

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

Vážení čtenáři,

právě vycházející číslo časopisu Vodohospodářské technicko-ekonomické informace otevírá již 55. ročník působnosti tohoto periodika. Při svém založení v roce 1959 dostal časopis za úkol pomáhat odborníkům z oblasti vodního hospodářství orientovat se v nové technice a technologiích a umožňovat širokou výměnu zkušeností mezi pracovníky výzkumu a praxe.

Nejprve vycházel jako čtvrtletník, později jako dvouměsíčník a od roku 1964 s měsíční periodicitou. Přinášel informace o výsledcích československého výzkumu, technickém rozvoji, vynálezech a zlepšovacích návrzích, o řešení výzkumných úkolů, ale i informace ze zahraničí a zprávy z konferencí a sympozií.

K výrazné změně došlo v roce 1999, kdy se vydavatel časopisu – Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka – rozhodl připojit časopis jako přílohu k našemu nejvýznamnějšímu periodiku pro oblast vodního hospodářství, jehož součástí je dosud. Zprvu vycházel 3x do roka, od roku 2008 pak s dvouměsíční periodicitou.

Změnilo se také zaměření časopisu, jež se daleko více soustředilo na výzkum v oblasti vody a jeho výsledky. V posledních letech přináší časopis především příspěvky pracovníků Výzkumného ústavu vodohospodářského jakožto střediska výzkumu ve všech oblastech týkajících se vody, jejího užití a ochrany, ale také ochrany proti ní. Kromě článků s hydrologickou problematikou, problematikou vodohospodářských technologií či problematikou analýzy vod se často objevují i příspěvky s tematikou vody v krajině, protipovodňových opatření, ale i vlivu odpadů a nakládání s nimi na vodu a krajinu apod., a to jak z pera zaměstnanců VÚV TGM, v.v.i., tak výsledky výzkumu některých našich vysokoškolských pracovišť.

Výrazně se na zaměření časopisu podílí redakční rada, která se vždy snažila o zajištění aktuálních příspěvků z oblasti vývoje a výzkumu s přínosem pro praxi. Za 55 let vycházení časopisu se na jeho přípravě podílela celá řada odborníků. Lze uvést např. prvního předsedu redakční rady J. Bednáře (1959–1973) či Ing. J. Beneše, který byl

předsedou redakční rady v letech 1974–1989, dále Ing. A. Mansfelda, CSc., Ing. L. Žáčka, DrSc., Ing. I. Korunu, CSc. a v posledních letech Ing. L. Kašpárka, CSc., a RNDr. Danu Baudišovou, Ph.D. Ze členů redakční rady nelze nezpomenout na Ing. A. Nejedlého, CSc., který byl v redakční radě činný plných 37 let, jen o rok méně působila v redakční radě RNDr. A. Sladká, CSc. Kromě nich se v redakční radě vystřídala řada odborníků z nejrůznějších vodohospodářských organizací. V posledních letech zaměřených především na výzkum a vývoj v oblasti voda a odpady tvoří redakční radu především dlouholetí pedagogičtí pracovníci našich předních vysokých škol se vztahem k oboru vodního hospodářství. Za oblast redakční činnosti lze připomenout především dlouholetého redaktora časopisu VTEI dr. D. Kubálka, dále H. Moravcovou, J. Smrtáka a S. Garciovou.

V posledních několika letech se na stránkách časopisu soustřeďují informace na zajišťování výzkumu a odborných činností v oblasti ochrany vod a nakládání s odpady. To vyžaduje zachování celistvého pohledu na oblast výzkumu, posílení environmentálního přístupu, prohloubení kombinace disciplín praktikovaných ve VÚV TGM jako základním pracovišti vodohospodářského výzkumu, ale také širší zapojení do národních a mezinárodních projektů. Časopis se od r. 2009 snaží vyrovnat s těmito úkoly také vydáváním monotematických mimořádných čísel např. s tematikou aktuálních hydrologických úkolů, problematikou říčního dna, nakládání s odpady či významných projektů zaměřených na výzkum základních povodí ČR (Morava, Odra). Pro zlepšení dostupnosti poskytovaných informací lze nyní časopis sledovat i v elektronické podobě na adrese www.vuv.cz/vtei.

Do 55. ročníku je přáním vydavatele, redakční rady i redakce pokračovat v dobré tradici časopisu a seznamovat čtenáře s poznatky výzkumu v oblasti voda, ale dát prostor i diskusi a dalším pohledům na problematiku. Do roku 2013 bychom vám chtěli popřát mnoho zdraví, spokojenosti a úspěchů v práci i osobním životě, ale také zajímavé chvíle strávené nad stránkami časopisu VTEI.

Redakce

VLIV VYPOUŠTĚNÝCH VYČIŠTĚNÝCH ODPADNÍCH VOD Z KOŘENOVÝCH ČIŠTÍREN NA RECIPIENT

Miroslav Váňa, Eva Mlejnská, Ladislav Havel

Klíčová slova

odpadní voda – anaerobní podmínky – kořenová čistírna – recipient – amoniakální dusík – hydrobiologie

Souhrn

V České republice se k čištění odpadních vod využívají kromě klasických mechanicko-biologických čistíren odpadních vod i extenzivní způsoby čištění. Nejčastějšími extenzivními způsoby čištění jsou kořenové čistírny, biologické nádrže a zemní filtry. Tyto doplňkové způsoby čištění se používají především pro čištění odpadních vod z malých sídel, která mají buď nepravidelný přítok odpadních vod, rozkolísané látkové zatížení, nebo velmi zředěné odpadní vody.

Vedle řady výhod, které extenzivní způsoby čištění mají, jsou zde i některé problémy, kterým je třeba věnovat pozornost. Ve vypouštěných vyčištěných odpadních vodách, zejména z vysoce zatížených kořenových čistíren, mohou převládat až silně anaerobní podmínky, které společně se zbytkovými koncentracemi znečištění (především amoniakálního dusíku) mohou významně ovlivnit jakost vody a také ekosystém toku pod výpustí. Příspěvek shrnuje výsledky dlouhodobého výzkumu vlivu vypouštěných vyčištěných odpadních vod z kořenových čistíren v anaerobních podmínkách na jakost vody a ekosystém drobného toku.

Úvod

Kořenové čistírny společně s biologickými nádržemi jsou nejčastěji používanými zástupci extenzivních způsobů čištění odpadních vod v České republice (Mlejnská aj., 2009). Jsou využívány především pro menší bodové zdroje znečištění nebo pro dočištění odpadních vod z klasických mechanicko-biologických čistíren.

Odpadní vody jsou po vyčištění ve většině případů vypouštěny do toku. Vyčištěné odpadní vody však obsahují zbytkové znečištění, které ovlivňuje jakost vodního prostředí pod výpustí.

V kořenových čistírnách, vzhledem k jejich konstrukčnímu uspořádání, převládají anoxické až anaerobní podmínky. Šíma aj. (2006) podrobně studovali redoxní vlastnosti umělého mokřadu. Pro mokřady charakteristické anaerobní podmínky jsou důsledkem zaplavení půdního systému vodou. Půdní prostředí je izolováno od atmosférického kyslíku, to vede k biologickým a chemickým procesům, které mění systém na prostředí s výrazně redukčními vlastnostmi. Za těchto podmínek využívají anaerobní mikroorganismy při své respiraci řadu terminálních akceptorů elektronů místo kyslíku.

Při hodnotách standardního redoxního potenciálu E_H (proti standardní vodíkové elektrodě) +350 mV až +100 mV je převládajícím procesem denitrifikace, při hodnotách E_H +100 mV až -100 mV je převládajícím procesem redukce Mn^{IV} a Fe^{III} , při E_H -100 mV až -200 mV je převládajícím procesem redukce síranů a hodnoty E_H pod -200 mV indikují aktivitu metanogenních bakterií (Šíma aj., 2006). Měření E_H potenciálu může být využito k charakterizaci oxidačně-redukčních podmínek v mokřadech (Dušek aj., 2008).

Existují dva možné mechanismy přenosu kyslíku (Gaboutloeloe et al., 2009) z atmosféry do mokřadu, a to uvolňováním kyslíku kořeny rostlin a atmosférickou difuzí. Množství takto přeneseného kyslíku je však zcela nedostatečné v porovnání s množstvím potřebným na odstraňování dusíku. Autoři Tyroller et al. (2010) zjistili, že množství kyslíku transportované ze vzduchu do vody je pod 10 % v porovnání s jeho potřebou.

Kyslíkové poměry v mokřadní kořenové zóně mohou být podle autorů Riley et al. (2005) zlepšeny vhodným výběrem druhu mokřadní vegetace a také volbou nižšího organického zatížení systému. Pozitivní vliv snížení organického zatížení systému uvádějí i Stein a Hook (2005).

Wang et al. (2009) a Maltais et al. (2009) popisují jednotlivé mechanismy přeměn dusíku v kořenových čistírnách. Přicházejí v úvahu následující procesy:

- (1) amonifikace – transformace rozpuštěného organického dusíku na amoniakální, má zásadní význam, závisí na teplotě a koncentraci organického dusíku,
- (2) nitrifikace – mikrobiální transformace amoniakálního dusíku až na dusičnany ($NH_4^+ \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO_3^-$), jde o přísně aerobní proces, metabolismus chemoautotrofních bakterií a několika druhů heterotrofních organismů, závisí na teplotě, pH, vlhkosti prostředí, populaci mikroorganismů, koncentraci amoniakálního dusíku a kyslíku,
- (3) denitrifikace – mikrobiální transformace dusičnanů na plyný dusík ($NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$), jde o anaerobní heterotrofní mikrobiální proces, závisí na vlhkosti prostředí, koncentraci dusičnanů a teplotě,
- (4) příjem rostlinami – asimilace anorganicky vázaného dusíku (nejčastěji dusičnanů a amoniakálního dusíku) zabudováním do buněčných struktur, je limitováno rychlostí růstu rostlin a koncentrací dusičnanů a amoniakálního dusíku,
- (5) těkání amoniakálního dusíku – fyzikálně chemický proces, který je relevantní při pH nad 8,0 až 8,5, kdy NH_3 tvoří 20 až 25 % při 20 °C, závisí na teplotě a pH.

Podle autorů Durán-de-Bazúa et al. (2008) jsou v podpovrchově protékajících umělých mokřadech dominujícími mechanismy odstraňování dusíku nitrifikace, denitrifikace a sorpce rostlinami. Těkání amoniakálního dusíku není významné.

Na denitrifikaci mají vliv následující faktory: koncentrace rozpuštěného kyslíku, koncentrace dusičnanů, koncentrace organických látek, oxidačně-redukční potenciál (ORP), teplota vody a pH (Seo a DeLaune, 2010). Redoxní potenciál dává informaci o oxidačním/redukčním stavu prostředí a je jedním z nejdůležitějších faktorů řídících denitrifikaci v mokřadech. Limitujícím faktorem denitrifikace je množství organického uhlíku. Ten může být čerpán, pokud je ho v odpadní vodě málo, z rostlin rostoucích v mokřadu. Kritický poměr uhlíku k dusíku je 5 : 1 (Ingersoll a Baker, 1998).

Vzhledem k výše uvedeným skutečnostem se tak vyčištěná odpadní voda může i při vy-

pouštění do recipientu stále nacházet v anoxických nebo anaerobních podmínkách. Je-li vypouštěna do málo vodného recipientu, dochází k zásadnímu ovlivňování života v toku pod výpustí z kořenové čistírny.

Metodika

V rámci řešení problematiky zjištění míry ovlivnění toku byl sledován odtok z kořenové čistírny a drobný vodní tok, do kterého vyčištěná odpadní voda vytéká. Bylo prováděno terénní měření fyzikálně-chemických ukazatelů (teplota vody, pH, konduktivita, koncentrace rozpuštěného kyslíku, ORP_M) a byly odebrány prosté vzorky nad výpustí, z výpusti a v určitém úseku pod výpustí ke stanovení základních chemických ukazatelů (BSK_5 , $CHSK_{Cr}$, nerozpuštěné látky sušené, jednotlivé formy dusíku a fosforu). Sledování bylo prováděno pravidelně po dobu cca tři let tak, aby pokrylo období celého kalendářního roku a za různých průtoků vypouštěné vyčištěné odpadní vody a vody v toku. V letech 2010 a 2011 bylo sledování doplněno o hydrobiologický průzkum, při kterém byl zkoumán vliv vypouštěné vyčištěné odpadní vody na změnu společenstev fyto-bentosu a makrozoobentosu v podélném profilu úseku toku. Hydrobiologické vzorky byly odebrány a zpracovány podle ČSN 75 7701 a platných metodik (Marvan a Heteša, 2006; Kokeš a Němejcová, 2006).

Pro měření pH, ORP_M , konduktivity, koncentrace rozpuštěného kyslíku a teploty vody byl použit přístroj WTW Multi 340i. Redox potenciál byl měřen kombinovanou elektrodou (Pt-Ag/AgCl) WTW SenTix ORP. Naměřené hodnoty nebyly přepočítávány na standardní vodíkovou elektrodu. Anaerobní podmínky jsou v tomto případě určeny hodnotami ORP_M nižšími než -50 mV, anoxické podmínky hodnotami ORP_M -50 mV až +50 mV a aerobní podmínky hodnotami nad +50 mV. Pro přepočítání na standardní vodíkovou elektrodu je třeba k hodnotě ORP_M odečtené na přístroji přičíst 217 mV pro teplotu vody 10 °C, nebo 214 mV pro teplotu vody 15 °C, nebo 211 mV pro teplotu vody 20 °C (Pitter, 2009).

Popis sledované lokality

Kořenová čistírna s horizontálním podpovrchovým prouděním se nachází ve středních Čechách pod obcí se 725 obyvateli, 650 obyvatel obce je napojeno na kanalizaci a následně na kořenovou čistírnu. Technologickou linku tvoří ručně stírané česle, lapák písku a štěrbínová usazovací nádrž, ze které natéká předčištěná odpadní voda do kořenové čistírny. Ta se skládá ze čtyř polí zapojených do dvou paralelních linek. Rozvody jsou uspořádány tak, aby v případě potřeby část vody protékala v lince oběma za sebou zařazenými poli a část pouze druhými z těchto polí. Z druhé série kořenových polí odtéká vyčištěná odpadní voda jedním společným sběrným potrubím do mírně znečištěného recipientu.

Výsledky terénního měření a chemického rozboru

Množství vyčištěné odpadní vody odtékající z ČOV se pohybovalo v rozmezí od 0,7 do 2,8 l/s, v průměru 1,7 l/s, množství vody protékající tokem se pohybovalo od 0,4 do 10 l/s, v průměru 2,6 l/s. To znamená, že v průměru tvoří odtok z ČOV cca 40 % celkového množství vody pod výpustí. Průměrné odtokové koncentrace vybraných parametrů, jejich maxima a minima jsou uvedeny v tabulce 1, průměrné koncentrace v toku nad výpustí, 5 m pod a 300 m pod jsou shrnuty v tabulce 2. Tok nad výpustí z kořenové čistírny je obvyklého vzhledu, pod výpustí

Tabulka 1. Průměrné, minimální a maximální koncentrace vybraných ukazatelů odtoku z ČOV
Table 1. Average, minimum and maximum concentrations of selected indicators from the WWTP effluent

	Rozpuštěný kyslík (mg/l)	ORP_M (mV)	Konduktivita (mS/m)	$CHSK_{Cr}$ (mg/l)	NL_{105} (mg/l)
Průměr	3,5	-240	143	167	33
Minimum	2,3	-280	85,6	69	2,4
Maximum	5,8	-150	193	364	150
	$N-NH_4^+$ (mg/l)	$N-NO_3^-$ (mg/l)	$N_{celk.}$ (mg/l)	$P_{celk.}$ (mg/l)	$P-PO_4^{3-}$ (mg/l)
Průměr	40,9	0,608	46,9	4,65	4,13
Minimum	11,1	0,100	18,3	2,03	1,48
Maximum	66,1	2,42	67,7	6,77	5,91

je dno a vše pod hladinou vody potaženo souvislým bílým povlakem vláknitých sirných bakterií *Thiothrix* se zrníčky elementární síry, voda má bílo-šedé zbarvení a silně zapáchá. Kolísání koncentrací amoniakálního dusíku, dusičnanového dusíku, rozpuštěného kyslíku a hodnot ORP_M ve sledovaném úseku toku je zobrazeno na obr. 1.

Výsledky hydrobiologického průzkumu toku

Hydrobiologický průzkum byl prováděn v profilu nad výpustí z ČOV (profil 1), cca 10 m pod výpustí (profil 2) a 300 m pod výpustí (profil 3).

