

VÝZKUM PRO PRAXI

Eva Mlejnská  
Miloš Rozkošný  
Dana Baudišová

**OPTIMALIZACE PROVOZU  
A ZVÝŠENÍ ÚČINNOSTI  
ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD  
Z MALÝCH OBCÍ  
POMOCÍ EXTENZIVNÍCH  
TECHNOLOGIÍ**

**VÚV  
TGM**

VÝZKUM PRO PRAXI  
SEŠIT 64

**OPTIMALIZACE PROVOZU A ZVÝŠENÍ  
ÚČINNOSTI ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD  
Z MALÝCH OBCÍ POMOCÍ  
EXTENZIVNÍCH TECHNOLOGIÍ**

Ing. Eva Mlejnská  
Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D.  
RNDr. Dana Baudišová, Ph.D.

Vydal Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.  
Praha 2015

Vědecká redakce:

Ing. Šárka Blažková, DrSc., prof. Ing. Alexander Grünwald, CSc., doc. Ing. Aleš Havlík, CSc., prof. RNDr. Alena Sládečková, CSc., prof. Ing. Jiří Zezulák, DrSc.

Lektoroval: prof. Ing. Jan Šálek, CSc.

Poděkování

Tato publikace vznikla jako jeden z výstupů řešení projektu TA02020128 – Výzkum možností optimalizace provozu a zvýšení účinnosti čištění odpadních vod z malých obcí pomocí extenzivních technologií, který byl řešen s finanční podporou TA ČR v rámci programu Alfa.

Poděkování dále patří kolegům z Výzkumného ústavu vodohospodářského, kteří se na řešení projektu podíleli, a také majitelům a provozovatelům extenzivních čistíren odpadních vod za to, že nám umožnili provádět výzkum na reálných lokalitách.

T A  
Č R

Program **Alfa**

© Eva Mlejnská, Miloš Rozkošný, Dana Baudišová, 2015

ISBN 978-80-87402-44-3

Extenzivní technologie čištění jsou ve světě i v České republice poměrně často využívány k čištění odpadních vod z jednotlivých domů, rekreačních objektů a malých obcí. Mezi extenzivní technologie patří biologické nádrže, kořenové čistírny a zemní filtry. Existuje celá řada možných uspořádání i kombinací těchto systémů. Kromě výhod, mezi které patří zejména schopnost poradit si s významnými výkyvy v hydraulickém a látkovém zatížení, provází ale tyto technologie i celá řada problémů.

Publikace obsahuje kapitolu o mechanickém předčištění využívaném u extenzivních technologií. Následuje popis biologických nádrží – od všeobecných informací přes jejich konstrukční uspořádání a návrhové parametry až po možnosti jejich intenzifikace. Další kapitoly se již velice podrobně věnují horizontálně a vertikálně protékáním umělým mokřadům a procesům, které se v nich při čištění uplatňují. Publikace popisuje v současné době běžně používané, ale i alternativní filtrační materiály. Podrobně se věnuje kolmataci jako nejzávažnějšímu provoznímu problému umělých mokřadů. Dále obsahuje kapitoly věnující se životnosti umělých mokřadů s běžně používanou i alternativní mokřadní vegetací. Neméně významné jsou i kapitoly zabývající se účinností čištění umělých mokřadů od nerozpuštěných látek, přes organické znečištění až po odstraňování dusíku a fosforu. Velice podrobně je zpracována problematika eliminace mikrobiálního znečištění. V samotném závěru práce ještě obsahuje kapitoly, které se zabývají vlivem koncentrace kyslíku, teploty, uspořádání a hloubky umělého mokřadu na jeho funkčnost a účinnost čištění.

Při tvorbě publikace bylo využito mnoho zejména zahraničních separátů od celé řady autorů a také praktické zkušenosti a výsledky nashromážděné v průběhu řešení projektu Výzkum možností optimalizace provozu a zvýšení účinnosti čištění odpadních vod z malých obcí pomocí extenzivních technologií.

Extenzivní způsoby čištění byly v České republice v průběhu let vyčleněny až na samý okraj technologií používaných k čištění odpadních vod. Důvodem je zřejmě fakt, že dříve byla velice často prezentována jejich bezúdržbovost. I proto tyto technologie doprovázela celá řada problémů spojených zejména s jejich kolmatací. V současné době však probíhá nejen u nás poměrně intenzivní výzkum těchto technologií a byly tak nalezeny způsoby, jak zvýšit účinnost čištění a do významné míry potlačit různé provozní problémy.

Tým autorů doufá, že vám tato publikace přinese nové informace týkající se extenzivních způsobů čištění odpadních vod a že pro vás bude přínosem.

# Obsah

<b>1. Úvod</b> .....	<b>7</b>
<b>2. Mechanické předčištění</b> .....	<b>10</b>
<b>3. Biologické nádrže</b> .....	<b>20</b>
3.1 Úvod .....	20
3.2 Konstrukční uspořádání a návrhové parametry .....	21
3.3 Parametry ovlivňující účinnost čištění .....	21
3.4 Intenzifikace biologických nádrží .....	22
<b>4. Umělé mokřady</b> .....	<b>26</b>
4.1 Úvod .....	26
4.2 Povrchově protékané mokřady .....	27
4.3 Kombinované systémy .....	28
<b>5. Zemní filtry</b> .....	<b>31</b>
5.1 Úvod .....	31
5.2 Konstrukční uspořádání .....	31
5.3 Návrhové parametry .....	32
<b>6. Kořenové čistírny</b> .....	<b>35</b>
6.1 Úvod .....	35
6.2 Konstrukční uspořádání .....	36
6.3 Návrhové parametry .....	37
<b>7. Čisticí procesy v umělých mokřadech</b> .....	<b>38</b>
7.1 Filtrace obecně .....	38
7.2 Procesy v umělých mokřadech .....	38
<b>8. Filtrační materiály umělých mokřadů</b> .....	<b>40</b>
8.1 Vlastnosti .....	40
8.2 Alternativní materiály .....	41
<b>9. Kolmatace umělých mokřadů</b> .....	<b>44</b>
9.1 Úvod .....	44
9.2 Vznik kolmatace a její fáze .....	46
9.3 Detekce kolmatace a její rozsah .....	47
9.4 Hlavní ovlivňující parametry .....	48
9.5 Hydraulická vodivost a další výpočty .....	49
9.6 Vliv hydraulického a látkového zatížení .....	51

9.7	Množství a složení kolmatačního materiálu.....	53
9.8	Vliv provozních podmínek na kolmataci.....	54
9.9	Vliv teploty na kolmataci.....	54
9.10	Kolmatace infiltračních a dalších systémů.....	54
9.11	Měření kolmatace a hydraulické vodivosti.....	55
9.12	Metody odstranění kolmatace.....	57
<b>10.</b>	<b>Životnost umělých mokřadů.....</b>	<b>60</b>
<b>11.</b>	<b>Mokřadní vegetace.....</b>	<b>64</b>
11.1	Obecně.....	64
11.2	Vliv mokřadní vegetace na proces čištění v umělých mokřadech.....	67
11.3	Kritéria pro výběr vhodných druhů rostlin pro kořenové čistírny.....	69
11.4	Souhrn poznatků a zkušeností o vegetaci.....	69
<b>12.</b>	<b>Účinnost čištění umělých mokřadů.....</b>	<b>73</b>
12.1	Obecně.....	73
12.2	Nerozpuštěné látky a organické znečištění.....	74
12.3	Dusík.....	76
12.4	Fosfor.....	78
<b>13.</b>	<b>Eliminace mikrobiálního znečištění v extenzivních technologiích.....</b>	<b>82</b>
13.1	Úvod.....	82
13.2	Mikroorganismy v odpadní vodě.....	82
13.3	Patogenní mikroorganismy v odpadních vodách.....	83
13.4	Indikátory fekálního znečištění.....	85
13.5	Eliminace mikrobiálního znečištění jednotlivými stupni biologického čištění.....	88
13.5.1	Obecně.....	88
13.5.2	Mechanické předčištění (primární stupeň čištění).....	89
13.5.3	Biologický stupeň čištění (sekundární stupeň čištění).....	89
13.5.4	Biologické rybníky a stabilizační nádrže.....	90
13.5.5	Kořenové čistírny odpadních vod.....	92
13.5.6	Čistírenské technologie založené na zemních filtrech.....	94
13.5.7	Další úpravy a dezinfekce.....	95
<b>14.</b>	<b>Vliv koncentrace kyslíku a vliv teploty.....</b>	<b>97</b>
<b>15.</b>	<b>Vliv uspořádání a vliv hloubky umělého mokřadu.....</b>	<b>99</b>
<b>16.</b>	<b>Kvalita kalů a odpadů a možnost jejich využití v zemědělství.....</b>	<b>103</b>
16.1	Úvod.....	103
16.2	Kaly z usazovacích a dočišťovacích nádrží.....	103
16.3	Filtrační materiál kořenových filtrů.....	103
16.4	Biomasa vegetace kořenových filtrů.....	104
16.5	Nakládání se sledovanými materiály.....	104
<b>17.</b>	<b>Závěr.....</b>	<b>106</b>
<b>18.</b>	<b>Literatura.....</b>	<b>108</b>
<b>19.</b>	<b>Summary.....</b>	<b>159</b>

## Základní definice a pojmy

Aerace (provzdušňování)	Dodávání vzduchu nebo kyslíku do vodního prostředí.
Aerátor	Zařízení (mechanické) na disperzi vzduchu ve vodě v provzdušňovací nádrži.
Aerobní podmínky	Stav vyznačující se přítomností rozpuštěného kyslíku.
Aktivace	Biologické čištění odpadních vod založené na míchání a provzdušňování směsi odpadních vod s aktivovaným kalem.
Anaerobní podmínky	Stav vyznačující se nepřítomností rozpuštěného kyslíku, dusičnanů a dusitanů.
Anoxické podmínky	Stav vyznačující se nepřítomností rozpuštěného kyslíku a přítomností dusičnanů a dusitanů.
Biodisky	Zařízení na biologické čištění odpadní vody; skládá se z pomalu rotujících kotoučů na společné horizontální ose, částečně ponořených v odpadní vodě, které jsou pokryty biofilmem.
Biochemická spotřeba kyslíku (BSK <sub>5</sub> )	Hmotnostní koncentrace rozpuštěného kyslíku spotřebovaného za určených podmínek ( <i>t</i> dní při 20 °C s nitrifikační inhibicí nebo bez ní) biologickou oxidací organických a/nebo anorganických látek ve vodě.
Biofilm	Vrstva mikroorganismů, která se vytváří na povrchu nosiče.
Biofiltr, biologický filtr	Biofilmový reaktor, kde nosičem je pevná náplň, kterou odpadní vody protékají; případně probíhá provzdušňování přirozeným nebo umělým příívodem vzduchu.
Biologická nádrž	Nádrž jednoduché konstrukce, obvykle zemní, určená k čištění odpadních vod.
Biologická nádrž anaerobní	Biologická nádrž, ve které probíhá usazování a anaerobní biologické odbourávání znečištění odpadních vod a anaerobní stabilizace kalu.
Biologická nádrž dočišťovací	Biologická nádrž k dočišťování odpadních vod.
Celkový organický uhlík (TOC)	Hmotnostní koncentrace uhlíku přítomného v organických látkách v rozpuštěné i nerozpuštěné formě ve vodě.
Česle	Zařízení k odstraňování hrubých částic a plovoucích předmětů z přítékajících odpadních vod zachycením na ručně nebo strojně stíraných česlicích, pohyblivých pásech, rotujících discích nebo bubnech z perforovaného kovového plechu nebo z drátů.

