

EXTENZIVNÍ ZPŮSOBY ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD Z MALÝCH OBCÍ

V České republice jsou nejčastěji využívány následující extenzivní způsoby čištění odpadních vod: provzdušňované nebo neprovzdušňované biologické nádrže, pod povrchové horizontálně protékané kořenové čistírny a v neposlední řadě i zemní filtry. Hlavními výhodami těchto systémů je poměrně jednoduché stavební provedení, malé nároky na elektrickou energii, speciální vybavení a technologie, nenáročnost na obsluhu, nízké provozní náklady a také schopnost poradit si i s výrazně zředěnými odpadními vodami a s nerovnoměrným hydraulickým i organickým zatížením. Tyto nerovnoměrnosti jsou právě v malých sídlech velmi častým jevem. Mezi nevýhody patří nekontrolovatelnost probíhajících čisticích procesů a u kořenových čistíren a zemních filtrů náchylnost k postupnému ucpávání (zakolmatování) filtrační náplně.

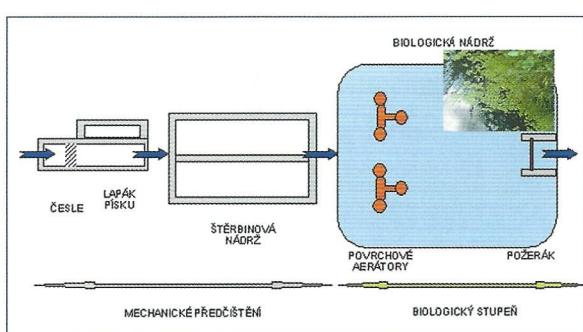


Biologické nádrže (*obr. 1*) jsou speciální malé účelové nádrže, které slouží jak k čištění, tak i k dočišťování, krátkodobé akumulaci a po případě i k dalšímu využití odpadních vod. U nás jsou nejčastěji využívány aerobní biologické nádrže, které nacházejí uplatnění zejména při čištění splaškových odpadních vod z jednotlivých stavení či jejich skupin, rekreačních zařízení, čištění odpadních vod menších obcí a organicky nízkozatížených splachů ze zemědělské půdy. Značný význam mají biologické aerobní nádrže i při dočišťování odpadních vod. Jednoznačně nevhodné jsou naopak pro vysoce organicky znečištěné odpadní vody, odpadní vody s extrémními

hodnotami pH a toxicke odpadní vody. Před biologickou nádrž by mělo být zařazeno vhodné předčištění přítěkajících odpadních vod.

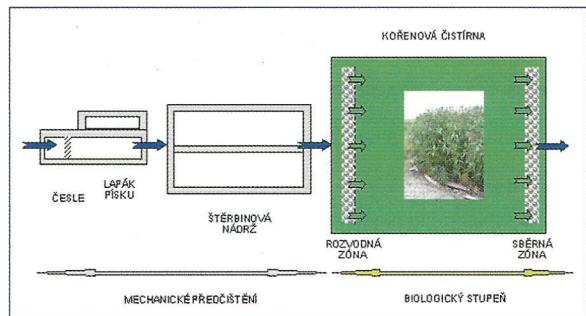
Projekt byl zaměřen na víceleté sledování různých typů extenzivních čistíren odpadních vod. Z našeho sledování šesti lokalit s biologickými nádržemi byla zjištěna účinnost odstraňování CHSK_{Cr} od 1,4 do 70,7 % a nerozpustených látek od -83,1 do 82,7 %. Tyto hodnoty jsou poněkud odlišné od účinností běžně uváděných v literatuře. S literaturou naopak velmi dobře koresponduje účinnost odstraňování BSK_s , která se pohybovala od 36,6 do 89,7 %. Dále dokáží biologické nádrže s větší či menší efektivitou odstranit všechny formy dusíku. K odstranění amoniakálního dusíku je však potřeba přítomnost kyslíku a lehce rozložitelných organických látek. Na námi sledovaných lokalitách se účinnost odstraňování amoniakálního dusíku pohybovala od 8,0 do 71,5 %, dusičnanového dusíku od 9,1 do 82,8 %, dusitanového dusíku od -91,2 do 69,1 % a celkového dusíku od 25,0 do 62,1 %.

