

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

VTEI / 2020 / 4



4/ Srovnání různých metod stanovení vodní stopy výroby elektrické energie ve vodní elektrárně Orlík

44/ Zdokonalení systému kontinuálního monitorování radioaktivní kontaminace povrchových vod
využitím výpočetního algoritmu

50/ Rozhovor s RNDr. Hanou Mlejnkovou, Ph.D., na téma SARS-CoV-2 v odpadních vodách

Největší bio čistírna důlních vod v Evropě

Blízko obce Mariánské Radčice na Mostecku byla v červenci 2020 dostavěna největší přírodní čistírna důlních vod v Evropě. Vedle povrchového lomu Bílina se nachází na rozloze 2,5 hektaru kořenová čistírna pracující na podobném principu jako přírodní mokřadní ekosystém.

Biotechnologický systém pro čerpání a čištění důlních vod se skládá z aerační kaskády a dvou linií sériově napojených nádrží (usazovací a čisticí, stabilizační a dočišťovací). Je zde vysázeno zhruba 120 tisíc rostlin, převážně se jedná o chrastici a rákos. Do čistírny se voda ze dna již zmíněného lomu dostává čerpadly, přes která vystoupá více než tři sta výškových metrů. Obvyklý přítok do čistírny je 60 l za sekundu, v případě potřeby zvládne čistírna i dvakrát tolik.

První rok provozu bude zkušební, kdy se bude voda průběžně testovat na přítomné chemické prvky, aby se mohla později vypouštět nejen do potoků a rybníků, ale i do jezera Most, které nemá svůj přítok ani odtok, a tím pádem by se nemusela voda drazě dopouštět ve snaze udržet jeho stálou hladinu. Za poslední roky sucha trpí totiž jezero velkým výparem.

První projektová dokumentace vznikla již v roce 2015 a samotná výstavba trvala 1,5 roku a stála 80 milionů korun. Samotný provoz čistírny je nízkonákladový. Projektanti kořenové čistírny se inspirovali ve Velké Británii, kde jsou podobné čistírny vod běžné, ale ne v takovém měřítku. Rozměrově podobnou čistírnu bychom našli například v severní Americe.

Redakce

Zdroj fotografie: Palivový kombinát Ústí, s. p.



Obsah



3 Úvod

4 Srovnání různých metod stanovení vodní stopy výroby elektrické energie ve vodní elektrárně Orlík – případová studie

Libor Ansorge



16 Příprava a hodnocení nanovlákných materiálů pro aplikace v oblasti čištění odpadních vod

Karel Havlíček, Magda Nechanická, Lucie Svobodová

26 Zatížení tekoucích vod organickým znečištěním v závislosti na ekonomickém vývoji v České republice

Tomáš Zapletal

30 Mokřady na archivních mapových podkladech

Pavel Richter



38 Vliv Jaderné elektrárny Temelín na obsah vybraných radionuklidů v povrchových vodách

Diana Marešová, Eva Juranová, Barbora Sedlářová

44 Zdokonalení systému kontinuálního monitorování radioaktivní kontaminace povrchových vod využitím výpočetního algoritmu

Michal Fejgl, Miroslav Hýža



49 Autoři

50 Rozhovor s RNDr. Hanou Mlejnkovou, Ph.D., na téma SARS-CoV-2 v odpadních vodách

Redakce

52 Vzpomínka na Ing. Zdeňka Šunku

Evžen Polenka



Vážení čtenáři,

předpokládám, že bych nesplnil téměř povinnost dnešní doby, pokud bych se hned v úvodu nezmínil o koronaviru. Ano, celé období jsme s hrdinským nasazením při práci z domova přečkali bez úhony, a mohli tak bez přestávky plnit své úkoly. Čas, který od skončení hlavního náporu uběhl, nám však prokázal, že přestože koronavirus ustoupil, tak tu s námi najisto zůstane a v nejméně vhodné době se opět vynoří. Úplně stejně jako sucho a povodně.

Je pravda, že červen byl za posledních šest let tím nejdeštivějším červnem, ale z dlouhodobého pohledu již tak zázračným přínosem nebyl. Častý mírný déšť přišel vhod, doplnil přehrady a mělčí studně, nasýtil životadárnou vrchní část půdy, a pomohl tak zemědělcům (ti však se mnou určitě nebudou souhlasit) a trochu to dlouhé sucho zmírnil. Bohužel nestačil moc umazat z dlouhodobého srážkového deficitu, jež se prakticky neodchýlil od původních hodnot, a zůstal tak přibližně v objemu ročního srážkového průměru.

Hlubší vrstvy půdy stále zůstaly suché a s nimi se nedoplnily ani podzemní vody tak, jak bychom potřebovali. Půda místy nebyla schopna vodu vstřebávat a opět se nám tak objevily povodně. Možná je opravdu naděje, že se navzdory klimatické změně alespoň dočasně vrátí počasí, na které jsme bývali zvyklí, jen si do koloběhu opakování musíme zahrnout i ten koronavirus. Dnešní číslo VTEI se však výjimečně nebude zabývat ani suchem, ani povodněmi. Možná se pouze téma mokřadů vymyká z techničtěji orientovaných příspěvků a periody sucha nám připomene. Doufám však, stejně jako asi i Vy, že to bude jen připomínka.



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

Srovnání různých metod stanovení vodní stopy výroby elektrické energie ve vodní elektrárně Orlík – případová studie

LIBOR ANSORGE

Klíčová slova: vodní stopa – vodní nádrž – vodní elektrárna – hydroenergetika

SOUHRN

Velká část světové populace nemá přístup ke kvalitním vodním zdrojům v dostatečném množství. Proto se v posledních letech rozvíjí metody pro komplexní hodnocení užívání vod. Jednou z nich je i vodní stopa, která umožňuje vyjádřit celkové množství vody spotřebované na produkci nějakého výrobku nebo služby. V současnosti se používají tři přístupy ke stanovení potřeb vody na produkci elektrické energie ve vodních elektrárnách. V této studii jsou použity jednotlivé přístupy (hrubá spotřeba, čistá spotřeba, čistá bilance) pro stanovení vodní stopy ve vodní elektrárně a shrnuty závěry z jejich použití.

Vodní stopa byla spočítána v měsíčním kroku všemi třemi přístupy pro provozní fázi výroby elektrické energie v největší české vodní elektrárně Orlík. Fáze výstavby vodní nádrže a vodní elektrárny byla stanovena orientačně s využitím údajů převzatých z literatury. Fáze likvidace vodní elektrárny nebyla uvažována. Alokace užívání na jednotlivé služby, které poskytuje vodní nádrž, nebyla uvažována. Metoda „hrubé spotřeby“ uvažuje pouze se ztrátami výparem. Metoda „čisté spotřeby“ je založena na předpokladu, že i před vybudováním přehrady probíhal z daného území výpar, takže skutečné ztráty jsou vyjádřeny jako rozdíl mezi výparem z nádrže a teoretickým výparem z území před výstavbou. Metoda „čisté bilance“ přistupuje k nádrži jako k systému a předpokládá, že ztráty výparem z nádrže jsou redukovány srážkami, které dopadnou na hladinu nádrže. Stanovená modrá vodní stopa provozní fáze byla přepočtena na LCA vodní stopy podle ČSN ISO 14046 pomocí regionalizovaných charakterizačních modelů *fwua* a *AWARE*.

Vodní stopa provozní fáze stanovená přístupem „hrubé spotřeby“ má jasný sezonní charakter a dosahuje hodnot přesahujících v letním období i $200 \text{ m}^3 \cdot \text{MWh}^{-1}$. Metoda „čisté spotřeby“ výrazně snižuje hodnoty vodní stopy v porovnání s metodou „hrubé spotřeby“ a to až do záporných hodnot. To je podmíněno zejména způsobem výpočtu výparu z území před výstavbou vodní nádrže. Vodní stopa stanovená metodou „čisté bilance“ se pohybuje kolem nulových hodnot, protože výpar z vodní nádrže je prakticky vyrovnán srážkami. Hodnota vodní stopy fáze výstavby vodní nádrže i při uvažované životnosti 100 let vychází orientačně na úrovni od $0,26$ do $3,09 \text{ m}^3 \cdot \text{MWh}^{-1}$.

Jednotlivé metody dávají velmi rozdílné výsledky. Použití metody „čisté spotřeby“ naráží na metodické problémy. Fázi výstavby vodní nádrže v případě metody „čisté bilance“ i metody „čisté spotřeby“ nelze zanedbat. Přepočet

Comparing various methods for determining the water footprint of electricity generation at Orlík hydroelectric power station – case study

LIBOR ANSORGE

Keywords: water footprint – reservoir – hydro power station – hydroelectricity

SUMMARY

A large part of the world's population does not have access to quality water resources in sufficient quantities. Therefore, comprehensive methods for assessing water use have been developed in recent years. One is the water footprint, which allows expression of the total amount of water consumed to produce a product or service. Three approaches are currently being used to determine the water needs for hydroelectric power generation. This paper compares three different approaches (gross consumption, net consumption, and net balance) for calculation of the blue water footprint of Orlík HPS.

The blue water footprint of Orlík HPS was calculated. Three different approaches were used for the calculation of water use. The water footprint in the building stage of the reservoir was calculated approximately with data from the literature. The stage of the HPS decommissioning was neglected. Allocation of water use for different services produced by the reservoir was neglected too. The “gross consumption” approach only contains losses by evaporation. The “net consumption” approach is calculated such as the evapotranspiration prior to the establishment of the reservoir is subtracted from the evaporation from the reservoir surface. The “net balance” approach regards the reservoir as a system and sees evaporation as an output from the system and rainfall as an input. The LCA water scarcity footprint of the operational stage according to ISO 14046 was calculated from the blue water footprint by multiplying by the regionalized characterization factor. Two characterization models were used. The first was *fwua* model, the second was *AWARE* model.

The blue water footprint of the produce stage of the HPS life cycle calculated by the “gross consumption” approach has typical seasonal peaks in summer. The blue water footprint calculated by this approach overreached $200 \text{ m}^3 \cdot \text{MWh}^{-1}$ in summer. The “net consumption” approach importantly reduced the blue water footprint in comparison with the “gross consumption” approach, and in some parts of year this approach produces negative values for the blue water footprint. The values of the blue water footprint in this methods are determined by the calculation of evapotranspiration from the area before the reservoir were built. The “net balance” approach produces water footprint values around zero; this is because precipitation is at a similar level to evaporation from the reservoir. The approximate value of the blue water footprint of the reservoir building stage cannot be neglected when the “net consumption” and “net balance” approaches are applied for water footprint calculation.

modré vodní stopy na LCA vodní stopu nedostatku vody pomocí regionalizovaných hodnot charakterizačních faktorů snížil poměr mezi maximálními a minimálními hodnotami vodní stopy. Jen v případě charakterizačního modelu *fwua* a použití přístupu ke stanovení užívání vody pomocí metody „čisté bilance“ tyto poměry zvýšil.

ÚVOD

Elektrická energie vyrobená ve vodních elektrárnách je obecně považována za čistou, obnovitelnou energii. Přesto není tato výroba zcela bez spotřeby přírodních zdrojů, resp. vody, a bez dopadu na životní prostředí. Výroba elektrické energie ve vodních elektrárnách je přímo závislá na lokální dostupnosti vodních zdrojů [1]. Spotřeba vody a dalších přírodních zdrojů potřebná na výrobu elektrické energie ve vodní elektrárně je spojena se třemi fázemi životního cyklu vodní elektrárny:

Výstavba vodní elektrárny – jedná se o spotřebu zdrojů, jež jsou potřeba pro výrobu surovin nutných pro výstavbu vodní elektrárny a všech souvisejících provozů, jako je vodní nádrž, distribuční soustava apod. Obvykle se předpokládá, že spotřeba přírodních zdrojů a vody ve fázi výstavby vodní nádrže a vodní elektrárny je v celém životním cyklu zanedbatelná [2]. Tento předpoklad lze považovat za platný zejména u velkých hydroenergetických projektů s dlouhou dobou životnosti a velkou produkcí elektrické energie. U menších projektů a i v některých případech u větších projektů nelze tuto fázi životního cyklu elektrárny zanedbat [3].

Provoz vodní elektrárny – v průběhu provozu se ve vodní elektrárně prakticky žádná voda ani přírodní zdroje přímo nespotebouvávají. Nepřímou spotřebu představuje voda odpařená z vodní plochy nádrže či jezové zdrže elektrárny [4]. V případě posuzování dopadů spojených s užíváním vody u derivační hydroelektrárny nebo u vodních elektráren s převodem vody je třeba též zvážit rozdílné dopady v místě odběru a vypouštění. Ačkoliv se v souvislosti s popularizací vodní stopy v uplynulých letech soustředí pozornost zejména na ztráty vody výparem, je výroba elektrické energie ve vodních elektrárnách spojena se ztrátami vody průsakem a dopady na ekosystémy v souvislosti se změnami charakteru říčního toku a omezení migrační průchodnosti [5].

Likvidace vodní elektrárny – obdobně jako v případě výstavby vodní elektrárny se jedná o vodu a jiné přírodní zdroje spotřebované při likvidaci vodního díla a samotné vodní elektrárny. Zatímco však potřebou vody na fázi výstavby vodní elektrárny se již zabývalo několik autorů, tak fáze likvidace dosud nebyla uvažována v žádné známé studii.

Pro hodnocení nepřímého užívání vody pro výrobu elektrické energie ve vodních elektrárnách se používá tzv. bilanční (v angličtině označovaná jako „volumetric“) vodní stopa [6]. Pro posuzování dopadů spojených s produkcí elektrické energie je pak vhodnější využití posuzování životního cyklu (LCA) a na této metodologii založená LCA vodní stopa [7].

Bilanční vodní stopa se skládá ze tří složek: modré vodní stopy (voda spotřebovaná z vodních zdrojů), zelené vodní stopy (obvykle dešťové srážky a voda v půdě) a šedé vodní stopy (voda potřebná k naředění znečištění na neškodnou úroveň). Zelená vodní stopa je při výrobě elektrické energie ve vodních elektrárnách nulová. Šedá vodní stopa je spojena s případným znečištěním, které je ale v případě produkční fáze výroby elektrické energie ve vodních elektrárnách prakticky zanedbatelné. V případě výstavby a likvidace vodní elektrárny tomu tak není, ale tyto fáze jsou v existujících studiích obvykle zanedbány. Veškeré užívání vody je tak přiřazeno k modré vodní

Each method of water use calculation produces different blue water values. The “gross consumption” approach has methodical problems and it seems inappropriate for the water footprint of product calculation. The water footprint of the reservoir building stage cannot be neglected when the “net consumption” and “net balance” approaches are used for water footprint calculation of the produce stage. Application of the regionalized characterization factor in the water scarcity footprint only decreases the ratio between minimum and maximum values in the blue water footprint. Only the *fwua* characterisation factor in combination with the “net balance” approach decreases this ratio.

INTRODUCTION

Electricity generated by hydroelectric power stations (HPS) is generally considered to be clean renewable energy. Yet this production is not entirely independent of consumption of natural resources/water; it also cannot be considered to lack any environmental impact. Electricity generation in HPS is directly dependent on local availability of water resources [1]. Consumption of water and other natural resources needed to generate electricity at an HPS is linked to three stages of the life cycle of the facility:

Construction stage – this involves consumption of resources needed to produce the raw materials necessary for the construction of the station and all related operations, such as a reservoir and distribution grid. Normally, it is assumed that consumption of natural resources and water during the construction stage of the reservoir and the HPS is negligible throughout its life cycle [2]. This assumption can be considered valid in particular for large, long-life hydropower projects with extensive electricity generation. However, for smaller projects and in some other cases as well, this power station life cycle stage cannot be ignored [3].

Operation of the station – during the operation stage, no water/natural resources are consumed directly at the hydroelectric power station. Indirect consumption involves water evaporated from the water surface of the reservoir or weir pool of the power station [4]. When assessing a water use related impact for a derivative type of HPS or HPS with water transfers, differences should also be considered in this regard between the point of abstraction and the point of discharge. Although, in the context of the popularization of water footprint in recent years, the focus has been mainly on the loss of water through evaporation, power generation in an HPS is associated with the loss of water through seepage and the impact on ecosystems due to changes in the nature of river flow and restrictions in migration passability [5].

Decommissioning of the station – like the construction stage, this involves consumption of water and other natural resources as part of the decommissioning of the hydraulic structure and the HPS as such. However, while several authors have already addressed water consumption at the construction stage of an HPS, the decommissioning stage has not yet been considered in any known study.

To assess indirect water use for generating electricity in an HPS, “volumetric water footprint” is the established terminology [6]. When assessing impacts linked to electricity generation, the use of life-cycle assessment (LCA) and LCA water footprint based on the methodology is a more appropriate approach [7].

Volumetric water footprint consists of three components: blue water footprint – water consumed from water sources; green water footprint – usually rainfall and water in the soil; and grey water footprint, i.e., water needed to dilute pollution to a harmless level. The grey water footprint is zero in the electricity generation process in an HPS. Grey water footprint is associated with potential pollution which is, however, almost negligible in the case of the production stage in an HPS. This is not the case of the construction and decommissioning stages; these two are, however, usually ignored in existing studies.

stopě. Obecně jsou rozlišovány tři přístupy ke stanovení užívání vody, resp. ztrát vody, při výrobě elektrické energie ve vodní elektrárně [8] ve fázi provozu vodní elektrárny:

1. hrubá spotřeba – vyjádřená jako ztráty vody výparem z hladiny vodní nádrže,
2. čistá spotřeba – vyjádřená jako rozdíl mezi výparem z vodní hladiny a evapotranspirací z povrchu před vybudováním vodní nádrže,
3. čistá vodní bilance – vyjádřená jako rozdíl mezi výparem z vodní hladiny a srážkami, které dopadnou na hladinu.

Pro vyjádření dopadů spojených s užíváním vody, tj. v LCA vodní stopě, se množství užívané vody vynásobí charakterizačním faktorem podle zvoleného charakterizačního modelu.

Cílem této studie je: (i) otestování různých přístupů ke stanovení vodní stopy výroby elektrické energie ve vodních elektrárnách, (ii) srovnání jejich výsledků na příkladu největší české vodní elektrárny Orlík, (iii) diskuse jejich kladů a záporů a (iv) definování možných omezení současných přístupů ke stanovení vodní stopy.

DATA A METODY

Pilotní studie – vodní elektrárna Orlík

Vodní nádrž Orlík leží na řece Vltavě v Jihočeském kraji na říčním km 144,650. Jedná se o největší vodní dílo v České republice s délkou zátopy 68 km a objemem zásobního prostoru 716,5 mil. m³. Zatopená plocha nádrže se pohybuje v rozmezí 1 172,0 až 2 468,2 ha, při maximálním nadržení pak 2 732,7 ha. Přehrada je tvořena betonovou tížnou hrází o výšce 81,5 m a o délce v koruně 450 m. Kubatura hráze přesahuje 1 mil. m³. Dlouhodobý průměrný průtok činí $Q_a = 83,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Hlavními účely vodní nádrže Orlík jsou akumulace vody pro nadlepšení průtoků na spodní části Vltavy a Labe, částečná ochrana před velkými vodami a výroba elektrické energie. Vedlejšími účely jsou pak rekreace, vodní sporty, rybí hospodářství a plavba v nádrži.

Vodní elektrárna je situována na levém břehu. Vybavena je čtyřmi kaplanovými turbínami 4 × 91 MW, které pracují se spádem v rozmezí 44,0–70,5 m. Vodní elektrárna Orlík je největší vodní elektrárna v České republice produkující přibližně pětinu elektrické energie vyrobenou ve vodních elektrárnách, mimo přečerpávací vodní elektrárny.

Hlavními přítoky do nádrže Orlík jsou Vltava, Otava a Lužnice. Celková plocha povodí vodní nádrže Orlík činí 12 106 km², z toho plocha povodí Lužnice tvoří 4 226 km² a povodí Otavy 3 840 km². Vodní nádrž Orlík tvoří uzávěrový profil bilanční oblasti ČHMÚ 3 – Horní Vltava. Hydrologické charakteristiky bilanční oblasti uvádí každoroční Zpráva o hydrologické bilanci České republiky [9]. Charakteristiky zahrnují údaje o srážkách a odtocích. Zpráva za rok 2016 byla rozšířena o průměrné teploty a podrobnější informace o 3 dílčích povodích (Horní Vltava, Lužnice, Otava) tvořících bilanční oblast 3 – Horní Vltava. Pro řešení této studie byla data o srážkách a teplotách pro bilanční oblast 3 získána z ČHMÚ.

Thus, all water use is allocated to the blue water footprint. In general, there are three approaches to determining the use/loss of water in electricity generation at an HPS [8] in the operation stage:

1. Gross consumption – expressed as the loss of water through evaporation from the surface of the reservoir,
2. Net consumption – expressed as the difference between evaporation from the water surface and evapotranspiration from the surface before the reservoir was built,
3. Net balance – expressed as the difference between evaporation from the water surface and precipitation that reaches the water surface.

In order to express the impacts associated with the use of water (i.e., LCA water footprint), the amount of water used is multiplied by a characterization factor according to the chosen characterization model.

The aim of this study is to: (i) test different approaches to determining the water footprint of electricity generation in an HPS; (ii) compare their results using the example of Orlík, the largest Czech HPS; (iii) discuss the pros and cons of the methods; and (iv) define possible limitations of current approaches to determining water footprint.

DATA AND METHODS

Pilot study – Orlík hydroelectric power station

Orlík reservoir is situated on the River Vltava in the South Bohemian Region, river kilometre 144.650. It is the largest hydraulic structure in the Czech Republic, with the length of the flooded area being 68 km and a storage capacity of 716.5 million square metres. The surface area of the flooded area of the reservoir ranges between 1,172.0 and 2,468.2 ha; for maximum damming, the figure is 2,732.7 ha. Orlík has a concrete gravity dam that is 81.5 m high; its crest is 450 m long. The volume of the dam exceeds 1 million m³. Long-term average flow rate is $Q_a = 83.5 \text{ m}^3$ per second. The primary purpose of the reservoir is to: accumulate water for improved flow rates in the lower segments of the River Vltava and the River Elbe; flood protection (to some extent); and generate electricity. Secondary purposes are recreation, water sports, fish farming, and navigation on the reservoir.

The power station is situated on the left bank. There are four 91 MW Kaplan turbines which operate within a gradient of 44.0 to 70.5 m. Orlík HPS is the largest in the Czech Republic, generating approximately one-fifth of the electricity produced by hydroelectric power, with the exception of pumped-storage power stations.

The Vltava, Otava, and Lužnice are the main feed rivers for the reservoir. The total surface area of the Orlík reservoir drainage basin is 12,106 km², of which the surface areas of the basins of the River Lužnice and the River Otava form 4,226 km² and 3,840 km², respectively. Orlík reservoir forms the final profile of balance region 3 – Upper Vltava River, according to the Czech Hydrometeorological Institute. The hydrological characteristics of the balance area are set out in annual reports on the hydrological balance of the Czech Republic [9]. The characteristics include precipitation and discharge data. The 2016 report was extended to include average temperatures and more detailed information on the 3 level sub-basins (Upper Vltava, Lužnice, Otava) which comprise balance region 3 – Upper Vltava River. In order to deliver this study, precipitation and temperature data for balance region 3 were obtained from the Czech Hydrometeorological Institute.

Výpočet vodní stopy

Fáze výstavby a likvidace vodní elektrárny a vodního díla Orlík byla pro nedostatek údajů a s ohledem na životnost obou celků zanedbána. Pro stanovení spotřeby vody ve fázi provozu vodní elektrárny Orlík byly využity všechny tři přístupy popsáné v úvodu. Výpočet bilanční vodní stopy byl proveden podle rovnice (1). Užívání vody pro metodu „hrubé spotřeby“ podle rovnice (2), pro metodu „čisté spotřeby“ podle rovnice (3) a pro metodu „čistá bilance“ podle rovnice (4):

$$VS_i = \frac{U_i \times A_{VD}}{P} \quad (1)$$

$$U_{\text{hrubá spotřeba}} = V \quad (2)$$

$$U_{\text{čistá spotřeba}} = (V-ET) \quad (3)$$

$$U_{\text{čistá bilance}} = (V-S) \quad (4)$$

kde VS_i je bilanční vodní stopa pro $i = \{\text{hrubá spotřeba, čistá spotřeba, čistá bilance}\}$,
 U_i užívání vody stanovené podle rovnice (2–4),
 V výpar stanovený podle rovnice (8),
 ET evapotranspirace stanovená jako potenciální evapotranspirace podle rovnice (9),
 S srážky získané z ČHMÚ.

Výpočet LCA vodní stopy byl proveden podle rovnice (5). Pro stanovení dopadů spojených s výrobou elektrické energie byly použity dva charakterizační modely: japonský charakterizační model *fwua* [10] a model *AWARE* [11]. Tyto dva modely vodní stopy nedostatku vody byly zvoleny na základě možnosti jejich regionalizace [12] na profil vodní nádrže Orlík. Regionalizace modelu *fwua* byla provedena podle rovnice (6) [13], modelu *AWARE* pak podle rovnice (7) [14]:

$$VS_{i,j} = CF_j \times \frac{U_i \times A_{VD}}{P} \quad (5)$$

$$CF_{fwua} = \frac{Q_{ref}}{Q} \times \frac{A_p}{A_p} \quad (6)$$

$$CF_{AWARE} = \frac{AMD_{world\ avg}}{Q-k \times Q_a} ; CF_{AWARE} \in \langle 0,1; 100 \rangle \quad (7)$$

kde $VS_{i,j}$ je bilanční vodní stopa [$m^3 \cdot MWh^{-1}$] pro $i = \{\text{hrubá spotřeba, čistá spotřeba, čistá bilance}\}$ a $j = \{\text{fwua, AWARE}\}$,
 A_{VD} plocha vodní nádrže [m^2],
 P výroba elektrické energie [MWh],
 CF_j charakterizační faktor,
 Q_{ref} referenční hodnota 1/12 [$m^3 \cdot m^{-2} \cdot \text{měsíc}^{-1}$] [10],
 Q odtok v profilu VD Orlík [$m^3 \cdot \text{měsíc}^{-1}$],
 A_p plocha povodí [m^2],
 $AMD_{world\ avg}$ referenční hodnota 0,0136 [$m^3 \cdot m^{-2} \cdot \text{měsíc}^{-1}$] [11],
 k koeficient vyjadřující požadavky ekosystémů: $k = 0,3$ [14],
 Q_a dlouhodobý průměrný průtok [$m^3 \cdot \text{měsíc}^{-1}$].

Calculating grey water footprint calculation

The construction and decommissioning stages of Orlík HPS and hydraulic structure were ignored due to a lack of data and considering the lifetime of both units. All three approaches described in the introduction were used to determine water consumption during the operation stage of Orlík HPS. The calculation of volumetric water footprint was made as per Equation (1), while the use of water was detected using Equation (2) for the “gross consumption” method, Equation (3) for the “net consumption” method, and Equation (4) for the “net consumption” method:

where VS_i is volumetric water footprint for $i = \{\text{gross consumption, net consumption, net balance}\}$,
 U_i the use of water determined as per Equation (2–4),
 V the evaporation determined as per Equation (8),
 ET the evapotranspiration determined as potential evapotranspiration as per Equation (9),
 S the precipitation information received from CMI.

Calculation of the LCA water footprint was conducted as per Equation (5). Two characterization models were used to determine the impacts associated with power generation – the Japanese characterization model *wfua* [10] and the *AWARE* model [11]. The two models of water scarcity footprint were selected based on the possibility of regionalizing them [12] to fit the profile of Orlík reservoir. The regionalization was made as per Equation (6) for the *fwua* model [13] and as per Equation (7) for the *AWARE* model [14]:

where $VS_{i,j}$ is the volumetric water footprint [$m^3 \cdot MWh^{-1}$] for $i = \{\text{gross consumption, net consumption, net balance}\}$ and $j = \{\text{fwua, AWARE}\}$,
 A_{VD} the surface area of the reservoir [m^2],
 P the generation of electricity [MWh],
 CF_j a characterization factor,
 Q_{ref} the reference value of 1/12 [$m^3 \cdot m^{-2} \cdot \text{month}^{-1}$] [10],
 Q the outflow in Orlík WW profile [$m^3 \cdot \text{month}^{-1}$],
 A_p the drainage basin surface area [m^2],
 $AMD_{world\ avg}$ the reference value of 0.0136 [$m^3 \cdot m^{-2} \cdot \text{month}^{-1}$] [11],
 k the coefficient expressing the requirements of ecosystems: $k = 0.3$ [14],
 Q_a the long-term average flow rate [$m^3 \cdot \text{month}^{-1}$].

Výpočet výparu z vodní hladiny a evapotranspirace

Výpar z vodní hladiny je závislý na mnoha faktorech, jako je teplota a tlak vzduchu, teplota vody, zastínění hladiny či pokrytí vodními rostlinami, rychlost a směr větru apod. Pro stanovení výparu z volné hladiny lze použít množství metod nebo přímá měření. S ohledem na dostupnost dat byl v rámci této studie uvažován model využívající pouze teplotu vzduchu. Zvolený model tak představuje sice velmi jednoduchý postup pro stanovení výparu, ale zároveň postihuje nejméně možných vlivů a může tak být nepřesný.

V 50. letech bylo v Československu provozováno několik výparoměrných stanic, ze kterých byla odvozena rovnice (8) pro výpočet výparu na základě teploty [15]. V současnosti je v České republice provozována Výzkumným ústavem vodohospodářským T. G. Masaryka, v. v. i., výparoměrná stanice v obci Hlasivo na Táborsku. Analýzou dat z této výparoměrné stanice byly odvozeny další rovnice [16, 17]. Výsledky rovnic využívající jako popisnou proměnnou pouze teplotu vzduchu byly porovnány na datech ze stanice Hlasivo z období květen až říjen v letech 1957 až 2012, přičemž tato analýza [18] ukázala, že i tyto rovnice využívající jako nezávislou proměnnou pouze teploty vzduchu vykazují dostatečnou přesnost výsledných hodnot. Jednotlivé rovnice dosahují lepších výsledků při různých rozpětích teplot. Zatímco na celé sadě dat dosahovaly relativně stejných výsledků rovnice Šermera a Mrkvičkové, tak rovnice Šermera dosahovala nejlepších výsledků při teplotách nižších jak +15 °C, kdy dosáhla nejmenšího rozdílu mezi modelovanou a měřenou hodnotou ve více jak 53 % případů. S ohledem na typické teploty v bilanční oblasti 3 – Horní Vltava byl pro výpočet zvolen model Šermera podle rovnice (8). V posuzovaném období 2006 až 2011 dosahovaly průměrné měsíční teploty v bilanční oblasti 3 – Horní Vltava hodnot od -6,241 °C do +20,309 °C, přičemž 41 měsíců mělo průměrnou teplotu do +10 °C, 12 měsíců mělo průměrnou teplotu mezi +10 a +14 °C, 5 měsíců pak mezi +14 a +16 °C a ve 14 případech překročila průměrná měsíční teplota hodnotu +16 °C. Pro výpočet výparu byla použita rovnice (8):

$$V = 10^{0,0452 \times t - 0,204} \quad (8)$$

kde V je průměrná hodnota výparu [$\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$],
 t průměrná měsíční teplota vzduchu v meteorologické budce 2 m nad zemí [°C].

S ohledem na nejistoty spojené se stanovením hodnoty výparu z nádrže nebylo uvažováno s kolísáním hladiny v nádrži. Pro výpočet objemu vypařené vody byla uvažována hodnota plochy hladiny na úrovni zásobního prostoru 2468,2 ha.

Pro uvažování evapotranspirace z území před výstavbou vodní nádrže Orlík, byl pro nedostatek podrobných informací zvolen předpoklad, že evapotranspirace odpovídá potenciální evapotranspiraci na základě úvahy, že v údolní nivě byl dostatek infiltrované vody z řeky k evapotranspiraci. Pro výpočet potenciální evapotranspirace, která je použita v metodě „čistě spotřeby“, byla použita Thornthwaiteova rovnice [19] (9):

$$PET = 16 \times \left(\frac{10 \times t}{I} \right)^{\alpha} \times \frac{N}{12} \times \frac{d}{30} \quad (9)$$

kde PET je potenciální evapotranspirace [$\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$],
 t průměrná měsíční teplota vzduchu [°C],
 I roční index tepla vypočtený podle rovnice (10):

Calculation of evaporation and evapotranspiration

Evaporation is dependent on many factors, such as air temperature and pressure, water temperature, water surface shading or aquatic plant cover, and wind speed and direction. Many methods or direct measurements can be used to determine evaporation from the open water surface. In view of the availability of data, a model using only air temperature was considered in this study, making the chosen model a very simple procedure for determining evaporation. However, as it also covers the least number of possible impacts, it can be deemed inaccurate.

In the 1950's, several evaporation measuring stations operated in Czechoslovakia; Equation (8) was derived from these to calculate evaporation on the basis of temperature [15]. Currently, such a type of measuring station is operated by the TGM Water Research Institute, p.r.i., in the municipality of Hlasivo, Tábor region. By analyzing data from this station, more equations were derived [16, 17]. The results of equations using only air temperature as a descriptive variable were compared with the data sourced from Hlasivo station in May to October for the period 1957–2012; these showed [18] that even these equations, using only air temperature as an independent variable, show sufficient accuracy of the resulting values. Each of the equations performs better at different temperature ranges. While the results obtained through the Šermer and Mrkvičková equations were about the same across the data set, the Šermer equations achieved the best results at temperatures below +15°C, achieving the least difference between the modelled and measured values in more than 53% of cases. In view of the temperatures typical of balance region 3 – Upper Vltava, the model by Šermer (i.e., using Equation (8)) was chosen for the calculation. During the period under review (i.e., 2006 to 2011), the average monthly temperatures in balance region 3 – Upper Vltava ranged between -6.241 °C and +20.309 °C, with 41 months having an average temperature below +10 °C, 12 months having an average temperature between +10 and +14 °C, and 5 months having an average temperature between +14 and +16 °C; in 14 cases, the average monthly temperature exceeded +16 °C. Equation (8) was used to calculate the evaporation:

where V is the average evaporation value [$\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$],
 t the average monthly air temperature at the weather box situated 2 m above the ground [°C].

Due to uncertainties associated with the determination of the value of evaporation from the reservoir, the fluctuation of the reservoir surface was not considered. For calculating the volume of water evaporated, the value of the water surface area at the level of the reservoir area (2,468.2 ha) was considered.

Due to a lack of detailed information, in order to consider evapotranspiration from the surface prior to the construction of Orlík reservoir, the assumption was chosen that evapotranspiration corresponds to potential evapotranspiration on the basis of a consideration that there was enough infiltrated water from the river for evapotranspiration. The Thornthwaite equation [19] was used to calculate the potential evapotranspiration that is used in the “net consumption” method (9):

where PET is potential evapotranspiration [$\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$],
 t the average monthly air temperature [°C],
 I the annual thermal index calculated as per the following equation (10):

$$I = \sum_{i=1}^{12} i \quad (10)$$

kde I je měsíční index tepla vypočtený podle rovnice (11):

$$i = \left(\frac{t}{5}\right)^{1,514} \quad (11)$$

Koeficient a je vypočítán podle rovnice (12):

$$\alpha = 675 \times 10^{-9} \times I^3 - 771 \times 10^{-7} \times I^2 + 1792 \times 10^{-5} \times I + 0,49239 \quad (12)$$

kde d je počet dní v daném měsíci,
 N teoretická průměrná doba denního světla v daném měsíci.

where i is the monthly thermal index calculated as per the following equation (11):

Coefficient a is calculated as per equation (12):

where d is the number of days in a given month,
 N the theoretical average period of daylight in a given month.

Doba denního světla v každém dni v roce byla vypočtena pomocí CBM modelu [20] (13):

The daylight time of each day of the year was calculated using the CBM model [20] (13):

$$D = 24 - \frac{24}{\pi} \times \cos^{-1} \left[\frac{\frac{\sin P \times \pi}{180} + \sin \frac{L \times \pi}{180} \times \sin \varphi}{\cos \frac{L \times \pi}{180} \times \cos \varphi} \right] \quad (13)$$

kde P je koeficient uvažovaný na hodnotě 0,8333 [20],
 L zeměpisná šířka (+ pro severní polokouli, - pro jižní polokouli),
 φ vypočteno podle rovnice (14, 15):

where P is the coefficient considered at 0.8333 [20],
 L the latitude (“+” for the northern hemisphere, “-” for the southern hemisphere),
 φ calculated as per the following equation (14, 15):

$$\varphi = \sin^{-1} [0,39795 \times \cos \Theta] \quad (14)$$

$$\Theta = 0,2163108 + 2 \times \tan^{-1} [0,9671396 \times \tan [0,00860 \times (J-186)]] \quad (15)$$

kde J je pořadové číslo dne v roce.

where J is the serial number of the day of the year.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Bilanční vodní stopa

Hodnoty modré vodní stopy se velmi liší podle použitého přístupu ke stanovení spotřeby vody (obr. 1 a 2). Nejvyšší hodnoty dosahuje modrá vodní stopa při uvažování pouze spotřeby vody formou výparu („hrubá spotřeba“). Oba zbývající přístupy výrazně snižují hodnotu vodní stopy, a to až do záporných hodnot. Záporné hodnoty znamenají, že z vodní nádrže odtéká více vody, než do ní přitéká vodními toky. Z obr. 1 je vidět, že při uvažování pouze výparu, má průběh hodnot bilanční vodní stopy charakteristický sezonní průběh s maximy v létě a minimy v zimě. Naopak hodnoty vodní stopy vypočtené s využitím

RESULTS AND DISCUSSION

Volumetric water footprint

Blue water footprint values vary greatly depending on the approach used to determine water consumption (Fig. 1 and 2). The highest value is the blue water footprint when only considering water consumption in the form of evaporation (“gross consumption”). Both remaining approaches significantly reduce the water footprint value, even to negative values. Any negative value indicates that more water is flowing out of the reservoir than is flowing in through watercourses. Figure 1 shows that when considering evaporation only, the behaviour of volumetric water footprint values is characterized by seasonal performance, with

„čisté spotřeby“ (obr. 1) i „čisté bilance“ (obr. 2) sezonnost vodní stopy nevykazují. V případě výpočtu pomocí „čisté spotřeby“ je potřeba si ovšem uvědomit, že v této studii byl proveden jen orientační výpočet evapotranspirace pro ověření principů metody a údaje nejsou úplně přesné. Přesto je u této metody „potlačení“ sezonnosti dáno již samotným principem metody. U výpočtu s využitím „čisté bilance“ je průběh měsíčních hodnot vodní stopy předurčen charakteristickými průběhy srážek a teplot během roku. Jak vyplývá z obr. 2, vodní stopa stanovená pomocí „čisté bilance“ kolísá kolem hodnoty 0, tj. srážky dopadající na hladinu vyrovnávají výpar z hladiny. *Tabulka 1* uvádí hodnoty bilanční vodní stopy v ročním kroku. I zde je patrný značný rozptyl hodnot.

