

VÝSLEDKY A POZNATKY Z PROVOZU KČOV A DOČIŠŤOVACÍCH NÁDRŽÍ

Miloš Rozkošný¹

Abstract

Extensive wastewater treatment technologies, which belong biological (stabilization) ponds, ground filters and all types of reed-bed plants (constructed wetlands), as well as wastewater irrigation, are applied to municipal wastewater treatment in the Czech Republic, for the source size from individual houses, to the village up to 2 000 P.E. Biological ponds have been built and operated for the decades, reed-beds and ground filters since 1990. By the efficiency monitoring and operation surveys of built treatment plants, there were found many problems and shortcomings often associated with errors in the processing of project documentation, as well as errors in the operation of the treatment plants. The paper presents results of the constructed wetland wastewater treatment plants and 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. The results have validated that constructed wetlands with horizontal flow filters are applicable to wastewater treatment in the villages under 500 PE and they can be used for the same purpose in the villages between 500 and 1000 PE, but the stable ammonia nitrogen treatment efficiency must be ensured by another wastewater treatment technology, by vertical flow filters or by horizontal flow filters with unsaturated environment. Achieved results proved that the stabilization ponds are able to improve water quality of reed-beds outflow, including nitrogen and phosphorus.

Úvod

Extenzivní technologie čištění odpadních vod, mezi něž řadíme biologické (stabilizační) nádrže, zemní filtry a všechny typy vegetačních kořenových čistíren (vertikálně, horizontálně protékané, s volnou hladinou), ale i závlahy odpadními vodami, se uplatňují pro čištění komunálních odpadních vod také v České republice, a to pro zdroje velikosti od jednotlivých domů, až po obce do 2 000 EO. Biologické nádrže se staví a provozují již desítky let, vegetační kořenové čistírny a zemní filtry od roku 1990. Sledováním účinností a provozu již realizovaných čistíren byla zjištěna řada problémů a nedostatků, často spojených s chybami při zpracování projektové dokumentace, ale i chybami při provozu těchto ČOV (Rozkošný, 2008; Šálek a kol., 2008; Mlejnská a kol., 2009). Příspěvek je zaměřen na prezentaci výsledků hodnocení účinností a provozu kořenových čistíren a stabilizačních nádrží pro dočištění odtoků z těchto čistíren.

Kořenové čistírny odpadních vod s horizontálním podpovrchovým prouděním (KČOV) jsou v České republice druhou nejrozšířenější extenzivní technologií využívanou k čištění odpadních vod z malých obcí. V období 1989 až 2008 bylo postaveno přibližně 250 těchto

¹ Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D., VÚV TGM, v.v.i., Mojmírovo nám. 16, 612 00, Brno
tel. 541126311, e-mail: milos_rozkosny@vuv.cz

čistíren pro čištění vod ze zdrojů od několika EO do cca 1 000 EO. Část těchto čistíren, zejména ve velikosti nad 500 EO, bývá doplněna o dočišťovací stupeň – nejčastěji biologickou nádrž. Obecně se tyto čistírny řadí mezi „umělé mokřady“, zahraniční literatura užívá název „constructed wetlands“, popř. termín určený pro kořenová pole „reed-beds“. V Rakousku a Německu jsou používány termíny „bepflanzte Bodenfilter“, „Pflanzenkläranlagen“, resp. „Abwasserreinigung mit pflanzenbewachsenen Bodenfiltern“ (Vymazal, 1995; Šálek a Tlapák, 2006; Rozkošný, 2008). Velice důležitou součástí každé kořenové čistírny je vhodný mechanický stupeň předčištění. Ten zajišťuje ochranu filtračních vrstev čistírny před zanesením hrubým materiálem, pískem nebo tukem, zabraňuje ucpání rozvodných potrubí a žlabů. Zároveň slouží k zachycení jemnějších kalových částic, které by zbytečně zatěžovaly biologickou část čistírny. V případě extenzivních čistíren je kladen důraz především na jednoduchost obsluhy, proto se předčištění nejčastěji skládá z ručně stíraných česlí, ručně vyklíženého lapáku písku a vhodné usazovací nádrže.