Čištění odpadních vod závlahou	Čištění (a obvykle zneškodňování) odpadních vod podmokem nebo zkrápěním a vsakováním.
Doba zdržení	Teoretická doba zdržení kapaliny v dané nádrži nebo systému vypočtená jako podíl objemu a průtoku kapaliny, bez recirkulace.
Dočišťování odpadních vod	Třetí (další) stupeň čištění biologicky vyčištěných odpadních vod odstraněním nerozpuštěných látek, např. biologickou dočišťovací nádrží nebo filtrací; současně může docházet k dalšímu odstraňování zbytkového BSK <sub>5</sub> .
Ekvivalent populační (PE)	Srovnávací ukazatel odvozený ze srovnání průmyslových odpadních vod se splaškovými (domovními) odpadními vodami, vztažený na denní množství (přítok) odpadních vod nebo na jejich obsah látek.
Ekvivalentní počet obyvatel (EO)	Součet počtu obyvatel a populačního ekvivalentu.
Eutrofizace vody	Obohacování vod živnými solemi, zvláště sloučeninami dusíku a fosforu, které urychlují růst řas a vyšších rostlinných forem.
Filtrace vody	Separace pevné fáze při průtoku vody vrstvou filtrační náplně způsobená adhezními silami.
Chemická spotřeba kyslíku (CHSK; CHSK <sub>C</sub> )	Hmotnostní koncentrace kyslíku spotřebovaného k oxidaci látek obsažených ve vodě dichromanem za určených podmínek.
Kal biologický (sekundární)	Kal odstraňovaný z biologického čištění (druhého stupně čištění).
Kal surový	Kal, který nebyl stabilizován (z mechanického stupně čištění).
Kal stabilizovaný	Kal podrobený stabilizačnímu procesu s tendencí k rozkladu pod stanovenou hodnotou.
Kal vyhnílý	Kal stabilizovaný anaerobní stabilizací kalu.
Kanalizace jednotná	Kanalizace odvádějící všechny druhy odpadních vod a dešťové vody společně.
Kanalizace splašková	Kanalizace na splaškovou odpadní vodu.
Kanalizace oddílná	Kanalizační systém (stokový systém) stok, obvykle dvou, z nichž jedna odvádí odpadní vody s určeným podílem dešťových vod a druhá zbylý podíl dešťových vod.
Koncentrace	Podíl hmotností a objemu látek ve vodách.
Komora odlehčovací	Objekt na stokové síti jednotné soustavy nebo čistírně, který odlehčuje systém při přívalových průtocích.



(Elektrická) konduktivita	Reciproká hodnota odporu měřeného za určených podmínek mezi protilehlými stranami jednotkové krychle definovaných rozměrů, naplněné vodným roztokem; v rozborech vody se často označuje jako „konduktivita“, nebo „vodivost“ a používá se jako míra koncentrace iontů přítomných ve vzorku vody.
Kořenová čistírna odpadních vod (KČOV)	Podle současné terminologie se jedná o čistírnu odpadních vod tvořenou objekty stupně mechanického předčištění vod, objekty biologického čištění (filtrační kořenová pole s horizontálním podpovrchovým prouděním s rozdělovacími a regulačními šachticemi) a případně s objekty dočišťovacího stupně (stabilizační nádrž, půdní filtr, závlahová soustava, zasakovací objekty, apod.). Jedná se o jeden z typů vegetačních kořenových čistíren.
Lapák písku	Stavební objekt k odlučování písku nebo podobných minerálních pevných látek z odpadních vod.
Lapák tuku	Stavební objekt nebo strojní zařízení k separaci tuku, oleje nebo jiných plovoucích látek z odpadních vod.
Množství specifické	Množství odpadních vod nebo znečištění na jednoho obyvatele, znečištění na jednotku výroby, znečištění na jednotku objemu odpadní vody apod.
Mokřadní vegetace	Společenstvo hydrofilních a hygrophilních rostlin adaptované a členěné pro definované trofické poměry.
Nádrž dosazovací	Usazovací nádrž, ve které se odděluje aktivovaný kal nebo kal z biologického filtru.
Nádrž šterbinová	Dvouetážová nádrž, jejíž vrchní část slouží jako usazovací nádrž a spodní část má prostor pro anaerobní stabilizaci kalu.
Nádrž usazovací	Nádrž, v níž dochází k oddělování nerozpuštěných látek z odpadních vod vlivem gravitace.
Návrhová kapacita	Maximální přítoky a zatížení znečištěním, na které je čistírna odpadních vod navrhována; mohou být použity různé ukazatele zatížení (BSK <sub>5</sub> , NL atd.) a různé hodnoty přítoků (bezdeštný přítok, maximální návrhový přítok atd.).
Nerozpuštěné látky (NL)	Hmotnostní koncentrace tuhých látek v kapalině obvykle odstranitelných filtrací nebo odstředěním a následným vysušením za určených podmínek.
Odbourávání; rozklad	Fyzikální, chemický nebo biochemický proces, při kterém jsou složky odpadních vod nebo kalů rozkládány.
Odstraňování	Biologické, fyzikální nebo chemické procesy užívané při čištění odpadních vod.

Průtok (Q)	Objem tekutiny protékající určitým příčným průtočným profilem za časovou jednotku. Průměrný průtok – průtočné množství (objem), zprůměrované během určitého časového intervalu.
Recipient vod	Vodní útvar (povrchové nebo podzemní vody), do něhož vyúsťují vody nebo odpadní vody.
Septik	Uzavřená sedimentační nádrž, v níž je usazený kal v bezprostředním styku s odpadními vodami protékajícími nádrží a kde jsou anaerobní bakteriální činností částečně rozkládány organické látky.
Splašky, splašková odpadní voda	Odpadní voda z domácností, ze sociálních zařízení, z objektů společného stravování, z ubytování, ze zdravotnických zařízení apod.
Stabilizace	Proces, při němž se organické látky (rozpuštěné nebo nerozpuštěné) mění na anorganické nebo velmi pomalu rozložitelné organické sloučeniny.
Stabilizační nádrž neprovzdušňovaná	Biologická nádrž bez umělého provzdušňování, ve které probíhá převážně aerobní biologické odbourávání.
Stabilizační nádrž provzdušňovaná	Biologická nádrž s umělým provzdušňováním a bez recirkulace kalu.
Půdní (zemní) filtr	Prostorově vymezená část půdy určená k zlepšení jakosti protékající vody a vybavená technickými zařízeními k optimalizaci rozvodu a sběru vody. Povrch filtru může být osázen vhodnou vegetací. Půdní filtry mohou být přírodní, polopřírodní a uměle vybudované.
Systém plně směřovací	Teoretický systém dosahující všude stejné koncentrace obsažených látek.
Systém s pístovým tokem	Teoretický systém dosahující ideálního mísení průtoku v příčném profilu nádrže, aniž dochází k promísení a difuzi ve směru toku.
Účinnost čištění	Poměr úbytku koncentrace znečišťující látky dosažený čištěním ke koncentraci dané látky před čištěním, vyjadřuje se v procentech.
Ukazatel jakosti vody	Veličina charakterizující složení nebo vlastnosti vody.
Umělý mokřad	Všeobecný název, který je ekvivalentem pro celosvětově používaný termín „constructed wetland“. Zahrnuje všechny typy uměle budovaných mokřadů převážně využívaných pro čištění nebo dočišťování znečištěných vod a odpadních vod.

Vegetační kořenová čistírna	Podle ČSN 75 6402 se jedná o zařízení, ve kterých biologický stupeň čištění tvoří kořenová pole. Nejčastěji jsou řešeny jako rostlinami osázené mělké nádrže se šterkovou náplní různých frakcí. Průtok odpadních vod bývá kontinuální nebo diskontinuální, horizontální povrchový nebo podpovrchový, nebo vertikální.
Voda odpadní	Voda použitá mimo vodní zdroj, jejíž vlastnosti byly změněny lidskou činností, a voda z atmosférických srážek odváděná stokami, podle postupu čištění nebo druhu znečištění se rozlišuje odpadní voda čerstvá, surová, předčištěná, městská, splašková, průmyslová, zaolejovaná apod.
Vsakování odpadních vod	Vnikání vhodným způsobem čištěných odpadních vod do podzemí bez zemědělského využití (vsakovacím objektem, vsakovacím /filtračním/ příkopem nebo vsakovací /filtrační/ drenáží.
Vyhnívání kalu	Rozklad (snižování množství) organických látek v kalu za anaerobních podmínek.
Zatížení hydraulické	Množství odpadní vody připadající na jednotku plochy nádrže, filtru (povrchové zatížení) nebo objemu (objemové zatížení) za časovou jednotku.
Zatížení látkové	Množství určitého druhu znečištění v odpadní vodě připadající na jednotku čistírenského objektu (plocha hladiny, biodisku, objemu nádrže, biofiltru apod.) za časovou jednotku, vyjadřuje se hmotnostně (kg BSK <sub>5</sub> , suspendovaných látek aj.).
Znečištění odstraněné	Znečištění odpadní vody, které bylo v procesu čištění (popř. čistícími stupni) odstraněno.
Znečištění zbytkové	Množství znečišťujících látek, které zůstaly v odpadní vodě po procesu čištění.

Pozn.: Definice pojmů vychází z následujících norem:

ČSN EN 1085 Čištění odpadních vod – Slovník, 1998

ČSN 75 0130 Názvosloví ochrany vod a procesu změn jakosti vod, 1990

ČSN 75 7241 Kontrola odpadních a zvláštních vod, 1988

ČSN 75 0170 Názvosloví jakosti vod, 1986

Terminologie extenzivních (přírodních) způsobů čištění odpadních vod není do současnosti zcela jednoznačná. Vychází částečně z ČSN 75 6402.

# 1 Úvod

Tato publikace se zaměřuje na extenzivní (přírodě blízké) způsoby čištění odpadních vod, které využívají v přírodě zcela běžné samočisticí procesy, které mohou probíhat v půdním, vodním nebo mokřadním prostředí. V České republice jsou zejména v obcích s velikostí do 500 ekvivalentních obyvatel (dále EO) poměrně často využívanou technologií čištění komunálních odpadních vod (splašků). Podrobné rozdělení přírodních způsobů čištění je uvedeno v *tabulce 1*.

**Tabulka 1.** Varianty využití přírodních způsobů čištění (Šálek aj., 2012)

Druh přírodního způsobu čištění	Možnosti využití zařízení
<b>Půdní (zemní) filtry</b>	
Vertikální proudění bez vegetace	Čištění a dočištění (úprava) srážkových a splaškových (komunálních) vod
Horizontální proudění bez vegetace	
<b>Kořenové čistírny odpadních vod (půdní filtry s mokřadní vegetací)</b>	
Horizontální povrchové proudění, kombinace povrchového a podpovrchového proudění	Čištění OV a znečištěných povrchových vod v příznivých klimatických podmínkách
Horizontální podpovrchové proudění	Čištění splaškových (komunálních) odpadních vod a jejich dočištění; celoroční provoz
Vertikální s prouděním směrem dolů	
Vertikální s prouděním směrem vzhůru	Čištění OV převážně v letním období
<b>Biologické nádrže (součást stabilizačních nádrží)</b>	
Aerobní nízkozatěžované	Čištění povrchových a splaškových OV
Aerobní vysokozatěžované	Čištění OV v klimaticky příznivých oblastech
Aerobní průběžně provzdušňované	Intenzivní čištění OV
Dočišťovací biologické nádrže	Dočištění OV za klasickými čistírnami
Anaerobní průtočné biologické nádrže	Anaerobní čištění předřazené aerobnímu

Druh přírodního způsobu čištění	Možnosti využití zařízení
Anaerobní akumulární biologické nádrže	Čištění OV kampaňových producentů
<b>Akvakultury a bioeliminátory</b>	
Nádržní a žlabové akvakultury	Čištění a dočištění OV plovoucími makrofyty (okřešky), biosestonem (řasami)
Kombinace akvakultur s vegetací	Čištění splaškových a průmyslových OV
Bioeliminátory	Čištění OV ve žlabech s přepážkami z nárostů
<b>Závlaha odpadními vodami (minimálně mechanicky čištěnými)</b>	
Závlaha komunálními OV	Vegetační závlahy až celoroční provoz závlah
Závlaha průmyslovými OV	Vegetační provoz i mimovegetační závlahy
Závlaha zemědělskými OV	Vegetační závlahy silážními a provozními OV
Závlaha tekutým kalem a kejdou	Využití hnojivého účinku tekutých odpadů

V České republice jsou nejběžněji využívanou extenzivní technologií jednostupňové a vícestupňové biologické (stabilizační) nádrže bez nebo s mechanickým předčištěním. Následují horizontálně podpoверхově kontinuálně protékané kořenové (vegetační) čistírny (horizontálně protékané umělé mokřady) a zemní filtry (vertikálně protékané umělé mokřady). Příklady reálného použití jednotlivých technologií ilustruje *obr. 1*.