Tabulka 1. Hodnoty bilanční vodní stopy VE Orlík v ročním kroku [m³·MWh⁻¹]

Rok	Výpar	Čistá spotřeba	Čistá bilance
2006	30,7	4,0	-1,9E-07
2007	55,1	5,9	-3,1E-07
2008	55,3	5,5	1,2E-07
2009	35,4	3,7	-3,9E-07
2010	31,5	2,3	-3,8E-07
2011	54,0	4,6	-4,9E-08

Metoda „hrubé spotřeby“ uvažující pouze výpar je nejjednodušší, ale jejím hlavním nedostatkem je potlačení systémového přístupu ke stanovení užívání vod v „systému výroby elektrické energie ve vodní elektrárně“. Díváme-li se na vodní nádrž jako součást technologického systému výroby elektrické energie, tak do systému vstupuje několik vstupů, stejně tak ze systému voda „odchází“ v podobě několika výstupů. Vstupy do systému vodní nádrže představují vodní toky přitékající do nádrže, podpovrchový a případně plošný povrchový přítok z okolí nádrže, prameny v ploše zátopy a srážky na hladinu zátopy. Vnitřní prameny a podpovrchový a plošný povrchový přítok lze obvykle zanedbat z důvodu jejich velikosti a s ohledem na skutečnost, že i bez existence vodní nádrže by tato voda dotekla do vodního toku. Výstupy z nádrže představuje voda odtékající z nádrže, odběry z nádrže a ztráty vody (výparem, průsakem do podloží, případně jiné). Odběry vody z nádrže lze také zanedbat, protože nemají žádnou souvislost s výrobou elektrické energie na vodní elektrárně (tedy pokud není vodní elektrárna umístěna na odběrném potrubí).

Výpočet metodou „čisté spotřeby“ je v současnosti často používaný přístup [1] a vychází z předpokladu, že z plochy zátopy vodní nádrže by docházelo k výparu i bez existence vodní nádrže. Skutečná spotřeba vody je tedy rovná jen rozdílu mezi evapotranspirací z území před výstavbou vodní nádrže a výparem z hladiny nádrže. Aplikace tohoto přístupu naráží na dva hlavní problémy. Jakýkoliv výpočet evapotranspirace bude pouze odhadem této hodnoty. Jednak je to dáno modelovými přístupy ke stanovení skutečné evapotranspirace (každý model je jen více či méně přesným zjednodušením skutečnosti). Především však lze v současnosti jen stěží odhadovat, jaká by byla struktura povrchů v zátopě. Druhý problém je principiální. Zkusme aplikovat princip přístupu „čisté spotřeby“ například na továrnu. Továrna vyrábí nějaký produkt s technologií A, která spotřebuje 5 m³ vody na jednotku produkce. Továrna projde rekonstrukcí a po modernizaci provozu tatáž továrna používá technologii B, která spotřebuje jen 3 m³ vody na jednotku produkce. Z tohoto příkladu lze odvodit tři závěry. Vodní stopa produktu po rekonstrukci továrny jsou 3 m³. Díky rekonstrukci továrny se snížila vodní stopa produktu o 2 m³. Celková vodní stopa produkce v továrně se změnila o (3x počet výrobků produkovaných po rekonstrukci) – (5x počet výrobků produkovaných před rekonstrukcí).

peaks in summer and lows in winter. Conversely, water footprint values calculated using both “net consumption” (Fig. 1) and “net balance” (Fig. 2) do not show such seasonality. However, in the case of “net consumption” calculation, it should be noted that in this study only an indicative calculation of the evapotranspiration has been made to verify the principles of the method and the data are not entirely accurate. Nevertheless, this method of “suppression” of seasonality is already based on the principle of the method itself. For “net balance” calculation, the behaviour of monthly water footprint values is pre-determined by the characteristic behaviour of precipitation and temperature values during the year. As shown in Fig. 2, the water footprint determined through the “net balance” approach varies around 0, i.e. the precipitation reaching the water surface compensates for the evaporation from the surface. Table 1 presents volumetric water footprint values in yearly steps. Here, too, there is considerable variation in the values.

Table 1. Volumetric water footprint values at Orlík HPS in yearly steps [m³·MWh⁻¹]

Year	Evaporation	Net consumption	Net balance
2006	30.7	4.0	-1.9E-07
2007	55.1	5.9	-3.1E-07
2008	55.3	5.5	1.2E-07
2009	35.4	3.7	-3.9E-07
2010	31.5	2.3	-3.8E-07
2011	54.0	4.6	-4.9E-08

The “gross consumption” method, which only considers evaporation, is the simplest approach; its main shortcoming, however, is suppressing the systemic approach to determining the use of water in what is termed “hydroelectric power generation system”. Looking at the reservoir as a component of the electricity generation system, there are several inputs into this system. Similarly, water “leaves” the system in the form of several outputs. Reservoir system inputs include: water courses flowing into the reservoir; sub-surface and, where appropriate, surface inflow from the reservoir surroundings, springs within the surface area of the flooded area; and precipitation reaching the water surface of the flooded area. Internal springs and the sub-surface/surface tributaries can usually be neglected due to their size and the fact that this water would reach the water course even without the existence of a reservoir. Outputs from a reservoir involve water that flows out of the reservoir, water that is extracted from the reservoir, and the water lost (whether through evaporation, seepage, or other means). Water collected from the reservoir can be neglected too, because it has no connection with the generation of electricity at the HPS (i.e., unless the station is located on a collection pipeline).

The calculation using the “net consumption” method is currently a frequently used approach [1] and assumes that there would be evaporation from the surface area of the reservoir even without the existence of the reservoir. The actual consumption is therefore equal only to the difference between potential evapotranspiration from the surface area of the flooded area of the reservoir and evaporation from its water surface. The application of this approach faces two major issues. First, any calculation of evapotranspiration will only be an estimate of this value. This is due to model approaches to determining actual evapotranspiration since any model is more or less just a precise simplification of reality. Above all, however, it is difficult to estimate at present what the structure of the surfaces in the flooded area would be. The second issue is a fundamental problem. Let us try to apply the principle of the “net consumption” approach to a factory, for example. The factory produces a product using

Lze se na uvedenou situaci podívat i jinak. Před výstavbou vodní nádrže neexistovala v dané lokalitě vodní elektrárna a veškerý výpar z území zátopy současné vodní elektrárny byl přiřazen (alokován) k produktům, které byly v území produkovány. Respektive, i kdyby v daném území existovala například elektrárna na jezu, pak by k ní nebyl alokován výpar z plochy povodí, ale jen ze zdrže jezu. Vybudováním vodní nádrže se způsob využití území změnil a území produkuje jiné produkty (elektrickou energii, surovou vodu, ochranu před povodněmi, rekreaci apod.).

I praktické použití přístupu „čisté spotřeby“ je problematické. Modrá vodní stopa vyjadřuje množství vody, které je „spotřebováno“ při produkci nějakého statku (v tomto případě na výrobu elektrické energie). Pokud by dlouhodobý přítok do nádrže byl např. 1 mil. m³, dlouhodobý výpar 2 mil. m³ a evapotranspirace z původního povrchu před vybudováním nádrže 1,2 mil. m³, vycházela by hodnota vodní stopy 0,8 mil. m³. Pokud by se nádrž nacházela v aridní oblasti skoro bez srážek, pak by reálně byla prázdná a z nádrže by nic neodtékalo, neboť ztráty vody výparem ze systému by byly vyšší, než je vstup do systému ve formě přítoku. Navržený přístup „čisté spotřeby“ je tak spíše příkladem nevhodného či účelového použití, což není bohužel jen problém vodní stopy, ale obecně footprint metodologií [21].

Přístup „čisté bilance“ se zdá metodicky nejvhodnější k řešení studií vodní stopy spojené s užíváním vody ve vodní nádrži. Zahnuje ztráty vody ze systému ve formě výparu i „zisk“ systému, tedy vstup do systému, v podobě srážek. Ovšem ani toto není metodicky úplně čisté. Jak upozorňuje Bakken a kol. [4] podle metodiky vodní stopy [6] se hodnota vodní stopy pohybuje v intervalu od 0 do kladného nekonečna.

Při řešení studií vodní stopy spojených s vodní nádrží není vhodné omezovat vstupy a výstupy pouze na výpar z hladiny a srážky na hladinu, ale je vhodné zevšeobecnit řešení na všechny vstupy a výstupy popsané výše. A to i v případech, kdy v konkrétní situaci mohou být jednotlivé vstupy a výstupy uvažovány s nulovou nebo zanedbatelnou hodnotou. Zejména ztráty podloží a povrchový přítok může hrát za určitých podmínek zanedbatelnou roli v celkové bilanci nádrže. Nemusí se jednat jen o chyby v návrhu nádrže a ztráty vod od podloží, které způsobí nefunkčnost nádrže [22]. Pokud nádrž leží v rovinaté krajině a okolní půda má vysokou propustnost, pak sací síly porostu v okolí nádrže mohou ovlivnit celkové ztráty vody z nádrže vysokou evapotranspirační schopností. Naopak v případě málo propustného podloží a minimálního rostlinného pokryvu v okolí nádrže (typicky skalnaté okolí vodních nádrží) steže většina srážek z tohoto území přímo do nádrže. V obou popsaných případech by bylo vhodné buďto rozšířit rovnice (1) a (5) o členy vyjadřující vliv okolí nádrže nebo uvažovat s jakousi efektivní plochou nádrže. Stanovení takové efektivní plochy nádrže není v současnosti metodicky rozpracováno. Hogeboom a kol. [23] ve své globální studii uvažovali pouze se ztrátami výparem (metoda „hrubé spotřeby“) a z teoretické průměrné naplněnosti nádrže a idealizovaného tvaru údolí navrhli použít pro výpočet ztrát výparem hodnotu plochy nádrže o velikosti 56,25 % maximální plochy nádrže. Pro použití s metodou „čisté bilance“ je tato hodnota spíše podhodnocená.

Robescu a Bondrea [24] spočítaly vodní stopu spojenou s výstavbou hráze vodní elektrárny Vidraru na 19,7 mil. m³ při objemu hráze 480 000 m³, tj. 41 m³ na m³ betonové hráze. Při použití tohoto údaje a kubatury hráze vodního díla Orlík cca 1,1 mil. m³ vychází vodní stopa hráze vodní nádrže Orlík na 45,1 mil. m³, resp. při uvažování 100leté životnosti 0,45 mil. m³ za rok. Spočtený roční výpar z vodní nádrže Orlík činí v jednotlivých letech 15,5 až 17,1 mil. m³. Při přepočítání na jednotku vyrobené elektrické energie to je pak od 0,26 do 3,09 m³·MWh⁻¹ v měsíčním kroku, resp. 0,81 až 1,51 m³·MWh⁻¹ v ročním kroku. Zejména v případě použití metody „čisté bilance“ se jedná o zanedbatelné hodnoty.

V provedené studii byly veškeré vstupy a výstupy ze systému vodní nádrže přiřazeny k výrobě elektrické energie. Vodní nádrž Orlík však neslouží pouze k výrobě elektrické energie, ale jako většina vodních nádrží na světě je víceúčelová [25]. Kromě výroby elektrické energie zajišťuje celospolečensk

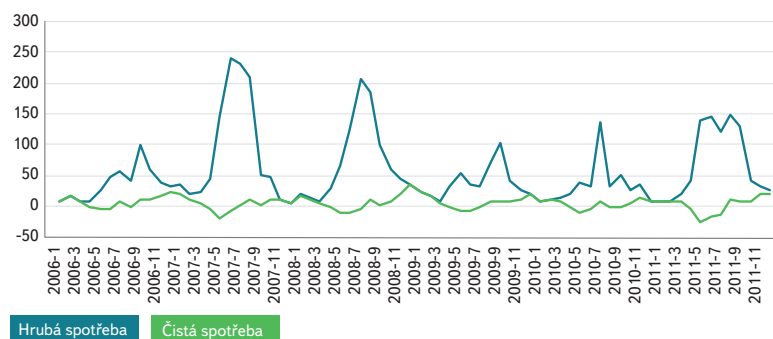
Technology A that consumes 5 m³ per unit of produce. It undergoes a process of refurbishment and, after the modernization of its operations; the same factory is using Technology B that consumes only 3 m³ per unit of produce. Three conclusions can be drawn from this example. The water footprint of the product after factory refurbishment is 3 m³. The process has reduced the water footprint of the product by 2 m³. The total water footprint of factory's produce has changed by (3x the number of products produced after the refurbishment) – (5x the number of products produced before the refurbishment).

It is possible to look at the given situation from another point of view as well. Prior to the construction of the reservoir, there was no HPS at the site, and all the evaporation from the flooded area of the current HPS was attributed (allocated) to the products that were produced in the area. For example, even if there was a power station on a weir in the area, then evaporation allocated to it would not be that from the surface area of the drainage basin, but only that from the weir pool. By building the reservoir, the use of the area has changed and the area produces other goods, such as electricity, raw water, protection from floods, and recreation.

The practical application of the “net consumption” approach is also problematic. Blue water footprint refers to the amount of water that is “consumed” when producing any goods (i.e., generating electricity in this case). Should long-term inflow to the reservoir be, for example, 1 million m³, long-term evaporation 2 million m³, and previous evapotranspiration (from the former surface before the reservoir was built) 1.2 million m³, then the water footprint would be 0.8 million m³. Should the reservoir be located in an arid region almost without precipitation, then it would actually be empty and nothing would be flowing out of it because losses of water from the system through evaporation would be higher than the input into the system in the form of inflowing water. The proposed “net consumption” approach is thus rather an example of inappropriate or special-purpose application, which is unfortunately an issue associated not only with water footprint but, generally with footprint methodologies [21].

In terms of methodology, the “net balance” approach appears to be the one most appropriate to address water footprint studies associated with the use of water in a reservoir. It includes losses of water from the system through evaporation as well as system “gain”, i.e., the input entering the system in the form of precipitation. However, even this is not completely clean in a methodical way. As Bakken et al. [4] point out, according to water footprint methodology [6], the water footprint value ranges from 0 to positive infinity.

When conducting water footprint studies associated with a reservoir, it is not appropriate to limit the inputs and outputs to only evaporation from the water surface and precipitation reaching the water surface; rather, it is appropriate to generalize the solution to apply to all inputs and outputs described above, even if, in a particular situation, individual input and output values can be considered as zero or negligible. In particular, losses via subsoil and surface inflow can both play a significant role in the overall reservoir balance under certain conditions. Factors that can cause a reservoir to stop working may not only involve errors when designing the reservoir and loss of water to the subsoil [22]. If a reservoir is situated in a level landscape and the surrounding soil has high permeability, the suction forces of the forest stands around the reservoir can affect the total losses of water from the reservoir with a high evapotranspiration capacity. In contrast, if there is very little permeable subsoil and minimum plant cover around the reservoir (which typically involves rocky surroundings of reservoirs), most precipitation from this area will flow directly into the reservoir. In both cases described above, it would be appropriate either to extend equations (1) and (5) to include terms expressing the influence of the surrounding area of the reservoir, or to consider some sort of an effective area of the reservoir. Any determination of such an effective area of the reservoir is not methodically developed at the moment. Hogeboom et al. [23], in their global study, only considered losses through evaporation (the “gross consumption” method); based on the theoretical average degree to which the reservoir



Obr. 1. Modrá vodní stopa elektrické energie VE Orlík – metoda hrubé spotřeby a čisté spotřeby

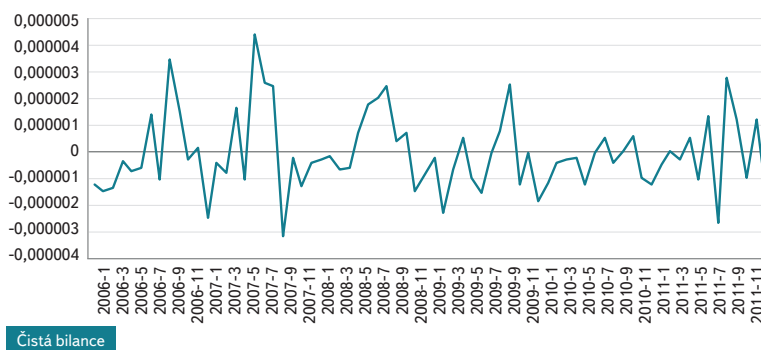
Fig. 1. Blue water footprint of Orlík HPS electricity – the methods of gross consumption and net consumption

funkce (nadlepšování průtoků), protipovodňovou ochranu, odběry vody, lodní dopravu, rybářství, sport a rekreaci. Celkové užívání vody by tedy mělo být přerozděleno (alokováno) ke všem těmto užíváním, což sníží hodnoty stanovené vodní stopy na výrobu elektrické energie. Výzkum metod alokace na jednotlivé užívání vody je však dosud velmi omezený a i studie, které alokaci na různé užití zahrnují do výpočtů vodní stopy, používají rozdílné metody [1, 26]. V podmínkách České republiky lze použít různé metody alokace, asi nejuniverzálnější je vyjádření pomocí ekonomické hodnoty jednotlivých užívání poskytovaných vodní nádrží. Zatímco vyjádření ekonomické hodnoty vyrobené elektrické energie i odebrané surové vody je díky existenci ceny poměrně snadné, vyjádření hodnoty ostatních užívání je úlohou vhodnou pro ekonomy. Je vhodné též zmínit, že výzkum ve světě (zejména v oblastech s omezenými vodními zdroji) se zabývá i opačnou úlohou, tj. jak využít vodní stopu k co nejefektivnější alokaci vody ve vodní nádrži na jednotlivé užívání tak, aby byly dosaženy maximální přínosy [27].

LCA vodní stopa

Výpočet regionalizovaných hodnot charakterizačních faktorů pro oba zvolené modely je v principu shodný a liší se pouze v rozdílné referenční hodnotě, zahrnutí potřeb vody pro ekosystémy v modelu *AWARE* a omezením hodnot CF_{AWARE} na interval $\langle 0,1; 100 \rangle$. Charakterizační faktory pro oba modely mají v jednotlivých měsících relativně podobný průběh, i když variabilita hodnot je značně velká (obr. 3). Hodnoty charakterizačního faktoru CF_{FWUA} se pohybují od 0,9 do 12,9 při průměru 5,9. Hodnoty charakterizačního faktoru CF_{AWARE} se pohybují dokonce od 0,16 do 15,8 při průměru 2,3.

Z pohledu terminologického představuje vodní stopa stanovená těmito dvěma modely hodnotu „vodní stopy nedostatku vody – water scarcity footprint“. Obrázky 4 až 6 zobrazují průběh LCA vodní stopy v měsíčním kroku podle obou charakterizačních modelů a srovnání s průběhem bilanční vodní stopy. Obecně lze konstatovat, že v případě VE Orlík oba použité LCA modely snižují rozptyl hodnot oproti bilanční vodní stopě. Toto konstatování neplatí pouze v případě charakterizačního modelu *fwua* aplikovaném na užívání vody stanoveném pomocí „čisté bilance“, kde naopak spíše zvýrazňuje maximální hodnoty (obr. 6). Z grafů je vidět, že rozptyl měsíčních hodnot je velmi vysoký. Tabulka 2 uvádí hodnoty v ročním kroku a i zde je vidět značná rozkolísanost hodnot vodní stopy.



Obr. 2. Modrá vodní stopa elektrické energie VE Orlík – metoda čisté bilance

Fig. 2. Blue water footprint of Orlík HPS electricity – the net balance method

can be filled and an idealized valley shape, this suggests using 56.25% of the maximum reservoir surface area as a reservoir surface area value for calculating losses through evaporation. For use with the “net balance” method, this value is rather underestimated.

Robescu and Bondrea [24] calculated the water footprint associated with the construction of the dam for the Vidraru HPS to be 19.7 million m^3 , with the dam volume being 480,000 m^3 (i.e., 41 m^3 per m^3 of the concrete dam). Using this information and the volume of Orlík hydraulic structure of about 1.1 million m^3 , the water footprint of Orlík dam is 45.1 million m^3 , or (considering 100 years of service life) 4.51 million m^3 per year. The calculated annual evaporation from Orlík reservoir is 15.5 to 17.1 m^3 in individual years. Subsequently, converting it to a unit of electricity generated, it is 0.26 to 3.09 $m^3 \cdot MWh^{-1}$ in monthly steps, and 0.81 to 1.51 $m^3 \cdot MWh^{-1}$ in yearly steps. These are not negligible values, particularly when the “net balance” method is applied.

In the completed study, all inputs and outputs of the reservoir system were allocated to electricity generation. Orlík reservoir, however, is not just for generating power, but (like most of the reservoirs around the world) it is a multi-purpose facility [25]. In addition to electricity generation, it provides environmental functions (improved flow), flood protection, water collection, navigation, fishing, sport, and recreation. Therefore, the total water use should be redistributed (allocated) to all these uses, which will reduce the values of the water footprint determined for electricity generation. However, research on allocation methods for individual water uses is still very limited, and even studies that have included allocations for different uses in water footprint calculations use different methods [1, 26]. Different allocation methods can be used in the settings of the Czech Republic; specification through the economic value of individual uses provided by reservoirs is perhaps the most universal way. While expressing the economic value of both the electricity generated and the raw water collected is relatively easy due to the existence of a price, expressing the value of other uses is a task suitable for economists. It should also be noted that global research (especially in areas with limited water resources) also addresses the opposite role, i.e. how to use the water footprint to allocate water found in the reservoir as efficiently as possible for each use in order to achieve maximum benefits [27].

LCA water footprint

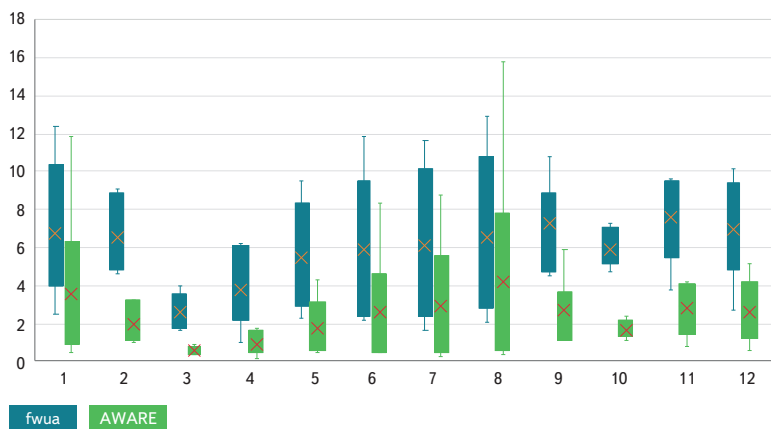
Calculation of regionalized values of the characterization factors for both models selected is identical, in principle; it differs only in different reference values, including the water needed for the ecosystems in the *AWARE* model and limiting the CF_{AWARE} values to an interval $\langle 0,1; 100 \rangle$. The characterization factors for both models have a relatively similar behaviour in individual months, although

Tabulka 2. Hodnoty LCA vodní stopy VE Orlík v ročním kroku [m³-MWh⁻¹]

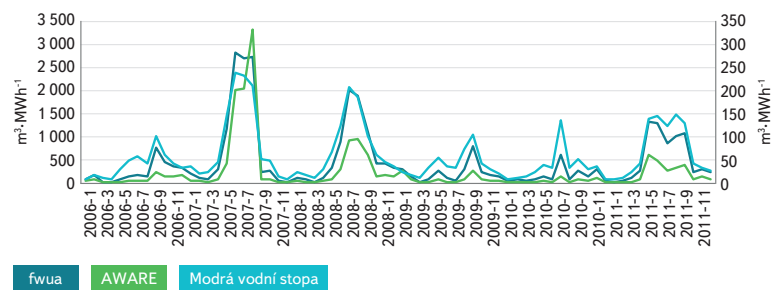
Rok	fwua			AWARE		
	Hrubá spotřeba	Čistá spotřeba	Čistá bilance	Hrubá spotřeba	Čistá spotřeba	Čistá bilance
2006	95,8	12,6	-5,9E-07	19,7	2,6	-1,2E-07
2007	292,5	31,2	-1,6E-06	73,4	7,8	-4,1E-07
2008	307,4	30,5	6,8E-07	79,2	7,9	1,7E-07
2009	130,9	13,8	-1,4E-06	28,2	3,0	-3,1E-07
2010	114,2	8,3	-1,4E-06	24,5	1,8	-3,0E-07
2011	311,6	26,8	-2,8E-07	82,0	7,0	-7,5E-08

Table 2. LCA water footprint values of Orlík HPS in yearly steps [m³-MWh⁻¹]

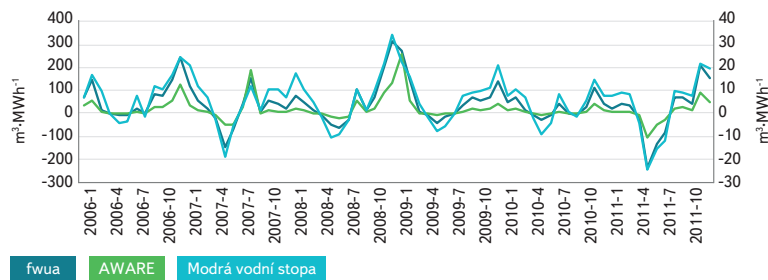
Year	fwua			AWARE		
	Gross Consumption	Net consumption	Net balance	Gross Consumption	Net consumption	Net balance
2006	95.8	12.6	-5.9E-07	19.7	2.6	-1.2E-07
2007	292.5	31.2	-1.6E-06	73.4	7.8	-4.1E-07
2008	307.4	30.5	6.8E-07	79.2	7.9	1.7E-07
2009	130.9	13.8	-1.4E-06	28.2	3.0	-3.1E-07
2010	114.2	8.3	-1.4E-06	24.5	1.8	-3.0E-07
2011	311.6	26.8	-2.8E-07	82.0	7.0	-7.5E-08



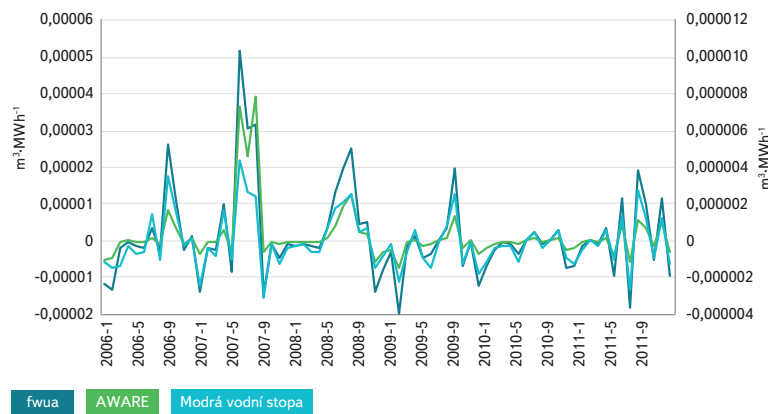
Obr. 3. Hodnoty regionalizovaných charakterizačních faktorů
Fig. 3. The values of regionalized characterization factors



Obr. 4. LCA a bilanční vodní stopa – hrubá spotřeba
Fig. 4. LCA and volumetric water footprint – gross consumption



Obr. 5. LCA a bilanční vodní stopa – čistá spotřeba
Fig. 5. LCA and volumetric water footprint – net consumption



Obr. 6. LCA a bilanční vodní stopa – čistá bilance
Fig. 6. LCA and volumetric water footprint – net balance

Studie LCA jsou vzájemně problematicky porovnatelné, protože obvykle vycházejí z rozdílných předpokladů a aplikace zjednodušení i charakterizačních modelů. Pomocí charakterizačního modelu *fwua* a při použití stejné metody regionalizace byla stanovena LCA vodní stopa 32 tepláren a uhelných elektráren, přičemž nebyly uvažovány jiné procesy než samotná výroba elektrické energie v těchto provozech. Hodnota LCA vodní stopy těchto provozů se pohybovala mezi 1,3 až 12,8 m³·MWh⁻¹ [13]. Další studii LCA vodní stopy představuje studie jaderných elektráren Temelín a Dukovany, kde byl použit regionalizovaný charakterizační model *fwua* a pro stanovení ztrát z vodních nádrží byl uvažován pouze výpar [28]. Hodnoty LCA vodní stopy v ročním kroku pro JE Temelín se pohybovaly mezi 6,1 až 7,7 m³·MWh⁻¹ a pro JE Dukovany mezi 15,0 až 16,5 m³·MWh⁻¹. Na tyto dvě jaderné elektrárny byl aplikován i model *AWARE* opět s uvažováním pouze výparu [29] a hodnoty LCA vodní stopy v ročním kroku pro JE Temelín se pohybovaly mezi 1,3 až 1,6 m³·MWh⁻¹ a pro JE Dukovany mezi 3,2 až 3,5 m³·MWh⁻¹.

ZÁVĚR

Studie vodní stopy vodní elektrárny Orlík prokázala několik významných skutečností, které je třeba mít na paměti při realizaci dalších studií vodní stopy. Jako nejvýznamnější je jednoznačně volba způsobu výpočtu užívání vody. Metoda „hrubé spotřeby“ uvažuje pouze výpar z nádrže a má tedy jasnou závislost na průběhu meteorologických veličin během roku. Zároveň vykazuje nejvyšší hodnoty vodní stopy. Metoda „čisté spotřeby“ odečítá od výparu z hladiny hodnotu výparu z plochy povodí před výstavbou nádrže. Ačkoliv je tato metoda v posledních letech hojně využívána pro výpočet vodní stopy hydroelektráren, je její správnost diskutabilní. Jako vhodnou metodu lze doporučit metodu „čisté bilance“.

Dalším významným aspektem, který ovlivňuje hodnotu vodní stopy vztahovou na produkovanou jednotku elektrické energie, je otázka alokace. V České republice prakticky všechny vodní nádrže poskytují několik užitků, vztahovat tedy veškeré užívání vody jen k jednomu užitku (např. k výrobě elektrické energie) je metodicky nesprávné. Postupy alokace užívání vody na jednotlivé užitky poskytované vodní nádrží však nejsou dosud standardizovány.

Posledním významným aspektem je otázka zanedbání fáze výstavby a likvidace vodního díla. Ačkoliv jsou tyto fáze životního cyklu vodní elektrárny v globálních studiích obvykle zanedbány s odůvodněním, že se „rozpusť“ během životního cyklu do zanedbatelných hodnot, orientační výpočet na základě literárních údajů ukázal, že pro vodní elektrárnu Orlík se nemusí jednat o zanedbatelná čísla, zvláště při použití metody „čisté bilance“ a částečně i při použití metody „čisté spotřeby“.

Literatura

- [1] BAKKEN, T.H., KILLINGTVEIT, Å., and ALFREDSEN, K. The water footprint of hydropower production – State of the art and methodological challenges. *Global Challenges* [online], 2017, 1(5), 1600018 [vid. 2020-02-15]. ISSN 2056-6646. Dostupné z: doi:10.1002/gch2.201600018
- [2] PFISTER, S., SANER, D., and KOEHLER, A. The environmental relevance of freshwater consumption in global power production. *The International Journal of Life Cycle Assessment* [online], 2011, 16(6), p. 580–591 [vid. 2020-04-08]. ISSN 1614-7502. Dostupné z: doi:10.1007/s11367-011-0284-8
- [3] BAKKEN, T.H., MODAHL, I.S., ENGLAND, K., RAADAL, H.L., and RNØY, S. The life-cycle water footprint of two hydropower projects in Norway. *Journal of Cleaner Production* [online], 2016, 113, p. 241–250. ISSN 0959-6526. Dostupné z: doi:10.1016/j.jclepro.2015.12.036
- [4] BAKKEN, T.H., KILLINGTVEIT, Å., ENGLAND, K., ALFREDSEN, K., and HARBØY, A. Water consumption from hydropower plants – review of published estimates and an assessment of the concept. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* [online], 2013, 17(10), p. 3983–4000 [vid. 2017-12-19]. ISSN 1607-7938. Dostupné z: doi:10.5194/hess-17-3983-2013
- [5] GLEICK, P.H. Water and Energy. *Annual Review of Energy and the Environment* [online], 1994, 19(1), p. 267–299 [vid. 2017-07-28]. Dostupné z: doi:10.1146/annurev.eg.19.110194.001411

the variability of the values is very large (Fig. 3). The values of the characterization factor of CF_{fwua} range between 0.9 and 12.9, with 5.9 being the average. The values of the characterization factor of CF_{AWARE} even range between 0.16 and 15.8, with 2.3 being the average.

From the terminological aspect, the water footprint established by these two models represents a value of water scarcity footprint. Figures 4 to 6 show LCA water footprint behaviour in monthly steps by both characterization models, and comparison with the behaviour of the volumetric water footprint. In general, in the case of Orlík HPS, the two LCA models reduce the variance of values compared with volumetric water footprint. This statement does not apply only to the *fwua* characterization model applied to the use of water established through the “net balance” approach, where it rather highlights the maximum values (Fig. 6). The graphs charts show that the variance of the monthly values is very large. Table 2 shows the values in yearly steps and here, too, there is a significant variation in the water footprint values.

LCA studies are mutually problematic for comparison because they are usually based on different assumptions and applications of simplification as well as characterization models. Using the *fwua* characterization model and using the same regionalization method, an LCA water footprint was established for 32 heat-generating plants and coal-fired power stations, while no processes other than the electricity generation itself were considered in these operations. The LCA water footprint of these operations ranged between 1.3 and 12.8 m³·MWh⁻¹ [13]. Another LCA water footprint study is one conducted for Temelín and Dukovany nuclear power stations (NPS), where a regionalized *fwua* characterization model was used and only evaporation was considered to determine the loss from reservoirs [28]. LCA water footprint values in yearly steps ranged from 6.1 to 7.7 m³·MWh⁻¹ for Temelín NPS and between 15.0 and 16.5 m³·MWh⁻¹ for Dukovany NPS. The *AWARE* model was also applied to these two power stations; again, considering only evaporation [29], and LCA water footprint values in yearly steps were between 1.3 and 1.6 m³·MWh⁻¹ for Temelín NPS, and between 3.2 and 3.5 m³·MWh⁻¹ for Dukovany NPS.

CONCLUSION

The water footprint study for Orlík HPS has shown some important facts to bear in mind when carrying out future water footprint studies. Of these, the choice of how water use is calculated is clearly the most important. The “gross consumption” method only considers evaporation from the reservoir, and is therefore clearly dependent on the course of meteorological variables during the year. At the same time, it also exhibits the highest water footprint values. The “net consumption” method subtracts the value of drainage basin surface area evaporation (before construction of the reservoir) from water surface evaporation. Although this method has been widely used in recent years to calculate an HPS water footprint, its accuracy is debatable. The “net balance” method can be recommended as an appropriate approach.

The issue of allocation is another important aspect that affects the water footprint value relative to the unit of electricity generated. In the Czech Republic, virtually all reservoirs provide multiple benefits, so applying all of the water use to only one benefit (e.g. electricity generation) is methodically incorrect. However, the procedures of allocating the use of water to individual benefits provided by the reservoir are not yet standardized.

The last important aspect is the question of neglecting the construction and decommissioning stages of a hydraulic structure. Although these stages of the life cycle of an HPS are usually neglected in global studies, on the grounds that they become “dissolved” to negligible values over the life cycle, an indicative calculation based on literature data has shown that, for Orlík HPS, these may not be negligible numbers, especially when using the “net balance” method and, to some extent, even when using the “net consumption” method.

- [6] HOEKSTRA, A.Y., CHAPAGAIN, A.K., ALDAYA, M.M., and MEKONNEN, M.M. *The water footprint assessment manual: setting the global standard*. London, Washington, DC: Earthscan, 2011. ISBN 978-1-84971-279-8.
- [7] ISO. *Environmental management – Water footprint – Principles, requirements and guidelines*. 14046:2014. Geneva: International Organization for Standardization, 2014.
- [8] HERATH, I., DEURER, M., HORNE, D., SINGH, R., and CLOTHIER, B. The water footprint of hydroelectricity: a methodological comparison from a case study in New Zealand. *Journal of Cleaner Production* [online], 2011, 19(14), p. 1582–1589 [vid. 2014-06-09]. ISSN 09596526. Dostupné z: doi:10.1016/j.jclepro.2011.05.007
- [9] ČHMÚ. *Hydrologická bilance množství a jakosti vody ČR* [online]. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2002–2018. Dostupné z: <http://voda.chmi.cz/opzv/bilance/bilance.htm>
- [10] YANO, S., HANASAKI, N., ITSUBO, N., and OKI, T. Water Scarcity Footprints by Considering the Differences in Water Sources. *Sustainability* [online], 2015, 7(8), p. 9753–9772 [vid. 2016-07-28]. Dostupné z: doi:10.3390/su7089753
- [11] BOULAY, A.M., BARE, J., BENINI, L., BERGER, M., LATHUILLIÈRE, M.J., MANZARDO, A., MARGNI, M., MOTOSHITA, M., NÚÑEZ, M., PASTOR, A.V., RIDOUTT, B., OKI, T., WORBE, S., and PFISTER, S. The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *The International Journal of Life Cycle Assessment* [online], 2018, 23(2), p. 368–378. ISSN 0948-3349, 1614-7502. Dostupné z: doi:10.1007/s11367-017-1333-8
- [12] ANSORGE, L., DLABAL, J., PRCHALOVÁ, H., VYSKOČ, P., VOLOŠINOVÁ, D. a BERÁNKOVÁ, T. *Metodika sestavení vodní stopy v souladu s ISO 14046*. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2017. Výzkum pro praxi, Sešit 66. ISBN 978-80-87402-59-7.
- [13] ANSORGE, L. Aplikace charakterizačního faktoru nedostatku vody ve studiích LCA v podmínkách České republiky – Application of the water unavailability factor for characterisation of water use in LCA studies in the Czech Republic. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* [online], 2016, 58(6), s. 41–52. ISSN 0322–8916. Dostupné z: <http://www.vtei.cz/2016/12/aplikace-charakterizacniho-faktoru-nedostatku-vody-ve-studiich-lca-v-podminkach-ceske-republiky/>
- [14] ANSORGE, L. and BERÁNKOVÁ, T. LCA Water Footprint AWARE characterization factor based on local specific conditions. *European Journal of Sustainable Development* [online], 2017, 6(4), p. 13–20. ISSN 2239-5938. Dostupné z: doi:10.14207/ejsd.2017v6n4p13
- [15] ŠERMER, A. Experimentálné vzorce pre stanovenie strát vody výparom z vodných nádrží. *Vodní hospodářství*, 1961, 11(12), s. 544–547. ISSN 1211-0760.
- [16] MRKVIČKOVÁ, M. Vyhodnocení měření na výparoměrné stanici Hlasivo. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* [online], 2007, 49(2), s. 9–11. ISSN 0322-8916. Dostupné z: <https://www.vtei.cz/archiv/>
- [17] BERAN, A. a VIZINA, A. Odvození regresních vztahů pro výpočet výparu z volné hladiny a identifikace trendů ve vývoji měřených veličin ve výparoměrné stanici Hlasivo. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* [online], 2013, 55(4), s. 4–8. ISSN 0322-8916. Dostupné z: http://www.vtei.cz/wp-content/uploads/2015/08/vtei_2013_4.pdf
- [18] ANSORGE, L. and BERAN, A. Performance of simple temperature-based evaporation methods compared with a time series of pan evaporation measures from a standard 20 m² tank. *Journal of Water and Land Development* [online], 2019, 41(2), p. 1–11. ISSN 1429-7426. Dostupné z: doi:10.2478/jwld-2019-0021
- [19] THORNTHWAITE, C.W. An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geographical Review* [online], 1948, 38(1), p. 55–94 [vid. 2017-12-21]. ISSN 0016-7428. Dostupné z: doi:10.2307/210739
- [20] FORSYTHE, W.C., RYKIEL, E.J., STAHL, R.S., WU, H., and SCHOOLFIELD, R.M. A model comparison for daylength as a function of latitude and day of year. *Ecological Modelling* [online], 1995, 80(1), p. 87–95 [vid. 2017-12-20]. ISSN 0304-3800. Dostupné z: doi:10.1016/0304-3800(94)00034-F
- [21] LAURENT, A. and OWSIANIAK, M. Potentials and limitations of footprints for gauging environmental sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* [online], 2017, 25, Sustainability challenges, p. 20–27 [vid. 2019-09-09]. ISSN 1877-3435. Dostupné z: doi:10.1016/j.cosust.2017.04.003
- [22] BONACCI, O. and RUBINIĆ, J. Water losses from a reservoir built in karst: the example of the Boljuncica reservoir (Istria, Croatia). *Environmental Geology* [online], 2009, 58(2), p. 339–345 [vid. 2020-04-11]. ISSN 1432-0495. Dostupné z: doi:10.1007/s00254-008-1599-z
- [23] HOGEBROOM, R.J., KNOOK, L. and HOEKSTRA, A.Y. The blue water footprint of the world's artificial reservoirs for hydroelectricity, irrigation, residential and industrial water supply, flood protection, fishing and recreation. *Advances in Water Resources* [online], 2018, 113, p. 285–294 [vid. 2018-11-13]. ISSN 0309-1708. Dostupné z: doi:10.1016/j.advwatres.2018.01.028
- [24] ROBESCU, L.D. and BONDREA, D.A. The water footprint from hydroelectricity: a case study for a hydropower plant in Romania. *E3S Web of Conferences* [online], 2019, 85, 06012 [vid. 2019-02-27]. ISSN 2267-1242. Dostupné z: doi:10.1051/e3sconf/20198506012
- [25] BAKKEN, T.H., KJOSAVIK, F., KILLINGTVEIT, Å., and ALFREDSEN, K. Are Reservoirs Water Consumers or Water Collectors? Reflections on the Water Footprint Concept Applied on Reservoirs. *Water Resources Management* [online], 2015, 29(14), p. 4919–4926 [vid. 2019-03-13]. ISSN 1573-1650. Dostupné z: doi:10.1007/s11269-015-1104-x
- [26] ZHANG, J., LEI, X., CHEN, B., and SONG, Y. Analysis of blue water footprint of hydropower considering allocation coefficients for multi-purpose reservoirs. *Energy* [online], 2019, 188, 116086 [vid. 2019-09-16]. ISSN 0360-5442. Dostupné z: doi:10.1016/j.energy.2019.116086
- [27] XUE, Y., CHEN, Y., CUI, D., XIE, Y., ZENG, W. and ZHANG, J. Monthly Allocation of Water Resources and Pollutant Loads in a Basin Based on the Water Footprint and Fallback Bargaining. *Sustainability* [online], 2019, 11(23), p. 6836 [vid. 2020-04-12]. Dostupné z: doi:10.3390/su11236836
- [28] ANSORGE, L. and DLABAL, J. Comparative water scarcity footprint study of two nuclear power plants. *Scientific Review – Engineering and Environmental Sciences* [online], 2017, 26(4), p. 489–497. ISSN 1732-9353. Dostupné z: doi:10.22630/PNIKS.2017.26.4.47
- [29] ANSORGE, L. and DLABAL, J. Srovnání vlivu volby prostorového měřítka charakterizačního faktoru AWARE na příkladu JE Dukovany a Temelín. *ENTECHO* [online], 2018, 1(2), s. 1–6 [vid. 2018-12-29]. ISSN 2571-1040. Dostupné z: doi:10.3260/ENTECHO.2018.11.001

Autor

Ing. Libor Ansoerge, Ph.D.

