

KLASIFIKACE PŘESNOSTI VYMEZENÍ STÁVAJÍCÍCH ZÁPLAVOVÝCH ÚZEMÍ V ČR

Hana Nováková, Marcela Makovcová, Kateřina Uhlířová, Viktor Levitus, Petr Valenta, Jana Valentová

Klíčová slova

záplavové území – letecké laserové skenování – výškopis – vodní tok – inundace – přesnost vymezení

Souhrn

Článek představuje projekt bezpečnostního výzkumu Ministerstva vnitra ČR v závěrečné fázi jeho řešení. V letech 2010–2014 byla sestavena porovnávací studie přesnosti vymezení záplavových území ve vybraných úsecích vodních toků. Referenční lokality byly vybírány s ohledem na různorodost morfologických, hydrologických a dalších charakteristik toku a území. Stávající záplavová území, vymezená nad dostupnými výškopisnými podklady různé přesnosti, byla porovnána s výsledky hydrodynamického modelování s využitím nových výškopisných dat území ČR. Na základě závislosti charakteristik vybraných území a změn záplavových území byl navržen klasifikační systém přesnosti vymezení záplavových území, který byl aplikován na všechny vodní toky se stanoveným záplavovým územím v ČR. Zkušenosti z projektu byly promítnuty do Metodiky pro zpracování návrhů záplavových území.

1 Úvod

Iniciální myšlenkou pro sestavení projektu byly dva okruhy vysoce aktuálních problematik. Na podzim roku 2009 byl zahájen Projekt tvorby nového výškopisu území České republiky (<http://geoportal.cuzk.cz/>) pomocí technologie leteckého laserového skenování, který se zavazuje k výraznému zlepšení přesnosti výškopisných dat v ČR. Na projektu spolupracují Český úřad zeměměřický a katastrální (ČÚZK), Ministerstvo zemědělství ČR a Ministerstvo obrany ČR. Pořizování dat je naplánováno ve třech etapách (pásmo „Střed“, „Západ“ a „Východ“). Oddělení GIS a kartografie Výzkumného ústavu vodohospodářského TGM, v.v.i., (VÚV) od počátku spolupracovalo se zhotovitelem dat (Zeměměřický odbor Pardubice Zeměměřického úřadu). Z výsledků výzkumu vyplývá velký potenciál využití těchto dat ve vodním hospodářství, mimo jiné i v záplavových oblastech (např. Uhlířová a Zbořil, 2009; Uhlířová a Nováková, 2011; 2012a; 2012b).

Další aktuální problematikou jsou požadavky Evropské povodňové směrnice (směrnice 2007/60/ES) na zpracování map povodňového nebezpečí a povodňových rizik. V roce 2012 byla na pracovišti VÚV připravena Metodika tvorby map povodňového nebezpečí a povodňových rizik (www.dibavod.cz/mapy-rizik). Tento projekt na metodiku navazuje a jeho výsledkem bude metodický postup pro kvalitní vymezení záplavových území (dále jen ZÚ), která jsou základním podkladem pro tvorbu map povodňového nebezpečí a rizik. Součástí projektu je klasifikace všech stávajících záplavových území, která by měla sloužit jako jeden z nástrojů pro rozhodování

o prioritách nutnosti nového vymezení současných záplavových území.

Řešení projektu je z velké části realizováno v prostředí GIS (především platforma ESRI ArcGIS). Jedná se o komplexní prostorové analýzy vstupních výškopisných dat a výstupních čar záplavových území, popř. rastrových dat. Výstupní data byla vytvořena subdodavatelskou firmou HYDRO EXPERT, s.r.o., pomocí 1D nebo 2D numerických modelů. Jednorozměrné modely proudění vody byly vytvořeny pomocí software HEC-RAS (HEC-RAS River Analyzing System, 1997). Pro dvourozměrné modelování byl použit software FAST 2D (Valenta, 2004).

2 Data

Základním vstupem pro úlohu vymezení záplavového území je forma digitální interpretace morfologie terénu v inundaci vodního toku. Podle metody určení nadmožské výšky terénu vznikají odlišné typy výškopisných dat. V případě projektu byly ve dvou fázích výpočtů použity celkem čtyři typy dat.

První fáze vymezení ZÚ, provedená mimo řešený projekt, proběhla nad tzv. tradičními daty (popř. jejich kombinací):

- letecká fotogrammetrie (FOT),
- geodetické zaměření profilů (území, GEO),
- vrstevnice Základní mapy 1 : 10 000 (jako doplněk fotogrammetrie).

Pro účely projektu byly podklady popisující geometrii toků a inundančního území v jednotlivých lokalitách poskytnuty příslušnými správci vodních toků.

Výpočty v rámci projektu, které sloužily k porovnání výstupů hydrodynamického modelování, proběhly na datech leteckého laserového skenování (LLS). Z důvodu širší aplikovatelnosti výsledků byly využity dva produkty ČÚZK vzniklé během tvorby nového výškopisu ČR:

- digitální model reliéfu území ČR 4. generace (DMR 4G) ve formě výšek diskretních bodů v pravidelné síti 5 x 5 m s úplnou střední chybou výšky 0,3 m v odkrytém terénu a 1 m v zalesněném terénu,
- digitální model reliéfu území ČR 5. generace (DMR 5G) ve formě výšek diskretních bodů v nepravidelné trojúhelníkové síti s úplnou střední chybou výšky 0,18 m v odkrytém terénu a 0,3 m v zalesněném terénu (<http://geoportal.cuzk.cz/>).

Protože zpracování skenovaných dat LLS na pracovišti Zeměměřického úřadu v Pardubicích se překrývalo s řešením tohoto projektu, bylo nutné v roce 2011 pracovat s produktovými mezivýstupy DMR 5G. Data jsou označována jako DMR 5G beta a oproti výslednému produktu DMR 5G neprošla vizuální kontrolou a dalšími úpravami na základě těchto kontrol.

Podrobnou specifikaci obou datových sad je možné čerpat z technických zpráv těchto datových produktů uveřejněných na Geoportálu ČÚZK (Brázdil aj., 2012a; 2012b).

Data pro pět lokalit řešených v roce 2011 byla pro potřeby projektu zapůjčena Zeměměřickým úřadem Pardubice. V roce 2012 byla data zakoupena podle platného ceníku ČÚZK.

3 Porovnávací studie

3.1 Referenční lokality

Pro návržení systému klasifikace záplavových území bylo vybráno 11 tzv. referenčních lokalit, přičemž lokalita Nežárka byla řešena dvěma způsoby – 1D i 2D modelováním. Seznam lokalit je uveden v tabulce 1.

Úseky toků byly vybírány podle tří kritérií. Prvním cílem bylo dosažení co největšího počtu kombinací hlavních charakteristik území (morfologie, extravilán/intravilán, typ krajiny, velikost vodního toku atd.). Druhým hlediskem byl přístup k záplavovým čárám vymezeným v minulosti pomocí tradičních výškopisných dat.

Třetí skutečností ovlivňující volbu lokalit byla dostupnost hotových dat LLS. V roce 2011 bylo z větší části zpracováno pouze pásmo „Střed“. V roce 2012 bylo možné v omezené míře vybírat i z území v pásmu „Západ“. Data z oblasti pásma „Východ“ byla v době vytipování lokalit ve fázi prvotního zpracování, a proto nemohla být do projektu zařazena žádná území z východních Čech či Moravy.

3.2 Porovnání vstupních dat

Metoda porovnání podkladních výškopisů spočívala ve vytvoření příčných profilů terénu nad všemi podkladními daty v místech geodetického zaměření (obr. 1). Ve všech bodech profilů byl proveden rozbor vzájemných rozdílů výškopisů a jejich komplexní statistické vyhodnocení. Byl sledován široký rozsah statistických ukazatelů (aritmetický průměr, směrodatná odchylka, minimální a maximální hodnota, suma čtverců, percentily, kvartily). Za veličiny nejlépe charakterizující rozdíl v přesnosti dat byla zvolena systematická a úplná střední chyba. Systematická chyba je rovna aritmetickému průměru rozdílů a ukazuje na celkový trend výšky dat v porovnání s geodetickým zaměřením. Úplná střední chyba odpovídá střední kvadratické chybě RMSE (Root Mean Square Error) a určuje celkovou přesnost dat.

Výškopis z geodetického zaměření je považován za nejpřesnější. Ve všech analýzách tvořil profil GEO srovnávací (základní) hladinu pro stanovení rozdílů nadmořských výšek. Protože body GEO byly často zaměřovány v dlouhých vzdálenostech, byly pro detailnější popis terénu pomocí interpolace přidány do profilů další body s rozestupem do 10 m.

Data LLS z podstaty metody jejich pořízení nezobrazují správně tvar koryta vodního toku. Dno toku, které je pod hladinou vody v okamžiku pořízení snímku, není součástí mračna bodů. Pro relevantnost porovnání kvality výškopisných dat byla proto ve všech profilech ručně určena hranice koryta a inundace. Statistické výpočty byly prováděny jednak pro celý profil a zároveň odděleně pro koryto a inundaci. Do závěrečného vyhodnocení byla zahrnuta pouze data z inundace zájmového území.

Vstupní data byla v prostředí GIS porovnávána rovněž plošně ve formě rastrů. Ty byly vytvořeny v rozlišení 1 x 1 m ze zdrojových vektorových dat v prostředí GIS. Rozdíly vzniklé odečtením původního a nového modelu terénu jsou prezentovány v grafických výstupech. I v případě srovnání rastrových vrstev byla zpracována statistika rozdílů.

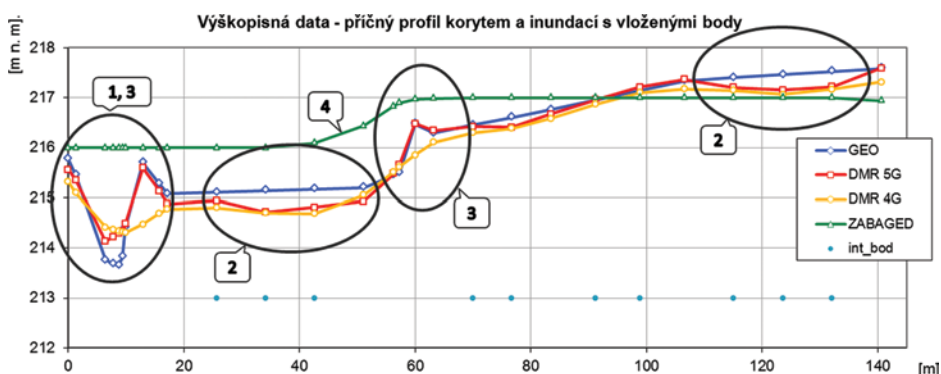
3.3 Porovnání záplavových území

V rámci zpracování studie byla aplikována metoda jednorozměrného (1D) a dvourozměrného (2D) modelování proudění vody. Modely byly sestaveny variantně v závislosti na použitém datovém zdroji. V případě 1D modelů byl výchozí verzí model sestavený

Tabulka 1. Referenční lokality

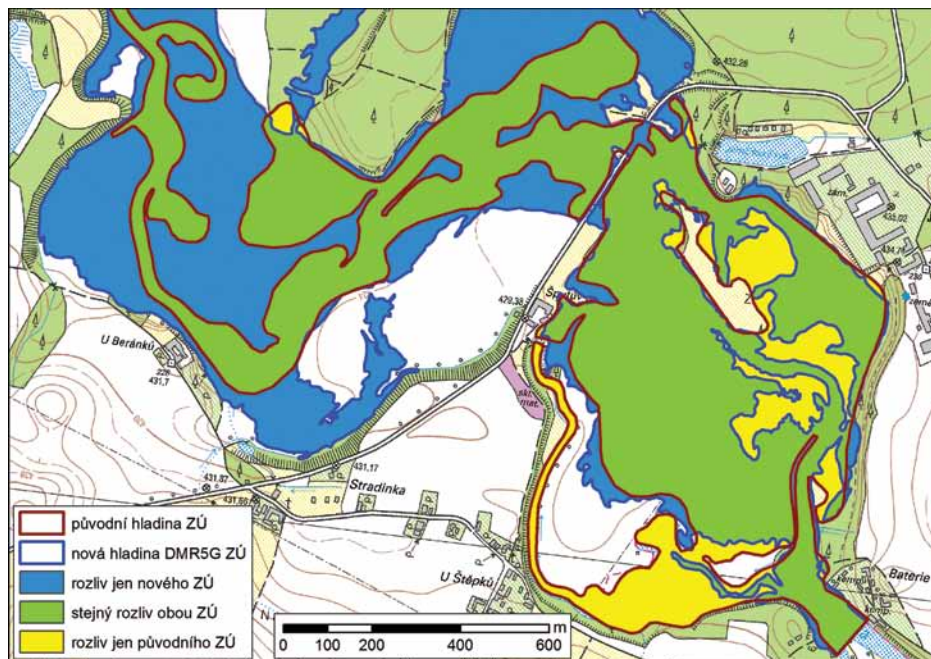
Table 1. Reference sites

Lokalita	Rok řešení	Rozsah modelu ř. km	Skenováno	Model
Nežárka	2011	17,997–24,234	23. 8. + 26. 8. + 6. 9. 2010	1D
Nežárka	2011	14,933–24,284	23. 8. + 26. 8. + 6. 9. 2010	2D
Šembera	2011	9,956–16,945	21. 11. 2009 + 25. 3. + 1. 4. + 8. 10. 2010	1D
Doubrava	2011	14,995–22,273	30. 3. + 7. 4. 2010	1D
Lužnice	2011	59,300–68,800	25. 8. 2010	2D
Jizerka	2011	0,000–6,579	4. 6. + 20. 8. 2010	1D
Úhlava	2012	61,096–70,205	7. 4. + 22. 4. + 7. 5. 2011	2D
Berounka dolní	2012	16,600–26,800	18. 4. 2011	2D
Berounka horní	2012	52,800–65,000	10. 4. 2011	2D
Oleška	2012	15,823–23,056	23. 4. 2010 + 20. 8. 2010	1D
Manětínský potok	2012	3,529–9,465	21. 3. 2011 + 19. 4. 2011	1D
Střela	2012	85,704–91,985	23. 3. 2011	1D



Obr. 1. Příčný profil inundací s vloženými přídatnými body

Fig. 1. Inundation area cross-section with extra points



Obr. 2. Porovnání polygonů záplavových území

Fig. 2. Comparison of floodplain polygons

s využitím geodeticky zaměřených údolních profilů. Porovnávané varianty modelu pak byly konstruovány na základě kombinace zaměřených korytových profilů s inundačními částmi získanými z DMR 4G, resp. DMR 5G. V případě 2D modelů se postupovalo obdobně s tím, že modely hlavního koryta a vedlejších vodotečí byly totožné a jednotlivé varianty se lišily použitým datovým zdrojem pro modelování inundací (FOT, DMR 4G a DMR 5G).

Výstupem numerických modelů proudění jsou informace o poloze hladiny při konkrétním návrhovém průtoku (např. Q_5 , Q_{100} atd.). V případě 1D modelu jde o nadmořské výšky hladiny vázané na výpočtové příčné profily. U 2D modelu je výstupem spojitá informace v rozsahu modelu ve formě rastrových prostorových dat.

Vypočtené průběhy hladin pro zvolené průtokové stavy a dílčí varianty jednotlivých modelů byly dále použity pro vyhodnocení záplavových čar. V případě 2D modelu jsou tato vyhodnocení přímým výstupem modelu. U 1D modelů založených na produktech DMR 4G/5G byly údaje o výšce hladiny protnuty s příslušným výškopisným podkladem a následně revidovány v prostředí GIS. Vyhodnocení původních záplavových čar (modely GEO) se vesměs opíralo o ruční konstrukci čar nad vrstevnicemi mapového podkladu ZABAGED®. Výsledné polygony záplavových území byly porovnány.

Pro každou referenční lokalitu byly vypočteny rozdíly v plochách záplavových území vymezených nad tradičními a novými daty. Odečtením ploch polygonů byly zjištěny relativní změny záplavových území v % (obr. 2). Na základě zjištěných rozdílů ploch povodňových rozlivů byly definovány čtyři třídy přesnosti vymezení ZÚ (tabulka 2). Hodnoty rozdílů ploch byly zařazeny do příslušných kategorií.

3.4 Parametry hodnocení

Pro charakteristiku území z pohledu velikosti rozlivu povodně se lze inspirovat v nauce o vodních tocích. Jde o podobné faktory, jaké ovlivňují vývoj vodních toků v čase i prostoru – klimatické a meteorologické, fyzikálně geografické, geologické, charakter koryta, vegetační pokryv.

Pouze některé z těchto faktorů ovlivňují výsledky hydrodynamického modelování a tedy výsledné vykreslení čar ZÚ. V tabulce 3 jsou vypsány charakteristiky, které byly zjišťovány pro všechny referenční lokality. Parametry 1–5 je možné v rámci běžně dostupných nástrojů určit i pro libovolné jiné území v ČR. Parametr 6 by vyžadoval časově náročné analýzy v prostředí GIS. Pro zjištění podkladních dat stávajících ZÚ je nutné nahlédnout do zdrojové dokumentace ZÚ, která v rámci řešeného projektu není plošně k dispozici.

Průměrná sklonitost území [%] je určena jako aritmetický průměr sklonitosti jednotlivých buněk rastru digitálního modelu terénu (DMT). Stupeň sklonitosti je bezrozměrným parametrem a vyjadřuje nejčastěji zastoupený interval (modus) sklonitosti jednotlivých buněk rastru DMT, přičemž intervaly sklonitosti jsou stanoveny s krokem 1 %. Oba parametry vypovídají o výškopisném charakteru terénu v zájmovém území.

Hodnoty parametrů byly systematicky určeny pro všechny referenční lokality na základě terénních průzkumů, dostupných datových sad a analýz v prostředí GIS.

4 Klasifikace přesnosti vymezení ZÚ

Pro klasifikaci přesnosti vymezení ZÚ v ČR bylo třeba nejdříve vyhodnotit závislosti změn vymezení ZÚ na parametrech hodnocení. Hodnota parametru lokality (např. sklonitost podélného profilu) a procento změny plochy ZÚ tvořilo jednu dvojici bodů v grafu závislosti. Vynesáním hodnot konkrétního parametru u všech lokalit spolu s mírou změny ZÚ vznikl graf závislosti pro daný návrhový průtok. Příklad grafu závislosti je na obr. 3.

Vyhodnocením závislosti změn vymezení ZÚ v souboru referenčních lokalit byly vybrány parametry s nejzřetelnější mírou závislosti. Podle tvaru grafů a výskytu konkrétních tříd přesnosti vzhledem k hodnotám parametru byla navržena klasifikační stupnice priority převymezení ZÚ (viz výsledky). Ta mohla být analogicky aplikována na všechna záplavová území v ČR.

Každý vodní tok delší než 5 km, na kterém bylo vymezeno záplavové území, byl směrem od zaústění k prameni rozdělen na klasifikační segmenty o délce 5 km, přičemž u závěrečných (pramenných) segmentů byla délka kratší. U jednotlivých segmentů bylo provedeno stanovení hodnot parametrů v rozsahu záplavového území stoleté vody oboustranně rozšířeného o 50 m. Podle hodnot parametru byly segmenty zařazeny do příslušných kategorií.

5 Výsledky a diskuse

5.1 Porovnání vstupních dat

Během zpracování datových sad byly porovnány body příčných profilů korytem a inundací v jednotlivých výškopisných vrstvách a provedeno podrobné statistické vyhodnocení všech rozdílů.