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 a kol., 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 technologií, 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 a kol., 2009). Stabilizační nádrže se uplatňují zejména při čištění splaškových odpadních vod (také výrazně snižují počty koliformních zárodků) - Just a kol., 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. Zdroje kyslíku pro aerobní biologickou nádrž tvoří: 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 a kol., 2004). V případě, že do nádrže nepřitéká potřebné množství čisté prokysličené vody a v zimním období, kdy neprobíhá intenzivně produkce kyslíku při fotosyntéze, je potřeba přídatná 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).

Metodika

Detailní popis sledovaných kořenových čistíren uvádí Rozkošný (2008) a Mlejnská a kol. (2009). Souhrnný popis podrobněji sledovaných čistíren je uveden v následující tabulce (Tab.1). Dále jsou uvedeny informace ke dvěma ČOV realizovaných s využitím kombinace kořenových polí a dočišťovací stabilizační nádrže, a to ČOV Dražovice (pro cca 800 EO) a ČOV Hostětín (pro cca 200 EO). Tyto čistírny byly vybrány jako vzorové. Odběrové profily byly

umístěny tak, aby bylo možné posoudit čistící účinek jednotlivých stupňů čištění (na přítoku, za mechanickým předčištěním, za kořenovými poli, popř. na odtoku z dočišťovací nádrže). Z měřených hodnot průtoků a koncentrace znečišťujících látek byly vypočítány hodnoty hydraulického a látkového zatížení. Hodnoty průměrného denního průtoku, uvedené v tabulce 1, byly vypočítány ze záznamů kontinuálního měření průtoků hladinoměry (např. ČOV Dražovice), ze záznamů obsluhy a z přímých měření, prováděných během monitoringu. V případě ČOV Žernovník jsou uvedeny v tabulce 1 dvě hodnoty. První, vyšší hodnota, zahrnuje také měřené extrémní hodnoty (10 až 20 l/s), zjištěné během období tání sněhu. Jelikož se tyto vysoké průtoky vyskytují pouze v části roku (délka trvání v řádech dnů), byla do tabulky přidána druhá hodnota (48 m³/d), která tyto hodnoty nezahrnuje a odpovídá měřením během celého roku s výjimkou zmíněného období. Z měřených hodnot průtoků a koncentrace znečišťujících látek byly vypočítány hodnoty hydraulického a látkového zatížení. Vypočítané hodnoty byly následně porovnány s hodnotami návrhovými. Obecně jsou tyto čistírny navrhovány podle hydraulického a látkového zatížení organickým znečištěním (vyjádřeno ukazatelem BSK₅).

Tab. 1 Charakteristika sledovaných čistíren

Lokalita	Dražovice	Myslibořice	Olší nad Oslavou	Žernovník
V provozu od r.	2000	2004	1995	1995
Návrhový počet EO	780	480	267	150
Nadmořská výška	250 m n.m.	400 m n.m.	500 m n.m.	390 m n.m.
Typ kanalizace	jednotná	jednotná	jednotná	jednotná
Měřený denní průtok – průměr (m ³ /d)	199	85,5	197	175 / 48
Předčištění	Č-LP-ŠN-DUN	Č-LP-KMN	Č-LP-S	ZUN
Počet koř. polí	3	2	3	3
Povrchová plocha polí (m ²)	3900	2400	2260	540
Plocha na 1 EO (m ²)	5,00	5,00	8,46	3,60
Filtrační materiál	štěrk	štěrk	štěrk	štěrk
Vegetace	rákos	rákos	rákos	rákos
Dočištění	DBN	ne	ne	ne

Pozn.: Č – česle, LP – horizontální lapák písku, S – septik, ŠN – šterbinová nádrž, DUN – dešťová zdrž, ZUN – zemní usazovací nádrž, KMN – kombinovaná mělká nádrž, DBN – dočišťovací biologická nádrž, rákos – *Phragmites australis* (rákos obecný), chrastice – *Phalaris arundinacea* (chrastice rákosovitá)