✉ libor.ansorge@vuv.cz

ORCID: 0000-0003-3963-8290

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

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2020.04.002

Příprava a hodnocení nanovláčenných materiálů pro aplikace v oblasti čištění odpadních vod

KAREL HAVLÍČEK, MAGDA NECHANICKÁ, LUCIE SVOBODOVÁ

Klíčová slova: nosiče biomasy – FISH – charakterizace nanovláčen – nitrifikace – real-time qPCR – respirometrie – SEM

SOUHRN

Nanomateriály získaly velkou pozornost v různých oblastech díky svým unikátním vlastnostem. Jednou z možných aplikací nanovláčen, díky jejich specifickému povrchu, je nosič biomasy, tedy imobilizace mikroorganismů následovaná tvorbou biofilmu. Protože vlastnosti nanovláčenného nosiče mají významný dopad na rychlost mikrobiální kolonizace a funkčnost biofilmu, variabilita parametrů při přípravě nanovláčen (materiál, modifikace, struktura povrchu apod.) umožňuje vytvořit specifické prostředí pro dané bakterie.

Hlavním cílem této práce je zkoumání vlastností nanovláčen připravených různými zvláčňovacími technologiemi a hodnocení jejich aplikace při biologickém čištění odpadních vod. Jako materiál byly pro výrobu nanovláčen využity dva typy polymerů, polyuretan a polyvinylbutyral, které byly zvláčňeny za obdobných podmínek. Pro přípravu nanovláčenných materiálů bylo použito pět zvláčňovacích technologií: zvláčňování střídavým proudem, zvláčňování stejnosměrným proudem z tyčky, z jehly a ze struny (technologie Nanospider™) a elektro-odstředivé zvláčňování. Analýza struktur a morfologie nanovláčen včetně drsnosti povrchu byla provedena pomocí skenovací elektronové mikroskopie (SEM) a pomocí konfokální mikroskopie, zatímco biologická rozložitelnost nanovláčen byla stanovena normovaným respirometrickým testem (stanovení BSK). Na základě výsledků z těchto analýz byl zvolen nejvhodnější nanovláčenný materiál pro biologické aplikace – polyvinylbutyral připravený pomocí technologie Nanospider™, který byl následně testován v biologickém laboratorním reaktoru jako nosič biomasy. Během provozu bioreaktoru byl sledován průběh nitrifikace, resp. růst nitrifikačních bakterií pomocí respirometrie a molekulárně-genetických metod (FISH a real-time qPCR). Výsledky analýz ukazují, že zvolený PVB nosič výrazně podporoval růst biomasy, kde bylo pomocí molekulárně genetických metod nalezeno značné zastoupení nitrifikačních bakterií. Navíc, chemismus reaktoru v průběhu experimentu potvrdil vysokou účinnost nitrifikačního procesu.

ÚVOD

Materiály z nanovláčen (netkané textilie, scaffoldy a jiné 3D struktury) byly již použity v mnoha komerčních a výzkumných oblastech – filtrace, biotechnologie, různé environmentální aplikace, farmaceutický průmysl, kosmetika, tkáňové inženýrství a medicína [1–3]. K přípravě nanovláčen lze použít řadu dostupných technik, jako je separace fází, drawing, samoskladba, chemické depozice z plynné fáze, meltblown, elektrospinning [4] atd. Elektrostatické zvláčňování je v současnosti značně rozšířené a dává možnost vyrábět nanovláčna v průmyslovém měřítku [5]. S přípravou nanovláčenných materiálů a jejich budoucí aplikací jsou spojena tři základní témata: (1) možnost ekonomicky výhodné

velkoobjemové výroby, (2) vhodné nastavení a reprodukovatelnost ve všech fázích výroby a (3) bezpečnostní a environmentální atributy.

Nanovláčna připravená pomocí elektrostatického zvláčňování mají vysoký poměr plochy povrchu k objemu, značnou pórovitost, dobré mechanické vlastnosti a velmi specifické povrchové vlastnosti [1]. Možnost zpracování široké škály polymerů poskytuje prostor pro manipulaci a kontrolu povrchové struktury nanomateriálů, průměrů vláčen a pórovitosti [6]. Průměr vláčen a další vlastnosti lze ovlivnit koncentrací polymeru, molekulovou hmotností nebo koncentrací či viskozitou roztoku, nastavením elektrického napětí, zvolenými technickými parametry zařízení (zvláčňovací tryska, průměr elektrody, vzdálenost elektrod apod.) a parametry okolního prostředí [7, 8].

Polyvinylbutyral (PVB) je netoxický polymer bez zápachu a šetrný k životnímu prostředí a je vhodnou organickou složkou pro výrobu organických/anorganických hybridních kompozitů. PVB je široce používán v mnoha aplikacích kvůli nízkým nákladům na výrobu, flexibilitě, dobré přilnavosti a kvůli jeho dlouhodobé stabilitě. Navíc vykazuje dobré mechanické a vynikající dielektrické vlastnosti a je odolný vůči vlhkosti (stabilita ve vodném prostředí) [9]. Polyuretan (PUR) má širokou škálu různých chemických modifikací, na kterých závisí jeho výsledné mechanické a fyzikálně-chemické vlastnosti. Lze připravit PUR biologicky stabilní a zároveň biokompatibilní. Tyto polymery byly vybrány pro jejich rozdílné strukturální vlastnosti, průmyslovou produkci (široké využití) a dobré mechanické vlastnosti.

Nejčastěji se charakterizace nanovláčenných materiálů zajišťuje pomocí skenovací elektronové mikroskopie (SEM). Jen málo prací však zkoumá vliv procesních parametrů na morfologii výsledné nanovláčenné sítě [7], s výjimkou hodnocení průměru vláčen [5, 8, 10–12]. Za účelem zjištění specifických vlastností nanomateriálů je nezbytné pochopit ovlivnění distribuce a struktury nanovláčen samotným zvláčňovacím procesem. Například integrita povrchu má značný vliv na adhezi buněk, jejich růst a proliferaci, zatímco vnitřní struktura nanovláčen ovlivňuje uvolňování inkorporovaných biologicky aktivních látek a proliferaci buněk do vnitřní struktury materiálu [6]. Charakterizace nanovláčen je v současnosti považována za jednu z nejzajímavějších oblastí výzkumu nanovláčen. Z tohoto důvodu jsme provedli podrobnou analýzu připravených nanovláčen pomocí obrazové analýzy snímků SEM s cílem posoudit základní strukturální vlastnosti nanovláčen důležité pro biologické interakce.

Konkrétně pro biologické aplikace (např. nosiče biomasy) nanovláčenných struktur je nutné znát jejich detailní charakteristiku, aby bylo možné odhadnout chování bakterií (biofilm) na jejich povrchu, respektive v povrchové struktuře. Základními parametry jsou povrchový náboj, pórovitost, morfologie povrchu, která silně souvisí s buněčnou adhezí a další specifické fyzikálně-mechanické vlastnosti [13, 14]. Například u procesu nitrifikace a denitrifikace v odpadních vodách dochází k značnému ovlivňování aktivit mikroorganismů typem biomasy, ve které se bakterie nachází (aktivovaný kal/biofilm na nosičích), a tedy

k ovlivňování účinnosti zmíněných procesů. Výhody použití těchto typů nosičů v oblasti čištění odpadních vod jsou popsány ve studii Sharma a kol. [15]. V současné době je použití nosičů biomasy jedna z možností, jak zvyšovat účinnosti stávajících ČOV bez nutnosti finančně náročných stavebních úprav objektů.

MATERIÁLY A METODY

Použité polymery

V této studii byly použity dva typy polymerů – PVB a PUR. Desetiprocentní hm. roztok PVB (Mowital B 60 H, Kuraray America Inc., USA; průměrná molekulová hmotnost 60 000 amu) byl připraven v etanolu (9: 1 Et-OH: PVB). Nejvhodnější polymerní roztok PUR (tj. nejvhodnější parametry pro elektrostatické zvláknování, zejména pokud jde o viskozitu) byl vybrán z rozmezí koncentrací PUR v dimethylformamidu (18–35 % hm.). Nemůžeme poskytnout podrobnější informace o koncentracích použitých v tomto bodě, protože jsou předmětem průmyslové ochrany.

Použité zvláknovací metody

Pro přípravu nanovláken bylo použito pět typů zvláknovacích metod (elektrospinning) se stejným a střídavým zdrojem napětí (viz *tabulky 1 a 2*). Podstatou elektrospinningu je tvorba nanovláken z polymerního roztoku za přítomnosti elektrických sil. Metody se liší zdrojem napětí, typem elektrod a kolektorů, uspořádáním zařízení, produktivitou, strukturou připravených nanovláken a dalšími specifickými parametry.

Tabulka 1. Procesní parametry pro přípravu PVB nanovláken
Table 1. Process parameters for the preparation of PVB nanofibers

Metoda zvláknování	Vzdálenost elektrod (m)	Napětí na elektrodě (kV)	Napětí na kolektoru (kV)	Proud na elektrodě (mA)	Proud na kolektoru (mA)	T (°C)	H (%)
AC elektrospinning	–	35–37	–	max. 1,5	–	22–25	22–28
Tyčka (DC)	0,120	14–20	–	max. 0,8	–	22–25	22–28
Nanospider (DC)	0,142	37–41	-16-- -18	0,21–0,22	0,2–0,27	22–25	15–21
Jehla (DC)	0,120	18–22	–	max. 0,5	–	22–25	22–28
Odstředivé (DC)	0,095	15	–	max. 0,5	–	22–25	23–29

Tabulka 2. Procesní parametry pro přípravu PUR nanovláken
Table 2. Process parameters for the preparation of PUR nanofibers

Metoda zvláknování	Vzdálenost elektrod (m)	Napětí na elektrodě (kV)	Napětí na kolektoru (kV)	Proud na elektrodě (mA)	Proud na kolektoru (mA)	T (°C)	H (%)
AC Electrospinning	–	35–37	–	max. 1,5	–	22–25	22–28
Rod (DC)	0,120	17–23	–	max. 0,8	–	22–25	22–28
Nanospider (DC)	0,142	40–44	-16-- -18	0,21–0,22	0,2–0,27	22–25	15–21
Needle (DC)	0,120	20–24	–	max. 0,5	–	22–25	22–28
Centrifugal (DC)	0,095	15	–	max. 0,5	–	22–25	23–29

Mikroskopická charakterizace nanovláken

Snímky SEM byly vyfoceny pomocí mikroskopu UHR FE-SEM Carl Zeiss ULTRA Plus (Carl Zeiss, Německo) při zvětšení 12–1 000 000x v režimu SE a při akceleračním napětí 0,02–30 kV. Vzorky nanovláken (bez podkladové vrstvy) byly pečlivě nařezány na čtverce o velikosti 5 × 5 mm a připevněny k terčům pomocí lepicí pásky. Na vzorky byla nanášena zlatá vrstva (přístroj Coorum Q150R ES, Quorum Technologies, UK), aby byla zajištěna dostatečná vodivost pro všechny vzorky.

Analýza obrazu byla provedena v programu Matlab [16] a zahrnovala šest základních kroků, které byly naprogramovány v rámci této práce. Konfokální mikroskopie byla provedena na vysoce výkonném 3D optickém mikroskopu S neox (Sensofar metrology, Španělsko) s objektivem EPI 20X v35, který umožňuje bezkontaktní optické 3D profilování. Neox používá senzor s vysokým rozlišením 1 360 × 1 024 pixelů (pozorovaná plocha 850,08 × 709,32 μm). Vzorky nanovláken (bez podkladu) byly nařezány na čtverce 10 × 10 mm a přilepeny k laboratornímu sklíčku pomocí lepicí pásky, čímž byla zajištěna stabilita vzorků pro vyhodnocení povrchu. Na vzorky byla nanášena zlatá vrstva pro snížení transparentnosti nanovláken.

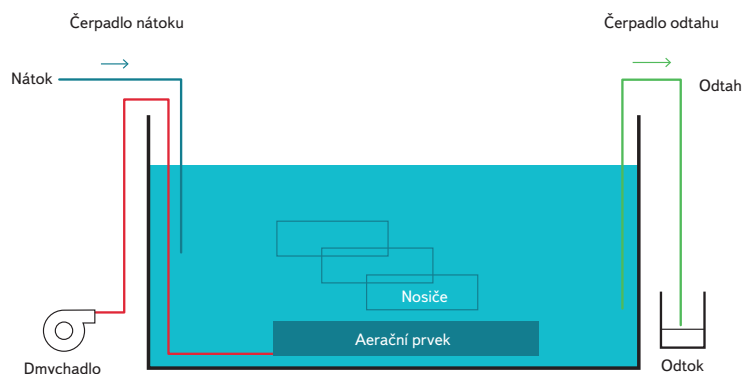
Biodegradace nanovláken

Biologická rozložitelnost nanovláken byla stanovena pomocí respirometrie na základě měření biologické spotřeby kyslíku (BSK) v přítomnosti aerobních mikroorganismů ve vodném prostředí podle EN ISO 1485. Hodnota BSK byla měřena pomocí respirometru Micro-Oxymax (Columbus Instruments Int., USA). K testu byla použita destilovaná voda (vodivost 3,0 S-cm⁻¹) a standardní testovací medium (podle normy). Bakteriální inokulum bylo připraveno odsazením aktivovaného kalu odebraného z čistírny odpadních vod (Liberec, Česká republika;

vzorkované na konci nitrifikační nádrže). Hmotnost sušiny kalu byla $4,3 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ a hodnota KTJ (kolonie tvořící jednotky) byla stanovena na $100\,000 \text{ KTJ} \cdot \text{ml}^{-1}$. Vzorky byly měřeny v duplikátu po dobu 28 dnů. Výsledné hodnoty biodegradace D_t pro každý vzorek byly vypočteny jako $(\text{BSK} \cdot 100)/\text{TSK}$, kde TSK je teoretická spotřeba kyslíku v $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$.

Laboratorní biologický reaktor

Model biologického reaktoru (obr. 1) tvoří otevřená silnostěnná skleněná nádoba ($\varnothing 24 \text{ cm}$) o objemu 18 litrů. Na dně nádoby jsou po stranách instalovány provzdušňovací elementy napojené na dmychadlo (AirMac, DB40, $48 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$), které zajišťuje homogenní provzdušňování systému. Před zahájením provozu byl bioreaktor inokulován aktivovaným kalem z nitrifikační nádrže komunální ČOV Liberec. Do reaktoru byla jako nátok přiváděna modelová odpadní voda obsahující NH_4Cl jako zdroj dusíku a fosfátový pufr pro stabilizaci pH a jako zdroj fosforu (PO_4^{3-}). Celkový objem vody v reaktoru byl 8 l (při maximálním naplnění). Kontinuální provoz byl zajišťován peristaltickými čerpadly (Watson Marlow Sci-Q323). Na dně nádoby byly v nerezových rámečcích umístěny testované nosiče biomasy o velikosti $55 \times 55 \text{ mm}$. Celý systém nosičů byl nepřetržitě ponořen.



Obr. 1. Schéma prototypu biologického reaktoru pro testování nosičů biomasy
Fig. 1. Schema of a prototype biological reactor for testing biomass carriers

Tabulka 3. Seznam testovaných markerů

Table 3. List of tested markers

Cílová skupina	Marker	Gen	Sekvence markeru (3' → 5') ^[2]	Zdroj
bakterie	U16SRT	16S rDNA	F: ACTCCTACGGGAGGCAGCAGT R: TATTACCGCGGCTGCTGGC	(Clifford, 2012)
AOB	<i>amoA</i>	<i>amoniak monoxygenáza, Nitrosomonas sp.</i>	F: GGGGTTTCTACTGGTGGT R: CCCCTCKGSAAGCCTTCTTC	(Rotthauwe, 1997)
NOB	NSR	16S rDNA <i>Nitrospira sp.</i>	F: CCTGCTTTCAGTTGCTACCG R: GTTTCAGCGCTTTGTACCG	(Dionisi, 2002)
NOB	<i>nxB</i>	<i>nitrit oxidoreduktáza β subjednotka, Nitrospira sp.</i>	F: TACATGTGGTGAACA R: CGGTTCTGGTCRATCA	(Pester, 2013)
NOB	<i>NxB1</i>	<i>nitrit oxidoreduktáza β subjednotka, Nitrobacter sp.</i>	F: ACGTGGAGACCAAGCCGGG R: CCGTGCTGTTGAYCTCGTTGA	(Vanparys 2006; Geets, 2007)
NOB	<i>nxA</i>	<i>nitrit oxidoreduktáza α subjednotka, Nitrobacter sp.</i>	F: CAGACCGACGTGTGCGAAAG R: TCYACAAGGAACGGAAGGTC	(Poly, 2008)

Biologický modul pracuje jako SBR (Sequencing Batch Reactor) ve dvou operačních cyklech během dne. První tři dny probíhalo v bioreaktoru cyklické opakování následujících procesů: nátok + aerace (10,5 h), nátok + sedimentace (0,5 h) a odtah odpadní vody na polovinu objemu reaktoru (0,5 h). Po odkalení bioreaktoru (po třech dnech od spuštění) byla aerace spuštěna nepřetržitě a k sedimentaci již nedocházelo. Dále byla udržována pouze biomasa přisedlá/narostlá na nosičích, tj. bez suspendovaného kalu. Teplota vody byla stabilně v rozmezí 19 až 22 °C a pH v neutrální oblasti, nanejvýš v mírně kyselé. Koncentrace jednotlivých sloučenin dusíku a fosforu a CHSK byly měřeny pomocí kyvetových testů (od společnosti Lange) na spektrofotometru HACH DR 6000 UV-VIS od společnosti Hach-Lange.

V průběhu experimentu byl vývoj nitrifikačních bakterií, tj. amoniak oxidujících (AOB) a dusitan oxidujících (NOB) bakterií, v biofilmu na nanovlákněch pozorován pomocí real-time kvantitativní polymerázové řetězové reakce (qPCR). Na konci experimentu byla navíc přítomnost AOB a NOB na nanovlákněch analyzována pomocí metody fluorescenční in situ hybridizace (FISH) a aktivita nitrifikační mikrobioty byla sledována pomocí respirometrického měření.

Metody molekulárně-genetické

Pro detekci přítomnosti AOB a NOB v biofilmu na nanovlákněch z bioreaktoru pomocí molekulárně-genetických metod, real-time qPCR a FISH, byla vytřepána biomasa ze čtverce nanovláken o velikosti $6 \times 6 \text{ mm}$ použitím ultrazvuku (15 min, 35 kHz, 20 °C). Z vytřepané biomasy byla pro účely real-time PCR provedena extrakce bakteriální DNA, zatímco pro FISH analýzu proběhla fixace a permeabilizace buněk.

Extrakce DNA z biomasy byla provedena pomocí kitu specializovaného na vysoce inhibované vzorky, NucleoSpin Soil (Macherey-Nagel, Německo). Koncentrace DNA byla měřena pomocí fluorometru Qubit® 2.0. Z izolované DNA byla provedena real-time qPCR analýza na přístroji LightCycler® 480 (Roche). Jako fluorescenční zdroj bylo použito fluorogenní interkalační barvivo typu SYBR Green. Cílem qPCR analýzy bylo na jednotlivých nosičích detekovat jak celkové bakteriální oživení, tak přítomnost funkčních genů a klíčového mikrobiálního konsorcia podílejících se na obou krocích nitrifikace, oxidace amoniaku (AOB) a dusitanu (NOB). Informace k testovaným markerům pro real-time qPCR jsou uvedeny v tabulce 3.

Protokol metody FISH sestával ze čtyř základních kroků: (1) fixace a permeabilizace buněk, (2) hybridizace fluorescenčních sond specifických pro EUB, AOB a NOB, (3) vymytí nenavázaných sond a (4) mikroskopická analýza. Detekce označených buněk byla provedena pomocí fluorescenčního mikroskopu ZEISS Axio Imager.M2 s kamerou AxioCamICc1. Kvantifikace označených buněk na snímcích z fluorescenčního mikroskopu byla provedena pomocí programu Matlab (MathWorks). Vyhodnocení přítomnosti a množství specifických bakterií (AOB, NOB a EUB) bylo prováděno na základě poměru ploch buněk s červenou fluorescencí (AOB nebo NOB) k oblastem buněk se zelenou fluorescencí (EUB). Z každého vzorku bylo pořízeno cca 20 snímků. Použité FISH sondy jsou shrnuty v *tabulce 4*.

Metoda respirometrická

Systém respirometru Micro-Oxymax (Columbus Instruments) se v základu skládá z čerpadla vzorků, rozšiřovacího rozhraní a individuálních plynových čidel pro každý měřený plyn. Průtoky plynů mohou být zvoleny od 100 do 500 ml·min⁻¹ a rozsahy senzorů jsou pro CO₂ 0–0,9 % a pro O₂ 15–21,5 %.

Pro respirometrické měření byl vzorek nanovláknenného nosiče z bioreaktoru (čtverec 55 × 55 mm) umístěn do láhve obsahující 200 ml BSM média, 20 mg·l⁻¹ N-NH₄⁺ a 10 ml fosfátového pufru. Připravené láhve byly následně umístěny na respirometr, kde byl po zadání parametrů měření celý systém utěsněn, a lahve se vzorky byly umístěny na třepačku, která zajišťovala promíchávání obsahu během měření. Vyhodnocení respirací probíhalo v programu Matlab (The Mathworks, Inc.).

VÝSLEDKY A DISKUSE

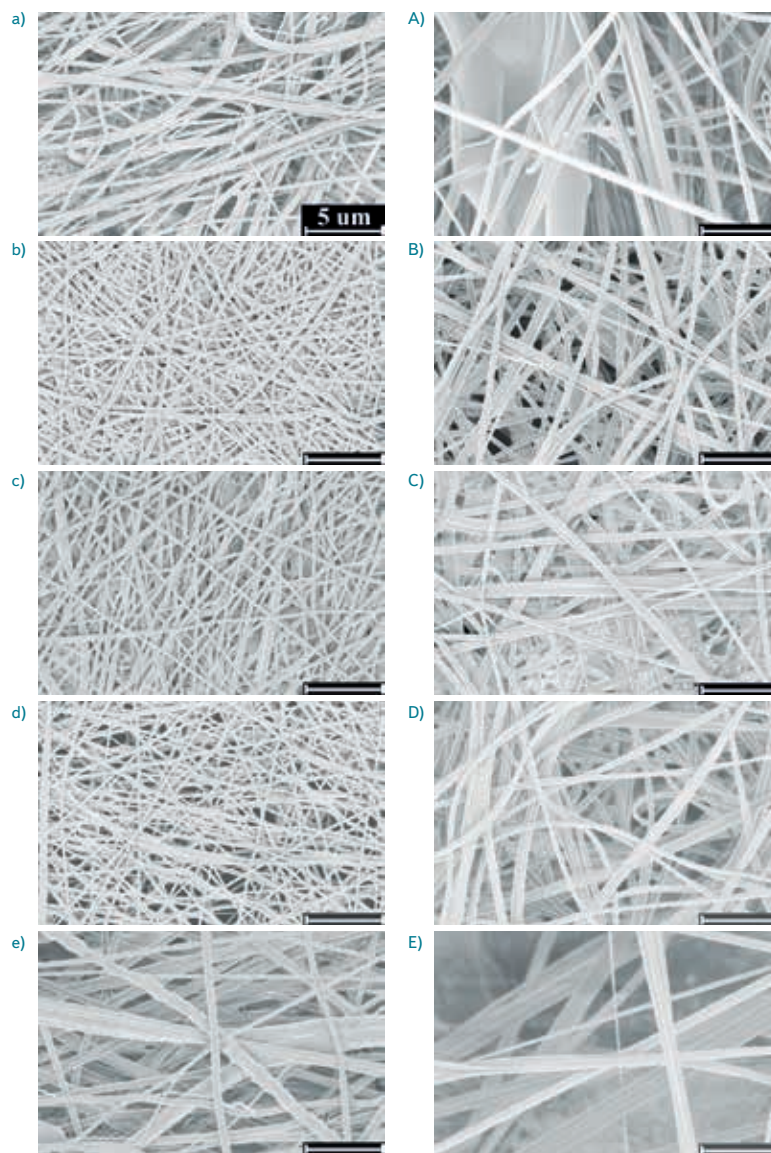
SEM a analýza obrazu

Vizualizace struktury nosičů pomocí SEM (*obr. 2*) a následná analýza obrazu se v této studii ukázaly jako klíčové pro pochopení interakcí mezi buňkami a nosičem. Analýza SEM snímků (*obr. 3*) přispěla k rozlišení základních rozdílů mezi testovanými nanovláknennými materiály a umožnila stanovit nejhodnější polymer a metodu pro přípravu vhodného nosiče biomasy.

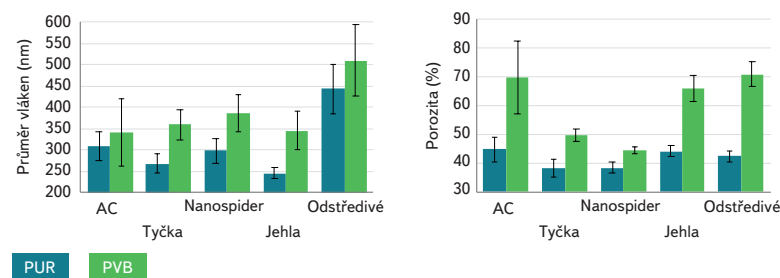
Tabulka 4. Seznam a popis použitých FISH sond

Table 4. List and description of used FISH probes

Sonda	Sekvence bází (5' → 3')	Specifikace
EUB338	GCT GCC TCC CGT AGG AGT	Většina bakterií, vláken i jednotlivých buněk
EUB338II	GCA GCC ACC CGT AGG TGT	Planctomycetales
EUB338III	GCT GCC ACC CGT AGG TGT	Verrucomicrobiales
Nso190	CGA TCC CCT GCT TTT CTC C	Amoniak oxidující bakterie, betaproteobakteria
Nso1225	CGC CAT TGT ATT ACG TGT GA	Amoniak oxidující bakterie, betaproteobakteria
Ntspa712	CGC CTT CGC CAC CGG CCT TCC	Phylum Nitrospirae
Ntspa662	GGA ATT CCG CGC TCC TCT	Genus <i>Nitrospira</i>

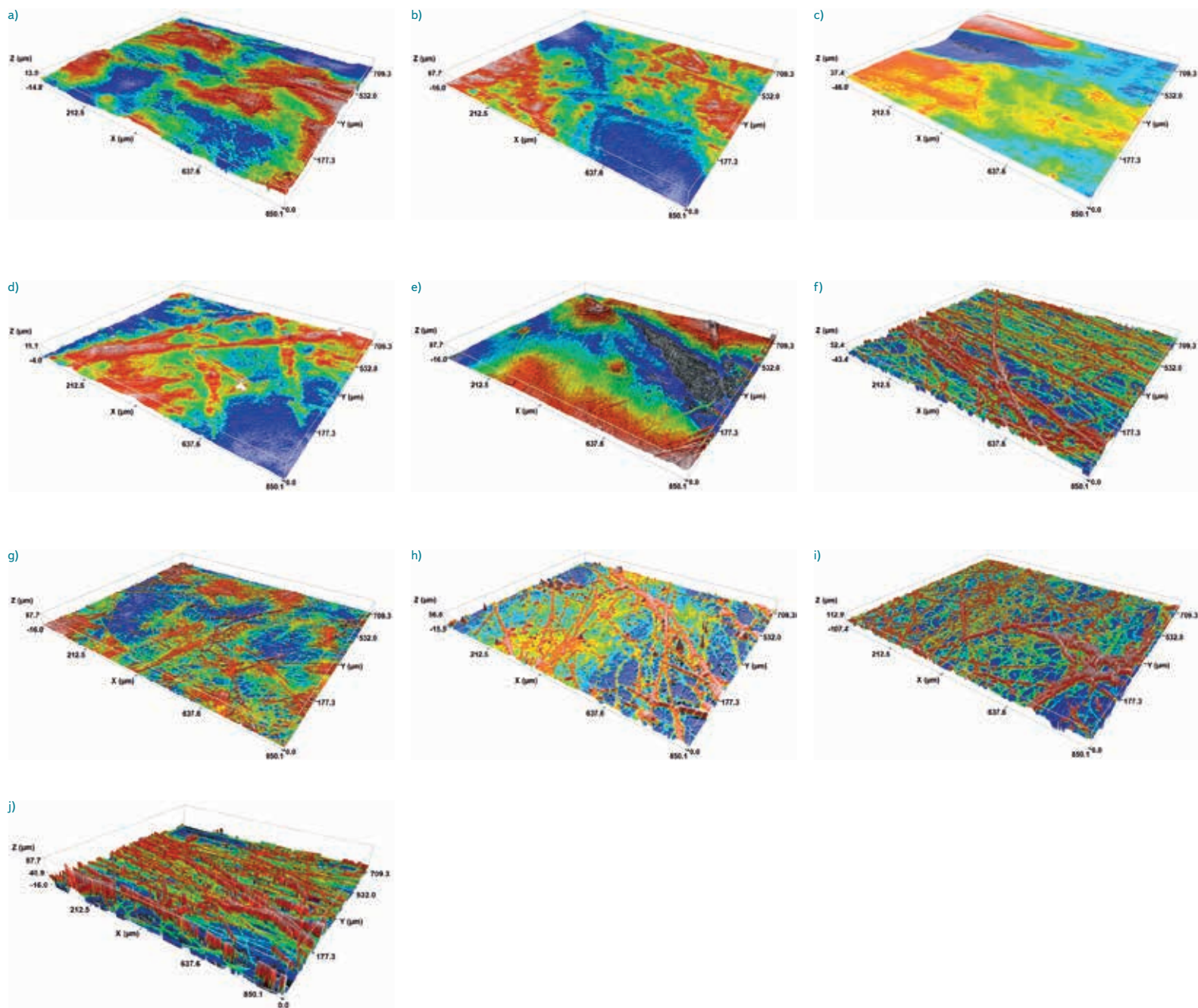


Obr. 2. SEM snímky nanovláknenných nosičů PUR (vlevo) a PVB (vpravo) z metod (a, A) AC elektrospinning, (b, B) tyčka (DC), (c, C) Nanospider™ (DC), (d, D) jehla (DC) a (e, E) elektro-odstředivé zvláknění (DC); měřítko odpovídá 5 μm
Fig. 2. SEM images of nanofiber carriers PUR (left) and PVB (right) from methods (a, A) AC electrospinning, (b, B) rod (DC), (c, C) Nanospider™ (DC), (d, D) needle (DC) and (e, E) electro-forcespinning (DC); the scale corresponds to 5 μm



Obr. 3. Výsledky analýzy obrazu SEM: (a) průměr vláken (v nanometrech), (b) pórovitost vláken (v procentech); všechna data jsou zobrazena jako průměrné hodnoty se standardní odchylkou

Fig. 3. Results of SEM image analysis: (a) fiber diameter (nanometers), (b) fiber porosity (percent); all data are displayed as mean values with standard deviation



Obř. 4. Snimky z konfokální mikroskopie povrchu nanovláknenných nosičů PUR (a–e) a PVB (f–j) z metod (a, f) AC elektrospinning, (b, g) tyčka (DC), (c, h) Nanospider™ (DC), (d, i) jehla (DC) a (e, j) elektro-odstředivé zvláknění (DC); horní vrstvy nanovláken jsou zobrazeny červeně, zatímco spodní vrstvy nanovláken jsou modřé
 Fig. 4. Confocal microscopy images of the surface of nanofiber carriers PUR (a–e) and PVB (f–j) from methods (a, f) AC electrospinning, (b, g) rod (DC), (c, h) Nanospider™ (DC), (d, i) needle (DC) and (e, j) electro-forcespinning (DC); the top layers of nanofibers are shown in red, while the bottom layers of nanofibers are blue

Nejmenší průměr měla u obou polymerů nanovláknna vyrobená metodou DC elektrospinning z jehly, což bylo pravděpodobně způsobeno horizontální konfigurací jehlové elektrody, která má navíc malý průměr. Polymer prochází úzkým prostorem na výstupu z elektrody (jehly), a proto je již v tomto bodě tvarován. Jakékoli snížení vnitřního průměru jehly zvyšuje povrchové napětí roztoku a má za následek menší kapičky, což způsobuje snížení rychlosti letícího nanovláknna a poskytuje delší časový úsek pro tažení, resp. tvárění vláknna. Naopak nejsilnější nanovláknna byla získána z odstředivého elektrostatického zvláknění s PVB polymerem, kde nedocházelo k tak výraznému tažení vlákn

jako v případě metod ostatních (kratší dráha letu vláknna). Jiné způsoby zvláknění nevykazovaly znatelné změny průměrů nanovlákn. PUR nanovláknna měla také tendenci být kompaktnější (tj. hustější uspořádaní) a tvořila koherentnější vrstvu obsahující méně viditelné defekty, tj. mezery mezi vláknny byly rovnoměrnější.

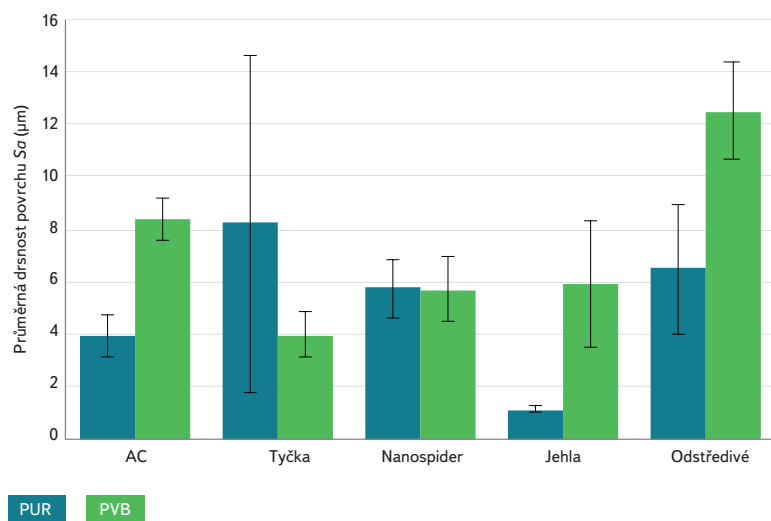
Poréznost PUR polymeru dosáhla hodnot v rozmezí 38 až 45 %. Velikost pórů byla mírně větší při použití AC a odstředivého elektrostatického zvláknění. PVB nanovláknenné struktury vykazovaly drsnější uspořádaní povrchu a chaotičtější řazení jednotlivých vlákn, což pravděpodobně souviselo

s pórovitostí struktur. Nejnižší porozity a velikosti pórů pro PVB bylo dosaženo na Nanospideru, avšak výsledky porozit se globálně příliš neliší.

Vyhodnocení dále ukázalo, že typ zvoleného polymeru i použítá zvláknovací technologie měly výrazný vliv na uspořádanost nanovlákněné struktury. Nejvyšší linearita vláken byla dosažena odstředivým elektrostatickým zvláknováním s PVB polymerem, zatímco nejvyšší stupeň neuspořádanosti vykazovaly PUR nanovlákná připravená AC zvláknováním.