Tabulka 2. Klasifikační stupnice přesnosti vymezení ZÚ

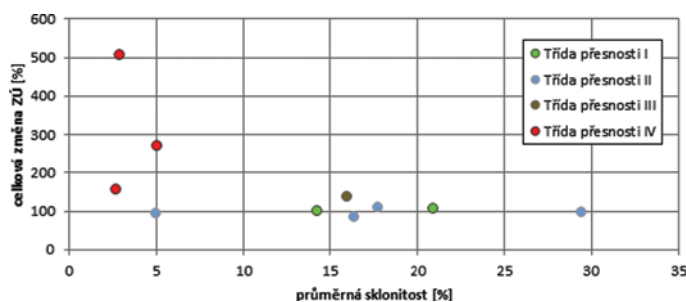
Table 2. The classification scale of floodplain definition accuracy

Třída přesnosti	I	II	III	IV
Změna plochy ZÚ [%]	0–5	5–20	20–50	> 50

Tabulka 3. Parametry hodnocení

Table 3. Classification parameters

	Parametr
1	Sklonitost úseku (podélný profil)
2	Průměrná sklonitost území rozsahu modelu
3	Stupeň sklonitosti území rozsahu modelu
4	Míra zalesnění
5	Míra zastavění
6	Poměr průměrné šířky a průměrné hloubky koryta
7	Použitá výškopisná data původního vymezení ZÚ



Obr. 3. Závislost celkové relativní změny plochy ZÚ na stupni sklonitosti pro průtok Q_5 a data DMR 4G

Fig. 3. Dependence of total relative floodplain area change on the slope degree for flow rate Q_5 and DMR 4G dataset

Celkem bylo zpracováno 9 362 bodů terénu v 396 profilech. Vyhodnocením statistických hodnot a vykreslením příčných profilů byly zjištěny čtyři hlavní odlišnosti v jednotlivých výškových podkladech. Čísla 1–4 na obr. 1 ukazují typy rozdílů:

1. způsob vykreslení tvaru koryta (data LLS z principu metody nezaznamenávají data pod hladinou vodního toku),
2. větší prostorová hustota dat DMR 4G a DMR 5G lépe popisuje morfologii terénu než geodetického zaměření,
3. vyhlazení terénních zlomů u DMR 4G (břehy, valy, meze atd.),
4. celé vedení zelené linie ukazuje na nedostatečnou přesnost výškopisu ZABAGED®.

Protože data LLS nezobrazují správně tvar koryta toku, je nezbytné počítat s tímto limitem při jejich použití v praxi. Pro správnou interpretaci terénu pro numerické modelování i vyhodnocování je nutné data doplnit o geodetické zaměření koryt toků, mostů, příčných objektů na toku, propustků pod komunikacemi atd.

5.2 Porovnání záplavových území

Při vykreslování záplavových čar v prostředí GIS bylo možné sledovat vliv výškopisného podkladu na výsledný tvar rozlivu. Příkladem jsou liniové stavby podél vodních toků. U tradičního výškopisu ZABAGED® zůstala výsledná záplavová čára uvnitř ochranného valu. Podrobná data LLS ale ukázala, že val nemá konstantní výšku, a tak v některém sníženém místě dojde k rozliti vody i za něj. Výsledná plocha záplavového území je značně odlišná.

Zásadní je rovněž výběr dat, nad kterými se záplavové čáry zakreslují. Pokud je výsledná hladina protnuta s nedostatečně přesným podkladem, může dojít k druhotnému zkruslení tvaru rozlivu povodně.

Dalším poznatkem bylo nalezení značných rozdílů mezi nízkými a vysokými návrhovými průtoky. Na obr. 4 jsou uvedeny příklady rozlivu povodně při návrhovém průtoku Q_5 a Q_{100} . Na první pohled je patrné, že zatímco u nízkého návrhového průtoku jsou rozdíly v rozlivu povodně výrazné, u vyššího průtoku se čáry téměř shodují. Z toho vyplývá, že mnohem větší efekt bude mít nové vymezení ZÚ pro menší návrhové průtoky než pro velké povodně.

Přestože bylo zjištěno, že rozdíly mezi plochami ZÚ vypočtenými nad daty DMR 4G a 5G nejsou příliš velké (u vysokých návrhových průtoků jsou rozdíly zcela nepatrné), je nezbytné pro plošné využití cenově dostupnějších, zpracovatelsky jednodušších a v současné době dokončených výškopisných dat DMR 4G pamatovat na omezenou schopnost vykreslení terénních zlomů a liniových krajinných prvků.

5.3 Klasifikace přesnosti vymezení ZÚ

Rozdělením rozdílů ploch záplavových území do kategorií přesnosti a vynesení grafů pro jednotlivé scénáře vyplynula výrazná závislost na dvou parametrech zájmového území:

- průměrná sklonitost terénu [%],
- stupeň sklonitosti terénu,

přičemž průběh závislosti prvního parametru byl nejednoznačnější. Zřetelnou závislost na změnách modelu terénu (které se promítají do výsledných záplavových čar) vyplývající z ostatních sledovaných parametrů (vegetační pokryv inundace, morfologie koryta vodního toku, podélný profil toku) se nepodařilo prokázat, přestože z pohledu porovnání dat jednotlivých modelů terénu některé závislosti vysledovat lze (větší zalesněnost – větší odchylky modelů terénu).

V případě průměrné sklonitosti terénu vyplynula z výsledku analýz tato závislost:

- V území s hodnotou průměrné sklonitosti menší než 5 % se přesnost vymezení záplavových území pohybuje ve třídě přesnosti III až IV.
- V území s hodnotou průměrné sklonitosti v rozmezí 5–20 % se přesnost vymezení záplavových území pohybuje ve třídě přesnosti II až III.
- V území s hodnotou průměrné sklonitosti větší 20 % se přesnost vymezení záplavových území pohybuje ve třídě přesnosti I až II.

S rostoucí mírou nepřesnosti vymezení záplavových území roste prioritou jeho nového vymezení. Z tohoto důvodu byla, na základě výše uvedených výsledků z porovnávací studie, provedena klasifikace přesnosti vymezení záplavových území v ČR rozdělením do tří kategorií – tzv. „stupňů priority převymezení záplavového území“ podle průměrné sklonitosti terénu v inundaci, a to způsobem uvedeným v tabulce 4. V prostředí GIS byly segmentům vodních toků přiřazeny příslušné identifikátory a v mapovém výstupu byly kategorie barevně odlišeny (obr. 5). Protože navržené klasifikační systémy (třídy přesnosti i určení sklonitostních intervalů) vychází z omezeného počtu referenčních lokalit, je výsledná přesnost odpovídající jednotlivým stupňům priority deklarována jako pravděpodobná.

6 Metodika pro zpracování návrhů záplavových území

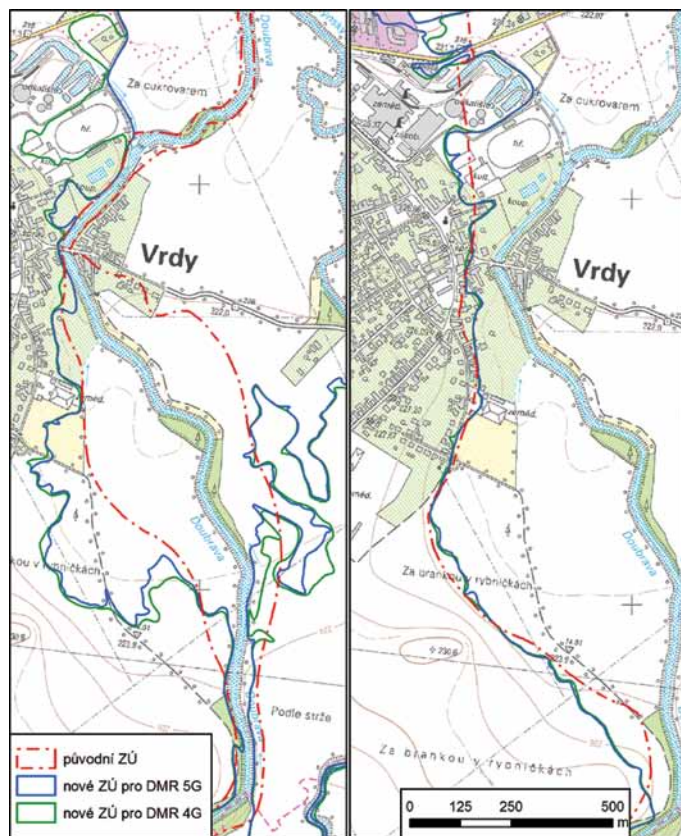
Záplavová území stanovená podle vyhlášky č. 236/2002 Sb. jsou jedním z nejvýznamnějších limitů využití území v inundacích vodních toků, kde mají přímý vliv na oblast územního plánování, výstavbu nových objektů a možnosti rekonstrukce objektů stávajících. Z výše uvedených skutečností vyplývá jednoznačná nutnost dosažení nejvyšší možné kvality veškerých podkladů a postupů, které jsou pro stanovení záplavových území použity.

V současné praxi vymezování záplavových území se často objevují zásadní nedostatky, které v mnoha případech vedou k nejednoznačnosti interpretace vymezení záplavových území se všemi negativními důsledky, které se promítají do souvisejících oblastí (územní plánování a výstavba, povodňová riziková analýza apod.).

Hlavním cílem této metodiky je sjednocení postupů používaných v praxi při procesech vymezování záplavových území tak, aby vymezení záplavových území a jeho interpretace v nejvyšší možné míře odpovídaly skutečnosti.

K dosažení tohoto cíle metodika popisuje čtyři klíčové oblasti:

- specifikace požadavků na vstupní data,
- specifikace metod a postupů vymezování záplavových území,
- specifikace požadavků na výstupní data,
- specifikace obsahu dokumentace záplavového území.



Obr. 4. Příklad rozlihu povodně pro návrhový průtok Q_5 (vlevo) a Q_{100}
Fig. 4. An example of flood lines for flow rate Q_5 (left) and Q_{100}

Na výsledné podobě metodiky spolupracují firmy HYDROEXPERT, a.s., a HYDROSOFT Veleslavín, a.s. Metodika je konzultována s podniky Povodí a bude certifikována odborem ochrany vod Ministerstva životního prostředí ČR.

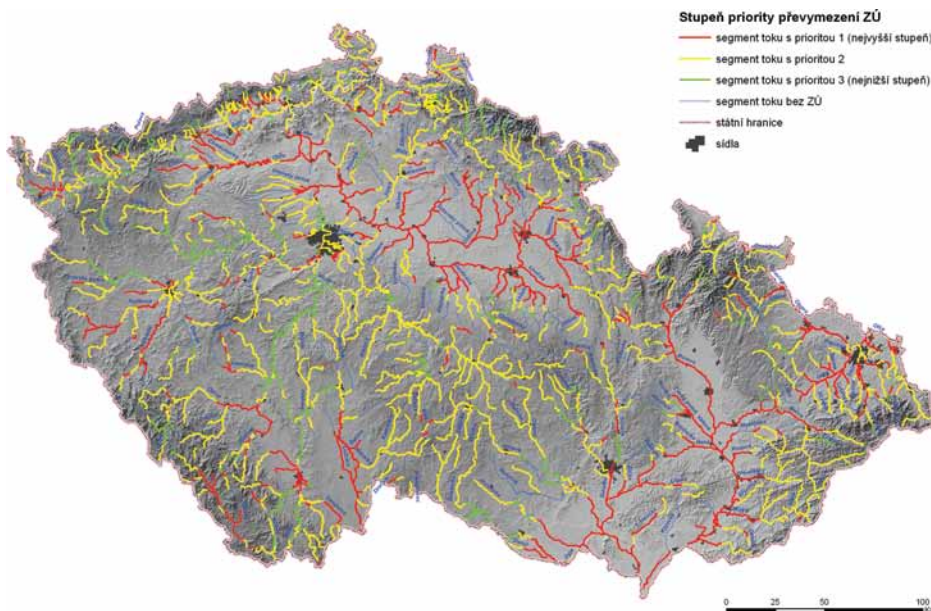
7 Závěr

Za účelem návrhu způsobu klasifikace a porovnání přesnosti vymezení záplavových území v ČR bylo zvoleno 11 referenčních lokalit odpovídajících různým morfologickým, hydrologickým a krajinným charakteristikám. Na těchto lokalitách bylo provedeno hydraulické modelování proudění vody a vyhodnocení záplavových čar na nových výškopisných datech DMR 4G a DMR 5G. Nově vypočtená ZÚ byla porovnána se stávajícími ZÚ vymezenými nad tradičně využívanými výškopisnými daty. Z výsledků terénních průzkumů, rešerší odborné literatury a za pomoci nástrojů GIS byly určeny hodnoty parametrů, které mohou ovlivňovat kvalitu digitálního modelu terénu jakožto základního vstupu do hydrodynamických modelů, a tím i výsledný rozliv návrhových povodňových průtoků.

Z grafů závislosti relativní změny ploch ZÚ na parametrech charakterizujících území, kde se povodeň vyskytuje, vyplynul jako nejmarkantnější vliv plošné sklonitosti území (členitosti inundace). Přesnost vymezení ZÚ s rostoucí sklonitostí narůstá. Vyšší třídy

Tabulka 4. Výsledky klasifikace přesnosti vymezení ZÚ
Table 4. Results of floodplain definition accuracy classification

Stupeň priority převymezení ZÚ	Průměrná sklonitost terénu v inundaci S	Pravděpodobná přesnost vymezení záplavového území	Celková délka segmentů [km]	Poměr segmentů k celkové délce toků [%]
1	$S \leq 5 \%$	velmi nepřesné	3 885,9	25
2	$5 \% < S \leq 20 \%$	nepřesné	7 419,8	49
3	$20 \% < S$	poměrně přesné	1 709,7	11
segmenty bez záplavových území	nehodnoceno	nehodnoceno	2 232,5	15
celková délka zpracovaných segmentů vodních toků			15 247,9	100
celková délka klasifikovaných segmentů vodních toků			13 015,4	85,4



Obr. 5. Mapa s vyznačením stupňů priority převymezení ZÚ
Fig. 5. A map with priority grades of new floodplain determination

přesnosti se vyskytují zhruba od průměrné sklonitosti 20 %, přičemž při průměrné sklonitosti nižší než zhruba 5 % a při velmi malých hloubkách rozlivů (nízké průtoky) může jít o vymezení velmi nepřesné. V rámci druhé etapy projektu byla provedena klasifikace záplavových území v ČR způsobem, který určuje stupeň priority nového vymezení ZÚ pro dílčí segmenty vodních toků a dává tak ucelenou představu o pravděpodobné míře přesnosti vymezení ZÚ.

Hlavní závěry porovnávací studie spolu s dalšími informacemi metodického charakteru jsou na závěr projektu zpracovány do podoby metodiky vymezení záplavových území, která stanoví pravidla vymezení záplavových území z pohledu požadavků na použité podklady, hydraulické aspekty modelování a požadované výstupy.

Poděkování

V článku jsou uvedeny výsledky řešení projektu bezpečnostního výzkumu Ministerstva vnitra České republiky „Klasifikace přesnosti vymezení stávajících záplavových území v ČR a zpracování výsledků do metodiky pro jejich vymezení“ pod číslem VG20102014010 (2010–2014).

Literatura

<http://geoportal.cuzk.cz/>

www.dibavod.cz/mapy-rizik

Brázdil, K. aj. (2012a) Technická zpráva k digitálnímu modelu reliéfu 4. generace (DMR 4G). Zeměměřický úřad, Vojenský geografický a hydrometeorologický úřad, http://geoportal.cuzk.cz/Dokumenty/TECHNICKA_ZPRAVA_DMR_4G_15012012.pdf

Brázdil, K. aj. (2012b) Technická zpráva k digitálnímu modelu reliéfu 5. generace (DMR 5G). Zeměměřický úřad, Vojenský geografický a hydrometeorologický úřad, http://geoportal.cuzk.cz/Dokumenty/TECHNICKA_ZPRAVA_DMR_5G.pdf

HEC-RAS. HEC-RAS River Analysis System, Hydraulic Reference Manual. US Army Corps of Engineers, Hydraulic Engineering Center, 1997.

Uhlířová, K. a Zbořil, A. (2009) Možnosti využití laserového snímání povrchu pro vodohospodářské účely. *VTEI*, roč. 51, č. 6, s. 11–15, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2009.

Uhlířová, K. a Nováková, H. (2011) Využití dat leteckého laserového skenování ve vodním hospodářství – identifikace příčných překážek v korytě vodního toku. *VTEI*, roč. 53, č. 6, s. 5–8, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2011.

Uhlířová, K. a Nováková, H. (2012a) Využití dat leteckého laserového skenování v příbřežních zónách jako podklad pro vymezení záplavových území. *Vodní hospodářství*, roč. 62, č. 3, s. 82–86.

Uhlířová, K. a Nováková, H. (2012b) Využití dat leteckého laserového skenování pro revizi datových sad rozvodnic a vodních toků. *VTEI*, roč. 54, č. 2, s. 1–4, příloha *Vodního hospodářství* č. 4/2012.

Valenta, P. (2004) Dvourozměrné numerické modelování proudění vody v otevřených korytech a inundačních územích. Habilitační práce, ČVUT Praha.

**Ing. Hana Nováková, Ph.D.¹, Ing. Marcela Makovcová¹,
Ing. Kateřina Uhlířová, Ph.D.¹, Ing. Viktor Levitus¹,
doc. Ing. Petr Valenta, CSc.², doc. Ing. Jana Valentová, CSc.²
¹VÚV TGM, v.v.i., Praha, ²Fakulta stavební ČVUT v Praze
Tel.: +420 220 197 226, hana_novakova@vuv.cz**

Príspevek prešiel lektorským řízením.

Classification of current floodplain definition accuracy in the Czech Republic (Nováková, H.; Makovcová, M.; Uhlířová, K.; Levitus, V.; Valenta, P.; Valentová, J.)

Key words

floodplain – airborne laser scanning – altimetry – watercourse – inundation area – delimitation accuracy

This paper presents the Ministry of the Interior of the Czech Republic Security Research project at the end of its solution. Within this project a comparative study of floodplain definition accuracy in selected river sections was compiled. Reference sites were chosen with regard to the diversity of morphological, hydrological and other characteristics of the flow and territories. Current floodplains defined by available altimetry data with various accuracy were compared with results of hydrodynamic modeling using new altimetry data. The classification system of the accuracy of floodplain definition was proposed on the base of comparative study results. The system was applied to all floodplains within the Czech Republic. The conclusions were used in developing the methodology for defining floodplains.

ANALÝZA PROPAGACE SUCHA POMOCÍ GENERÁTORŮ POČASÍ

Adam Vizina, Martin Hanel, Eva Melišová

Klíčová slova

sucho – hydrologie – generátory počasí – změna klimatu – GEV

Souhrn

Extrémní hydrologické situace, které lze pozorovat na přelomu 20. a 21. století, jsou reprezentovány rozsáhlými nebo bleskový-

mi povodněmi a déletrvajícími periodami sucha. Z tohoto důvodu je velmi aktuálním tématem řešení dopadů klimatické změny na hydrologický režim. Dopady sucha je možné částečně zmírnit, nicméně k tomu je potřeba lépe pochopit jeho průběh. Ve výzkumu sucha stále existuje řada překážek. Vzhledem k tomu, že neexistuje jednotná definice sucha, není v současné době možné stanovit ani jednotný ukazatel či metodu vyhodnocení sucha. Metody vyhodnocení sucha se vždy odvíjejí od použité definice a od podmínek na dané lokalitě. Příspěvek se zabývá problematikou modelování hydrologické bilance, generátory počasí, kvantifikací a analýzou sucha pro současná a výhledová období. Cílem práce je stanovení vhodného meteorologického indexu pro predikci hydrologického sucha v daném povodí.