Ve fytobentosu v profilu 1 dominovaly běžné rozsivky meso-eutrofních vod (především *Navicula tripunctata*; ostatní druhy *Navicula gregaria*, *Synedra ulna*, *S. acus*, *Nitzschia sigmoidea*, *N. acicularis*, *Surirella minuta*, *Cymbella cistula*, *Stephanodiscus* sp., *Cymatopleura solea*, *Pinnularia viridis*, *Achnanthes lanceolata*, *Cocconeis placentula*, *Gyrosigma acuminatum*, *Gomphonema parvulum*, *Rhoicosphaeria abbreviata* se vyskytovaly spíše ojediněle). Druhou dominantou fytobentosu byla vláknitá zelená řasa *Cladophora glomerata*.

V profilu 2 (přímo ovlivněném přítokem vyčištěných odpadních vod) došlo k výrazné změně společenstva – dominovaly vláknité bakterie a sinice rodu *Leptolyngbya*, subdominantou pak byla vláknitá zelená řasa *Microthamnion strictissimum*, naopak výrazně byl oproti profilu 1 potlačen rozvoj bentických penátních rozsivek. Za zmínku stojí též poměrně hojný výskyt různých bezbarvých bičíkovic, což indikuje převahu degračních procesů. V profilu 3 zůstává charakter společenstva fytobentosu bez podstatných změn. Stále dominují vláknité bakterie a sinice rodu *Leptolyngbya*, hojněji se však začaly vyskytovat běžné penátní rozsivky přítomné na profilu 1 (*Achnanthes lanceolata*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea*, *N. acicularis*, *Navicula gregaria*, *N. tripunctata*, *Fragilaria ulna*, *Cymatopleura solea*).

Složení makrozoobentosu v profilu 1 odpovídá podmínkám mírně znečištěného malého toku: dominovali korýš *Asellus aquaticus*, pijavka *Erpobdella octoculata* a chrostík *Hydropsyche angustipennis*, hojně byly larvy jepic *Baetis rhodani*, schránkatí chrostíci čel. Limnephilidae (*Stenophylax* sp., *Ironoquia dubia*, *Limnephilus* sp.) a drobné larvy čel. Chironomidae. Ojediněle se vyskytovaly *Gammarus* sp., larvy pošvatek (*Isoperla* sp., *Nemoura* sp.) a muchniček (*Prosimulium* sp.).

V profilu 2 došlo vlivem přítoku vyčištěné odpadní vody k negativní změně: kvalitativně i kvantitativně chudé společenstvo makrozoobentosu tvořily pouze ojediněle se vyskytujícími nítěnky *Tubifex* sp. a larvy *Chironomus plumosus*. K výraznému zlepšení nedošlo ani v úseku toku k profilu 3: makrozoobentos je i nadále kvalitativně chudý, s poněkud vyšší abundancí než v profilu 2. Běžně se vyskytovaly nítěnky *Tubifex* sp. a larvy *Chironomus plumosus*, ojediněle pijavky *Erpobdella octoculata* a chrostík *Hydropsyche angustipennis*.

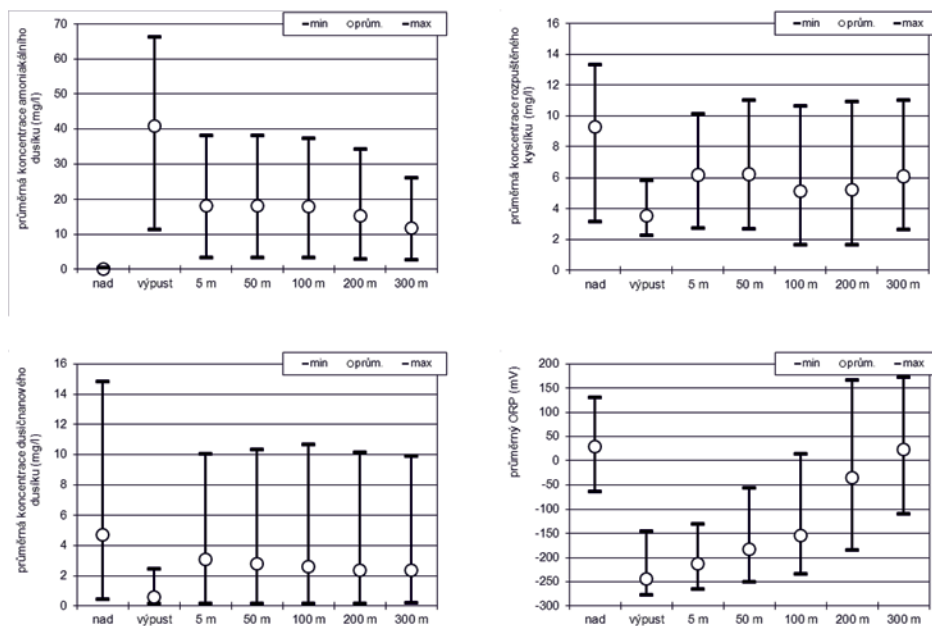
Porovnání možností zvýšení hodnot ORP ve vodě

Pro život v toku se jeví jako zcela zásadní razantní snížení hodnoty ORP . Z tohoto důvodu byl v rámci hledání možností snížení negativních dopadů vypouštění vyčištěné odpadní vody na vodní tok proveden laboratorní pokus s cílem porovnat různé způsoby zvýšení hodnot ORP a koncentrací rozpuštěného kyslíku ve vypouštěné vyčištěné odpadní vodě.

Odpadní vodou (12 litrů) s průměrnými hodnotami ORP_M -320 mV a koncentrací rozpuštěného kyslíku 0,10 mg/l byla v laboratoři naplněna tři skleněná akvária. První pokusná nádoba (1) byla ponechána v klidu (přestup kyslíku hladinou). Ve druhé pokusné nádobě (2) bylo

Tabulka 2. Průměrné koncentrace v profilu nad výpustí, 5 m pod a 300 m pod výpustí
Table 2. Average concentrations in profiles above the outlet, 5 m, resp. 300 m below the outlet

	Rozpuštěný kyslík (mg/l)	ORP_M (mV)	Konduktivita (mS/m)	$CHSK_{Cr}$ (mg/l)	NL_{105} (mg/l)
Nad výpustí	9,3	+30	77,0	25,0	13
5 m pod	6,2	-210	113	64,9	17
300 m pod	6,1	+20	100	37,6	23
	$N-NH_4^+$ (mg/l)	$N-NO_3^-$ (mg/l)	N_{celk} (mg/l)	P_{celk} (mg/l)	$P-PO_4^{3-}$ (mg/l)
Nad výpustí	0,082	4,74	6,94	0,137	0,070
5 m pod	18,2	3,10	24,0	2,17	1,87
300 m pod	11,9	2,37	16,3	1,46	1,26



Obr. 1. Průměrné hodnoty v jednotlivých sledovaných profilech
Fig. 1. Average values in individual monitored profiles

použito u dna magnetické míchadlo rozměrů 37 mm krát 8 mm, magnetická míchačka RTC basic (IKA®-WERKE), stupeň míchání 7. Třetí pokusná nádoba (3) byla provzdušňována vzduchovacím čerpadlem pro akvária dodávajícím 50 l vzduchu za hodinu. Koncentrace rozpuštěného kyslíku a hodnoty ORP_M byly měřeny po 15 minutách. Při první sérii pokusů byly voleny časové intervaly pro odečet koncentrace rozpuštěného kyslíku a hodnoty ORP_M na 15 minut (nádoba 1), 10 minut (nádoba 2) a 5 minut (nádoba 3). Z naměřených výsledků, které shrnuje obr. 2, je velice dobře patrné, že pouhý přestup kyslíku hladinou, když vzorek není promícháván, je zcela zanedbatelný. Nejrychleji dochází ke zvýšení koncentrace rozpuštěného kyslíku a hodnoty ORP_M při provzdušňování, ale i pouhým mícháním u dna dochází k postupnému nárůstu koncentrace rozpuštěného kyslíku i hodnoty ORP_M .

Diskuse výsledků

Z výše uvedených výsledků je zřejmé, že z kořenové čistírny odtékají vyčištěné odpadní vody v anaerobních podmínkách se zbytkovými koncentracemi organického znečištění a znečištění dusíkem a fosforem. Tyto vody výrazným způsobem mění kvalitu vody v toku v úseku pod výpustí. Míra ovlivnění závisí na průtoku vody v toku, průtoku vyčištěné odpadní vody z kořenové čistírny, na povětrnostních podmínkách, charakteru koryta apod. V závislosti na směšovací poměrech dochází ke zvratu aerobních podmínek v toku pod výpustí z kořenové čistírny na podmínky anoxické, resp. anaerobní se všemi důsledky na život v něm. Tyto skutečnosti jsou v souladu s již publikovanými výsledky (Just aj., 2004; Mlejnská aj., 2009; Váňa aj., 2009).

Z obr. 1 je patrné, že ve vypouštěné vyčištěné odpadní vodě lze naměřit určité koncentrace rozpuštěného kyslíku i při hodnotách ORP_M hluboko pod -100 mV. Tuto skutečnost lze vysvětlit různou kinetikou oxidačně-redukčních procesů a rozpouštění kyslíku ve vodě. Při odtoku

vyčištěné odpadní vody dochází k její silné turbulenci, ať už ve vlastním odtokovém potrubí, nebo k rozstříku na kamenech koryta toku, kdy dochází k rozpouštění kyslíku ve vodě. Avšak pod výpustí z kořenové čistírny v toku koncentrace rozpuštěného kyslíku velmi rychle klesá. Koncentrace rozpuštěného kyslíku dále v toku kolísá (obr. 1) v závislosti na lokálním provzdušňování, ředění vodou z okolních přítoků a samočisticích procesech (odtékající voda obsahuje poměrně vysoké zbytkové koncentrace organického znečištění, dusíku a fosforu), do doby než hodnota ORP_M dosáhne kladných hodnot (podmínky ve vodě se změny na anoxické, resp. aerobní).

Tuto teorii potvrzují i výsledky laboratorního pokusu, kdy byla odpadní voda před započítím pokusu ponechána přes noc v lednici, poté byla naměřena téměř nulová koncentrace rozpuštěného kyslíku. Důsledky změny anoxických, resp. anaerobních podmínek na aerobní lze velmi dobře pozorovat i vizuálně změnou vzhledu vody v toku (postupně vymizení nánosů vláknitých sírných bakterií se zrníčky elementární síry a snížení zápachu).

Naměřené výsledky ukazují, že v bezprostřední blízkosti výpusti z kořenové čistírny dochází vlivem vypouštění vyčištěné odpadní vody k prudkému poklesu koncentrace rozpuštěného kyslíku a především hodnot ORP_M v toku (obr. 1), postupně se ale hodnoty sledovaných parametrů (fyzikálně-chemických i chemických) přibližují k hodnotám v běžném vodním toku. Pro návrat k anoxickým až aerobním podmínkám ve vodě (hodnoceno podle ORP_M) byla téměř za všech podmínek měření dostatečná vzdálenost cca 300 m pod výpustí, která nicméně není dostatečná pro regenerace společenstev v toku.

Z výsledků laboratorního pokusu, při kterém byly porovnávány možnosti zvýšení koncentrace rozpuštěného kyslíku a hodnoty ORP_M a tím možnosti snížení negativního dopadu vypouštění vyčištěné odpadní vody na vodní tok, vyplývá, že hodnota ORP_M se nejrychleji zvyšuje při provzdušňování odpadní vody, nicméně i pouhé míchání vede k postupnému zlepšování kvality vody.

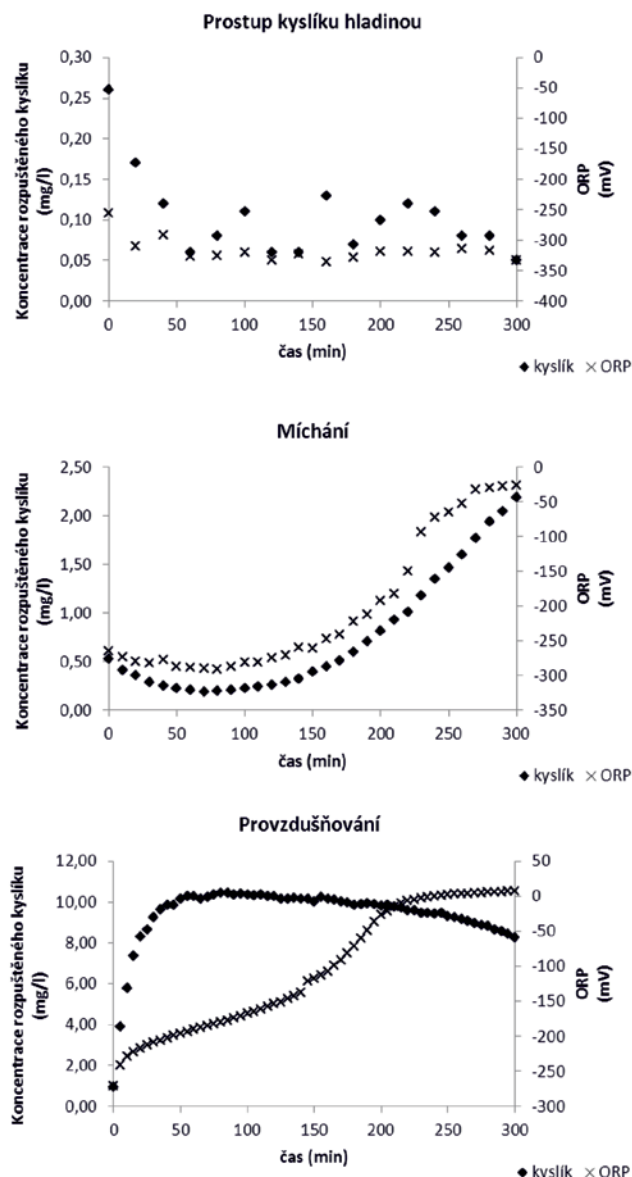
Změny ve sledovaných hydrobiologických ukazatelích (fytoobentos, makrozoobentos) nad a pod výpustí z kořenové ČOV dokládají, že zaústění vyčištěné odpadní vody v anaerobních podmínkách do mírně znečištěného drobného vodního toku vede k naprosté degradaci společenstev fytoobentosu i makrozoobentosu a masivnímu rozvoji bakteriálních nárostů. Tento negativní antropogenní vliv potlačil samočisticí schopnost toku natolik, že ani v nejnižším sledovaném profilu (po cca 300 m) nedošlo k regeneraci těchto společenstev.

Možností, jak zamezit negativnímu působení vypouštěných vyčištěných odpadních vod v anaerobních podmínkách z kořenových čistíren na recipient, se nabízí několik. Předně je to rekonstrukce samotné kořenové čistírny s horizontálním pod povrchové prouděním na typ s volnou hladinou, kde dochází ke zvýšení přestupu kyslíku do systému prostřednictvím fotosyntézy řas a atmosférickou difuzí (Nivala et al., 2007). Dalšími možnostmi jsou kombinace horizontálně a vertikálně protékajících kořenových polí, tzv. hybridní systémy (Vymazal, 2005) nebo kořenové čistírny s pulzní výškou hladiny (Vymazal a Masa, 2003; Křiška aj., 2011). Možné je i využití kořenovou čistírnu s přídatnou aerací (Nivala et al., 2007), popř. využití dalšího čistícího stupně například biologické nádrže nebo, jak bylo výsledky našeho měření na jiné lokalitě ověřeno, vypouštění vody do otevřeného koryta dlouhého několik stovek metrů, které by bylo součástí technologické linky čistírny. V tomto korytě by docházelo jednak ke změně podmínek z anaerobních na aerobní, a jednak k odstraňování zbytkového znečištění z odpadní vody.

Závěr

Vypouštění vyčištěných odpadních vod v anaerobních podmínkách, v závislosti na poměru mísení, výrazně negativně ovlivňuje vodní tok, do kterého jsou tyto vody vypouštěny, a to především z hlediska kyslíkových poměrů a změny podmínek v toku (z aerobních na anoxické, popř. anaerobní) s logickými důsledky na změnu společenstva organismů.

Z tohoto důvodu je nezbytné, s ohledem na danou lokalitu (především kvalitu surové odpadní vody) a ekonomické možnosti, zvažovat takové technologické zásahy, které by vedly k odstranění nebo alespoň snížení negativního vlivu vypouštěných odpadních vod v anaerobních podmínkách na recipient, včetně změny systému čištění odpadních vod, popř. rekonstrukce stávajícího zařízení.



Obr. 2. Závislost koncentrace rozpuštěného kyslíku a hodnoty ORP_M na čase při pouhém prostupu hladinou, míchání a provzdušňování
Fig. 2. Relation of the concentration of dissolved oxygen and ORP_M values with time at the simple surface passing through, mixing and aeration

Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou výzkumného záměru MZP0002071101 dotovaného Ministerstvem životního prostředí. Poděkování patří také provozovatelům sledovaných čistíren za umožnění sledování účinnosti čištění.