Konfokální mikroskopie

Chování buněk na polymerních materiálech (např. adsorpce a proliferace) závisí do značné míry na povrchových vlastnostech materiálu, včetně smáčivosti, hydrofility/hydrofobity, chemickém složení, distribuci povrchového náboje, tuhosti a zejména drsnosti povrchu. Při studiu povrchu nanovlákněných struktur pomocí konfokální mikroskopie lze hodnotit jejich makro-geometrii (tvar, zvláknění povrchu), mikro-geometrii (drsnost povrchu) a nano-geometrii (drsnost jednotlivých vláken). Tato metoda je považována za užitečnou a nedestruktivní možnost charakterizace povrchu široké škály materiálů. Členitost povrchu PVB nanovláken je zobrazena na obr. 4.



Obr. 5. Drsnost povrchu nanovláken (S_a) stanovená z analýzy snímků konfokální mikroskopie je zobrazena jako průměrná hodnota se standardní odchylkou
Fig. 5. Nanofiber surface roughness (S_a) determined from confocal microscopy image analysis is shown as the mean value with standard deviation

Hlavní rozdíl mezi nanovlákněnými strukturami PUR a PVB z různých zvláknovacích metod byl v drsnosti povrchu nanovláken (obr. 5), jak ukazuje konfokální mikroskopie. Ve většině případů měl PUR hladší povrch, což může být dáno jeho specifickými vlastnostmi (viskoelastický a vykazuje slabší intramolekulární síly). Naproti tomu PVB je amorfní termoplastický polymer, jehož nanovlákněná vrstva vykazovala drsnější povrch, tj. nanovlákná vyčnívala více na povrch a tvořila hladkou rovnoměrnou vrstvu. To bylo pravděpodobně způsobeno vyšší přítomností deformovaných nanovláken ve vrstvě PVB v kombinaci s jejich chaotickým uspořádáním. Nejedná se tedy pouze o plošnou nerovnoměrnost povrchu, ale o bodové výstupy („nano“ a „mikro“ drsnost povrchu), které jsou důležité právě pro adhezi mikroorganismů k substrátu [17]. Konfokální mikroskopie i analýza SEM ukázaly, že z DC metod mají vrstvy kompaktnější a jemnější povrchy než z metody AC a odstředivého elektrostatického zvláknování.

Biodegradace nanovlákněných nosičů

Rychlost degradace polymeru závisí převážně na jeho chemické struktuře, přítomnosti hydrolytických nestabilních vazeb, úrovni hydrofility/hydrofobity, krystalické nebo amorfní morfologii, poměru jednotlivých složek kopolymeru nebo jeho molekulové hmotnosti [10]. Očekává se, že buněčná proliferace i biologická rozložitelnost budou také záviset na uspořádání a geometrii nanovlákněných materiálů [18].

Biodegradace v této studii byla obecně velmi nízká pro oba polymery (ze všech metod). Byla prokázána stabilita obou polymerů v inokulovaném vodním prostředí a na základě výsledků lze jako jediný, avšak nepatrný, rozdíl zmínit zanedbatelně vyšší stabilitu PUR oproti PVB (v jednotkách tisícín procent). Biodegradace všech připravených nosičů tedy byla z makro-hlediska zanedbatelná, a tedy tyto nosiče se jeví jako vhodné pro používání ve vodním prostředí.

Biologické testování nosičů

Na základě výše zmíněné charakterizace nanovláken byla pro testování v bioreaktoru vybrána PVB nanovlákná připravená Nanospiderem jako nejvhodnější materiál z hlediska predikované proliferace buněk, náročnosti přípravy a ekonomických parametrů. Při výběru nejvhodnější zvláknovací metody bylo nutné zohlednit možnost průmyslové produkce nanovláken Nanospiderem, což výrazně snižuje celkové náklady na výrobu. PVB je dnes velmi rozšířený polymer, jehož cena umožňuje přípravu levných, ale zároveň velmi kvalitních materiálů. Výrobní cena vrstvy PVB nanovláken vyrobené pomocí Nanospideru se pohybuje v řádech korun za 1 m². Navíc, nanovlákná PVB připravená tímto typem zvláknování mají vhodné strukturální vlastnosti a příprava zvláknovacího roztoku je velmi snadná (prosté rozpuštění polymeru PVB v etanolu v daném poměru). Naopak v případě PUR je příprava zvláknovacího roztoku podstatně složitější (nastavení zvláknovacích parametrů, precizní namíchání polymerního roztoku a nízká zvláknitelnost metodou Nanospider) a cena jednotlivých složek je vyšší. Ekonomicky přijatelná varianta výroby nanovlákněných nosičů je také pomocí metody AC elektrospinning. Vrstvy z této metody jsou však více neuspořádané a jejich mechanická stabilita je podstatně nižší. U ostatních metod se cena příliš navyšuje díky nízké produktivitě a náročnější obsluze zařízení.

Porozita na úrovni 45 % u PVB je přijatelná pro osídlování bakteriemi a zároveň není příliš velká, aby se mikroorganismy dostávaly hluboko do vnitřní struktury, kde se značně snižuje kontakt s polutanty a dochází k nahromadění neaktivního biofilmu. Z hlediska povrchu je PVB oproti PUR jednoznačně výhodnější materiál pro výrobu nosiče biomasy, jelikož PUR je spíše hladší bez výraznějších bodových výstupů. Bioreaktor s vybranými PVB nosiči byl v provozu dva měsíce a byl sledován nárůst biofilmu na nosičích, resp. aktivita mikroorganismů.

CHEMISMUS REAKTORU

Průběžné fyzikálně-chemické testování reaktoru (tabulka 5) sloužilo ke sledování účinnosti nitrifikace.

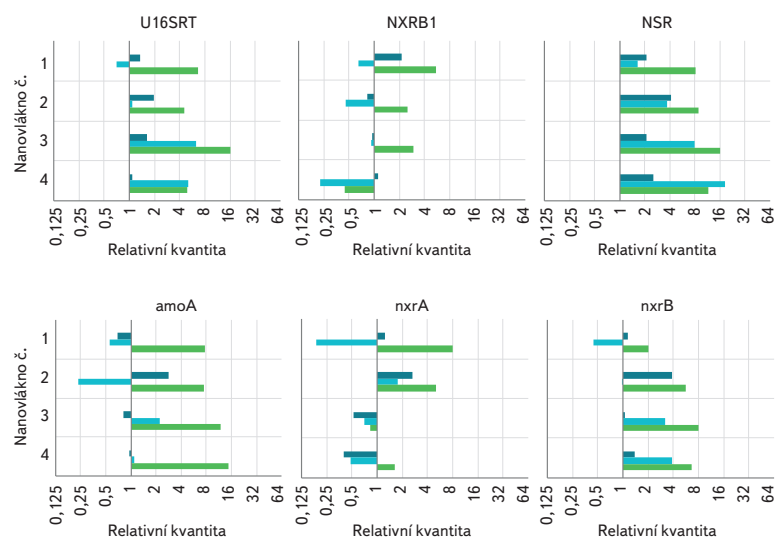
Cílem chemické analýzy bylo sledování rozdílných koncentrací amoniakálního dusíku ve vstupní (modelové) vodě a v odtoku. Z poklesu koncentrace N-NH_4^+ iontů a z nárůstu N-NO_3^- iontů bylo možné sledovat míru oxidace amoniakálního dusíku na dusičnany. Sledováním koncentrace dusitanů byla ověřována kompletnost nitrifikace.

Koncentrace N-NH_4^+ v modelové vodě (nátok) kolísala mezi 9,5 a 15,0 mg·l⁻¹. Koncentrace N-NH_4^+ v odtoku z reaktoru byla typicky menší než 0,5 mg·l⁻¹, což ukazuje na vyšší než 95% účinnost oxidace amoniaku. Kompletní nitrifikace byla prokázána zanedbatelnou koncentrací N-NO_2^- iontů v reaktoru (< 0,1 mg·l⁻¹).

Tabulka 5. Výsledky analýz chemismu bioreaktoru v týdenních intervalech
Table 5. Results of bioreactor chemistry analyzes at weekly intervals

Odběr	CHSK [mg·l ⁻¹]	N-NO ₂ [mg·l ⁻¹]	N-NO ₃ [mg·l ⁻¹]	N-NH ₄ [mg·l ⁻¹]	pH
1. týden	11,1	1,570	9,2	2,680	5,9 → 8,0*
2. týden	5,7	0,244	11,2	0,286	5,4 → 7,6*
3. týden	5,2	0,071	10,7	0,157	6,7 → 7,0*
4. týden	5,7	0,003	11,1	0,080	7,0
5. týden	5,1	0,084	12,3	0,055	6,9
6. týden	5,0	0,089	13,0	1,620	5,3 → 7,5*
7. týden	5,1	0,058	15,1	0,143	7,3
8. týden	12,0	0,045	16,1	0,029	7,0

*pH upraveno přidávkem NaOH (20 mg·l⁻¹)



Doba od zanoření nanovláken [dny]

14 27 41 55

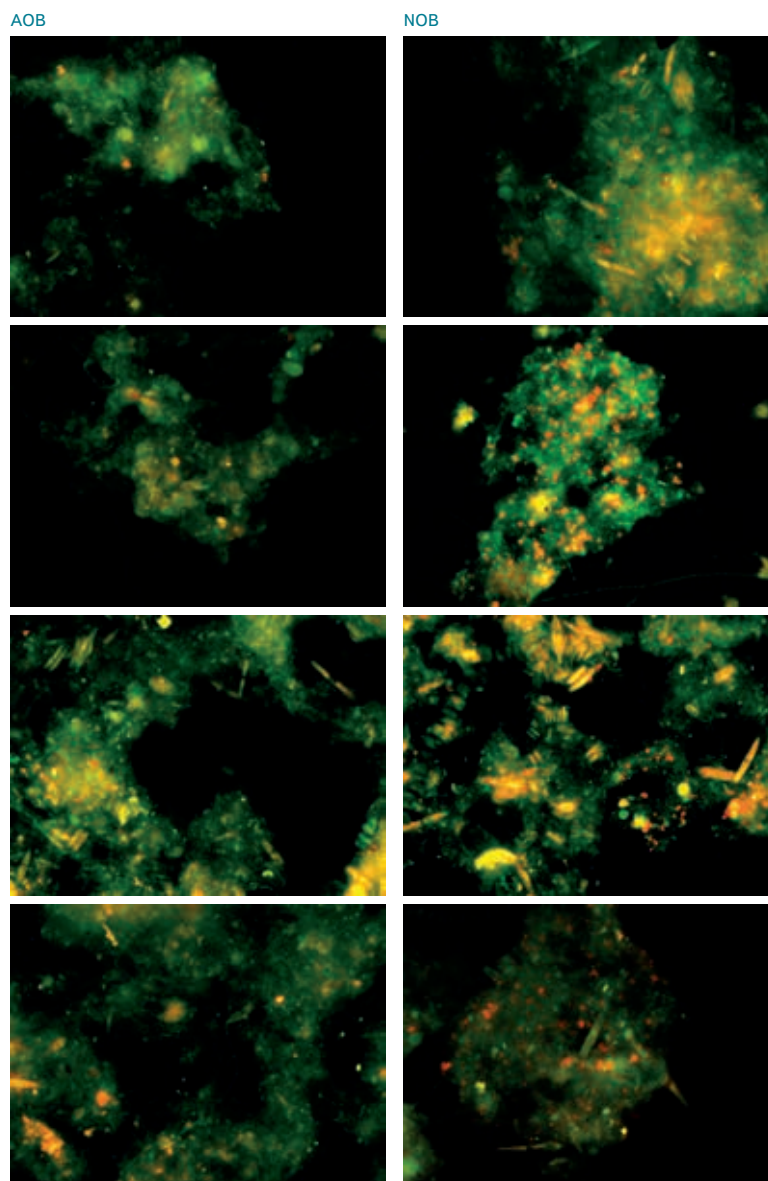
Obr. 6. Relativní kvantifikace celkové a specifické bakteriální biomasy na jednotlivých kvadruplicatech v průběhu experimentu vůči prvnímu odběru

Fig. 6. Relative quantification of total and specific bacterial biomass for individual quadruplicates during the experiment compared to the first sampling

VÝSLEDKY MOLEKULÁRNÍ GENETIKY

Ve všech vzorcích PVB nanovláken odebraných z bioreaktoru bylo celkové bakteriální oživení na vysoké úrovni. V průběhu experimentu byl na všech nanovlákních detekován v nízkém množství funkční gen kódující klíčový enzym oxidace amoniaku (*amoA*) specifický pro AOB *Nitrosomonas*. Nápodobně bylo množství funkčních genů specifických pro NOB *Nitrobacter* (*NxrB1*, *nxrA*) na všech nanovlákních v průběhu experimentu velmi nízké až na mezí detekce. Markery specifické pro NOB *Nitrospira* (*nxrB*, NSR) byly, na rozdíl od NOB *Nitrobacter*, detekovány již ve velkém množství na všech nanovlákních od prvního odběru.

Nárůst celkové a testované specifické bakteriální biomasy na jednotlivých nanovlákních v průběhu experimentu byl vyjádřen pomocí relativní



Obr. 7. Ukázka snímků z FISH analýzy posledního odběru, z každé sady snímků vybrán jeden od každého z kvadruplicatek pro AOB (vlevo) a NOB (vpravo)

Fig. 7. Images from the FISH analysis of the last sampling, one from each set of images selected from each of the quadruplicates for AOB (left) and NOB (right)

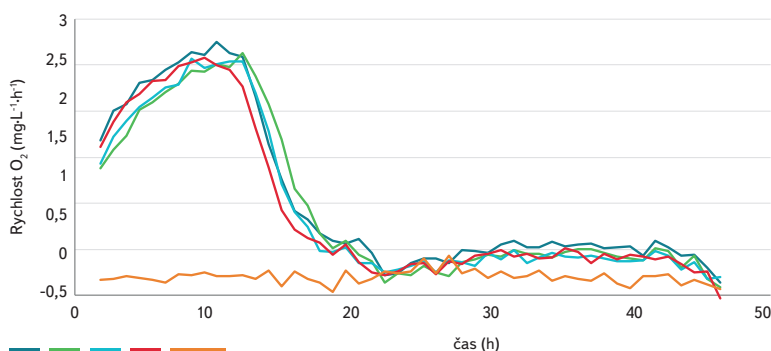
kvantifikace (obr. 6), jenž popisuje relativní změnu množství daného markeru vůči referenčnímu vzorku, kterým je v tomto případě vzorek z 1. odběru. Hodnota relativní kvantifikace referenčního vzorku je 1. Pokud je hodnota relativní kvantifikace vzorku 2, znamená to, že v tomto vzorku je dvakrát více cílové DNA než v referenčním vzorku. V případě specifického funkčního genu *amoA* (AOB *Nitrosomonas*) byl pozorován postupný nárůst v průběhu experimentu u všech nanovláken, stejně tak v případě NOB *Nitrospira* (NSR, *nxrB*). V průběhu experimentu se testovaná bakteriální biomasa výrazně neměnila, což indikuje, že v 1. odběru, tedy po 14 dnech od zanoření nanovláken, byl na povrchu nanovláken již stabilní biofilm. Množství testovaných markerů se výrazně nelišilo mezi jednotlivými kvadruplicatek.

Výsledky FISH analýzy posledního odběru potvrzují závěry z qPCR analýzy. Ze snímků (obr. 7) je patrné nízké celkové množství AOB ve vzorcích. Naopak značné zastoupení červené barvy (NOB) k zelené (EUB) ve snímcích je pro NOB, kdy se jednotlivé kvadruplicate příliš neliší.

Celkově nižší množství AOB oproti NOB je běžný jev, který se vyskytuje na ČOV. Poměr AOB/NOB hraje zásadní roli v optimalizaci nitrifikačního procesu. V případě rychlejšího růstu AOB oproti NOB bude docházet k akumulaci dusitanů v systému, což povede k vytváření toxického prostředí. Naštěstí bylo prokázáno, že NOB mají dominantní zastoupení v nitrifikačním procesu a reálná situace neodpovídá teoretickým předpokladům, podle kterých by měly v systému převažovat AOB [19, 20].

RESPIROMETRICKÉ TESTY

Respirometrie s nosiči PVB (po dvouměsíčním testování v biologickém reaktoru) byla provedena v kvadruplikátu s kontrolním vzorkem. Výsledky rychlosti spotřeby O_2 (obr. 8) ukazovaly dobrou aktivitu nitrifikačních bakterií oproti blanku (pouze medium bez inokula). S ohledem na slabou vrstvu biofilmu na nosičích byla účinnost tohoto systému značná, což bylo potvrzeno stanovenou koncentrací $N-NH_4^+$ ve vzorcích po ukončení respirometrie, která byla nižší než 1. Nanovláknenné nosiče nevykazovaly po ukončování experimentu viditelné poškození, tj. struktura se z makro-pohledu nezměnila oproti původnímu stavu.



1 2 3 4 Blank

Obr. 8. Rychlost spotřeby kyslíku při závěrečném testování PVB nosičů na respirometru
Fig. 8. Oxygen consumption rate during the final testing of PVB carriers on the respirometer

ZÁVĚR

V rámci vývoje nanovláknenných struktur je velmi důležité detailně analyzovat a charakterizovat dané materiály. V případě testování těchto struktur v systémech čištění odpadních vod (nosiče biomasy) je důležitá i správná interpretace a hodnocení růstu biofilmu na testovaných nosičích. Biologické testy jsou založeny na odlišných principech a výsledky analýz různých metod jsou velmi často složité porovnatelné. Metoda respirometrická hodnotí aktivitu specifické skupiny mikroorganismů v průběhu měření a dává celkový náhled o stavu sledovaných bakterií. Oproti tomu metody molekulárně genetické poskytují detailní náhled do biofilmu na úrovni DNA a sledují tedy konkrétní mikroorganismy (kvalitu i kvantitu), které se zde nacházejí. Analýza SEM snímků připravených materiálů se ukázala jako nezbytná pro charakterizaci nanovláknenné vrstvy. Pomocí této analýzy byly stanoveny parametry, tj. průměr vláken a porozita, pro určení nevhodnějšího materiálu pro sledované biologické aplikace. Pomocí konfokální mikroskopie bylo možné detailně zobrazit drsnost povrchu, která je zásadní pro adhezi čistírenských bakterií, a vybrat tak vhodný materiál pro testování.

Z výše uvedeného vyplývá, že klíčovými prvky pro výběr vhodného materiálu k přípravě nosičů biomasy jsou výsledné struktury nanovláken, jejich povrch a stabilita ve vodném prostředí. Průměr vláken rozhoduje o povrchové ploše a mechanických vlastnostech, což jsou důležité parametry jak pro adhezi bakterií, tak pro životnost samotného nosiče. Charakteristiky povrchu jsou zásadní pro bakteriální adhezi a prostupnost bakterií a jejich extracelulární matrix

těsně pod povrch (zabudování biofilmu do povrchu). S tímto souvisí i porozita nanovláknenného nosiče, která musí umožnit bakteriím vstup do vnitřní struktury nosiče, ale pouze do určité hloubky. V případě příliš velkých pórů dochází směrem dovnitř k zahušťování biofilmu a ve vzdálenějších vrstvách již nedochází ke kontaktu s polutanty ve vodě, což vede k úbytku bakteriální populace. V této fázi může docházet ke zvyšování hmotnosti nosiče, což je nežádoucí. Na základě vyjmenovaných parametrů a s ohledem na ekonomickou náročnost byl jako ideální nosič vybrán materiál z PVB nanovláken připravený metodou Nanospider. Průměr nanovláken (cca 400 nm) v tomto případě zajišťuje dobrou mechanickou stabilitu vrstvy a zároveň vlákna tvoří dostatečně jemnou vnitřní strukturu, což je pro bakterie výhodné. Porozita této vrstvy je v rozmezí, kdy bakterie a jejich produkty nepronikají příliš hluboko do struktury nosiče, ale zároveň v blízkosti povrchu jim vytváří vhodné prostředí. Povrch je dostatečně členitý a umožňuje výbornou bakteriální adhezi.

Biologické testování v bioreaktoru a následné hodnocení biofilmu ukázalo, že velmi specifický povrch PVB nanovláken připravených technologií Nanospider umožňuje velmi kvalitní adhezi čistírenských bakterií, které jsou v takovém biofilmu aktivní a jsou částečně chráněny před nepříznivými vlivy. Výsledky byly potvrzeny všemi hodnotícími metodami. Další vývoj je směřován do aplikovatelnosti těchto nosičů biomasy na poloprovozní testování, kde musí být brán ohled především na ekonomickou přínosnost.

Poděkování

Tato práce byla podpořena z projektu Studentské grantové soutěže (SGS-2019-3023) na Technické univerzitě v Liberci v roce 2020.

Literatura

- [1] HAIDER, A., HAIDER, S., and KANG, I.-K. A comprehensive review summarizing the effect of electrospinning parameters and potential applications of nanofibers in biomedical and biotechnology. *Arabian Journal of Chemistry*, 2018, 11, p. 1165–1188. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2015.11.015>
- [2] PERSANO, L., CAMPOSEO, A., TEKMEK, C., and PISIGNANO, D. Industrial Upscaling of Electrospinning and Applications of Polymer Nanofibers: A Review. *Macromolecular Materials and Engineering*, 2013, 298, p. 504–520. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/mame.201200290>
- [3] LUO, C.J., STOYANOV, S.D., STRIDE, E., PELAN, E., and EDIRISINGHE, M. Electrospinning versus fibre production methods: from specifics to technological convergence. *Chemical Society Reviews*, 2012, 41, p. 4708–4735. Dostupné z: <https://doi.org/10.1039/c2cs35083a>
- [4] KO, F.K. and WAN, Y. Introduction to Nanofiber Materials. 1. Cambridge University Press, 2014. Dostupné z: <https://doi.org/10.1017/CBO9781139021333>
- [5] ZHU, G., ZHAO, L.Y., ZHU, L.T., DENG, X.Y., and CHEN, W.L. Effect of Experimental Parameters on Nanofiber Diameter from Electrospinning with Wire Electrodes, IOP Conference Series. *Materials Science and Engineering*, 2017, 230, 012043. Dostupné z: <https://doi.org/10.1088/1757-899X/230/1/012043>
- [6] ŠIRC, J., HOBZOVÁ, R., KOSTINA, N., MUNZAROVÁ, M., JUKLIČKOVÁ, M., LHOTKA, M., KUBINOVÁ, Š., ZAJÍČOVÁ, A., and MICHÁLEK, J. Morphological Characterization of Nanofibers: Methods and Application in Practice. *Journal of Nanomaterials*, 2012, 2012, p. 1–14. Dostupné z: <https://doi.org/10.1155/2012/327369>
- [7] SINHA, M.K., DAS, B.R., SRIVASTAVA, A., and SAXENA, A.K. Influence of process parameters on electrospun nanofibre morphology. *Asian Journal of Textile*, 2013, 3, p. 8–14. Dostupné z: <https://doi.org/10.3923/ajt.2013.8.14>
- [8] DING, J., ZHANG, J., LI, J., LI, D., XIAO, C., XIAO, H., YANG, H., ZHUANG, X., and CHEN, X. Electrospun polymer biomaterials. *Progress in Polymer Science*, 2019, 90, p. 1–34. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2019.01.002>
- [9] CHEN, L.-J., LIAO, J.-D., LIN, S.-J., CHUANG, Y.-J., and FU, Y.-S. Synthesis and characterization of PVB/silica nanofibers by electrospinning process. *Polymer*, 2009, 50, p. 3516–3521. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.polymer.2009.05.063>
- [10] JANOUŠKOVÁ, O. Synthetic Polymer Scaffolds for Soft Tissue Engineering. *Physiological Research*, 2018, Vol. 67, p. 14.
- [11] BEACHLEY, V. and WEN, X. Effect of electrospinning parameters on the nanofiber diameter and length. *Materials Science and Engineering: C*, 2009, 29, p. 663–668. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.msec.2008.10.037>

[12] STACHEWICZ, U., SZEWCZYK, P.K., KRUK, A., BARBER, A.H., and CZYRSKA-FILEMONOWICZ, A. Pore shape and size dependence on cell growth into electrospun fiber scaffolds for tissue engineering: 2D and 3D analyses using SEM and FIB-SEM tomography. *Materials Science and Engineering: C*, 2019, 95, p. 397–408. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.msec.2017.08.076>

[13] SONG, F., KOO, H., and REN, D. Effects of Material Properties on Bacterial Adhesion and Biofilm Formation. *J. Dent. Res.*, 2015, 94, p. 1027–1034. Dostupné z: <https://doi.org/10.1177/0022034515587690>

[14] HAN, J., XIONG, L., JIANG, X., YUAN, X., ZHAO, Y., and YANG, D. Bio-functional electrospun nanomaterials: From topology design to biological applications. *Progress in Polymer Science*, 2019, 91, p. 1–28. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2019.02.006>

[15] SHARMA, V. and SHARMA, A. Nanotechnology: An Emerging Future Trend in Wastewater Treatment with its Innovative. *Products and Processes*, 2013, 2.

[16] The MathWorks, Inc. *Image Processing Toolbox*, Image Processing Toolbox. (2019). Dostupné z: <https://www.mathworks.com/products/image.html>

[17] HSU, L.C., FANG, J., BORCA-TASCIUC, D.A., WOROBO, R.W., and MORARU, C.I. Effect of micro- and nanoscale topography on the adhesion of bacterial cells to solid surfaces. *Applied and Environmental Microbiology*, 2013, 79, p. 2703–2712.

[18] STACHEWICZ, U., QIAO, T., RAWLINSON, S.C.F., ALMEIDA, F.V., LI, W.-Q., CATTELL, M., and BARBER, A.H. 3D imaging of cell interactions with electrospun PLGA nanofiber membranes for bone regeneration. *Acta Biomaterialia*, 2015, 27, p. 88–100. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.actbio.2015.09.003>

[19] YAO, Q. and PENG, D. Nitrite oxidizing bacteria (NOB) dominating in nitrifying community in full-scale biological nutrient removal wastewater treatment plants. *AMB Expr* 7, 2017, 25, p. 1083–1099. Dostupné z: <http://amb-express.springeropen.com/articles/10.1186/s13568-017-0328-y>

[20] SEUNTJENS, D. et al. Pinpointing wastewater and process parameters controlling the AOB to NOB activity ratio in sewage treatment plants. *Water Research*, 2018, 138, p. 37–46. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.044>

Autoři

Ing. Karel Havlíček¹

✉ karel.havlicek@tul.cz

ORCID: 0000-0001-6137-1575

Ing. Magda Nechanická¹

✉ magda.nechanicka@tul.cz

ORCID: 0000-0002-8622-654X

Ing. Lucie Svobodová, Ph.D.²

✉ lucie.svobodova@tul.cz

ORCID: 0000-0001-8661-5150

¹Ústav pro nanomateriály, pokročilé technologie a inovace,

Technická univerzita v Liberci

²Katedra materiálu, Fakulta strojní, Technická univerzita v Liberci

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2020.04.003

PREPARATION AND EVALUATION OF NANOFIBROUS MATERIALS AND THEIR USE IN WASTE WATER TREATMENT

HAVLICEK, K.¹; NECHANICKA, M.¹; SVOBODOVA, L.²

¹Institute for Nanomaterials, Advanced Technologies and Innovations, Technical University of Liberec

²Department of Materials, Faculty of Mechanical Engineering, Technical University of Liberec

Keywords: biomass carriers – FISH – nanofiber characterization – nitrification – real-time qPCR – respirometry – SEM

Nanomaterials have attracted great attention in diverse areas because of their unique properties. One of the possible nanofiber applications, due to their high surface area, is a biomass carrier, thus the immobilization of the microbial cells followed by the biofilm formation. Because the microbial colonization and biofilm functionality on the nanofiber surface are influenced by the characteristics of the nanofiber carriers, it is possible to create a specific environment for bacteria by setting various parameters of the nanofiber preparation, such as material, modification and surface structure.

The aim of this work is to examine the characteristics of nanofibers prepared by different electrospinning techniques and evaluate them for the application in the biological wastewater treatment. Two types of polymer, polyurethane and polyvinyl butyral, were used for nanofiber production. In total, five electrospinning techniques were employed for nanofiber preparation: alternating current (AC) electrospinning, direct current (DC) rod electrospinning, DC single-needle electrospinning, DC needleless electrospinning Nanospider™ technology and electro-centrifugal spinning. The morphology and structural analysis of prepared nanofibers, including the surface roughness, was performed using a scanning electron microscopy (SEM) and confocal microscopy. The biodegradation of nanofibers was assessed using standardized respirometric tests. Based on the analysis results, the most suitable nanofiber material for biological applications was determined – polyvinyl butyral prepared using Nanospider technology, which was subsequently tested in a biological laboratory reactor as a biomass carrier. The nitrification process and nitrifying bacteria in the bio-reactor were monitored using respirometry and molecular-genetic methods, specifically, FISH analysis and real-time qPCR analysis. Additionally, the applicability of nanofiber carriers was evaluated for the biological wastewater treatment. The results of the analyzes show that the chosen PVB carrier significantly supported the growth of biomass, where a significant proportion of nitrifying bacteria was found using molecular genetic methods. In addition, the chemistry of the reactor during the experiment confirmed the high efficiency of the nitrification process.



Zatížení tekoucích vod organickým znečištěním v závislosti na ekonomickém vývoji v České republice

TOMÁŠ ZAPLETAL

Klíčová slova: environmentální Kuznetsova křivka – ekonomický rozvoj – kvalita vod – matematický model – BSK_5 – $CHSK_{Cr}$

SOUHRN

Vztah mezi ekonomickým rozvojem a kvalitou tekoucích vod byl hypoteticky testován použitím modelu Environmentální Kuznetsovy křivky (EKC) – období let 1979–2019. Dva hlavní indikátory organického znečištění, BSK_5 and $CHSK_{Cr}$, vyjadřovaly vývoj kvality vody. Konsolidovaná řada dat HDP byla využita pro model EKC za posledních zhruba 10 let socialistické ekonomiky a následné změny v ekonomiku tržní. Bylo zjištěno, že vývoj obou indikátorů je plynule sestupný s výjimkou posledních pěti let. Následný výzkum EKC pro jiné znečišťující látky a země, jakož i aplikace dalších metodických přístupů, by mohly přispět k lepšímu pochopení modelu EKC, včetně ekonomických a sociálních předpokladů jeho platnosti, a jeho teoretického kontextu.

ÚVOD

Znečišťování vodního prostředí polutanty přináší negativní ekologické dopady, které v praxi znamenají omezení nebo znemožnění obecného nakládání s vodami. Dochází tak k celkovému znehodnocení vodního systému nejenom pro vodní organismy, ale také například pro úpravu vody pro průmysl, nebo vodárenské využití. Vznikají tak vedlejší náklady, které přímo nejsou promítnuty do ceny výrobků – negativní externality [1]. Tyto negativní externality drhotně přinášejí ztrátu jiným subjektům [2]. Formou restriktivních nástrojů jsou tvůrci negativních externalit nuceni investovat část nákladů do snižování emisí polutantů. Postupně tak dochází ke zlepšení stavu a poklesu křivky [3].

Jedním z modelů vyjádření mezi časovým vývojem, indikátory znehodnocování životního prostředí per capita a výší hrubého národního produktu na osobu je Environmentální Kuznetsova křivka (EKC) [4]. Vztah má v ideálním případě tvar obráceně postaveného písmene „U“ [5]. S industriálním rozvojem společnosti dochází ke stále většímu zatížení životního prostředí, avšak za jistých okolností tento jev lze považovat za akceptovatelný vedlejší efekt ekonomického růstu [6]. Vzestupný trend v časové ose není trvalý. Při naplnění environmentální kapacity začíná docházet k negativnímu dopadu znečištění na život společnosti. Společnost je nucena nadměrné znečištění kvůli jeho negativním důsledkům pro společnost a přírodu řešit. Cílem environmentální politiky je v koncovém procesu zajistit nové environmentálně šetrnější technologie [7]. Prosazování těchto technologických změn je uskutečněno působením trhů i regulací ze strany státu.

Organické znečištění povrchových vod indikují v dlouhodobých časových řadách nejlépe dva ukazatele – BSK_5 – biochemická spotřeba kyslíku a $CHSK_{Cr}$ – chemická spotřeba kyslíku. Problém dostupnosti dat spočívá ve skutečnosti, že ukazatele v podmínkách ČR začaly být dlouhodobě systematicky monitorovány až v sedmdesátých letech minulého století, zatímco největší nárůst zatížení vod těmito polutanty spadá do období industrializace společnosti v letech padesátých a šedesátých. Z tohoto důvodu v modelu EKC postrádáme větší část transcendentní části křivek.

Cílem výzkumu bylo ověřit, jak ve vodním hospodářství ČR probíhá vztah mezi ekonomickým růstem a organickým znečištěním tekoucích vod od 70. let minulého století. Výsledky výzkumu tak mohou překlenout mezeru v poznání ekologicko-ekonomických scénářů a porovnat je s rámcem podobných modelů provedených v jiných zemích.

METODIKA

Modelování EKC bylo provedeno konsolidovanými daty o úrovni ekonomické výkonnosti národního hospodářství České republiky. Hrubý domácí produkt na osobu (HDP/P), spočtený výrobní metodou (ceny 2019), byl převzat z databáze národních účtů vedené Českým statistickým úřadem [8]. Míra znečišťování vod za období let 1979–2019 byla určena z ročních emisních bilancí stacionárních zdrojů znečišťování vod – ukazatele BSK_5 a $CHSK_{Cr}$.

BSK_5 – biochemická spotřeba kyslíku indikuje míru organického biologicky odbouratelného znečištění za pět dní při konstantní teplotě 20 °C. $CHSK_{Cr}$ – chemická spotřeba kyslíku indikuje oxidaci, které některé organické látky podlehou vlivem oxidačních činidel. V tomto případě je oxidačním činidlem dichroman draselný. Těmito daty disponujeme v ČR v poměrně dlouhé časové řadě a dostatečně indikují míru organického znečištění vod.

Výsledky byly interpretovány formou Giniho indexu [9] podle vzorce (1):

$$G = 2 \cdot \int [p - L(p)] dp \quad (1)$$

kde $p - L(p)$ je funkce tzv. skóringového modelu.

Projekce dat do modelu EKC, představující oddělení křivky zátěže životního prostředí a křivky ekonomického výkonu byla provedena v software R core 3.6.2. [10].

Odhad standardního regresního modelu EKC pro oba emisní ukazatele byl proveden modifikovanou rovnicí [11] (2):

$$\ln(E/P) = \beta_1 * \ln(GDP/P) + \beta_2 * (\ln(GDP/P))^2 + \varepsilon \quad (2)$$

kde E je objem emisí,
 P početnost populace,
 GDP hrubý domácí produkt,
 \ln přirozený logaritmus.

VÝSLEDKY A DISKUSE

BSK₅ a CHSK_{Cr} kulminovaly kolem roku 1980 (obr. 1 a 2). Při proložení hodnot polynomickým trendem je zřejmé, že po sestupu v období let 1981–2014 dochází v posledním pětiletém období k jejich ustálení. Určit bod zlomu je vzhledem k částečné absenci vzestupného trendu obtížné, nicméně z výsledků je patrné, že by se měl nacházet v oblasti HDP/P – 46 500 Kč.

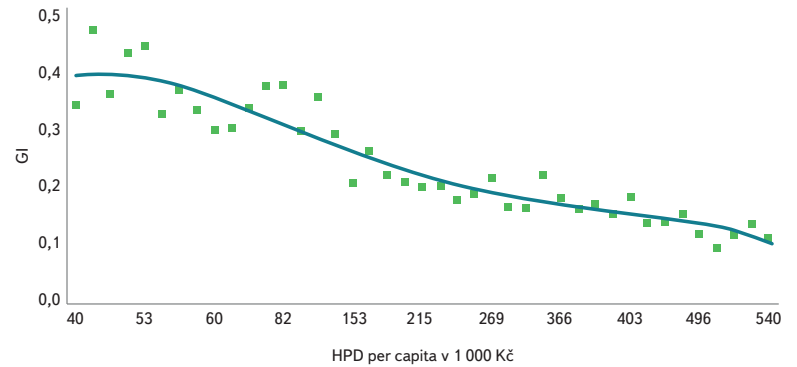
Posouzení odhadu obou EKC pomocí Sternovy rovnice a z ní odvozeného matematického modelu přinesly velmi signifikantní průkaznost výše popsaného vývoje. Při standardní chybě výběrového průměru 0,18, resp. 0,22, a t hodnotě 9,7, resp. 9,8, nám v obou případech vychází $P < 0,05^*$ – průkazná diference a zároveň $P < 0,01^{**}$ vysoce průkazná diference.

Výzkum EKC se od počátku odehrával v rovině teoretické a empirické, které byly vzájemně propojeny. V teoretické rovině se jednalo o syntézu dosavadních poznatků a vklínění vlastních výsledků do tohoto rámce. V empirické rovině bylo cílem zkoumat EKC v úrovni platnosti pro jednotlivé ukazatele organického znečištění tekoucích vod a jejich vazbě na HDP.

Teoretický výzkum ekonomických dopadů na vodní prostředí započal Frisch [12]. Model EKC ještě nebyl v této době znám a tak se jednalo o vyjádření míry znečištění pomocí číselných indexů. Následující teoretické modely byly založeny na agregovaných produkčních funkcích a vysvětlované veličiny jako kvantita a kvalita byly konfrontovány s rozvojem kapitálu a technologií [13]. Po formulování EKC prošel tento model dlouhodobým vývojem a kritikou, že projekt je chybný. Mnoho autorů se následně věnovalo odlišným výzkumům, například Lopez [14] se zabýval zkoumáním liberalizace obchodu na EKC, zatímco koncept ekonomického přístupu podle Matkowského a Prochanika [15] byl sestaven ze dvou hledisek, nárůstu HDP/P a ekonomického růstu napříč regiony a tendencí zátěžového parametru v ekonomickém cyklu.

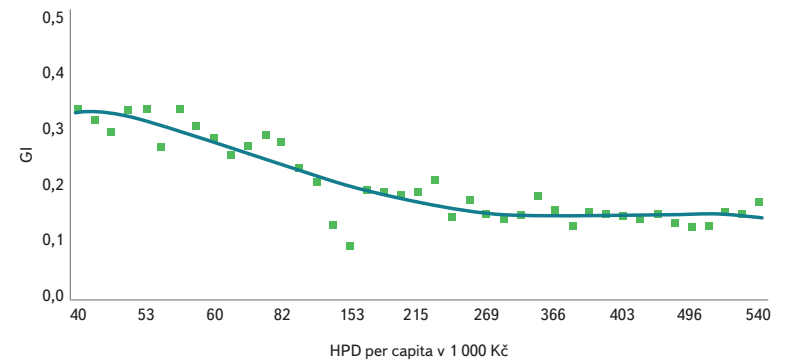
Model EKC v současném kontextu je zaznamenán v celosvětovém měřítku [16], převážně však v Asii [17, 18]. V postkomunistických zemích je situace nejlépe zmapována na Ukrajině [19]. Vzhledem k opožděnému trendu oproti zemím západní Evropy se kolektivu těchto autorů podařilo namodelovat z dostupných dat celou EKC v jednovrcholové dynamice.

Empirická analýza byla provedena na ověření platnosti EKC pro vývoj úrovně degradace životního prostředí. Provedení takového modelu přináší také sekundární přínos, kterým je vytvoření jednoho z podkladů pro výpočet marketingového bodu zvratu pro konkrétní polutanty a úrovní důchodů a spotřeby na hlavu [20].