Vlastní extenzivní čistírna sestává většinou z mechanického předčištění a následného biologického stupně. Zejména u kořenových čistíren a zemních filtrů je dobře fungující mechanické předčištění velice důležitou součástí čistícího procesu, protože chrání filtrační náplně před ucpáním a zajišťuje jejich dlouhodobou funkčnost.

Velkou výhodou extenzivních technologií čištění odpadních vod obecně jsou nízké konstrukční a provozní náklady v porovnání s klasickými způsoby čištění odpadních vod (Liu aj., 2012) a také skutečnost, že nevyžadují speciálně školený personál obsluhy. Autoři Newton a Wilson (2008) se podrobněji zabývali porovnáním nákladů na výstavbu dvou kořenových čistíren. Zjistili, že náklady na práci představují 49 % celkových nákladů, 31 % tvoří materiál na výstavbu z místních zdrojů (šterk, beton a další stavební materiál) a 20 %

vyrobený materiál (prvky mechanického předčištění, potrubí, ventily, popř. elektrická zařízení). Také uvádějí, že skutečné provozní náklady, které jsou v malých obcích klíčové, jsou mnohem nižší než u klasických způsobů čištění. To potvrzují i zkušenosti z České republiky.



*zemní filtr*



*kořenová čistírna*



*biologická nádrž*

Obr. 1. Ukázky extenzivních způsobů čištění nejčastěji používaných v České republice (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)

Další výhodou extenzivních technologií je i skutečnost, že mohou být využívány i v lokalitách s výrazně naředěnými odpadními vodami a s nerovnoměrným hydraulickým zatížením. U závlah čištěnými odpadními vodami ekonomický efekt spočívá ve využití vodní a hnojivé hodnoty odpadních vod, plném využívání rostlinných nutrientů a zlepšení úrodnosti půd, a tím dochází k výraznému zvýšení výnosů zemědělských plodin při současném vysokém čistícím účinku půdního prostředí.

Nedostatky přírodních způsobů čištění většinou nespočívají ve vlastní technologii čištění, ale v nevhodném řešení odlehčovacích komor jednotné stokové

sítě, nekvalitním návrhu, a tím nedostatečné funkčnosti mechanického stupně čištění; to následně vytváří podmínky rychlého zanášení (zakolmatování) filtračního prostředí a nádrží kalem. Určitým nedostatkem je poměrně velká náročnost na plochu a nízká účinnost při odstraňování amoniakálního dusíku v klasickém jednoduchém uspořádání v anaerobním filtračním prostředí kořenových čistíren. Problematika kyslíkového režimu a nitrifikace amoniaku je řešitelná využitím vertikálních filtrů, využitím pulsního plnění anebo prázdňení filtrů (zejména horizontálních), umělou aerací apod.

Terminologie v oblasti extenzivních způsobů čištění odpadních vod není zcela jednotná. Tato publikace se zabývá mechanickým předčištěním odpadních vod, biologickými (stabilizačními) nádržemi, dále potom horizontálně a vertikálně protékanými umělými mokřady, tedy kořenovými (vegetačními) čistírnami a zemními filtry včetně jejich náplní, kolmatace, účinnosti čištění apod.

## 2 Mechanické předčištění

Jak již bylo zmíněno v úvodu, mělo by být před extenzivní technologii čištění (stejně jako před klasickou aktivační nádrží) zařazeno vhodné mechanické předčištění přítékajících odpadních vod, a to i vzhledem k tomu, že biologické nádrže jsou principiálně schopny přijímat i vody nepředčištěné. V případě chybějícího mechanického předčištění totiž dochází k jejich rychlejšímu zanášení hrubými plaveninami a nádrže tak mohou být dlouhodobě látkově přetěžovány. To má za následek snižování účinnosti čištění, tedy zhoršování kvality vyčištěné odpadní vody na odtoku.

Surová odpadní voda obsahuje kromě běžně sledovaných ukazatelů znečištění i řadu dalších látek, jako jsou vlákna, vlasy, nitě, tuky, domovní odpadky, zbytky ovoce a zeleniny, plastické hmoty, kusy dřeva atd. Z tohoto důvodu je mechanický stupeň čištění důležitou součástí každé čistírny odpadních vod. U vertikálně a horizontálně protékajících umělých mokřadů zajišťuje ochranu porézních (filtračních) vrstev před zanesením hrubým materiálem, pískem nebo tukem.

Standardní mechanické předčištění se u extenzivních technologií čištění nejčastěji skládá z ručně stíraných česlí, ručně vyklízeného lapáku písku, který je zvláště důležitý v případě jednotné kanalizace, a vhodné usazovací nádrže. Pro malá zařízení do 50 EO se nejčastěji používá septik, pro větší pak štěrbinová nebo jiná vhodná usazovací nádrž, nejlépe s odděleným kalovým prostorem. V místech, kde mohou nastat problémy s tuky a oleji, je vhodné před česle ještě zařadit lapák tuků. Základní prvky mechanického předčištění, tedy lapák tuků, česle a lapák písku použité v praxi ilustruje *obr. 2*. Základní návrhové parametry pro objekty mechanického předčištění odpadních vod jsou uvedeny v ČSN 75 6401 a ČSN 75 6402.

Mezi hlavní zásady návrhu mechanického předčištění odpadních vod u přírodních způsobů čištění patří dostatečné dimenzování objektů, zajištění dostatečné doby zdržení, a to i při vyšších průtocích spojených se srážkovým odtokem (u jednotných kanalizačních sítí), jednoduchost obsluhy, dostatečně a kvalitně vyřešené kalové a odpadové hospodářství, dobrý přístup do různých



částí objektů pro možnost vyklízení kalů a plovoucích nečistot, zakrytí usazovacích prostor u usazovacích nádrží, které znemožní rozvoj řas (vznik druhotného znečištění).



*lapák tuků*



*česle*



*lapák písku*

Obr. 2. Ukázky objektů mechanického předčištění (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)

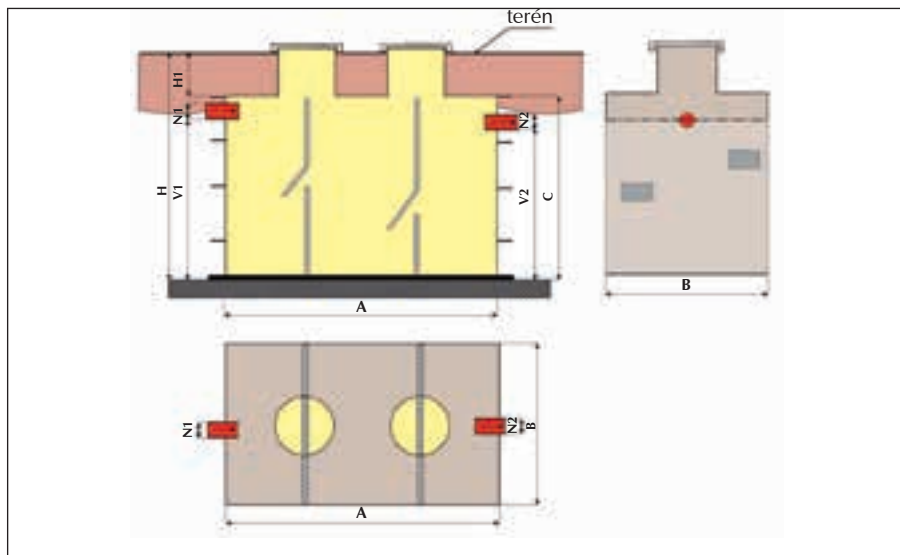
Česle jsou tvořeny řadou ocelových prutů (česlic) kruhového, obdélníkového nebo lichoběžníkového profilu. Jsou zasazeny do rámu umístěného v přítokovém žlabu obvykle pod úhlem 45°. Podle vzdálenosti mezi česlicemi rozlišujeme česle hrubé (vzdálenost větší než 60 mm) a jemné (vzdálenost menší než 40 mm). Jedním z důležitých návrhových parametrů je rychlost proudění vody v přítokovém žlabu, která by se měla pohybovat v rozmezí od 0,3 do 0,9 m/s. Pod touto hranicí dochází k sedimentaci písku, nad touto hranicí naopak může docházet ke strhávání materiálu zachyceného na česlicích.

Česle mohou být ručně nebo strojně stírané. Se zachycenými shrabky musí být nakládáno jako s hygienicky nebezpečným materiálem. Obvyklým způsobem likvidace je ukládání v kontejnerech po předchozím hygienickém zabezpečení vápnem nebo chlorovým vápnem a odvoz ke konečnému zpracování. Průměrná produkce shrabků se u hrubých česlí udává v rozmezí 2 až 3 litry na 1 EO za rok.

V lapácích písku dochází k odstraňování písku, drobného štěrku a dalších látek podobného charakteru s velikostí zrn nad 0,2 mm. Písek a štěrk je třeba odstranit z proudu odpadní vody proto, aby nesedimentoval a nehromadil se v usazovací nádrži. Principem odstraňování těchto látek je snížení průtočné

rychlosti ve žlabu, v důsledku kterého dochází k sedimentaci částic. Průtočná rychlost by se měla pohybovat v rozmezí od 0,15 do 0,45 m/s, aby docházelo pouze k usazování minerálních látek bez organických příměsí, v opačném případě by docházelo k nežádoucímu zahnívání usazeného materiálu. Množství usazeného písku se pohybuje v rozmezí 5 až 12 litrů na obyvatele za rok.

Usazovací nádrže slouží k odstraňování suspendovaných částic, které jsou za normálních podmínek schopny sedimentovat. Podle směru proudění odpadní vody se rozdělují na horizontální, radiální a vertikální. Jak již bylo zmíněno výše, pro malé zdroje odpadních vod (do 50 EO) se nejčastěji využívá septik (viz obr. 3). V podstatě představuje usazovací nádrž na odpadní vodu s přepadem, obvykle členěnou na několik komor (nejčastěji tři). Může být obdélníkového nebo kruhového půdorysu.



Obr. 3. Schéma tříkomorového septiku (online 1)

Septik představuje usazovací nádrž, ve které dochází k částečnému anaerobnímu odstraňování organických látek a k anaerobní stabilizaci usazeného kalu. Vzhledem k tomu, že v běžném septiku není oddělen usazovací a vyhnívací prostor, může docházet ke zhoršení kvality odtoku vyhnívajícím kalem. Tuto skutečnost lze zlepšit použitím septiku s více komorami, nejčastěji třemi, a s prostupy chráněnými nornými stěnami, které sahají minimálně 15 cm nad hladinu a 30 cm pod ni. Norné stěny zabraňují plovoucímu kalu protékat z jed-

né komory do druhé. Celkový objem septiku se navrhuje podle střední doby zdržení v účinném prostoru septiku a podle potřebného kalového prostoru. Doporučuje se střední doba zdržení 3 dny. K objemu účinného prostoru se připočítává objem kalového prostoru o velikosti 50 až 60 % z objemu účinného prostoru septiku. Velikost septiku se vypočítá ze vzorce (1), kde  $a$  je součinitel kalového prostoru (obvykle  $a = 1,5$ ),  $n$  je počet připojených obyvatel,  $q$  je specifická potřeba vody na osobu [ $\text{m}^3/\text{d}$ ] a  $t$  je střední doba zdržení [d] (obvykle  $t = 3$  dny).

$$V = a \cdot n \cdot q \cdot t \quad (1)$$

Účinný prostor septiku nemá být menší než  $3 \text{ m}^3$ , přičemž nejmenší rozměry mají být hloubka (od hladiny vody)  $1,3 \text{ m}$ , světlá šířka  $0,9 \text{ m}$  a světlá délka  $1 \text{ m}$ . Septik se doporučuje vyklízet minimálně jednou ročně a dále vždy, když výška kalu dosáhne  $1/3$  užitečné výšky, přičemž se vždy v septiku ponechá cca  $0,15 \text{ m}$  vyhnílého kalu pro zaočkování. Využití septiků s více než třemi komorami (6 až 10) v ČR ukázalo, že není nutné vyklízení kalu každý rok. Jako funkční se ukázal i septik s provozem několik let bez vyklízení kalu. Při realizaci obdobného septiku se doporučuje opatřit strop septiku kontrolními otvory s poklopy, které zajistí přístup dovnitř pro kontrolu výšky kalu.