První část příspěvku je věnována tvorbě generátorů počasí a následnému generování 500letých syntetických řad pomocí čtyř generátorů, které se liší výpočetní strukturou pro současné a výhledové období. Jako zájmová území byla zvolena povodí Metuje, Orlice, Sázavy a Rakovnického potoka. Výstupy z generátorů byly dále vstupem do tří hydrologických modelů – Bilan, GR4J a TUW-HBV. Na základě výsledků hydrologického modelování byly kvantifikovány nedostatkové objemy a jednotlivé indexy meteorologického a agronomického sucha. Tyto výsledky byly následně použity pro analýzu propagace sucha, která je založena na korelační analýze mezi meteorologickým indexem SPI a SPEI pro 1, 3, 6 a 12 měsíců s nedostatkovými objemy. Pro vyhodnocení bylo vybráno vždy 10 nejextrémnějších situací v 500leté řadě pro každý scénář a generátor. Touto kombinací vznikl dataset 400 událostí a výše uvedenou analýzou bylo vyhodnoceno každé období. Na základě výsledků byly pro každé povodí doporučeny meteorologické indexy.

Úvod

Za posledních třicet let se frekvence výskytu sucha nezměnila, ke změnám však došlo v průběhu sucha, v počtu lidí ovlivněných událostí a v plošném rozsahu. Stále se diskutuje o tom, jakým způsobem se projeví klimatická změna na výskytu sucha. Výsledky z klimatických modelů předpovídají, že klimatická změna povede ke zvýšení výskytu extrémních hydrologických situací. Některé oblasti budou čelit nižší dostupnosti vody, v některých oblastech srážky naopak vzrostou.

Není v lidských silách ovlivnit frekvenci výskytu sucha. Díky vhodnému monitoringu a strategii je však možné minimalizovat škody. Analýza politiky zvládnutí sucha, jak je v současnosti praktikována, ukázala, že při rozhodování během sucha je často používán přístup krizového managementu spíše než příprava komplexních dlouhodobých plánů pro dostatečnou připravenost. Aby bylo možné snížit dopady na socio-ekonomickou sféru, je třeba zvolit metody risk-managementu (řízení rizika), které umožňují předcházet negativním dopadům nepříznivých okolností. Plán pro zvládnutí sucha je právě takovým vhodným nástrojem. Tyto plány však musí být založeny na kvalitních podkladech, jako je podrobná analýza propagace sucha prostřednictvím hydrologického cyklu.

Data

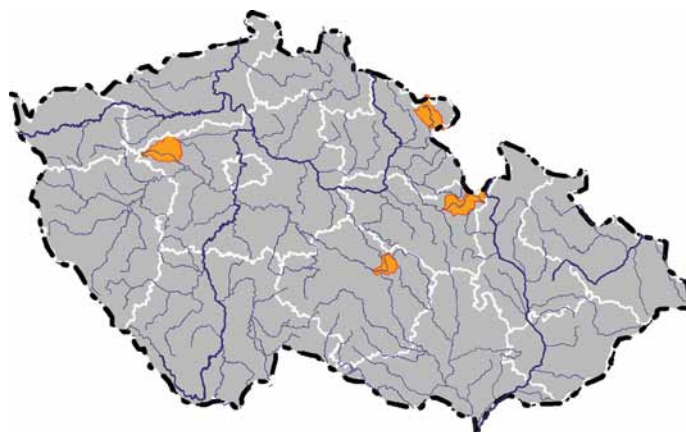
Výběr povodí proběhl podle návrhu metodiky stanovení minimálních zůstatkových průtoků [1]. Metoda vychází z rozdělení ČR podle hydrologické variability do čtyř základních kategorií podle velikosti parametru K99, který je definován poměrem mezi $Q_{99\%}$ (průtok s pravděpodobností překročení 99 %) a Q_a (dlouhodobý průměrný průtok).

Tento poměr vyjadřuje rozkolísanost hydrologického režimu ve sledovaném profilu a byl použit jako hlavní parametr pro rozdělení ČR do jednotlivých kategorií. Pro tento návrh byly dále využity informace o hydrogeologických poměrech a údaje o ročním srážkovém úhrnu. Územní rozdělení bylo provedeno podle povodí, a to do úrovně čtvrtého řádu hydrologického pořadí. Základním parametrem byla hodnota K99, která byla rozdělena do čtyř kategorií (1. kategorie K99 > 0,18, 2. kategorie K99 > 0,15, 3. kategorie K99 0,1–0,15, 4. kategorie K99 < 0,1).

Pro vyhodnocení byla vybrána čtyři povodí, a to tím způsobem, aby byla reprezentována každá kategorie. Vybraná povodí jsou zobrazena na obr. 1 a základní souhrn geomorfologických vlastností je uveden v tabulce 1. Vývoj teploty vzduchu, srážkových úhrnů a průtoků je uveden na obr. 2.

Metody

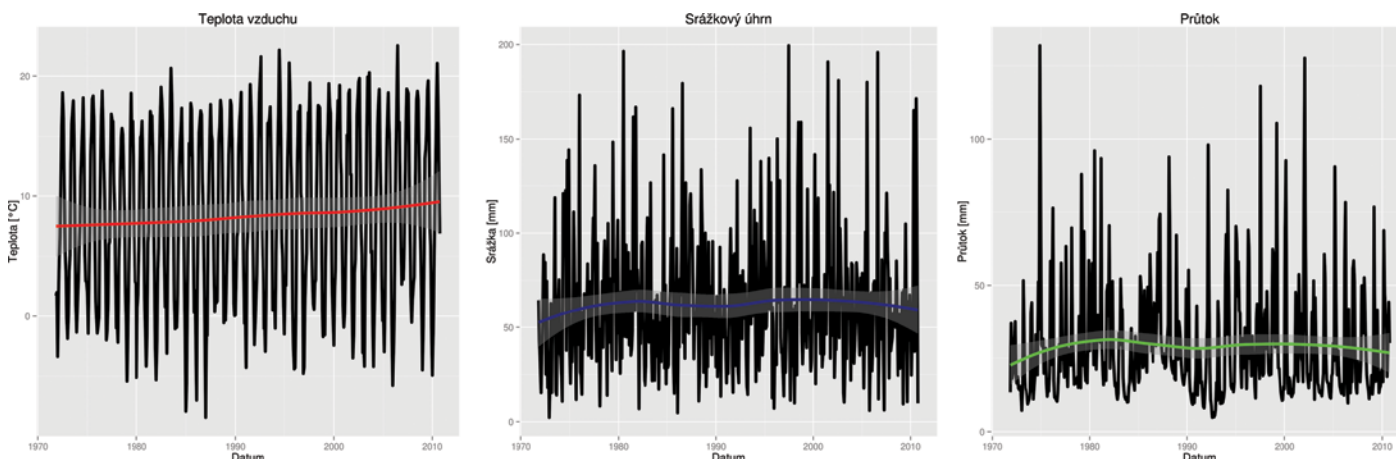
Nejprve jsou popsány syntetické generátory počasí, dále scénáře použité pro modelování hydrologické bilance se stručným popisem použitých hydrologických modelů a principy vyhodnocení sucha.



Obr. 1. Poloha vyhodnocených povodí
Fig. 1. Location of assessed basins

Tabulka 1. Základní vlastnosti modelovaných povodí
Table 1. Basic characteristics of modelled watersheds

DBC	DBCN	Název	Tok	Plocha [km ²]	Teplota [°C]	Srážka [mm]	Odtok [mm]
0180	018000	Hronov	Metuje	247,75	6,35	763	262
0340	034000	Dolní Libchavy	Orlice	303,94	6,79	834	390
1550	155000	Sázava u Žďáru	Sázava	131,88	6,45	755	296
1901	191800	Rakovník	Rakovnický p.	302,19	7,83	520	81



Obr. 2. Vývoj teploty vzduchu, srážkových úhrnů a průtoků pro povodí Metuje za období 1971–2010
Fig. 2. Development of air temperature, precipitation and flow for the Metuje basin for the period 1971–2010

Generátory počasí

Stochastické generátory počasí jsou modely, které replikují statistické atributy lokálních klimatických proměnných, avšak nejsou schopny reprodukovat pozorované sekvence událostí [2, 3]. Existuje mnoho důvodů pro vývoj stochastických generátorů počasí a pro využití syntetických meteorologických dat namísto dat pozorovaných. Prvním z nich je generování dat o libovolné délce, a to z toho důvodu, aby pomocí těchto dat bylo možno posoudit rizika v oblasti vodního hospodářství a zemědělství. Denní data jsou jedním z hlavních vstupů do matematických modelů, ale délka pozorovaných dat je často nedostatečná pro vyhodnocení mimořádných událostí. Navíc pozorovaná data představují pouze jednu realizaci v oblasti klimatu, zatímco generátor počasí může simulovat mnoho realizací, a tedy i širší spektrum možných situací. Druhým důvodem je poskytnutí datových podkladů pro místa, pro která neexistují pozorovaná data, a to pomocí interpolace parametrů meteorologického generátoru. Třetí oblastí, pro kterou se generátory počasí využívají, je studium změn klimatu. Výstupy získané z globálních klimatických modelů (GCM) nelze přímo využít pro danou lokalitu z důvodu jejich velkého měřítka čili malého rozlišení modelů [3]. Podle typu generátoru počasí se dají tato data korigovat a je tak možno revidovat soubor parametrů, které simuloval globální klimatický model [4, 5]. Zde byly zmíněny pouze základní oblasti, avšak generátory je možno využít např. pro gridování meteorologických veličin v prostoru atd.

Modely pro generování stochastických syntetických řad klimatu obvykle operují ve dvou krocích. Prvním krokem je modelování denních srážkových úhrnů a druhým krokem je modelování zbývajících proměnných, v našem případě průměrných denních teplot vzduchu, avšak dalšími typickými veličinami jsou například vlhkost vzduchu, rychlost větru, sluneční záření atd. Aby odrážely sezonní změny, jsou parametry modelu stanoveny většinou pro každý měsíc, a to jak v hodnotách samotných proměnných, tak v jejich křížových korelacích.

V tomto porovnání byly použity čtyři generátory počasí, které mají pracovní názvy CADE, RMAW, LARS a BOOT. Každý z nich pro generování používá jiný algoritmus a kromě generátoru LARS (LARS-WG) byly naprogramovány v prostředí R. Jejich popis je však nad rámec tohoto příspěvku a podrobně jsou popsány v práci [6].

Scénáře použité pro hydrologickou analýzu

Prezentované výsledky vycházejí z velké části ze simulací regionálních klimatických modelů pocházejících z projektu ENSEMBLES v kombinaci se simulací regionálního klimatického modelu ALADIN-CLIMATE/CZ (provedena v ČHMÚ), jež mají srovnatelné horizontální rozlišení a pokrývají podobné časové období. Všechny tyto simulace byly řízeny globálními klimatickými modely s využitím emisního scénáře SRES A1B. Pro věrnější postížení nejistot spojených s modelováním klimatu by bylo vhodné uvažovat i ostatní emisní scénáře. Na druhé straně, nejistota pramenící z modelování budoucího klimatu do jisté míry převyšuje nejistotu svázanou s volbou emisního scénáře. Pro odvození scénářů změny klimatu byla (není-li uvedeno jinak) využita jednoduchá přírůstková metoda [7], jež navazuje na předchozí studie, je jednoduše interpretovatelná a hodnotí dopady změny klimatu v duchu klasické citlivostní analýzy. Výhodou tohoto přístupu je i možnost přímého vztahování výsledků založených na případných budoucích scénářích změn klimatu [8]. Jako referenční období bylo standardně uvažováno období 1961–1990, pro odhady budoucích změn byla použita období 2010–2039, 2040–2069 a 2070–2099. Tyto časové horizonty jsou dále označovány pomocí jejich středů jako 2025, 2055 a 2085.

Modelování hydrologické bilance

BILAN

Jedním z modelů použitých pro modelování hydrologické bilance byl model Bilan, který je vyvíjen více než 15 let v oddělení hydrologie Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka. Model počítá v denním či měsíčním časovém kroku chronologickou hydrologickou bilanci povodí či území. Vyjadřuje základní bilanční vztahy na povrchu povodí, v zóně aerace, do níž je zahrnut i vegetační kryt povodí, a v zóně podzemní vody. Jako ukazatel bilance energie, která hydrologickou bilanci významně ovlivňuje, je použita teplota vzduchu. Výpočtem se modeluje potenciální evapotranspirace, územní výpar, infiltrace do zóny aerace, průsak touto zónou, zásoba vody

ve sněhu, zásoba vody v půdě a zásoba podzemní vody. Odtok je modelován jako součet tří složek: dvě složky přímého odtoku (zahrnující i hypodermický odtok) a základní odtok [9–12].

HYDROMAD

HYDROMAD [13] je koncept, který seskupuje dynamické, konceptuální nebo statistické hydrologické modely. Základním vstupem jsou srážkové úhrny a evapotranspirace. U některých modelů jsou použity další vstupy, například teplota vzduchu, vlhkost atd. Vstupy jsou ve formě časových řad nejčastěji v denním časovém kroku. Tento koncept obsahuje dvě složky – půdní komponentu (SMA – Soil Moisture Accounting) a komponentu jednotkového hydrogramu. SMA modul transformuje srážkový úhrn a teplotu vzduchu na efektivní srážku. Druhý model převede efektivní srážku na odtok 1. Tato struktura je v souladu s RRMT – Rainfall Runoff Modelling Toolbox [13,14]. V konečném výsledku není důležité, aby model měl strukturu popsanou výše (pouze z důvodu širokého spektra pokrytí modelů). Výsledný model může obsahovat pouze jednu komponentu, která nemusí být jednoduchého charakteru, ale může být například kompozitní. V našem případě byl vybrán francouzský model GR4J (Génie Rural à 4 paramètres Journalier) – srážko-odtokový model, který počítá celkový odtok v denním časovém kroku. Model GR4J má čtyři parametry – X_1, X_2, X_3 a X_4 [15].

TUW model

Model HBV (Hydrologiska Byrans Vattenbalansavdelning) je konceptuální hydrologický model, který byl vyvinut Švédským meteorologickým a hydrologickým institutem SMHI. Je standardně používán pro predikci průtoků ve Švédsku a Norsku. Byl také testován v různých geografických podmínkách na povodích ve Švýcarsku [16], kde byl přizpůsoben podle specifických požadavků. Pro výpočet byl použit modifikovaný model TUW-HBV [17]. Struktura TUW-HBV modelu je tvořena čtyřmi základními složkami: povrchová složka (sníh, půda) je celistvá nebo distribuovaná, ostatní podzemní složky jsou stejně jako u modelu Bilan pouze celistvé. Model určuje skupenství srážek podle prahové hodnoty teploty $TR - TS$ [°C]; pokud je teplota pod touto hodnotou, srážkový úhrn se akumuluje ve sněhové pokrývce a v opačném případě jsou srážky v kapalném stavu.

Vyhodnocení sucha

SPI a SPEI

Tento ukazatel byl vyvinut v roce 1993 [18] k monitorování a určení suchých období. Na rozdíl od jiných indexů má několik výhod: ke kalkulaci jsou nutná pouze srážková data, výpočet je relativně snadný (zavádí se jen dva další parametry) a má standardizovaný charakter. Posledně zmíněná věc však může být zároveň nevýhodou. Extrémně suchá období budou klasifikována se stejnou frekvencí jako extrémně vlhká období na různých lokalitách. Proto se doporučuje použít ho jako doplňující informaci k jiným ukazatelům [19]. Jedná se vlastně o transformaci srážkových časových řad na normální rozdělení. Měsíční (nebo jiný časový interval) je aproximován pravděpodobnostním rozdělením (nejčastěji se používá gama rozdělení, ale v některých případech může být vhodnější Poissonovo nebo log-normální). Česká povodí byla aproximována gama rozdělením s obdobným nebo lepším výsledkem než log-normální rozdělení. Poissonovo rozdělení nereflakuje srážkové řady pro česká povodí.

Nedostatkové objemy

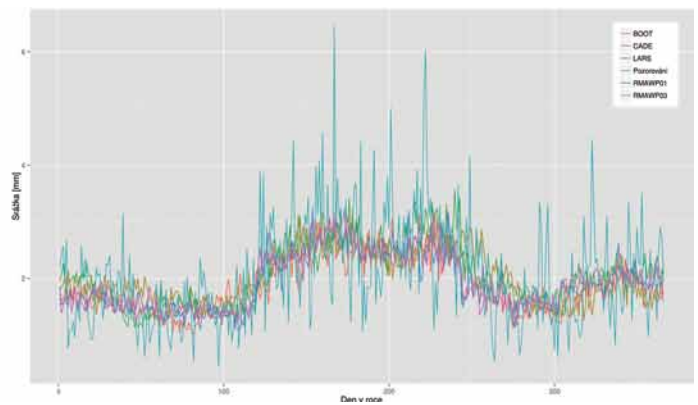
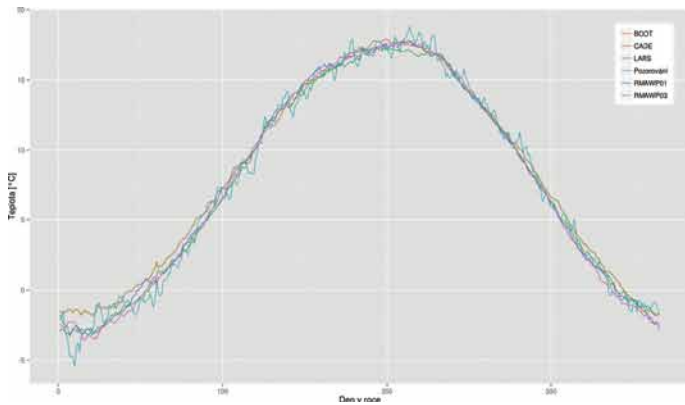
Jedním z hlavních kritérií pro posouzení hydrologického sucha jsou nedostatkové objemy.

Průtok je popsáný časovou funkcí $Z(t)$. Funkce $Z(t)$ je v čase proměnná v požadavku na vodu. Pro časový integrál $< t_p; t_k >$, pro který je splněna podmínka $Z(t) > Q(t)$, definujeme určitý integrál W_i :

$$W_i = \int_{t_p}^{t_k} [Z(t_i) - Q(t_i)] dt.$$

kde: $i = 1, 2, 3, \dots, n, n$ – počet deficitů v řešeném období,
 t_p – čas počátku i -tého deficitu,
 t_k – čas konce i -tého deficitu.

Rovnice definuje parametry náhodné veličiny S_i i -tého sucha. Je to nedostatkový objem W_i a doba trvání nedostatku vody $T_i = t_k - t_p$. Nejčastěji používaným přístupem je volba funkce $Z(t) = \text{konst.}$ V tomto případě jde o metodu ořezání průtokové řady na konstantní



Obr. 3. Průměrné denní teploty vzduchu a průměrné denní srážkové úhrny generované generátory počasí
Fig. 3. The average daily air temperature and mean daily precipitation generated by the weather generator

úroveň průtoku [20]. Důležitým faktorem je úroveň hladiny ořezu (threshold level). Bývají to kvantily průměrného ročního průtoku $Q_{80\%}$, $Q_{90\%}$... a průtoky např. $Q_{330'}$, Q_{355} nebo Q_{364} . V tomto případě jsou jako vstup použity denní průměrné průtoky. Avšak sucho lze posuzovat i v měsíčním časovém kroku. Měsíc je dost dlouhá doba na to, aby se daly postihnout regionální závislosti a specifika [20]. Práce poukazuje na to, že sucho není způsobeno jen deficitem srážek, ale změnou rozdělení v průběhu roku. Měsíční krok také kompenzuje vliv užívání vod (v měsíčním kroku jsou ve vodním hospodářství udávány údaje na užívání vod). Měsíční průtokové řady jsou stejně přesné jako denní, pokud jsou vyhotoveny z původní denní řady.