V případě kořenových čistíren (*obr. 2*) lze hovořit o uměle budovaných mokřadech. Jsou



Obr. 1. Schéma biologické nádrže

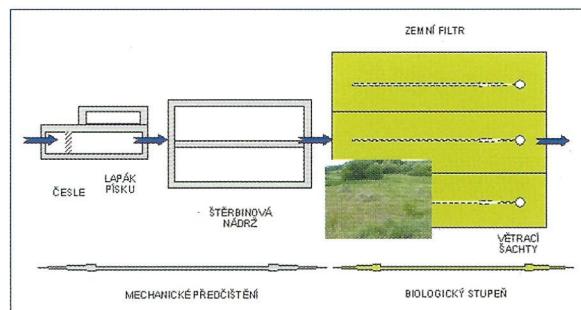
založeny na mechanických, fyzikálně-chemických a biologických procesech, které probíhají ve filtrační vrstvě tvořené štěrkem za spoluúčinkem rostlin. K nejčastěji používaným mokřadním rostlinám u nás patří rákos obecný (*Phragmites australis*) a chlastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), méně se používají orobince (*Typha latifolia* a *T. angustifolia*). V případě menších čistíren lze navrhnut i výsadbu trsů jiných mokřadních rostlin pro zlepšení estetického vzhledu (kosatec žlutý, skřípínek jezerní, zblochan vodní a jiné). Prakticky všechny kořenové čistírny v ČR jsou nařízeny jako čistírny s kořenovými poli s kontinuálním horizontálním podpovrchovým průtokem a vhodným mechanickým předčištěním. Pro toto uspořádání jsou charakteristické převládající anaerobní podmínky (prostředí bez přítomnosti kyslíku), které jsou důsledkem zaplavení půdního systému vodou.



Obr. 2. Schéma kořenové čistírny

Z našeho sledování pěti kořenových čistíren byla zjištěna účinnost odstraňování CHSK_{cr} od 59,4 do 88,5 %, BSK_5 od 86,5 do 93,0 % a nerozpuštěných láttek od 80,0 do 98,2 %. Vzhledem k anaerobním podmíinkám v kořenových polích se účinnost odstraňování amoniakálního dusíku, který je v odpadních vodách zastoupen v největší míře, pohybovala od -16,1 do 65,1 % (v průměru 16,6 %, tento průměr ale významně zvyšuje jedna z čistíren, která je velmi málo zatížená a na jednoho EO připadá plocha cca 50 m²). Pokud je kořenová čistírna více zatěžovaná, pohybuje se účinnost dokonce kolem nuly, tzn. že k odstraňování amoniakálního dusíku prakticky nedochází. Zjištěná účinnost pro dusičnanový dusík se pohybovala od 42,7 do 90,2 %, pro dusitanový dusík od -13,1 do 97,6 % a pro celkový dusík od 19,0 do 55,6 %.

Zemní filtry (obr. 3) využívají schopností porézního prostředí podporovat fyzikální, che-