Popis ČOV Dražovice (800 EO)

Technologická linka ČOV zahrnuje:

1. stupeň mechanického předčištění – dešťový oddělovač, dešťová zdrž, typizovaný šterbinový lapák písku horizontální s jemnými česlemi a typizovaná šterbinová 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 Q₂₄ 1,8 l/s; maximální průtok Q_{max} 6,3 l/s; hodnota reakční konstanty odstranění znečištění v kořenových polích KBSK 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, Tlapák; 2006). Hodnoty návrhového hydraulického a látkového zatížení ČOV jsou uvedeny v tabulce 2. Teoretické návrhové zatížení stabilizační nádrže je při daných návrhových parametrech a předpokládané účinnosti čištění kořenové čistírny cca 85 % pro BSK 5,44 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 hladině 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.

Popis ČOV Hostětín (200 EO)

ČOV zahrnuje:

1. stupeň mechanického předčištění – dešťový oddělovač, dešťová zdrž, typizovaný lapák písku 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 chrastice rákosovité. V sušších místech se uchytily různé ruderalní 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, Tlapák; 2006). 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 Q₂₄ 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 určenou 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 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 sezóny objevují plovoucí makrofyty. Břehová vegetace nádrže je tvořena jak bylinnými a mokřadními společenstvy, tak i dřevinami. Mokřadní vegetace i dřeviny v současnosti zasahují do prostoru nádrže. 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).

Odběry vzorků vod byly prováděny po celé období monitoringu 2000 – 2011 jedenkrát až dvakrát měsíčně. Jednalo se o dvouhodinové slévané vzorky. Přímo v terénu byly měřeny základní fyzikálně-chemické ukazatele (teplota vody, pH, elektrická konduktivita, koncentrace rozpuštěného kyslíku, nasycení kyslíkem). V laboratoři byly stanovovány koncentrace nerozpuštěných látek, ukazatele organického znečištění (BSK₅, CHSK), formy dusíku, celkový fosfor, chloridy, sírany, případně i ukazatele mikrobiálního znečištění. Při odběrech byly zaznamenávány údaje o průtoku odpadních vod čistírnami.

Výsledky

Kombinované extenzivní ČOV - ČOV Dražovice

Z průzkumu ČOV a z výsledku analýz obsahu znečištění v odpadní vodě je patrné, že v průměru není zatěžována množstvím, které odpovídá projektovým předpokladům, jak vyplývá z tabulky 2. 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 - Q₂₄): 0,25-0,25-1,50.

Tab. 2 Zatížení ČOV Dražovice - průměrné hodnoty

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

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, 4,9 kg BSK₅/den, tedy 0,0063 kg/m²/den, což odpovídá hodnotě 63 kg/ha/den. Jedná se 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. V 58 vzorcích ze 71 odebraných na odtoku z nádrže bylo 58 s obsahem NL pod 30 mg/l. Ze zbývajících 13 bylo 7 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 nádrží. 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. 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 a 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 účinnost 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.

Tab. 3 Dlouhodobé hodnoty sledovaných ukazatelů kvality vody (hodnoty v mg/l)

ČOV	Dražovice	Dražovice	Dražovice	Hostětín	Hostětín	Hostětín
Profil	přítok	na odtok z KP	odtok z BN (odtok z ČOV)	přítok	do odtok z KP	z odtok z BN (odtok z ČOV)
Ukazatel prům.	BSK ₅ 59,9	27,5	18,8	64,9	16,69	13,21
Ukazatel prům.	CHSK-Cr 134,3	67,7	65,9	142,8	42,27	44,54
Ukazatel prům.	NL 65,7	11,5	17,8	41,9	9,82	27,77
Ukazatel prům.	N-NH ₄ ⁺ 32,4	23,7	19,8	23,25	18,56	9,15
Ukazatel prům.	P _c 4,9	4,6	4,1	2,84	3,08	1,74

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

Jelikož je KČOV dimenzována na 800 EO a spadá do kategorie 500 – 2000 EO podle n.vl. č. 61/2003 Sb. ve znění n.vl. č. 229/2007 Sb. a č.23/2011 Sb., je na KČOV sledován i úbytek

koncentrace amoniakálního dusíku (N-NH_4^+). 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-NH_4^+ , 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 3).