Koncept propagace sucha

Monitoring sucha s sebou nese mnoho problémů a otázek. Jelikož se sucho vyvíjí postupně, je složité určit, zda sucho nastalo nebo ne, a proto je složité vytvářet prognózy těchto období s daným předstihem měsíců či sezon [21]. Predikci sucha lze rozdělit do dvou kroků v časoprostorovém vývoji [9]:

1. meteorologické sucho, které zahrnuje velké územní celky a je řízené chodem počasí [22] a
2. hydrologické sucho, které na sucho meteorologické navazuje, avšak jeho distribuce je nerovnoměrná.

V posledních letech je věnována velká pozornost propagaci sucha mezi jednotlivými typy, kdy se pro jejich popis používají různé přístupy. Poznání křížových vazeb mezi jednotlivými typy je stále limitováno z těchto důvodů:

1. časové zpoždění mezi suchem meteorologickým a hydrologickým je dáno komplexností celého hydrologického systému (zásobou vody v půdě a v podzemních vodách), odezva systému není konstantní,
2. ne z každého meteorologického sucha se vyvine sucho hydrologické, naopak hydrologické sucho může vzniknout z řady předcházejících poněkud menších meteorologických such [23],
3. Peters [24] navrhl deterministický přístup, který však nevedl k uspokojivým výsledkům [25].

Výsledky v této práci využívají přístup, který je modifikací statistického přístupu [25] a je založen na principu, že každé hydrologické sucho bylo vyvoláno nějakým suchem meteorologickým v určité časové vzdálenosti.

Výsledky

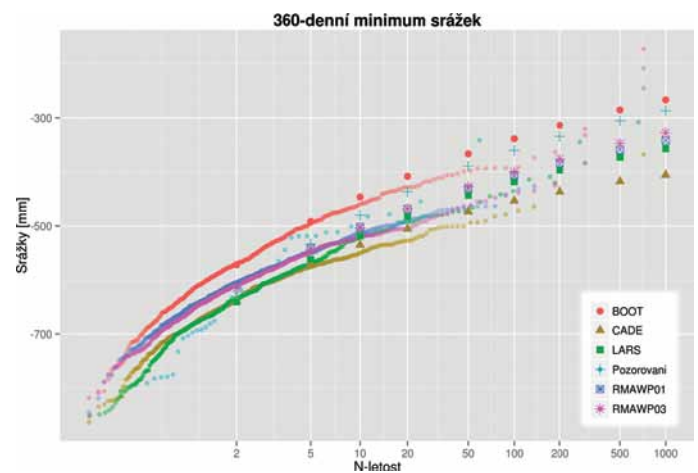
Pro grafickou prezentaci jednotlivých výsledků bylo vybráno povodí Metuje.

Vyhodnocení generátorů počasí pro současné podmínky

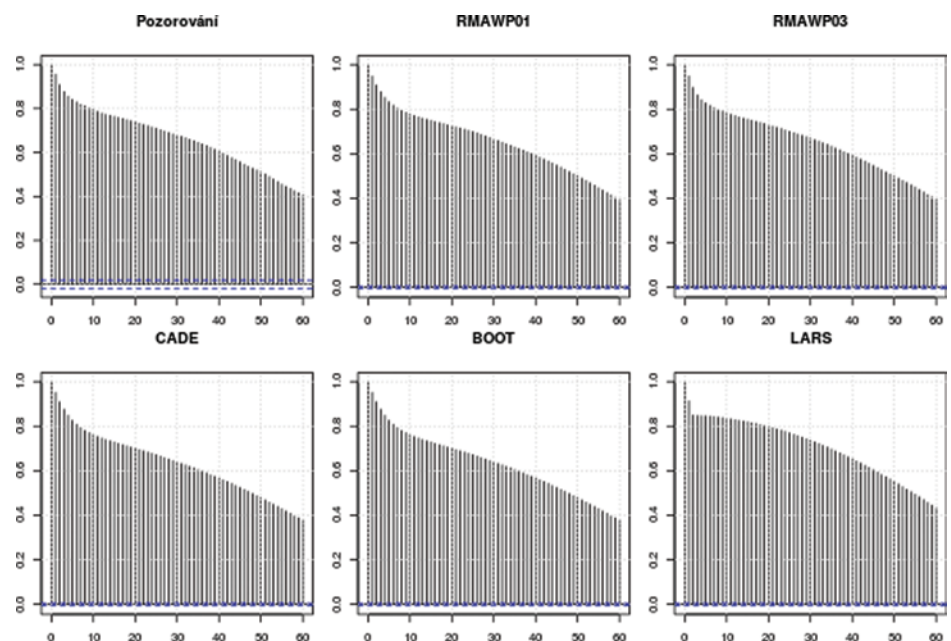
Pomocí generátorů byly vyhotoveny 500leté denní řady teplot vzduchu a srážkových úhrnů. Tyto řady následně vstupovaly do modelování hydrologické bilance, která

byla dále vyhodnocena pomocí metody nedostatkových objemů a jednotlivých indexů sucha. Na obr. 3a a 3b jsou uvedeny roční chody teplot vzduchu a srážkových úhrnů. Rozkolísanost pozorování je dána délkou řady (30 let versus 500 let).

Obecně lze říci, že generované průměry jsou v toleranci pro všechna povodí. Pro další vyhodnocení byly vypočítány pro každé



Obr. 4. N-letá minima 360denních sum srážkových úhrnů
Fig. 4. N-year occurrence of precipitation minima 360-day sums



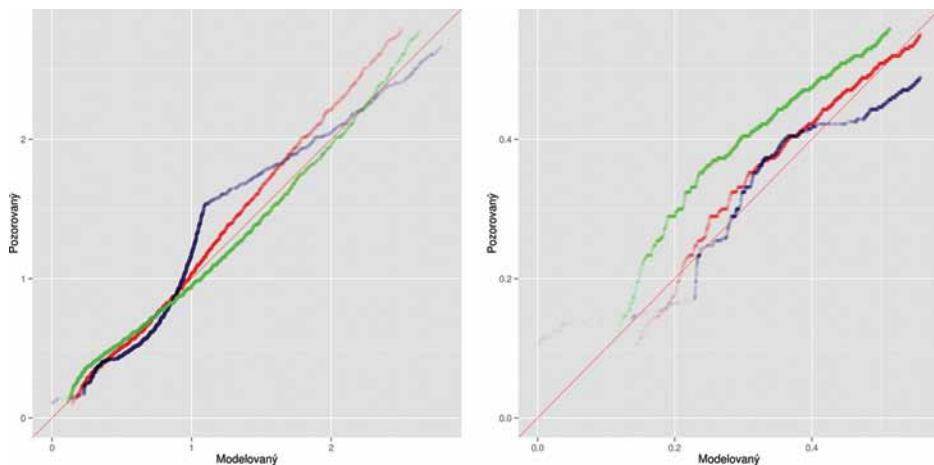
Obr. 5. Autokorelace pro teploty vzduchu
Fig. 5. Autocorrelation for air temperature

generátor a pozorování hodnoty směrodatné odchylky, variace a koeficient variace pro m-denní sumy srážkových úhrnů. Sumy byly napočítány pro 1, 2, 3, 5, 10, 20, 30, 45, 60, 90, 180 a 360 dní. Na obr. 4 jsou zobrazena N-letá minima 360denních sum srážkových úhrnů.

Pro teploty vzduchu a srážkové úhrny byla také provedena autokorelační analýza. U srážkových úhrnů byla provedena pro následujících deset dní a nejlepších výsledků dosáhly generátory RMAW a BOOT, také LARS-WG dosahuje obdobných výsledků, jaké jsou v původní pozorované řadě. Nejhorší dopadl generátor CADE, kde je možno sledovat téměř nulovou závislost srážkové události na předchozích dnech. Pro teploty vzduchu dopadla ACF velmi dobře, pouze generátor LARS-WG se trochu liší, avšak tento rozdíl není významný. V tomto případě se sledovalo následujících 60 dní (obr. 5).

Vyhodnocení hydrologie

Pro následné modelování dopadů klimatických změn na hydrologický režim je nezbytné hydrologické modely porovnat a validovat. Porovnání byla provedena pro všechna čtyři povodí, která mají různý hydrologický režim, a pro dostupná pozorovaná data (jedná se především o dostupnost průtokových dat). Dále je porovnání důležité z toho důvodu, že jednotlivé modely mají různou strukturu a složitost. Pro některá povodí byla provedena separace základního odtoku, kde byly získané hodnoty použity pro kalibraci modelu Bilan. Pro porovnání byla použita tato kritéria: NS (koeficient determinace), MSE (mean square error), koeficient korelace, roční průměr modelovaného a pozorovaného odtoku, měsíční průměry, minima a maxima modelovaného a pozorovaného odtoku. QQ graf modelovaných a pozorovaných odtoků je na obr. 6.



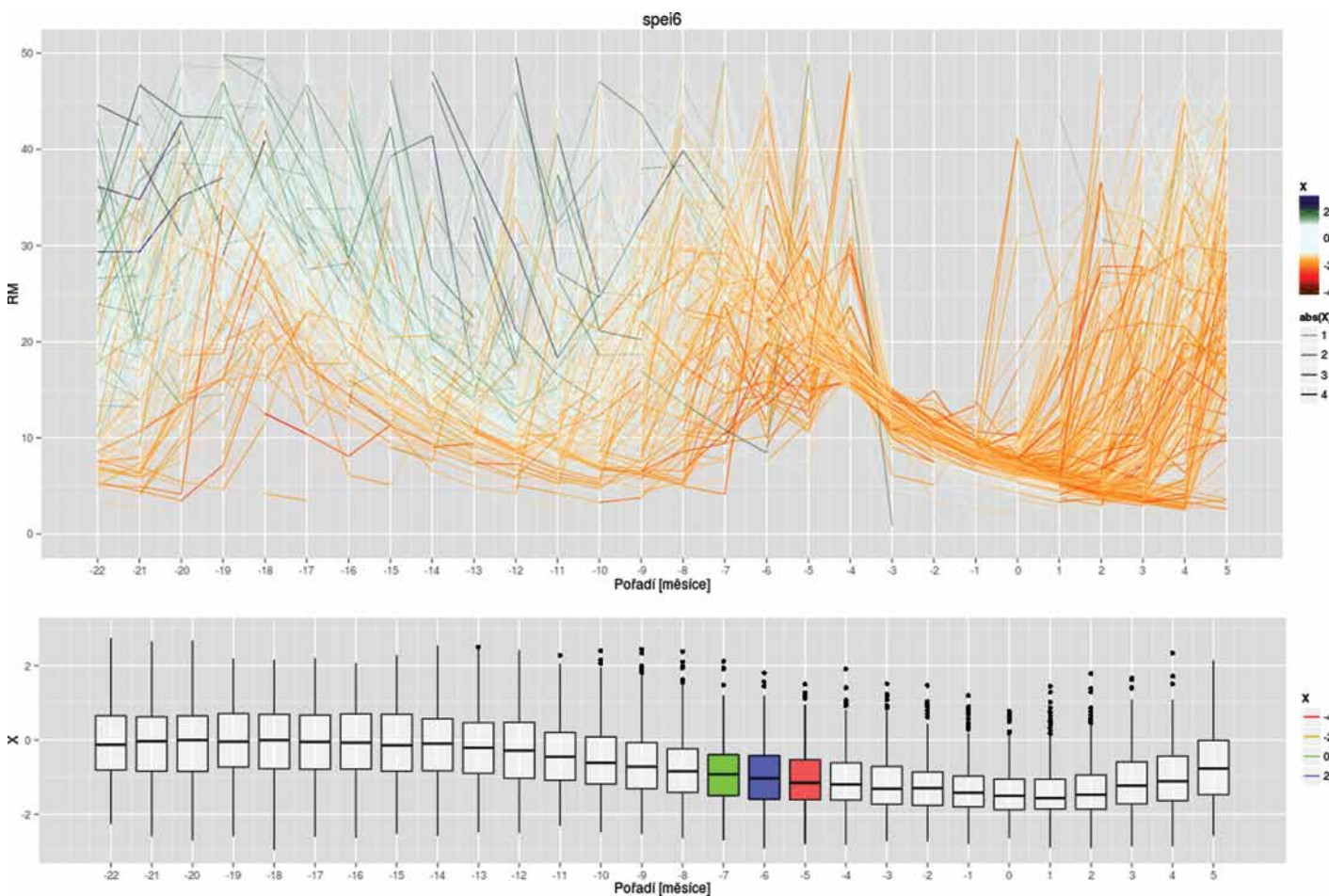
Obr. 6. QQ graf modelovaných (zeleně – TUW-HBV, modře – GR4J, červeně – Bilan) a pozorovaných odtoků (vlevo – celé modelované období, vpravo – detail na nízké odtoky)

Fig. 6. QQ plot modelled (green – TUW-HBV, GR4J – blue, red – Bilan) and observed runoff (left – modelled throughout the season, right – detail on low flows)

Vyhodnocení sucha

Pro vyhodnocení bylo vybráno řádově 400 hydrologických událostí nedostatku vody, které byly seřazeny tak, že končily ve stejný okamžik. Samozřejmě každá událost má jinou délku a jiný celkový objem nedostatku, nicméně vzhledem k tomu, že bylo vybráno pouze deset událostí pro každý scénář z 500leté řady (jedná se o extrémní situace v daném povodí) jejich charakteristiky se spíše liší podle období, kdy k této události došlo. Z velké většiny se jedná o události, které nastaly v letním a podzimním období (byl použit konstantní threshold).

Na obr. 7 je ukázka, jak výsledky tohoto typu chápat. Obrázek je složen ze dvou grafů; v horním grafu jsou zobrazeny odtoky



Obr. 7. Propagace sucha – rok: 1975, index: SPEI 6 měsíců, model: Bilan, povodí: Metuje

Fig. 7. Propagation of drought – year: 1975, index: SPEI 6 months, model: Bilan, basin: Metuje

pro jednotlivé události. Na ose x jsou orientační hodnoty měsíce dané události (plusové hodnoty jsou po události a minusové před událostí), na ose y poté odtok, který je obarven v daném měsíci hodnotou zvoleného meteorologického indexu. Hodnota indexu se pohybuje v intervalu <-4; 4>. Spodní hranice s modrou barvou je období nadměrného dostatku vody, normální stav má barvu bílou a není v grafu moc zřetelný, protože nás především zajímají hodnoty indexu pod touto hranicí. Na spodním grafu typu boxplot jsou hodnoty indexů v jednotlivých měsících. Některé z nich jsou obarveny, což udává nejvyšší korelaci indexu k odtokům (v maximu události – červená, měsíc před maximem – modrá, dva měsíce před maximem – zelená).

Cílem bylo určit vhodný index pro každé povodí, který by nás v dostatečném předstihu upozornil na situaci, jež může nastat v podobě nedostatku vody. Myšleno je tím, že by mohla být přijata určitá opatření nebo byl stanoven například stav „bdělosti“, který by případnou situaci částečně řešil několik měsíců předem, i když odtokové hodnoty by tomu v té době nenapovídaly. Na obr. 7 je uvedena varianta vybraného indexu SPEI 6 měsíců pro povodí Metuje. Na grafech lze vidět, jak událostem předcházelo meteorologické sucho kvantifikované zvoleným indexem a již před událostí tento index nabíral záporných hodnot (graf typu boxplot), avšak nijak extrémních. Také nejvyšší korelace indexu s odtokem se často nachází před danou epizodou.

Z důvodu nepřehlednosti korelací mezi odtokem a indexy v jednotlivých měsících epizody byly vytvořeny korelační matice indexů SPI a SPEI (1, 3, 6, a 12 měsíců) a odtoků. Příklad těchto matic je na obr. 8. Nás především zajímají korelace před danou událostí nebo korelace indexu před událostí s odtokem dané události. V tomto případě je určitá shoda především u indexu SPEI 6. Na základě provedených analýz byly vybrány indexy meteorologické-

ho sucha, které nejlépe reprezentují jednotlivá povodí. Doporučené indexy (spolu s doplňkovým indexem) jsou uvedeny v tabulce 2.

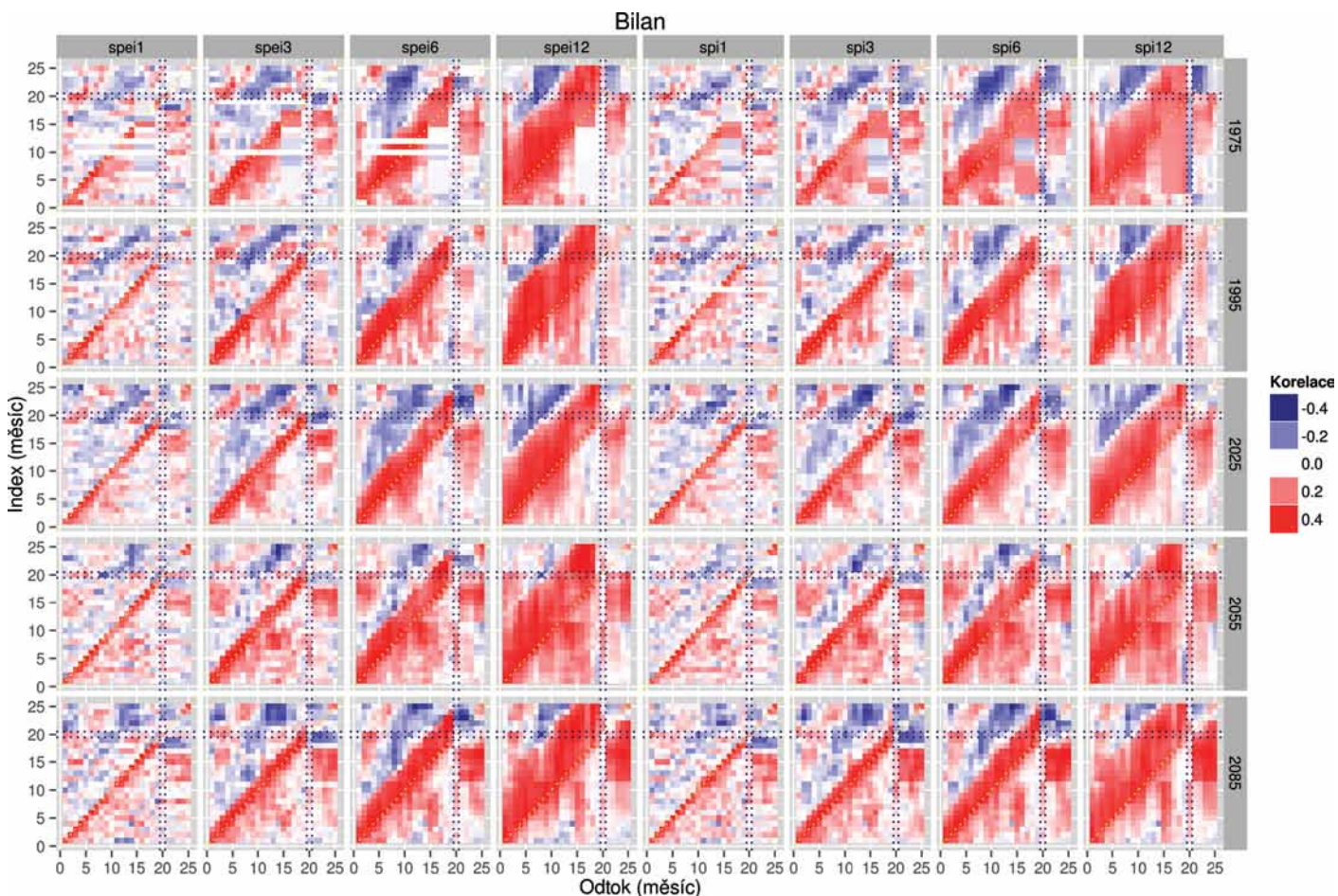
Závěr

Modelování hydrologických veličin zahrnuje řadu přístupů. V kombinaci s modelováním výhledových období pomocí simulací regionálních klimatických modelů je potřeba eliminovat velké množství počátečních nejistot. Důležitá je závěrečná interpretace získaných výsledků, do kterých je nutno zahrnout vzniklé nejistoty. V určitých kombinacích lze totiž dosáhnout výsledků, které nejsou věrohodné, a tento fakt je potřeba okomentovat. Na druhou stranu může existovat tenká linie mezi reálným a nereálným výsledkem, a to především pokud se modelují extrémní události s dlouhými intervaly opakování.

