věra Jelínková.

V současné době řeší pracovníci odboru projekty týkající se jak extenzivních metod čištění odpadních vod (kolektiv řešitelů v Praze vede Ing. Eva Mlejnská), tak i dočišťování odpadních vod pro ochrany toků s extrémními požadavky na kvalitu vyčištěných odpadních vod (vedoucí řešitel Ing. Filip Wanner). Dále jsou řešeny úkoly odstraňování specifických polutantů (především farmak) z odpadních vod na ČOV (vedoucí řešitel Ing. Miroslav Vaňha), způsoby odstraňování barevných vod pomocí houbové kultury (Ing. Filip Wanner). Tyto projekty jsou řešeny pro MZe ČR, GA ČR a především pro TA ČR. Pro TA ČR je řešen i další projekt zabývající se ověřováním postupů neinvestiční intenzifikace malých a venkovských ČOV.

Redakce

**VTEI** VODOHOSPODÁŘSKÉ  
TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

Water Management Technical and Economical Information

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

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

Ročník 56

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

VÚV  
TGM

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

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