Jako doplňkový ukazatel byl sledován a hodnocen i celkový fosfor. V kořenových polích a ve stabilizační nádrži pak dochází k procesům eliminace části celkového fosforu z vody. Jedná se však o velmi nestabilní účinnost s průměrnou hodnotou 16 %, z toho vlastní nádrž 10 % (tabulka 3).

Kombinované extenzivní ČOV - 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 BSK_5 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 24-hodinových 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 m^3/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 BSK_5 17 mg/l (tabulka 3) 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 $\text{BSK}_5/\text{ha}/\text{den}$.

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 přes to ČOV splňuje předepsané odtokové koncentrace. Díky výrazně nižšímu látkovému zatížení, než bylo předpokládáno v projektové dokumentaci, není nutná přídavná aerace pro provoz nádrže. Je třeba věnovat pozornost sklizení biomasy plovoucích makrofyt, případně provést drobné úpravy odtokového objektu, které umožní pohyb hladiny a zhoršení podmínek pro jejich výskyt na hladině. Tyto úpravy jsou připravovány k realizaci.

Výsledky kořenových čistíren obecně

Čistící procesy probíhající v kořenových filtrech (KF) jsou ovlivněny i vnějšími činiteli působícími na filtrační prostředí. Meteorologické činitele - teplota vody; teplota vzduchu; vlhkost vzduchu a ostatní klimatické veličiny ovlivňují vývoj vegetace a podmínky pro rozvoj a činnost mikrobiálního společenstva vázaného na filtrační substrát a mají vliv i na vodní bilanci KF (Mlejnská a kol., 2009; Rozkošný, Mlejnská, 2010). Mezi další podmínky lze zařadit velikost průtoku; srážky na plochu KF; transpiraci vody z povrchu filtrační náplně a evapotranspiraci vegetace; fyzikální, chemické a hydraulické vlastnosti filtrační náplně; provedení nátokové a odtokové zóny filtračního pole; způsob proudění vody. Tyto podmínky ovlivňují hydraulické a látkové zatížení a také dobu zdržení odpadní vody ve filtračním prostředí.

Dosavadní výzkumy a provozní sledování prokázaly, že kořenové čistírny mohou zajistit stabilní a dostatečnou účinnost odstranění organického znečištění a nerozpuštěných látek, a to jak během vegetačních období, tak i během nevegetačních období, kdy je vegetace makrofyt v klidovém stadiu a nepodílí se na procesu čištění. Podmínkou je však kvalitní mechanické předčištění odpadních vod. K zajištění bezproblémového a dostatečného odstranění nerozpuštěných látek (až k hodnotám okolo 90 %) extenzivními technologiemi je nutné věnovat pozornost správnému návrhu objektů mechanického předčištění odpadních vod, jejich provozu a údržbě. Odpadní vody musí být předčištěny účinným a funkčně spolehlivým zařízením. U malých zdrojů se osvědčují vícekomorové biologické septiky typizované, a biologické septiky na místě betonované nejlépe s více než třemi přepážkami. Další podrobnosti z průzkumů funkčnosti objektů mechanického předčištění předřazených biofiltrům a nádržím uvádí např. Mlejnská a kol. (2009) a Rozkošný a kol. (2010). Ve výsledku odstranění nerozpuštěných látek z přítékajících vod vede k zamezení vzniku kolmatace filtrů. Přirozená biologická kolmatace je velmi pozvolný proces, při nesklizení vegetace makrofyt byla zjištěno vytvoření vrstvy charakteru kompostu na povrchu polí 2 – 3 cm během deseti let provozu.