Vyhodnocení propagace sucha v České republice pro současné a výhledové podmínky s sebou nese spoustu otázek. Avšak na základě získaných výsledků můžeme konstatovat, že v našich podmínkách lze očekávat nárůst událostí, kdy se může projevit nedostatek vody pro výhledová období, která reprezentují výstupy z regionálních klimatických modelů a emisního scénáře SRES A1B. Dále je možno říci, že je složité predikovat hydrologické sucho na základě hodnoty meteorologického indexu, avšak pro dílčí povodí je možno většinou nalézt index, který povodí reprezentuje. Na základě hodnoty indexu lze poté přijmout určitá opatření, která by danou situaci eliminovala. Je velmi důležité tento index specifikovat a můžeme konstatovat, že pro Českou republiku neexistuje zřejmě pouze jeden index, který by umožnil predikovat hydrologické sucho.

Tabulka 2. Vybrané indexy pro jednotlivá povodí
Table 2. Selected indices for each catchment

DBC	DBCN	Název	Tok	Index I	Index II	Kategorie
0180	018000	Hronov	Metuje	SPEI 6	SPI 3	1
0340	034000	Dolní Libchavy	Orlice	SPEI 3	SPI 3	2
1550	155000	Sázava u Žďáru	Sázava	SPEI 6	SPI 6	3
1901	191800	Rakovník	Rakovnický p.	-	SPI 12	4



Obr. 8. Korelační matice
Fig. 8. Correlation matrix

Poděkování

Článek vznikl na základě výzkumu prováděného v rámci projektu TA01020508 Udržitelné využívání vodních zdrojů v podmínkách klimatických změn, který je financován Technologickou agenturou České republiky.

Literatura

- [1] Mrkvičková, M. a Balvín, P. (2013) Stanovení minimálního zůstatkového průtoku pro nakládání, která nemění celkový hydrologický režim dotčeného vodního toku. Praha: VÚV TGM.
- [2] Wilks, D.S. and Wilby, R.L. (1999) The weather generation game: a review of stochastic weather models. *Progress in Physical Geography*, 23(3), 329–357, doi:10.1177/030913339902300302.
- [3] Wilby, R.L., Charles, S.P., Zorita, E., et al. (2004) Guidelines for Use of Climate Scenarios Developed from Statistical Downscaling Methods. Technická zpráva.
- [4] Wilks, D.S. (1992) Adapting stochastic weather generation algorithms for climate change studies. *Climatic Change*, 22, 67–84.
- [5] Semenov, M.A. and Barrow, E.M. (1997) Use of a stochastic weather generator in the development of climate change scenarios. *Climatic Change*, 35(4), 397–414, doi:10.1023/a:1005342632279.
- [6] Vizina, A. (2014) Analýza propagace sucha v České republice. Disertační práce. Česká zemědělská univerzita v Praze, 2014.
- [7] Hanel, M. a Vizina, A. (2010) Hydrologické modelování dopadů změn klimatu v denním kroku: korekce systematických chyb a přírůstková metoda. *VTEI*, 52(mimoř. č. II), 17–21, příloha *Vodního hospodářství* 2010(11).
- [8] Prudhomme, C., Wilby, R.L., Crooks, S., Kay, A.L., and Reynard, N.S. (2010) Scenario-neutral approach to climate change impact studies: Application to flood risk. *Journal of Hydrology*, 390, 198–209.
- [9] Tallaksen, L.M. and van Lanen, H.A.J. (2004) *Hydrological Drought. Processes and Estimation Methods for Streamflow and Groundwater*. Amsterdam: Elsevier.
- [10] Horáček, S., Rakovec, O., Kašpárek, L. a Vizina, A. (2009) Vývoj modelu hydrologické bilance BILAN. *VTEI*, 51(mimoř. č. I), 2–5, příloha *Vodního hospodářství* 2009(11).
- [11] Vizina, A. a Hanel, M. (2010) Posouzení sucha pomocí syntetických řad v podmínkách ovlivněných změnou klimatu. *VTEI*, 52(2), 9–12, příloha *Vodního hospodářství* 2010(11).
- [12] Vizina, A. a Hanel, M. (2011) Eliminace ovlivnění průtoku pomocí propojeného modelu hydrologické a vodohospodářské bilance. *VTEI*, 53(3), 20–22, příloha *Vodního hospodářství* 2010(11).
- [13] Andrews, F., Croke, B., and Jakeman, A. (2011) An open software environment for hydrological model assessment and development. *Environmental Modelling Software*, 26(10), 1171–1185, doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.04.006.
- [14] Wagener, T., Boyle, D.P., Lees, M.J., et al. (1999) A framework for development and application of hydrological models. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5(1), 13–26.
- [15] Perrin, C., Michel, C., and Andréassian, V. (2003) Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology*, 279(1), 275–289.
- [16] Seibert, J. (1997) Estimation of parameter uncertainty in the HBV model. *Nordic Hydrology*, 28(4), 247–262.
- [17] Parajka, J., Merz, R., and Bloeschl, G. (2007) Uncertainty and multiple objective calibration in regional water balance modelling: case study in 320 Austrian catchments. *Hydrological processes*, 21(4), 435–466, doi:10.1002/hyp.6253.
- [18] Mckee, T.B., Doesken, N.J., and Kleist, J. (1993) The relationship of drought frequency and duration to time scales. *8th Conference on Applied Climatology*, 179–184.
- [19] Lloyd, H.B. and Saunders, M.A. (2002) A drought climatology for Europe. *International Journal of Climatology*, 22.
- [20] Bonacci, O. (1993) Hydrological identification of drought. *Hydrological Processes*, 7, 249–262.
- [21] van den Hurk, B. and Jacob, D. (2009) The art of predicting climate variability and change. *Climate change adaptation in the water sector*, 9–21.

- [22] Fleig, A.K., Tallaksen, L.M., Hisdal, H., and Hannah, D.M. (2011) Regional hydrological drought in north-western Europe: linking a new Regional Drought Area Index with weather types. *Hydrological Processes*, 25(7), 1163–1179.
- [23] van Lanen, H.A. and Tallaksen, L.M. (2008) Drought in Europe. *Proceedings of water down under 2008*, 98.
- [24] Peters, E. (2003) *Propagation of drought through groundwater systems: illustrated in the Pang (UK) and Upper-Guadiana (ES) catchments*. Wageningen Universiteit.
- [25] Wong, G., Van Lanen, H., and Torfs, P. (2013) Probabilistic analysis of hydrological drought characteristics using meteorological drought. *Hydrological Sciences Journal*, 58(2), 253–270.

Ing. Adam Vizina, Ph.D.^{1,2}, Ing. Martin Hanel, Ph.D.^{1,2},
Ing. Eva Melišová²

¹ VÚV T.G.M., v.v.i., Praha

² Fakulta životního prostředí,
Česká zemědělská univerzita v Praze

e-mail: adam_vizina@vuv.cz

Príspevek prešiel lektorským řízením.

Analysis of drought propagation by resampling data with weather generators (Vizina, A.; Hanel, M.; Melišová, E.)

Key words

drought – hydrology – weather generators – climate change – GEV

Extreme hydrological events that have taken place at the end of the 20th and beginning of the 21st century are represented by large scale floods or flash floods and long lasting periods of drought. For this reason, modelling of impact of climate change on hydrological regime is very actual. Impacts of droughts can be partially attenuated, however it is necessary to better understand its process. There are still lots of obstacles in drought research. Since there is no single definition of drought, there is currently no possibility to determine a single indicator or method of drought evaluation. Methods for drought evaluation are always based on the used definitions and conditions in the locality.

This article deals with the modelling of the hydrological balance, weather generators, quantification and analysis of drought for current and future periods. The aim of this study is to determine the relevant meteorological index for prediction of hydrological drought in the watershed.

The first part of the article is focused on developing of weather generators and generating synthetic 500-year time series with 4 generators for current and future periods. Each generator has a different computing structure. The river basins of the Metuje, Orlice, Sázava and Rakovnický potok were chosen as the catchment area of interest. The outputs of the generators were used as inputs into three hydrological models – Bilan, GR4J and TUW-HBV. On the results of the hydrological modelling deficit volumes and various indices of meteorological and agronomic drought were quantified. These results were used to analyse drought propagation, which is based on correlation analysis between the meteorological indices SPI and SPEI for 1, 3, 6 and 12 months with deficit volumes. For the evaluation were always selected 10 of the most extreme episodes in the 500-year time series for each scenario and generator. With this combination a dataset of 400 events for each period was created and then evaluated by the correlation analysis. Based on the results meteorological indices for each basin were recommended.

MOŽNOSTI INTENZIFIKACE BIOLOGICKÝCH NÁDRŽÍ URČENÝCH K ČIŠTĚNÍ A DOČIŠŤOVÁNÍ ODPADNÍCH VOD

Eva Mlejnská, Miloš Rozkošný

Klíčová slova

biologická nádrž – čištění – dočišťování – intenzifikace – odpadní voda – účinnost čištění

Souhrn

V České republice jsou biologické nádrže poměrně často využívány technologií čištění odpadních vod z malých obcí. Kromě vlastního čištění slouží na mnoha místech i k jejich dočišťování, popř. akumulaci. Využívají se jednostupňově i vícestupňově biologické nádrže s mechanickým předčištěním, i bez tohoto předčištění. Mezi výhody jejich použití se řadí nízké konstrukční a provozní náklady v porovnání s konvenčními systémy čištění odpadních vod a také skutečnost, že snesou velké výkyvy v zatížení a dokáží si poradit i s výrazně naředěnými odpadními vodami. S ohledem na skutečnost, že se jedná o extenzivní způsob čištění odpadních vod, je třeba počítat i s problémy a omezeními, které mohou negativně ovlivňovat jejich životnost a především účinnost čištění.

Hlavním cílem příspěvku je shrnout funkci mechanického předčištění, vlastních biologických nádrží včetně nedostatků a omezení a především možnosti jejich intenzifikace.

Úvod

Jednoduché biologické nádrže i jejich soustavy nacházejí uplatnění zejména při čištění splaškových odpadních vod z malých obcí. Značný význam mají také při dočišťování odpadních vod. V České republice jsou různé typy biologických nádrží využívány již více jak 60 let. Na rozsáhlém výzkumu se podílela celá řada expertů a vznikla celá řada publikací (Effenberger a Duroň, 1989; Šálek aj., 1990; Šálek a Tlapák, 2006 a mnoho dalších).

Z hlediska využití lze biologické nádrže rozdělit do čtyř základních skupin: (I) anaerobní průtočné nebo akumulární biologické nádrže, (II) nízko a vysokozatěžované aerobní biologické nádrže (neprovzdušňované, provzdušňované v zimě, provzdušňované celoročně), (III) dočišťovací biologické nádrže a (IV) nádrže s akvakulturami, mezi které patří nádržní a žlabové akvakultury, dále potom kombinace akvakultur s vegetací a bioeliminátory (Mlejnská aj., 2009).

Při vhodném uspořádání a dostatečném dimenzování mohou tlumit i srážkové odtoky a částečně čistit srážkové vody z obcí. K nejvýraznějším kladům biologických nádrží patří schopnost poradit si s výrazně zředěnými odpadními vodami a s nerovnoměrným hydraulickým i látkovým zatížením. Mezi nevýhody patří především potřeba plochy cca 9 až 11 m² na 1 EO a také závislost účinnosti čištění na klimatických podmínkách.

I když jsou biologické nádrže schopny fungovat bez mechanického předčištění, z praktických důvodů je vhodnější jeho zařazení, protože absence mechanického předčištění přispívá k rychlejšímu zanášení nádrží a tím ke zhoršování kvality vody na odtoku. Příspěvek shrnuje vhodné mechanické předčištění, dále se věnuje vlastní funkci biologických nádrží a uvádí z literatury zjištěné možnosti intenzifikací biologických nádrží.

Mechanické předčištění

Jak již bylo zmíněno v úvodu, mělo by být před extenzivní čistírny zařazeno vhodné mechanické předčištění přítékajících odpadních vod, a to i vzhledem k tomu, že biologické nádrže jsou principiálně schopny přijímat i vody nepředčištěné. V případě chybějícího mechanického předčištění totiž dochází k jejich rychlejšímu zanášení hrubými plaveninami a nádrže tak mohou být dlouhodobě látkově přetěžovány. To má za následek zhoršování kvality vody na odtoku.

Standardní mechanické předčištění se u extenzivních čistíren nejčastěji skládá z hrubých ručně stíraných česlí, ručně vyklízeného lapáku písku, který je zvláště důležitý v případě jednotné kanalizace, a vhodné usazovací nádrže. Pro malá zařízení do 50 EO se nejčastěji používá septik, pro větší pak šterbinová nebo jiná vhodná usazovací nádrž s odděleným kalovým prostorem. V místech, kde mohou nastat problémy s tuky a oleji, bývá před česle ještě zařazen lapák tuků. Základní návrhové parametry pro objekty mechanického předčištění odpadních vod jsou uvedeny v ČSN 75 6401 a ČSN 75 6402.

Česle jsou tvořeny řadou ocelových prutů (česlic) kruhového, obdélníkového nebo lichoběžníkového profilu. Jsou zasazeny do rámu umístěného v přítokovém žlabu obvykle pod úhlem 45°. Podle vzdálenosti mezi česlicemi se rozdělují na česle hrubé (vzdálenost mezi česlicemi je větší než 60 mm) a jemné (vzdálenost mezi česlicemi je menší než 40 mm). Jedním z důležitých návrhových parametrů je rychlost proudění vody v přítokovém žlabu, která by se měla pohybovat v rozmezí od 0,3 m.s⁻¹ do 0,9 m.s⁻¹. Pod touto hranicí dochází k sedimentaci písku, nad touto hranicí naopak může docházet ke strhávání zachyceného materiálu. Špatnou instalaci česlí znázorňuje obr. 1. Při takto instalovaných česlích docházelo ke strhávání značného množství nerozpuštěných látek do lapáku písku a do šterbinové usazovací nádrže. Stejně česle, již správně nainstalované, znázorňuje obr. 2.

V lapácích písku dochází k odstraňování písku, drobného šterku a dalších látek podobného charakteru s velikostí zrn nad 0,2 mm. Písek a šterk je třeba odstranit s proudem odpadní vody proto, aby nesedimentoval a nehromadil se v usazovací nádrži. Principem odstraňování těchto látek je snížení průtočné rychlosti ve žlabu,



Obr. 1. Nesprávná instalace česlí
Fig. 1. Incorrect installation of screen bars



Obr. 2. Správná instalace česlí
Fig. 2. Correct installation of screen bars

v důsledku kterého dochází k sedimentaci i těchto částic. Průtočná rychlost by se měla pohybovat v rozmezí od 0,15 m.s⁻¹ do 0,45 m.s⁻¹, aby docházelo pouze k usazování minerálních látek bez organických příměsí, v opačném případě by docházelo k zahňování usazeného materiálu.

Usazovací nádrže slouží k odstraňování suspendovaných částic, které jsou za normálních podmínek schopny sedimentovat. Podle směru proudění odpadní vody se rozdělují na horizontální, radiální a vertikální. Jak již bylo zmíněno výše, pro malá zařízení se nejčastěji využívá septik, který je nejjednodušším čistírenským zařízením. V podstatě představuje usazovací nádrž na odpadní vodu s přepadem, obvykle členěnou na několik komor (nejčastěji tři). Může být obdélníkové nebo kruhového půdorysu. Výhodou jsou nízké provozní náklady, nulová spotřeba elektrické energie, provozní nenáročnost a stavební jednoduchost. Nevýhodou je nízká účinnost čištění, vysoké pořizovací náklady a omezená životnost (cca 15 let).

Štěrbínová (emšerská) nádrž představuje hluboko založenou podélně protékanou usazovací nádrž s odděleným kalovým prostorem. V horní části probíhá usazování, kal propadá štěrbinou do níže položeného objemného kalového prostoru, ve kterém dochází k jeho zahuštění a anaerobní stabilizaci. Mezidno je tvořeno šikmými stěnami s minimálním sklonem 1,4 : 1, aby se usazené látky posouvaly dolů ke štěrbině a padaly do odděleného kalového prostoru. Ze štěrbinové nádrže musí být pravidelně odčerpáván nahromaděný kal, aby byla zajištěna stabilní účinnost čištění.

Vhodnost použití mechanického předčištění pro extenzivní čistírny odpadních vod (kořenové filtry, biologické nádrže) shrnuje celá řada publikací, jako např. Šálek a Tlapák (2006), Mlejnská aj. (2009), Rozkošný aj. (2010) a Šálek aj. (2012).

Z průzkumů realizovaných čistíren, které autoři uvádějí, se potvrdilo, že vhodnými objekty mechanického předčištění jsou vícekomorové biologické septiky, a to pro menší zdroje do cca 100 EO, a usazovací nádrže s dostatečně dimenzovaným usazovacím prostorem, rovnoměrným prouděním, normými stěnami a dalším vstrojením, které umožňuje efektivní separaci nerozpuštěných látek a brání úniku plovoucích nečistot a případných koláčů zbytnělého kalu do objektů biologického čištění (do filtrů a nádrží). Jako nevhodné se ukázaly jednokomorové velkoobjemové septiky. Méně vhodné jsou i usazovací nádrže s bočními vyhnívacími komorami, a to z důvodu problematického odkalování. Vhodným objektem jsou štěrbinové nádrže, jelikož podle šetření autorů dochází v kalovém prostoru k anaerobní stabilizaci kalu, což by mělo zaručit splnění požadavků na jeho aplikaci v zemědělství. Nicméně u mnoha nádrží byla zjištěna poměrně nízká účinnost čištění i pro nerozpuštěné látky a organické znečištění (ukazatele BSK, CHSK). Hlavním důvodem se jeví nevhodný návrh (dimenzování, normé stěny) a údržba horního prostoru včetně čištění štěrbin.