Literatura

- ČSN 75 7701 Jakost vod – Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA. Český normalizační institut, 2008.
- ČSN 75 7367 Jakost vod – Stanovení oxidačně-redukčního potenciálu. Český normalizační institut, 2011.
- Durán-de-Bazúa, C., Guido-Zárate, A., Huanosta, T., Padrón-López, R.M., and Rodríguez-Monroy, J. (2008) Artificial wetlands performance: nitrogen removal. *Water Science and Technology*, vol. 58, No. 7, p. 1357–1360.
- Dušek, J., Pícek, T., and Čížková, H. (2008) Redox potential dynamics in a horizontal subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment: Diel, seasonal and spatial fluctuations. *Ecological Engineering*, vol. 34, p. 223–232.
- Gaboutloeloe, G.K., Chen, S., Barber, M.E., and Stöckle, C.O. (2009) Combinations of horizontal and vertical flow constructed wetlands to improve nitrogen removal. *Water Air Soil Pollut: Focus*, vol. 9, p. 279–286.
- Ingersoll, T.L. and Baker, L.A. (1998) Nitrate removal in wetland microcosms. *Water Research*, vol. 32, No. 3, p. 677–684.

Just, T., Fuchs, P. a Písařová, M. (2004) Odpadní vody v malých obcích. Publikace ÚV TGM, vydal Ústav pro ekopolitiku, Praha, 120 s.

Kokeš, J. a Němejcová, D. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA. MŽP.

Křiška, M., Rozkošný, M. a Šálek, J. (2011) Koncepce uspořádání malých ČOV využívajících přírodní způsoby čištění. In: Sborník přednášek ze semináře ČOV pro objekty v horách. Přírodní řešení nebo high tech?, Pec pod Sněžkou, 19.–20. 5. 2011, s. 20–29.

Maltais-Landry, G., Maranger, R., Brisson, J., and Chazarenc, F. (2009) Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Research*, vol. 43, p. 535–545.

Marvan, P. a Heteša, J. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků fytozobentosu tekoucích vod. MŽP.

Mlejnská, E., Rozkošný, M., Baudišová, D., Váňa, M., Wanner, F. a Kučera, J. (2009) Extenzivní způsoby čištění odpadních vod. Praha: ÚV TGM, 120 s.

Nivala, J., Hoos, M.B., Cross, C., Wallace, S., and Parkin, G. (2007) Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, 380, p. 19–27.

Pitter, P. (2009) Hydrochemie. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 592 s.

Riley, K.A., Stein, O.R., and Hook, P.B. (2005): Ammonium Removal in Constructed Wetland Microcosms as Influenced by Season and Organic Carbon Load. *Journal of Environmental Science and Health*, vol. 40, p. 1109–1121.

Seo, D.Ch. and DeLaune, R.D. (2010) Fungal and bacterial mediated denitrification in wetlands: Influence of sediment redox condition. *Water Research*, vol. 44, p. 2441–2450.

Stein, O.R. and Hook, P.B. (2005) Temperature, Plants, and Oxygen: How Does Season Affect Constructed Wetland Performance? *Journal of Environmental Science and Health*, vol. 40, p. 1331–1342.

Šíma, J., Holcová, V., Dušek, J. a Diáková, K. (2006) Analytické přístupy ke studiu redoxních vlastností umělého mokřadu, *Chemické listy*, 100, s. 911–918.

Tyroller, L., Rousseau, D.P.L., Santa, S., and García, J. (2010) Application of the gas tracer method for measuring oxygen transfer rates in subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, vol. 44, p. 4217–4225.

Váňa, M., Hamza, M., Kučera, J. a Mlejnská, E. (2009) Průběh samočištění anaerobních odpadních vod po vypuštění do recipientu. *VTEI*, 51, č. 4, s. 4–7, příloha *Vodního hospodářství* č. 8/2009.

Vymazal, J. (2005) Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25, p. 478–490.

Vymazal, J. and Masa, M. (2003) Horizontal sub-surface flow constructed wetland with pulsing water level. *Wat. Sci. and Tech.*, 48, No. 5, p. 143–148.

Wang, Y., Zhang, J., Kong, H., Inamori, Y., Xu, K., Inamori, R., and Kondo, T. (2009) A simulation model of nitrogen transformation in reed constructed wetlands. *Desalination*, vol. 235, p. 93–101.

Ing. Miroslav Váňa
Ing. Eva Mlejnská
RNDr. Ladislav Havel, CSc.
ÚV TGM, v.v.i.
Miroslav_Vana@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

The impact of treated wastewaters discharged from constructed wetlands (Váňa, M.; Mlejnská, E.; Havel, L.)

Key words

wastewater – anaerobic conditions – constructed wetland – recipient – nitrogen – hydrobiology

Horizontal and vertical flow constructed wetlands and stabilization ponds are the most commonly used non-conventional wastewater treatment technologies in the Czech Republic. These technologies are used especially for small municipalities. They are applicable for variable hydraulic and organic loads and highly diluted wastewaters.

However, non-conventional wastewater treatment technologies have some disadvantages, too. Considerable anaerobic conditions in discharged treated wastewaters are one of the main troubles. This situation occurs especially in case of highly loaded constructed wetlands. Anaerobic conditions with residual concentrations of pollution (especially ammonia nitrogen) can significantly affect the water quality and the whole stream ecosystem. This article summarizes previous long-term research of the treated wastewaters in anaerobic conditions discharged from horizontal flow constructed wetlands and their impact on water quality and the stream ecosystem.

METODY STANOVENÍ *ESCHERICHIA COLI* A INTESTINÁLNÍCH ENTEROKOKŮ V KOU PACÍCH VODÁCH

Dana Baudišová

Klíčová slova

koupací vody – metody analýz – *E. coli* – intestinální enterokoky

Souhrn

Ve vodách ke koupání (čtyři různě kontaminované profily) bylo testováno ve dvou koupacích sezonách šest metod pro stanovení *E. coli* (metoda podle ČSN 78 7835, ČSN EN ISO 9308-1, 9308-3, Colilert/Quanti-Tray (IDEXX), chromogenní média Chromocult Coliformen agar a Rapid 2 *E. coli* agar) a sedm metod pro stanovení intestinálních enterokoků (ČSN EN ISO 7899-1, 7899-2 – Slanetz Bartley od firem Himedia, Merck, Biorad a Trios a Enterolert E a Enterolert DW (IDEXX)). Celkem bylo analyzováno 20 vzorků z každého profilu. Velmi vhodná metoda stanovení *E. coli* je metoda Colilert/Quanti-Tray. Na Laktóza TTC agaru s Tergitolem 7 podle ČSN EN ISO 9308-1 a na chromogenních médiích roste nadměrně množství doprovodné mikroflóry, z tohoto pohledu se jako nejlepší z nich jeví Rapid 2 *E. coli* agar. Pro stanovení intestinálních enterokoků je nevhodnější používat metodu podle ČSN EN ISO 7899-2, je však nutno věnovat velkou pozornost konfirmaci presumptivních kolonií a v případě potřeby zařadit katalázový test.

Úvod

Vyhláška č. 238/2011 Sb., o stanovení hygienických požadavků na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích venkovních hracích ploch, předepisuje stanovení střevních enterokoků (metody

podle norem ČSN EN ISO 7899-1 a ČSN EN ISO 7899-2) a *Escherichia coli* (metody podle norem ČSN EN ISO 9308-1 a ČSN EN ISO 9308-3). Prokázání rovnocennosti jiné než referenční metody se provede podle ČSN EN ISO 17994 (Kritéria pro zjištění ekvivalence dvou mikrobiologických metod). Jako limit odchylky je uvedeno 10 %.

V České republice bylo v roce 2011 evidováno 364 přírodních koupacích vod, z toho 183 koupacích míst, které byly reportovány Evropské komisí. Tato místa analyzovalo a do IS Pivo dodávalo výsledky 24 laboratoří ze všech rezortů. Výsledky mikrobiologických analýz získaných různými metodami nejsou vždy srovnatelné a někdy se liší i výsledky na různých médiích stejného složení. Metoda podle ČSN EN ISO 9308-1 se nyní reviduje a není dořešeno její použití pro povrchové vody.

Cílem tohoto příspěvku je charakterizovat jednotlivé metody a ukázat rozdíly v zachytu *E. coli* a intestinálních enterokoků v koupacích vodách různého typu a znečištění. Výsledky by měly sloužit jako jeden z podkladů pro vypracování sjednocené metodiky pro mikrobiologické analýzy koupacích vod.

Odběry vzorků

Vzorky byly odebírány na čtyřech lokalitách: Otava-Vojníkovi, začíná zde vzdutí Orlické přehrady (oficiální koupací profil), Orlík-Radava (oficiální koupací profil), rybník Šeberák-Praha 4 (oficiální koupací profil) a tok Berounka-Černošice (běžné koupání, vodáci, rybáři). Vzorkování bylo prováděno v průběhu dvou koupacích sezon (2011 a 2012) ve čtrnáctidenních intervalech, každý rok bylo odebráno a analyzováno 10 vzorků. Celkem bylo analyzováno 80 vzorků (čtyři lokality po 20 vzorcích). Vzhledem k výběru a charakteru lokalit (výběr byl proveden tak, aby byly reprezentovány různé typy jak lokalit, tak znečištění) jsou zpracovány výsledky pro každou lokalitu zvlášť.

Stanovení *Escherichia coli*

Tradiční stanovení *E. coli* metodou podle ČSN 75 7835 (mFC agar a aktivita enzymu β -D-glukuronidázy) je velmi selektivní, ale málo citlivé. Tato metoda je vhodná především pro velmi znečištěné vody,

např. odpadní. Velký vliv na malou citlivost stanovení má kultivační teplota 44 °C. Experimentálně jsme zjistili, že při 44 °C bylo zachyceno průměrně 52 % *E. coli* zachycených na stejném médiu při 36 °C. Metoda podle ČSN 75 7835 není mezinárodní a není ani uvedena ve vyhlášce č. 238/2011 Sb.

V této vyhlášce je jako jedna z předepsaných uvedena metoda nejpravděpodobnějšího počtu (MPN) na mikrotitračních destičkách podle ČSN EN ISO 9308-3. Tato metoda se i přes určitou propagaci u nás neujala. Její další nevýhodou je vysoká mez detekce (15 KTJ/100 ml), která je sice hluboko pod limity danými v právních předpisech (výborná jakost = percentil 95: 500 KTJ/100 ml pro *E. coli* a 200 KTJ/100 ml pro intestinální enterokoky), ale takové výsledky nejdou dlouhodobě statisticky zpracovávat. Druhá metoda MPN – Colilert/Quanti-Tray (vyrábí IDEXX, u nás dodává firma Consygen CZ) dosud není normalizována. Firma Consygen však požádala MZ ČR o použitelnost této metody pro české koupací vody. Výhodou těchto metod je kultivace *E. coli* v tekutém prostředí (fyziologicky vhodnější) a také konfirmace pomocí enzymu β -D-glukuronidázy (fluorogenní substrát), což je selektivní a dobře počítatelné. Navíc stanovení neruší doprovodná mikroflóra.

Stanovení *E. coli* v koupacích vodách podle ČSN EN ISO 9308-1 je problematické. Je to metoda velmi citlivá (primárně určená pro dezinfikované pitné vody) a zejména u „relativně čistých vod“ dochází k velkému nárůstu doprovodné mikroflóry, což mnohdy znemožňuje počítat a zejména izolovat presumptivní kolonie v požadovaném rozsahu (minimálně 10 cívových kolonií při maximálním počtu 100 veškerých kolonií na membránovém filtru). Výsledky tak lze považovat maximálně za „semikvantitativní“ s vysokou nejistotou. Tato metoda se navíc reviduje a nově navrhované chromogenní médium (Chromocult Coliformen agar) je ještě citlivější. Je primárně určeno k hodnocení pitných (zejména dezinfikovaných) vod a téměř se neuvažuje možnost jeho využívání v povrchových vodách. V tabulce 1 je uveden procentuální záchyt *E. coli* mezi celkovými počty na membránovém filtru vyrostlých kolonií. Z tabulky vyplývá, že z hlediska selektivity nejhorší výsledky (tj. nejnižší procento *E. coli* mezi doprovodnou mikroflórou) bylo zachyceno u profilu Orlík-Radava, což je shodou okolností profil s nejnižším mikrobiálním znečištěním (srovnej obr. 1 a 2). Nejlepší výsledky z hlediska selektivity ve všech profilech dosahoval Rapid 2 *E. coli* agar. V případech, že je uvedena nula, byl filtr přerostlý doprovodnou mikroflórou.

Na obr. 1 a 2 jsou uvedeny výsledky záchytu *E. coli* různými metodami v koupacích vodách. Pro přehlednost jsou odděleny relativně více (Otava-Vojník a Berounka-Černošice) a méně znečištěné profily (Orlík-Radava a rybník Šeberák). Na obrázcích nejsou uvedeny výsledky získané metodou podle ČSN EN 9308-3 (mikrotitrační destičky), která byla testována pouze v koupací sezóně 2011. Průměrná hodnota

Tabulka 1. Procentuální zastoupení *E. coli* mezi celkovými počty vyrostlých kolonií (CCM = Chromocult Coliformen agar, Rapid = Rapid 2 *E. coli* agar a Tergitol = Laktóza TTC agar s Tergitolem 7 podle ČSN EN ISO 9308-1)

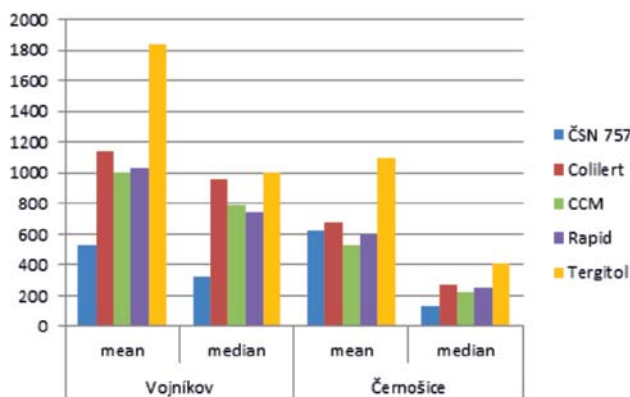
Table 1. Percentage of *E. coli* in total counts of colonies on membrane filter (CCM = Chromocult Coliformen agar, Rapid = Rapid 2 *E. coli* agar a Tergitol = Lactose TTC agar medium with Tergitol 7 according to ČSN EN ISO 9308-1)

	CCM	Rapid	Tergitol
Otava-Vojník	0,3–25 %, mean 6,16 %	2,4–34 %, mean 14,9 %	0,5–5,26 % mean 2,96 %
Orlík-Radava	0–4,4 % mean 0,4 %	0–32,3 % mean 1,525	0–3,5 % mean 0,58 %
Berounka-Černošice	0,05–6,36 % mean 2,03 %	0,6–26 % mean 9,65 %	0,11–6,58 % mean 2,02 %
Šeberák	0,05–64 % mean 5,19 %	0–82,14 % mean 14,76 %	0–10 % mean 1,79 %

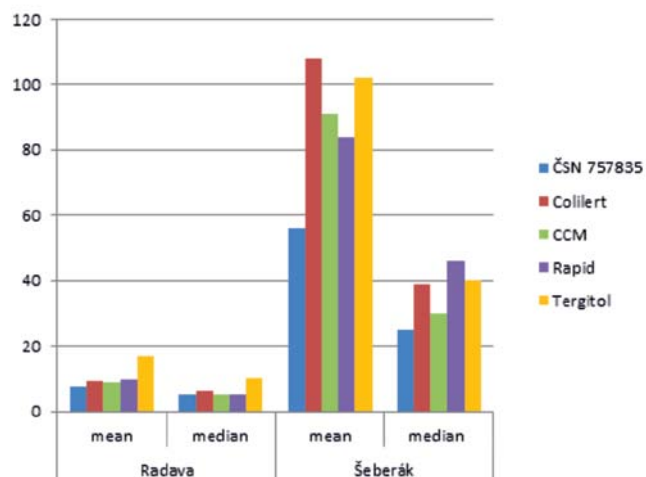
a medián získané touto metodou byly 1 332 a 834 MPN/100 ml ve Vojníkově, 8,33 a méně 15 MPN/100 ml na Radavě, 323 a 110 MPN/100 ml v Černošicích a 54 a 14 MPN/100 ml na Šeberáku. Výsledky významně korelovaly s metodou Colilert Quantitray ($y = 1,0521x$, $R^2 = 0,9471$).