V rámci řešení projektu byly sledovány také vybrané biologické septiky postavené pro mechanické předčištění odpadních vod z jednotlivých domů před nátokem do kořenových filtrů a byla hodnocena jejich účinnost. Jedním z nich byl tříkomorový septik klasického uspořádání – tři komory napojené za sebou. Byly zjištěny následující účinnosti čištění:  $\text{NL } 93\%$ ,  $\text{BSK}_5 \text{ } 63\%$ ,  $\text{CHSK}_{\text{Cr}} \text{ } 72\%$ ,  $\text{N}_c \text{ } 27\%$ ,  $\text{P}_c \text{ } 65\%$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-} \text{ } 26\%$ . Na obr. 4 je pohled do odtokové komory tohoto septiku.



Obr. 4. Pohled do odtokové komory dobře fungujícího septiku (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)

V rámci řešení projektu TA02021032 byl vyvinutý inovovaný septik (viz obr. 5), který byl sledován v poloprovozním režimu. Podstatou inovace konstrukce septiku bylo modelování kompaktního uspořádání jednotlivých komor a testování účinnosti filtru z PUR pěny zařazeného před vlastní odtok ze septiku s cílem omezit vyplavování částicek vzplývavého kalu. Výsledky ze sledování tohoto septiku jsou uvedeny v tabulce 2.

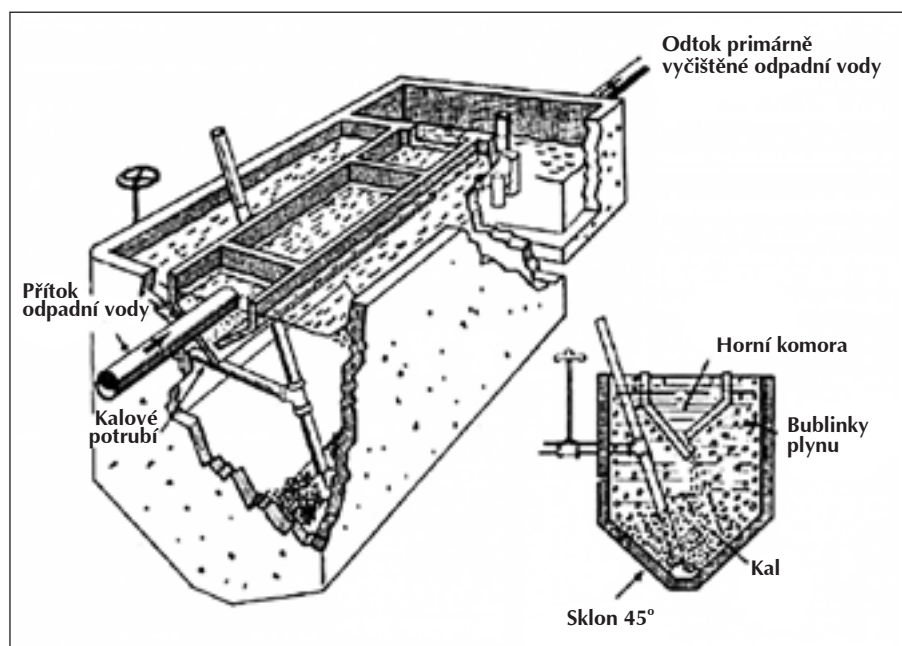


Obr. 5. Příklad sledovaného biologického vícekomorového septiku vyvinutého v rámci projektu TA02021032; vlevo umístění na pozemku, vpravo pohled do jednotlivých sekcí během provozu (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)

**Tabulka 2.** Dlouhodobé účinnosti čištění staršího dvoukomorového septiku a vícekomorového septiku typu Anasep

Porovnání účinnosti pro střední hodnoty souborů dat							
	BSK <sub>5</sub>	CHSK <sub>Cr</sub>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NL105	NL550	P <sub>c</sub>	N <sub>c</sub>
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Starší typ septiku	32	46	-30	37	56	-8	-41
Nový typ septiku	44	52	7	51	56	40	2
Rozdíl	12	3	37	14	0	48	43
Porovnání účinnosti pro průměrné hodnoty souborů dat							
	BSK <sub>5</sub>	CHSK <sub>Cr</sub>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NL105	NL550	P <sub>c</sub>	N <sub>c</sub>
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Starší typ septiku	25	41	-28	37	49	-11	-46
Nový typ septiku	42	38	6	70	68	35	-3
Rozdíl	16	-3	34	33	19	46	43

Štěrbínová (emšerská) nádrž, kterou ilustruje schéma na *obr. 6*, představuje hluboko založenou podélně protékanou usazovací nádrž s odděleným kalovým prostorem. V horní části probíhá usazování, kal následně propadá štěrbinou do níže položeného objemného kalového prostoru, ve kterém dochází k jeho zahušťování a také k anaerobní stabilizaci. Mezidno je tvořeno šikmými stěnami s minimálním sklonem 1,4 : 1, aby se usazený kal posouval dolů ke štěrbině a padal do odděleného kalového prostoru. Ze štěrbinové nádrže musí být nahromaděný kal pravidelně odčerpáván, aby byla zajištěna stabilní účinnost čištění. V opačném případě může nedostatečně často čištěná štěrbinová nádrž značnou měrou přispívat ke kolmataci filtračních náplní kořenových čistíren a zemních filtrů. Pohled na realizovanou štěrbinovou nádrž ilustruje *obr. 7*.



Obr. 6. Schéma štěrbinové usazovací nádrže (online 2)



Obr. 7. Šterbinová usazovací nádrž realizovaná na kořenové čistírně (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)

U malých čistíren odpadních vod obcí do 100 až 200 EO je možné v příznivých podmínkách navrhnout dvojici zemních těsněných usazovacích nádrží (viz obr. 8). Usazovací nádrže pracují střídavě, jedna je v provozu, druhá se odvodňuje. Doba zdržení se navrhuje na minimálně tři dny.



Obr. 8. Zemní usazovací nádrže (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)

Použití zemních těsněných usazovacích nádrží bez usměrňovacích staveb, které by zamezily vzniku zkratových proudů, bez norných stěn, které by bránily úniku vzplývavého kalu, a s nepravidelným vyklížením kalu se nedoporučuje. Vyklížení kalu je obtížné zejména v případech, kdy je navržena a provozována pouze jedna nádrž, která je stále v provozu. Čisticí účinek těchto nádrží je nízký, mimo to hrozí nebezpečí vzplývání a vyplavování kalu nebo zarůstání nádrže vláknitými řasami, což dokumentuje obr. 9.



Obr. 9. Zemní těsněná usazovací nádrž zarostlá vláknitými řasami (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)

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

Z výsledků průzkumů realizovaných čistíren, které autoři uvádějí, se potvrdilo, že vhodnými objekty mechanického předčištění jsou vícekomorové biologické septiky, a to pro menší zdroje do cca 100 EO, a usazovací nádrže s dostatečně dimenzovaným usazovacím prostorem, rovnoměrným prouděním, nornými stěnami a dalším vystrojením, které umožňuje efektivní separaci nerozpuštěných látek a brání úniku plovoucích nečistot a případných koláčů

zbytnělého kalu dále do objektů biologického čištění (do filtrů a nádrží). Jako nevhodné se ukázaly jednokomorové velkoobjemové septiky. Příliš vhodné nejsou ani usazovací nádrže s bočními vyhnívacími komorami, a to z důvodu problematického odkalování. Naopak vhodným objektem jsou šterbinové nádrže, jelikož v odděleném kalovém prostoru dochází k anaerobní stabilizaci kalu, která by měla zaručit splnění požadavků na jeho aplikaci v zemědělství. Nicméně u mnoha usazovacích nádrží byla při průzkumu zjištěna poměrně nízká účinnost čištění pro nerozpuštěné látky a organické znečištění (vyjádřeno ukazateli  $BSK_5$ ,  $CHSK_C$ ). Hlavními důvody jsou nevhodný návrh (dimenzování, normé stěny) a údržba horního prostoru včetně čištění šterbin a příliš dlouhé intervaly mezi vyvážením kalového prostoru.

V rámci řešení projektu proběhly výzkumné práce věnované vývoji a testování nového typu usazovací nádrže kompaktní konstrukce s vyšší účinností čištění než sledované typy usazovacích nádrží (šterbinové, nádrže s boční vyhnívací komorou, velkoobjemové septiky). Model nádrže (viz obr. 10) byl testovaný v poloproduzu napojením na přítok kořenové čistírny v Dražovicích.

Snížení znečištění v parametru  $BSK_5$  se pohybovalo v rozmezí od 52 do 68 %. Tato účinnost je ale vztažena ke znečištění bodově odebraného vzorku na nátočku. Odtoková hodnota  $BSK_5$  nepřekročila 90 mg/l. Parametr  $CHSK_C$  byl snížen

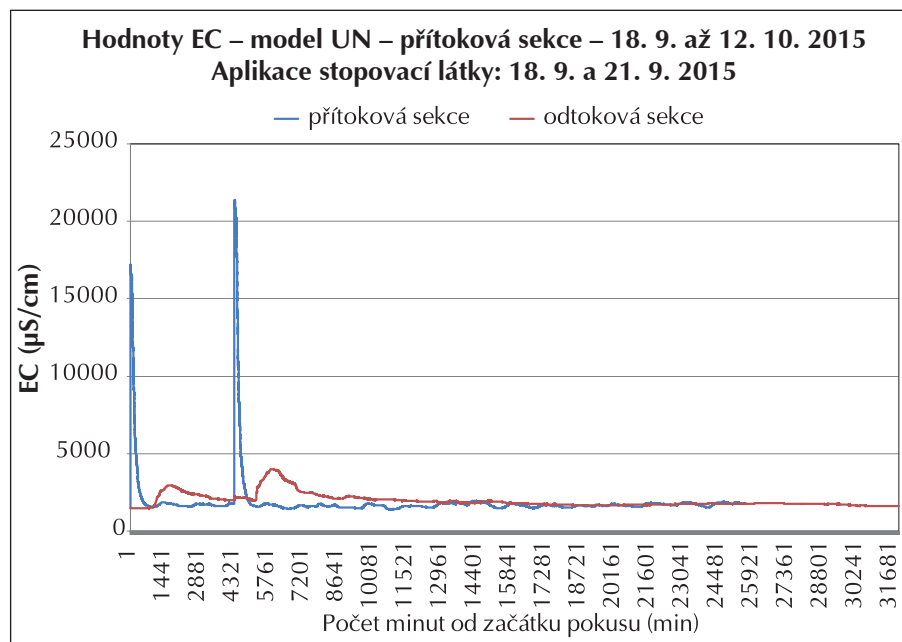


Obr. 10. Model kompaktní usazovací nádrže (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)



při jednotlivých odběrech o 48 až 64 %. Hodnota  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  na odtoku měla maximální hodnotu 220 mg/l. V odebraných vzorcích vody byl parametr  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  stanoven v nefiltrovaném i filtrovaném vzorku. Z výsledků vyplývá, že koncentrace  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  ve filtrovaném vzorku je až o 54 % nižší než u nefiltrovaného vzorku, a je tedy vázaná na nerozpuštěné látky. Obsah NL byl snížen v rozmezí od 57 do 73 %. Odtokové hodnoty NL nepřesáhly 40 mg/l. Nízká účinnost odstranění může být způsobena také nízkými přítokovými koncentracemi NL (do 90 mg/l).

Na modelu proběhly také zkoušky hydraulické účinnosti pomocí aplikace stopovací látky NaCl, průběh testu ilustruje *obr. 11*. Výsledkem aplikace bylo zjištění, že model v poloprovozním zapojení má dobu dotoku vody, s přihlédnutím k disperzi stopovací látky na úrovni 24 hodin, jak bylo definováno při jeho návrhu. Použití stopovacích látek pro posouzení hydrauliky objektů extenzivních čistíren popisuje Rozkošný (2008) a Akratos a Tsihrintzis (2007). Tento postup umožňuje posoudit hydrauliku objektů, účinnost využití prostor pro čištění vod, a to opakovaně v čase, tedy i pro posouzení změn funkčnos-



Obr. 11. Výsledek aplikace stopovací látky ve dvou termínech a odezva dotoku hlavní vlny v odtokovém profilu

Pozn.: 1440 min odpovídá hodnotě doby dotoku vody 24 hodin.

ti objektu během provozu a posouzení potřeby opatření pro zajištění shody s projektovými hodnotami (dobou zdržení).