Funkce biologických nádrží

Biologické nádrže mohou být pravidelného (obdélníkového, čtvercového, lichoběžníkového) nebo nepravidelného tvaru. Nátok a odtok se většinou využívá jednoduchý, nejlépe diagonálně umístěný. Dno bývá zaizolováno jílovým těsněním, fóliemi z plastů nebo umělého kolmatací, aby nedocházelo k pronikání odpadních vod do podloží. Při výšce zeminy 0,3 metru musí být součinitel propustnosti menší než 10⁻⁸ m.s⁻¹, u dočišťovacích nádrží menší než 10⁻⁷ m.s⁻¹. Pokud se vodotěsnost zajišťuje zhutňováním zeminy, musí být předběžnými zkouškami stanoveny optimální podmínky zhutňování. Pokud se vodotěsnost zajišťuje syntetickou fólií, musí být fólie neprůhledná, odolná proti oděru a UV záření, fólie musí mít tloušťku nejméně 3 mm. V případech, kdy se vodotěsnost zajišťuje pomocí jílu, musí být tloušťka vrstvy nejméně 0,3 metru. Návodní svahy se zpevňují uměle (dlaždice, beton), nebo přírodními způsoby (mokřadní rostliny), aby byly ochráněny před půdní erozí. Dno bývá navrhováno ve sklonu 0,5 až 1 %. Teoretická doba zdržení pro čištění odpadních vod by v biologických nádržích měla být alespoň 5 dní, nejlépe 8 až 12 dní. Každá nádrž by měla být vybavena obtokem. Při čištění odpadních vod v biologických nádržích se uplatňují procesy mechanické, chemické i biologické, jako sedimentace, adsorpce, oxidace, redukce, srážení, bakteriální a rostlinný metabolismus apod.

Čištěním odpadních vod v biologických nádržích včetně navrhování se zabývá ČSN EN 12255-5. Při návrhu biologických nádrží musí

být vzata v úvahu kritéria, jako jsou klimatické podmínky, minimální hloubka vody 1 metr k zajištění sedimentace nerozpuštěných látek (týká se zejména usazovacích lagun a anaerobních biologických nádrží), četnost a způsob odběru nahromaděného nového sedimentu, druh provzdušňovacího zařízení, počet a velikost jednotlivých provzdušňovacích jednotek s přihlédnutím k hloubce vody a k ochraně dna před erozí, minimalizace zkratového proudění volbou vhodného tvaru nádrže, návrhem a uspořádáním vtoku a výtoku a v neposlední řadě ovlivňování přítokem dešťových vod.

Účinnost čištění v biologických nádržích vedle návrhových parametrů (počet nádrží, velikost nádrží, tvar nádrží, provzdušňování, doba zdržení, hydraulické a látkové zatížení atd.) do značné míry ovlivňují i vnější činitele, jako je vliv fytoplanktonu, vliv denní a sezonní dynamiky anebo vliv stárnutí systému. Těmto jednotlivým vlivům se dále budeme podrobněji věnovat.

Abyste byla zachována stabilní účinnost čištění, je důležité předcházet zkratovému proudění uvnitř nádrže. Vznik zkratového proudění může být u hlubokých nádrží ovlivněn nejen jejich nevhodným návrhem, ale i klimatickými poměry, přesněji teplotou. Vlivem teplotní stratifikace, která je definována jako období s teplotním gradientem větším než 0,6 °C.m⁻¹ (Badrot-Nico aj., 2009), může dojít ke snížení aktivního objemu nádrže ze 70 % v zimním období až na pouhých 22 % v období letním (Torres aj., 1997). K teplotní stratifikaci dochází ve větší míře od března do srpna (Abis a Mara, 2006).

Řasy (fytoplankton) v přírodě přispívají významnou měrou k procesu samočištění vody, jejich schopnost odstraňovat nutrienty je využívána právě při čištění v biologických nádržích. Jako zdroj uhlíku při fotosyntéze je využíván oxid uhličitý, který produkují bakterie při dýchání. Bakterie naopak využívají kyslík vznikající při fotosyntéze řas (Schumacher a Sekoulov, 2003). Fotosyntéza je silně ovlivněna dostupností světla pod vodou (Weatherell aj., 2003), proto rozvoj řas podléhá sezonnímu kolísání. Z hlediska množství fytoplanktonu jsou biologické nádrže velmi citlivé, protože při jejich nedostatečné populaci chybí kyslík, naopak přespříliš bující fytoplankton žijící ve vzduchu tvoří tzv. sekundární znečištění, které přispívá ke zhoršování kvality vody na odtoku.

Účinnost odstraňování dusíku rovněž podléhá sezonnímu kolísání, protože mikrobiální procesy přeměn jednotlivých forem dusíku (zejména amonifikace a nitrifikace) jsou známy svou citlivostí k teplotě, proto se účinnost odstraňování amoniakálního dusíku v zimních měsících snižuje (Šálek, 1997). Amoniakální dusík je rychle přijímán do biomasy (především řas) v nádrži a asimilován do buněčného materiálu, kde dochází k transformaci z anorganického dusíku na dusík organický. V létě je odstraňováno více než dvojnásobek dusíku (v porovnání se zimou, naopak odstraňování BSK₅ a nerozpuštěných látek nevykazuje významnou sezonní dynamiku (van der Linde a Mara, 2010), pokud nedochází k přebujelému nárůstu fytoplanktonu v létě nebo k dlouhodobému zamrznutí hladiny neprovzdušňované nádrže v zimě. V tomto případě dochází k zastavení růstu řas, které produkují kyslík, a také k zamezení prostupu kyslíku hladinou. Nádrž pak přechází do anaerobních podmínek. Anaerobní procesy čištění sice dosahují podobných účinností odstraňování organického znečištění, ale jsou zpravidla doprovázeny zápachem. Navíc odtékající voda v anaerobních podmínkách nepříznivě ovlivňuje kyslíkový režim i oživení recipientu (Felberová, 2006; Váňa aj., 2009; Váňa aj., 2013). Takové situace je pak třeba řešit dosazením vhodného provzdušňovacího zařízení do biologické nádrže.

Účinnost čištění v neposlední řadě ovlivňuje také stáří systému. Autoři Schetrite a Racault (1995) uvádějí, že účinnost odstraňování fosforu v jimi sledovaných biologických nádržích ve vztahu ke stárnutí systému klesala od počátečních 80 % až na 35 %. Snižování účinnosti odstraňování fosforu je způsobeno faktem, že se zvyšuje jeho množství akumulované v sedimentu a může docházet k jeho příležitostnému vyplavování. Čistící schopnosti odbahněných nádrží jsou v průběhu prvních tří let po odstranění sedimentu velmi vysoké a konstantní. Teprve po třech letech se začíná projevovat regresní vztah mezi délkou období od posledního odbahnění a snižující se účinností čištění odpadních vod (Racault aj., 1995).

Intenzifikace biologických nádrží

Je nutno říci, že ne vždy biologické nádrže fungují zcela bez problémů a ne vždy dosahují požadovaných účinností čištění. Další

text shrnuje možnosti, jak účinnost čištění biologických nádrží pro různé parametry zvýšit.

Ke zvýšení účinnosti anaerobních biologických nádrží může přispět použití jemných vláknitých nosičů. Autoři Peishi aj. (1993) zjistili, že jejich aplikace bylo dosaženo zvýšení účinnosti čištění $CHSK_{Cr}$ o 29 % a BSK_5 o 32 %. Zvýšení účinnosti čištění připisují navýšení počtu mikroorganismů žijících v systému. Ke zvýšení účinnosti čištění také pozitivně přispívá využití ponořených provzdušňovaných biofiltrů (Goncalves a Oliveira, 1996). Konstrukci autory testovaného filtru tvořila skleněná vlákna, vlastní lože filtru tvořily polystyrenové kuličky o velikosti 3 mm. Bylo dosaženo zvýšení účinnosti čištění nerozpuštěných látek o 56 %, $CHSK_{Cr}$ o 63 %, amonných iontů o 35 % a celkového fosforu o 35 %.

Další z možností snížení koncentrací odtékajícího znečištění je využití pískové nebo šterkové filtrace. Tento technologický postup je známý hlavně využitím při úpravě surové vody na vodu pitnou, ale své místo má i při čištění nebo dočišťování odpadních vod. Autoři Melcer aj. (1995) testovali možnost zavedení odtoku z biologické nádrže do klasického zemního filtru. Odtoková koncentrace nerozpuštěných látek a BSK_5 se snížila až na hodnotu 5 mg.l^{-1} , koncentrace celkového fosforu na 1 mg.l^{-1} . Zde se nejedná přímo o intenzifikaci biologické nádrže, ale v podstatě o dočištění odtékajících odpadních vod a je třeba upozornit na skutečnost, že se velice rychle projeví problémy se zanášením zemního filtru (kolmatací), proto se toto uspořádání jeví jako nepoužitelné. Autoři Hamdan a Mara (2011) testovali použití horizontálních a vertikálních šterkových filtrů. Oba systémy vykazují podobnou účinnost pro odstraňování nerozpuštěných látek a BSK_5 , ale vertikálně protékající filtr dosahuje výrazně vyšší účinnosti při odstraňování amoniakálního dusíku. To je způsobeno vlastním konstrukčním uspořádáním, které v případě vertikálního filtru přispívá k přístupu vzduchu do filtrační náplně a tím k nitrifikaci amoniakálního dusíku. Autoři Saidam aj. (1995) popisují úspěšné použití šterkových filtrů k odstraňování řas ze systému biologických nádrží, které sloužily jako odlehčovací nádrže pro přetěžovanou aktivační ČOV. V pilotní fázi projektu autoři porovnávali šest různých filtrů lišících se frakcí použitého šterku. Jako nejúčinnější se ukázal filtr s použitím šterku o středním průměru 3 až 23 cm. Při jeho využití systém i po delší době provozu vykazoval cca 60% účinnost odstraňování nerozpuštěných látek. Autoři Mara a Johnson (2006) popisují využití šterkového filtru osazeného aeracním systémem. Provzdušňovaný šterkový filtr dosahuje vyšších účinností odstraňování nerozpuštěných látek, BSK_5 a především amoniakálního dusíku, u kterého bylo dosaženo koncentrace pod 3 mg.l^{-1} . Rovněž bylo zjištěno zvýšení odstraňování bakteriálního znečištění, kdy na odtoku bylo naměřeno 65 KTJ/100 ml fekálních kolidorních bakterií v porovnání s neprovzdušňovaným šterkovým filtrem, kde k odstraňování bakteriálního znečištění prakticky nedocházelo. Vedle písku a šterku je možné využití dalších druhů filtračních materiálů, jako např. vápence nebo strusky. Autoři Shilton aj. (2005) ve svém příspěvku porovnávali šest různých druhů vápencových filtračních materiálů a dále strusku, vznikající jako odpad při zpracování železné rudy. Vápencová náplň dosáhla výrazně vyšších účinností odstraňování fosforu než železná struska. V obou případech byla zaznamenána počáteční vysoká účinnost, která se postupně ustálila na nižší, ale stabilní hodnotě. Vliv použití různých alternativních filtračních materiálů, jako jsou zeolity, keramzit, lasturový písek, antracit, jílová břidlice, vermikulit, keramická filtrační náplň, struska z výroby oceli, šterk, bio-keramika apod., studovali i další autoři (Gikas a Tsihrintzis, 2012; Suliman aj., 2006; Li aj., 2010). Použití těchto materiálů se jeví jako jedna z možných cest a je vhodnou alternativou odstraňování fosforu z odpadních vod oproti klasickému chemickému srážení, které vyžaduje vyšší materiální zabezpečení s daleko vyššími provozními náklady.

Neposlední možností zvýšení účinnosti biologických nádrží je využití akvakultur s vhodnými rostlinami. Tyto systémy lze rozdělit na „plovoucí umělé mokřady“ a „volně plovoucí rostliny“. Plovoucí umělé mokřady (z anglického „floating treatment wetlands“, viz obr. 3 a 4) využívají vyšší emerzní mokřadní rostliny umístěné v plovoucím nosiči. Nosičem je ve většině případů umělý materiál o nízké objemové hmotnosti (Šálek aj., 2012; Headley a Tanner, 2006, 2007, 2012). Tyto umělé plovoucí mokřady přispívají k usměrnění proudění

vody v biologické nádrži, ke zlepšení kvality vody, druhovému obohacení biotopů a v neposlední řadě i k vylepšení estetického dojmu. Rozsáhlý podvodní kořenový systém poskytuje velkou specifickou plochu pro růst mikroorganismů. V principu se předpokládá, že kořenový systém rostlin hraje hlavní roli při čištění odpadních vod, a to na základě fyzikálních, chemických a biologických procesů. Mezi fyzikální procesy patří zejména ovlivnění proudění vody a sedimentace nerozpuštěných látek. Mezi chemické patří adsorpce látek na povrch kořenového systému a mezi biologické lze zařadit odběr živin a polutantů rostlinami prostřednictvím kořenů a čistící schopnost biofilmu přisedlého na povrch kořenů (Borne, 2011; Tanner, 2011; Headley a Tanner, 2006 a 2012). Pro zajištění funkčnosti a dostatečné účinnosti se vegetace rostlin musí pravidelně sklízet. Zamezí se tak i nadměrnému prostorově nerovnoměrnému růstu a ohrožení stability plovoucích ostrovů. Systémy s „volně plovoucími rostlinami“ využívají např. okřehek menší, vodní hyacint, lekniny nebo vodní mor kanadský.

Autoři Kalubowila aj. (2013) testovali druh *Eichhornia crassipes* (tokozelka tlustostopkatá, obecně vodní hyacint). Zjistili zvýšení účinnosti čištění u všech sledovaných parametrů, u $CHSK_{Cr}$ z 13,6 % na 57,5 %, u BSK_5 z 13,3 % na 62,9 %, u celkového fosforu z -2 % na 75 % a u celkového dusíku z -24 % na 56 %. Účinnosti čištění dosahované před intenzifikací jsou zcela tristní, naopak výsledky po intenzifikaci velice dobře ilustrují, že drobný zásah může významně ovlivnit dosahované účinnosti čištění. Autoři rovněž pozorovali efektivní zachycování řas, především druhů *Chlorella*, *Pandorina*, *Spirulina* a *Oscillatoria*, účinnost jejich odstraňování se zvýšila z cca 30 % až na téměř 100 %. Tyto systémy je možné podle experimentálních výsledků realizovat v podmínkách mírného evropského klimatického pásma pro čištění i dočišťování vod (Rejmánková, 1971; Květ aj., 1982). Jejich využívání má řadu předností, ale i omezení. Mezi hlavní přednosti lze zařadit to, že odčerpávají živiny i škodlivé látky z vody. Biomasu je však nutné průběžně sklízet a podíl na bilanci živin je závislý od látkového množství živin na přítoku. Rozkošný a Sedláček (2013) publikovali výsledky sledování podílu plovoucích makrofyt (*Lemna* sp.) na čistícím účinku stabilizační dočišťovací nádrže zařazené za ČOV pro 800 EO. Hlavními sledovanými parametry byly dusík a fosfor. Vyhodnocení naměřených dat ale ukázalo, že množství nutrientů vázaných v biomase během vegetační sezony je v porovnání s koncentracemi nutrientů na přítoku do biologické nádrže nízké, v řádu několika procent.

Využití vodního hyacintu je na evropských územích v mírném klimatickém pásmu limitováno skutečností, že tato rostlina je subtropická až tropická, není odolná vůči mrazu a v mírném klimatickém pásmu nepřežije (Žáková, 1991). Nádrže s jinými plovoucími makrofyty (okřešky) vyžadují zajištění systému přepážek, aby se rostliny



Obr. 3. Příklad komerčně vyráběné neosázené (vpravo) a mokřadními rostlinami osázené (v nádrži) plovoucí matrace

Fig. 3. The example of commercially produced unplanted (right) and planted (by wetland plants, within a tank) floating mattresses



Obř. 4. Plovoucí mokřad
Fig. 4. Floating wetland

okřehku vlivem větru po hladině nepřemísťovaly (Šálek aj., 2012). Výsledkem pokryvu hladiny plovoucími makrofyty je také podstatné omezení přestupu kyslíku do vody hladinou a tím snížení účinnosti čištění, zejména amoniakálního dusíku.

Na základě literární rešerše připravil tým řešitelů z VÚV TGM, v.v.i., několik inovativních prvků, které jsou v současné době testovány na dočišťovacích biologických nádržích. Výzkum probíhá také v oblasti dočišťování odpadních vod v biologických nádržích. Jsou využívány mělké dočišťovací nádrže (obr. 4). Výsledky výzkumu budou publikovány během příštího roku.

Závěr

Biologické nádrže jsou v České republice poměrně často využívaným způsobem čištění nebo dočišťování splaškových odpadních vod z malých obcí. Jejich využívání s sebou nese celou řadu výhod, ale i nevýhod.

V klimatických podmínkách ČR je nutno počítat se zhoršením účinnosti čištění biologických nádržích pro organické znečištění ve vegetačním období, a to v případech, kdy v nich dochází k nadměrnému bujení fytoplanktonu (zejména zelených řas), tedy k rozvoji sekundárního znečištění. To pak má v mnoha případech za následek zhoršování kvality odpadní vody na odtoku, především v parametrech $CHSK_{Cr}$, BSK_5 a nerozpuštěné látky. Pro amoniakální dusík je naopak nutné počítat s nižší účinností čištění odpadních vod v nevegetačním období, protože účinnost odstraňování amoniakálního dusíku je značně závislá na teplotě vody. Tabulka 1a přílohy č. 1 nařízení vlády č. 23/2011 Sb. uvádí emisní standardy: přípustné, maximální a průměrné hodnoty koncentrace ukazatelů znečištění vypouštěných odpadních vod v $mg.l^{-1}$. Poznámka 7 říká, že rozborů odtoků z biologických dočišťovacích nádržích, u nichž kolaudační rozhodnutí nabylo právní moci tohoto nařízení, se provádějí ve filtrovaných vzorcích, koncentrace celkových nerozpuštěných látek však nesmí přesáhnout hodnotu $100 mg.l^{-1}$.

V dnešní době existuje celá řada možností, jak čištění odpadních vod v biologických nádržích intenzifikovat. Intenzifikace spočívá v zařazení dalšího vhodného prvku do nádrže, který napomůže zvýšit účinnost čištění. Patří sem zejména využití různých nosičů, které poskytují dostatečně velký povrch pro růst bakterií, dále využití dočišťovacích filtrů s různými náplněmi, které napomáhají zejména ke zvýšení účinnosti čištění fosforu nebo využití plovoucích ostrovů osázených různými druhy mokřadních rostlin, tzv. plovoucích mokřadů.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl v rámci projektu TA02020128 – Výzkum možností optimalizace provozu a zvýšení účinnosti čištění odpadních vod z malých obcí pomocí extenzivních technologií, který je řešen s finanční podporou TA ČR v rámci programu Alfa.