Orientační hodnoty účinnosti čištění jednotlivých typů extenzivních technologií uvádí tabulka 4. Prezentované hodnoty vychází z měření na čistírnách uvedených v tabulce 1 a z měření na dalších čistírnách využívajících biologické nádrže, a nebo zemní filtry, jako biologický stupeň čištění, které byly sledovány v rámci výzkumného záměru VÚV TGM, v.v.i. (Mlejnská a kol., 2009). Dále byly zahrnuty vlastní měření z roku 2012 získané v rámci řešení projektu TA02020128. Širší rozpětí hodnot, případně i nižší hodnoty účinnosti odstranění nerozpuštěných látek a organického znečištění často odpovídají značnému naředění odpadních vod na přítoku. V případě amoniakálního dusíku jsou způsobeny zejména návrhem zařízení, zda jsou přítomny i vhodné podmínky pro proces nitrifikace (tedy v podstatě u zemních filtrů (ZF), KF s vertikálním prouděním, KF s pulzním plněním a nebo prázdňením a i u biologických nádrží). V případě požadavku na odstranění dusíku a fosforu je vhodnější volit úpravy technologie čištění (hybridní umělé mokřady s KF s vertikálním a horizontálním prouděním vody, systémy pulsního plnění a prázdňení polí, umělé provzdušování, volba filtračních materiálů s vysokou sorpční schopností). Vymazal (2009) uvádí účinnost odstranění amoniakálního dusíku v 53 kořenových čistírnách provozovaných v České republice za období 1989 – 2007 průměrně 34 %. Tyto výsledky potvrzují i naše dlouhodobá sledování řady čistíren (Mlejnská a kol., 2009). Jako důvod této nízké účinnosti

uvádí především anaerobní podmínky ve filtračních polích. Podobné výsledky dosahují i obě detailně sledované čistírny. Prokešová (2010) prokázala, že optimální hloubka snížení hladiny při pulzním plnění, nebo prázdňení, z hlediska zvýšení koncentrace kyslíku ve vodě, je cca 0,45 m, což se projeví zvýšením koncentrace kyslíku o 3 - 5 mg/l. V trvale protékáných horizontálních filtrech se koncentrace kyslíku pohybuje pod 1 mg/l, pouze v bezprostředním okolí kořenového systému makrofyt byly měřeny oxické podmínky (Vymazal, 1995). Při provedených šetřeních byla optimální hloubka pro provedení impulsního prázdňení a plnění stanovena v rozmezí 0,4 – 0,6 m.

Hodnocení účinnosti odstranění fosforu je značně problematické, protože ČOV ve zmíněných kategoriích (dle počtu EO) nejsou navrhovány na jeho odstraňování, což by v případě KF a ZF znamenalo využití speciálních filtračních náplní (Kriška a kol., 2011).

Tab. 4 Orientační hodnoty dlouhodobé účinnosti čištění z průzkumu extenzivních ČOV (%)

	Počet EO	NL	BSK ₅	CHSK	N-NH ₄ ⁺	Pc
KČOV	< 200	70 – 98	75 – 98	60 - 85	30 – 75	20 - 55
HF	200 – 500	70 – 98	70 – 90	60 – 85	10 – 60	< 40
	500 - 1000	80 - 95	60 - 85	60 - 85	25 – 70	< 25
KČOV VF a ZF		≈90	≈90	≈90	39 – 98	16 – 96
BN		50 – 85	55 – 85	40 – 75	40 – 70	20 – 55

Legenda: KČOV HF – kořenová čistírna s filtry s horizontálním podpovrchovým prouděním; KČOV VF – kořenová čistírna s filtry s vertikálním prouděním; ZF – ČOV s využitím zemního filtru; BN – ČOV s využitím biologické (stabilizační) nádrže

Zahraniční zkušenosti (Langergraber a kol., 2006) prokázaly, že kořenový filtr KČOV s vertikálním podpovrchovým prouděním s přerušovaným nátokem může úspěšně pracovat při organickém zatížení 20 g CHSK /m²/d (tj. 4 m² na připojenou osobu). Také bylo prokázáno, že během letních měsíců (květen - říjen) a teplot odpadní vody vyšší než 12°C může být specifický povrch dále snížen, a to až na 2 m² na připojenou osobu, což zajistí přiměřenou požadovanou míru odstranění znečištění, včetně amoniakálního dusíku. Nižší údaj lze tedy využít např. při navrhování zařízení k objektům se sezónním provozem.