Obr. 1. Model EKC pro BSK₅ – ČR 1979–2019, GI – Giniho index

Fig. 1. EKC model for BOD in the Czech Republic between 1979 and 2019, GI – Gini index



Obr. 2. Model EKC pro CHSK_{Cr} – ČR 1979–2019, GI – Giniho index

Fig. 2. EKC model for COD in the Czech Republic between 1979 and 2019, GI – Gini index

Vlastní výsledky a jejich přesná interpretace jsou závislé zejména na správném výběru datových sad a jejich statistickém vyhodnocení [21]. Sestavení data-setu v našem případě bylo omezeno dostupností dat o úrovni environmentálního znečištění v časové ose. Z výsledkové řady uvedené výše vyplývá průkazné snížení emisí polutantů v závislosti na růstu HDP/P, ale výklad nemusí být vždy jednoznačný. Například Katz [22] zjistil, že pouze podíl průmyslu na národní produkci sleduje trajektorii typu Kuznets, neplatí to však pro ostatní determinanty, jakými jsou například služby nebo zemědělská produkce.

Předložené výsledky naznačují, že navrhovaný koncept modeluje pozitivní vývoj postupného snižování znečištění životního prostředí v závislosti na postupném bohatnutí společnosti. Taková situace však může platit jen pro vyspělé industriální ekonomiky. V globálním měřítku lze předpokládat další nárůst degradace životního prostředí. Přispívá k tomu přelidnění planety, příjmová nerovnost v jednotlivých třídách společnosti, neschopnost vlád jednotlivých zemí spolu účinně spolupracovat. Ke zlepšení může vést koordinace národních politik rozvoje životního prostředí v konsekvenci udržitelného rozvoje.

Souhrnně lze uvést, že projekt EKC byl přes smíšená hodnocení pozitivně přijat [23]. K interpretaci výsledků je však zapotřebí přistupovat kriticky, protože

Tabulka 1. Vývoj počtu čistíren odpadních vod v ČR a jejich celkové kapacity

Table 1. Development and total capacity of wastewater treatment plants in the Czech Republic

Ukazatel	2000	2005	2010	2015	2016	2017	2018
Počet ČOV	1 055	1 994	2 188	2 495	2 554	2 612	2 677
Celk. kapacita ČOV (tis. m ³ /den)	3 927	3 736	3 798	3 916	3 930	3 914	4 274

jsou podmíněny mnoha faktory. Kterými jsou například druh znečišťující látky a její disperze ve vodním prostředí, typ a metodika měření polutantů ve vodách, počet zkoumaných proměnných, státní zřízení, institucionální a vládní politika a použité ekonomické modely [24].

Počet čistíren odpadních vod se od počátku století prudce navyšuje (tabulka 1). S tím je spojena vzrůstající celková kapacita ČOV. Vyjádřit jednoznačně jejich účinnost není jednoduché [25]. Záleží na druhu použité technologie a také dodržení technologické kázně obsluhy zařízení. Pokles emisí do vodního prostředí je také způsoben rozvojem nových technologií čištění odpadních vod. Ekonomika se tak může rozvíjet bez dalšího negativního vlivu na životní prostředí. Je to také důležité z důvodu probíhající klimatické změny a z ní vyplývajícího dlouhodobého období sucha. Při snížení průtoků dochází ke „zkonzentrování“ zbytkového znečištění.

V posledních dvaceti letech došlo k poklesu produkce znečištěných odpadních vod o 21 % [26]. Tato skutečnost je způsobena nejenom systémem recirkulace a šetření vodou, ale také uplatňováním „čistší“ produkce a technologií [27].

ZÁVĚR

Environmentální Kuznetsova křivka byla ověřena pro případ organického znečištění vod v České republice v časovém horizontu 1979–2019. Výsledky přináší možnou interpretovatelnost a zevšeobecnitelnost testovaného modelu. Bylo zjištěno, že v podmínkách rozvinuté ekonomiky postkomunistické země přináší nárůst HDP vhodné prostředí k omezení takových negativních externalit, jakými jsou emise polutantů organického znečištění vod. Největší slabinou modelu je nedostupnost dat v období před rokem 1979 – v modelu tudíž absentuje vzestupná část EKC. I přes tento nedostatek je s modelem možné pracovat a využít jej pro další makroekonomické analýzy.

Poděkování

Výsledky šetření byly provedeny v rámci Projektu č. F/2/15/2019 – *Ekonomie a politika pruhového rybolovu* Fakulty mezinárodních vztahů VŠE v Praze. Touto cestou děkujeme za finanční podporu.

Literatura

- [1] SOUKUP, J. *Mikroekonomická analýza*. Melandrium Praha, 2003, 256 s.
- [2] MORRIS, J. *Sound Resources Management*. Oregon Department of Environmental Quality, 2013, s. 19.
- [3] GROSSMANN, G.M. and KRUEGER, A.B. *Environmental Impact of a North America Free Trade Agreement*. Working Papers 3914. National Bureau of Economic research, Cambridge, MA, 1991.
- [4] KUZNETZ, S. Economic Growth and Income Inequality. *American Economic Review*, 1955, Vol. 45, p. 1–28.
- [5] DINDA, S. Environmental Kuznets Curve Hypothesis: A Survey. *Ecological Economics*, 2004, Vol. 49, No. 4, p. 831–455.
- [6] ARROW, K., BOLIN, B., CONSTANZA, R., DASGUPTA, P., FOLKE, C., HOLLING, C.S., JANSSON, B.O., LEVIN, S., MELLER, K.G., PERRINGS, C., and PIMENTEL, D. Economic Growth, Carrying Capacity, and the Environment. *Science*, 1995, Vol. 268, p. 520–521.
- [7] KREUZ, J., LISA, A. a ŠAUER, P. Environmentální Kuznetsova křivka v podmínkách České republiky v období let 1975–2012. *Politická ekonomie*, 2017, roč. 65, č. 1, s. 119–130.
- [8] Český statistický úřad. HDP, národní účty 2019. Dostupné z: https://www.czso.cz/csu/czso/hdp_narodni_ucty
- [9] DUARTE, R., PINILLA, V., and SERRANO, A. Is there an environmental Kuznets curve for water use? A panel smooth transition regression approach. *Economic modelling*, 2013, Vol. 31, p. 518–527.
- [10] CRAWLEY, M.J. *The R Book*. John Wiley & Sons, Ltd, 2007, p. 942.
- [11] STERN, D.I. The Rise and Fall of the Environmental Kuznets Curve. *World Development*, 2004, Vol. 32, No. 8, p. 1419–1439.
- [12] FRISCH, R. The Problem of Index Numbers. *Econometrica*, 1936, Vol. 4, No. 1, p. 1–38.

- [13] BARRO, R.J. and SALA-I-MARTIN, X. Convergence across states and regions. *Brookings Papers on Economic Activity*, 1991, p. 107–182.
- [14] LOPEZ, R. The Environment as a Factor of Production: The Effects of Economic Growth and Trade Liberalization. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1994, Vol. 27, No. 2, p. 163–284.
- [15] MATKOWSKI, Z. and PROCHANIK, M. Real economic convergence in the EU accession countries. *International Journal of Applied Econometrics and Quantitative Studies*, 2004, Vol. 1, p. 5–38.
- [16] FARRIS, F.A. The Gini Index and Measures of Inequality. *The American Mathematical Monthly*, 2010, p. 851–864.
- [17] MA, B., TIAN, G., and KONG, L. Spatial-temporal characteristics of China's industrial wastewater discharge at different scales. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, Vol. 27, No. 8, p. 8103–8118.
- [18] WANG, Y. Urban land and sustainable resource use: Unpacking the countervailing effects of urbanization on water use in China, 1990–2014. *Land Use Policy*, 2020, Vol. 90, p. 1–9.
- [19] MELNYK, L.G., KUBATKO, O.V., and KUBATKO, O.V. Were Ukrainian regions too different to start interregional confrontation: economic, social and ecological convergence aspects? *Economic Research-Ekonomska Istraživanja*, 2016, Vol. 29, No. 1, p. 573–582.
- [20] BARBIER, E.B. Introduction to the Environmental Kuznets Curve Special Issue. *Environment and Development Economics*, 1997, Vol. 2, No. 4, p. 369–381.
- [21] HETTIGE, H., MANI, M., and WHEELER, D. Industrial pollution in economic development: the Environmental Kuznets Curve Revisited. *Journal of Development Economics*, 2000, Vol. 62, No. 2, p. 445–476.
- [22] KATZ, D. Water use and economic growth: reconsidering the Environmental Kuznets Curve relationship. *Journal of Cleaner production*, 2015, Vol. 88, No. 1, p. 205–213.
- [23] DASGUPTA, S., LAPLANTE, B., WANG, H., and WHEELER, D. Confronting the Environmental Kuznets Curve. *The Journal of Economic Perspectives*, 2002, Vol. 16, No. 1, p. 146–168.
- [24] STERN, D.I., COMMON, M.S., and BARBIER, E.B. Economic Growth and Environmental Degradation: the Environmental Kuznets Curve and Sustainable Development. *World Development*, 1996, Vol. 24, No. 7, p. 1151–1160.
- [25] NOVÁK, L. a BENEŠ, O. *Limity biologické čistitelnosti odpadních vod 2017*. Dostupné z: <http://vodnihospodarstvi.cz/limity-biologicke-cistitelnosti-odpadnich-vod>
- [26] Český statistický úřad. *Vodovody a kanalizace v ČR 2018*. Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/ceska-republika-od-roku-1989-v-cislech-2018#02>
- [27] FRESNER, J. Cleaner production as a means for effective environmental management. *Journal of Cleaner Production*, 1998, Vol. 6, p. 171–179.

Autor

Ing. Tomáš Zapletal, Ph.D. et Ph.D.

✉ zapt00@vse.cz

ORCID: 0000-0002-8045-5018

**Katedra politologie, Fakulta mezinárodních vztahů,
Vysoká škola ekonomická v Praze**

Príspevek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2020.04.001

ORGANIC POLLUTION OF STREAMS DEPENDS ON ECONOMIC DEVELOPMENT IN CZECH REPUBLIC

ZAPLETAL, T.

Department of Political Science, Faculty of International Relations,
University of Economics in Prague

Keywords: Environmental Kuznets Curve – economic development –
water quality – mathematical model – BOD – COD

The relationship between economic development and stream water quality in the Czech Republic between 1975 and 2019 was assessed based on an Environmental Kuznets Curve (EKC) model using two main organic pollution indicators: Biochemical Oxygen Demand (BOD) and Chemical Oxygen Demand (COD). By including a consolidated time series of Gross Domestic Product (GDP), it was possible to apply the EKC over a ca. 15-year period covering both the socialist economy and the period following its transition to a market economy. The results show that, aside from the last five years, development of both BOD and COD quantity decreased consistently. Future research using EKC models and other methodological approaches on different pollutants and in other countries will contribute to both a better understanding of the EKC model itself, including the economic and social preconditions for its validity, and its theoretical context.

Mokřady na archivních mapových podkladech

PAVEL RICHTER

Klíčová slova: archivní mapy – mokřady – GIS – zadržení vody v krajině – zemědělské hospodaření

SOUHRN

V tomto článku jsou představeny dobře dostupné archivní mapové podklady, které poskytují přehled o historické lokalizaci mokřadů a zároveň jsou dobře využitelné pro GIS analýzy. Hlavní výzkumnou otázkou je potenciál využitelnosti jednotlivých mapových děl pro identifikaci historických i obnovujících se mokřadů v České republice a následného vyhodnocení hybných sil zániku nebo obnovy mokřadů. V tomto článku je popsána mapa II. vojenského mapování jako nejvhodnější pro primární detekci historických mokřadů. Tato mapa zobrazuje v podstatě věrně stav krajiny v polovině 19. stol. Byla to, mimo jiné, krajina téměř neregulovaných vodních toků. Podrobnější popis krajiny z tohoto období představují mapy Stabilního katastru, které byly určeny pro mapování krajiny k daňovým účelům. Jsou však k dispozici pouze jako jednotlivé mapové listy, které je pro využití v GIS nutno georeferencovat. Dalšími vhodnými podklady pro tyto krajinné analýzy jsou historická ortofotomapa z 50. let 20. století, historické letecké měřické snímky z let 1937–2002 a archivní ortofotomapy z let 1998–2017. Na těchto podkladech je zde znázorněna úspěšná obnova mokřadů na zemědělské půdě. Zjištěné informace lze využít při krajinném plánování s ohledem na obnovu, ochranu a management mokřadů, které mají nezastupitelnou roli při zadržení vody v krajině. Bohužel z běžné krajiny České republiky se mokřady, s výjimkou rybníků, téměř zcela vytratily. V článku jsou také popsány příčiny krajinných změn, které k tomuto stavu vedly.

ÚVOD

Hlavním cílem výzkumu prezentovaného v tomto článku je představení dostupných archivních mapových podkladů pro lokalizaci mokřadů v České republice. Hlavní výzkumnou otázkou je pak potenciál využitelnosti jednotlivých mapových děl pro identifikaci historických i obnovujících se mokřadů v ČR a následného vyhodnocení hybných sil zániku nebo obnovy mokřadů.

Mokřady představují funkční rozhraní mezi suchozemskými ekosystémy a povrchovými vodami. Mají vyrovnávací a filtrační funkci průtoku vody, sedimentů a rozpuštěných živin a znečišťujících látek. Jinými slovy zmírňují dopady povodní a sucha v krajině, zlepšují kvalitu vody ve vodních tocích a zmírňují důsledky eroze [1–4].

Mokřady patří také mezi neúčinnější krajinné prvky pro obnovu krátkého vodního cyklu, který je klíčový pro zadržení vody v krajině. Část živin a dalších látek unášených vodou se zde usazuje a využívá. Tyto látky tedy neodcházejí z povodí, ale recyklují se. Půda se též dosycuje vodou [5].

To jsou vše velmi pozitivní skutečnosti v tzv. boji s klimatickou změnou (spíše tedy ve zmírňování jejích důsledků). Je tu ještě jedna důležitá skutečnost: v mokřadech je vázán uhlík, o jehož neutrální bilanci nyní Evropa usiluje do roku 2050. Schopnost zadržet uhlík se liší podle klimatu, půdních vlastností a typu mokřadu, ale obecně lze říci, že v mírném pásu, kam Česká republika patří, se

kumulace uhlíku pohybuje mezi 0,2 a 1,2 tunami ročně na hektar. Množství uhlíku, které je zadržováno v mokřadech poukazuje na jejich významnou roli v globálním koloběhu tohoto prvku. Bylo zjištěno, že export uhlíku z mokřadů je výrazně vyšší v oblastech, které byly odvodněny nebo jinak narušeny [6, 7]. To je aktuální také v podmínkách ČR, protože velké množství mokřadů mírného pásu, které akumulují uhlík v případě, že nejsou narušovány, bylo odvodněno pro potřeby zemědělství a lesnictví. Jedním ze způsobů, jak snížit množství skleníkových plynů, které unikají do atmosféry, je tedy zvýšení obsahu půdní organické hmoty, která se ve velké míře vyskytuje zejména v mokřadech.

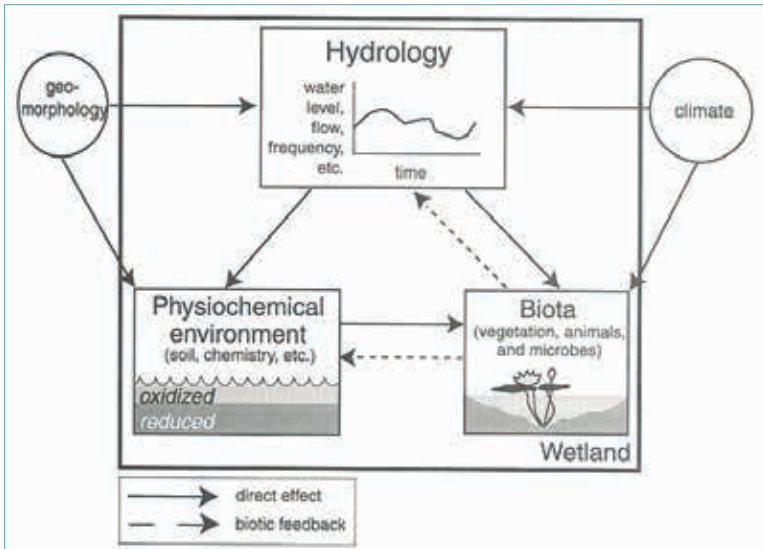
DEFINICE MOKŘADŮ

Mokřady jsou velmi variabilní biotopy a jejich definice je poměrně obtížná, všechny však mají společné základní rysy. Pro mokřady je typická přítomnost vody buď v nasyceném půdním profilu, nebo v mělké vodě. Je to stále, či jen po určité období roku, zatopené území nebo území s půdou, která je soustavně nasycená podzemní vodou. Představují prolínání terestrického a vodního prostředí. Mokřady jsou složeny ze tří základních komponentů, týkajících se hydrologie, bioty a fyzikálně-chemického prostředí, které jsou ovlivňovány klimatickými a geomorfologickými podmínkami (*obr. 1*).

Podle Mitsche a Gosselinga [8] lze důvody nejednoznačnosti definování mokřadů shrnout do následujících bodů:

- voda je v mokřadech přítomna po většinu roku, ale její množství se může v průběhu roku nebo i několika let značně lišit; některé mokřady jsou zaplaveny kontinuálně, jiné pouze sezonně,
- mokřady jsou jistým prodloužením terestrického a vodního ekosystému, zároveň nesou znaky obou a nemají identitu vodních ani suchých stanovišť,
- mokřadní druhy rostlin a živočichů mohou být adaptovány na ekologické podmínky mokřadů fakultativně (druhy vyhledávají mokřady) nebo obligátně (druhy mohou existovat pouze na mokřadu nebo jeho typu, jsou to indikátory mokřadů),
- různorodost mokřadů a neshodnost jejich definice se projevuje také v jejich rozloze; mokřady mohou mít pouze několik málo ha nebo i m², ale mohou také zabírat obrovské plochy,
- velikost mokřadů je velice důležitá zejména pro jejich ochranu a management; různorodé je i rozmístění mokřadů v různých typech krajiny,
- stav mokřadů nebo stupeň jejich antropogenního ovlivnění se liší v rámci států, jednotlivých regionů nebo v rámci různých typů mokřadů; odlišné problémy se objevují v krajině zemědělské, industrializované nebo urbanizované.

V Ramsarské úmluvě o mokřadech [9] se mokřady rozumí území s močály, slatinami, rašeliništi a vodami přirozenými nebo umělými, trvalými nebo dočasnými, stojatými i tekoucími, sladkými, brakickými nebo slanými, včetně území s mořskou vodou, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje šest metrů.



Obr. 1. Základní komponenty mokřadů [8]

Fig. 1. Basic components of wetlands [8]

V podmínkách České republiky jsou k mokřadům řazeny zejména rybníky a jejich litorály, zaplavované nebo mokré louky a prameniště, tůně, rákosiny, ostřicové louky, říční nivy včetně lužních lesů, rašelinisté, podmáčené smrčiny, zatopené lomy, štěrkovny, pískovny a také mokřady umělé – kořenové čistírny odpadních vod.

HISTORICKÉ SOUVISLOSTI A SOUČASNÝ STAV KRAJINY

Již od samých počátků existence lidské civilizace člověk přetváří, ať již vědomě nebo nevědomě, své životní prostředí. S následky této činnosti se příroda vyrovnávala bez větších potíží a bez trvalého negativního vlivu na fungování ekosystémů. Teprve s přibývajícím počtem lidí a přechodem na zemědělské využívání krajiny docházelo k vytváření nových ekosystémů, více či méně ovlivněné člověkem, avšak bez podstatného narušení přírodní rovnováhy. Výraznější problémy nastávají teprve s prudkým nárůstem počtu jedinců v lidské populaci. Zemědělci nikdy nevytvářeli krajinu na základě svých estetických záměrů, ale krajina byla vedlejším produktem jejich hospodaření. Vždy bojovali s přírodou, jejich základní starostí bylo uživit vlastní rodiny a uspokojit požadavky vlastníků půdy. Avšak zkušenost je naučila např. udržovat meze, chránit pole a krajinu před erozí a udržovat v přiměřeném rozsahu lesy. Postoje zemědělců k přírodě jako k něčemu, s čím se musí bojovat, přetrvávaly i v pozdější době, kdy byly výnosy z polí mnohem vyšší, a nemuseli mít takové obavy o uživení rodiny. Přestože přírodu omezovali a snažili se ji co nejvíce eliminovat, nebyli až do určité doby, schopni dosáhnout dlouhodobějšího vítězství, protože jejich technologická vyspělost nebyla dostačující [10]. Krajinné prvky jako jsou keře, pestré porosty mezi a luk, společenstva drobných mokřadů aj., označované jako krásné a ekologicky cenné, jsou v podstatě drobnými úspěchy přírody, na které bylo lidské snažení krátké [11]. Výrazné stopy zanechalo v krajině působení mocenských elit v letech 1948–1989. K nejpatrnějším trvalým krajinným zásahům patřila kolektivizace zemědělství. Rozoráváním mezí, rušením mnoha polních cest a scelováním polí a luk vznikaly pozemky s mnohonásobně větší rozlohou [12]. V 60. a 70. letech minulého století došlo vlivem meliorací, regulací drobných vodních toků a vysušování mokřadů k výraznému snížení vodních a mokřadních ploch. Trendem bylo postupné zvětšování výměry pozemků zemědělské půdy a postupná likvidace zemědělských usedlostí ve prospěch kolektivních socialistických podniků [13, 14]. Tlak na rozšiřování výměry orné

půdy se zvyšoval i v 80. letech minulého století. Došlo k úbytku trvalých travních porostů, rozorávání a odvodnění luk v údolních nivách, likvidaci stabilizačních prvků v zemědělské krajině. Struktura naší krajiny se výrazně zjednodušila [15]. Touto činností člověk urychlil cyklus vody, ta nyní odtéká rychle přes drobné vodoteče anebo přímo do velkých řek a odtud do moří a vrací se zpět až v podobě frontálních srážek. Období mezi velkými srážkami jsou suchá, extrémně vysoké teploty a malá vlhkost poškozují trvalou vegetaci. Voda v krajině již takřka neobíhá v koloběhu výparu a místních srážek (krátký vodní cyklus) [5]. Mezi hlavní příčiny utlumení krátkého vodního cyklu patří nízká sorpční schopnost půdy, utužení půdy a likvidace trvalých porostů (lesních i bylinných) s vysokou kapacitou vázat vodu [16]. Současným způsobem hospodaření je krajina vysoušena, v důsledku čehož byl v podstatě krátký cyklus vody zrušen a bylo tak znemožněno utváření mírného místního klimatu [5].

Bohužel, od 90. let minulého století společnost promarnila jedinečnou šanci ke změně a započaté trendy pokračují, což se silně negativně nyní projevuje jak v zemědělství, tak v lesnictví v souvislosti s dlouhodobým suchem. Bylo by zapotřebí v krajině na vhodných lokalitách neprodleně začít budovat a obnovovat vodozadržné prvky. Pro krajinné plánování je potřebné hledat inspiraci ve starých mapách. Ty jsou vhodné jako podklad k obnově prameništ, rybníků, mokřadů nebo alejí [17]. Pro vytváření podkladů pro krajinnou obnovu lze využít historických leteckých snímků a map stabilního katastru s ohledem na přiblížení stavu krajiny její podobě před scelováním pozemků v rámci kolektivizace zemědělství. Současná společnost stále ještě vnímá zemědělské hospodaření jako primární činnost v krajině, bez ohledu na další krajinné funkce, jež jsou značně potlačovány. Lidé si neuvědomují, že způsob hospodaření, distribuce kultur a přirozené vegetace se projevují v krajině zřetelnými rozdíly v disipaci sluneční energie, v dynamice vodního režimu a v kvalitě povrchové i podzemní vody. Zemědělské hospodaření v krajině totiž určuje hlavní toky energie a látek, které jsou hlavními faktory pro celkové fungování krajinných celků [18]. Jednou z příčin současného stavu české krajiny je skutečnost, že sedlák, pro kterého péče o půdu a krajinu byla přirozená, byl nahrazen zemědělcem, na nějž musí dohlížet úředník. Krajina odpovědných vlastníků a hospodářů byla za posledních šedesát let transformována v krajinu alibistů a byrokratů. Vlastnictví půdy je v současnosti natolik rozdrobené, že se vlastníkem krajiny necítí v podstatě nikdo. Většina půdy v této zemi patří soukromým vlastníkůům. Stát, který vlastníkůům půdy znemožnil užívat po dlouhých více než čtyřicet let, ji neodevzdal v nejlepším stavu. Vlastníci většinou své pozemky propachtují velké zemědělské společnosti. Ta na nich chce hlavně vydělávat a ne se o ně starat, protože nejsou v jejím vlastnictví [19]. Vztah společnosti ke krajině zřejmě nezávisí jen na historických souvislostech, které k tomuto stavu vedly. Obdobný stav krajiny jako v ČR obecně je v povodí Mississippi v USA. Došlo ke zmenšení mocnosti ornice v oblasti na polovinu. Přičítá se to tomu, že farmáři si pronajímají půdu na krátkou dobu a v důsledku toho se obvykle nestarají o budoucnost. Když je ornice degradována, prostě jdou dále. Skutečnému vlastníkovvi se těžko soupeří s někým, komu nezáleží na dlouhodobé perspektivě [20]. Jedním z nejdůležitějších vodozadržných prvků v krajině jsou mokřady. Mají mj. velkou schopnost zadržovat vodu v období nadměrných srážek a v období sucha ji pak postupně uvolňovat [8], tzn. že v krajině působí z hlediska vody jako jakási houba. Lokalizace a struktura mokřadů se v čase mění, stejně jako se mění krajina vlivem působení přírodních, ale hlavně antropogenních faktorů. V minulosti lidé na území současné ČR využívali mokřadní biotopy pro svůj prospěch, aniž by je tím ohrožovali nebo do nich nevhodně zasahovali. Pravidelně kosili mokřadní louky a sekali rákos. Pomocí melioračních příkopů zároveň udržovali optimální vlhkost přírodních mokřadů [21]. V dnešní době se, až na výjimky, většinou ze strany Správy CHKO, nic podobného neděje. Z naší krajiny mokřady, nepočítáme-li rybníky a některé lokality ve zvláště chráněných územích, takřka vymizely. Krajina v minulosti byla v mnoha ohledech lépe funkční (ekologicky, prakticky, z hlediska hospodářského nebo protierozní ochrany atd.) než v současnosti.

Koncem června 2020 prožíváme nepřetržitě od roku 2014 již sedmý suchý rok, což se po ničivé povodni v roce 2013 jeví víceméně jako paradox. Nicméně ve druhé červnové dekádě roku 2020 přišla výraznější srážková činnost, která měla za následek rychlý nástup povodňového stavu, zejména v povodí Odry ale také v povodí Labe v Královéhradeckém a Pardubickém kraji. Největší problémy byly na drobných vodních tocích, které se již vylévaly z koryt, zatímco vodní nádrže byly převážně na úrovni zásobních hladin a jejich retenční prostory pro zachycení povodně byly vyprázdněny. Namísto dosycení krajiny vodou a zlepšení stavu vzniklého v důsledku dlouhotrvajícího sucha přinesla intenzivnější srážková činnost do krajiny povodeň. Obdobná situace byla na přelomu května a června 2013 ve východní části Středočeského kraje v povodí Labe a Vltavy, kde rozvodněné drobné vodní toky nakonec zapříčinily ničivou povodeň mj. v Praze, kde se mezi zaplavenými oblastmi ocitl také areál VÚV TGM, v. v. i. Z výše uvedeného textu vyplývá, že záplavy a sucha jsou dvě strany jedné mince, která je odrazem způsobu hospodaření v krajině. Jedním z nejzávažnějších negativních dopadů právě probíhající klimatické změny je vliv na vodní režim a vodní zdroje v krajině. Dochází k přesunu nejintenzivnějších srážek do letních měsíců, kdy panují nejvyšší teploty. V rámci celkové vodní bilance tak rostou ztráty evapotranspirací, přívalové deště zrychlují povrchový odtok a omezují schopnost infiltrace srážkové vody. V období nejvyšší spotřeby vody pro průmysl, zemědělství i domácnosti tak klesá disponibilní objem vody.

Nyní jsme také zaplaveni zprávami o kúrovcové kalamitě, na vině však není kúrovec, ale člověk se svým zaslepeným opakovaným masovým vysazováním smrkových monokultur na nepůvodních stanovištích. Usychají dokonce již i borové lesy. Na vytěžených místech vzniknou paseky a ty budou mít vliv na vyšší vysušování krajiny. Stejně tak trpí suchem i zemědělci, zřejmě bude opět menší úroda a oni budou žádat finanční kompenzace za škody způsobené suchem. Ale pravda je taková, že škody nezpůsobuje primárně sucho, ale právě ti zemědělci, kteří svým způsobem hospodaření opět vysušují krajinu. Řešením by bylo namísto současného způsobu vyplácení dotací na zemědělskou činnost v krajině (zacílené víceméně pouze na kvantitu nikoli kvalitu) a kompenzací za neúrodu zacílit tyto finanční prostředky na správný způsob hospodaření a obnovu a vytváření vodozadržných prvků v krajině. K tomu je zapotřebí znát historický stav naší krajiny, kdy lidé ještě neměli prostředky na to, aby krajinu ve velké míře přetvářeli a nezbylo jim pro přežití nic jiného, než žít s ní v souladu. Jinými slovy, nežili podle hesla „Poručíme větru, dešti“, ale spíše „Porozumíme větru, dešti a přizpůsobíme tomu své hospodaření v krajině“. Naši předci neměli žádné dotace a tak se museli řídit selským rozumem pro to, aby přežili a mohli v zachovalé funkční krajině hospodařit oni i jejich potomci. Obnova mokřadů, remízků, drobných vodních nádrží, revitalizace drobných vodních toků a zatravnění údolnic spolu s návratem k tradičnímu obdělávání půdy jsou střípky do mozaiky ke zlepšení stavu naší krajiny pro zadržování vody v krajině. Tou naopak není navrhování nových vodních nádrží bez souvisejících opatření v krajině. Při návrhu těchto nádrží se zřejmě nebere v úvahu evapotranspirace, při které se při současné klimatické situaci ročně může uvolnit do atmosféry takřka takové množství vody rovnající se objemu zadrženi vody v zásobních prostorech jednotlivých nádrží. Jinými slovy, využití těchto nádrží by bylo v současné krajině spíše vhodné pro zadržení přívalových srážek a následnému časově omezenému nadlepšování průtoků.

Nikoli však pro zažitý způsob hospodaření, kdy ve stávajících nádržích vlivem současných klimatických podmínek ubývá voda a obvyklým jevem je naplnění zásobního prostoru nádrže pouze ze tří čtvrtin. Následným problémem je také eutrofizace takto „naplněných“ nádrží. Jak ukázala mj. povodňová situace z roku 2013 i nejnovější z června 2020, výstavba nových nádrží určitě nevyřeší problém soustředěného odtoku z polí a rychlého vzestupu hladin v drobných vodních tocích, které jsou téměř všechny napřímené a nemají žádný prostor pro přirozený rozliv do krajiny mimo zástavbu.

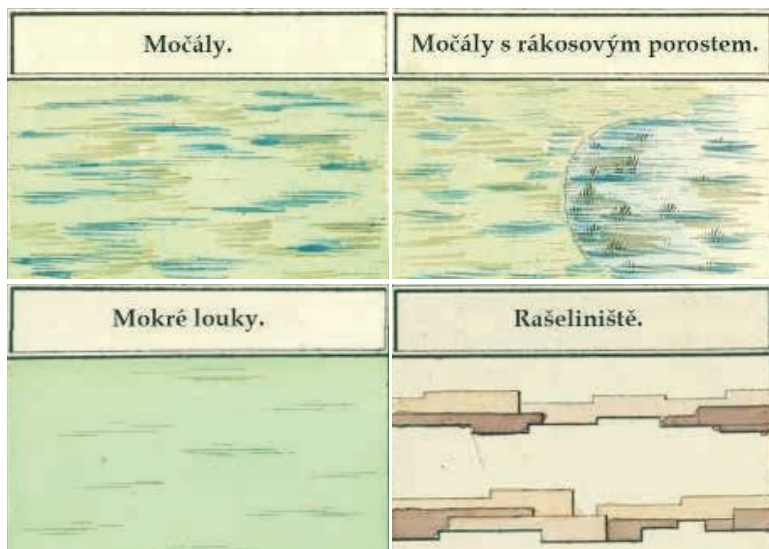
ARCHIVNÍ MAPOVÉ PODKLADY

Níže je stručný přehled archivních mapových podkladů, které jsou dobře dostupné a využitelné pro získání přehledu o historické lokalizaci mokřadů a zároveň jsou dobře využitelné pro GIS analýzy.

- Stabilní katastr (mapováno 1824–1836 Morava/1826–1843 Čechy): Jednotlivé mapové listy, pro využití v GIS nutno georeferencovat, prohlížení a objednání je možné na webu Archivní mapy Ústředního archivu zeměměřičství a katastru [22]. Měřítko 1 : 2 880, resp. 1 : 5 760 v horských oblastech. Některá území v České republice jsou již georeferencována a prezentována na výše uvedených stránkách jako Císařské otisky SK spojené ve formě bezešvé mapové vrstvy. Jedná se o Moravskoslezský kraj, Hlavní město Prahu, část střední Moravy, východních Čech a jižní Moravy zpracovanou kolektivem výzkumníků z Centra dopravního výzkumu. V průběhu roku 2020 by mělo být zpřístupněno území celého Jihomoravského kraje zpracované ve veřejné zakázce kraje soukromým subjektem ve spolupráci s odborníky z Centra dopravního výzkumu a Výzkumného ústavu Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i.
- II. vojenské mapování (mapováno 1836–1852): Pro prohlížení dostupné na Národním geoportálu INSPIRE [23], zároveň také jako WMS služba [24]. Měřítko 1 : 28 800. Toto mapování je širší veřejnosti přístupné také na mapovém portálu Mapy.cz jako mapa z 19. století [25] a také je zveřejněné spolu s velkým množstvím starých topografických map z téměř celé Evropy na mapovém portálu Maps of Europe [26].
- Ortofotomapa 50. léta 20. století: Pro prohlížení dostupná na Národním geoportálu INSPIRE [23]. Není dostupná jako WMS služba. Pro použití v GIS je možno ji zakoupit na základě licenční smlouvy. Taktéž jsou ortofotosnímky z tohoto období k dispozici pro prohlížení na stránkách Národního archivu leteckých měřických snímků ČÚZK [27] jako položka historická ortofotomapa.
- Historické letecké měřické snímky (LMS) (snímkováno 1937–2002): Jednotlivé snímky, pro využití v GIS nutno georeferencovat, zjištění dostupnosti a objednání je možné na webu Geografické služby AČR [28]. Náhled dostupnosti těchto snímků je možný také na již zmíněném Národním archivu leteckých měřických snímků ČÚZK [27] výběrem území nebo kliknutím do plochy mapy, odkud je uživatel v případě zájmu o konkrétní snímky odkázán na výše zmíněné stránky Geografické služby AČR [28].
- Ortofotomapy (současná, aktuálně 2018/2019 a archivní, snímkováno 1998–2017): Pro prohlížení a zároveň jako WMS služba dostupné na Geoportálu ČÚZK [29, 30], většinou jen část území, podle etap snímkování v ČR.

IDENTIFIKACE MOKŘADŮ NA ARCHIVNÍCH MAPOVÝCH PODKLADECH

Nejstarším využitelným mapovým podkladem zobrazením mokřadů jsou mapy stabilního katastru, přesněji řečeno Císařské otisky stabilního katastru. Je na nich zaznamenán historický stav krajiny z poloviny 19. století. Mapy byly vyhotoveny v měřítku 1 : 2 880, resp. 1 : 5 760 v horských oblastech. Originální mapy byly pořizovány v terénu a zachycují skutečný stav krajiny před rozmachem průmyslové revoluce. Obsahují také informace o směru proudění vody v tocích a o umístění a tvaru hrází vodních nádrží. V legendě jsou čtyři základní zobrazení mokřadů: močály, močály s rákosovým porostem, mokré louky a rašeliníště (obr. 2). Jsou zde zobrazeny samozřejmě také rybníky, které z definice patří mezi mokřady, ale zároveň jsou nejčastěji přiřazovány k vodním plochám. Mapování stabilního katastru probíhalo 20 let a tak docházelo k různým odchylkám od předepsané legendy, nicméně téměř ve všech obdobích se vyskytují kromě základního zobrazení mokřat také mokré louky s dřevinami. Převážně se jedná o symbol listnatých stromů, stejný jako u zobrazení listnatých lesů. Také existují mapové listy se symbolem ovocných stromů na podkladě mokřatých



Obr. 2. Zobrazení mokřadů (vyjma rybníků) v legendě Císařských otisků stabilního katastru [22]

Fig. 2. Image of wetlands (excluding ponds) in the legend of the Imperial Imprints of the Stable Cadastre [22]



Obr. 3. Mokrě louky s listnatými (vlevo) a ovocnými (vpravo uprostřed) dřevinami na Císařských otiscích stabilního katastru [22]

Fig. 3. Wet meadows with deciduous (left) and fruit (middle right) woody plants in the Imperial Imprints of the Stable Cadastre [22]



Obr. 4. Porovnání zobrazení mokřadů v Polabí na Císařských otiscích stabilního katastru (1841) [22] a na mapě II. vojenského mapování (1836–1852) [23, 24]

Fig. 4. Comparison of the Elbe river basin wetlands in the Imperial Imprints of the Stable Cadastre (1841) [22] and on Map II. Military Mapping (1836–1852) [23, 24]

luk, obdobně jako na zobrazení ovocných zahrad a polí nebo luk s ovocnými stromy (obr. 3).

Mapové listy Císařských otisků Stabilního katastru se musí pro použití v GIS georeferencovat. Pro výběr území je vhodné nejprve využít mapu II. vojenského mapování, která je k dispozici pro připojení pomocí WMS služby. Zjednodušeně řečeno se jedná o generalizované zobrazení ze stejného období jako stabilní katastr, jen zaktualizované, takže jsou zde již zaznamenány první železniční tratě. Jednotlivé mapové listy se občas liší barevným provedením.