Obecně platí, že dobře fungující mechanické předčištění je nezbytné pro dlouhodobý podpovrchový tok umělými mokřady využívanými k čištění odpadních vod (Langergraber aj., 2003), tzn. nepodporuje vznik kolmatace filtračních náplní. Jak již bylo zmíněno výše, hraje primární předčištění velmi důležitou roli v odstraňování usaditelných a makrokoloidních látek, může zde být odstraněno 56 až 83 % organického znečištění (vyjádřeno ukazatelem  $CHSK_C$ ) (Caselles-Osorio aj., 2007).

V praxi lze pro mechanické čištění odpadních vod před přírodními způsoby čištění doporučit šterbinové nádrže. Důležité je však zachování minimální doby zdržení 2 hodiny.

K zabezpečení plynulé funkce je vhodné doplnit je o:

- nornou stěnu na zachycení tuků a olejů (pokud není zařazen samostatný lapák tuku);
- kryt, aby nedocházelo k zarůstání hladiny usazovací nádrže řasami, které ucpávají výtokové otvory v rozdělovacím potrubí;
- usměrňovací přepážky.

Vnitřní vybavení šterbinových nádrží je vhodné zhotovit z plastů, aby se na hladkých šikmých stěnách usazovacího prostoru nezachycovaly nečistoty. Návrh modernizace a úpravy sedimentačního prostoru, vtokové a výtokové části šterbinových nádrží vyžaduje samostatný výzkum.

Autorský kolektiv Mlejnská aj. (2009) publikoval zjištění, že v porovnání celkové účinnosti se, až na výjimky, ukázaly šterbinové nádrže jako nejméně účinné. Pravděpodobně se při hodnocení projevil vliv nedostatečné údržby a nevhodného režimu odkalování na sledovaných čistírnách. Tento jev byl zaznamenán a pozorován na mnoha ze sledovaných čistíren a je třeba provozovatele na riziko snížené účinnosti usazovacích nádrží při nedostatečné údržbě upozorňovat, a to již ve fázi projektové.

Doporučení pro optimalizaci provozu jednotlivých objektů mechanického předčištění vod:

## Septiky

Praktické zkušenosti ukázaly nutnost využívání vícekomorových uzavřených septiků s nornými stěnami a dělicími přepážkami s dostatečnou hydraulickou účinností a dobou zdržení odpovídající požadavkům technické normy.

Pro zajištění dostatečné účinnosti septiku je nutná pravidelná kontrola množství kalu (minimálně 1x ročně) a vizuální kontrola odtokové sekce (ideálně 1x týdně). V odtokové sekci by již neměly být přítomné tuhé plovoucí nečistoty, fekálie, ubrousky apod. Případné nárosty na odtokovém potrubí nebo na stěnách odtokové sekce se doporučuje pravidelně čistit, aby nedocházelo k jejich strhávání a odtoku dále do filtrů.

### **Štěrbínové nádrže**

Kal usazený v kalovém prostoru se vyklízí zpravidla 1x až 2x ročně, ale intenzitu odtahu kalu je nutné přizpůsobit konkrétní lokalitě a jeho produkci. Častější odtah kalu zamezí jeho bytění a omezí tvorbu kompaktních usazenin na dně vyhnívacího prostoru, které se obtížně odčerpávají. Je vhodné udržovat hladinu v jednotlivých usazovacích sekcích nádrže čistou, pravidelně, nejlépe denně, sbírat plovoucí nečistoty, vyflotovaný kal a zbytky tuků a ukládat je do k tomu určené nádoby.

Jedním z opatření, které může snížit negativní vliv plovoucích nečistot a jejich případný únik, jsou výše popsané plovoucí ostrovy nebo plovoucí vaky apod.

Také je vhodné pravidelně čistit šikmé stěny usazovacích prostor a štěrbinu od nárostů.

### **Nádrže s bočními vyhnívacími komorami**

Tyto nádrže se nedoporučuje stavět v kombinaci s kořenovými filtry. Nádrž musí být opatřena nornými stěnami pro zabránění úniku plovoucích nečistot, tuků a vzplývavých kalů. Vzplývavé kaly se objevují i při pravidelném odtahu kalu ode dna. Protože je velmi obtížné zajistit odtah veškerého usazeného kalu do vyhnívací komory, dochází tak ke zvyšování stáří zbylého kalu. Je nutný pravidelný režim odtahu kalu.

Pro řešení objektů u novostaveb extenzivních čistíren je základní zásadou správný návrh dimenzí a doby zdržení s reálnými podklady o hydraulickém zatížení budoucí čistírny. Dále je vhodné se vyhnout realizaci usazovacích nádrží s bočními vyhnívacími komorami a vyžádat si od výrobců nebo projektčních společností reference a doklady o účinnosti plánovaných objektů mechanického předčištění, a to s ohledem na co nejbližší podmínky dané lokality, pro kterou je mechanické předčištění navrhováno (typ kanalizační sítě, velikost zatížení, velikost zdroje apod.).

### 3 Biologické nádrže

Jednoduché biologické nádrže i jejich soustavy nacházejí uplatnění zejména při čištění komunálních odpadních vod z malých obcí. Značný význam mají také při dočišťování odpadních vod. V České republice jsou různé typy biologických nádrží využívány již více než 60 let. Na rozsáhlém výzkumu se podílela celá řada expertů a vzniklo mnoho významných publikací (Effenberger a Duroň, 1989; Mlejnská a Rozkošný, 2014; Šálek aj., 1990; Šálek a Tlapák, 2006 a mnoho dalších).

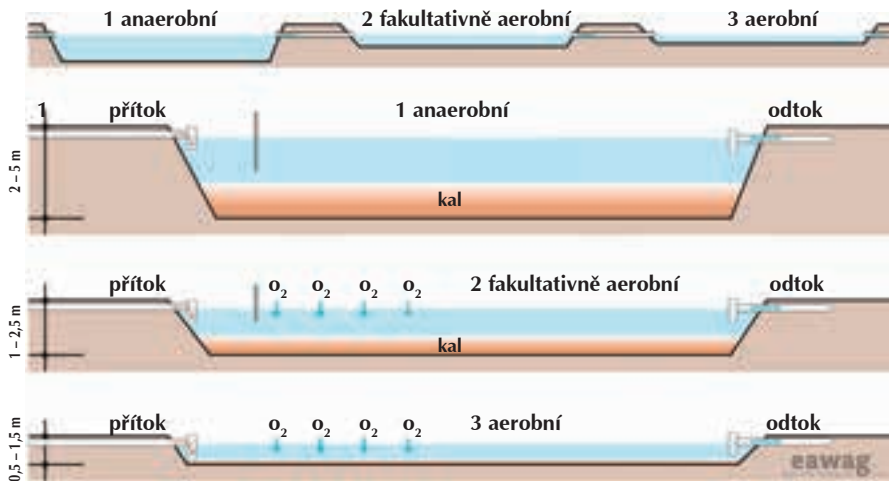
Jak již bylo zmíněno v úvodu, biologické nádrže lze z hlediska využití rozdělit do čtyř základních skupin: (I) anaerobní průtočné nebo akumulací biologické nádrže, (II) nízko- a vysokozatěžované aerobní biologické nádrže (neprovzdušňované, provzdušňované v zimě, provzdušňované celoročně), (III) dočišťovací biologické nádrže a (IV) nádrže s akvakulturami, mezi které patří nádržní a žlabové akvakultury, dále potom kombinace akvakultur s vegetací a bioeliminátory.

Při vhodném uspořádání a dostatečném dimenzování mohou biologické nádrže tlumit i srážkové odtoky a částečně čistit srážkové vody z obcí. K nejvýraznějším kladům biologických nádrží patří schopnost poradit si s výrazně zředěnými odpadními vodami a s nerovnoměrným hydraulickým i látkovým zatížením. Mezi nevýhody patří především potřeba plochy cca 9 až 11 m<sup>2</sup> na 1 EO a také závislost účinnosti čištění na klimatických podmínkách (Mlejnská, 2011).

I když jsou biologické nádrže schopny fungovat bez mechanického předčištění, z praktických důvodů je vhodnější jeho zařazení, protože absence mechanického předčištění přispívá k rychlejšímu zanášení, a tím ke zhoršování kvality vody na odtoku. Schéma biologických nádrží s různou hloubkou je uvedeno na obr. 12.

#### 3.1 Konstrukční uspořádání a návrhové parametry

Biologické nádrže mohou být pravidelného (obdélníkového, čtvercového, lichoběžníkového) nebo nepravidelného tvaru. Nátok a odtok se většinou využívá jednoduchý, nejlépe diagonálně umístěný. Dno bývá zaizolováno jílovým



Obr. 12. Schematické znázornění různých typů biologických nádrží (online 3)

těsněním, fóliemi z plastů nebo umělou kolmatací, aby nedocházelo k pronikání odpadních vod do podlaží. Pokud se vodotěsnost zajišťuje zhuňováním zeminy, musí být předběžnými zkouškami stanoveny optimální podmínky zhuňování. V případech, kdy se vodotěsnost zajišťuje pomocí jílu, musí být tloušťka vrstvy nejméně 0,3 metru. Při výšce zeminy 0,3 m musí být součinitel propustnosti menší než  $10^{-8}$  m/s, u dočišťovacích nádrží potom menší než  $10^{-7}$  m/s. Pokud se vodotěsnost zajišťuje syntetickou fólií, musí být fólie neprůhledná, odolná proti oděru a UV záření, fólie musí mít tloušťku nejméně 3 mm.

Návodní svahy se zpevňují uměle (dlaždice, beton) nebo přírodními způsoby (vhodné mokřadní rostliny), aby byly dobře ochráněny před půdní erozí. Dno se většinou navrhuje ve sklonu 0,5 až 1 %. Teoretická doba zdržení pro čištění odpadních vod by v biologických nádržích měla být alespoň 5 dní, nejlépe potom 8 až 12 dní. Každá nádrž by měla být vybavena obtokem.

Čištěním odpadních vod v biologických nádržích včetně jejich navrhování se zabývá ČSN EN 12255-5. Při návrhu biologických nádrží musí být vzata v úvahu kritéria, jako je počet nádrží, minimální hloubka vody 1 m k zajištění sedimentace nerozpuštěných látek (týká se zejména usazovacích lagun a anaerobních biologických nádrží), četnost a způsob odběru nahromaděného dnového sedimentu, druh provzdušňovacího zařízení, počet a velikost jednotlivých provzdušňovacích jednotek s přihlédnutím k hloubce vody v nádrži a k ochraně dna před erozí, minimalizace zkratového proudění volbou vhodného tvaru nádrže, návrhem a uspořádáním vtoku a výtoku odpadních vod apod.

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

### 3.2 Parametry ovlivňující účinnost čištění

Při čištění odpadních vod v biologických nádržích se uplatňují procesy mechanické, chemické a biologické, patří mezi ně sedimentace, adsorpce, oxidace, redukce, srážení, bakteriální a rostlinný metabolismus.

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

Řasy (fytoplankton) v přírodě přispívají významnou měrou k procesu samočištění vody, jejich schopnost odstraňovat nutrienty je využívána právě při čištění odpadních vod v biologických nádržích. Jako zdroj uhlíku při fotosyntéze je využíván oxid uhličitý, který produkují bakterie při dýchání. Bakterie naopak využívají kyslík vznikající při fotosyntéze řas (Schumacher a Sekoulov, 2003). Fotosyntéza je silně ovlivněna dostupností světla pod vodou (Weatherell aj., 2003), proto rozvoj řas podléhá sezonnímu kolísání. Vliv na rozvoj řas v nádržích může mít také pokrytí části nebo celé hladiny nádrže okřehkem, který brání prostupu světla do nádrže, a tím omezuje rozvoj společenstev řas. Z hlediska množství fytoplanktonu jsou biologické nádrže velmi citlivé, protože při jejich nedostatečné populaci chybí kyslík, naopak přespříliš bující fytoplankton žijící ve vznosu tvoří tzv. sekundární znečištění, které významnou měrou přispívá ke zhoršování kvality vody na odtoku (Mlejnská, 2011).