Vliv vegetace (makrofyt) na účinnost čištění KF, včetně odběru živin, závisí na druhu a zdravotním stavu porostu, jeho hustotě a zapojení (včetně kořenové zóny KF), charakteru rozvoje biomasy, růstové fázi – aktuální části ročního období (Čížková, 1992; Květ a kol., 2003). Zpočátku realizace zejména KF byla tendence význam rostlin silně přeceňovat, zejména v možnostech odběru živin, které se později ukázaly jako méně významné (Just a kol., 2004). Také v případě eliminace organického znečištění a mikrobiálního znečištění je podíl mokřadní vegetace na povrchu filtračních polí druhořadý, oproti aktivitě mikrobiálního společenstva vázaného na filtrační substrát (Mlejnská a kol., 2009; Rozkošný a Mlejnská, 2010).

U KČOV i stabilizačních nádrží byly zjištěny vysoké účinnosti odstranění mikrobiálního znečištění z odpadních vod (pokles KTJ ve vzorcích vod o několik řádů), a to během vegetačních i nevegetačních období (Mlejnská a kol., 2009). Také účinnost odstranění

těžkých kovů je vysoká (Švehla a kol., 2008; Kadlec a Wallace, 2009), stejně jako tenzidů (Šálek, Tlapák, 2006).

Závěr

V obou případech sledovaných ČOV (Dražovice a Hostětín) byl podíl stabilizačních dočišťovacích nádrží kladný 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). Štencel a kol. (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 jejich odumření období bez kyslíku). Což potvrzují 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, případně i kořenových polí (zařazení pulsního plnění a nebo prázdnění polí s horizontálním prouděním, pokud se pomine celková rekonstrukce na pole s vertikálním prouděním s nenasyceným 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 TA02020128 a TA02021032.

Pro realizaci nových ČOV s využitím kombinace kořenové čistírny a dočišťovací stabilizační nádrže (nádrží) je třeba upozornit na poznatky mající vliv na výslednou účinnost čištění, jejichž odstranění by přispělo k jejímu zvýšení: při návrhu plochy nádrží s ohledem na zatížení se doporučují nízkozatěžované nádrže s projektovými údaji doporučenými v literatuře (Effenberger, Duroň, 1984; Šálek a Tlapák, 2006), ne vždy jsou 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. Je nutné zajistit příjezd k nádrži pro techniku (opravy a údržba, konstrukční práce) a případně 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 se nenachází žádný průmysl. Obsahy sledovaných ukazatelů v dočišťovacích nádržích jsou v maximech nižší než obsah v primárních kalech z mechanického předčištění. Zejména to platí pro Zn, Cu. Tyto kovy jsou poměrně dobře vázány i v anaerobním prostředí filtračních kořenových polí, jak uvádí Švehla a kol. (2008). Po splnění hygienických požadavků lze sedimenty využít

v zemědělství jako zdroj cenných živin. Podle rozborů biomasy okřehku 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 okřehku – viz Šálek a kol. (2008). Biomasu plovoucích makrofyt je však především u větších nádrží obtížné sklízet a při ruční sklizni i poměrně časově náročné a znamená pro provozovatele 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, případně i při výrobě kompostů, nebo mohou být využity při výrobě energie z biomasy (výroba bioplynu).

Extenzivní technologie čištění odpadních vod lze považovat po dosavadních zkušenostech za řešení čištění odpadních vod malých producentů a obcí, zejména do velikosti cca 500 obyvatel, a to za dodržení návrhových zásad, zajištění dostatečného předčištění vod objekty mechanického předčištění a při zohlednění místních charakteristik (stav stokové sítě, množství a kvalita odpadních vod, klimatické podmínky, dostupnost pozemků, požadavky na kvalitu vypouštěných čištěných vod, atd.).