Stanovení střevních enterokoků

Všechny české laboratoře používají ke stanovení intestinálních enterokoků metodu podle ČSN EN ISO 7899-2. Užívá se však Slanetz Bartley agar od různých firem (Himedia, Merck, Biorad, Trios, Oxoid) a výsledky se mohou lišit. Nejvyšší záchyty v našem případě poskytl Slanetz Bartley od firmy Himedia – zde však bylo nejvíce doprovodné mikroflóry (podíl žluč eskulin negativních kmenů) a bylo také zachyceno nejvíce kataláza pozitivních kmenů (test na aktivitu enzymu katalázy byl ze standardního stanovení podle ČSN EN ISO 7899-2 vyrazen). Procentuální zastoupení „pravých“ intestinálních enterokoků mezi presumptivními bylo u média Slanetz Bartley od firmy Himedia 59 a 56 % (Vojník 2011 a 2012), 85 a 64 % (Radava 2011 a 2012), 60 a 63 % (Černošice) a 65 a 59 % (Šeberák). U média Slanetz Bartley od firmy Merck to bylo 66 % (Vojník), 80 % (Radava), 79 % (Černošice), a 81 % (Šeberák), u Slanetz Bartley od firmy Biorad 88 % (Vojník), 85 % (Radava), 92 % (Černošice) a 98 % (Šeberák) a u Slanetz Bartley od firmy Trios 87 % (Vojník), 90 % (Radava),



Obr. 1. Počty *E. coli* stanovené různými metodami v profilech Otava-Vojník a Berounka-Černošice (KTJ, resp. MPN/100 ml); je uveden aritmetický průměr a medián; metody: ČSN 75 7835, Colilert/ Quanti-Tray, CCM = Chromocult Coliformen agar, Rapid = Rapid 2 *E. coli* agar a Tergitol = Laktóza TTC agar s Tergitolem 7 podle ČSN EN ISO 9308-1
Fig. 1. Counts of *E. coli* detected by different methods in profiles Otava-Vojník a Berounka-Černošice (CFU, resp. MPN/100 ml); arithmetic mean and median are given; methods: ČSN 75 7835 (mFC agar and β -D-glucuronidase test), Colilert/ Quanti-Tray, CCM = Chromocult Coliformen agar, Rapid = Rapid 2 *E. coli* agar a Tergitol = Lactose TTC agar with Tergitol 7 according to ČSN EN ISO 9308-1



Obr. 2. Počty *E. coli* stanovené různými metodami v profilech Orlík-Radava a Šeberák (KTJ, resp. MPN/100 ml); je uveden aritmetický průměr a medián; metody: ČSN 75 7835, Colilert/ Quanti-Tray, CCM = Chromocult Coliformen agar, Rapid = Rapid 2 *E. coli* agar a Tergitol = Laktóza TTC agar s Tergitolem 7 podle ČSN EN ISO 9308-1
Fig. 2. Counts of *E. coli* detected by different methods in profiles Orlík-Radava and Šeberák (CFU, resp. MPN/100 ml); arithmetic mean and median are given; methods: ČSN 75 7835 (mFC agar and β -D-glucuronidase test), Colilert/ Quanti-Tray, CCM = Chromocult Coliformen agar, Rapid = Rapid 2 *E. coli* agar a Tergitol = Lactose TTC agar with Tergitol 7 according to ČSN EN ISO 9308-1

Tabulka 2. Výsledky stanovení enterokoků jednotlivými metodami (průměr/medián; KTJ, resp. MPN ve 100 ml) v jednotlivých profilech a koupacích sezonách (médiá Slanetz Bartley od různých firem, metoda podle ČSN EN ISO 7899-1, Enterolert E a Enterolert DW)

Table 2. Result of detection of intestinal enterococci by different methods (arithmetic mean/median; CFU, resp. MPN in 100 ml) in profiles studied and bathing seasons (media Slanetz Bartley from different companies, the method according to ČSN EN ISO7899-1, Enterolert E and Enterolert DW)

	SB Himedia	SB Merck	SB Biorad	SB Trios	7899-1	Enterolert E	Enterolert DW
Vojníkov 2011	548 / 270	–	201 / 95	–	307 / 226	329 / 86	–
Vojníkov 2012	543 / 365	424 / 370	–	290 / 240	–	243 / 145	361 / 173
Radava 2011	12 / 10	–	12 / 10	–	27 / 15	16 / 11	–
Radava 2012	24 / 18	19 / 12,5	–	22 / 21	–	12 / 9	16 / 7,4
Černošice 2011	205 / 200	–	154 / 79	–	230 / 169	145 / 63	–
Černošice 2012	198 / 71	138 / 42	–	109 / 60	–	64 / 52	126 / 69
Šeberák 2011	177 / 32	–	128 / 10	–	382 / 249	162 / 66	–
Šeberák 2012	124 / 60	42 / 21	–	27 / 13	–	40 / 21	20 / 19

100 % (Černošice) a 84 % (Šeberák). V roce 2011 byly identifikovány izolované enterokoky z profilu Radava a v roce 2012 z profilu Vojníkov pomocí mikrotestu STREPTOtest 24 (Lachema). Celkem bylo identifikováno 158 kmenů. Nebyly zjištěny významné rozdíly mezi jednotlivými médii od různých firem. Je však nutné poznamenat, že bylo zachyceno velmi malé množství kmenů druhů *Enterococcus faecalis* a *E. faecium*, v profilu Radava to byly jen 4 % identifikovaných enterokoků, v profilu Vojníkov to bylo 11 %.

Další ve vyhlášce předepsaná metoda nejpravděpodobnějšího počtu (MPN) na mikrotitračních destičkách podle ČSN EN ISO 7899-1 má stejný osud jako výše uvedená metoda podle ČN EN ISO 9308-3 (neujala se a má vysokou mez detekce). Další metody MPN – Enterolert (existuje jak fluorogenní varianta Enterolert E, tak chromogenní Enterolert DW) vyrábí IDEXX, u nás zastoupena firmou Consygen CZ. Bohužel Enterolert zatím nedosahuje tak jednoznačných výsledků jako Colilert Quanti-Tray. Je to zejména proto, že v určitém vegetačním období ve stojatých vodách (kterých je, co se koupání týče, absolutní většina) dochází k řadě nejasných reakcí, které jsou (jak jsme ověřovali kultivačně a mikroskopicky) většinou negativní (resp. falešně pozitivní), ale ne stoprocentně vždy. To může být způsobeno určitou aktivitou β-D-glukosidázy, kterou produkují i některé řasy, a zřejmě nedochází k jejich dostatečné inhibici.

Vzhledem k tomu, že v roce 2012 byl výrazně upraven soubor testovaných metod, nejsou výsledky graficky zpracovány, ale jsou uvedeny v tabulce 2.

Závěr

Je jisté, že konečné rozhodnutí o nevhodnějších metodách pro stanovení *E. coli* a intestinálních enterokoků bude ještě předmětem dalšího vyhodnocování a jednání. Nicméně se ukazuje, že velice vhodná metoda stanovení *E. coli* je metoda Colilert/Quanti-Tray od firmy IDEXX (u nás dodává Consygen CZ). Na Laktóza TTC agar s Tergitolem 7 podle ČSN EN ISO 9308-1 a na chromogenních médiích roste nadměrné množství doprovodné mikroflóry, z tohoto pohledu se jako nejlepší z nich jeví Rapid 2 *E. coli* agar. Pro stanovení intestinálních enterokoků je nevhodnější používat metodu podle ČSN EN ISO 7899-2, je však nutno věnovat velkou pozornost konfirmaci presumptivních kolonií a v případě potřeby zařadit katalázový test.

Poděkování

Zpracováno s podporou projektu TA 01020675.

RNDr. Dana Baudišová, Ph.D.
VÚV TGM, v.v.i., Praha
dana_baudisova@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Methods of E. coli and intestinal enterococci detection in bathing waters (Baudišová, D.)

Key words

bathing waters – methods of analyses – E. coli – intestinal enterococci

Six methods for detection of *E. coli* (method according to ČSN 78 7835, ČSN EN ISO 9308-1, 9308-3, Colilert/Quanti-Tray (IDEXX), and chromogenic media Chromocult Coliformen agar and Rapid 2 *E. coli* agar) and seven methods for detection of intestinal enterococci (ČSN EN ISO 7899-1, 7899-2 – Slanetz Bartley from companies Himedia, Merck, Biorad a Trios a Enterolert E a Enterolert DW (both IDEXX)) were tested for bathing waters from 4 profiles with different level of contamination (bathing seasons 2011 and 2012). A total of 20 samples were taken from each profile. The method of Colilert/Quanti-Tray is very convenient for the detection of *E. coli* in bathing waters. Background microflora is a big problem on Lactose TTC agar with Tergitole 7 according to ČSN EN ISO 9308-1 and also on chromogenic media (the best results were obtained on Rapid 2 *E. coli* agar). The method according to ČSN EN ISO 7899-2 is the most convenient method for detection of intestinal enterococci, but it is necessary to confirm presumptive strains carefully and in some cases the use of catalase test is recommended.

200 EO a 800 EO. Tyto čistírny byly vybrány jako vzorové. Tento průzkum doplnil dlouhodobý monitoring účinnosti čištění pro vybrané ukazatele charakterizující odpadní vody (NL, BSK₅, CHSK, amoniakální dusík, celkový fosfor) probíhající po dobu deseti let. Cílem výzkumu bylo také postihnout úspěšnou změnu v biocenóze stabilizačních nádrží, a to jak během vegetačního období, tak i v době vegetačního klidu. Výsledky jsou doplněny o informace týkající se znečištění sedimentů nádrží a biomasy plovoucích makrofyty.

Úvod

Stabilizační nádrže, dříve nazývané biologické rybníky (oxidační nádrže), jsou důležitým prvkem při čištění odpadních vod již od konce 19. století a jsou široce využívány pro čištění nebo dočištění odpadních vod ve světě (Sperling, 2007), ale našly uplatnění i v České republice (Effenberger a Duroň, 1984; Šálek, 1994; Šálek a Tlapák, 2006; Mlejnská aj., 2009). Od roku 1990 s rozvojem využití vegetačních kořenových čistíren pro čištění odpadních vod v obcích České republiky se uplatňuje jako čistírenské zařízení i kombinace obou

DOČIŠTĚNÍ ODTOKŮ Z KOŘENOVÝCH ČIŠTÍREN ODPADNÍCH VOD STABILIZAČNÍMI NÁDRŽEMI

Miloš Rozkošný, Pavel Sedláček

Klíčová slova

čistírna odpadních vod – stabilizační nádrž – kořenová čistírna – účinnost čištění – fytoplankton – biocenóza

Souhrn

Příspěvek je zaměřen na prezentaci výsledků hodnocení přínosu stabilizačních nádrží pro dočištění odtoků z kořenových čistíren odpadních vod. Podrobný průzkum změn v chemismu vod a jejich biologickém oživení byl prováděn v letech 2009 a 2010 na dvou nádržích, které jsou součástí čistíren pro cca

technologí, kdy primárním účelem zařízení stabilizační nádrže je zvýšení účinnosti odstranění amoniakálního dusíku. Současně se předpokládá snížení odtokových koncentrací celkového dusíku a celkového fosforu. Důvodem využívání stabilizačních nádrží je skutečnost, že se jedná o čistírenské objekty, které vynikají snadnou dostupností, minimální spotřebou energie i údržbou, dále v jejich prospěch hovoří i ekonomická efektivnost (Mlejnská aj., 2009). Stabilizační nádrže se uplatňují zejména při čištění splaškových odpadních vod (také výrazně snižují počty koliformních zárodků) – Just aj., 2004. Tyto nádrže zaujímají zvláštní postavení mezi zařízeními sloužícími pro čištění a dočištění odpadních vod, neboť vytvářejí podmínky pro rozvoj autotrofních organismů, produkujících kyslík, který je potřebný pro oxidaci organických látek. Zdrojem kyslíku pro aerobní biologickou nádrž jsou produkce řas a jiných zelených vodních rostlin, přitékající povrchová voda ze soustředěného i nesoustředěného odtoku, balastní podíl odpadních vod a atmosférický kyslík získaný přestupem na styku s vodní hladinou (Štencel aj., 2004). V případě, že do nádrže nepřitéká potřebné množství čisté prokysličené vody, a také v zimním období, kdy neprobíhá intenzivně produkce kyslíku při fotosyntéze, je potřeba přídavná aerace pro doplnění kyslíkového deficitu. U aerobních nízkozatěžovaných a dočišťovacích biologických nádrží se předpokládá, že potřebný přísun kyslíku bude převážně kryt z přírodních zdrojů (Šálek a Tlapák, 2006).

Odstanění organických látek je založeno na jejich přeměně do relativně stabilní organické formy, jako jsou buňky řas, protozoí, zooplanktonu a dalších organismů. Při této transformaci se uplatňuje algo-bakteriální biocenóza, při které dochází k propojení heterotrofní a autotrofní aktivity organismů. Společenstva organismů obývajících určitý prostor náležejí podle způsobu získávání energie k různým trofickým úrovním. Na jedné straně jde o autotrofní složku, kam patří organismy označované jako producenti (poutáním světelné energie získávají jednoduché anorganické látky, sloužící k tvorbě složitých látek). Na druhé straně je to heterotrofní složka společenstva, kam náležejí konzumenti (jde většinou o živočichy, kteří se živí jinými organismy) a destruenti (podílejí se na rozkladu složitých sloučenin mrtvé protoplazmy). Mezi těmito složkami existuje vzájemné propojení a pokud je biocenóza funkční, tak je schopna autoregulace. Biocenóza společenstva stabilizační nádrže během roku prodělává sukcesní změny, na které má vliv roční období (Sladká, 1989). Zejména se jedná o příkon slunečního záření (příkon a periodicitu světelného záření) a teplotu prostředí, které ovlivňují teplotu vody. Uplatnění druhů při čištění je ovlivněno také predačním tlakem ze strany zooplanktonu. Pro rozvoj řasové populace (fytoplanktonu) je významná doba zdržení, hloubka nádrže a množství organických látek v přítoku.

Metodika

Odběry vzorků vod byly prováděny jedenkrát až dvakrát měsíčně. Jednalo se o dvouhodinové slévané vzorky. Přimo v terénu byly měřeny základní fyzikálně-chemické ukazatele (teplota vody, pH, konduktivita, koncentrace rozpuštěného kyslíku, nasycení kyslíkem). V laboratoři byly stanovovány koncentrace nerozpuštěných látek, ukazatele organického znečištění (BSK₅, CHSK), formy dusíku, celkový fosfor, chloridy, sírany, popř. i ukazatele mikrobiálního znečištění. Při odběrech byly zaznamenávány údaje o průtoku odpadních vod čistírnami.

Odběr biologických vzorků byl prováděn vždy minimálně jednou měsíčně, a to od srpna 2009 do prosince 2010. Směsný vzorek biosestonu byl odebírán ze tří míst, a to v eufotické zóně (v hloubce cca 20 cm). Jedno ze tří míst bylo zvoleno v blízkosti odtokové šachty. Vzorek byl zpracován podle ČSN 75 7712. Bylo použito zahuštění vzorku pomocí centrifugace (2 000 otáček/min) po dobu pěti minut. Kvantifikace byla provedena pomocí počítačící komůrky Cyrus I. Pro usnadnění kvantifikace v počítačící komůrce byl přikápnut 38% formaldehyd (eliminace pohybu). Pro přesnější kvantifikaci kokálních zástupců (*Chlorophyta*) bylo použito fotografické dokumentace. Počty jednotlivých taxonomických skupin byly vyjádřeny v jedincích (individuích) na 1 ml vzorku a uvedeny ve

výsledných tabulkách. Pro determinaci jednotlivých taxonomických jednotek byla použita dostupná literatura.

Vzorkování biomasy a sedimentů stabilizačních dočišťovacích nádrží se provádělo v letech 2003 až 2010 na KČOV Dražovice. Doplňující analýzy byly provedeny také na KČOV Hostětín (v letech 2003, 2006, 2010). Sedimenty z dočišťovacích stabilizačních nádrží (BN) a biomasa okřehku byly odebírány 1x ročně ke konci vegetační sezony (tj. v období září až říjen) jako směsné vzorky podle postupů uvedených v ČSN ISO 5667. Hodnocení obsahu sledovaných polutantů a živin bylo prováděno podle vyhlášky č. 382/2001 Sb. Mezi sledované polutanty se řadí těžké kovy – arzen, kadmium, chrom, měď, rtuť, nikl, olovo, zinek, dále AOX a polychlorované bifenyly (PCB – suma šesti kongenerů). Z živin je sledován dusík a fosfor a dále makroelementy – vápník, draslík, hořčík a sodík.