Účinnost odstraňování dusíku rovněž podléhá sezonnímu kolísání, protože mikrobiální procesy přeměn jednotlivých forem dusíku (zejména amonifikace a nitrifikace) jsou známy svou citlivostí k teplotě, proto se účinnost odstraňování amoniakálního dusíku v zimních měsících snižuje (Šálek, 1997). Amoniakální dusík je rychle přijímán do biomasy (především řas) v nádrži a asimilován do buněčného materiálu, kde dochází k transformaci z anorganického dusíku na dusík organický. V létě je odstraňován více než dvojnásobek dusíku v po-

rovnání se zimním obdobím, naopak odstraňování  $BSK_5$  a nerozpuštěných látek nevykazuje významnou sezonní dynamiku (van der Linde a Mara, 2010), tedy pokud nedochází k přebujelému nárůstu fytoplanktonu v létě nebo k dlouhodobému zamrznutí hladiny neprovzdušňované nádrže v zimě. V tomto případě dochází k zastavení růstu řas, které produkují kyslík, a také k zamezení prostupu kyslíku hladinou. Nádrž pak přechází do anaerobních podmínek. Anaerobní procesy čištění sice dosahují podobných účinností odstraňování organického znečištění jako aerobní, ale jsou zpravidla doprovázeny pachovými problémy. Navíc vyčištěná voda v anaerobních podmínkách nepříznivě ovlivňuje kyslíkový režim i oživení recipientu, do něhož je vypouštěna (Felberová, 2006; Váňa aj., 2009; Váňa aj., 2013). Takové situace je možné řešit dosazením vhodného provzdušňovacího zařízení do biologické nádrže.

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

### 3.3 Intenzifikace biologických nádrží

Je nutno říci, že ne vždy biologické nádrže fungují zcela bez problémů a ne vždy dosahují požadovaných účinností čištění. Další text shrnuje možnosti, jak účinnost čištění biologických nádrží zvýšit.

Ke zvýšení účinnosti anaerobních biologických nádrží může přispět použití jemných vláknitých nosičů. Autoři Peishi aj. (1993) zjistili, že jejich aplikací bylo dosaženo zvýšení účinnosti čištění u  $CHSK_{Cr}$  o 29 % a u  $BSK_5$  o 32 %. Zvýšení účinnosti čištění autoři připisují navýšení počtu mikroorganismů žijících v systému.

Ke zvýšení účinnosti čištění také pozitivně přispívá využití ponořených provzdušňovaných biofiltrů (Gonçalves a de Oliveira, 1996). Konstrukci autory testovaného filtru tvořila skelná vlákna, vlastní lože filtru tvořily polystyrenové kuličky velikosti 3 mm. Bylo dosaženo zvýšení účinnosti čištění u nerozpuštěných látek o 56 %, u  $CHSK_{Cr}$  o 63 %, u amonných iontů o 35 % a u celkového fosforu o 35 %.

Další z možností snížení koncentrací odtékajícího znečištění je využití pískové nebo šterkové filtrace. Tento technologický postup je známý hlavně využitím při úpravě surové vody na vodu pitnou, ale své místo má i při čištění nebo dočišťování odpadních vod. Autoři Melcer aj. (1995) testovali možnost zavedení odtoku z biologické nádrže do klasického zemního filtru. Výsledná odtoková koncentrace nerozpuštěných látek a  $BSK_5$  se snížila až na hodnotu 5 mg/l, koncentrace celkového fosforu na 1 mg/l. V tomto případě se nejedná přímo o intenzifikaci biologické nádrže, ale v podstatě o dočištění odtékajících odpadních vod, a je třeba upozornit na skutečnost, že se v tomto konkrétním případě velice rychle projeví problémy se zanášením použitého zemního filtru, proto se toto uspořádání jeví i přes jeho dobré výsledky jako nepoužitelné. Autoři Hamdan a Mara (2011) testovali použití horizontálních a vertikálních šterkových filtrů. Oba systémy vykazují podobnou účinnost pro odstraňování nerozpuštěných látek a  $BSK_5$ , ale vertikálně protékaný filtr dosahuje výrazně vyšší účinnosti při odstraňování amoniakálního dusíku. To je způsobeno vlastním konstrukčním uspořádáním, které v případě vertikálního filtru přispívá k přístupu vzduchu do filtrační náplně, a tím k nitrifikaci amoniakálního dusíku přítomného v čištěné odpadní vodě. Autoři Torrens aj. (2009) testovali dočišťovací filtry s plochou 50 m<sup>2</sup> a hloubkou 25 cm nebo 65 cm, ve kterých byly použity tři různé typy náplně, a to říční písek, říční písek osázený rákosem obecným a drcený písek. Nejvyšší účinnosti čištění pro  $CHSK_{Cr}$ ,  $BSK_5$  a nerozpuštěné látky dosáhl osázený dočišťovací filtr naplněný říčním pískem s hloubkou 65 cm. Autoři Saidam aj. (1995) popisují úspěšné použití šterkových filtrů k odstraňování řas ze systému biologických nádrží, které sloužily jako odlehčovací nádrže pro přetěžovanou aktivační ČOV. Autoři porovnávali šest různých filtrů lišících se frakcí použitého šterku. Jako nejúčinnější se ukázal filtr s použitím šterku o středním průměru 3 až 23 cm. Při jeho využití systém i po delší době provozu vykazoval cca 60% účinnost odstraňování nerozpuštěných látek. Autoři Mara a Johnson (2006) popisují využití šterkového filtru osazeného aeračním systémem. Provzdušňovaný šterkový filtr dosahoval vyšších účinností odstraňování nerozpuštěných látek,  $BSK_5$  a především amoniakálního dusíku, u kterého bylo dosaženo koncentrace pod 3 mg/l. Rovněž bylo zjištěno zvýšené odstraňování bakteriálního znečištění, kdy na odtoku bylo naměřeno 65 KTJ/100 ml fekálních koliformních bakterií, v porovnání s neprovzdušňovaným šterkovým filtrem, kde k odstraňování bakteriálního znečištění prakticky nedocházelo. Vedle písku a šterku je možné využít také dalších druhů filtračních materiálů, jako např. vápence nebo strusky. Autoři Shilton aj. (2005) ve svém příspěvku porovnávali šest různých druhů vápencových filtračních materiálů



a dále strusku, vznikající jako odpad při zpracování železné rudy. Vápencová náplň dosáhla výrazně vyšších účinností odstraňování fosforu než železná struska. V obou případech byla zaznamenána počáteční vysoká účinnost, která se postupně ustálila na nižší, ale stabilní hodnotě. Vliv použití různých alternativních filtračních materiálů, jako jsou zeolity, keramzit, lasturový písek, antracit, jílová břidlice, vermikulit, keramická filtrační náplň, struska z výroby oceli, štěrk, biokeramika apod., studovali i další autoři (Gikas a Tsihrintzis, 2012; Li aj., 2010a; Suliman aj., 2006). Použití těchto materiálů se jeví jako jedna z možných cest a je vhodnou alternativou odstraňování fosforu z odpadních vod oproti klasickému chemickému srážení, které vyžaduje vyšší materiální zabezpečení s daleko vyššími provozními náklady.

Neposlední možností zvýšení účinnosti biologických nádrží je využití akvakultur s vhodnými rostlinami. Tyto systémy lze rozdělit na „plovoucí umělé mokřady“ a „volně plovoucí rostliny“.

Plovoucí umělé mokřady (z anglického „floating treatment wetlands“, viz obr. 13) využívají vyšší emerzní mokřadní rostliny umístěné v plovoucím nosiči. Nosičem bývá ve většině případů umělý materiál o nízké objemové hmotnosti (Headley a Tanner, 2006, 2007 a 2012; Šálek aj., 2012). Tyto umělé plovoucí mokřady přispívají k usměrnění proudění vody v biologických nádržích, ke zlepšení kvality vyčištěné odpadní vody (zvýšení účinnosti čištění), druhovému obohacení biotopů a v neposlední řadě i k vylepšení estetického dojmu. Rozsáhlý podvodní kořenový systém poskytuje velkou specifickou plochu pro růst mikroorganismů. V principu se předpokládá, že kořenový systém rostlin hraje významnou roli při čištění odpadních vod, a to na základě fyzikálních, chemických a biologických procesů. Mezi fyzikální procesy patří zejména ovlivnění proudění vody a sedimentace nerozpuštěných látek. Mezi chemické procesy patří adsorpce látek na povrch kořenového systému a mezi biologické procesy lze zařadit odběr živin a polutantů rostlinami prostřednictvím kořenů a také čisticí schopnost biofilmu přisedlého na povrch kořenů (Borne a Fassman, 2011; Headley a Tanner, 2006 a 2012). Pro zajištění funkčnosti a dostatečné účinnosti čištění se vegetace rostlin musí pravidelně sklízet. Zamezí se tak i nadměrnému prostorově nerovnoměrnému růstu a ohrožení stability plovoucích ostrovů.

Systémy s „volně plovoucími rostlinami“ využívají např. okřehek menší, vodní hyacint, lekníny nebo vodní mor kanadský. Vodní systémy s hyacintem jsou využívány již poměrně dlouhou dobu. Velice podrobně jsou popsány v dokumentu EPA/625/1-88/022 (1988). Další text shrnuje praktické zkušenosti s využitím systémů s volně plovoucími rostlinami. Autoři Kalubowila aj. (2013)



Obr. 13. Příklad osázených plovoucích mokřadů (online 4)

testovali druh *Eichhornia crassipes* (tokozelka tlustostopkatá, obecně vodní hyacint). Zjistili zvýšení účinnosti čištění u všech sledovaných parametrů, u  $CHSK_{Cr}$  z 13,6 % na 57,5 %, u  $BSK_5$  z 13,3 % na 62,9 %, u celkového fosforu z -2 % na 75 % a u celkového dusíku z -24 % na 56 %. Účinnosti čištění dosahované před intenzifikací byly zcela tristní, naopak výsledky po intenzifikaci velice dobře ilustrují, že drobný zásah do technologie může významně ovlivnit dosahované účinnosti čištění. Autoři rovněž pozorovali efektivní zachycování řas, především druhů *Chlorella*, *Pandorina*, *Spirulina* a *Oscillatoria*, účinnost jejich odstraňování se zvýšila z cca 30 % až na téměř 100 %. Došlo v podstatě k zabránění odnosu sekundárního znečištění z biologické nádrže. Tyto systémy s volně plovoucími rostlinami je možné podle experimentálních výsledků realizovat, při vhodné volbě makrofyt, i v podmínkách mírného evropského klimatického pásma pro čištění i dočišťování vod (Květ aj., 1982; Rejmánková, 1971). Využití vodního hyacintu je na evropských územích v mírném klimatickém pásmu limitováno skutečností, že tato rostlina je subtropická až tropická, není odolná vůči mrazu a v mírném klimatickém pásmu nepřežimuje (Žáková a Véber, 1991).

Využívání těchto systémů má řadu předností, ale i omezení. Mezi hlavní přednosti lze zařadit skutečnost, že odčerpávají živiny i polutanty z čištěné odpadní vody. Biomasu je však nutné průběžně sklízet. Autoři Rozkošný a Sedláček (2013) publikovali výsledky sledování podílu plovoucích makrofyt (*Lemna* sp.) na čistícím účinku biologické dočišťovací nádrže zařazené za ČOV pro 800 EO. Hlavními sledovanými parametry byly dusík a fosfor. Vyhodnocení naměřených dat ale ukázalo, že množství nutrientů vázaných v biomase během vegetační sezony je v porovnání s koncentracemi nutrientů na přítoku do biologické nádrže nízké, pouze v řádu několika procent.