Zkušenosti z průzkumu vybraných lokalit i poznatky z literatury ukazují, že všechny zmíněné extenzivní technologie lze použít ve vhodných podmínkách, jelikož účinnost čištění pro nerozpuštěné látky a organického znečištění je vysoká a srovnatelná s účinnostmi čištění klasických mechanicko-biologických čistíren odpadních vod. Nehodí se ale tam, kde jsou kladeny vysoké požadavky na kvalitu vyčištěné vody, zejména pokud je požadováno zvýšené odstraňování nutrientů. Zejména kořenové čistírny vykazují nízké účinnosti čištění amoniakálního dusíku, který je v přítékající odpadní vodě převládající formou výskytu. To je dáno anaerobními podmínkami, které v kořenových filtrech převládají. Extenzivní čistírny nejsou primárně navrhovány ani za účelem snížení koncentrace fosforu, ale mohou jeho odtokové množství výrazně snížit. Pro dosažení vyšších účinností odstraňování fosforu by bylo nutné použít např. speciální sorpční médium nebo srážení fosforu.

V současnosti probíhají výzkumy zaměřené na intenzifikaci čistícího účinku kořenových filtrů, zejména pro odstraňování dusíku, a to pomocí pulsního plnění a nebo prázdnění, či využitím přídavné aerace (Kadlec a Wallace, 2009; Kriška a kol., 2011, projekt TA ČR 02020128), případně i kompaktním návrhem kombinace části kořenového filtru s horizontálním kontinuálním prouděním a části s vertikálním prouděním s pulsním plněním (Garcia-Perez a kol., 2008; Kršňák a Douša, 2011; projekt TA ČR 02020128). Také probíhají práce na úpravách technologií biologických nádrží, včetně zvýšení kvality odtoku během vegetačních období, vše s cílem zvýšení stability čistících procesů, dosažení vyšších účinností a zajištění provozní spolehlivosti ČOV (projekt TA ČR 02020128). Řešení v oblasti efektivního odstranění fosforu během procesu čištění odpadních vod přináší pro malé ČOV možnost využití vhodných filtračních materiálů, poutajících fosfor výraznějí mírou, než běžně používané přírodní materiály (Kriška a kol., 2011). Tyto postupy mohou vést k podstatnému zvýšení účinnosti při

odstraňování dusíku a k pozitivní změně redox potenciálu a obsahu kyslíku ve vyčištění vodě na odtoku. To je významné z hlediska dopadu vypouštěných vod na vodní prostředí recipientů (Mlejnská a kol., 2009).

Poděkování

Příspěvek vznikl za podpory výzkumného záměru MZP0002071101 a projektu TA ČR 02020128 „Výzkum možností optimalizace provozu a zvýšení účinnosti čištění odpadních vod z malých obcí pomocí extenzivních technologií“. Poděkování patří také majitelům a provozovatelům sledovaných ČOV (zejména obcím Dražovice a Hostětín).

Literatura

ČÍŽKOVÁ-KONČALOVÁ, H. Funkce kořenů rostlin v kořenové čistírně. In: Účelové kultivace vodních a mokřadních rostlin. Botanický ústav AV ČR Třeboň, 1992. 70-73 s.

Effenberger, M., Duroň, R. (1984). Stabilizační nádrže pro čištění a dočišťování odpadních vod. Účelová publikace VÚV 12. Praha: VÚV. 72 s.

GARCIA-PEREZ, A. a kol. Recirculation Vertical Flow Constructed Wetlands for Treating Residential Wastewater. Informační materiál. Purdue University, 2008.

JUST T., FUCHS P., PÍSAŘOVÁ M. Odpadní vody v malých obcích. Publikace VÚV T.G.M., vydal Ústav pro ekopolitiku, 2004. 50 s.

KADLEC, R.H., WALLACE, S. Treatment wetlands. 2nd edition. Boca Raton, Florida: CRC Press, 2009.

KRIŠKA, M., ROZKOŠNÝ, M., ŠÁLEK, J. Koncepce uspořádání malých ČOV využívajících přírodní způsoby čištění. In: Plotěný, K. (ed). Sborník přednášek ze semináře „ČOV pro objekty v horách. Přírodní řešení nebo high tech?“. Brno: CzWA, 2011, s. 19-28.