Popis ČOV Dražovice (800 EO)

Technologická linka ČOV zahrnuje:

1. stupeň mechanického předčištění – dešťový oddělovač, dešťová zdrž, typizovaný štěrbinový lapák pisku horizontální s jemnými česlemi a typizovaná štěrbinová usazovací nádrž;
2. stupeň biologického čištění – tři kořenová pole, horizontálně protékaná, s podpovrchovým tokem a osázená porostem rákosu obecného;
3. dočišťovací stupeň – stabilizační nádrž s převládajícími aerobními podmínkami.

Projektové údaje ČOV jsou: kapacita 780 EO; koncentrace BSK₅ na přítoku 319 mg/l; účinnost mechanického předčištění asi 30% (odtok na biologický stupeň čištění 224 mg/l BSK₅); průměrný denní průtok Q_{dp} 1,8 l/s; maximální průtok Q_{max} 6,3 l/s; hodnota reakční konstanty odstranění znečištění v kořenových polích K_{BSK} 0,1. Kořenová pole jsou postavena se sklonem dna 1,2 %; náplň tvoří kamenivo zrnitosti 6–16 mm, v rozvodných zónách frakce 100–200 mm. Celková plocha polí je 3 900 m², hloubka polí je 0,7–1,0 m; šířka 31,0 m. Pole jsou provozována paralelně s možností nastavení na sériový provoz. Čistírna byla navržena podle rovnic pro výpočet odstranění organického znečištění a nerozpuštěných látek (Šálek a Tlapák, 2006; Vymazal, 1995). Hodnoty návrhového hydraulického a látkového zatížení ČOV jsou uvedeny v *tabulce 1*. Teoretické návrhové zatížení stabilizační nádrže je při daných návrhových parametrech a předpokládané účinnosti čištění kořenové čistírny cca 85 % pro BSK₅ 4,44 kg/den, což při dané ploše nádrže představuje hodnotu cca 70 kg BSK₅/ha.den. Doba zdržení vody v nádrži je při návrhovém zatížení 5 dní. Požadované odstraňování amoniakálního dusíku má být podle projektové dokumentace dosahováno čistícími procesy v dočišťovací stabilizační nádrži. Dočišťovací nádrž má plochu v úrovni hladiny 780 m², hloubka vody je cca 1 m. Dno je bez opevnění. Svahy do úrovně stálé hladiny byly zpevněny betonovými dlaždicemi. Břehová vegetace nádrže je tvořena bylinnými společenstvy. Dřeviny přímo nezasahují do prostoru nádrže, nicméně břehové části nádrže jsou dotovány listím z opadu během podzimních období (*obr. 1*).

Popis ČOV Hostětín (200 EO)

ČOV zahrnuje:

1. stupeň mechanického předčištění – dešťový oddělovač, dešťová zdrž, typizovaný lapák pisku horizontální s jemnými česlemi a typizovaná usazovací nádrž typu KMN s bočními vyhnívacími komorami;
2. stupeň biologického čištění – dvě kořenová pole, horizontálně protékaná s podpovrchovým tokem; vegetační pokryv kořenových polí sestává z porostu chřastice rákosovité. V sušších místech se

Tabulka 1. Zatížení ČOV Dražovice – průměrné hodnoty

Table 1. Average values of the Dražovice WWTP loading

Profil	Hydraulické zatížení	BSK ₅	CHSK-Cr	NL	N-NH ₄ ⁺	P _{celk}
	m ³ / (m ² kořenových polí za den)	g/(m ² kořenových polí za den)				
Návrhové						
Přítok	0,04–0,08	10,0	–	11,00	–	–
Vypočtené podle měřených hodnot						
Přítok	0,044–0,133 (c50 = 0,05)	2,50	5,69	2,74	1,45	0,24



Obr. 1. Pohled na dočišťovací nádrž ČOV Dražovice
Fig. 1. A view of the final purification stabilization pond of the Dražovice WWTP

uchytily různé ruderální druhy náročné na živiny, např. kopřiva dvoudomá, místy se uchytil porost rákosu obecného;
3. stupeň dočištění – mělká nízkozatěžovaná stabilizační nádrž s převládajícími aerobními podmínkami.

Čistírna byla navržena podle rovnic pro výpočet odstranění organického znečištění a nerozpuštěných látek (Šálek a Tlapák, 2006; Vymazal, 1995). Projektové údaje ČOV jsou: kapacita 280 EO; koncentrace BSK₅ na přítoku 212 mg/l; účinnost mechanického předčištění asi 30% (odtok na biologický stupeň čištění 148 mg/l BSK₅); průměrný denní průtok Q_{dp} 0,55 l/s; maximální průtok Q_{max} 4 l/s; hodnota reakční konstanty K_{BSK} 0,1. Náplň kořenových polí tvoří kamenivo zrnitosti 4–8 mm, v rozvodných zónách frakce 50–120 mm. Celková plocha polí je 1 240 m². Pole jsou provozována paralelně s možností sériového provozu. Dočišťovací stabilizační nádrž byla realizována jako zemní nádrž určená k dočištění vody odtékající z kořenových polí. Hlavním cílem stabilizační nádrže je snížení obsahu živin ve vodě. Vyčištěná voda z kořenových polí je jediný zdroj vody pro tuto stabilizační nádrž. Plocha dočišťovací nádrže je 830 m², objem nádrže 800 m³. Průměrná hloubka činí 1,25 m. Střední doba zdržení byla navržena 16,8 dne. Látkové zatížení nádrže bylo spočteno jako 25,16 kg BSK₅/ha.den, při účinnosti kořenové čistírny 80 % až 33,32 kg BSK₅/ha.den. Normální hladina odpovídá hladině maximální. Dno je bez opevnění. Svahy nejsou zpevněny. Na části hladiny nádrže se pravidelně během vegetační sezony objevují plovoucí makrofyta. Břehová vegetace nádrže je tvořena jak bylinnými a mokřadními společenstvy, tak i dřevinami. Mokřadní vegetace i dřeviny v současnosti zasahují do prostoru nádrže. Porovnání vývoje břehové vegetace je patrné z obr. 2a, b. Vzhledem k přítomnosti dřevin v bezprostředním okolí nádrže včetně břehů dochází k opadu listů do vodního prostředí nádrže, lze tedy předpokládat vliv rozkladu listů na kvalitu vody – kyslíkový režim, obsah organických látek, nutrientů a dalších látek (např. Taylor et al., 1983; Hai, 2005). Ovlivnění kvalitativních charakteristik vody však doposud nebylo hodnoceno.

Výsledky a diskuse

ČOV Dražovice

Z průzkumu ČOV a z výsledku analýz obsahu znečištění v odpadní vodě je patrné, že ČOV v průměru není zatěžována znečištěním, které odpovídá projektovým předpokladům, jak vyplývá z tabulky 1. Poměry skutečného a návrhového zatížení znečištěním vyjádřené ukazateli obsahu NL, BSK₅ a hodnot průměrného denního průtoku odpadní vody v bezdeštném období (Q_{dp}) jsou následující (NL – BSK₅ – Q_{dp}): 0,25 – 0,25 – 1,50.

Odtokové koncentrace BSK₅ z kořenových polí byly změřeny v rozpětí 3,7 až 111 mg/l,

průměrná hodnota souboru dat je 27,5 mg/l, medián 21,0 mg/l. Průměrné látkové zatížení dočišťovací nádrže bylo spočteno, po snížení množství průtoku o hodnotu výparu z vegetace makrofyt na hodnotu 2,07 l/s, na 4,9 kg BSK₅/den, tedy 0,0063 kg/m².den, což odpovídá hodnotě 63 kg/ha.den. Jde tedy o vysoké zatížení s dobou zdržení 3,9 dne. Nicméně se jedná o výpočet založený na dlouhodobých průměrných hodnotách, ovlivněných nárazově nepříznivými stavy. Z celkového počtu 67 vzorků z přítoku do nádrže za celou dobu sledování obsahovalo 32 pod 20 mg/l BSK₅, 46 pod 30 mg/l a pouze 8 vzorků obsahovalo více než 50 mg/l BSK₅. V odtokovém profilu z nádrže obsahovalo ze 71 vzorků 52 do 20 mg/l BSK₅, 62 do 30 mg/l BSK₅. V případě nerozpuštěných látek bylo v 62 vzorcích z 67 na přítoku méně než 30 mg/l NL. Ze 71 odebraných vzorků na odtoku z nádrže bylo 58 s obsahem NL pod 30 mg/l. Ze zbývajících třinácti bylo sedm s obsahem NL pod 50 mg/l. Při výpočtu látkového zatížení s hodnotou mediánu koncentrace BSK₅ na přítoku je zatížení odpovídající hodnotám 3,76 kg/den a 48 kg BSK₅/ha.den. V důsledku nárůstu biomasy, zejména v období červenec až září, dochází k opětovnému nárůstu koncentrace NL na odtoku z čistírny za stabilizační dočišťovací nádrže. Z tohoto důvodu je také dlouhodobá průměrná účinnost čištění dočišťovací nádrže pro NL -58 %. Účinnost odstranění organického znečištění je méně závislá na ročním období. Dlouhodobá účinnost čištění nádrže pro ukazatele organického znečištění je 14 % pro BSK₅ a 72 % pro CHSK-Cr. Je nutné zdůraznit, že povaha složení nerozpuštěných látek a organického znečištění je v odtoku z dočišťovací nádrže zcela jiná než charakter těchto látek v přítoku do ČOV. Účinek na vodní prostředí recipientu je odlišný. Souhrnem lze konstatovat, že odtokové koncentrace ukazatelů BSK, CHSK a NL splňují předepsané limitní hodnoty i při stávajícím zatížení. S ohledem na dosahované koncentrace amoniakálního dusíku i organického znečištění by však bylo vhodné zařadit aeraci nádrže, a to zejména v nevegetačních obdobích. Snížení zatížení nádrže je možné dosáhnout i podstatným zvýšením čistícího účinku objektů mechanického předčištění, jejichž účinnosti pro odstranění organického znečištění a nerozpuštěných látek se dlouhodobě pohybují na úrovni 13 % (BSK) a 15 % (NL), oproti předpokládaným hodnotám až 30 % pro organické látky a více než 50 % pro NL. Snížení na stupni mechanického předčištění je minimální z důvodu hydraulického přetížení objektů a krátkodobého přetížení v důsledku dešťových událostí a proplachování jednotné kanalizační sítě (nedostatečné oddělení vod na dešťovém oddělovači). V letošním roce tedy byly provedeny úpravy objektů.

Jelikož je KČOV dimenzována na 800 EO a spadá do kategorie 500–2 000 EO podle n. vl. č. 61/2003 Sb. ve znění n. vl. č. 229/2007 Sb., je na KČOV sledován i úbytek koncentrace amoniakálního dusíku (N-NH₄⁺). Dlouhodobá účinnost čištění pro tento ukazatel je v kořenových polích 26 %, ve stabilizační dočišťovací nádrži 16 %. Celková účinnost čištění je pak v průměru 38 %. Dočišťovací nádrž přispívá významně k odstranění této formy dusíku a dosažení předepsané limitní hodnoty N-NH₄⁺, stanovené jako roční průměr, na odtoku z KČOV, a tím vyvažuje nepříznivý vliv na účinnost čištění pro nerozpuštěné látky a částečně i organické znečištění (hodnoty v tabulce 2).

Jako doplňkový ukazatel byl sledován a hodnocen i celkový fosfor. V kořenových polích a ve stabilizační nádrži pak dochází k procesům



Obr. 2a, b. Vývoj břehové vegetace dočišťovací nádrže ČOV Hostětín v letech 2006 a 2012
Fig. 2a, b. Bank vegetation development of the Hostětín WWTP stabilization pond in 2006 and 2012

eliminace části celkového fosforu z vody. Jde však o velmi nestabilní účinnost s průměrnou hodnotou 16 %, z toho ve vlastní nádrži 10 % (tabulka 2).

ČOV Hostětín

Z přehledu průměrných hodnot znečištění na přítoku do ČOV je patrné, že čistírna není zatěžována množstvím znečištění odpovídajícím projektovým předpokladům. Roční průměrné koncentrace organického znečištění vyjádřené ukazatelem BSK₅ se pohybují v rozmezí 26,3–95,2 mg/l, což je oproti návrhové hodnotě 212 mg/l méně než poloviční množství. Čistírna je schopná absorbovat velké výkyvy v množství odpadních vod. Během 24hodinových měření byly zachyceny ranní a večerní špičky pracovních dnů a víkendové polední špičky v hydraulickém i látkovém zatížení. Průměrný roční přítok do ČOV je 14 000 m³/rok. Průměrná hodnota denních průtoků podle bodových měření z roku 2006 byla 0,6 l/s na přítoku. V roce 2010 proběhlo kontinuální měření průtoků a průměrná hodnota byla 3,4 l/s. Hodnota mediánu průtoků v tomto roce byla 1,8 l/s. Návrhová hodnota průměrného denního průtoku je pouze 0,55 l/s. Čistírna bývá tedy hydraulicky přetížena nárazově, zejména během období listopad až březen. Z tohoto důvodu byla navržena úprava v objektu odlehčení dešťových vod na přítoku na čistírnu. Látkové zatížení dočišťovací nádrže odpovídá při průměrné nátokové koncentraci BSK₅ 17 mg/l (tabulka 2) hodnotě 3,1 kg/den, při dané ploše nádrže 31 kg/ha.den. Doba zdržení vody v nádrži je 5,1 dne. Tyto parametry tak splňují požadavky na dočišťovací nádrže, jak je uvádí Effenberger a Duroň (1984) a Šálek a Tlapák (2006). Snížení zatížení je opět možné zlepšením stavu odlehčení dešťových průtoků a zvýšením účinnosti čištění objektů mechanického předčištění. Při snížení průměrného průtoku na návrhovou úroveň, respektive úroveň měření v roce 2006 – 0,6 l/s lze očekávat snížení látkového zatížení na hodnotu 10,6 kg BSK₅/ha.den.

V tabulce 2 jsou shrnuty výsledky dlouhodobého monitoringu změn koncentrací vybraných ukazatelů při průchodu čistírnou v Hostětíně (2003 až 2010). Stabilizační nádrž se významně podílí na snížení odtokových koncentrací dusíku a fosforu z kořenové čistírny jak v průměrných, tak i maximálních hodnotách. Podle očekávání jsou však vyšší odtokové koncentrace nerozpuštěných látek a organických látek vyjádřených ukazatelem CHSK. I přesto ČOV splňuje předepsané odtokové koncentrace. Díky výrazně nižšímu látkovému zatížení, než bylo předpokládáno v projektové dokumentaci, není nutná přídatná aerace pro provoz nádrže. Je třeba věnovat pozornost sklizení biomasy plovoucích makrofyt, popř. provést drobné úpravy odtokového objektu, které umožní pohyb hladiny a zhoršení podmínek pro jejich výskyt na hladině. Tyto úpravy jsou připravovány k realizaci.

Biologický průzkum nádrže ČOV Dražovice

Počty jednotlivých taxonomických skupin organismů zjištěných v rozborech vzorků vod ze stabilizační nádrže ČOV Dražovice jsou uvedeny v tabulkách 3 a 4, a to podle jejich trofické úrovně. Pro sporadický výskyt zástupců konzumentů (nejčastěji vířníků) nejsou jejich počty uvedeny. V tabulce 5 jsou uvedeny hodnoty měření teploty vzduchu, teploty vody, koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodním prostředí BN a hodnoty pH vody v BN měřené v době

Tabulka 2. Dlouhodobé hodnoty sledovaných ukazatelů kvality vody (hodnoty v mg/l)
Table 2. Long-term values of the monitored water quality parameters (mg/l)

ČOV	Dražovice	Dražovice	Dražovice	Hostětín	Hostětín	Hostětín
Profil	přítok na KČOV	odtok z KP	odtok z BN (odtok z ČOV)	přítok do ČOV	odtok z KP	odtok z BN (odtok z ČOV)
Ukazatel	BSK ₅					
min.	6,7	3,7	3,3	1	1,90	0,20
prům.	59,9	27,5	18,8	64,9	16,69	13,21
max.	310	111	115	195	68,00	28
Ukazatel	CHSK-Cr					
min.	27	25	20	17	8	12
prům.	134,3	67,7	65,9	142,8	42,27	44,54
max.	748	231	364	588	78	109
Ukazatel	NL					
min.	5	1	1	8	1	8
prům.	65,7	11,5	17,8	41,9	9,82	27,77
max.	800	40	77	123	16	64
Ukazatel	N-NH ₄ ⁺					
min.	3,6	7,2	5,5	2,79	1,27	0,09
prům.	32,4	23,7	19,8	23,25	18,56	9,15
max.	69,3	43,5	38,5	44,00	36,64	25,21
Ukazatel	P _c					
min.	1,1	0,8	0,6	0,57	0,23	0,24
prům.	4,9	4,6	4,1	2,84	3,08	1,74
max.	15,8	19,2	17,1	5,81	5,16	3,94

Legenda: UN – usazovací nádrž; KP – kořenová pole; BN – dočišťovací stabilizační nádrž

Tabulka 3. Producenti (počet jedinců v 1 ml)
Table 3. Producers (number of individuals in 1 ml)

	Bacillariophyceae	Cyanophyceae	Cryptophyceae	Euglenophyceae	Chlorophyta kokální	Chlorophyta monadoidní
8/2009	0	40	1 000	400	0	0
9/2009	0	0	0	1 800	0	0
10/2009	0	200	0	400	0	0
11/2009	4	8	0	200	0	0
12/2009	0	40	0	1 240	0	0
2/2010	0	120	0	700	20	0
3/2010	0	400	0	28 000	245	0
4/2010	0	300	0	14 200	563	1200
5/2010	36	12	0	1 000	423	2 000
6/2010	4	0	0	20 200	12	32 800
7/2010	0	28	0	276	320 000	4
8/2010	0	500	0	300	100 000	8 600
9/2010	40	28	0	460	100 000	40
10/2010	0	12	0	9 404	56	6 100
11/2010	0	4	0	19 100	125	2 200
12/2010	4	4	0	912	74	0

odběru biologických vzorků. Hodnoty těchto základních fyzikálně-chemických ukazatelů vodního prostředí korelují s údaji o složení fytoplanktonu nádrže během období od srpna 2009 do prosince 2010 a potvrzují předpoklad, že v nádrži bez aerace dochází během roku k celé sérii změn prostředí spojených s odlišnými kyslíkovými poměry a účinnostmi čištění.