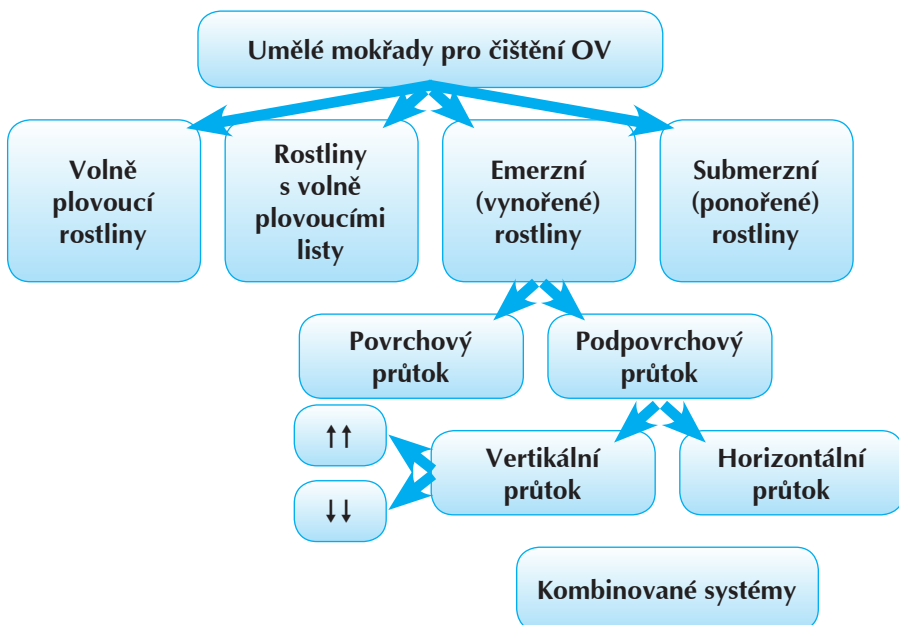
Nádrže s jinými plovoucími makrofyty, zejména okřehky, vyžadují zajištěný systém přepážek, aby se drobné rostliny okřehku vlivem větru po hladině nepřemísťovaly (Šálek aj., 2012). Výsledkem pokryvu hladiny plovoucími makrofyty je také podstatné omezení přestupu kyslíku do vody hladinou, a tím snížení účinnosti čištění, zejména amoniakálního dusíku, a také zastínění hladiny nádrže, které omezuje rozvoj řas.

Na závěr je třeba zmínit, že biologické nádrže lze velmi dobře kombinovat s jinými systémy, zejména malými čistírnami odpadních vod, kdy biologické nádrže slouží jako dočišťovací (terciární) stupeň. Dále se již budeme podrobněji věnovat vertikálně a horizontálně protékavým mokřadům, tedy zemním filtrům a kořenovým čistírnám.

## 4 Umělé mokřady

### 4.1 Úvod

Další velkou skupinou extenzivních technologií využívaných k čištění odpadních vod z malých obcí jsou umělé mokřady, kterým se v této publikaci budeme věnovat podrobněji. Mokřady jsou v různých částech světa využívány k čištění již od poloviny 20. století. Oblast umělých mokřadů je značně rozsáhlá, a proto je možné nalézt velké množství konstrukčních uspořádání a také názvosloví je velice bohaté. Vlastnosti použití k definování různých tříd mokřadů pro čištění vod popisuje *tabulka 3*. Základní rozdělení umělých mokřadů



Obr. 14. Základní rozdělení jednotlivých typů kořenových čistíren (Kröpfelová a Vymazal, 2007)

**Tabulka 3.** Vlastnosti použitých k definování různých tříd mokřadů pro čištění vod (Fonder a Headley, 2010)

Fyzické vlastnosti	Specifické vlastnosti	Popis	Třídy stanovené pro jednotlivé vlastnosti	Dílčí třídy
Hydrologie	Pozice vody	Pozice hladiny vody relativně k půdě nebo substrátu	Povrchový tok	–
			Podpovrchový tok	–
	Směr toku vody	Převládající směr toku vody systémem	Horizontální	–
			Vertikální	Dolů
				Nahoru
				Směsný
	Nasycení filtračního média	Stupeň nasycení filtračního média v systému	Volně protékané	–
			Periodický	–
			Konstantní (nasycený)	–
	Zaplavení povrchu	Typ zaplavení povrchu filtračního média v systému	Není	–
			Dočasný	–
			Trvalý	–
Vegetace	Ukotvení	Pozice kořenů: ukotvené v sedimentech nebo plovoucí	Ukotvené	–
			Plovoucí	–
	Růstová forma	Dominantní růstová forma vegetace ve vztahu k vodě	Vynořené	Bylinné
				Dřevinné
			Ponořené	–
			Plovoucí listy	–
			Volně plovoucí	–

pro čištění odpadních vod podle druhu použité vegetace a způsobu průtoku čištěné odpadní vody uvádí schéma na *obr. 14*.

Umělé mokřady dosahují zpravidla velmi vysokých účinností při odstraňování organického a bakteriálního znečištění. Účinnosti čištění pro nutrienty

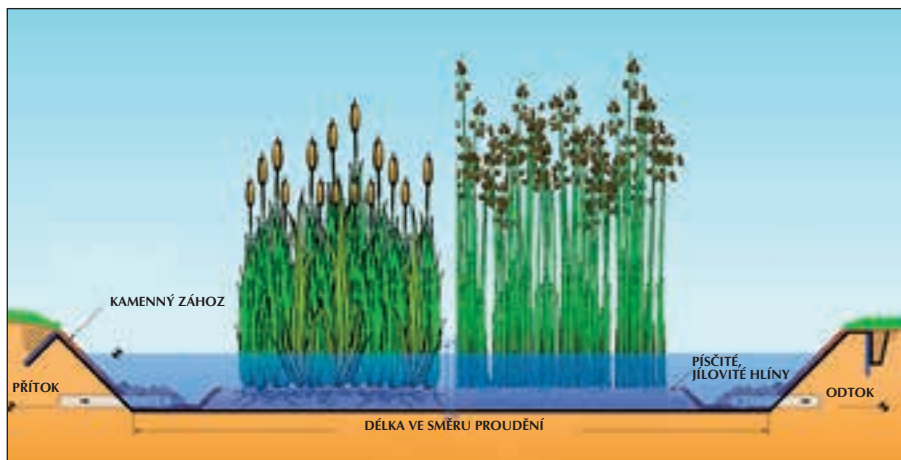
(dusík a fosfor) jsou většinou nižší a značně rozkolísané. Účinnosti odstraňování nutrientů mohou být zvýšeny nastavením optimálního zatížení, využitím kolísání výšky hladiny odpadní vody v umělém mokřadu nebo přidáním vhodných adsorpčních materiálů do náplně umělého mokřadu. Systémy s volně plovoucími rostlinami již byly popsány v předchozí kapitole. Dále se budeme věnovat povrchově protékaným umělým mokřadům a také hybridním systémům.

#### 4.2 Povrchově protékané mokřady

Povrchově protékané umělé mokřady nejsou v České republice k čištění odpadních vod z malých obcí téměř využívány, ale např. v Irsku bylo v posledních deseti letech vybudováno pro jednotlivé domácnosti, malé komunity i jako terciární stupeň čištění pro větší lokality cca 140 umělých mokřadů, nejčastěji povrchově protékaných a s volnou hladinou (Babatunde aj., 2008).

V podstatě představují usazovací nádrže s oddíly a nízkou vrstvou vody (20 až 40 cm) osázené mokřadní vegetací, jako jsou rákosy, orobince nebo skřípiny. Odpadní voda se často mísí s vodou povrchovými nebo vyčištěnými odpadními vodami. Doba zdržení bývá zpravidla navrhována na minimálně 10 dní. Schéma je uvedeno na obr. 15.

Čistící proces v povrchově protékaných umělých mokřadech zahrnuje usazování nerozpuštěných látek, difuzi rozpuštěných nutrientů do sedimentu, mineralizaci organických látek, odčerpávání nutrientů mikroorganismy a vegetací, fyzikálně-chemickou adsorpci a srážení.



Obr. 15. Schéma umělého povrchově protékaného mokřadu (online 5)

Povrchově protékané umělé mokřady mohou dosahovat vysokých účinností čištění pro  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  a  $\text{BSK}_5$  (90 %) a pro mikrobiální znečištění (99 %), ale výrazně nižších pro dusík a fosfor (10 až 15 %). Nízká účinnost odstraňování nutrientů je způsobena skutečností, že mnoho důležitých procesů, které se podílejí na jejich odstraňování, probíhá v sedimentu, zatímco nutrienty jsou přítomny v rozpuštěné formě v protékající odpadní vodě. Jejich pronikání do sedimentu difúzí je velice pomalý proces. Pokud je s výškou hladiny v mokřadu manipulováno a střídají se suché a mokré periody, může být účinnost odstraňování nutrientů až zdvojnásobena (Verhoeven a Meuleman, 1999).

### 4.3 Kombinované systémy

V některých případech jsou využívány kombinace vertikálních a horizontálních systémů, popř. dalších typů umělých mokřadů, které jsou označovány jako „hybridní“ (viz obr. 16). Toto není nejlepší označení, nicméně se jedná o používaný pojem, a to i v zahraničních publikacích. Lépe je nazývat tyto systémy jako „kombinované“. Účelem kombinace těchto systémů je dosáhnout co nejlepšího čistícího účinku. A to zejména pro dusík, kdy v prvním, vertikálně protékaném umělém mokřadu (oxické podmínky) dochází k nitrifikaci amoniakálního dusíku obsaženého v přitékající odpadní vodě ve vysokých koncentracích až na dusičnany. Ve druhém, horizontálně protékaném umělém mokřadu (anaerobní podmínky) dochází k denitrifikaci dusičnanů až na plynný dusík.



Obr. 16. Schéma kombinovaného systému (online 6)

Autoři Ye a Li (2009) uvádějí účinnost čištění 83 % pro amoniakální i celkový dusík, velice podobnou účinnost pro celkový dusík (79 %) uvádějí i autoři Ayaz aj. (2012) pro hybridní umělý mokřad s recirkulací. Účinnost čištění 84 % pro amoniakální dusík a 60 % pro celkový dusík uvádějí autoři Masi a Mar-

tinuzzi (2007) pro hybridní systém tvořený horizontálním a vertikálním pod-povrchově protékaným umělým mokřadem. Autoři Herrera Melián aj. (2010) dokonce uvádějí účinnost odstraňování amoniakálního dusíku 88 %. Všechny tyto výsledky velice dobře ilustrují, že vhodně zvolená kombinace vertikálně a horizontálně protékaného umělého mokřadu může významnou měrou přispět ke zvýšení účinnosti odstraňování amoniakálního a celkového dusíku z čištěných odpadních vod.

S odstraňováním organického znečištění a nerozpuštěných látek v těchto systémech nebývá většinou problém (stejně jako u kořenových čistíren a zemních filtrů), účinnost odstraňování BSK<sub>5</sub> a nerozpuštěných látek se zpravidla pohybuje kolem 90 %, CHSK<sub>Cr</sub> potom zpravidla kolem 80 %. Ke zvýšení účinnosti odstraňování fosforu použitím hybridních systémů (pokud není použito speciálních náplní) nedochází.

Autoři Vymazal a Kröpfelová (2011) sledovali systém, kde byla mechanicky předčištěná odpadní voda čerpána do prvního recirkulačního vertikálně protékaného filtru osázeného druhem *Phragmites australis* s výškou filtrační náplně 100 cm. Dále byla voda vedena do obdélníkového filtru, který představoval typický vertikálně volně protékaný drenážní umělý mokřad osázený druhem *Phragmites australis* s hloubkou filtrační náplně 70 cm, odtud je voda pumpována částečně do horizontálně protékaného filtru osázeného *Phalaris arundinacea* s hloubkou filtrační náplně 70 cm a následně byla voda částečně recirkulována do prvního pole. Studie ukázala, že toto uspořádání je velice efektivní ke snížení koncentrace organických a nerozpuštěných látek a také dusíku z komunálních odpadních vod. Během stabilní periody se účinnost čištění pro BSK<sub>5</sub> pohybovala v rozmezí od 78,1 % do 94,5 % s odtokovými koncentracemi 16 mg/l, resp. 10 mg/l. Odstraňování amoniakálního dusíku započalo po výměně drceného kameniva ve druhém stupni za písek. Účinnost pro amoniakální dusík se pohybovala kolem 78,3 % a počáteční koncentrace 29,9 mg/l byla snížena až na koncentraci 6,5 mg/l. Koncentrace dusičnanů vzrostla z 0,5 mg/l na přítoku pouze na 2,7 mg/l na odtoku. Účinnost odstraňování fosforu byla 65,4 % a odtokové koncentrace se pohybovaly kolem 1,8 mg/l. Tyto výsledky ukazují, že i umělé mokřady, pokud jsou vhodně uspořádány, mohou významně snižovat vstupní koncentrace nerozpuštěných látek, organického znečištění a dokonce i dusíku a fosforu.

Autoři Yeh a Wu (2009) zkoumali mimo jiné také účinnost odstraňování těžkých kovů v hybridním systému sestávajícím z oxidačního rybníku, dvou povrchově protékaných umělých mokřadů zapojených sériově a oddělených kaskádou a podpovrchově protékaného umělého mokřadu. Pro měď byla zjiš-



těna účinnost 72,9 % a pro zinek 68,3 %. Hlavními procesy při retenci těžkých kovů v hybridních systémech jsou sedimentace a rostlinná adsorpce.