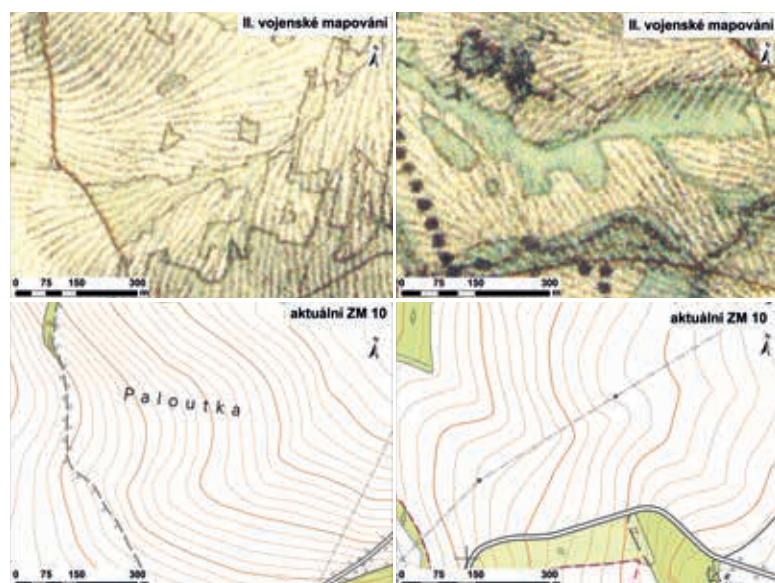
Obr. 5. Porovnání zobrazení mokřadů v k. ú. Rašovice u Uhlířských Janovic na Císařských otiscích stabilního katastru (1838) [22] a na mapě II. vojenského mapování (1836–1852) [23, 24]

Fig. 5. Comparison wet meadows in cadastral area of Rašovice u Uhlířských Janovic in the Imperial Imprints of the Stable Cadastre (1841) [22] and on Map II. Military Mapping (1836–1852) [23, 24]

Na obr. 4 a 5 je porovnání zobrazení mokřadů na Císařských otiscích stabilního katastru a na mapě II. vojenského mapování. Zobrazení mokřadů v Polabí je zde na mapě II. vojenského mapování dobře patrné. V běžné krajině (zde k. ú. Rašovice u Uhlířských Janovic) je na mapě II. vojenského mapování také dobře patrné téměř totožné zobrazení mokřadů a suchých luk. Pro indikaci, zda se ve zvoleném území nacházejí trvalé travní porosty, je toto zobrazení postačující. Detailní rozdělení je možné až podle Císařských otisků stabilního katastru. Zobrazení mokřadů na ortofotomapách a historických LMS samozřejmě není samo o sobě úplně jednoznačné ale v návaznosti na historickou lokalizaci mokřadů na Císařských otiscích stabilního katastru a ověření současného stavu terénním průzkumem je prokazatelné.

VYUŽITÍ ARCHIVNÍCH MAPOVÝCH PODKLADŮ PRO ANALÝZU HISTORICKÉHO VÝVOJE MOKŘADŮ

Pro primární detekci výskytu mokřadů, potažmo TTP na současné zemědělské půdě je nevhodnější mapa II. vojenského mapování, zpracovaná v měřítku 1 : 28 800. Na obr. 6 je vlevo prezentována lokalita v k. ú. Drahlín (podrobněji analyzovaná na obr. 7) a vpravo lokalita v k. ú. Rašovice u Uhlířských Janovic (podrobněji analyzovaná na obr. 8). V horní části jsou obě území znázorněna na mapě II. vojenského mapování, v dolní části pak na současné ZM 10. Z těchto podkladů je patrné, že mokřadní lokality v krajině byly dosti stabilní a jsou na mapě II. vojenského mapování zřetelně zaznamenány. Na současné ZM 10 je v těchto místech zobrazena jen orná půda, ačkoli současná ortofotomapa zobrazuje v obou lokalitách mokřadní biotop (obr. 7 a 8). Tento stav byl potvrzen terénními průzkumy. Současná ZM 10 dobře zobrazuje pomocí souřadnic svažitost obou pozemků.

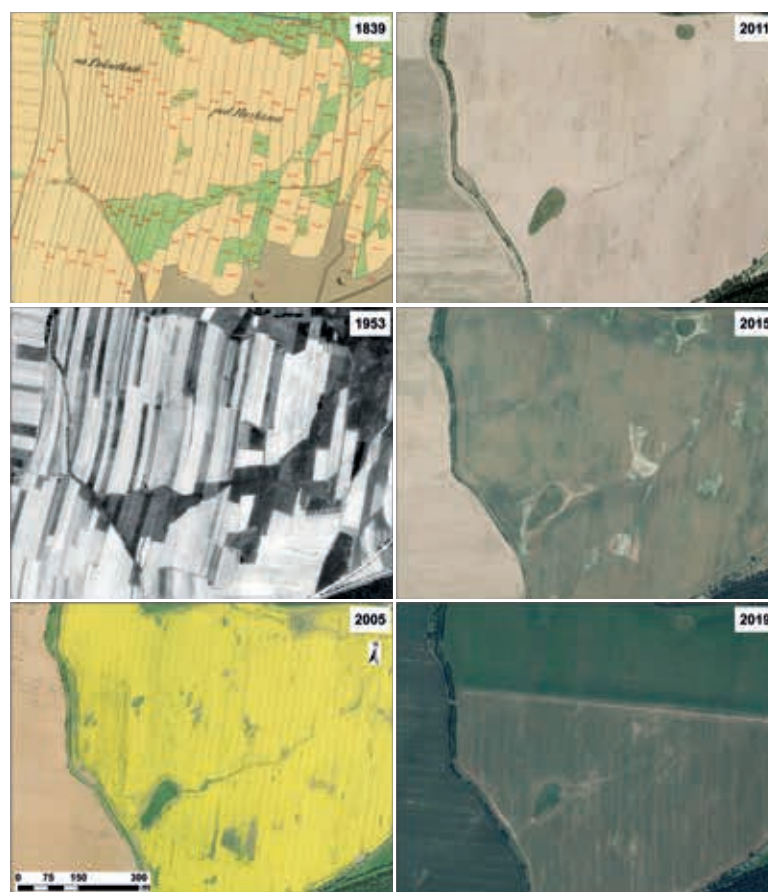


Obr. 6. Porovnání zobrazení historických mokřých luk a současných zamokřených lokalit v k. ú. Drahlín a v k. ú. Rašovice u Uhlířských Janovic na podkladech II. vojenského mapování (1836–1852) [24] a současných ZM 10 [29]

Fig. 6. Comparison of historic wet meadows with current wet localities in cadastral area of Drahlín and in cadastral area of Rašovice u Uhlířských Janovic on Map II. Military Mapping (1836–1852) [24] along with the current base map 1 : 10 000 [29]

Na obr. 7 je na archivních mapových podkladech prezentován vývoj zemědělské krajiny a mokřadních ekosystémů nacházející se v k. ú. Drahlín (okres Příbram). Použity jsou Císařské otisky stabilního katastru, ortofotomapa z 50. let 20. století, archivní ortofotomapy z let 2005, 2011 a 2015 a současná ortofotomapa. Je zde patrná zchovalá historická lokalizace mokřých luk i v roce 1953. V letech 2005–2019 jsou v této lokalitě pouze dva větší mokřady, které odolávají disturbanci zemědělskou technikou, jsou zde také dobře viditelné stopy vodní eroze. Je také dobře patrný ústup lesa z původní lokality z roku 1839 a jeho nahrazení ornou půdou. V dalších letech je les zřetelný jen v pravém dolním rohu snímků.

Na obr. 8 je podrobněji prezentována lokalita nacházející se v k. ú. Rašovice u Uhlířských Janovic (okres Kutná Hora), kde se vyvíjí (obnovuje) mokřadní ekosystém, který je v současnosti pramennou oblastí. Nicméně, současný stav není výsledkem cíleného managementu ale pouze odrazem aktuálního stavu půdy, která neumožňuje obdělávání. Použity jsou stejné podklady, jako u předchozí lokality, jen je navíc zobrazen stav krajiny na LMS z roku 1981. Historické ortofotomapy zobrazují širší časové období v rozsahu let 2000–2017. Z použitých podkladů je zřejmé, že nejpozději od roku 2008 začíná trend v rozrůstání této lokality vlivem sukcese na okolní zemědělskou půdu. Z mapových podkladů z roku 1838 plyne, že vznikající ekosystém se velkou přesností přibližuje tvaru a lokalizaci bývalých mokřých luk v této oblasti. Tato skutečnost je potvrzena také leteckým snímkem z roku 1954. Z archivních ortofotomap je zřejmé, že v letech 2005 až 2008 byla na této lokalitě pouze orná půda. Nicméně na snímku z roku 2005 je v lokalitě, na níž se v současnosti nachází mokřad, patrná erozní rýha a v roce 2008 pak rozsáhlejší podmáčená oblast. V roce 2010 pokračoval trend rozrůstání mokřadu do okolí. V roce 2013 (povodňový rok) je patrné rozšíření zamokřené oblasti, v letech 2017–2019 se podmáčená oblast lehce zmenšila, nicméně celkově situace poukazuje na stávající trend rozrůstání mokřadu do okolí. Obě lokality v současnosti nejsou předmětem žádné územní ochrany a podle evidence v katastru nemovitostí je zde pouze orná půda.

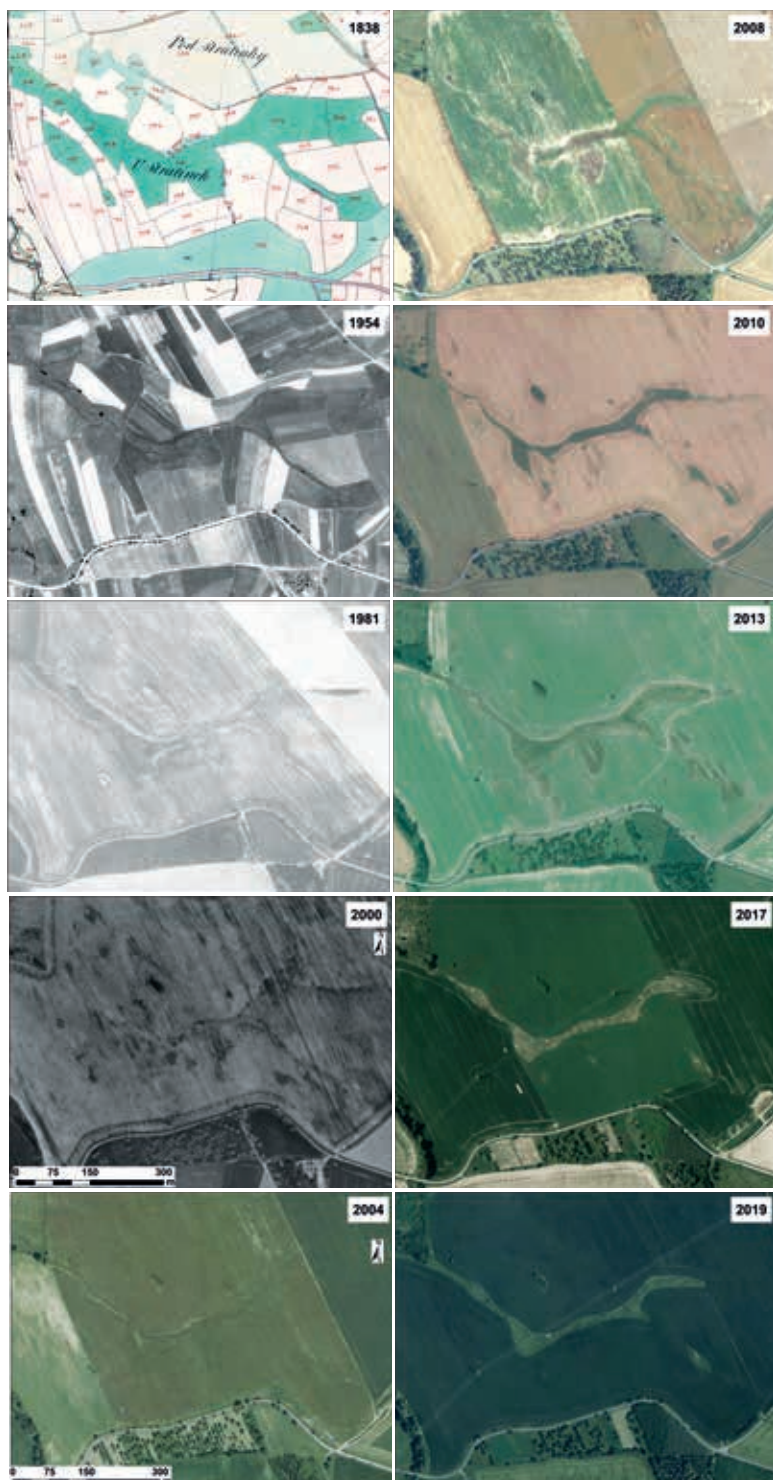


Obr. 7. Historický vývoj zamokřené lokality v k. ú. Drahlín na podkladech Císařských otisků stabilního katastru (1839) [22], ortofotomapě z 50. let 20. stol. [24], archivních ortofotomapách (2005–2015) a současných ortofotomapě (2019) [29]

Fig. 7. Historical development of the wet localities in cadastral area of Drahlín in the Imperial Imprints of the Stable Cadastre (1839) [22], orthophotomaps from the 1950's [24], archival orthophotomaps (2005–2015) and current orthophotomaps (2019) [29]

DISKUSE

V tomto článku je označena mapa II. vojenského mapování jako nejvhodnější pro primární detekci mokřadů. Tato mapa zobrazuje v podstatě věrně stav krajiny v polovině 19. stol. Jen soudobé postupy nebyly zcela dokonalé a tak zde docházelo při zakreslování jednotlivých prvků k posunům až o 50 m různými směry. Tato problematika je mj. popsána v publikaci o historických rybnících [31]. Na základě podkladů II. vojenského mapování anebo Císařských otisků stabilního katastru nelze určit historický výskyt podmáčených lesů, a proto by mohlo dojít ke zkreslení historické rozlohy mokřadů, pokud by se tam v minulosti podmáčený les vyskytoval. Na základě studia archivních mapových podkladů je prokazatelné, že mokřady byly historicky běžnou součástí krajiny. To potvrzuje skutečnost, že Evropa je poznamenána dlouhou historií ovlivňování a využívání krajiny člověkem [32]. Ve střední Evropě byla obrovská plocha mokřadních území přeměněna během několika uplynulých staletí na zemědělskou půdu [33]. Tento trend v ČR potvrzuje analýza změny lokalizace mokřadů v krajinně nížin a pahorkatin. Plocha mokřadů před polovinou 19. století tvořila na sledovaném území zhruba 10 % celkové rozlohy, zatímco v roce 2015 jen 1 % původní rozlohy mokřadů, což znamená dramatický úbytek mokřadů v krajinně. Na místě zmizelých mokřadů je v současnosti nejdominantnějším land use/cover typem orná půda, tvoří 50 % jejich plochy [34, 35]. Obdobné výsledky vykazovala analýza změny lokalizace mokřadů za posledních 150 let v kantonu Zürich ve Švýcarsku.



Obr. 8. Historický vývoj a „sukcesní“ obnova mokřadu v zemědělské krajině v k. ú. Rašovice u Uhlířských Janovic na podkladech Císařských otisků stabilního katastru (1838) [22], ortofotomape z 50. let 20. stol. [24], archivním leteckém měřickém snímku (1981) [25], archivních ortofotomapách (2000–2017) a současně ortofotomape (2019) [29]
 Fig. 8. Historical development and „successional“ restoration of wetlands in the agricultural landscape of cadastral area of Rašovice u Uhlířských Janovic in the Imperial Imprints of the Stable Cadastre (1838) [22], orthophotomap from the 1950's [24], historical aerial photography (1981) [25], archival orthophotomaps (2000–2017) and current orthophotomap (2019) [29]

Rozloha mokřadů zde dramaticky poklesla z 8 % studovaného území v roce 1850 na méně než 1 % v roce 2000. Rozsáhlé oblasti mokřadních ploch lidé nevnímali jako zdroj výrazné hospodářské prosperity. Možností, jak potenciál území z hlediska hospodaření lépe využít, bylo území odvodnit a intenzivně zemědělsky využívat [33]. Tyto tendence byly v menší míře uplatňovány ještě dříve než v 19. a první polovině 20. století, kdy nadešel trend velkoplošných meliorací. Jako příklad slouží sladkovodní subtropický mokřadní systém Everglades na Floridě o historické rozloze 11 000 km². Na počátku 20. století bylo rozsáhlou meliorací vysušeno 65 % původní plochy, dnes převážně využívané k pěstování cukrové třtiny [36]. Trend zvětšování zemědělských pozemků nebyl spjat jen s érou reálného socialismu, ale probíhal téměř ve všech zemích, kde došlo k intenzivnímu zemědělskému hospodaření, například ve Švédsku [37] nebo Velké Británii [38]. Obdobně napřimování vodních toků neprobíhalo jen v ČR, ale například i v Německu došlo k napřimování Rýna a dalších vodních toků [39]. Tam se ale jednalo převážně jen o velké vodní toky kvůli splavnění.

Nicméně negativní změny v krajině ČR jsou prokazatelné (k potvrzení si stačí prohlédnout veřejně dostupné archivní a současné mapové podklady), zejména jde o úbytek vodozadržných prvků z krajiny a změnu hospodaření na orné půdě. Způsob hospodaření, započatý v 50. letech 20. století, nejenže nebyl zastaven ale naopak, zdokonalen. Bohužel lze konstatovat, že v několika ohledech bylo socialistické hospodaření méně devastující, než to nyní. Oba způsoby spojuje používání pesticidů a snaha o odvodnění obhospodařovaných pozemků. Nicméně dříve byly hranice uzavřené, mnoho se toho nedovázelo, tak byla nutná tzv. potravinová soběstačnost. Nynější nepříznivá epidemiologická situace, která v ČR nastala počátkem března 2020 (nyní se postupně zlepšuje, ale existují scénáře, že se situace bude opět zhoršovat) nám ukazuje, že bude nutné potravinovou soběstačnost obnovit. To ale nepůjde se současným systémem vyplácení dotací, kdy je ornice degradována erozí a způsobem hospodaření, což výhledově znamená, že na těchto plochách nepůjde nic smysluplně pěstovat. Pokud by v tomto ohledu (v tzv. boji proti suchu) byli politici akční už od roku 2014 nebo 2015 stejně jako v boji proti současnému epidemiologickému nebezpečí, jsem toho názoru, že současná situace s vodou v nádržích a se zadržováním vody v krajině by byla mnohem příznivější.

ZÁVĚR

Mapy stabilního katastru, historické letecké měřické snímky a ortofotomapy jsou velmi přesným zdrojem informací o stavu tehdejší krajiny, zejména pro lokalizaci mokřadů a pro představu o krajině téměř neregulovaných vodních toků. Poznání vývoje mokřadů v krajině nám může pomoci pochopit hlavní hybné síly a tlaky, které měly vliv na jejich změny. Tyto informace lze pak využít při plánování krajiny s ohledem na obnovu, ochranu a management mokřadů. Tímto způsobem bychom mohli navrátit přirozené mimoprodukční funkce naší krajiny. To je důležité obzvláště v této době, protože jedním z nejtěžších problémů spojených se současnou klimatickou změnou je velmi malá retenční schopnost běžné krajiny v ČR, tzn. že téměř nezadrží srážkovou vodu. Primárním cílem současné společnosti by proto měla být snaha zpomalit odtok povrchové vody z povodí a zároveň zde zvýšit retenční schopnost krajiny.

Literatura

- [1] MANDER, U., KUUSEMETS, V., LOHMUS, K., and MAURING, T. Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, 1997, 8 (4), p. 299–324.
- [2] LANE, R.R., MASHRIQUI, H.S., KEMP, G.P., DAY, J.W., DAY, J.N., and HAMILTON, A. Potential nitrate removal from a river diversion into a Mississippi delta forested wetland. *Ecological Engineering*, 2003, 20 (34), p. 237–249.
- [3] MAITRE, W., COSANDEY, A.-C., DESAGHER, E., and PARRIAUX, A. Effectiveness of groundwater nitrate removal in a river riparian area: the importance of hydrogeological conditions. *Journal of Hydrology*, 2003, 278 (1–4), p. 76–93.



- [4] HATTERMANN, F.F., KRYSANOVA, V., and HESSE, C. Modelling wetland processes in regional applications. *Hydrological Science Journal*, 2008, 53 (5), p. 1001–1012.
- [5] POKORNÝ, J. a EISELTOVÁ, M. Toky energie, vody a látek v krajině. In: *Němec, J. (eds.). Krajina a voda*. Envi Typo pro AOPK, MŽP, MZe ČR, Praha, 1998, s. 55–59.
- [6] ARMENTANO, T.V. Drainage of organic soils as factor in the world carbon cycle. *BioScience*, 1980, 30, p. 825–830.
- [7] ARMENTANO, T.V. and VERHOEVEN, J.T.A. Biogeochemical cycles: global. In: *Patten, B.C. (ed.). Wetlands and Shallow Continental Water Bodies*. SPB Academic Publishing, The Hague, Netherlands, 1991, p. 281–311.
- [8] MITSCH, W.J. and GOSSELINK, J.G. *Wetlands*. John Wiley and Sons, Inc., New York, 5. vydání, 2015, 456 p. ISBN 978-1-118-67682-0.
- [9] Sdělení federálního ministerstva zahraničních věcí č. 396/1990. Úmluva o mokřadech majících mezinárodní význam především jako biotopy vodního ptactva a Protokolu o její změně.
- [10] LOKOČ, R. a ULČÁK, Z. Percepce krajinných prvků zemědělců – důležitý předpoklad péče o krajinný ráz. In: *Klvač, P. (eds.). Člověk, krajina, krajinný ráz*. Masarykova Univerzita, Brno, 2009, s. 61–71.
- [11] LIBROVÁ, H. *Vlažní a váhaví*. Kapitoly o ekologickém luxusu. Doplněk, Brno, 2009, 79 s. ISBN 80-7239-149-6.
- [12] SEMOTANOVÁ, E. *Historická krajina Česka a co po ní zůstalo*. Historický ústav AV ČR, v. v. i. Nakladatelství Academia, Praha, 1. vydání, 2014, 24 s.
- [13] JECH, K. *Soumrak selského stavu 1945–1960*. Sešity Ústavu pro soudobé dějiny AV ČR, 2001, sv. 35, 250 s. ISBN 80-7285-010-5.
- [14] JECH, K. *Kolektivizace a vyhnání sedláků z půdy*. Vyšehrad, s. r. o., Praha, 2008, 336 s. ISBN 978-80-7021-902-7.
- [15] LIPSKÝ, Z. Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. Katedra fyzické geografie a geologie Přírodovědecké fakulty University Karlovy, Praha, 1998, 129 s.
- [16] KRAVČÍK, M. a kol. *Voda pre ozdravenie klímy – Nová vodná paradigma*. Krupa Print, Žilina, 2007, 89 s. ISBN 978-80-969766-5-2.
- [17] CÍLEK, V. Pokusme se zachránit to, co zbylo z naší přírody. *Eko Dotace, magazín Operačního programu Životní prostředí*. Státní fond životního prostředí ČR, Praha, srpen 2010, s. 14–15.
- [18] RIPL, W. Management of water cycle and energy flow for ecosystem control: the energy-transport-reaction (ETR) model. *Ecological Modelling*, 1995, 78, p. 61–76.
- [19] SKLENIČKA, P. *Pronajatá krajina*. Centrum pro krajinu, Praha, 1. vydání, 2011, 137 s. ISBN 978-80-87199-01-5.
- [20] GORE, A. *Earth in the Balance. Ecology and the Human Spirit*. Houghton Mifflin & Co. Inc. Boston, 1992, 407 p. ISBN 978-0395578216.
- [21] Mokřady z. s. [online]. [cit. 15. květen 2020]. Dostupné z: <http://www.mokrady.wbs.cz>
- [22] Archivní mapy Ústředního archivu zeměměřictví a katastru [online]. [cit. 15. květen 2020]. Dostupné z: <https://archivnimapy.cuzk.cz>
- [23] Národní geoportál INSPIRE/mapy [online]. [cit. 15. květen 2020]. Dostupné z: <https://geoportál.gov.cz/web/guest/map>
- [24] Národní geoportál INSPIRE/WMS služby [online]. [cit. 15. květen 2020]. Dostupné z: <https://geoportál.gov.cz/web/guest/wms>
- [25] Mapy.cz [online]. [cit. 18. červen 2020]. Dostupné z: <https://mapy.cz/19stoleti>
- [26] Maps of Europe/Europe in the XIX. century [online]. [cit. 18. červen 2020]. Dostupné z: <https://mapire.eu/en/map/europe-19century-secondsurvey>
- [27] Národní archiv leteckých měřických snímků [online]. [cit. 18. červen 2020]. Dostupné z: https://lms.cuzk.cz/lms/lms_prehl_05.html
- [28] Geografická služba AČR/Historické LMS [online]. [cit. 18. červen 2020]. Dostupné z: <http://www.mapy.army.cz/historicke-lms>
- [29] Geoportál ČÚZK/Geoprohlížeč [online]. [cit. 15. květen 2020]. Dostupné z: <https://geoportál.cuzk.cz/geoprohlizec>
- [30] Geoportál ČÚZK/Prohlížeč služby – WMS [online]. [cit. 15. květen 2020]. Dostupné z: [https://geoportál.cuzk.cz/\(S\(lcsguqwsq1my1rvbg3qy5suw\)\)/Default.aspx?mode=TextMeta&side=wms.verejne&text=WMS.verejne.uvod&head_tab=sekce-03-gp&menu=311](https://geoportál.cuzk.cz/(S(lcsguqwsq1my1rvbg3qy5suw))/Default.aspx?mode=TextMeta&side=wms.verejne&text=WMS.verejne.uvod&head_tab=sekce-03-gp&menu=311)
- [31] PAVELKOVÁ, R., FRAJER, J., NETOPILOV, P. a kol. *Historické rybníky České republiky: srovnání současnosti se stavem v 2. polovině 19. století*. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., 2014, 167 s. ISBN 978-80-87402-32-0.
- [32] KEDDY, P.A. *Wetland ecology – Principles and conservation*. United Kingdom, Cambridge University Press, 2. vydání, 2010, 514 p. ISBN 978-0521739672.
- [33] GIMMI, U., LACHAT, T., and BÜRGI, M. Reconstructing the collapse of wetland networks in the Swiss lowlands 1850–2000. *Landscape Ecology*, 2011, 26 (8), p. 1071–1083.
- [34] RICHTER, P. a SKALOŠ, J. Sledování změn mokřadů v krajině nížin a pahorkatin České republiky 1843–2015. *Vodní hospodářství*, 2016, 66 (8), s. 14–19.
- [35] SKALOŠ, J., RICHTER, P., and KEKEN, Z. Changes and trajectories of wetlands in the lowland landscape of the Czech Republic. *Ecological Engineering*, 2017, 108, Part B, p. 435–445. ISSN 0925-8574.
- [36] VYMAZAL, J. Řasová společenstva mělce zaplavených oblastí severní části floridských Everglades. In: *Pouličková et Kočárková (eds.): Řasy a prostředí, Sborník referátů 39. pracovní konference Algologické sekce ČBS*. Rožmberk nad Vltavou, 1999, s. 55–59.
- [37] SKĀNES, H. *Landscape change and grassland dynamics – Retrospective studies based on aerial photographs and old cadastral maps during 200 years in south Sweden*. The Department of Physical Geography Stockholm University. Dissertation series, no 8, papers I-IV, 1996, p. 12–14.
- [38] HUNT, R. *Rural Britain Then and Now*. Octopus Publishing Group Limited, Great Britain, 2004, 208 p. ISBN 978-0-753713-63-1.
- [39] BLACKBOURN, D. *The Conquest of Nature, Water, Landscape and the Making of Modern Germany*. Jonathan Cape, London, 1. vydání, 2006, 497 p. ISBN 978-0-393062-12-0.

Autor

Ing. Pavel Richter, Ph.D.

✉ pavel.richter@vuv.cz

ORCID: 0000-0001-6338-3481

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

Príspevek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2020.05.006

WETLANDS ON HISTORICAL MAPS

RICHTER, P.

TGM Water Research Institute, p.r.i.

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

This article presents easily accessible archive maps that provide an overview of the historical location of wetlands and they are also suitable for GIS analysis. The main research question is to find out the potential in use of historical maps for the identification of historical or restoring wetlands in the Czech Republic and the subsequent evaluation of driving forces that lead to extinction or restoration of wetlands. This article describes Map II. Military Mapping as the most suitable tool for estimating detection of historical wetlands. The map captures the true state of the landscape in the middle of the 19th century. It was, among other things, a landscape of unregulated watercourses. The Stable Cadastre provides more detailed description of the landscape from this period as the map was designated for mapping the country for tax purposes. It is available only as map sheets that need to be georeferenced for possible GIS use. Other suitable sources for the landscape analysis are historical orthophotomap from the 1950's, historical aerial photographs from 1937–2002 and archival orthophotomaps from 1998–2017. The paper also illustrates the successful wetland restoration on agricultural land on the basis of historical maps. This information can be used in landscape planning with regard on the restoration, protection and management of wetlands that have crucial role in water retention in the landscape. Unfortunately, the wetlands, with the exception of ponds, have almost completely disappeared from the ordinary landscape of the Czech Republic. The article also describes the causes of landscape changes that led to current state.

Vliv Jaderné elektrárny Temelín na obsah vybraných radionuklidů v povrchových vodách

DIANA MAREŠOVÁ, EVA JURANOVÁ, BARBORA SEDLÁŘOVÁ

Klíčová slova: radionuklidy – cesium 137 – stroncium 90 – tritium – povrchová voda – odpadní voda

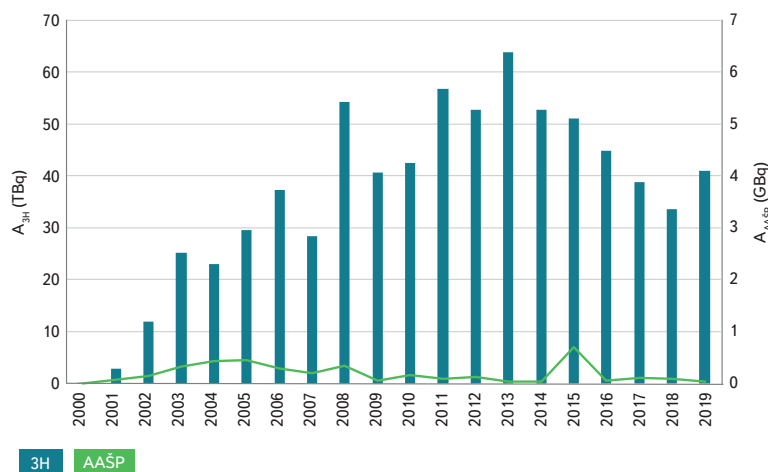
SOUHRN

V příspěvku jsou prezentovány výsledky dlouhodobého sledování radionuklidů cesia 137, stroncia 90 a tritia v povrchové vodě v okolí Jaderné elektrárny Temelín (dále jen JE Temelín). Tyto radionuklidy pochází především z reziduálního znečištění po atmosférických testech jaderných zbraní a havárii jaderného reaktoru v Černobylu v minulém století. Na všech lokalitách byl pozorován pokles objemových aktivit cesia 137 a stroncia 90. I přesto, že velká část hodnot koncentrací těchto radionuklidů je v současnosti na úrovni nejmenších detekovatelných aktivit, stále je reziduální kontaminace vyšší než jsou výpusti těchto radionuklidů, resp. aktivačních a štěpných produktů, z JE Temelín. V případě tritia byl v profilech neovlivněných provozem JE pozorován pomalý pokles objemových aktivit, které se blíží přirozenému pozadí odpovídajícímu geografickým podmínkám České republiky. V profilech ovlivněných provozem JE Temelín byl pozorován postupný nárůst aktivit tritia, odpovídající výpustem udávaných provozovatelem. Zjištěné objemové aktivity hodnocených radionuklidů vyhovují požadavkům nařízení vlády 401/2015 Sb. v ukazatelích radioaktivních látek.

ÚVOD

V souvislosti s výstavbou a provozem JE Temelín byla realizována řada projektů zabývajících se možnými vlivy provozu elektrárny na životní prostředí. Na projekty z předprovozního období [1, 2] následně navázal zejména Program sledování a hodnocení vlivu Jaderné elektrárny Temelín na životní prostředí [3]. Provoz každé jaderné elektrárny je doprovázen produkcí radionuklidů, z toho důvodu je v rámci sledování velká pozornost věnována výskytu vybraných radionuklidů v okolí jaderné elektrárny. Tento příspěvek se zaměřuje na zhodnocení vlivu JE Temelín na obsah vybraných radionuklidů – cesia 137, stroncia 90 a tritia – v povrchových vodách v období 1990–2019 na základě sledování citovaných výše [1–3].

Výstavba JE Temelín byla schválena již v roce 1980, vlastní realizace byla zahájena v roce 1987. Z původně plánovaných čtyř bloků byly postaveny dva. Jedná se o tlakovodní reaktory VVER 1000 typu V 320. Výroba elektřiny byla zahájena v závěru roku 2000. Aktuálně elektrárna pracuje na výkonu 2×1082 MWe [4]. V současnosti je zvažována výstavba nového jaderného zdroje v lokalitě Temelín [5]. JE Temelín odebírá surovou vodu z vodní nádrže Hněvkovice a odpadní vody vypouští přes vodní nádrž Kořensko. Ve světě jsou odpadní vody z jaderných zařízení obvykle vypouštěny do velkých řek, případně do moře. Ve srovnání s řekami, jako jsou např. Dunaj nebo Rýn, je Vltava v místě zaústění odpadních vod z JE Temelín poměrně malý tok. Vzhledem k očekávaným klimatickým změnám včetně zvýšeného výskytu hydrologického sucha se lze obávat možného nárůstu objemových aktivit radionuklidů pod zaústěním odpadních vod. Proto je jejich sledování věnována velká pozornost.



Obr. 1. Roční výpusti ^3H a AAŠP podle ČEZ, a. s., JETE [8, 9]

Fig. 1. Annual discharges of ^3H and activation and fission products according ČEZ, a. s., JETE [8, 9]

Tritium (^3H), cesium 137 (^{137}Cs) a stroncium 90 (^{90}Sr) jsou nejvýznamnější radionuklidy potenciálně přítomné v odpadních vodách. Tritium je radioaktivní izotop vodíku s poločasem rozpadu 12,32 r, který se přirozeně vyskytuje v množství 1 atom na 10^{18} atomů vodíku [6]. V přírodě vzniká především v horních vrstvách atmosféry působením kosmického záření. Vzniká i při umělých jaderných reakcích, stejně jako cesium 137 a stroncium 90, které jsou radioekologicky významné vzhledem k poločasu rozpadu 30,2 r, resp. 28,8 r [7]. Roční kapalně výpusti tritia a ostatních aktivačních a štěpných produktů (AAŠP), mezi které patří i ^{137}Cs a ^{90}Sr , podle ČEZ, a. s., [8, 9] jsou uvedeny na obr. 1. Z údajů vyplývá, že roční výpusti ^3H jsou v řádu desítek TBq ($\text{TBq} = 10^{12}$ Bq), v období 2000–2019 v průměru $40 \text{ TBq} \cdot \text{r}^{-1}$. Zatímco výpusti ostatních AAŠP v řádu desetin GBq ($\text{GBq} = 10^9$ Bq), v průměru $0,2 \text{ GBq} \cdot \text{r}^{-1}$, výpusti ^{137}Cs a ^{90}Sr jsou tedy více než o pět řádů menší než výpusti tritia. Z radioekologického hlediska je tedy v kapalných výpustích při běžném provozu nejvýznamnějším radionuklidem tritium. Pro posouzení vlivu výpustí na obsah hodnocených radionuklidů v povrchových vodách je významným faktem to, že odpadní vody s obsahem radionuklidů jsou po kontrolních měřeních vypouštěny diskontinuálně, v průměru asi 3–4 hodiny denně.

Hodnocené radionuklidy se v okolí JE Temelín vyskytovaly ještě před jejím spuštěním. Důvodem je doznívající znečištění po testech jaderných zbraní v padesátých a šedesátých letech minulého století a havárii jaderného reaktoru v Černobylu v roce 1986. Okolí JE Temelín patří mezi oblasti u nás nejvíce zasažené spadem po havárii v Černobylu [10]. V případě tritia se jedná i o jeho přirozený výskyt. I proto měly velký význam studie, které se uskutečnily ještě před uvedením JE Temelín do provozu, a které zjišťovaly referenční stav [1, 2].

Dřívější výsledky citovaných studií byly prezentovány např. [11–13]. Hlavním cílem příspěvku je prezentovat aktuální výsledky nyní téměř třicetiletého sledování výskytu vybraných radionuklidů v řece Vltavě ovlivněné provozem JE Temelín a zhodnotit případný příspěvek elektrárny.

METODIKA

Radionuklidy ^3H , ^{90}Sr a ^{137}Cs byly stanovovány v povrchové vodě ve veškerých látkách. Sledování bylo zahájeno v roce 1990 na profilech Vltava-Hněvkovice, Lužnice-Koloděje, Otava-Písek (později změněn na profil Otava-Topělec, hodnocení je pod tímto označením) – profily v budoucnu přímo neovlivněné výpustmi odpadních vod z JE Temelín, dále označované pouze jako neovlivněné profily, a Vltava-Solenice – profil v budoucnu ovlivněný výpustmi JE Temelín. Od roku 1996 bylo sledování rozšířeno o profil Vltava-Hladná, profil cca 4 km pod zaústěním odpadních vod. Mapa odběrových míst je na obr. 2.

Vzorky byly odebírány podle norem ČSN EN ISO 5667 a ČSN ISO 5667 (soubor) [14–17] v množství 0,25 l (^3H), resp. 50 l (^{137}Cs a ^{90}Sr), frekvence odběrů byla čtvrtletní. Vzorky na stanovení ^3H byly konzervovány chlazením. Velkoobjemové vzorky pro stanovení ^{137}Cs a ^{90}Sr byly stabilizovány okyselením kyselinou dusičnou na $\text{pH} < 2$ a přidáním směsného nosiče. V laboratoři byly vzorky odpařeny pod bodem varu do sucha, následně byly vysušeny při 105 °C a vyžihány při 350 °C. Vyžiháný odparek byl uzavřen do příslušné měřicí nádoby. Stanovení ^{137}Cs a ^{90}Sr tedy postihuje veškeré látky.

Stanovení objemové aktivity tritia bylo uskutečněno podle ČSN EN ISO 9698 [18]. Pro stanovení byly použity nízkopozadové kapalinové scintilační spektrometry Quantulus 1220 od firmy WALLAC a TriCarb 3170/TRSL od firmy Canberra Packard. Podmínky měření vzorků z lokalit ovlivněných výpustmi z JE Temelín byly nastaveny tak, aby pro tritium byla nejmenší detekovatelná aktivita (c_{ND}) cca 2 Bq/l, v případě neovlivněných vzorků cca 1 Bq·l⁻¹.

Ve velkoobjemových vzorcích vod po předúpravě bylo nejdříve gamaspektrometricky stanoveno ^{137}Cs (podle ČSN EN ISO 10 703 [19]) a následně bylo radiochemicky analyzováno ^{90}Sr [20]. Pro stanovení ^{137}Cs byla použita gamaspektrometrická trasa s polovodičovým germaniovým detektorem REGe fy Canberra Packard. Nejmenší detekovatelná objemová aktivita (c_{ND}) pro ^{137}Cs na hladině významnosti chyby pozorování prvního a druhého typu $\alpha = \beta = 0,05$ byla v závislosti na době měření a množství zpracovaného vzorku cca 0,5 mBq·l⁻¹. Stanovení ^{90}Sr bylo provedeno štávelanovou srážecí metodou [20]. Pro měření aktivity byl použit proporcionální detektor fy TESLA s vyhodnocovací jednotkou MC 2256, později alfa – beta automat EMS 3 s plynovou průtočnou sondou POB 302 fy EMPOS. Nejmenší detekovatelná objemová aktivita (c_{ND}) na hladině významnosti $\alpha = \beta = 0,05$ byla pro ^{90}Sr v závislosti na době měření a množství zpracovaného vzorku a chemického výtěžku cca 2 mBq·l⁻¹.