Analýzy vzorků kalů a sedimentů

V roce 2010 byl po deseti letech provozu proveden průzkum obsahu usazenin v nádrži ČOV Dražovice. Hloubka usazenin byla zjištěna v rozmezí 0 až 30 cm a byla ovlivněna evidentně prouděním vody od přítokového potrubí směrem k výsti. Nejvyšší množství usazeného materiálu bylo při březích (ovlivněno zřejmě i opadem zaneseného listí) a v prostoru u odtokového objektu. Lze konstatovat, že ve většině plochy nádrže bylo množství usazeného materiálu do

mocnosti 10 cm. Obdobný průzkum nádrže za ČOV Hostětín byl proveden v roce 2006, také po deseti letech provozu. Zde bylo zjištěno obdobné rozmezí uložených sedimentů. Jejich hloubka rostla od strany s přítokovým potrubím po stranu s odtokovým objektem. Hodnoty okolo 30 cm byly zjištěny prakticky pouze v bezprostředním okolí odtokového objektu.

V tabulce 6 jsou uvedena rozpětí zjištěného obsahu vybraných polutantů na hmotu sušiny sedimentu. V tabulce jsou uvedeny i limitní hodnoty pro sledované polutanty podle vyhlášky č. 382/2001 Sb. Dále jsou zde uvedeny zjištěné obsahy dusíku a fosforu v sedimentech z obou sledovaných nádrží. Analýzy mikrobiálního znečištění (enterokoky, termotolerantní koliformní bakterie) neprokázaly nadlimitní zatížení, vzorky vyhovovaly limitům stanoveným vyhláškou č. 382/2001 Sb.

Biomasa plovoucích makrofyt

V rámci výzkumných prací v Dražovicích proběhlo také sledování zaměřené na stanovení podílu vegetace okřehku (*Lemna* sp.) na bilanci dusíku a fosforu ve stabilizační dočišťovací nádrži. Důvodem bylo posouzení možnosti zvýšení účinnosti čištění spočívající v pravidelném sběru biomasy okřehku z hladiny nádrže. Souvislá vrstva okřehku brání během přibližně druhé poloviny vegetačního období (podle vlastních pozorování na dané lokalitě) přestupu kyslíku ze vzduchu do vodního prostředí a podmínky v nádrži přecházejí do anaerobních (podrobně Šálek aj., 2008). Z rozborů byl zjištěn průměrný obsah živin v sušině biomasy 14,3 g/kg fosforu a 27,7 g/kg dusíku. Na 0,27 m² plochy odběrového síta bylo v průměru zachyceno 1,3 až 2,5 kg mokré čerstvé biomasy okřehku. Podíl vody po vysušení vzorků při 105 °C tvořil 95 %. Tomu odpovídá 5% obsah sušiny v biomase. Podle získaných dat tak bylo v nádrži při dolní hranici obsahu čerstvé biomasy 1,3 kg na 0,27 m², obsaženo cca 3,9 t čerstvé biomasy při celkové ploše nádrže 780 m². Při 95% obsahu vody v biomase okřehku tak v ní bylo vázáno 2,79 kg fosforu a 5,40 kg dusíku. Průměrná denní bilance nutrientů ve stabilizační dočišťovací nádrži byla ve dvouletí 2005–2006 následující: celkový fosfor – přítok 665 g/den – odtok 589 g/den (v nádrži zůstává 76 g/den; 2,28 kg/měsíc); anorganický dusík – přítok 4 600 g/den – odtok 3 840 g/den (v nádrži zůstává 760 g/den; 22,80 kg/měsíc). Množství nutrientů vázaných v biomase během vegetační sezony je tak v porovnání s množstvím v přítoku nízké – v řádu několika procent. V dalších letech již rozbor biomasy nebyly prováděny, neboť z důvodu zlepšení kyslíkové bilance nádrže bylo prováděno pravidelné odstraňování biomasy a po úpravách odtokového objektu v roce 2008 již k rozvoji biomasy plovoucích makrofyt nedochází. V období srpen 2007 až únor 2008 proběhlo podrobné sledování čistícího účinku dočišťovací stabilizační nádrže, která je součástí KČOV Čehovice (okres Prostějov). Z výsledků uvedených v práci Pospíšilové (2008) vyplývá, že za dané období bylo ve vodním prostředí nádrže zachyceno v průměru 121 g/den anorganického dusíku (rozpětí hodnot 52–372 g/den). Celkového fosforu bylo v nádrži zachyceno v průměru 94 g/den (rozpětí hodnot 3–435 g/den). S ohledem na výskyt plovoucích makrofyt lze předpokládat obdobný podíl jejich biomasy na bilanci dusíku a fosforu v nádrži.

Závěr

V obou sledovaných ČOV vykazovaly stabilizační dočišťovací nádrže kladný účinek v případě odstraňování dusíku a fosforu. V případě odstraňování nerozpuštěných látek a organického znečištění vyjádřeného ukazateli BSK₅ a CHSK docházelo během vegetačních období ke zvýšení koncentrací v odtocích z nádrží oproti hodnotám v přítoku z filtračních kořenových polí v souvislosti s rozvojem fytoplanktonu. Nicméně charakter látek, které tyto ukazatele prezentují, je zcela odlišný od charakteru látek v přítocích čistíren. Zařazení stabilizačních nádrží za filtrační kořenová pole umožňuje snížit rozdíl v účinnosti čištění kořenových čistíren mezi vegetačními a nevegetačními obdobími, jak uvádí Rozkošný a Mlejnská (2010). Sledováním sukcesních změn v biocenóze nebyly zjištěny diametrální rozdíly vůči známým scénářům, popsaným v literatuře (Sladká, 1989; Sperling, 2007). Štencel aj. (2004) uvádí, že podle poloprovozních výzkumů kyslíkového režimu se na neprovzdušňovaných biologických nádržích projevují mnohem více rozkolísanost dotace kyslíku s hloubkou vody, vliv slunečního záření a vliv řas na obsah rozpuštěného kyslíku (období přemnožení řas s vysokou produkcí kyslíku a následně po

Tabulka 4. Destruenti (počet jedinců v 1 ml)

Table 4. Destruents (number of individuals in 1 ml)

	<i>Chromatium okenii</i>	<i>Spirillum</i> sp.	<i>Thiothrix</i> sp.	<i>Spirochaeta</i> sp.	<i>Spirulina</i> sp.
8/2009	0	0	0	0	0
9/2009	21 500	0	0	0	0
10/2009	40 400	0	0	0	0
11/2009	6 720	0	0	0	0
12/2009	6 360	0	0	0	0
2/2010	7 800	0	0	0	0
3/2010	24	0	0	0	0
4/2010	0	0	0	0	0
5/2010	200	100	0	0	0
6/2010	0	0	0	0	0
7/2010	0	0	0	0	0
8/2010	8	0	0	0	0
9/2010	500	0	8	0	0
10/2010	300	0	0	16	0
11/2010	1 900	0	0	36	0
12/2010	100	0	0	0	48

Tabulka 5. Teplotní a kyslíkový režim BN ČOV Dražovice

Table 5. Water temperature and oxygen regimes of the Dražovice WWTP stabilization pond

Ukazatel	T _{vzd} (°C)	T _{voda} (°C)	O ₂ (mg/l)	pH
8/2009	21	20,5	1,1	8,0
9/2009	18	16,2	2,4	8,1
10/2009	3	8,0	3,6	7,8
11/2009	12	8,6	4,8	7,8
12/2009	9	7,9	3,5	8,0
2/2010	1	1,8	0,8	7,9
3/2010	18	12,0	13,5	8,2
4/2010	16	12,9	2,7	8,0
5/2010	9	11,0	1,8	7,7
6/2010	24	21,2	14,8	8,0
7/2010	29	23,8	0,5	7,8
8/2010	13	14,4	3,2	7,6
9/2010	15	12,0	5,8	7,8
10/2010	7	7,6	5,2	7,8
11/2010	10	9,9	5,5	7,9
12/2010	2	3,7	1,2	7,8

Tabulka 6. Obsah rizikových polutantů a živin v sedimentech (v mg/kg sušiny)

Table 6. Content of hazardous pollutants and nutrients in sediments (mg/kg of the dry mass)

Ukazatel	Dražovice sediment z BN	Hostětín sediment z BN	Přípustné limity (v. č. 382/2001 Sb.)
As	4,1–9,3	0,9	30
Cd	0,19–0,3	0,06	5
Cr	21,4–43,5	4,4	200
Cu	32,5–124	6,1	500
Hg	0,08–0,19	0,01	4
Ni	24,5–32,6	4,7	100
Pb	12,7–24,1	1,1	200
Zn	73,9–237	46	2 500
AOX	–	–	500
PCB	< 0,01	–	0,6
N	0,6–4,4	3,1	–
P	1,0–1,36	1,6–2,2	–

jejich odumření období bez kyslíku). Potvrzují to i výsledky z obou nádrží. K výrazně vyšším účinnostem čištění u již realizovaných nádrží, obdobných dvěma sledovaným, mohou přispět úpravy v technologii a provozu objektů mechanického předčištění, popř. i kořenových polí (zařazení pulzního plnění anebo prázdnění polí s horizontálním prouděním, pokud se pomine celková rekonstrukce na pole s vertikálním prouděním s nenasyčeným prostředím a vyšší mírou nitrifikace). Jiné řešení spočívá v zařazení dodatečné aerace vodního prostředí nádrží, zejména v nevegetačních obdobích. Volba řešení je otázkou technicko-ekonomické analýzy. V případě obou ČOV jsou v současnosti připravována provozní opatření, navržená v rámci řešení projektů TA ČR.

Pro realizaci nových ČOV s využitím kombinace kořenové čistírny a dočišťovací stabilizační nádrže (nádrží) jsou důležité poznatky o faktorech majících vliv na výslednou účinnost čištění: při návrhu plochy nádrží s ohledem na zatížení se doporučují nízkozatěžované nádrže s projektovými údaji doporučenými v literatuře (Effenberger a Duroň, 1984; Šálek a Tlapák, 2006), ne vždy jsou však doporučení dodržena. Dále je to situování přítoku a odtoku, které by měly být projektovány tak, aby bylo zajištěno rovnoměrné proudění vody a využití plné kapacity nádrže (obr. 2a). Je nutné zajistit příjezd k nádrži pro techniku (opravy a údržba, konstrukční práce) a popř. i upravit jeden z břehů nádrže tak, aby byl umožněn vjezd techniky pro případ odbahnění.

Z provedených rozborů sedimentů odebraných z nádrží obou ČOV vyplývá, že nejsou překračovány limitní hodnoty uvedené ve vyhlášce č. 382/2001 Sb. Většina změřených hodnot je řádově nižší než předepsané limity. Je to dáno i tím, že v obcích není žádný průmysl. Obsahy sledovaných ukazatelů v dočišťovacích nádržích jsou v maximech nižší než obsah v primárních kalech z mechanického předčištění. Zejména to platí pro zinek a měď. Tyto kovy jsou poměrně dobře vázány i v anaerobním prostředí filtračních kořenových polí, jak uvádí Švehla aj. (2008). Po splnění hygienických požadavků lze sedimenty využít v zemědělství jako zdroj cenných živin. Podle rozborů biomasy okřešku a bilance dusíku a fosforu ve vodním prostředí dočišťovacích nádrží je patrné, že tato biomasa by mohla vázat v průběhu roku poměrně významné množství fosforu a dusíku, ale bez zásadního ovlivnění bilance živin nádrží. Nutná je však pravidelná sklizeň biomasy v průběhu vegetačního období. Pravidelná sklizeň by přispěla i k eliminaci stavů vyčerpání kyslíku v nádrži v důsledku souvislého pokrytí hladiny porostem okřešku (Šálek aj., 2008). Biomasa plovoucích makrofyt je však především u větších nádrží obtížné sklízet a při ruční sklizni je to i poměrně časově náročné a pro provozovatele znamená zvýšení nákladů na obsluhu čistírny. Z uvedených výsledků a analýz vyplývá, že odpadní materiály (sedimenty a biomasa) z extenzivních ČOV využívaných na čištění odpadních vod z menších obcí ve většině případů nepředstavují riziko z hlediska výskytu uvedených polutantů. Naopak je možné je řadit mezi hodnotné zdroje z hlediska obsahu živin. Využití mohou nalézt v zemědělství jako hnojivo, popř. i při výrobě kompostů nebo mohou být využity při výrobě energie z biomasy (výroba bioplynu).

Literatura

- Effenberger, M. a Duroň, R. (1984) Stabilizační nádrže pro čištění a dočišťování odpadních vod. Praha: VÚV, 72 s., ed. Výzkum pro praxi č. 12.
- Just, T., Fuchs, P. a Písařová, M. (2004) Odpadní vody v malých obcích. Publikace VÚV TGM, vydal Ústav pro ekopolitiku, 50 s.
- Mlejnská, E., Rozkošný, M., Baudišová, D., Váňa, M., Wanner, F. a Kučera, J. (2009) Extenzivní způsoby čištění odpadních vod. Praha: VÚV T.G.M., 119 s.
- Pospíšilová, S. (2008) Studie zhodnocení nakládání s odpadními vodami v obci Čehovice (diplomová práce). Brno: MZLU AF, 71 s.
- Rozkošný, M. (2008) Hodnocení účinnosti vegetačních kořenových čistíren a návrhy na zlepšení jejich funkce (doktorská disertační práce). Brno: VUT FAST, 137 s., přílohy.
- Rozkošný, M. a Mlejnská, E. (2010) Porovnání účinnosti čištění kořenových čistíren odpadních vod ve vegetačním a nevegetačním období. *VTEI*, roč. 52, č. 3, s. 10–13, příloha *Vodního hospodářství* č. 6/2010.
- Sladká, A. (1988) Biologické metody a hodnocení čistírenských procesů. Praha: VÚV TGM, ed. Výzkum pro praxi č. 19.
- Sperling, M. (2007) Biological Wastewater Treatment Series. Vol. 3. Waste Stabilisation Ponds. London: IWA Publishing, 156 p.

- Šálek, J. (1994) Návrh a využití biologických nádrží na čištění odpadních vod. *Metodiky ÚVTIZ*, 1994, č. 15, 44 s.
- Šálek, J., Rozkošný, M. a Křiška, M. (2008) Poznatky z průzkumu kořenových čistíren odpadních vod v moravských krajích a části kraje Vysočina (výzkumná zpráva pro MŽP). Brno: VÚV TGM, 40 s.
- Šálek, J. a Tlapák, V. (2006) Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. Praha: ČKAIT, 283 s.
- Švehla, J. aj. (2008) Stopové prvky v sedimentech kořenových čistíren. In: Kröpfelová, L. a Vymazal, J. (eds) Monitoring těžkých kovů a vybraných rizikových prvků při čištění odpadních vod v umělých mokřadech. Třeboň: ENKI, s. 69–77.
- Štencel, M., Šálek, J., Štenclová, P. and Rozkošný, M. (2004) The research and the control of the oxygen regime in aerobic ponds. In: *Brissaud, F. and Liénard, A. 6th Int. Conf. on Waste Stabilisation Ponds*. Avignon, France, 27. 9. 2004. Cemagref, p. 203–212.
- Taylor, L.R. et al. (1983) Effect of hardwood leaf litter on water quality and treatment in a Western Oregon municipal watershed. <http://ir.library.oregonstate.edu/xmlui/handle/1957/552> (poslední přístup 20. 6. 2012).
- Tran Ngoc Hai and Yakupitiyage, A. (2005) The effects of the decomposition of mangrove leaf litter on water quality. *Aquaculture*, vol. 250, p. 700–712.
- Vyhláška č. 382/2001 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě.
- Vymazal, J. (1995) Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. Třeboň: ENVI.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou výzkumného záměru MZP0002071101. Autoři děkují majitelům a provozovatelům sledovaných ČOV (obec Dražovice a obec Hostětín).

Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D.

Ing. Pavel Sedláček

VÚV TGM, v.v.i., Brno

milos_rozkosny@vuv.cz, pavel_sedlacek@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Reed-bed wastewater treatment plant outflow purification by the stabilization ponds (Rozkošný, M.; Sedláček, P.)

Key words

wastewater treatment plant – stabilization pond – reed-bed constructed treatment wetland – treatment efficiency – phytoplankton – biocenosis

The paper presents results of the stabilization ponds long-term monitoring, used as final purification after the constructed wetland (reed-beds with horizontal sub-surface flow) wastewater treatment plants. Their efficiency and evaluation is presented in the article. In the period 2009–2010, changes of the phytoplankton communities in water of two stabilization ponds were studied in detail. The quality of stabilization pond sediments and amount of nutrients in the floating macrophyte biomass were studied. All results proved that the stabilization ponds are able to improve water quality of reed-beds outflow, including nitrogen and phosphorus.

MODELOVÁNÍ TEPLoty ODPADNÍCH VOD NA PŘÍTOKU DO ČISTÍRNY ODPADNÍCH VOD

Ivan Nesměrák

Klíčová slova

čistírna odpadních vod – časové řady – přenosové funkce – teplota vody – teplota vzduchu

Souhrn

Modelování teplot odpadních vod na přítoku do čistírny odpadních vod je založeno na výpočtu přenosových funkcí mezi denním průměrem teploty vzduchu a popřípadě i denním úhrnem srážek a denním průměrem teplot odpadních vod. Byly počítány přenosové funkce i dynamické přenosové funkce pomocí programového balíku CAPTAIN v Matlabu. Byly nalezeny vysoké koeficienty determinace přenosových funkcí.

Úvod

Při pravděpodobnostním hodnocení odtoků z čistírny odpadních vod se často naráží na problém doplnění chybějících hodnot hodnocených proměnných. Kompletní časové řady jsou přitom obvykle podmínkou pro aplikaci některých statistických metod a pravděpodobnostních modelů. Existuje celá řada způsobů doplnování chybějících hodnot v časových řadách od nejjednodušších (prostá interpolace) po výpočty ze sestaveného statistického modelu. V tomto příspěvku se zabýváme modelem teploty odpadních vod na přítoku do čistírny odpadních vod založeném na časových řadách teploty vzduchu a denních úhrnů srážek.

Zpracované časové řady

Pro posouzení vztahu mezi teplotou vzduchu (T_vz) a teplotou odpadních vod (T_v) byly vyhodnoceny časové řady z ČOV Ostrava z let 2001–2008, ČOV Brno z let 2007–2009 a ČOV Olomouc z let 2007–2009. Hodnocení bylo provedeno výpočtem přenosových funkcí (TF) a dynamických přenosových funkcí (DTFM) centrovaných řad (označených indexem d)¹, řad po vyloučení cyklických složek² (označených indexem c) a normalizovaných řad s následným vyloučením cyklických složek (označených indexem nc). Popis vztahu pomocí přenosové funkce byl ukázán již dříve [1].

Vztah mezi teplotou vzduchu (T_vz) a teplotou odpadních vod (T_v) a denním úhrnem srážek (S) ve třech regionech a na třech ČOV

Vypočtené parametry TF a DTFM vztahů $T_v = f(T_vz)$ a $T_v = f(T_vz, S)$ pro různě upravené časové řady na čistírnách odpadních vod Ostrava, Brno a Olomouc jsou uvedeny v přílohách příslušných dílčích zpráv [2, 3, 4]. Souhrnná zpráva pak podává přehled výsledků dílčích zpráv [5]. Při aplikaci procedur RIVID a RIV v MATLABu byly vždy zvoleny dvě varianty hodnoty vstupního vektoru $nn = [n_a n_b n_d n_c]$ v procedurách RIVID a RIV, zde však uvádíme pouze variantu jednu.

Některé parametry TF a DTFM vztahů $T_v = f(T_vz)$ pro různě upravené časové řady na čistírnách odpadních vod Ostrava, Brno a Olomouc jsou uvedeny v *tabulkách 1–3*. Při aplikaci procedur RIVID a RIV v MATLABu byly zvoleny v duchu úspornosti (parsimony)³ tyto vstupní hodnoty proměnné nn : u ČOV Ostrava $nn = [1 1 0 2]$ ⁴, u ČOV Brno $nn = [1 1 1 1]$ ⁵ a u ČOV Olomouc $nn = [1 1 0 2]$ ⁶. Některé parametry TF a DTFM vztahů $T_v = f(T_vz, S)$ pro různě upravené časové

1 Normalizované řady vedly ke stejným závěrům jako centrované řady.

2 Byly vyloučeny cyklické složky odpovídající periodám $T = 365$ dní, $T = 182,5$ dne a $T = 7$ dní, pokud byly statisticky významné.

3 Parsimony = smallest possible number of parameters for adequate representation.

4 Tato hodnota nn byla zvolena stejná pro všechny úpravy časových řad, a to podle řad typu c .

5 Nejdříve byla zvolena hodnota $nn = [1 1 1 2]$, ale hodnota c_2 byla statisticky nevýznamná. Proměnná nn byla zvolena stejná pro všechny úpravy časových řad, a to podle řad typu c .

6 Nejdříve byla zvolena hodnota $nn = [1 1 1 2]$, ale hodnota c_2 byla statisticky nevýznamná. Proměnná nn byla zvolena stejná pro všechny úpravy časových řad, a to podle řad typu c .

řady na čistírnách odpadních vod Ostrava, Brno a Olomouc jsou uvedeny v *tabulkách 4–6*. Při aplikaci procedur RIVID a RIV v MATLABu byly zvoleny opět v duchu úspornosti (parsimony) tyto vstupní hodnoty proměnné nn : u ČOV Ostrava $nn = [1 1 1 1 0 2]$ ⁷, u ČOV Brno $nn = [1 1 1 0 1 1]$ ⁸ a u ČOV Olomouc $nn = [1 1 1 0 1 2]$ ⁹.

Přenosové funkce vztahu $T_v = f(T_vz)$

Přenosové funkce pro ČOV Ostrava, Brno a Olomouc byly vypočteny pro centrované řady (označené indexem d)¹⁰, řady po vyloučení cyklických složek¹¹ (označené indexem c) a normalizované řady s vyloučením cyklických složek (označené indexem nc). V *tabulce 1* jsou uvedeny některé parametry přenosových funkcí a dynamických přenosových funkcí pro centrované řady, v *tabulce 2* jsou uvedeny některé parametry přenosových funkcí a dynamických přenosových funkcí pro řady po vyloučení cyklických složek a v *tabulce 3* jsou pak uvedeny některé parametry přenosových funkcí a dynamických přenosových funkcí pro normalizované řady po vyloučení cyklických složek.

U řad po vyloučení cyklických složek¹² (označené indexem c) a normalizovaných řad s následným vyloučením cyklických složek (označené indexem nc) byly vypočtené koeficienty determinace také přepočteny na rozptyl T_v neupravených časových řad, respektive centrovaných časových řad (uvedeny v *tabulce 1* a označeny jako $s^2(Tvd)$). Koeficienty determinace, respektive přepočtené koeficienty determinace (modelu soustavy a šumu) přenosových funkcí i dynamických přenosových funkcí se pohybují nad hodnotou 0,92 u vztahů $T_v = f(T_vz)$ a nad 0,93 u vztahů $T_v = f(T_vz, S)$; pomocí zvolených modelů (zadaných uvedenou triádou vstupních parametrů TF) lze tedy vysvětlit/vyloučit více než 92 %, respektive 93 % rozptylu T_v .

Hodnotíme-li použití dynamických přenosových funkcí proti přenosovým funkcím podle poklesu reziduálního rozptylu u centrovaných časových řad, pak se použitím dynamických přenosových funkcí proti použití ne-dynamických přenosových funkcí reziduální rozptyl T_v zvýší, místo aby se snížil (u ČOV Ostrava se zvýší z 0,3862

7 Proměnná nn byla zvolena stejná pro všechny úpravy časových řad, a to podle řad typu c .

8 Proměnná nn byla zvolena stejná pro všechny úpravy časových řad, a to podle řad typu c .

9 Proměnná nn byla zvolena stejná pro všechny úpravy časových řad, a to podle řad typu c .

10 Normalizované řady vedly ke stejným závěrům jako centrované řady.

11 Byly vyloučeny cyklické složky odpovídající periodám $T = 365$ dní, $T = 182,5$ dne a $T = 7$ dní, pokud byly statisticky významné.

12 Byly opět vyloučeny cyklické složky odpovídající periodám $T = 365$ dní, $T = 182,5$ dne a $T = 7$ dní, pokud byly statisticky významné.

Tabulka 1. Některé parametry TF a DTFM vztahů $T_v = f(T_vz)$ pro upravené časové řady d na čistírnách odpadních vod Ostrava, Brno a Olomouc (varianta 1)

Table 1. Some parameters of TF and DTFM of relations $T_v = f(T_vz)$ for d series in WWTPs Ostrava, Brno and Olomouc (option 1)

	ČOV		
	Ostrava	Brno	Olomouc
$s^2(Tvzd)$	70,4978	66,7683	64,9752
$s^2(Tvd)$	5,3111	5,6148	11,6563
a_1	-0,9740	-0,9739	-0,9586
b_a	0,0080	0,0096*	0,0202
c_1	-0,5265	-0,5981	-1,0661
c_2	-0,1617		0,2480
$var(e)$	0,6543	0,4499	1,0992
$Rt2$	0,8768	0,9199	0,9057
var	0,3862	0,2922	0,2819
$R2$	0,9273	0,9480	0,9758
$a_{1,aver}$	-0,9021	-0,9282	-0,9059
$b_{a,aver}$	0,0255	0,0190*	0,0412
$Rt2_{dynam}$	0,7360	0,7360	0,8450
c_1	-0,6187	-0,8428	-1,1047
c_2	-0,2516		0,2093
var	0,4160	0,3378	0,2879
$R2$	0,9217	0,9398	0,9753

* Pro tento součinitel platí $\delta = 1$

Tabulka 2. Některé parametry TF a DTFM vztahů $Tv = f(Tvz)$ pro upravené časové řady c na čistírnách odpadních vod Ostrava, Brno a Olomouc (varianta 1)

Table 2. Some parameters of TF and DTFM of relations $Tv = f(Tvz)$ for c series in WWTPs Ostrava, Brno and Olomouc (option 1)

	ČOV		
	Ostrava	Brno	Olomouc
$s^2(Tvzc)$	15,6468	12,5874	12,6402
$s^2(Tvc)$	1,1743	0,5983	1,1926
a_1	-0,9038	-0,9646	-0,4054
b_0	0,0175	0,0109 ^{*)}	0,0841
c_1	-0,5834	-0,6314	-1,0273
c_2	-0,2335		0,2041
$var(e)$	1,0110	0,4617	0,9501
$Rt2$	0,1394	0,2283	0,2033
var	0,4025	0,2828	0,2526
$R2$	0,6572	0,5273	0,7874
$R2$ přepočten na $s^2(Tvd)$	0,9242	0,9496	0,9783
$a_{1,aver}$	-0,6438	-0,6915	-0,6134
$b_{0,aver}$	0,0385	0,0280 ^{*)}	0,0746
$Rt2_{dynam}$	0,3029	0,1879	0,3159
c_1	-0,5442	-0,6520	-0,9939
c_2	-0,2404		0,1943
var	0,3762	0,2845	0,2460
$R2$	0,6796	0,5245	0,7937
$R2$ přepočten na $s^2(Tvd)$	0,9292	0,9493	0,9789

^{*)} Pro tento součinitel platí $\delta = 1$

Tabulka 3. Některé parametry TF a DTFM vztahů $Tv = f(Tvz)$ pro upravené časové řady nc na čistírnách odpadních vod Ostrava, Brno a Olomouc (varianta 1)

Table 3. Some parameters of TF and DTFM of relations $Tv = f(Tvz)$ for nc series in WWTPs Ostrava, Brno and Olomouc (option 1)

	ČOV		
	Ostrava	Brno	Olomouc
$s^2(Tvzd)$	70,4978	66,7683	64,9752
$s^2(Sd)$	24,9830	15,0798	12,7977
$s^2(Tvd)$	5,3111	5,6148	11,6563
a_1	-0,9716	-0,9743	-0,9553
b_{10}	0,0108	0,0102	0,0240
b_{20}	-0,0166	-0,0127 ^{*)}	-0,0445 ^{*)}
c_1	-0,5093	-0,5964	-1,0402
c_2	-0,1877		0,1875
$var(e)$	0,6318	0,4265	1,1247
$Rt2$	0,8810	0,9240	0,9035
var	0,3703	0,2781	0,2546
$R2$	0,9303	0,9505	0,9782
$a_{1,aver}$	-0,8898	-0,8716	-0,8935
$b_{10,aver}$	0,0280	0,0365	0,0482
$b_{20,aver}$	-0,0823	-0,0608 ^{*)}	-0,0868 ^{*)}
$Rt2_{dynam}$	0,7472	0,8161	0,8784
c_1	-0,5812	-0,8890	-1,0122
c_2	-0,3176		0,0970
var	0,3395	0,2180	0,2130
$R2$	0,9361	0,9612	0,9817

^{*)} Pro tento součinitel platí $\delta = 1$

Tabulka 4. Některé parametry TF a DTFM vztahů $Tv = f(Tvz,S)$ pro upravené časové řady d na čistírnách odpadních vod Ostrava, Brno a Olomouc (varianta 1)

Table 4. Some parameters of TF and DTFM of relations $Tv = f(Tvz,S)$ for d series in WWTPs Ostrava, Brno and Olomouc (option 1)

	ČOV		
	Ostrava	Brno	Olomouc
$s^2(Tvznc)$	0,2136	0,1864	0,1914
$s^2(Tvnc)$	0,1602	0,0683	0,0924
a_1	-0,9575	-0,9045	-0,4009
b_0	0,0494	0,0499 ^{*)}	0,1965
c_1	-0,5061	-0,5743	-1,0265
c_2	-0,1594		0,2271
$var(e)$	0,1174	0,0711	0,0734
$Rt2$	0,2675	0,1757	0,2060
var	0,0730	0,0482	0,0212
$R2$	0,5445	0,4415	0,7707
$R2$ přepočten na $s^2(Tvd)$	0,9863	0,9914	0,9982
$a_{1,aver}$	-0,5646	-0,6158	-0,6261
$b_{0,aver}$	0,1683	0,1049 ^{*)}	0,1687
$Rt2_{dynam}$	0,3465	0,2292	0,3429
c_1	-0,4692	-0,5542	-0,9835
c_2	-0,1890		0,2173
var	0,0673	0,0466	0,0203
$R2$	0,5800	0,4606	0,7805
$R2$ přepočten na $s^2(Tvd)$	0,9873	0,9917	0,9983

^{*)} Pro tento součinitel platí $\delta = 1$

Tabulka 5. Některé parametry TF a DTFM vztahů $Tv = f(Tvz,S)$ pro upravené časové řady c na čistírnách odpadních vod Ostrava, Brno a Olomouc (varianta 1)

Table 5. Some parameters of TF and DTFM of relations $Tv = f(Tvz,S)$ for c series in WWTPs Ostrava, Brno and Olomouc (option 1)

	ČOV		
	Ostrava	Brno	Olomouc
$s^2(Tvzc)$	15,6468	12,5874	12,6402
$s^2(Sc)$	24,5128	14,9742	12,6428
$s^2(Tvc)$	1,1743	0,5983	1,1926
a_1	-0,8719	-0,7440	-0,6129
b_{10}	0,0112	0,0270	0,0668
b_{20}	-0,0362	-0,0455 ^{*)}	-0,0482 ^{*)}
c_1	-0,5374	-0,6480	-0,9672
c_2	-0,2769		0,1412
$var(e)$	0,8956	0,4133	0,8057
$Rt2$	0,2373	0,3092	0,3244
var	0,3707	0,2497	0,2267
$R2$	0,6843	0,5827	0,8099
$R2$ přepočten na $s^2(Tvd)$	0,9302	0,9555	0,9806
$a_{1,aver}$	-0,6469	-0,4824	-0,6678
$b_{10,aver}$	0,0246	0,0400	0,0594
$b_{20,aver}$	-0,0658	-0,1069 ^{*)}	-0,0962 ^{*)}
$Rt2_{dynam}$	0,4434	0,6949	0,6180
c_1	-0,4912	-0,5713	-0,7933
c_2	-0,3185		0,0123
var	0,2823	0,1230	0,1761
$R2$	0,7596	0,7944	0,8523
$R2$ přepočten na $s^2(Tvd)$	0,9468	0,9781	0,9849