Obř. 5. Soustava dočišťovacích nádržích za domovní ČOV
Fig. 5. The system of post-treatment stabilization ponds for domestic wastewater treatment plant

Literatura

- Abis, K.L. and Mara, D. (2006) Temperature measurement and stratification in facultative waste stabilisation ponds in the UK climate. *Environmental Monitoring and Assessment*, 114, 35–47.
- Badrot-Nico, F., Guinot, V., and Brissaud, F. (2009) Fluid flow pattern and water residence time in waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, 59(6), 1061–1068.
- Borne, K. and Fassman, E. (2011) Floating vegetated island retrofit to treat stormwater runoff. *World Environmental and Water Resources Congress*, 2011, 763–772.
- ČSN 75 6401 Čistírny odpadních vod pro více než 500 ekvivalentních obyvatel (2006). Český normalizační institut.
- ČSN 75 6402 Čistírny odpadních vod do 500 ekvivalentních obyvatel (1998). Český normalizační institut.
- ČSN EN 12255-5 Čistírny odpadních vod – Část 5: Čištění odpadních vod v biologických nádržích (2000). Český normalizační institut.
- Effenberger, M. a Duroň, R. (1989) Stabilizační nádrže pro čištění a dočišťování odpadních vod. Účelová publikace MLVH ČSR, Praha, 66 s.
- Felberová, L. (2006) Zimní provoz biologických nádržích. *VTEI*, 48(3), s. 13–14, příloha *Vodního hospodářství* č. 10/2006.
- Gikas, G.D. and Tsirintzis, V.A. (2012) A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment household wastewater. *Ecological Engineering*, 44, 337–343.
- Goncalves, R.F. and de Oliveira F.F. (1996) Improving the effluent quality of facultative stabilization ponds by means of submerged aerated biofilters. *Water Science and Technology*, 33(3), 145–152.
- Hamdan, R. and Mara, D.D. (2011) The effect of aerated rock filter geometry on the rate of nitrogen removal from facultative pond effluents. *Water Science and Technology*, 63(5), 841–844.
- Headley, T.R. and Tanner, C.C. (2007) Floating wetlands for stormwater treatment: Removal of copper, zinc and fine particulates. ARC Technical Report 2008-030. Auckland, New Zealand: Auckland Regional Council.
- Headley, T.R. and Tanner, C.C. (2006) Application of Floating Wetlands for Enhanced Stormwater Treatment: A Review. Auckland Regional Council, 92 s.
- Headley, T.R. and Tanner, C.C. (2012) Constructed Wetlands With Floating Emergent Macrophytes: An Innovative Stormwater Treatment Technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(21), 2261–2310.
- Kalubowila, S., Gunatilleke, D., Jayaweera, M., and Nanayakkara, Ch. (2013) Floating wetlands for management of algal washout from waste stabilization pond effluent: Case study at Hikkaduwa waste stabilization pond. *Engineer: Journal of the Institution of Engineers (Sri Lanka)*, 46(4), 63–74.
- Květ, J., Leciánová, L. a Věber, K. (1982) Zkušenosti s kultivací vodního hyacintu v odpadních vodách. In: *Význam makrofyty ve vodním hospodářství, hygieně vody a rybářství* (sborník). Dům techniky Č. Budějovice, 101–105.
- Li, M., Zhou, Q., Tao, M., Wang, Y., Jiang, L., and Wu, Z. (2010) Comparative study of microbial community structure in different filter media of constructed wetland. *Journal of Environmental Science*, 22(1), 127–133.
- Mara, D.D. and Johnson, M.L. (2006) Aerated Rock Filters for Enhanced Ammonia and Fecal Coliform Removal from Facultative Pond Effluent. *Journal of Environmental Engineering*, 132(4), 574–577.
- Melcer, H., Evans, B., Nutt, S.G., and Ho, A. (1995) Upgrading effluent quality for lagoon based filters. *Water Science and Technology*, 31(12), 379–387.
- Mlejnská, E. (2011) Porovnání účinnosti čištění biologických nádržích ve vegetačním a nevegetačním období. *VTEI*, 53(4), s. 10–13, příloha *Vodního hospodářství* č. 8/2011.

- Mlejnská, E., Rozkošný, M., Baudišová, D., Váňa, M., Wanner, F. a Kučera, J. (2009) Extenzivní způsoby čištění odpadních vod. Praha: VÚV TGM, 119 s., ISBN 978-80-85900-92-7.
- NV č. 23/2011 Sb., kterým se mění NV č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostí povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění NV č. 229/2007 Sb.
- Peishi, Q., Boazhen, W., Fang, M., Jinsong, Z., and Tingjun, L. (1993) Intensification of a pond system by fibrous carriers. *Water Science and Technology*, 28(7), 117–123.
- Racault, Y., Boutin, C., and Seguin, A. (1995) Waste stabilization ponds in France: a report on fifteen years experience. *Water Science and Technology*, 31(12), 91–101.
- Rejmánková, E. (1971) Vliv teploty a osvětlení na růst a produkci okřehek (*Lemna gibba*, *Lemna minor* a *Spirodela polyrrhiza*). Diplomová práce, Praha, Karlova univerzita.
- Rozkošný, M. a Sedláček, P. (2013) Dočištění odtoků z kořenových čistíren odpadních vod stabilizačními nádržemi. *VTEI*, 55(1), 7–12, příloha *Vodního hospodářství* č. 2/2013.
- Rozkošný, M., Křiška, M. a Šálek, J. (2010) Možnosti využití přírodních způsobů čištění odpadních vod a posouzení vlivu předčištění. *Vodní hospodářství*, 60(5), 116–121.
- Saidam, M.Y., Ramadan, S.A., and Butler, D. (1995) Upgrading Waste Stabilization Pond Effluent by Rock Filters. *Water Science and Technology*, 31(12), 369–378.
- Shilton, A., Pratt, S., Drizo, A., Mahmood, B., Banker, S., Billings, L., Glenn, S., and Luo, D. (2005) Active filters for upgrading phosphorus removal from pond systems. *Water Science and Technology*, 51(12), 111–116.
- Schetrite, S. and Racault, Y. (1995) Purification by a natural waste stabilization pond: Influence of weather and ageing on treatment quality and sediment thickness. *Water Science and Technology*, 31, 191–200.
- Schumacher, G. and Sekoulov, I. (2003) Improving the effluent of small wastewater treatment plants by bacteria reduction and nutrient removal with an algal biofilm. *Water Science and Technology*, 48(2), 373–380.
- Suliman, F., French, H.K., Haugen, L.E., and Søvik, A.K. (2006) Change in flow and transport patterns in horizontal subsurface flow constructed wetlands as a result of biological growth. *Ecological Engineering*, 27(2), 124–133.
- Šálek, J. (1997) Vodní hospodářství krajiny I. Scriptum, depon in FAST VÚT Brno, 151 s.
- Šálek, J., Křiška, M., Pírek, O., Plotěný, K., Rozkošný, M. a Žáková, Z. (2012) Voda v domě a na chatě. Praha: Grada Publishing, 144 s., ISBN 978-80-247-3994-6.
- Šálek, J., Kujal, B. a Doležal, P. (1990) Rybníky a účelové nádrže – návody ke komplexnímu projektu a diplomnímu semináři. Učební texty vysokých škol, VUT Brno, 3. vydání, 144 s.
- Šálek J. a Tlapák V. (2006) Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. Praha: ČKAIT, 283 s., ISBN 80-86769-74-7.
- Torres, J.J., Soler, A., Sáez, J., and Ortuño, J.F. (1997) Hydraulic performance of a deep wastewater stabilization pond. *Water Research*, 31(4), 679–688.
- Van der Linde, E.R.C. and Mara, D.D. (2010) Nitrogen removal during summer and winter in a primary facultative waste stabilization pond: preliminary findings from 15N-labelled ammonium tracking techniques. *Water Science and Technology*, 61(4), 997–984.
- Váňa, M., Hamza, M., Kučera, J. a Mlejnská, E. (2009) Průběh samočištění anaerobních odpadních vod po vypouštění do recipientu. *VTEI*, 51(4), s. 4–7, příloha *Vodního hospodářství* č. 8/2009.
- Váňa, M., Mlejnská, E., Havel, L. (2013) Vliv vypouštěných vyčištěných odpadních vod z kořenových čistíren na recipient. *VTEI*, 55(1), s. 1–5, příloha *Vodního hospodářství* č. 2/2013.
- Weatherell, C.A., Elliott, D.J., Fallowfield, H.J., and Curtis, T.P. (2003) Variable photosynthetic characteristics in waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, 48(2), 219–226.
- Žáková, Z. a Véber, K. (1991) Biologické základy pěstování a využívání vodního hyacinu. Praha: Academia, 84 s.

Ing. Eva Mlejnská¹, Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D.²
¹VÚV TGM., v.v.i., Praha, ²VÚV TGM, v.v.i., Brno
 Eva_Mlejnska@vuv.cz
 Příspěvek prošel lektorským řízením.

Possibilities of stabilization ponds intended for secondary and tertiary wastewater treatment intensification (Mlejnská, E.; Rozkošný, M.)

Key words

stabilisation pond – treatment – tertiary treatment – intensification – wastewater – treatment efficiency

The stabilization ponds are commonly used for wastewater treatment in small municipalities in the Czech Republic. They are used not only for treatment but also for post-treatment or wastewater accumulation. Stabilization ponds with one or more ponds, with or without mechanical pretreatment are constructed. Low construction and operational cost, better resistance of large load fluctuations and better treatment efficiency for diluted wastewater treatment are their main benefits compared to the activated wastewater treatment plants. These non-conventional technologies have also some limitations which must be considered during the construction and operation, otherwise the treatment efficiency and service life will be negatively influenced. This article summarizes the function of mechanical pretreatment, stabilization ponds including shortcomings and limitations, and the possibility of their intensification.

Výzkum v oboru aplikované ekologie

Odbor aplikované ekologie vznikl ve VÚV TGM, v.v.i., v roce 2008 jako samostatný útvar, který se ve svých výzkumných aktivitách zaměřil především na studium komplexních procesů ve vodních ekosystémech. Kromě výzkumu různých skupin vodních organismů, jejich chování v závislosti na podmínkách prostředí a míry jeho znečištění se aktivity odboru zaměřují také na témata související s problematikou eutrofizace vod, na analýzu antropogenních zdrojů znečištění a v neposlední řadě také na problematiku ochrany zvláště chráněných vodních organismů. Odbor se také významnou měrou podílí na zpracování metodických a koncepčních dokumentů, které slouží k hodnocení ekologického stavu a potenciálu vodních útvarů, se zaměřením na biologické a fyzikálně chemické složky.

První práce s biologickou tematikou vznikaly v souvislosti s problematikou kvality vody v nádržích na pitnou vodu (např. údolní nádrž Švihov na Želivce). VÚV TGM zpracovával komplexní materiály, jejichž součástí byly i údaje o biologických složkách nádrží, především fytoplanktonu, zooplanktonu a rybách, které ústav zajišťoval ve spolupráci s ústavu Akademie věd a Výzkumným ústavem rybářským a hydrobiologickým ve Vodňanech. Rozhodujícím krokem pro založení trvalého ekologického výzkumu zaměřeného

95 let
1919–2014

na biologické složky a související vlivy prostředí ve VÚV TGM bylo přenesení části problematiky vodárenských nádrží přímo na jeho pražské pracoviště, a to z popudu RNDr. Pavla Punčocháře, CSc., a ichtyologa Ing. Jiřího Vostradovského, CSc.

Přestože projekty sledující společenstva ryb ve vodárenských nádržích přestaly být postupně předmětem komplexního výzkumu podporovaného státní správou, problematika ekologie ryb se ve VÚV TGM řešila dále (Mgr. Ondřej Slavík, Ph.D.). V letech 1991–1993 lze osobnost J. Vostradovského spojit se zahájením výzkumu ryb ve dvou projektech, které pokračují v podstatě dodnes. Prvním z nich je mezinárodní projekt Labe, kde byl výzkum rybích společenstev jednou z významných kapitol. Pod vedením RNDr. Josefa K. Fuksy, CSc., byla v projektu zpracována ojedinělá inventarizace druhů ryb od horního toku Labe až po státní hranici s Německem, včetně analýzy zatížení rybích tkání cizorodými látkami. Podobně byly sledovány další organismy, jako např. bakteriální nárosty, řasy a zoobentos. V průběhu dalších fází byl stanoven pevný počet profilů pro sledování změn ve společenstvech a s trochou nadsázky lze říci, že provedené analýzy byly i neoficiálním začátkem monitoringu biologických složek v říční síti ČR. V rámci mezinárodní spolupráce (Mezinárodní komise pro ochranu Labe, MKOL) bylo vydáno i několik účelových publikací věnovaných nejen rybám, ale i dalším organismům. Později se výzkum ryb v rámci Projektu Labe

zaměřil i na specializovanější témata, jako jsou přirozená reprodukce, chování během dne a noci a sezonní migrace.

Druhou významnou kapitolou svázanou s osobností J. Vostradovského byl projekt inventarizace rybích přechodů, tedy zařízení, která umožňují rybám překonat překážky omezující jejich přirozený pohyb. Možnost migrací je základním předpokladem úspěšnosti reprodukce a přirozeného vývoje rybích společenstev. Výstupem projektu byl seznam příčných překážek na hlavních tocích ČR a konstatování nízkého počtu objektů s možností průchodu. Návrh na obnovení možnosti migrace ryb v říční síti byl tak v roce 1993 pro ČR novou koncepcí, která je ve VÚV TGM v řadě navazujících projektů řešena dosud. Výstupem jsou nejen desítky projektů rybích přechodů, studií migrací mnoha druhů ryb, ale i moderní koncepce zpřůchodnění říční sítě. V současné době je oddělení ekologie vodních organismů, vedené Ing. Jiřím Musilem, Ph.D., vybaveno nejmodernější dostupnou technikou, jako jsou bioskenery, radiotelemetrie, pasivní integrátory a další zařízení, která umožňují komplexní průzkum rybích populací a jejich chování ve všech typech tekoucích vod.

V polovině devadesátých let 20. století se řada výzkumných aktivit soustředila také na problematiku jakosti a biologického oživení vodárenských nádrží. Pod vedením RNDr. Ladislava Havla, CSc., a ve spolupráci s pracovišti Akademie věd ČR vznikla metodika pro sledování a hodnocení vlivu účelového rybářského hospodaření ve vodárenských nádržích. Problematikou hodnocení vodních nádrží a říčních systémů ve vztahu k antropogenním vlivům a souvisejícím změnám biologických složek ekosystémů se v současné době věnuje oddělení ochrany vodních ekosystémů, které se zaměřuje zejména na problematiku eutrofizace povrchových vod a hodnocení vlivu různých typů antropogenních zdrojů živin. Zásadní poznatky o vstupu živin, zejména fosforu a dusíku do vod, přinesly rozsáhlé studie prováděné na území celé České republiky přibližně od roku 2000. Pracoviště pod vedením Mgr. Pavla Rosendorfa přispělo zásadními poznatky k pochopení významnosti plošných zemědělských zdrojů na zatížení vodních toků a nádrží živinami. Plošné znečištění vod, vázáné především na zemědělskou krajinu, představuje vedle komunálních zdrojů druhý nejvýznamnější zdroj znečištění. Ovlivňuje stav povrchových a podzemních vod a následně také funkce vodních ekosystémů. Výzkum se soustřeďuje především na živiny (fosfor a dusík), které citelně zhoršují stav vod a jejich užité vlastnosti. Zvýšený přísun fosforu přispívá k nadměrné eutrofizaci povrchových vod a vysoké koncentrace dusičnanů znehodnocují vody využitelné pro pitné účely. Výsledky výzkumů získané při monitoringu několika desítek pilotních povodí rozmístěných na celém území České republiky přinesly klíčové informace o transportu živin v běžných podmínkách a také při extrémních situacích, jakými jsou např. přívalové srážky nebo dlouhotrvající období sucha. Získané výsledky jsou důležitým podkladem pro zpracování celkových látkových bilancí v povodích a slouží pro zjišťování skutečného vlivu zemědělského znečištění na zatížení povrchových a podzemních vod v různých

klimatických a produkčních oblastech České republiky. Zobecněné výsledky získané výzkumem v pilotních povodích jsou využívány také pro potřeby implementace některých směrnic EU nebo v procesu plánování v oblasti vod.

K nejmladším činnostem oddělení ochrany vodních ekosystémů patří výzkum pohyblivosti dřevní hmoty v toku a její funkce pro život vodní fauny. Mrtvá dřevní hmota, tedy zlomené a vyvrácené stromy a jejich části, jsou častým jevem v přirozeně se vyvíjejících vodních tocích. Podle zahraničních vědeckých studií zvyšuje přítomnost dřeva v korytě morfologickou rozmanitost a poskytuje tak vhodná stanoviště pro řadu vodních bezobratlých i obratlovců. Vkládání dřevěných struktur nebo dokonce kotvení celých stromů v korytě bylo v zahraničí mnohokrát úspěšně využito ke zvýšení stavů a druhové pestrosti populací ryb. Dřevní hmota však může při vyšších vodních stavech způsobit poškození mostů, jezů a ostatních objektů na toku. Zásadní otázkou prováděných výzkumů tedy je, za jakých podmínek lze toto tzv. mrtvé dřevo ve vodních tocích ponechávat, aniž by se zvýšilo riziko povodňových škod.

Specifickým tématům spojeným se studiem a ochranou chráněných a ohrožených vodních organismů se věnuje nejmladší oddělení speciální hydrobiologie a ekologie založené v roce 2013. Historie výzkumů vzácných a ohrožených vodních organismů ale sahá až do 90. let 20. století a je spojena zejména s výzkumem a ochranou perlorodky říční. Kolektiv řešitelů pod vedením Mgr. Ondřeje Simona od té doby navázal na částečně dobrovolné aktivity Českého svazu ochránců přírody a ve spolupráci s Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR se podílí na komplexním záchranném programu tohoto přísně chráněného druhu. Výzkumy se soustřeďují zejména na problematiku kvality vody a potravní nároky perlorodek a dále na vztah mezi invazními stadii perlorodek a hostitelským pstruhem obecným. Problematika výzkumu a ochrany velkých vodních mlžů byla dalším logickým krokem ve směřování odboru a je dále rozvíjena na velevrubech a škeblích ve spolupráci s Českou zemědělskou univerzitou v Praze. Významnou výzkumnou aktivitu představuje také sledování a hodnocení výskytu původních druhů raků – raka kamenáče a raka říčního, přičemž výzkum je zaměřen především na závislost výskytu raků na kvalitě vody, jejich interakce s nepůvodními druhy raků a možnosti ochrany raků před račím morem.



Perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera*) z oblasti Šumavského národního parku



Měření v Teplé Vltavě (Soumarský most) v rámci dlouhodobého monitoringu jakosti vody ve zvláště chráněných územích (foto V. Kladivová)

Některé starší výzkumy odboru se věnovaly problematice odnosu látek v acidifikovaných územích. V Krušných horách byla v dlouhodobém časovém horizontu řešena problematika odnosu organického uhlíku povrchovými vodami do vodárenské nádrže Fláje. V důsledku silné acidifikace sledovaného území v sedmdesátých a osmdesátých letech minulého století došlo k jeho značnému odlesnění. S náhlým poklesem acidifikace odsířením uhelných elektráren v severních Čechách v devadesátých letech však paradoxně došlo ke značnému nárůstu odnosu organického uhlíku do nádrže, spojenému s problémy při úpravě pitné vody. Výsledky výzkumu ukázaly na značně komplexní charakter celé problematiky. Vedle samotných změn v depozicích síry je třeba uvažovat i řadu dalších faktorů, jako je změna hodnoty pH v půdách, narušení lesních porostů, změna struktury lesů a odvodnění rašelinišť.

Důležité poznatky přinesly také dlouhodobé výzkumy, které se soustředily na hodnocení a klasifikaci zátěže říčních sedimentů těžkými kovy a metaloidy a určování jejich požadových koncentrací. Tyto údaje byly získány na základě odběru a analýzy materiálu antro-

pogenně nekontaminovaných vertikálních sedimentových profilů vybraných říčních niv Labe, Vltavy, Ohře, Bíliny a Jizery.

Významnou součástí činnosti odboru je také podpora implementace směrnice Evropské unie, které se zabývají ochranou vod a vodních ekosystémů. Mezi nejvýznamnější patří Nitrátová směrnice – směrnice Rady 91/676/EHS (vymezení a revidování zranitelných oblastí, monitoring), Rámcová směrnice o vodách – směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES (návrh vymezení vodních útvarů povrchových vod i přeshraničních vodních útvarů, návrh systémů hodnocení chemického a ekologického stavu vodních útvarů pro první i druhé plány povodí, spolupráce na zpracování Registru chráněných území, účast v mezinárodních cvičeních zaměřených na porovnání metod hodnocení) a směrnice 2006/44/ES o jakosti sladkých vod vyžadujících ochranu nebo zlepšení pro podporu života ryb.