V případě hodnot menších než nejmenší detekovatelná objemová aktivita byl pro jejich další zpracování aplikován postup podle směrnice Komise 2009/90/ES, resp. Nesměrka [21]. Byl použit redukční koeficient $k = 0,5$, tj. byla použita hodnota rovná 0,5 c_{ND} .

Pro hodnocení vývoje objemových aktivit radionuklidů v čase byla použita regresní analýza rovnice vycházející úpravou rovnice (1) pro radioaktivní přeměnu:

$$\ln C_t = -\lambda_{\text{ef}} \cdot t + \ln C_0 \quad (1)$$

kde C_t je objemová aktivita radionuklidu v čase t (Bq·l⁻¹),
 λ_{ef} efektivní (pozorovaná) přeměnová konstanta, získaná jako směrnice přímkový poklesu (r),
 t čas (t),
 C_0 objemová aktivita radionuklidu v čase $t = 0$ (Bq·l⁻¹).

Statistická významnost regresní křivky byla ověřena pomocí Pearsonova koeficientu. Následně byl vypočten efektivní (pozorovaný) poločas radionuklidu $T_{\text{ef}}(r)$ podle rovnice (2) [22]:

$$T_{\text{ef}} = \frac{\ln 2}{\lambda_{\text{ef}}} \quad (2)$$

Roční bilance aktivity (B) radionuklidu v profilu (Bq·r⁻¹) byla vypočtena podle rovnice (3):

$$B_j = C_j \cdot Q_j \cdot t \quad (3)$$

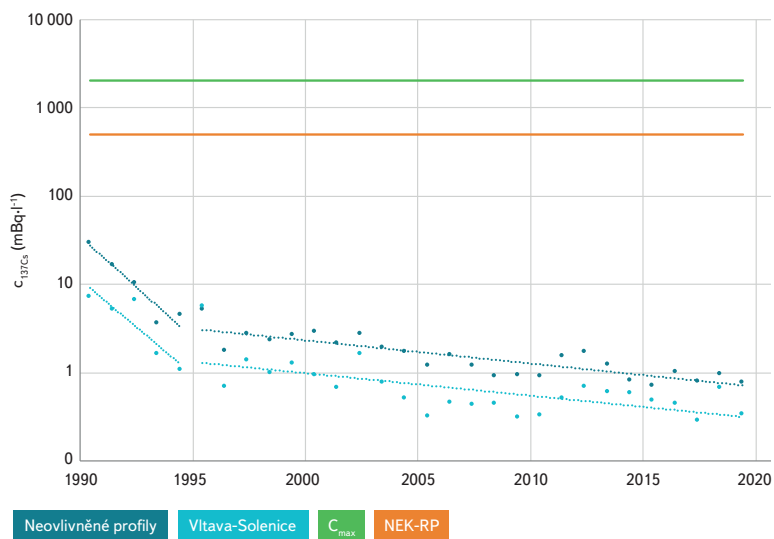
kde C_j je roční průměrná objemová aktivita radionuklidu v profilu j (Bq·m⁻³),
 Q_j roční průměrný průtok v profilu j v roce (m³·s⁻¹),
 t doba trvání 1 roku (s·r⁻¹).



Obr. 2. Mapa odběrových profilů
 Fig. 2. Map of the sampling sites

VÝSLEDKY A DISKUSE

Nejdéle sledovaným radionuklidem je ^{137}Cs , které je v hodnocených profilech sledováno od roku 1990. Vývoj objemové aktivity ^{137}Cs je znázorněn na obr. 3. Pro ukázkou je uveden vážený průměr ročních průměrných objemových aktivit v neovlivněných profilech – Vltava-Hněvkovice, Lužnice-Koloděje, Otava-Topělec a roční průměrné objemové aktivity v profilu Vltava-Solenice ovlivněným výpustmi z JE Temelín.



Obr. 3. Vývoj objemové aktivity ^{137}Cs ($c_{137\text{Cs}}$) v profilech neovlivněných výpustmi z JE Temelín, v ovlivněném profilu Vltava-Solenice a hodnota přípustného znečištění C_{max} a NEK-RP podle NV 401/2015 Sb. [23]

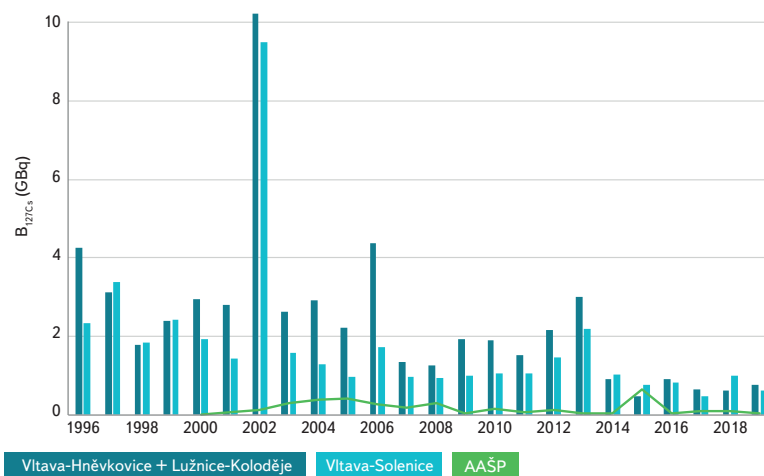
Fig. 3. Temporal changes of ^{137}Cs concentration ($c_{137\text{Cs}}$) in profiles not effected by discharges from the NPP Temelín, in the Vltava River at Solenice (effected profile) and value of permissible pollution C_{max} and environmental quality standard-annual average NEK-RP according NV 401/2015 Sb. [23]

Z obr. 3 je zřejmé, že zatímco na začátku sledovaného období byly zjištěné roční průměrné objemové aktivity až desítky $\text{mBq}\cdot\text{l}^{-1}$, v závěru tohoto období to bylo $< 1 \text{ mBq}\cdot\text{l}^{-1}$, a to jak na profilech neovlivněných, tak v profilu ovlivněném provozem JE Temelín. Většina hodnot v závěru hodnoceného období byla $< c_{\text{ND}}$. Zjištěné hodnoty jsou po celou dobu řádově nižší, než je hodnota přípustného znečištění $c_{\text{max}} = 2 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$ i než norma environmentální kvality, roční průměr NEK-RP = $0,5 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$ podle nařízení vlády 401/2015 Sb [23]. V první polovině devadesátých let byl pozorován výrazně rychlejší pokles aktivit. Pro období 1990–1994 byly v jednotlivých profilech vyhodnocené efektivní poločasy ^{137}Cs v rozmezí 1,1–2,8 r, na neovlivněných profilech to bylo průměrně 1,3 r, v profilu Vltava-Solenice 1,4 r (přehled pro všechny profily je uveden v tabulce 1). Jedná se především o doznívající vliv havárie jaderného reaktoru v Černobylu. Po roce 1995 bylo pozorováno zpomalení rychlosti ubývání ^{137}Cs . V období 1995–2019 byly pozorované poločasy v rozmezí 9,4–12,4 r. Pro neovlivněné profily to bylo 11,5 r, pro profil Vltava-Solenice 12,4 r. Trvalý pokles objemových aktivit pokračoval i po roce 2000, kdy byla uvedena do provozu JE Temelín.

S využitím ročních průměrných koncentrací ^{137}Cs a ročních průměrných průtoků vody v příslušném profilu byly podle rovnice (3) vypočteny roční bilance ^{137}Cs ($B_{137\text{Cs}}$) ve sledovaných profilech.

Vypočtené bilance byly porovnány s publikovanými údaji o výpustech AAŠP [8, 9]. Z podrobnějšího hodnocení byl vyloučen rok 2002, který byl ovlivněn extrémními průtoky. Podrobněji bylo tedy zpracováno období 2003–2019. Průměrná vypočtená bilance v období 1996–2019 (resp. 2003–2019) byla na neovlivněných profilech Vltava-Hněvkovice $1,0 \text{ GBq}\cdot\text{r}^{-1}$ (resp. $0,6 \text{ GBq}\cdot\text{r}^{-1}$), Lužnice-Koloděje

$1,4 \text{ GBq}\cdot\text{r}^{-1}$ (resp. $1,1 \text{ GBq}\cdot\text{r}^{-1}$) a Otava-Topělec $1,5 \text{ GBq}\cdot\text{r}^{-1}$ (resp. $1,0 \text{ GBq}\cdot\text{r}^{-1}$), v ovlivněných profilech Vltava-Hladná $2,8 \text{ GBq}\cdot\text{r}^{-1}$ (resp. $2,1 \text{ GBq}\cdot\text{r}^{-1}$) a Vltava-Solenice $1,7 \text{ GBq}\cdot\text{r}^{-1}$ (resp. $1,1 \text{ GBq}\cdot\text{r}^{-1}$). V místě zaústění odpadních vod z JE Temelín tedy antropogenní pozadí ^{137}Cs v období 2003–2019 vyjádřené jako součet průměrných bilancí v profilech Vltava-Hněvkovice a Lužnice-Koloděje bylo $1,7 \text{ GBq}\cdot\text{r}^{-1}$, zatímco průměrná výpust AAŠP v tomto období byla $0,2 \text{ GBq}\cdot\text{r}^{-1}$ [8, 9]. Na obr. 4 je zobrazen vývoj „pozadí“ ^{137}Cs v místě zaústění odpadních vod vyjádřené jako součet bilance ^{137}Cs v profilech Vltava-Hněvkovice a Lužnice-Koloděje, bilance ^{137}Cs v ovlivněném profilu Vltava-Solenice a výpustí AAŠP. I při provozu JE Temelín byly na ovlivněném profilu Vltava-Solenice zjišťovány po celou dobu menší koncentrace i bilance ^{137}Cs než v ovlivněných profilech. Je to způsobeno vazbou ^{137}Cs na nerozpuštěné látky a jejich sedimentací ve vodní nádrži Orlik. Vliv JE Temelín tedy nebyl detekován na žádném profilu, resp. možný vliv je zcela překrytý reziduální kontaminací.

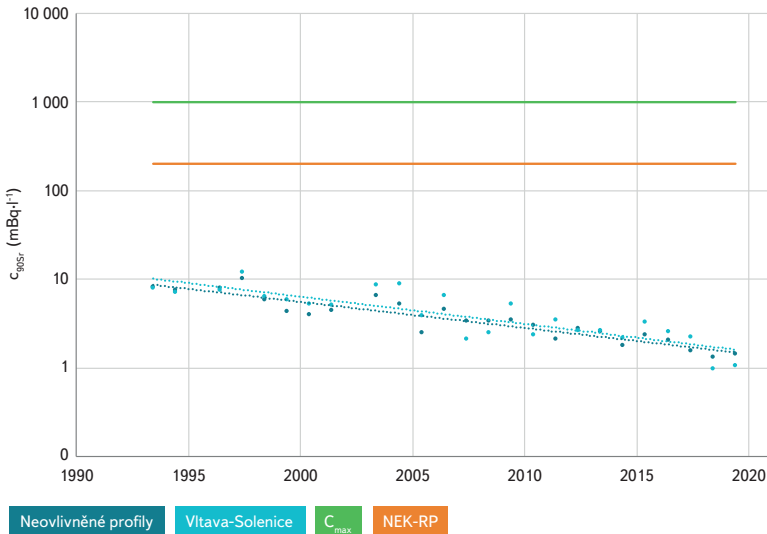


Obr. 4. Vývoj antropogenního pozadí ^{137}Cs v místě zaústění odpadních vod vyjádřené jako součet bilance ^{137}Cs v profilech Vltava-Hněvkovice a Lužnice-Koloděje, bilance ^{137}Cs v ovlivněném profilu Vltava-Solenice a výpustí AAŠP podle ČEZ, a. s., JETE [8, 9]

Fig. 4. Temporal changes of activity ^{137}Cs balances (artificial background of ^{137}Cs , calculated as a sum of ^{137}Cs balances in the Vltava River at Hněvkovice and the Lužnice River at Koloděje), balance at effected in the Vltava River at Solenice and discharges of activation and fission products according ČEZ, a. s., JETE [8, 9]

Stanovení ^{90}Sr je prováděno od roku 1993. Vývoj objemové aktivity ^{90}Sr je znázorněn na obr. 5. Je uveden vážený průměr ročních objemových aktivit na neovlivněných profilech a roční průměrné objemové aktivity v profilu Vltava-Solenice ovlivněném výpustmi z JE Temelín. Na začátku sledovaného období byly pozorovány roční průměrné objemové aktivity do $10 \text{ mBq}\cdot\text{l}^{-1}$, na konci období pak pouze $< 2 \text{ mBq}\cdot\text{l}^{-1}$. Na všech sledovaných profilech byly pozorované hodnoty velmi podobné, jak v profilech neovlivněných, tak v profilu Vltava-Solenice ovlivněném provozem JE Temelín. Zjištěné hodnoty jsou tedy po celou dobu řádově nižší než je hodnota přípustného znečištění $c_{\text{max}} = 1 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$ i norma environmentální kvality roční průměr NEK-RP = $0,2 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$ podle nařízení vlády 401/2015 Sb. [23].

Po celé sledované období byl pozorován trvalý pokles ročních průměrných objemových aktivit ^{90}Sr . Na rozdíl od ^{137}Cs nebyla zjištěna změna v rychlosti tohoto poklesu. Vyhodnocený efektivní poločas byl na všech profilech shodně cca 10 r (tabulka 1). Tak jako v případě ^{137}Cs byly s využitím ročních průměrných objemových aktivit ^{90}Sr a ročních průměrných průtoků vody v příslušném profilu vypočteny roční bilance ^{90}Sr ($B_{90\text{Sr}}$) ve sledovaných profilech. Podrobnější hodnocení bylo provedeno shodně jako v případě ^{137}Cs – bylo hodnoceno období 2003–2019. Průměrná vypočtená bilance v období 1996–2019, (resp. 2003–2019) byla na neovlivněných profilech Vltava-Hněvkovice $3,6 \text{ GBq}\cdot\text{r}^{-1}$ ($3,3 \text{ GBq}\cdot\text{r}^{-1}$),



Obr. 5. Vývoj objemové aktivity ^{90}Sr ($c_{90\text{Sr}}$) v profilech neovlivněných výpustmi z JE Temelín, v ovlivněném profilu Vltava-Solenice a hodnota přípustného znečištění C_{max} a NEK-RP podle NV 401/2015 Sb. [23]

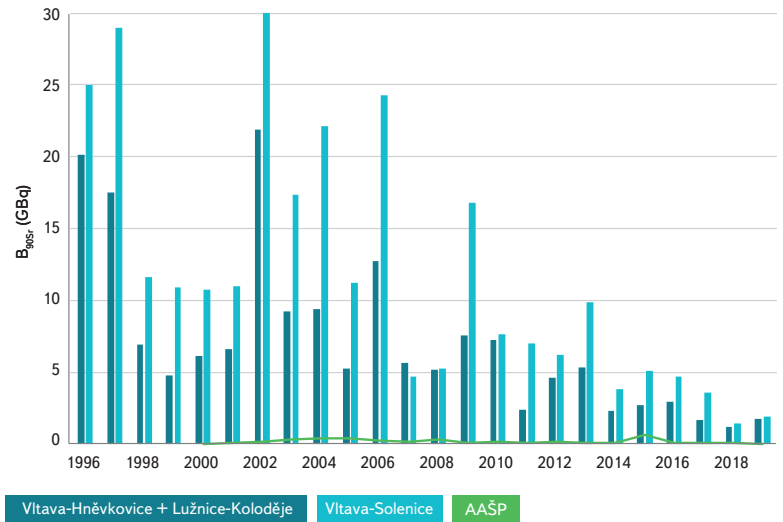
Fig. 5. Temporal changes of ^{90}Sr concentration ($c_{90\text{Sr}}$) in profiles not effected by discharges from the NPP Temelín and in the Vltava River at Solenice (effected profile), value of permissible pollution C_{max} and environmental quality standard-annual average NEK-RP according NV 401/2015 Sb. [23]

Lužnice-Koloděje 3,5 GBq·r⁻¹ (3,1 GBq·r⁻¹) a Otava-Topělec 2,4 GBq·r⁻¹ (2,2 GBq·r⁻¹), v ovlivněných profilech Vltava-Hladná 7,7 GBq·r⁻¹ (6,8 GBq·r⁻¹) a Vltava-Solenice 12,1 GBq·r⁻¹ (10,9 GBq·r⁻¹). V místě zaústění odpadních vod z JE Temelín tedy antropogenní pozadí ^{90}Sr v období 2003–2019 vyjádřené jako součet průměrných bilancí v profilech Vltava-Hněvkovice a Lužnice-Koloděje bylo 5,1 GBq·r⁻¹, zatímco průměrná výpust AAŠP v tomto období byla 0,2 GBq·r⁻¹ [8, 9]. Na obr. 6 je zobrazen vývoj „pozadí ^{90}Sr “ v místě zaústění odpadních vod vyjádřené jako součet bilance ^{90}Sr v profilech Vltava-Hněvkovice a Lužnice-Koloděje, bilance ^{90}Sr v ovlivněném profilu Vltava-Solenice a výpustí AAŠP. Tak jako v případě ^{137}Cs můžeme konstatovat, že vliv JE Temelín v ukazateli ^{90}Sr nebyl detekován na žádném profilu, resp. možný vliv je zcela překrytý reziduální kontaminací.

Sledování tritia bylo v hodnocených profilech zahájeno těsně před uvedením JE Temelín do provozu. Vývoj ročních průměrných objemových aktivit ^3H v neovlivněných profilech a profilech ovlivněných provozem elektrárny je znázorněn na obr. 7.

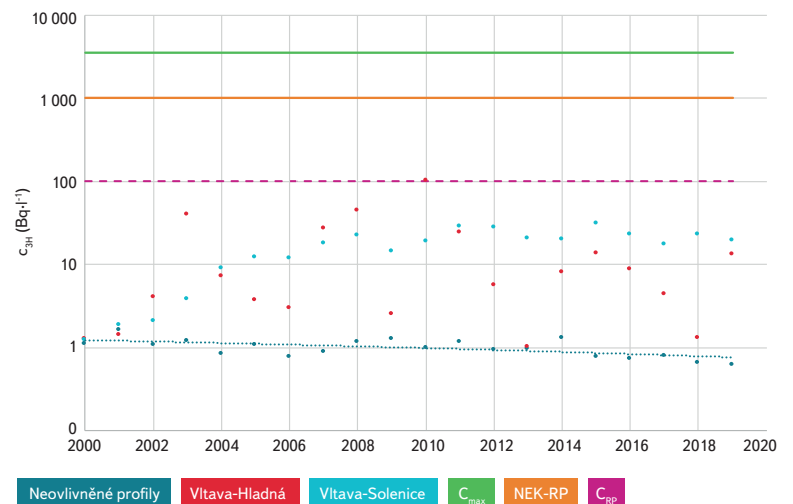
Před spuštěním JE Temelín byla průměrná roční objemová aktivita ve všech profilech shodně cca 1,5 Bq·l⁻¹, od jejího spuštění je vidět postupné navyšování objemových aktivit ^3H v ovlivněných profilech, zatímco na neovlivněných profilech je pozorován mírný, ale trvalý pokles zjištěných aktivit. Na konci hodnoceného období (2019) byla průměrná objemová aktivita v neovlivněných profilech < 1 Bq·l⁻¹ (většina hodnot byla < c_{ND}), v profilu Vltava-Hladná to bylo přibližně 13 Bq·l⁻¹ a v profilu Solenice 20 Bq·l⁻¹. V profilu Vltava-Hladná měly zjištěné objemové aktivity (jak okamžité, tak roční průměrné) výrazně větší rozpětí hodnot než v profilu Vltava-Solenice. Zjištěné hodnoty jsou po celou dobu nižší, než je hodnota přípustného znečištění $c_{\text{max}} = 3\,500$ Bq·l⁻¹ i norma environmentální kvality roční průměr NEK-RP = 1 000 Bq·l⁻¹ a v profilu Vltava-Solenice, kde je relevantní i hodnocení, zda povrchová voda vyhovuje užívání pro úpravu na vodu pitnou, i přípustné znečištění roční průměr $c_{\text{RP}} = 100$ Bq·l⁻¹ podle nařízení vlády 401/2015 Sb. [23].

I v případě ^3H byly porovnány bilance ($B_{^3\text{H}}$) v hodnocených profilech vypočtené na základě ročních průměrných objemových aktivit a ročních průměrných průtoků vody, které byly porovnány s údaji o kapalných výpustech ^3H z JE Temelín. Zatímco průměrné pozadí ^3H (souhrnně antropogenního



Obr. 6. Vývoj antropogenního pozadí ^{90}Sr v místě zaústění odpadních vod vyjádřené jako součet bilance ^{90}Sr v profilech Vltava-Hněvkovice a Lužnice-Koloděje, bilance ^{90}Sr v ovlivněném profilu Vltava-Solenice a výpustí AAŠP podle ČEZ, a. s., JETE [8, 9]

Fig. 6. Temporal changes of activity ^{90}Sr balances (artificial background of ^{90}Sr , calculated as sum of ^{90}Sr balances in the Vltava River at Hněvkovice and the Lužnice River at Koloděje), balance at effected in the Vltava River at Solenice and discharges of activation and fission products according ČEZ, a. s., JETE [8, 9]

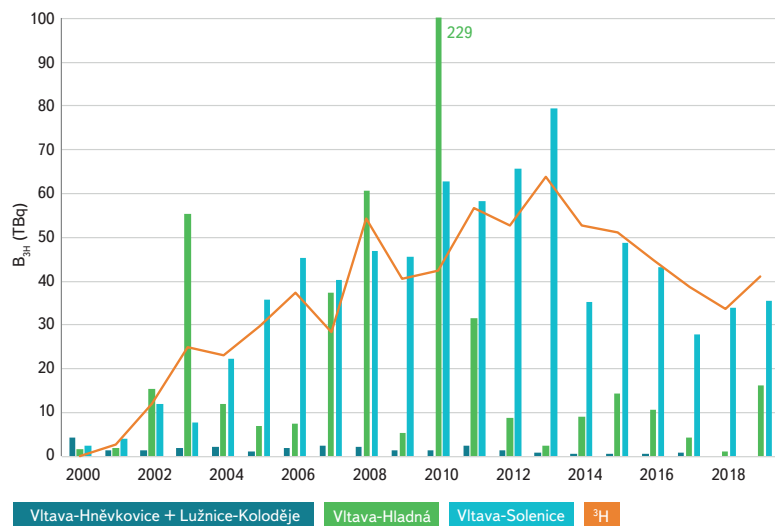


Obr. 7. Vývoj objemové aktivity ^3H ($c_{^3\text{H}}$) v profilech neovlivněných výpustmi z JE Temelín, v ovlivněných profilech Vltava-Hladná a Solenice a hodnoty přípustného znečištění C_{max} a C_{RP} a NEK-RP podle NV 401/2015 Sb. [23]

Fig. 7. Temporal changes of ^3H concentration ($c_{^3\text{H}}$) in profiles not effected by discharges of wastewaters from the NPP Temelín and in Vltava River at Solenice and Hladná (effected profiles) and value of permissible pollution C_{max} and C_{RP} and environmental quality standard-annual average NEK-RP according NV 401/2015 Sb. [23]

a přirozeného původu) v místě zaústění odpadních vod bylo 1,5 GBq·r⁻¹. Bilance ^3H v ovlivněných profilech je významně vyšší. Jak bylo uvedeno výše, objemové aktivity ^3H v profilu Vltava-Hladná, jsou ve velkém rozpětí, to se týká i vypočtených bilancí (v období 2003–2019: 1–230 TBq·r⁻¹, průměrně 30 TBq·r⁻¹), které příliš neodpovídají uváděným výpustem ^3H [8, 9]. Je to způsobeno především malou vzdáleností tohoto profilu od zaústění odpadních vod z JE Temelín (cca 4 km) a diskontinuálním vypouštěním odpadních vod. Vzhledem k četnosti vzorkování (4x ročně) není takto vypočtená roční průměrná hodnota v tomto profilu

přilíží vypovídající. V profilu Vltava-Solenice, po promíchání vod ve vodní nádrži Orlík, je už výpovědní hodnota větší a vypočtená bilance (v období 2003–2019: 8–79 TBq·r⁻¹, průměrně 43 TBq·r⁻¹) odpovídá výpustem tritia udávaných provozovatelem (v období 2003–2019: 23–64 TBq·r⁻¹, průměrně 42 TBq/r) [8, 9], jak je zřejmé i z obr. 8.



Obr. 8. Vývoj pozadí ³H v místě zaústění odpadních vod vyjádřeného jako součet bilance ³H v profilech Vltava-Hněvkovice a Lužnice-Koloděje, bilance ³H v ovlivněných profilech Vltava-Hladná a Solenice a výpustí ³H podle ČEZ, a. s., JETE [8, 9]

Fig. 8. Temporal changes of activity ³H balances (artificial + natural background of ³H in the Vltava River at Hněvkovice and the Lužnice River at Koloděje), the Vltava River at Solenice and discharges of ³H according ČEZ, a. s., JETE [8, 9]

Jak už bylo uvedeno dříve, v profilech neovlivněných provozem JE Temelín byl pozorován mírný pokles ročních průměrných hodnot v celém sledovaném období s výjimkou profilu Otava-Topělec, kde tento pokles nebyl statisticky významný. Vyhodnocené efektivní poločasy byly delší než 20 r. To je více než je poločas přeměny ³H 12,3 r [6]. Je to dáno tím, že obsah tritia v atmosféře po testech jaderných zbraní v minulém století už je velmi malý a úroveň tritia se postupně blíží přirozenému pozadí, které je v ČR odhadováno na 0,6 Bq·l⁻¹ [24, 25]. Příspěvek tritia z produkce jaderných elektráren jinde ve světě i u nás je na našem území velmi malý a v rámci celkových nejistot jej můžeme zanedbat [25].

Tabulka 1. Přehled vyhodnocených efektivních poločasů T_{ef} hodnocených radionuklidů v povrchové vodě
Table 1. Overview of evaluated effective half lives in surface water

Radionuklid	Hodnocené období	Vltava-Hněvkovice	Otava-Topělec	Lužnice-Koloděje	Neovlivněné profily	Vltava-Hladná	Vltava-Solenice	T_{ef} (r)	
¹³⁷ Cs	1990–1994	1,6 ± 0,6	1,1 ± 0,4	2,8 ± 2,1	1,3 ± 0,2	-	1,4 ± 0,4		
	1995–2019	9,4 ± 1,1	12,3 ± 2,5	12,4 ± 1,5	11,5 ± 1,3	11,8 ± 2,2 ¹⁾	12,2 ± 3,0		
⁹⁰ Sr	1993–2019	9,7 ± 1,1	11,2 ± 1,3	8,7 ± 1,0	10,3 ± 0,9	7,9 ± 0,9	9,8 ± 1,3		
³ H	2000–2019	23,6 ± 6,6	-	28,2 ± 5,2	27,6 ± 6,4	-	-		

¹⁾ 1996–2019

ZÁVĚR

Byl sledován vývoj radionuklidů ³H, ¹³⁷Cs a ⁹⁰Sr v povrchových vodách v okolí JE Temelín. Téměř třicetileté sledování zahrnuje období před a po uvedení elektrárny do provozu, kdy byly sledovány profily nad i pod zaústěním odpadních vod. Na základě těchto výsledků je proto možné hodnotit vliv elektrárny na obsah těchto radionuklidů ve sledovaných profilech.

V případě ¹³⁷Cs a ⁹⁰Sr byl pozorován trvalý pokles objemových aktivit na všech hodnocených profilech – neovlivněných i ovlivněných výpustmi z JE Temelín. Zatímco na počátku sledovaného období byly pozorované roční průměrné objemové aktivity až desítky mBq·l⁻¹, na konci tohoto období byla většina hodnot menší než c_{ND} , tj. < 0,5 mBq·l⁻¹ (¹³⁷Cs), resp. < 2 mBq·l⁻¹ (⁹⁰Sr). Byly vypočteny roční bilance těchto radionuklidů a porovnány s údaji provozovatele ČEZ, a. s., JE Temelín o výpustech AAŠP. Na základě bilancí v profilech nad zaústěním odpadních vod – Vltava-Hněvkovice a Lužnice-Koloděje v období 2003–2019 bylo odvozeno průměrné „pozadí“ roční bilance aktivity ¹³⁷Cs 1,7 GBq·r⁻¹ a ⁹⁰Sr 5,1 GBq·r⁻¹, zatímco průměrné roční výpusti AAŠP nepřesáhly 0,2 GBq·r⁻¹. Současné pozadí ¹³⁷Cs a ⁹⁰Sr, které pochází z reziduální kontaminace po testech jaderných zbraní a černobylské havárii, zatím zcela překrývá roční kapalně výpusti JE Temelín pro AAŠP.

U tritia byl zaznamenán významný rozdíl ve vývoji objemových aktivit na ovlivněných a neovlivněných profilech. Na neovlivněných profilech byl pozorován mírný, ale trvalý pokles zjištěných aktivit. Na konci hodnoceného období (2019) byla většina hodnot < c_{ND} , průměrně < 1 Bq·l⁻¹. Reziduální obsah tritia v atmosféře po testech jaderných zbraní v minulém století už je velmi malý a úroveň objemové aktivity tritia v povrchových vodách se postupně blíží přirozenému pozadí (cca 0,6 Bq·l⁻¹). V profilech ovlivněných provozem JE Temelín byl po spuštění elektrárny pozorován postupný nárůst jak sledovaných objemových aktivit, tak i vypočtených ročních bilancí tritia. Bilance pozadí tritia přírodního i antropogenního původu v místě výpustí odpovídá 1,5 TBq·r⁻¹, průměrná bilance v profilu Vltava-Solenice v období 2003–2019 byla 43 TBq·r⁻¹ a průměrná roční výpust ³H v hodnoceném období byla 42 TBq·r⁻¹.

Souhrnně lze konstatovat, že provoz dvou bloků elektrárny s výkonem 2000, resp. 2164 MWe, nevedl k překročení hodnot přípustného znečištění ani norem environmentální kvality podle nařízení vlády 401/2015 Sb. v ukazatelích radioaktivních látek.

Literatura

- [1] HANSLÍK, E. *Výzkum vlivu jaderně-energetických zařízení na životní prostředí. Zpráva*, Praha: VÚV TGM, 1995.
- [2] HANSLÍK, E. *Výzkum vlivu jaderně-energetických zařízení na životní prostředí. Zpráva*, Praha: VÚV TGM, 1998.
- [3] MYNÁŘ, P. a kol. *Program sledování a hodnocení vlivů jaderné elektrárny Temelín na životní prostředí*. Brno: ČEZ, a. s., INVESTprojekt, spol. s r. o., 1999.
- [4] ČEZ, a. s. *Jaderná elektrárna Temelín*. [Online]. Dostupné z: <https://www.cez.cz/cs/o-cez/vyrobnizdroje/jaderna-energetika/jaderna-energetika-v-ceske-republice/ete>. [Přístup získán 28. 4. 2020].
- [5] ČEZ, a. s. *Nový jaderný zdroj v lokalitě Temelín*. [Online]. Dostupné z: <https://www.cez.cz/cs/o-cez/vyrobnizdroje/jaderna-energetika/jaderna-energetika-v-ceske-republice/nove-jadernerzdroje/novy-temelin>. [Přístup získán 30. 4. 2020].
- [6] ROZANSKI, K. and GROENING, M. Tritium assay in water samples using electrolytic enrichment and liquid scintillation spectrometry. *Quantifying uncertainty in nuclear analytical measurements*, IAEA, 2004, p. 195–217.
- [7] LEDERER, C.M. and SHIRLEY, V.S. *Table of isotopes*. New York: J. Wiley&Sons, 7th ed., 1978.
- [8] FECHTNEROVÁ, M. *Zpráva o životním prostředí za rok 2001–2005*. ČEZ, a. s., Jaderná elektrárna Temelín, 2002–2006.
- [9] LYSÁČEK, F. *Zpráva o životním prostředí 2006–2019*. ČEZ, a. s., Jaderná elektrárna Temelín, 2007–2020.
- [10] HANSLÍK, E., MAREŠOVÁ, D., JURANOVÁ, E. a SEDLÁŘOVÁ, B. Změny obsahu radionuklidů v povrchové vodě v okolí Jaderné elektrárny Temelín v období 1990–2016. *VTEI*, 2016, č. 2, s. 18–23. ISSN 0322-8916.
- [11] HANSLÍK, E., JEDINÁKOVÁ-KŘÍŽOVÁ, V., IVANOVÁ, D., KALINOVÁ, E., SEDLÁŘOVÁ, B., and ŠIMONEK, P. Observed half-lives of ³H, ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in hydrosphere in the Vltava River basin (Bohemia). *Journal of Environmental Radioactivity*, 2005 (81), 2–3, p. 307–320.
- [12] HANSLÍK, E., IVANOVÁ, D., JEDINÁKOVÁ-KŘÍŽOVÁ, V., JURANOVÁ, E. a ŠIMONEK, P. Concentration of radionuclides in hydrosphere affected by Temelín nuclear power plant in Czech Republic. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2009 (100), 7, p. 558–563.
- [13] IVANOVÁ, D. a HANSLÍK, E. Vliv odpadních vod z JE Temelín na obsah tritia ve Vltavě a Labí do roku 2008. *VTEI*, 2009, roč. 51, č. 6, s. 1–5. ISSN 0322-8916.
- [14] ČSN EN ISO 5667-1. *Jakost vod: Odběr vzorků – Část 1: Návod pro návrh programu odběru vzorků a pro způsoby odběru vzorků*, ČNI, 2007.
- [15] ČSN EN ISO 5667-3. *Kvalita vod: Odběr vzorků – Část 3: Konzervace vzorků vod a manipulace s nimi*, ČAS, 2019.
- [16] ČSN ISO 5667-4. *Kvalita vod: Odběr vzorků – Část 4: Návod pro odběr vzorků z jezer a vodních nádrží*, ČAS, 2018.
- [17] ČSN EN ISO 5667-6. *Kvalita vod: Odběr vzorků – Část 6: Návod pro odběr vzorků z řek a potoků*, ÚNMZ, 2017.
- [18] ČSN EN ISO 9698. *Kvalita vod: Tritium – Kapalinná scintilační měřicí metoda*, ČAS, 2019.
- [19] ČSN EN ISO 10703. *Jakost vod: Stanovení objemové aktivity radionuklidů – Metoda spektrometrie záření gama s vysokým rozlišením*, ČNI, 2008.
- [20] MŽP. *Metodická příručka pro stanovení ukazatelů znečištění vod*. Praha: MŽP, 1993.
- [21] NESMĚRÁK, I. *K problematice náhrad hodnot pod mezí stanovitelnosti při chemických analýzách a monitorování stavu vod, Vliv náhrady hodnot pod mezí stanovitelnosti polovinou meze stanovitelnosti na statistické charakteristiky souborů hodnot*. Výzkum pro praxi 57, Praha, VÚV TGM, 2009.
- [22] SMITH, J.T. and BERESFORD, N.A. *Chernobyl – Catastrophe and Consequences*. New York: Springer, 2005.
- [23] Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.
- [24] GAT, J.R., MOOK, W.G., and MEIJER, H.A.J. *Environmental Isotopes and the Hydrological Cycle, Principles and Applications. Atmospheric Water*, Vol. 2, IAEA, 2001.
- [25] MAREŠOVÁ, D., HANSLÍK, E., JURANOVÁ, E. a SEDLÁŘOVÁ, B. Stanovení velmi nízkých objemových aktivit tritia pro potřeby využití tritia jako stopovače. *VTEI*, 2018, roč. 60, č. 4, s. 4–8. ISSN 0322-8916.

Autoři

RNDr. Diana Marešová, Ph.D.

✉ diana.maresova@vuv.cz
ORCID: 0000-0001-9047-6747

Ing. Eva Juranová

✉ eva.juranova@vuv.cz
ORCID: 0000-0001-9021-7307

Ing. Barbora Sedlářová

✉ barbora.sedlarova@vuv.cz
ORCID: 0000-0003-0271-8473

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

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2020.05.005

IMPACT OF THE NUCLEAR POWER PLANT TEMELÍN ON CONCENTRATION OF SELECTED RADIONUCLIDES IN THE HYDROSPHERE

MARESOVA, D.; JURANOVA, E.; SEDLAROVA, B.

TGM Water Research Institute, p.r.i.

Keywords: radionuclides – tritium – caesium 137 – strontium 90 – surface water – wastewater

The paper presents results and interpretation of long-term monitoring of occurrence and behaviour of selected radionuclides in the vicinity of the Temelín Nuclear Power Plant (Temelín NPP). Temporal and spatial changes in concentrations of tritium, strontium 90 and caesium 137 were assessed. Concentrations of radionuclides were evaluated in surface water both affected and unaffected by waste water discharges from the Temelín NPP before and during the operation of the plant. The assessment included residual contamination from atmospheric tests of nuclear weapons in the last century and the Chernobyl accident in 1986. Results of long-term monitoring (1990–2019) were used for derivation of effective ecological half-lives. Possible impact of waste waters discharged from the Temelín NPP on tritium, caesium 137 and strontium 90 concentrations in the Vltava River was assessed by using data observed over the period of 2001–2019. A decline in caesium 137 and strontium 90 concentrations was observed in all of the monitored sites. A very slow decline in tritium concentration at unaffected sites was observed. At sites downstream from the power plant the ³H concentrations were significantly higher, an evident impact of the power plant operation. It can be stated, that operation of the Temelín NPP with two reactors with installed output 2164 MWe did not cause exceeding the values of permissible pollution and environmental quality standards according Government Regulation 401/2015 Col.

Zdokonalení systému kontinuálního monitorování radioaktivní kontaminace povrchových vod využitím výpočetního algoritmu

MICHAL FEJGL, MIROSLAV HÝŽA

Klíčová slova: spektrometrie gama – NaI(Tl) – monitorování radiační situace – havarijní monitorování – ^{137}Cs – přenos bázevých komponent

SOUHRN

Stať popisuje praktické aspekty uplatnění algoritmu NASVD při zpracování gama spekter ze sítě kontinuálních monitorovacích stanic gama aktivity v říční vodě (SAGMA) s důrazem na přenos bázevých komponent mezi různými lokalitami. V minulosti byl vliv dekonvoluční metody NASVD na zlepšení citlivosti SAGMA ověřen v poloterénních podmínkách. Po umístění sítě přístrojů SAGMA do reálných říčních podmínek byla metoda NASVD použita také na spektra z těchto přístrojů. Za tímto účelem byl experimentálně proveden přenos konvergovaných bázevých komponent požadových spekter z poloterénního provozu. Výsledky ukázaly dobrou přenositelnost požadové báze v rámci podmínek tekoucí říční vody za dodržení patřičné hloubky ponoru sondy. Pro podmínky stojaté přehradní vody nebyl přenos proveden úspěšně. Ukazuje se, že SAGMA může za dodržení patřičných vlastností monitorovací lokality fungovat také jako mobilní monitorovací stanice s možností využít metodu NASVD okamžitě po umístění na novou lokalitu bez nutnosti zdoluhavého nabírání trénovacích spekter.