KRŠŇÁK, J., DOUŠA, M. Projektování kořenových KČOV II. generace pro individuální objekty. In: Plotěný, K. (ed). Sborník přednášek ze semináře „ČOV pro objekty v horách. Přírodní řešení nebo high tech?“ Brno: CzWA, 2011, s. 29-36.

KVĚT J. a kol.: Úloha rostlin ve vegetačních čistírnách. In MALÁ, E. a ŠÁLEK, J. (eds.) Přírodní způsoby čištění odpadních vod III. Brno: VUT FAST, s. 41-44.

LANGERGRABER, G. A kol. Removal efficiency of subsurface vertical flow constructed wetlands for different organic loads. In Dias, Vymazal (eds.) 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Lisbon, s. 123-130. ISBN 989-20-0361-6.

MLEJNSKÁ, E., ROZKOŠNÝ, M., BAUDIŠOVÁ, D., VÁŇA, M., WANNER, F. A KUČERA, J. Extenzivní způsoby čištění odpadních vod. Praha: VÚV T.G.M., 119 pp. 2009. ISBN 978-80-85900-92-7.

Rozkošný, M. (2008) Hodnocení účinnosti vegetačních kořenových čistíren a návrhy na zlepšení jejich funkce. Doktorská disertační práce. VUT FAST. BRNO, 137 s. a přílohy

Rozkošný, M., Kriška, M., Šálek, J. Možnosti využití přírodních způsobů čištění odpadních vod a posouzení vlivu předčištění. *Vodní hospodářství*, 2010, roč. 60, č. 5/2010, s. 116-121. ISSN 1211-0760.

ROZKOŠNÝ, M., MLEJNSKÁ, E.: Porovnání účinnosti čištění kořenových čistíren odpadních vod ve vegetačním a nevegetačním období. *VTEI*, 2010, roč. 52, č. 3/2010, s. 10-13. ISSN 0322-8916.

SPERLING, M. (2007) *Biological Wastewater Treatment Series. Volume three. Waste Stabilisation Ponds*. London: IWA Publishing. 156 s.

Šálek J. (1994) *Návrh a využití biologických nádrží na čištění odpadních vod. Metodiky ÚVTIZ* Praha, č. 15, 44 s.

Šálek, J., Rozkošný, M., Kriška, M. (2008) *Poznatky z průzkumu kořenových čistíren odpadních vod v moravských krajích a částí kraje Vysočina. Výzkumná zpráva pro MŽP. VÚV T.G.M. BRNO. 40s.*

ŠÁLEK, J., TLAPÁK, V. *Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod*. Praha : ČKAIT, 2006, 283 s. ISBN 80-86769-74-7.

Štencel, M., Šálek, J., Štenclová, P., Rozkošný, M. (2004). The research and the control of the oxygen regime in aerobic ponds. In Brissaud, F., Liénard, A. 6th Int.Conf. on Waste Stabilisation Ponds. Avignon, Francie, 27.9.2004. Cemagref, s. 203—212.

Švehla, J. a kol. (2008) *Stopové prvky v sedimentech kořenových čistíren*. In: KRÖPFELOVÁ, L., VYMAZAL, J. (eds.): *Monitoring těžkých kovů a vybraných rizikových prvků při čištění odpadních vod v umělých mokřadech*. ENKI. Třeboň, s. 69-77.

Taylor, L.R. a kol. (1983). Effect of hardwood leaf litter on water quality and treatment in a Western Oregon municipal watershed. http://ir.library.oregonstate.edu/./WRRI-82_ocr.pdf?sequence=1 (poslední přístup 20.6.2012).

Tran Ngoc Hai, Yakupitiyage, a. (2005). The effects of the decomposition of mangrove leaf litter on water quality. *Aquaculture* 250 (2005). 700-712.

VYMAZAL J. A KRÖPFELOVÁ L. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. *Science of the total environment* 407: 3911-3922, 2009.

VYMAZAL, J. *Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách*. ENVI, Třeboň. 1995. 147 p.

Vyhláška č. 382/2001 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, 2001.