^{*)} Pro tento součinitel platí $\delta = 1$

Tabulka 6. Některé parametry TF a DTFM vztahů $Tv = f(Tvz,S)$ pro upravené časové řady nc na čistírnách odpadních vod Ostrava, Brno a Olomouc (varianta 1)

Table 6. Some parameters of TF and DTFM of relations $Tv = f(Tvz,S)$ for nc series in WWTPs Ostrava, Brno and Olomouc (option 1)

	ČOV		
	Ostrava	Brno	Olomouc
$s^2(Tvznc)$	0,2136	0,1864	0,1914
$s^2(Snc)$	0,9813	0,9897	0,9826
$s^2(Tvnc)$	0,1602	0,0863	0,0924
a_1	-0,8629	-0,5852	-0,5993
b_{10}	0,0611	0,1118	0,1579
b_{20}	-0,0768	-0,0801 ^{*)}	-0,0503 ^{*)}
c_1	-0,4714	-0,5730	-0,9654
c_2	-0,2109		0,1606
$var(e)$	0,1097	0,0609	0,0622
$Rt2$	0,3151	0,2948	0,3271
var	0,0675	0,0413	0,0189
$R2$	0,5787	0,5211	0,7958
$R2$ přepočten na $s^2(Tvd)$	0,9873	0,9926	0,9984
$a_{1,aver}$	-0,5709	-0,4541	-0,6830
$b_{10,aver}$	0,1191	0,1471	0,1446
$b_{20,aver}$	-0,1364	-0,1674 ^{*)}	-0,1009 ^{*)}
$Rt2_{dynam}$	0,4984	0,7204	0,5916
c_1	-0,4151	-0,4578	-0,8239
c_2	-0,2544		0,0424
var	0,0520	0,0191	0,0141
$R2$	0,6758	0,7789	0,8471
$R2$ přepočten na $s^2(Tvd)$	0,9902	0,9966	0,9988

^{*)} Pro tento součinitel platí $\delta = 1$

na 0,4160, u ČOV Brno se zvýší z 0,2922 na 0,3378 a u ČOV Olomouc z 0,2819 na 0,2879).

Přenosové funkce vztahu

$$Tv = f(Tvz, S)$$

Přenosové funkce pro ČOV Ostrava, Brno a Olomouc byly dále vypočteny pro vztah $Tv = f(Tvz, S)$. Přenosové funkce a dynamické přenosové funkce byly opět vypočteny pro centrované řady (označené indexem d)¹³, řady po vyloučení cyklických složek¹⁴ (označené indexem c) a normalizované řady s vyloučením cyklických složek (označené indexem nc). V *tabulce 4* jsou uvedeny některé parametry přenosových funkcí a dynamických přenosových funkcí pro centrované řady, v *tabulce 5* jsou uvedeny některé parametry přenosových funkcí a dynamických přenosových funkcí pro řady po vyloučení cyklických složek a v *tabulce 6* jsou pak uvedeny některé parametry přenosových funkcí a dynamických přenosových funkcí pro normalizované řady po vyloučení cyklických složek

Zahrnutí denních úhrnů srážek S mezi vysvětlující proměnné vede k určitému snížení reziduálního rozptylu. U přenosových funkcí u centrovaných řad vede zahrnutí S ke snížení reziduálního rozptylu z 0,3862 na 0,3703 u ČOV Ostrava, z 0,2922 na 0,2781 u ČOV Brno a z 0,2819 na 0,2546 u ČOV Olomouc. U časových řad po vyloučení cyklických složek vede zahrnutí S ke snížení reziduálního rozptylu z 0,4025 na 0,3707 u ČOV Ostrava, z 0,2828 na 0,2497 u ČOV Brno a z 0,2526 na 0,2267 u ČOV Olomouc. U normalizovaných časových řad po následném vyloučení cyklických složek vede zahrnutí S ke snížení reziduálního rozptylu z 0,0730 na 0,0675 u ČOV Ostrava, z 0,0482 na 0,0413 u ČOV Brno a z 0,0212 na 0,0189 u ČOV Olomouc. U dynamických přenosových funkcí je toto snížení podobné.

Hodnotíme-li použití dynamických přenosových funkcí proti (ne-dynamickým) přenosovým funkcím podle poklesu reziduálního rozptylu, pak se použitím dynamických přenosových funkcí proti použití ne-dynamických přenosových funkcí sníží reziduální rozptyl Tv málo, nebo se naopak zvýší. Při zahrnutí S dojde použitím dynamických přenosových funkcí proti (ne-dynamickým) přenosovým funkcím k poněkud vyššímu snížení reziduálního rozptylu Tv . Problémem při modelování pomocí časových řad Tv je, jak nalézt předpis pro časové změny koeficientů v modelech při použití dynamických přenosových funkcí.

Roční kolísání parametrů cyklických složek teploty vody (Tv) a teploty vzduchu (Tvz) na ČOV v regionu Ostrava (2001–2008)

Cyklické složky lze popsat rovnicí (1), resp. ekvivalentní rovnicí (2).

$$x_t = \bar{x} + \sum_{j=1}^k C_j * \cos(2 * \pi * t / T_j + \theta_j) \quad (1)$$

$$x_t = \bar{x} + \sum_{j=1}^k [A_j * \sin(2 * \pi * t / T_j) + B_j * \cos(2 * \pi * t / T_j)] \quad (2)$$

¹³ Normalizované řady vedly ke stejným závěrům jako centrované řady.

¹⁴ Byly vyloučeny cyklické složky odpovídající periodám $T = 365$ dní, $T = 182,5$ dne a $T = 7$ dní, pokud byly statisticky významné.

Tabulka 7. Parametry A_j a B_j tří cyklických složek teplot vody v letech 2001–2008

Table 7. Parameters A_j and B_j of three cyclic components of water temperature in years 2001–2008

	A_1	B_1	A_2	B_2	A_3	B_3
2001	-2,0967	-1,6644	-0,1456	-0,3808	0,1743	0,0109
2002	-1,6563	-2,1437	0,0673	-0,2134	0,1422	0,0824
2003	-2,4548	-2,2477	-0,2039	0,1149	0,0187	0,1838
2004	-2,5066	-1,6423	-0,3088	0,1436	0,0683	0,0930
2005	-2,4571	-1,8889	-0,1272	-0,1487	0,0935	-0,0839
2006	-2,9183	-1,6646	-0,1717	0,7376	-0,0076	-0,0352
2007	-1,4120	-2,4928	0,2600	0,3438	0,1364	0,0313
2008	-2,2155	-1,9741	-0,1925	0,0008	0,2113	-0,0469
průměr	-2,2147	-1,9648	-0,1028	0,0747	0,1046	0,0294
rozptyl	0,2083	0,0851	0,0286	0,1080	0,0050	0,0067
sm. odch.	0,4564	0,2918	0,1690	0,3287	0,0708	0,0820
v	-0,206	-0,148	-1,644	4,397	0,676	2,789
2001–2008	-2,2319	-1,9452	-0,0989	0,0757	0,0995	-0,0379

Tabulka 8. Parametry C_j a θ_j tří cyklických složek teplot vody v letech 2001–2008

Table 8. Parameters C_j and θ_j of three cyclic components of water temperature in years 2001–2008

	A_1	B_1	A_2	B_2	A_3	B_3
2001	-2,7459	-10,0955	0,8673	-0,8490	0,0351	-0,5013
2002	-1,1773	-10,5330	0,8203	-0,0229	0,2059	0,0738
2003	-2,8534	-11,3104	-1,0241	0,6758	-0,2941	0,1464
2004	-3,3609	-9,5190	-0,2538	-0,8498	0,0823	0,4365
2005	-3,4730	-10,3383	-0,6949	-0,1284	-0,0827	0,0697
2006	-4,8574	-10,8011	-2,0825	0,1922	-0,3884	0,1407
2007	-0,9662	-9,6705	0,8246	0,8495	-0,0529	0,2614
2008	-2,5428	-8,7327	0,1923	0,6236	0,1414	-0,1041
průměr	-2,7471	-10,1251	-0,1688	0,0614	-0,0442	0,0654
rozptyl	1,3807	0,5734	0,9808	0,3793	0,0377	0,0673
sm. odch.	1,1751	0,7572	0,9904	0,6158	0,1942	0,2594
v	-0,428	-0,075	-5,866	10,031	-4,396	3,967
2001–2008	-2,8321	-10,0982	-0,1620	0,0687	0,0121	-0,1273

Tabulka 9. Parametry A_j a B_j tří cyklických složek teplot vzduchu v letech 2001–2008

Table 9. Parameters A_j and B_j of three cyclic components of air temperature in years 2001–2008

	C_j	θ_j	C_2	θ_2	C_3	θ_3
2001	2,6770	0,900	0,4076	0,365	0,1746	1,508
2002	2,7091	0,658	0,2237	-0,306	0,1644	1,046
2003	3,3284	0,829	0,2341	-1,058	0,1847	0,101
2004	2,9967	0,991	0,3406	-1,136	0,1154	0,634
2005	3,0992	0,915	0,1957	0,707	0,1256	-0,839
2006	3,3597	1,052	0,7574	-0,229	0,0360	0,212
2007	2,8649	0,515	0,4311	0,647	0,1399	1,345
2008	2,9674	0,843	0,1925	-1,567	0,2164	-1,352
průměr	3,0003	0,838	0,3478	-0,322	0,1446	0,332
rozptyl	0,0569	0,0270	0,0317	0,6541	0,0026	0,9109
sm. odch.	0,2386	0,1642	0,1781	0,8088	0,0513	0,9544
v	0,080	0,196	0,512	-2,514	0,355	2,877
2001–2008	2,9606	0,854	0,1245	-0,918	0,1065	-1,207

kde x_t je hodnota časové řady v čase t ,
 \bar{x} průměrná hodnota časové řady,
 C_j amplituda j -té dílčí složky,
 θ_j fázový posun j -té dílčí složky,
 A_j, B_j regresní koeficienty,
 T_j perioda j -té dílčí složky,
 t čas,
 k počet uvažovaných dílčích složek.

Tabulka 10. Parametry C_j , θ_j tří cyklických složek teplot vzduchu v letech 2001–2008
Table 10. Parameters C_j and θ_j of three cyclic components of air temperature in years 2001–2008

	C_1	θ_1	C_2	θ_2	C_3	θ_3
2001	10,4623	0,266	1,2136	-0,796	0,5025	-0,070
2002	10,5986	0,111	0,8206	-1,543	0,2187	1,227
2003	11,6648	0,247	1,2270	-0,987	0,3285	-1,109
2004	10,0949	0,339	0,8869	0,290	0,4442	0,186
2005	10,9061	0,324	0,7066	1,388	0,1082	-0,871
2006	11,8430	0,423	2,0913	-1,479	0,4131	-1,223
2007	9,7187	0,100	1,1839	0,771	0,2667	-0,200
2008	9,0954	0,283	0,6526	0,299	0,1756	-0,937
průměr	10,5480	0,262	1,0978	-0,257	0,3072	-0,375
rozptyl	0,7582	0,0107	0,1871	1,0427	0,0169	0,6029
sm. odch.	0,8707	0,1033	0,4326	1,0211	0,1299	0,7765
v	0,083	0,395	0,394	-3,971	0,423	-2,073
2001–2008	10,4878	0,273	0,1760	-1,170	0,1278	-0,095

Mezi parametry C_j , θ_j , A_j a B_j platí vztahy (3) a (4)

$$C_j = \sqrt{A_j^2 + B_j^2} \quad (3)$$

$$\theta_j = \arctg \frac{A_j}{B_j} \quad (4)$$

Pro období 2001–2008 byly po letech vypočteny cyklické složky v časových řadách teplot vzduchu a teplot odpadních vod. Byly zvoleny tři dílčí složky s periodami $T_1 = 365$ dní, $T_2 = 182,5$ dne a $T_3 = 7$ dní, které mohou být aktuální pro teplotu odpadních vod; tyto periody však byly použity i pro teplotu vzduchu, kde perioda $T_3 = 7$ dní však nemá fyzikální opodstatnění.

Vypočtené hodnoty parametrů C_j , θ_j , A_j a B_j pro jednotlivé roky a celé období 2001–2008 jsou uvedeny v tabulkách 7 a 8 pro teplotu odpadních vod a v tabulkách 9 a 10 pro teplotu vzduchu¹⁵. Z tabulek 7 a 8 plyne, že u teploty odpadních vod se parametry dílčí cyklické složky s $T_1 = 365$ dní (A_j a B_j , resp. C_j a θ_j), na rozdíl od ostatních dvou dílčích složek, v průběhu let mění poměrně málo (koeficient variace amplitudy C_j je 8 % a fázového posunu θ_j je 20 %). Z tabulek 9 a 10 pak plyne, že u teploty vzduchu se parametry dílčí cyklické složky s $T_1 = 365$ dní (A_j a B_j , resp. C_j a θ_j), na rozdíl od ostatních dvou dílčích složek, v průběhu let mění rovněž poměrně málo (koeficient variace amplitudy C_j je do 8 % a fázového posunu θ_j je 40 %).

Závěr

Zhodnocení vztahu teplota vzduchu-teplota odpadních vod na třech ČOV prokázalo, že tento vztah lze využít v případě absence měření teploty odpadních vod na čistírně odpadních vod k modelování časových řad teploty odpadních vod.

¹⁵ Parametry cyklických složek byly vypočteny klasickou regresní cestou a kromě toho byly vypočteny v jednotlivých letech pomocí procedur DHR při volbě nvr = 0 a pro celé období pomocí procedur DHROPT/DHR.

Hodnocení dále ukázalo jak vysokou setrvačnost teploty odpadních vod (vysoká hodnota koeficientu a_j v přenosových funkcích), tak poměrně malé meziroční změny parametrů cyklické složky teploty odpadních vod s periodou $T_j = 365$ dní (koeficient variace amplitudy C_j je 8 % a fázového posunu θ_j je 20 %).

Literatura

- [1] Nesměrák, I. (2012a) Pravděpodobnostní hodnocení provozu čistírny odpadních vod. VTEI, č. 5, s. 7–9, příloha *Vodního hospodářství* č. 10/2012.
- [2] Nesměrák, I. (2012b) Vztah mezi teplotou odpadních vod a teplotou vzduchu a vztah mezi teplotou vzduchu a denním úhrnem srážek a jejich roční variabilita na ČOV a v regionu Ostrava v letech 2001–2008, sv. 8/1+8/II. Praha: VÚVTGM, 2012.
- [3] Nesměrák, I. (2012c) Vztah mezi teplotou odpadních vod a teplotou vzduchu a vztah mezi teplotou vzduchu a denním úhrnem srážek na ČOV Brno v letech 2007–2009, sv. 9. Praha: VÚVTGM.
- [4] Nesměrák, I. (2012d) Vztah mezi teplotou odpadních vod a teplotou vzduchu a vztah mezi teplotou vzduchu a denním úhrnem srážek na ČOV Olomouc v letech 2007–2009, sv. 5. Praha: VÚVTGM.
- [5] Nesměrák, I. (2013) Vztah mezi teplotou odpadních vod a teplotou vzduchu a vztah mezi teplotou vzduchu a denním úhrnem srážek na ČOV Ostrava v letech 2001–2008, Brno v letech 2007–2009 a Olomouc v letech 2007–2009 (souhrnná zpráva). Praha: VÚVTGM.

Ing. Ivan Nesměrák
Ivan.Nesmerak@seznam.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

The Wastewater Temperature Modelling at Wastewater Treatment Plant Inflow (Nesměrák, I.)

Key words

wastewater treatment plant – time series – transfer functions – water temperature – air temperature

The wastewater temperature modelling at wastewater treatment plant inflow is based on the evaluation of transfer functions between the daily average of air temperature and possibly of daily sum of rain falls and daily average of wastewater temperature. There were evaluated the transfer functions and dynamic transfer functions by means of programme packet CAPTAIN in Matlab. There were found high determination coefficients of transfer functions.

VTEI VODOHOSPODÁŘSKÉ
 TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

Water Management Technical and Economical Information

Odborný dvouměsíčník specializovaný na výzkum v oblasti
 vodního hospodářství

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 55

ISSN 0322 - 8916
 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