ÚVOD

Za účelem zlepšení havarijní připravenosti České republiky byl vyvinut monitorovací systém určený ke kontinuálnímu *in situ* stanovování aktivity gama v povrchových vodách. Monitorovací systém sestává z monitorovacích stanic nazývaných akronymem SAGMA (z anglického Station for Artificial Gamma Activity Measurement). Jsou to monitorovací stanice fungující na bázi ponorného NaI(Tl) detektoru měřícího ve 4π geometrii přímo v mase analyzované vody bez použití stínění. SAGMA je vybaven autonomním zdrojem elektrického napájení a dálkovým přenosem dat, takže splňuje kritéria pro zařazení do skupiny „stand-alone“ přístrojů [1]. Ze tří SAGMA byla sestavena provizorní monitorovací minisít [2], nazývaná akronymem SCOMO (System for Continuous Gamma Activity Monitoring).

Konstrukce SAGMA je popsána v článku Fejgla a kol. [1]. Tato monitorovací stanice je unikátní schopností pracovat v autonomním a automatickém režimu, což je výhodné v případě havarijního monitorování, pro jehož potřeby je primárně určena. Oproti dalším přístrojům stejného určení popsaným v literatuře

vykazuje SAGMA vyšší citlivost detekce [1, 3, 4]. To je zajištěno použitím dekonvolučního algoritmu NASVD (Noise Adjustment Singulat Value Decomposition), umožňujícím získání bázevých spekter z výsledků měření pozadí, a tím redukovat vliv odezvy detektoru na kolísání přírodního pozadí [5].

Kolísání příspěvku gama od pozadí je v případě kontinuálního *in situ* měření gama aktivity říčních vod způsobeno především kolísáním aktivity radonu a jeho přeměnových produktů. Vzhledem k tomu, že radon a jeho přeměnové produkty jsou obsaženy přímo v analyzované vodě, toto kolísání ovlivňuje i analýzy vod prováděné nejen pomocí přístrojů s ponornou detekční sondou, ale i pomocí přístrojů vybavených stíněnou detekční komorou, například kontinuální monitorovací stanice vybavené stíněnou Marinelliho nádobou [3]. V případě ponorných monitorovacích stanic dochází také k významnému kolísání dalších složek příspěvku do požadové odezvy, a to kosmického záření zejména v souvislosti s kolísáním vodní hladiny a terestriálního záření v souvislosti s kolísající vzdáleností sondy ode dna a se složením dnových sedimentů. Následkem těchto vlivů jsou monitorovací stanice využívající konstrukci ponorné sondy oproti monitorovacím stanicím se stíněnou detekční komorou méně citlivé [1, 3, 4].

Využití algoritmu NASVD pro potřeby SAGMA bylo testováno umístěním detekční sondy přístroje do poloterénních podmínek v areálu VÚV TGM v Praze [1]. Spektra z dlouhodobého, přibližně jednoletého, kontinuálního měření byla použita jako tréninkový dataset pokrývající celosezonní kolísání pozadí pro tuto lokalitu. Využitím z něj vygenerovaných bázevých komponent pozadí metodou NASVD přineslo velice příznivé výsledky, jmenovitě pokles hodnot NDA přibližně na polovinu oproti srovnatelné monitorovací stanici vybavené ponornou sondou [1, 4]. Ve srovnání s monitorovací stanicí se stíněnou průtočnou měřicí komorou jsou při desetiminutovém integračním čase v případě SAGMA hodnoty NDA navýšeny faktorem přibližně 1,4 [1, 3]. Dále bylo shledáno, že desetiminutový integrační čas i za nejméně příznivých okolností postačuje k naplnění zákonných požadavků na havarijní monitorování umělé aktivity gama, tedy ^{137}Cs a ^{131}I [6]. Takto významné zvýšení citlivosti bylo umožněno právě získáním bázevých komponent z dlouhodobého požadového datasetu pokrývajícího v podmínkách dané lokality všechna roční období [1].

V období od června do října 2019 bylo uskutečněno zprovoznění tří SAGMA v prostředí reálných říčních podmínek. Jednotlivé SAGMA byly umístěny do monitorovacích bodů vybraných jako vhodné lokality k monitorování aktivity

gama v řekách ČR z hlediska potenciálního přínosu pro připravenost k odezvě na mimořádnou radiační událost. Tím byla vytvořena provizorní forma monitorovací sítě SCOMO [2]. Okamžikem zprovoznění jednotlivých SAGMA bylo zahájeno nepřetržité měření a odesílání změřených spekter systémem dálkového přenosu na server. Integroční čas měření i interval odesílání jsou nastaveny na hodnotu 10 minut.

Po šesti až deseti měsících provozu jednotlivých stanic v rámci minisítě byla provedena srovnávací analýza pozadových spekter, jejímž cílem bylo stanovit detekční citlivost jednotlivých SAGMA stanic a prověřit přenositelnost bázo- vých komponent pozadí mezi monitorovacími lokalitami bez nutnosti zdlo- havého měření pozadí v daném místě.

POPIS LOKALIT

Provizorní podoba monitorovací minisítě SCOMO sestává ze tří SAGMA umístěných v monitorovacích lokalitách na řekách České republiky. Jsou to tárovací kanál VÚV TGM v Praze na řece Vltavě (dále jen Praha), náhon vodní elektrárny Na Réně v Ivančicích na řece Jihlavě (Ivančice) a výpusť přehradní nádrže Kořensko na řece Vltavě (Kořensko).

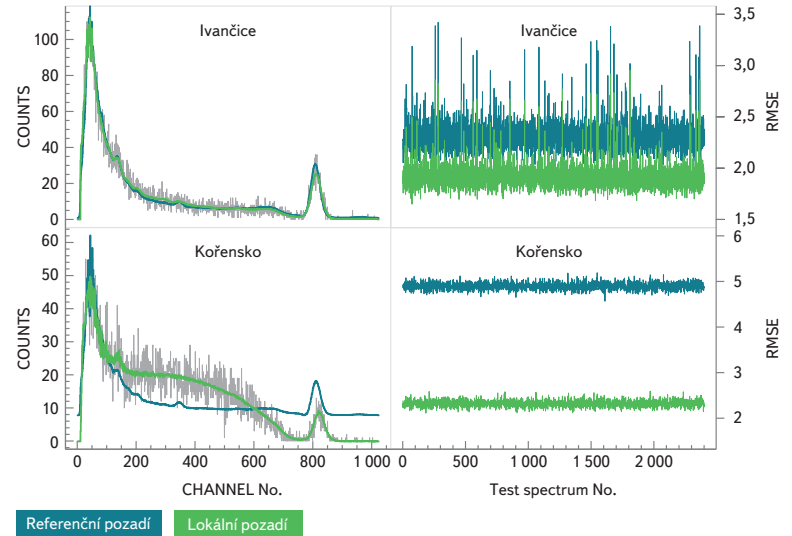
Lokality Praha a Ivančice mají z hlediska hydrologických poměrů podobné vlastnosti, sonda je zanořena do kanálu o hloubce přibližně 2 metry, dno kanálu je vybetonované a vodní hladina se nachází v relativně stabilní úrovni přibližně 80 cm nad horní hranou detektoru. Kanálem protéká mělká voda rychle proudících řek Vltava, resp. Jihlava. Lokalita Kořensko vykazuje zcela odlišné hydrologické vlastnosti, je umístěna v boční stěně přehradní nádrže Kořensko ve vzdálenosti přibližně 8 metrů po proudu od výpusť z přehrady. Spodní hrana sondy je umístěna asi 1,5 metru nad vybetonovaným dnem kanálu, horní hrana sondy je od hladiny vzdálena 2 až 6 metrů, protože hladina vody během sezony značně kolísá. Kanálem protéká stojatá voda z přehradní nádrže Kořensko. Vypouštěná voda se bezprostředně před vypuštěním nacházela ve hloubce dvou a více metrů pod hladinou přehradní nádrže.

PŘENOS BÁZOVÝCH KOMPONENT – DISKUSE A VÝSLEDKY

Metodou NASVD byly z trénovacích spekter z lokality Praha získány báze komponenty popisující pozadí v lokalitě VÚV TGM (lokalita Praha byla použita jako referenční lokalita, dále jen referenční báze spektra). Obdobně byla zpracována měření z Ivančic a Kořenska, čímž byly získány lokální báze komponenty pozadí. Vzhledem k odlišnostem v nastavení a typu elektroniky byla před samotnou NASVD analýzou spektra přeškálována tak, aby si odpovídaly četnosti v jednotlivých kanálech spekter z různých lokalit.

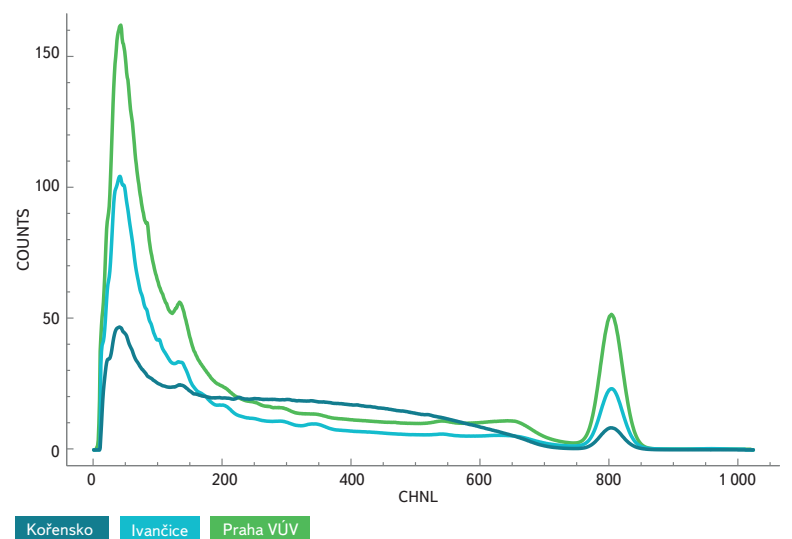
Získané báze komponenty byly použity pro fitování spekter v testovacím datasetu za použití lineárního regresního modelu. V modelu byly použity jak lokální, tak referenční báze komponenty a následně bylo provedeno srovnání výsledků pomocí standardní chyby reziduí (RMSE) pro soubor testovacích spekter, viz obr. 1.

Pro spektra z lokality Ivančice bylo dosaženo poměrně dobré shody a související navýšení MDA pro vybrané radionuklidy (^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs) je rovněž přijatelné – v testovacím datasetu nepřevyšuje 10 až 15 %. Odlišná je situace pro spektra z Kořenska – vzhledem k hloubce uložení a tedy i vyššímu podílu rozptýleného záření a nižšímu vlivu dceřiných produktů radonu se spektra z Kořenska kvalitativně liší od zbylých dvou lokalit. Fitování pomocí referenční báze selhává a metoda je pro tuto lokalitu nepoužitelná. Srovnání středních spekter z jednotlivých lokalit ilustruje obr. 2.



Obr. 1. Vlevo – ukázka fitu referenčními a lokálními bázeovými komponentami v Ivančicích a Kořensku (integrační doba 3 600 s); vpravo – související průběh RMSE napříč testovacím datasetem

Fig. 1. Left – demonstration of local base component fit for the spectra from Ivančice and Kořensko (integration time 3 600 s); right – related course RMSE across the testing dataset



Obr. 2. Střední spektra z jednotlivých lokalit; spektrum Kořensko vykazuje odlišný průběh oproti lokalitám Praha a Ivančice

Fig. 2. Mean spectra from the individual location; spectra from the location Kořensko demonstrates different course compared to the locations Prague and Ivančice

Dále byla lokální báze spektra z Ivančic a z Kořenska použita pro výpočet hodnot NDA v těchto lokalitách. Tyto hodnoty jsou v případě Ivančic přibližně o 40 a v případě Kořenska o 75 % nižší než v lokalitě Praha [1]. V tabulce 1 jsou uvedeny typické hodnoty NDA objemové aktivity pro ^{137}Cs při použití jednohodinového integračního času. Pro ilustraci jsou použita data z množiny „všechna spektra“ [1, 2].

Vyšší citlivost SAGMA při umístění v lokalitách Ivančice a Kořensko je dána především hydrologickými poměry v daných lokalitách (vyšším průtokem), v lokalitě Kořensko také umístěním sondy do větší hloubky.

Tabulka 1. Typické hodnoty objemové aktivity NDA pro ^{137}Cs při použití NASVD metody pracující s lokálními báзовými komponentami, integrační čas 1 hodina

Table 1. Minimal detectable activity values for ^{137}Cs activity concentration typical for the individual locations; integration time is 60 minutes, NASVD deconvolution method is employed

Lokalita	Praha	Ivančice	Kořensko
NDA [Bq/L] „všechna spektra“	0,83	0,50	0,21

ZÁVĚR

Přenos báзовých komponent požadových spekter z referenční lokality se ukazuje jako efektivní metoda pro hodnocení spekter po dobu, kdy ještě pro danou lokalitu není k dispozici dostatečně velký počet ($\sim 10^4$) spekter pro vytvoření báзовých komponent. Podmínkou přenositelnosti je, že obě lokality vykazují podobné hydrologické charakteristiky a zároveň je dodržena podobná geometrie měření. To v případě popisované situace znamená ponoření sondy do volně tekoucí říční vody do hloubky > 1 m.

Dále je možné metodu výhodně doplnit o kontinuální updatování NASVD – po instalaci sondy v nové lokalitě je nejprve použit model s referenčními báзовými komponentami, který se s přibývajícím lokálními spektry postupně přizpůsobuje místním podmínkám. Pro tyto účely existují poměrně efektivní výpočetní algoritmy, které lze ještě dále urychlit pomocí paralelizace [6]. SAGMA byla koncipována jako „stand-alone“ monitorovací stanice odolná vůči následkům mimořádné radiační události. Vzhledem k jednoduchosti konstrukce je možné SAGMA použít také jako přenosnou monitorovací stanici. Naše předchozí publikace [1] předpokládá, že přemístění systému na novou lokalitu zneumožňuje plné využití metody NASVD pro zvýšení citlivosti systému, dokud nedojde k nahromadění tréninkového datasetu pokrývajícího celosezonní přirozené variace pozadí.

Experimentální přenos referenčních báзовých komponent pro účely použití NASVD na spektra z jiné lokality prokázal, že za dodržení charakteristických podmínek monitorovací lokality NASVD lze metodu účinně využít i po přemístění SAGMA na novou lokalitu, a to s překvapivě nízkým, maximálně 15% navýšením detekčních mezí. SAGMA tím získává uplatnění také jako mobilní monitorovací stanice. To navyšuje flexibilitu SCOMO v rámci jeho plánovaného uplatnění v systému připravenosti k odezvě na mimořádnou radiační událost. Za nejméně příznivých podmínek (po bouřích či průtržích mračen) v rámci tří studovaných lokalit je při použití přenesených báзовých komponent hodnota NDA pro stanovení objemové aktivity ^{137}Cs při desetiminutovém integračním čase maximálně 2,6 Bq/L.

Oproti stíněným průtočným monitorovacím stanicím jsou hodnoty NDA při využití NASVD s přenesenými báзовými komponentami pro ^{131}I a ^{137}Cs navýšeny přibližně faktorem 1,6, zatímco oproti jiným monitorovacím stanicím využívajícím ponornou sondu pracující s NaI(Tl) detektorem jsou hodnoty NDA sníženy přibližně faktorem 1,8 [3, 4]. Je třeba zdůraznit, že konstrukce žádné ze srovnávaných monitorovacích stanic není vhodná k okamžitému přemístování mezi lokalitami, a to především kvůli závislosti na zdroji elektrického napájení či kvůli absenci dálkového přenosu dat.

Přenos báзовých spekter pro podmínky hluboké vody je problematický. Zároveň je třeba zdůraznit, že pro potřeby havarijního monitorování jsou podmínky hluboké vody všeobecně méně vhodné (nedochází k prudkým fluktuacím objemové aktivity po kontaminaci), a tak pro tento typ lokality není použití SAGMA jako mobilní monitorovací stanice relevantní. Na druhou stranu SAGMA umístěná v hluboké tekoucí vodě dosahuje mimořádně nízkých detekčních mezí při použití lokálních báзовých komponent (viz tabulka 1, lokalita Kořensko). V těchto podmínkách je systematicky dosahováno citlivosti potřebné pro

splnění legislativního požadavku na stanovení objemové aktivity ^{137}Cs (0,1 Bq/L podle [6]) při použití integračního času 24 hodin.

Od května 2020 je SCOMO v rámci implementačního plánu provozováno jako doplňkový prostředek pro analýzy vod v rámci MRS. Srovnáním s přístroji popsány v literárních zdrojích je možné SCOMO považovat za „State of the art“ prostředek pro havarijní monitorování aktivity gama v povrchových vodách.

Poděkování

Výzkum byl podpořen projektem Ministerstva vnitra České republiky (projekt VI20172020083).

Literatura

- [1] FEJGL, M. and HÝŽA, M. Development of an autonomous station for measurements of artificial gamma activity in surface water bodies. *J. Environ. Radioact.*, 2019, 204, p. 42–48.
- [2] FEJGL, M., HÝŽA, M. a HŮLKA, J. Systém pro kontinuální monitorování radioaktivní kontaminace povrchových vod. *VTEI*, 2019, č. 6, s. 32–39.
- [3] CASANOVAS, R., MORANT, J.J., and SALVADÓ, M. Implementation of gamma-ray spectrometry in two real-time water monitors using NaI(Tl) scintillation detectors. *Appl. Radiat. Isot.*, 2013, 80, p. 49–55.
- [4] STEINMANN, P. Radioactivity in river water below nuclear plants, the new network monitors the Aare and the Rhine on an ongoing basis. *Aqua & gas*, 2013, 10.
- [5] MINTY, B. and HOVGAARD, J. Reducing noise in gamma-ray spectrometry using spectral component analysis. *Explor. Geophys.*, 2002, Vol. 33, No. 3, p. 172–176.
- [6] SÚJB 360/2016 Sb. Vyhláška o monitorování radiační situace. 2016.
- [7] YAMAZAKI, I., KURZAK, J., LUSZCZEK, P., and DONGARA, J. Randomized algorithms to update partial singular value decomposition on a hybrid CPU/GPU cluster. *International Conference for High Performance Computing, Networking, Storage and Analysis*, SC, 1–12. Dostupné z: <https://doi.org/10.1145/2807591.2807608>. 2015

Autoři

Mgr. Michal Fejgl, Ph.D.

✉ michal.fejgl@suro.cz

ORCID: 0000-0002-6207-297X

Ing. Miroslav Hýža

✉ miroslav.hyza@suro.cz

ORCID: 0000-0001-6719-1524

Státní ústav radiační ochrany, v. v. i.

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2020.05.004

A COMPUTATIONAL ALGORITHMS USED FOR IMPROVEMENT OF THE SYSTEM FOR CONTINUOUS MONITORING OF RADIOACTIVE CONTAMINATION OF SURFACE WATERS

FEJGL, M.; HYZA, M.

National Radiation Protection Institute, p.r.i.

Keywords: gamma spectrometry – NaI(Tl) – monitoring of radiation situation – emergency monitoring – ¹³⁷Cs – portable monitoring station

The article describes practical aspects of the NASVD algorithm application in the processing of gamma spectra from the network of stations for continuous monitoring of gamma activity in river water (SAGMA). Transfer of base components between different localities is emphasised in the article. In the past, the effect of the NASVD deconvolution method on the improvement of SAGMA sensitivity was verified in semi-field conditions. After placing the network of SAGMA instruments in real river conditions, the NASVD method was applied for data processing again. For this purpose, the transfer of converged spectral components of the background spectra from semi-field operation was performed experimentally. The results showed good transferability of the background spectral components from the sites of running river water while maintaining the appropriate depth of immersion of the probe. For standing dam water conditions, the transfer was not successful. These results show, that SAGMA can be also operated as a mobile monitoring station, while maintaining the appropriate characteristics of the monitoring site. The NASVD method can be used immediately after placement in a new site without the need for lengthy acquisition of training spectra.



Autoři VTEI

Ing. Libor Ansoerge, Ph.D.

VÚV TGM, v. v. i., Praha

✉ libor.ansorge@vuv.cz
www.vuv.cz



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

Mgr. Michal Fejgl, Ph.D.

SÚRO, v. v. i.

✉ michal.fejgl@suro.cz
www.suro.cz



Mgr. Michal Fejgl, Ph.D., je zaměstnancem oddělení radiochemie v SÚRO, v. v. i., od roku 2004. V roce 2003 ukončil studium magisterského oboru Geochemie na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy a v roce 2015 doktorské studium v oboru Jaderně chemické inženýrství. Podílí se na řešení projektů, např. Systémy pro on-line měření umělé radioaktivity v povrchových vodách za havárie jaderné elektrárny s dálkovým přenosem dat, Inovativní metody detekce ultranízkych koncentrací radionuklidů k hodnocení zranitelnosti zdrojů pitné vody při jaderné havárii, Koncepte nového systému modelování šíření umělých radionuklidů v hydrosféře včetně asimilace dat pro potřeby státu při běžném provozu JEZ i jeho havárii s dopadem na okolí, Strategie řízení nápravy území po radiační havárii (kapitola 3 – dekontaminace).

Ing. Karel Havlíček

Technická univerzita v Liberci

✉ karel.havlicek@tul.cz
www.tul.cz



Ing. Karel Havlíček je zaměstnancem oddělení CxI, Technické univerzity v Liberci, od roku 2017. V roce 2017 ukončil magisterský obor Nanomateriály na Fakultě mechatroniky, informatiky a mezioborových studií. V současné době je studentem doktorského studijního programu se zaměřením na environmentální biotechnologie. Svůj výzkum zaměřuje na vývoj a testování nosičů biomasy pro moderní systémy čištění odpadních vod. Podílí se na projektech, které jsou zaměřené na vývoj a aplikace nosičů biomasy, laboratorní testování nových protokolů čištění odpadních, průmyslových a skládkových vod, příprava nanovlákněných materiálů aplikovaných v biotechnologických odvětvích a další. Je členem a interním auditorem akreditované laboratoře, která se zaměřuje na analýzy pitných a odpadních vod. Aktuální přehled v dané oblasti si udržuje pravidelnou účastí na tematických mezinárodních konferencích a spoluprací s řadou univerzit a institucí.

RNDr. Diana Marešová, Ph.D.

VÚV TGM, v. v. i., Praha

✉ diana.maresova@vuv.cz
www.vuv.cz



RNDr. Diana Marešová, Ph.D., je zaměstnancem oddělení radioekologie ve VÚV TGM, v. v. i., od roku 2000. Vystudovala obor Ochrana a tvorba životního prostředí na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy, kde následně absolvovala i doktorské studium. Je členem subkomise č. 4 pro normalizaci radiologických metod v rámci TNK 104 Jakost vod. Zabývá se problematikou sledování a hodnocení radioaktivních látek v životním prostředí, zejména v hydrosféře.

Ing. Pavel Richter, Ph.D.

VÚV TGM, v. v. i., Praha

✉ pavel.richter@vuv.cz
www.vuv.cz



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

Ing. Tomáš Zapletal, Ph.D. et Ph.D.

Vysoká škola ekonomická v Praze

✉ zapt00@vse.cz
www.vse.cz



Ing. Tomáš Zapletal, Ph.D. et Ph.D., je zaměstnancem Odboru péče o vodní zdroje státního podniku Povodí Labe od roku 1995. Absolvoval doktorské studium na Mendelově univerzitě v Brně a doktorské studium na Univerzitě Hradec Králové. V současné době je studentem doktorského studijního programu politologie na Fakultě mezinárodních vztahů Vysoké školy ekonomické v Praze. Podílí se na řešení projektů souvisejících s politikou životního prostředí, zejména sportovního rybolovu.



Rozhovor s RNDr. Hanou Mlejnkovou, Ph.D., na téma SARS-CoV-2 v odpadních vodách

Co bylo cílem Vašeho výzkumu prováděného ve VÚV TGM, zaměřeného na stanovení viru SARS-CoV-2, který způsobuje nemoc COVID-19, v odpadních vodách? Výzkum se již uchýlil ke konci, lze již nyní vyvodit nějaké závěry?

Monitoring odpadních vod za účelem zjištění přítomnosti viru SARS-CoV-2 jsme prováděli od poloviny dubna po dobu 10 týdnů. Cílem výzkumu bylo odzkoušet tzv. epidemiologický přístup k odpadním vodám, aplikovaný např. pro monitoring výskytu drog, pro využití v systému včasného varování výskytu nemoci COVID-19. Tato možnost se nabízí, vzhledem k průkazu vylučování koronaviru i stolicí a močí nakažených osob. Ve vzorcích odpadních vod na nátok do čistíren odpadních vod (ČOV) byl ve spolupráci s Výzkumným ústavem veterinárního lékařství, v. v. i., v Brně stanovován fragment virové nukleové kyseliny, specifický pro virus SARS-CoV-2. Do výzkumu bylo zapojeno 36 ČOV z celé republiky, od malých obecních ČOV do 2 000 ekvivalentních obyvatel (EO) po velké ČOV z kategorie nad 100 000 EO. Podobný výzkum prováděla i společnost SOVAK, z. s., která nám poskytla výsledky, čímž se zvýšil počet sledovaných ČOV na 40.

V rámci výzkumu se podařilo prokázat pozitivní nález virových fragmentů, čímž byla potvrzena funkčnost metody pro dané využití. Pozitivní nálezy byly i v ČOV malých obcí, kde je předpoklad nízkého počtu nakažených. V současné době probíhá společně se Státním zdravotním ústavem doplňování informací o počtech nakažených ve sledovaných lokalitách, jejichž korelace spolu s koeficientem naředění odpadních vod budou základem pro konečné vyhodnocení použitelnosti metody a určení její „meze detekce“.

Budete i nadále pokračovat v monitoringu přítomnosti viru SARS-CoV-2 v odpadních vodách, přestože se průběh epidemie již zmírnil?

Projekt v současné době pokračuje směrem k vyhodnocení získaných dat a jejich správné interpretaci. Vyzkoušený postup by bylo vhodné použít pro sledování možného nástupu podzimní vlny epidemie. Tato aktivita je však závislá na dostupných financích a podpoře státu.

Výzkum by mohl pokračovat v příštím roce v případě získání podpory v rámci programu Bezpečnostního výzkumu, do kterého jsme projekt připravili. Jeho cílem je vytvoření a odzkoušení metodiky pro používání monitoringu odpadních vod jako nástroj včasného varování. Dosavadní aktivity byly hrazeny ze zvláštních zdrojů VÚV TGM, resp. institucionální podpory MŽP.

Vzhledem k tomu, že SARS-CoV-2 se vyskytuje i ve výkalech, jaká je pravděpodobnost nákazy například při manipulaci s mobilními toaletami či při práci v čistírnách odpadních vod?

Práce s odpadními vodami patří obecně mezi značně rizikové, protože se v nich může vyskytovat široké spektrum vodou mnohem snadněji (fekálně orální cestou) přenosných patogenních a podmíněně patogenních mikroorganismů, jako jsou noroviry, adenoviry, rotaviry, virus hepatitidy A a E, parazitických prvoců, patogenních bakterií, mj. *Campylobacter*, *Escherichia coli*, včetně vysoce rizikových patogenů se získanou rezistencí na antibiotika. Bezpečnostní pokyny pro práci v tomto prostředí jsou sestavovány podle biologických agens, pro něž jsou odpadní vody mnohem příznivějším prostředím než pro koronaviry. Dodržování těchto bezpečnostních zásad je dostatečnou zárukou eliminace možné nákazy odpadní vodou.

Jak závažná je problematika v případě SARS-CoV-2 a likvidace odpadních vod z objektů, které nejsou napojeny na kanalizaci?

Odpadní vody z objektů, které nejsou napojeny na kanalizaci, tj. chaty, rekreační zařízení apod., musí být podle našich legislativních požadavků likvidovány bezpečným způsobem, tj. vyvážením septiků na ČOV nebo domovní čistírnou odpadních vod. Kontaminace povrchových a podzemních vod by byla možná pouze v případě špatného technického stavu kanalizačních systémů, případně při přívalových deštích. Možná rizika pro tyto alternativy, stejně jako doba přežívání a infekčnost virů v tomto prostředí, nebyla dosud blíže studována.

Je možné na základě zjištění přítomnosti viru v odpadních vodách odhadnout počet nakažených v dané oblasti, popř. přesnost lokality, odkud se virus do odpadních vod dostal?

Kvantifikace počtu nakažených není monitoringem odpadních vod možná, metoda ukáže pouze přítomnost koronaviru ve vzorku odpadní vody. Při vhodně zvolených odběrových místech by mělo být možné do určité míry vysledovat bližší lokalizaci zdroje infekce, záleží zejména na charakteru kanalizační sítě.

Lze do budoucna počítat se zavedením systému včasného varování jako prevence podobných situací plošného šíření viru? Jaké budou následovat další kroky ve vývoji tohoto systému a lze jeho zavedení očekávat v blízké době?

Systém včasného varování je velmi perspektivním nástrojem pro sledování výskytu určitého infekčního agens (nejen viru SARS-CoV-2) v populaci měst nebo celé ČR. Může být použit pro zachycení nástupu nové vlny očekávané epidemie nebo ke screeningu rozšíření rizikových patogenů, např. hepatitidy nebo i nepřímo pomocí biomarkerů zánětlivých procesů.

Dalším krokem po konečném vyhodnocení stávajících výsledků v korelaci s počty nakažených bude zajistit finance pro další etapu výzkumu, která by měla zavést epidemiologický přístup sledování odpadních vod do praxe.

Redakce

Vzpomínka na Ing. Zdeňka Šunku

Podle oznámení rodiny zemřel po dlouhé vyčerpávající nemoci v neděli 12. dubna 2020 dlouholetý pracovník brněnské pobočky Výzkumného ústavu vodohospodářského Ing. Zdeněk Šunka. Protože se s ohledem na současnou pandemickou situaci nemohlo konat veřejnosti přístupné poslední rozloučení, chceme se za všechny bývalé spolupracovníky rozloučit alespoň touto písemnou vzpomínkou.

Jeho životní pouť začala v Brně 6. srpna 1950. Svoje základní a středoškolské vzdělání absolvoval v Brně a ukončil ho na gymnáziu v ul. Koněvova. Zde začal snít svůj chlapecký sen stát se pilotem. Výsledky nezbytné zdravotní prohlídky mu ale nedovolily tento sen dále naplňovat. Využil dobrého profesního příkladu svého otce, již tehdy kmenového pracovníka podniku Povodí Moravy, a zvolil pro další studium stavební fakultu Vysokého učení technického obor Hydrotechnické a meliorační stavby. Vysokoškolské vzdělání ukončil v roce 1973. V srpnu téhož roku nastoupil u inženýrského podniku Vodohospodářský rozvoj a výstavba (VRV) na tehdy začínající stavbu vodárenské nádrže Slušovice na Dřevnici. Krátce potom nastoupil roční vojenskou službu a po návratu z ní, na podzim v r. 1974, byl přeřazen do odboru rozvoje VRV, kde se zapojil do dokončovacích prací na 2. vydání Směrného vodohospodářského plánu (SVP). Od r. 1976 v souvislosti s delimitací rozvojové složky VRV do Výzkumného ústavu vodohospodářského se stal pracovníkem odboru vodohospodářského rozvoje na brněnské pobočce VÚV.

Pestrá škála měnících se požadavků na zaměření prací odboru vodohospodářského rozvoje po ukončení prací na novém vydání SVP po r. 1975 mu nabídla možnost postupně projít pracovní zkušeností ve více oborech od hodnocení využitelnosti různých zdrojů podzemní a povrchové vody pro vodárenské účely, hospodaření s těmito zdroji ve vodárenských i víceúčelových vodohospodářských soustavách po problematiku ochrany a zlepšování jakosti ve vodních tocích. Dobové politické okolnosti, ale zejména také prokázaná schopnost mezioborové spolupráce a koordinace týmových činností, Ing. Z. Šunkovi pak nabídly v r. 1986 příležitost převzít po odcházejícím Ing. A. Medlovi vedení odboru rozvoje na brněnské pobočce. V období po r. 1990, při výrazné personální redukci brněnské pobočky nejen v odboru rozvoje, převzal pak na krátkou dobu řízení provozního oddělení pobočky. Následně se, se svými zkušenostmi, uplatnil jako řešitel dílčích úkolů zejména v sérii projektů Morava I až IV, zaměřených na zdroje vody a hospodaření s vodou ve vztahu k ochraně vod. Posléze převzal v pozdějších etapách po Ing. K. Mrázkovi, Ing. L. Pavlovském, CSc., a Ing. J. Zdařilovi, CSc., celkovou koordinaci těchto rozsáhlých multioborových projektů Morava, které byly pro pobočku i VÚV TGM, jako veřejnou výzkumnou instituci, stěžejními dlouhodobými pracemi.

Někteří pracovníci VÚV TGM, ale i z jiných vodohospodářských organizací, nepochybně vzpomenu i příspěvek Ing. Zdeňka Šunky ke kvalitní sportovní reprezentaci našeho ústavu v úloze člena fotbalového týmu na vodohospodářských sportovních hrách.

Přes svoji celoživotní oddanost sportu bylo to nakonec, jím samotným nezáviněné, těžce poškozené zdraví, které bylo příčinou, jak jeho poměrně brzkého ukončení, fakticky celoživotní, pracovní angažovanosti ve VÚV TGM, již v říjnu 2011, tak i jeho poměrně předčasného skonu před dovršením věku 70 let.

Vzpomeňte na usměvavého fotbalistu Zdeňka s námi.

Za bývalé spolupracovníky Ing. Evžen Polenka, Brno, 6. 5. 2020

VTEI/2020/4

Od roku 1959

**VODOHOSPODÁŘSKÉ
TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE**
**WATER MANAGEMENT
TECHNICAL AND ECONOMICAL INFORMATION**

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

Ročník 62



VTEI.cz

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

Redakční rada:

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

Vědecká rada:

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

Šéfredaktor:

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

Kontakt na redakci:

E: info@vtei.cz

Autoři fotografií tohoto čísla:

Archiv VÚV

Grafická úprava, sazba, tisk:

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

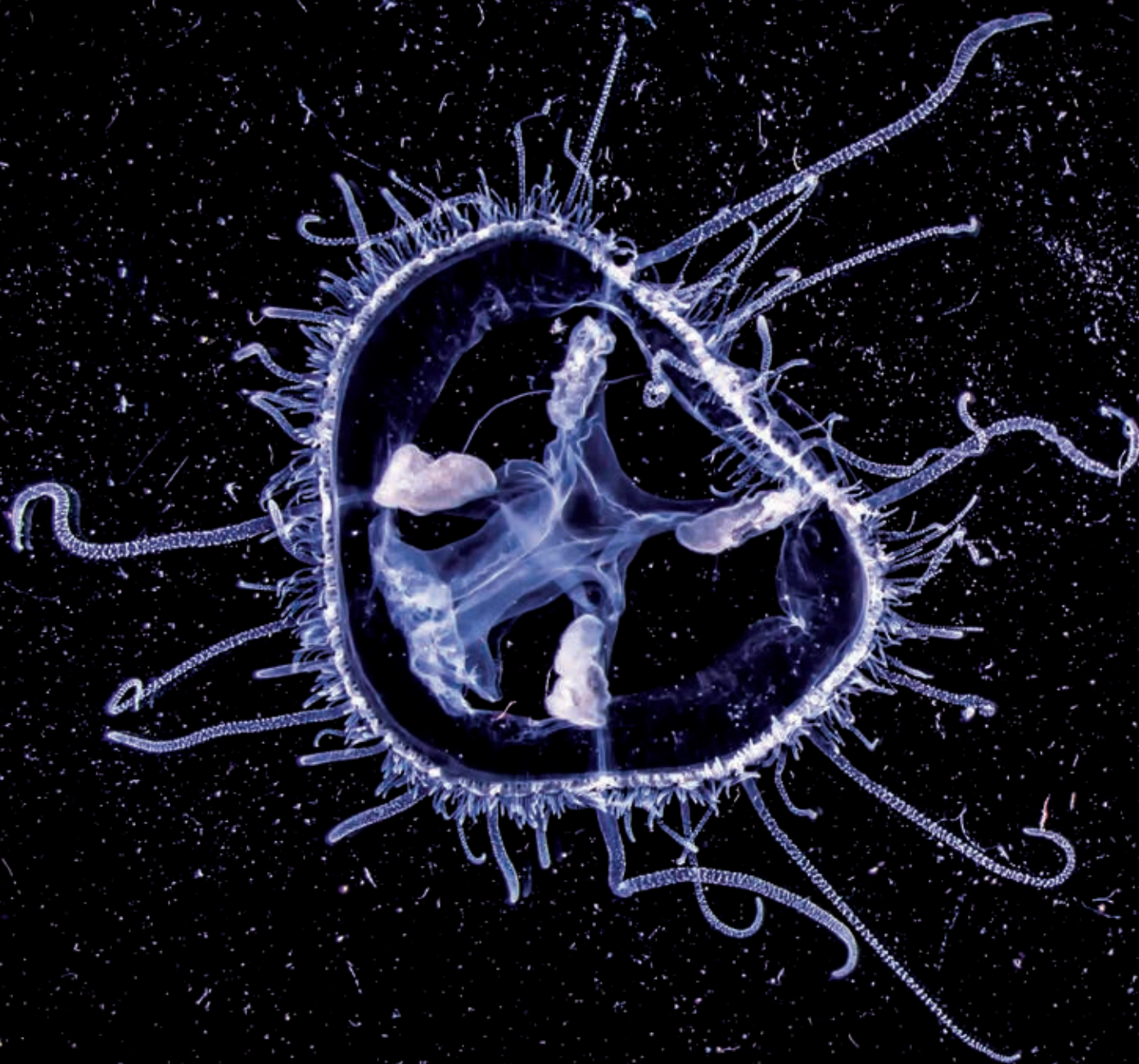
Náklad 1500 ks

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

ISSN 0322-8916

ISSN 1805-6555 (on-line)

MK ČR E 6365



MEDŮZKA SLADKOVODNÍ

Věděli jste, že v létě i v našich vodách můžete nalézt medúzy? Tedy přesněji – medúzky sladkovodní (*Craspedacusta sowerbii*), původně asijské sladkovodní polypovce, kteří oproti příbuznému nezmarovi neztratil své medúzové stadium. Právě v letních měsících, kdy je voda delší čas dostatečně prohřátá, se tak můžeme zejména v zatopených lomech či pískovnách setkat nejen s jinak velmi těžko pozorovatelnými drobnými polypy, ale také s rozkošnými planktonními medůzkami. Můžete si s nimi i zaplavat, člověku neublíží. *Text a fotografii dodal Petr Jan Juračka, www.petr.juracka.eu.*

VÝZKUMNÝ ÚSTAV
VODOHOSPODÁŘSKÝ
T.G. MASARYKA

veřejná výzkumná instituce

VTEI.cz