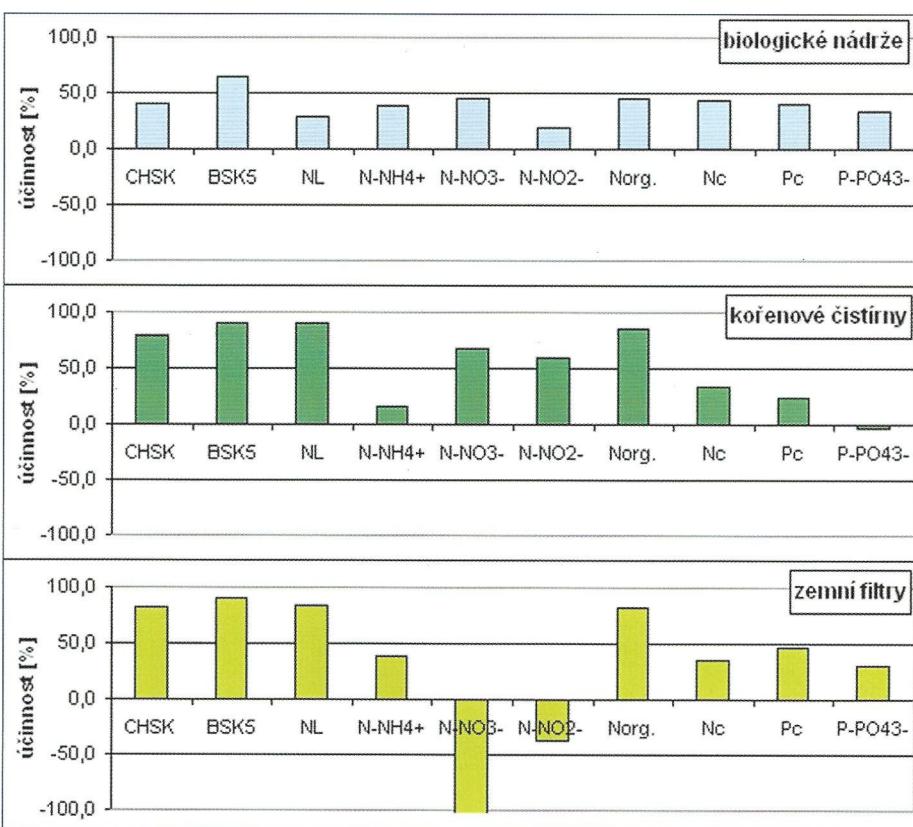
Obr. 3. Schéma zemního filtru

mické a biologické procesy probíhající při odstraňování znečištění. Stejně jako v biofiltru hraje hlavní roli společenstvo mikroorganismů žijící na povrchu náplně filtru. Zemní filtr je tedy zařízení pro pomalou biologickou filtraci předčištěné odpadní vody. Oproti kořenovým čistírnám je hlavní rozdíl v nezatočeném objemu filtrační náplně, a tedy v množství kyslíku přítomného ve filtrační náplni.

V průběhu našeho sledování tří zemních filtrů byla zjištěna účinnost odstraňování CHSK_{cr} od 75,0 do 90,5 %, BSK_5 od 84,0 do 95,6 % a nerozpuštěných láttek od 77,1 do 92,4 %. Vzhledem k přítomnosti kyslíku dochází k odstraňování amoniakálního dusíku (účinnost od 1,6 do 67,1 %), naopak nedochází k odstraňování dusitanů a dusičnanů. Účinnost pro celkový dusík se pohybovala od 11,8 do 60,4 %.

Kompletní přehled průměrných účinností jednotlivých technologií je shrnut v grafech na obr. 4.

Kromě vlastního sledování této technologie byly řešeny i další problematiky. Jednou z nich je sledování změn teploty odpadní vody ve filtračním prostředí kořenových polí a souběžné sledování evapotranspirace porostu makrofyt a stanovení podílu evapotranspirace na vodní bilanci kořenových čistíren odpadních vod s plochou odpovídající zatížení z jednoho rodinného domu (5 m²) až po zatížení odpovídající 1800 EO (3 900 m²). Mezi sledovaná makrofyta byly zařazeny rákos obecný a chlastice rákosovitá, dva nejčastěji používané druhy pro osázení filtračních kořenových polí. Hodnoty evapotranspirace jsou závislé na aktuálních klimatických podmíinkách. Výpar z porostu



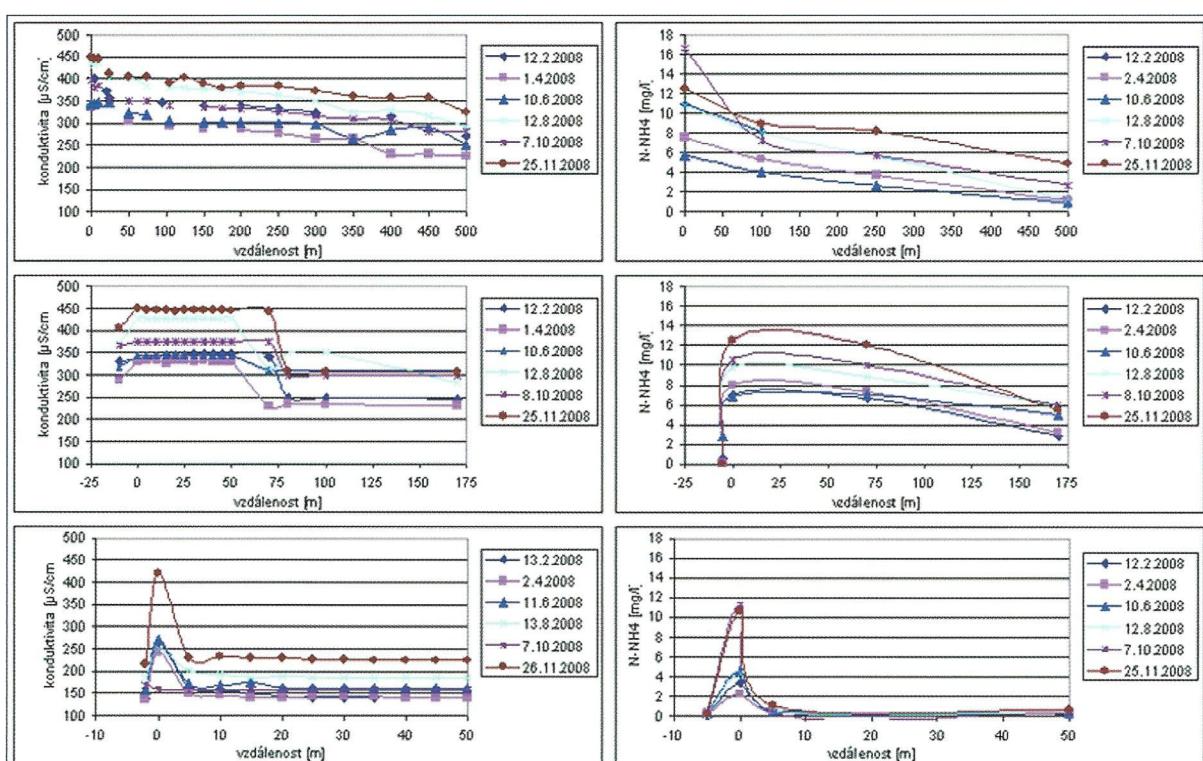
Obr. 4. Přehled průměrných účinností jednotlivých technologií