Redakce

Historie pobočky Ostrava

Počátky vodohospodářského výzkumu v ostravské pobočce se datují rokem 1942, kdy byly zřízeny v Ostravě laboratoře jako pracoviště Státního hydrologického ústavu v Praze. Hlavním důvodem jejich vzniku byla zhoršující se jakost vody v Odře a jejích přítocích, způsobená zvyšujícím se množstvím městských, a zejména průmyslových odpadních vod. Tehdy pouze tříčlenný kolektiv zajišťoval odběry vzorků vod na tocích, jejich chemické rozbory a potřebnou posudkovou činnost.

V poválečném období se ostravské vodohospodářské pracoviště zaměřilo na průzkumy jakosti vody v tocích a na šetření potřebná v rámci správní a projekční přípravy pro pozdější vodohospodářskou výstavbu v povodí Odry, která se z hlediska zásobení obyvatelstva a průmyslu pitnou a provozní vodou stala nezbytnou.

V padesátých letech se ostravské pracoviště věnovalo převážně vodohospodářským a hydrochemickým průzkumům na tocích v místech budoucích přehrad (Kružberk, Morávka, Šance a Těrlícko). Tomuto výzkumu se věnovali zejména Ing. Miroslav Mrkva, CSc., a RNDr. Miloš Pohlídal. Důležitou součástí činnosti bylo také řešení vodohospodářské problematiky průmyslových závodů, zvláště úpraven uhlí a koksoven, např. byla řešena problematika velkoprostorových sedimentačních nádrží pro ukládání a čištění flotačních hlušín a uhelných kalů a zpracování podkladů pro výstavbu odfenolovacích stanic na koksovnách (Ing. Lubomír Kaminský, Ing. František Knybel).

V šedesátých letech se rozsah prací rozšířil o výzkum samočisticích procesů v tocích a sledování změn jakosti vody v nádržích a hraničních tocích (Ing. Miroslav Sedlák, RNDr. Liana Leciánová). Výsledky těchto výzkumů našly dobré uplatnění při realizaci koncepce ochrany Odry a hlavních přítoků před nadměrným znečištěním, jež byla formulována v roce 1963. Značná pozornost se věnovala i výzkumu technologií čištění různých druhů organicky znečištěných průmyslových odpadních vod. Výrazně se ostravské pracoviště VÚV podílelo na řešení tzv. fenolového a kyanidového problému báňských a hutních koksoven (Ing. František Knybel) i kalového problému úpraven uhlí v ostravsko-karvinském revíru (Ing. Lubomír Kaminský). Neméně důležité byly i práce, posuzující průběh samočisticích procesů v tocích či problematiku automatizace sledování jakosti povrchových vod pomocí analyzátorových stanic budovaných podnikem Povodí Odry (Ing. Miroslav Mrkva). Stranou nezůstaly ani problémy racionalizace vodního hospodářství v průmyslu a zemědělství a rozvoj analytických metod chemického rozboru vod.

V roce 1970 získalo ostravské pracoviště VÚV statut pobočky a přemístění do prostor Domu vodohospodářů pak umožnilo posílit technické i kádrové vybavení, a tím podstatně rozšířit rozsah výzkumných prací. Byly řešeny úkoly zabývající se vytvořením koncepce asanace toků v povodí Odry a jejich ochrany před kalovými usazeninami, termálním znečištěním, důlními vodami a organicky znečištěnými průmyslovými vodami (Ing. Miroslav Mrkva, CSc., Jan Míča). Dále byly analyzovány vlivy zemědělského znečištění na

95 let
1919-2014

jakost povrchových vod (RNDr. Liana Leciánová) a prováděn výzkum samočisticích procesů v silně zatížených recipientech, včetně posuzování vlivu celulóžky Paskova na čistotu vody Ostravice a Odry (Ing. Miroslav Sedlák). Pokračovaly práce na systematickém hodnocení změn jakosti vody v údolní nádrži Šance. Ve spolupráci s ostravskými průmyslovými podniky byl prováděn výzkum možnosti opětovného použití odpadních vod v hutním, chemickém a energetickém průmyslu. Řešena byla i problematika samostatného čištění koksárenských odpadních vod, včetně stanovení podmínek vzorového provozu vodního hospodářství koksoven (Ing. František Knybel). Další výzkumné práce se zabývaly řešením problémů ochrany cirkulačních okruhů chladicích vod před biologickými nárosty, inkrustacemi a korozi. V tepelné elektrárně Dětmárovice byl úspěšně odzkoušen přístroj pro automatickou indikaci vápenato-uhličitánové rovnováhy chladicích vod, který byl vyvinut v ostravské pobočce ústavu (Ing. Pavel Dočkal, CSc.).

Část výzkumné kapacity ostravské pobočky VÚV byla věnována řešení vodohospodářských problémů ve zdrojových oblastech povrchových vod sloužících pro úpravu vody a zásobování obyvatelstva pitnou vodou. Týkalo se to především povodí vodárenské nádrže Šance v Beskydech, kde byly dokumentovány antropogenní vlivy na jakost vody a navrženy možnosti ke snížení zákalu vody v této nádrži (Ing. Vítězslav Dobeš, CSc., Ing. Lubomír Kaminský, Jan Míča). Perspektivním výzkumným programem pobočky bylo studium toxicity a biodegradability látek cizorodých vodnímu prostředí. Metodologicky se tyto výzkumy opíraly o standardizované experimentální techniky na národní a mezinárodní úrovni. Jedním z výsledků těchto výzkumných prací bylo i založení databáze nejvýznamnějších údajů o škodlivých látkách s názvem LIDATOX (Ing. Pavel Dočkal, CSc., RNDr. Přemysl Soldán). V tomto období rozsah a zaměření úkolů překročilo rámec regionálních problémů a dosažené výsledky byly přínosem pro celé vodní hospodářství.



Budova pobočky VÚV v Ostravě



Amesův flukuační test na mikrotitračních destičkách

V osmdesátých letech byla výzkumná činnost pobočky zaměřena na problematiku zásobování obyvatelstva a průmyslu vodou, toxicitu látek kontaminujících vodní prostředí a ochranu hraničních vod (Ing. Vítězslav Dobeš, CSc., Ing. Miroslav Sedlák). S tím souvisely práce v oblasti průzkumu zdrojů znečištění, funkce čistíren (Ing. Lubomír Kaminský, Ing. František Knybel), zejména z hlediska specifických polutantů (těžké kovy, PAU, PCB), dále výzkum průběhu samočištění v recipientech, vývoj a zdokonalování analytických metod (metody infračervené spektrofotometrie, vývoj analyzátoru na principu absorpance v UV oblasti – Ing. Miroslav Mrkva, CSc., Jan Míča).

Velkým přínosem bylo řešení společného čištění komunálních a průmyslových odpadních vod na městských čistírnách (Ing. František Knybel) a opětovného použití vyčištěných odpadních vod v chladicích okruzích (Ing. Pavel Dočkal, CSc). Nelze opomenout ani vliv zemědělské velkovýroby na čistotu vod (stanovení myxobakterií jako specifických bakteriologických indikátorů zemědělského znečištění – RNDr. Liana Leciánová).

V tomto období byla zpracována celá řada prací s tematikou hodnocení vývoje jakostního režimu toků v povodí Odry v návaznosti na očekávaný hospodářský rozvoj s návrhy na realizaci možných vodohospodářských opatření ke snižování vypouštěného znečištění (Ing. Alois Neuwirth, CSc., Ing. Jiří Švrčula, RNDr. Jaroslav Kuchyňa, RNDr. Pavel Lazecký).

Od roku 1993 byl stěžejním úkolem řešeným pobočkou Projekt Odry, jehož hlavním řešitelem byl Ing. Jan Sviták (zadán Radou vlády pro vědu a výzkum). Na tento projekt pak navazovaly Projekt Odry II a Projekt Odry III. Dále byla zpracována celá řada prací s tematikou hodnocení vývoje jakostního režimu toků v povodí Odry v návaznosti na očekávaný hospodářský rozvoj, včetně návrhů na realizaci možných vodohospodářských opatření ke snižování vypouštěného znečištění.

Hlavními výstupy z řešení Projektu Odry byly:

- Akční plán povodí Odry, kde byla navržena opatření k odstranění nevyhovujícího stavu povrchových vod a rozdělena do časových etap k roků 2000, 2005 a 2010;
- Hydroatlas povodí řeky Odry, shrnující v grafickém vyjádření, formou kartogramů, základní údaje o vodním hospodářství v povodí a nejdůležitější poznatky a výsledky výzkumu, sledování a hodnocení v rámci Projektu Odry;
- Hydrologická charakteristika povodí Odry, zpracovaná v rámci Projektu Odry ostravskou pobočkou ČHMÚ, obsahující hodnocení hydrologického režimu pro období 1931–1990;
- Registr bodových zdrojů znečištění, vytvořený jako programový prostředek pro podporu řešení projektu a soustřeďující data a údaje o bodových zdrojích v povodí.

V období 1998–2002 na tento projekt navázal Projekt Odry II, jehož hlavním řešitelem byl Ing. Luděk Trdlica. Cílem bylo komplexní posouzení stavu ochrany vod v povodí řeky Odry, včetně vyhodnocení vlivu zdrojů znečištění a vypracování zásad a návrhu pilotního projektu plánu povodí podle požadavků vyplývajících z Rámcové směrnice EU. V rámci projektu byl posuzován stav ochrany vod v povodí řeky Odry, což zahrnovalo vyhodnocení hydrochemických

a hydrobiologických ukazatelů jakosti vod, včetně ekotoxikologických šetření a zhodnocení stavu ichtyofauny. Dále bylo prováděno hodnocení bodových a nebodových zdrojů znečištění a hydrologická sledování, včetně syntézy získaných poznatků. Pozornost byla věnována aplikaci předpisů EU ve vodním hospodářství na podmínky v ČR a bylo provedeno porovnání hodnocení podle směrnice EU a legislativy ČR. Byla též zpracována opatření k prosazení environmentálních cílů v Povodí Odry v oblasti eutrofizace.

V období 2003–2006 byl řešen Projekt Odry III a jeho hlavním řešitelem byl opět Ing. Luděk Trdlica. Cílem projektu byla kromě výstupů z komplexního hodnocení stavu vodní složky ekosystémů v povodí Odry též sumarizace podkladů pro zpracování návrhu plánu oblasti povodí a podkladů za českou část povodí Odry pro Zprávy 2005 a 2007, které byly připraveny v gesci Mezinárodní komise pro ochranu Odry před znečištěním. Práce na projektu umožnily, v souladu s požadavky směrnice 2000/60/ES, uskutečnit opatření nutná k prosazování environmentálních cílů v povodí řeky Odry. Zvláštní pozornost byla věnována sledování a hodnocení biologických a ekotoxikologických parametrů. V rámci projektu byl, jako první zařízení tohoto typu v České republice, odzkoušen a uveden do zkušebního provozu přístroj pro kontinuální monitoring biologické jakosti vod – Daphnia Toximeter. Přístroj průběžně vyhodnocuje jakost vody v posuzovaném profilu na základě vyhodnocování změn chování monitorovacích organismů (perlooček).

Všechny tři projekty byly realizovány ve spolupráci s odbornými organizacemi, z nichž nejvýznamnějšími byly Český hydrometeorologický ústav, pobočka Ostrava, jako hlavní kooperující organizace po celou dobu řešení a podnik Povodí Odry jako správce vodohospodářsky významných toků v povodí.

V září 1997 se ostravská pobočka přemístila do vlastního objektu v Ostravě-Prívově, což umožnilo rozšířit technické vybavení laboratoří a následně i rozsah výzkumných prací. Od roku 1998 se náplň pobočky rozšířila o problematiku odpadového hospodářství.

Činnost pobočky po roce 2000 byla nadále zaměřena na sledování a vyhodnocování procesů probíhajících v hydrosféře z pohledu fyzikálních, chemických a biologických charakteristik s cílem zajistit ochranu přírody a krajiny. Dále byla řešena problematika zdokonalování systému hodnocení vzájemného vztahu emisí ze zdrojů znečištění a chemického stavu vod, plánování ve vodním hospodářství a dílčí problémy odpadového hospodářství. Pobočka byla zapojena též do koordináčních, vzorkovacích i analytických prací zajišťujících Program situačního monitoringu chemického a ekologického stavu povrchových vod a Programu monitoringu referenčních podmínek (Ing. Petr Tušil, Ph.D., Ing. Martin Durčák). Výsledná data byla postupně předávána do Informačního systému ČHMÚ, který zajišťuje jejich zpřístupnění široké odborné i laické veřejnosti.

V letech 2007 až 2013 byly prováděny práce na projektu výzkumu a vývoje Identifikace antropogenních tlaků v české části mezinárodního povodí řeky Odry (hlavní řešitel RNDr. Přemysl Soldán, Ph.D.). Projekt se zabýval identifikací antropogenních tlaků s vymezením priorit návrhů opatření na snížení jejich negativních dopadů na jakost půd, vod a habitaty vodních ekosystémů. Projekt byl mul-

tidisciplinární a na jeho řešení se mimo VÚV TGM, v.v.i., podílely Jihočeská univerzita, Ostravská univerzita, Ústav systémové biologie a ekologie Akademie věd ČR a Slezské muzeum Opava.

Pobočka se významnou měrou podílela na řešení výzkumného záměru Výzkum a ochrana hydrosféry, a to např. řešením subprojektu Vývoj a aplikace vhodných technických nástrojů nutných pro zhodnocení vlivu emisí na chemický stav povrchových vod a vývoj systémů jeho hodnocení (Ing. Tomáš Mičaník), který se zabýval zdokonalováním systémů hodnocení vzájemného vztahu vlivu emisí ze zdrojů znečištění a chemického stavu povrchových vod.

Ostravská pobočka se též dlouhodobě věnuje problematice nebezpečných látek ve vodním prostředí. Stěžejním úkolem zabývajícím se touto oblastí je Registr průmyslových zdrojů znečištění – část nebezpečné látky (Ing. Tomáš Mičaník, Ing. Alena Kristová).

Mezi další významné činnosti patřily i projekty Výzkum v oblasti odpadů jako náhrady primárních surovinových zdrojů, který řešil využití odpadů (zejména kalů z ČOV) k výrobě tuhých alternativních paliv (Ing. Tomáš Sezima, Ph.D., Ing. Robert Kořínek), a Výzkum v oblasti životního cyklu pneumatik (Ing. Robert Kořínek). Zakončen byl i subprojekt Vývoj a zavádění analytických metod do vodohospodářské praxe pro látky nebezpečné ve vodním prostředí včetně toxikologických a genotoxických metod (RNDr. Přemysl Soldán, Ph.D.).

V roce 2013 pokračovalo v gesci ostravské pobočky řešení výzkumného projektu NAVARO – vývoj nástrojů včasného varování a reakce v oblasti ochrany povrchových vod. Náplní je návrh systémů odběru vzorků vod a výběr optimálních metod analýz pro urychlenou detekci příčin vzniku mimořádných situací. Pokračovalo také řešení projektu Dokumentace, pasportizace, archivace a návrhy konverzí komínových vodojemů jako ohrožené skupiny památek industriálního dědictví na území České republiky.

Dlouhodobě se pracovníci pobočky podílejí na různých mezinárodních aktivitách. V rámci spolupráce na hraničních vodách s Polskem byly zajišťovány a poskytovány požadované vodohospodářské podklady a informace související s problematikou hraničních vod na česko-polském úseku státních hranic (Ing. Luděk Trdlica) a aktivní je i podíl pracovníků pobočky na činnosti Mezinárodní komise pro ochranu Odry před znečištěním (Ing. Luděk Trdlica, Ing. Martin Durčák, Ing. Petr Tušil, Ph.D.). Hlavní náplní práce je aktualizace Plánu mezinárodní oblasti povodí Odry pro 2. cyklus plánování a zprovoznění a využívání modelu Moneris, kterým jsou modelovány vnosy nutrientů do řeky Odry v celém jejím mezinárodním povodí.

Redakce

Obsah časopisu VTEI – ročník 2014

Postupy hodnocení významnosti zdrojů a cest emisí znečišťujících látek do vody (P. Vyskoč, H. Prchalová, T. Mičaník, P. Rosendorf, A. Kristová, J. Svobodová)	1/1
Přístup k hodnocení kulturních památek z hlediska přírodního a antropogenního ohrožení (J. Ošlejšková, M. Forejtníková, F. Pavlík)	7/1
Hydraulický výzkum zimního režimu plavebního stupně Děčín (P. Bouška, P. Gabriel, O. Motl, J. Šepelák)	11/1
Vodné a stočné – důvody a možnosti rozšíření pravidel cenostvorby (L. Petružela, L. Slavíková)	16/1
Vývoj vydatnosti pramenů v Česko-saském Švýcarsku (P. Eckhardt, K. Poláková)	1/2
Stanovení distribučního koeficientu pro sorpci umělých radionuklidů ve vodním prostředí (E. Juranová, E. Hanslík)	5/2
Asimilovatelný organický uhlík v systémech výroby a distribuce pitné vody	8/2
Změny ekosystému stabilizační nádrže venkovské čistírny po aplikaci biotechnologického přípravku (L. Havel, B. Desortová)	11/2
Interkalibrační proces metod hodnocení biologických složek ekologického stavu povrchových vod: makrozoobentos a fytozobentos/ Intercalibration proces of assessment methods for biological quality elements of ecological status in surface waters: macro-invertebrates and phytobenthos (M. Maciak, L. Opatřilová)	1/3
Stanovení doporučené hodnoty součinitele drsnosti (L. Smelík, H. Uhmánová)	9/3
Odhad času vnosu (J. Šajer)	12/3

Možnosti nakládání s kaly z čistíren odpadních vod a příslušná legislativa (M. Beránková, V. Jelínková, D. Vološinová)	15/3
Odhad stáří a míšení podzemních vod v oblasti Hřensko-Křinice/Kirnitzsch. Souhrn výsledků projektu GRACE za roky 2012 a 2013 (P. Šimek)	1/4
Řeky jako recipient odpadních vod – vývoj situace za sucha (Fuksa, J.K.)	7/4
Aktualizace odhadu hydrologických dopadů klimatické změny na povodích ČR (M. Hanel, S. Horáček, J. Daňhelka, M. Tomek, K. Hánová, A. Vizina, O. Ledvinka, P. Tremil, E. Melišová)	1/5
Výpočet velikosti dotace podzemních vod za pomoci hydrologického modelování na vybraných hydrogeologických rajonech ČR (A. Beran, M. Hanel, M. Poláková)	4/5
Analýza citlivosti změn objemu přímého odtoku a infiltrace do půdy při potenciálních změnách užívání pozemků (L. Kašpárek, M. Peláková)	8/5
Odhad základního odtoku v dosud nepozorovaných povodích (A. Trávníčková, R. Kožin)	12/5
Klasifikace přesnosti vymezení stávajících záplavových území v ČR (H. Nováková, M. Makovcová, K. Uhlířová, V. Levitus, P. Valenta, J. Valentová)	1/6
Analýza propagace sucha pomocí generátorů počasí (A. Vizina, M. Hanel, E. Melišová)	5/6
Možnosti intenzifikace biologických nádrží určených k čištění a dočišťování odpadních vod (E. Mlejnská, M. Rozkošný)	12/6

VTEI VODOHOSPODÁŘSKÉ
TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

Water Management Technical and Economical Information

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

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

Ročník 56

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

VÚV
TGM

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

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