makrofyt začíná pravidelně během měsíce dubna s rozvojem vegetace a končí v průběhu měsíce října. Vodní bilance pro filtrační kořenová pole čistírny pro 800 EO se zahrnutím srážkového úhrnu a evapotranspirace porostu rákosu obecného uvádí *tabulka 1*. Hodnoceno je dvouletí 2006 až 2007. Denní průměrné hodnoty evapotranspirace z filtračního kořenového pole větší plochy ($1\ 300\ m^2$, resp. $3\ 900\ m^2$) se, podle dosavadních měření, během vegetační sezony pohybují od 2 do 7 mm. Naproti tomu u menších ploch v rádu jednotek m^2 byly na základě měření spočteny hodnoty průměrné denní evapotranspirace v rozmezí 1,5 až 15 mm pro vegetaci rákosu a 1,2 až 8 mm pro vegetaci chrastice.

Dalším tématem, jemuž se výzkum extenzivních způsobů čištění odpadních vod věnuje, je vliv vyčištěné odpadní vody na recipient. Během roku 2008 byly sledovány tři lokality s biologickými nádržemi, kde jsou vyčištěné odpadní vody vypouštěny do různě vodních recipientů, tzn. že vybrané lokality reprezentují různý stupeň ovlivnění recipientu odtokem z extenzivní ČOV. Ve vyčištěné vodě odtékající do málo vodného recipientu z biologické nádrže, která čistí v anaerobních podmínkách, žijí pouze organismy schopné vegetovat v prostředí s nulovým obsahem kyslíku, ale samočisticími procesy dochází k postupnému zlepšování kvality vody. Na odtoku z druhé sledované biologické nádrže pozorovatelný

Tabulka 1. Vodní bilance kořenových polí v Dražovicích za období 2006–2007

Srážky	$6\ 071,91\ m^3$	3,6 % (vzhledem k objemu odpadní vody)
Výpar	$9\ 264,45\ m^3$	5,5 % (vzhledem k objemu odpadní vody)
Množství odpadní vody na přítoku	$167\ 141\ m^3$	5,3 % (vzhledem k objemu odpadní vody a objemu dešťových srážek)
Odpadní voda + srážky	$173\ 213\ m^3$	



Obr. 5. Závislost konduktivity a amoniakálního dusíku v různě vodném recipientu na vzdálenosti od odtoku z biologické nádrže

vliv na vodní tok vymizí již po cca 70 m od zaústění odtoku. Na třetí z lokalit odtéká vyčištěná voda do dostatečně vodného recipientu. Nedochází k žádnému patrnému ovlivňování toku odpadními vodami. Výsledky jsou shrnutý v grafech na obr. 5.

Rovněž proběhl výzkum podmínek panujících v kořenových polích. Z provedených měření a výpočtů lze vyvodit, že převažující podmínky v kořenových polích jsou anaerobní, výjimku tvoří pouze KČOV s velkým průtokem velmi málo koncentrovaných vod a plochou přes

50 m² kořenového pole na EO. K udržení vysokého oxidačně-redukčního potenciálu přispívá rovněž vyšší koncentrace dusičnanů v přítékající odpadní vodě. Přísun kyslíku do kořenových polí je minimální a nelze udržet aerobní podmínky v poli trvale zaplaveném odpadní vodou. Anaerobní podmínky znemožňují odbourávání amoniakálního dusíku, který je v odpadní vodě přítomen ve vyšší koncentraci než ostatní formy dusíku. Tyto skutečnosti je třeba zohlednit při návrhu KČOV a především při hodnocení vhodnosti dané technologie pro konkrétní lokality.



Kontakt:

Ing. Eva Mlejská, Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.,
Podbabská 30, 160 00 Praha 6, tel.: 220 197 316, e-mail: eva_mlejska@vuv.cz
Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D., Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.,
Mojmírovo nám. 16, 612 00 Brno, tel.: 541 162 329, e-mail: milos_rozcosny@vuv.cz