Používána je i kombinace filtračních kořenových polí sloužících jako biologický stupeň čištění s biologickou nádrží nebo nádržemi tvořícími dočišťovací stupeň, která přispívá k odstraňování dusíku a fosforu z odpadní vody. Dále je možné kořenová pole kombinovat se zasakovacími drény nebo s objekty závlah včetně závlah rychle rostoucích dřevin, další možností je kombinace kořenových polí a objektů akvakultur.

V dalších kapitolách se již budeme podrobněji věnovat zemním filtrům a horizontálně podpovrchově protékavým kořenovým čistírnám, které jsou v České republice poměrně často využívanými technologiemi čištění odpadních vod z jednotlivých sídel a malých obcí.

## 5 Zemní filtry

### 5.1 Úvod

Zemní filtry, které jsou v podstatě ekvivalentem neosázených vertikálně protékajících umělých mokřadů, jsou v České republice využívány zejména jako malá domovní zařízení, k čištění odpadních vod z malých obcí se používají spíše výjimečně.

Využívají schopnosti zrnitého materiálu podporovat fyzikální, chemické a biologické procesy probíhající při odstraňování znečištění obsaženého v přitékajících odpadních vodách. Stejně jako v biofiltru hraje i zde hlavní roli společenstvo mikroorganismů, žijící na povrchu filtrační náplně umělého mokřadu, které se podílí zejména na rozkladu organického znečištění. Zemní filtr je tedy v podstatě zařízení pro pomalou biologickou filtraci předčištěné odpadní vody.

Oproti horizontálně podpovrchově protékajícím kořenovým čistírnám je hlavní rozdíl v množství kyslíku přítomného ve filtrační náplni. Zemní filtry pracují díky nezatopenému objemu nejčastěji v anoxických až oxických podmínkách. Rozdíl oproti horizontálně podpovrchově protékajícím kořenovým čistírnám je tedy v lepší garantovatelnosti odstraňování amoniakálního dusíku (Mlejnská a Wanner, 2008; Mlejnská aj., 2009).

Zemní filtry jsou vhodné pro čištění běžných a zředěných komunálních odpadních vod. Nehodí se k čištění odpadních vod s velkým množstvím obtížně usaditelných minerálních částic a organického znečištění, jako jsou odpadní vody z různých potravinářských výrob apod. Takové vody způsobují rychlé zanášení filtrační náplně (kolmataci). Vzhledem k tomu, že hlavním procesem probíhajícím při čištění odpadních vod v zemním filtru není fyzikální filtrace, je třeba filtrační náplň co nejlépe chránit před částicemi, které by ji mohly ucpávat. Z tohoto důvodu je velmi důležité dostatečně kvalitní a dobře fungující mechanické předčištění, které je nedílnou součástí každého umělého mokřadu.

Pro správnou funkci a vyhovující účinnost čištění zemních filtrů je žádoucí převaha mikroorganismů žijících v prostředí s volným kyslíkem, tedy v oxických podmínkách. Proto musí být filtrační náplň co nejlépe provzdušněná,

z čehož vyplývá požadavek nezatopeného objemu a větrání tělesa zemního filtru. Oxické prostředí je žádoucí též pro činnost nitrifikačních bakterií. Jednou z možností zlepšení kyslíkových poměrů zemních filtrů je zajištění pulzního plnění a prázdňení (Křiška aj., 2011a). Účinnost odstraňování fosforu závisí především na volbě vhodné náplně zemního filtru a její sorpční kapacitě.

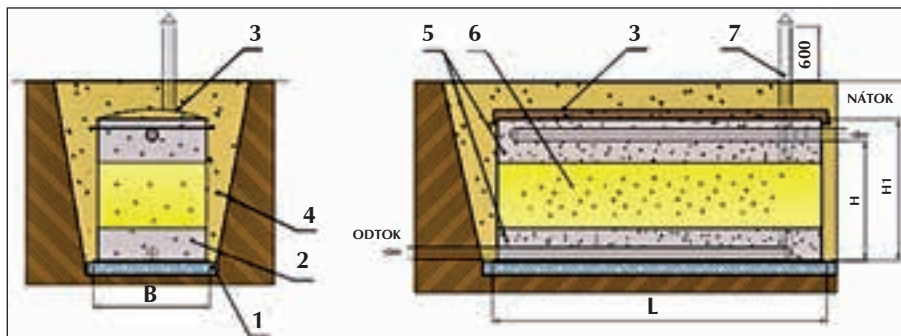
Jak již bylo uvedeno výše, je možné vertikálně protékané umělé mokřady využít také jako domovní čistírny, většinou o velikosti 4 až 10 EO. A to zejména pro izolované domy ležící v zemědělských a ekologicky citlivých oblastech. Umělé mokřady lze také použít v případech, kdy není možné domácnost připojit na centrální systém čištění odpadních vod.

## 5.2 Konstrukční uspořádání

Pozemek, na kterém je zamýšleno postavit obecně extenzivní čistírnu odpadních vod, musí být vybrán zejména s ohledem na okolní terén, na hladinu podzemní vody a na blízkost zdrojů pitné vody. Nutné je také odstranění dřevin s rozsáhlými kořeny, které by mohly ohrozit vodotěsnost tělesa zemního filtru, je nezbytné vyloučit povrchové namáhání vozidly. Zemní filtry lze navrhnout na jednotné nebo oddílné kanalizaci, ale pouze za mechanickým (primárním) stupněm čištění, popř. jako dočišťovací (terciární) stupeň za biologickým (sekundárním) stupněm čištění. Pokud odpadní vodu přivádí jednotná kanalizace, je třeba filtrační náplň co nejlépe chránit před srážkovými vodami znečištěnými větším množstvím nerozpuštěných látek, které by mohly ucpat filtrační těleso. Prevencí ucpávání je také dobře fungující mechanické předčištění.

Horní úroveň filtračního tělesa musí být vodorovná, celý objem filtrační náplně by měl mít konstantní mocnost a homogenitu. Těleso zemního filtru musí být od okolního prostředí vodotěsně odděleno. Rozvodné potrubí se ukládá do šterkového obsypu. Sběrný drén je nutno opatřit odvětrávacím potrubím, které by mělo být vyvedeno nejméně 0,5 m nad úroveň terénu a opatřeno vhodnou clonou bránící znečištění odvětrávacího a sběrného potrubí vnosem předmětů zvenčí (prach, stébla trávy, listí apod.). Výška vlastního filtračního lože by se měla pohybovat od 0,6 do 1,0 m. Délka jedné větve přítokového a odtokového potrubí by neměla překročit 30 metrů. Potrubí musí být opatřeno otvory s celkovou plochou nejméně 50 cm<sup>2</sup> na 1 m délky. Výškový rozdíl nátku a výtoku bývá obvykle 1,2 m.

Nezbytnou podmínkou dobré funkce zemního filtru je pokud možno rovnoměrné rozdělení přitékajících odpadních vod po celé jeho ploše a také zajištění dostatečného přístupu vzduchu do filtračních vrstev. Vlastní tvar filtru nehraje tak důležitou roli. Jednoduché schéma je znázorněno na *obr. 17*.



Obr. 17. Schéma zemního filtru (online 7)

LEGENDA: 1. pískové lože nebo betonová základová deska, 2. nádrž zemního filtru, 3. geotextilie, 4. zásyp vykopanou zeminou, 5. štěrk, 6. filtrační vrstva písku, 7. odvětrání

### 5.3 Návrhové parametry

Mezi důležité návrhové parametry patří plocha zemního filtru, hydraulické a látkové zatížení, typ a zrnitost filtrační náplně, tvar tělesa zemního filtru apod.

Plocha zemního filtru ( $A$ ) se vypočítá podle vzorce (2), kde  $k$  je součinitel charakterizující místní podmínky [-] ( $k = 1,0$  až  $1,3$ ),  $Q_{24}$  je průměrný denní bezdeštný přítok odpadní vody [ $m^3/d$ ] a  $v_f$  je hydraulické zatížení [ $m^3/(m^2 \cdot den)$ ].

$$A = \frac{k \cdot Q_{24}}{v_f} \quad (2)$$

Pokud nejsou k dispozici údaje o denním bezdeštném přítoku nebo o hydraulickém zatížení, volí se plocha zemního filtru nejčastěji v rozmezí od 3 do 6  $m^2/EO$ , v Belgii je v průměru navrhována plocha 3,8  $m^2/EO$  (Rousseau aj., 2004), v Dánsku 3,2  $m^2/EO$  (Brix a Arias, 2005), v Rakousku normy pro navrhování jednostupňových vertikálně protékaných umělých mokřadů uvádějí plochu 4  $m^2/EO$ , pro dvoustupňové systémy potom plochu 2  $m^2/EO$  (Langergraber aj., 2010), v Německu je požadována minimální plocha  $> 2,5 m^2/EO$ .

Hydraulické zatížení filtru závisí na složení odpadní vody, stupni předchozího čištění, výšce a druhu filtrační náplně a požadované účinnosti čištění. Při využití filtru jako prvního stupně čištění je třeba navrhovat nižší hodnoty hydraulického zatížení, naopak při využití k dočištění biologicky vyčištěných odpadních vod je možné navrhovat vyšší hodnoty hydraulického zatížení. V závislosti na velikosti zrn filtrační náplně se pro mechanicky předčištěné odpadní vody volí hydraulické zatížení ( $v_f$ ) v rozmezí od 0,10  $m^3/(m^2 \cdot den)$

do  $0,18 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{den})$  a pro biologicky vyčištěné odpadní vody potom zhruba v rozmezí od  $0,15$  do  $0,20 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{den})$  (ČSN 75 6402). Látkové zatížení (vyjádřené parametrem  $\text{BSK}_5$ ) se u vertikálně protékajících umělých mokřadů volí v rozmezí od  $10$  do  $40 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{den})$ .

Průměrné a nejvýše přípustné hodnoty hydraulického zatížení jsou uvedeny v *tabulce 4*. Nižší hranice hydraulického zatížení platí pro silně znečištěnou odpadní vodu s hodnotami  $\text{BSK}_5$  nad  $250 \text{ mg/l}$ .

**Tabulka 4.** Přehled orientační účinnosti čištění a přípustného zatížení zemního filtru pro různé druhy náplní (Křiška aj., 2011b; Šálek aj., 2012)

Druh filtračního lože	Funkce zemního filtru	Účinnost čištění [%]		Zatížení $h$ [ $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{den})$ ]	
		$\text{BSK}_5$	NL	prům.	max.
Lehké hlinitopísčité půdy	dočištění	95	98	0,005–0,015	0,020
Jemnozrné písky (1–2 mm)	čištění	90	85	0,020–0,040	0,060
Hrubozrné písky (2–4 mm)	čištění	80	85	0,060–0,100	0,150
Jemnozrné písky (1–2 mm)	dočištění	80	75	0,040–0,080	0,125
Hrubozrné písky (2–4 mm)	dočištění	75	70	0,100–0,150	0,250

Jak již bylo zmíněno v předchozí kapitole, nezbytnou podmínkou dobré funkce zemního filtru je pokud možno rovnoměrné rozdělení odpadní vody po celé jeho ploše a také dostatečný přístup vzduchu do porézních vrstev, vlastní tvar filtru nehraje tak důležitou roli. Přístup vzduchu do porézních vrstev je nejčastěji zajištěn potrubími a drény a tím, že těleso filtru a sběrné potrubí nejsou zatopené čištěnou odpadní vodou.

V rovinatém terénu je výhodné stavět filtr s obdélníkovým půdorysem o šířce, která tvoří  $3/4$  délky. Sklon dna filtru v podélné ose od přítoku k odtoku a též v příčném směru od stěn ke středu musí umožňovat případné úplné odvodnění tělesa filtru. Z hlediska provozování je výhodné stavět více paralelních sekcí. To v případě potřeby umožňuje některé sekce odstavit a regenerovat.

Kvalita odtékající vyčištěné odpadní vody z dobře fungujícího zemního filtru může dosahovat kvality vyčištěné odpadní vody z mechanicko-biologických

čistíren a vyhovuje tak požadavkům nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, v platném znění. Vyčištěnou odpadní vodu tak lze vypouštět do recipientu nebo do veřejné kanalizace. Pokud není v blízkosti žádný recipient ani veřejná kanalizace, je pro jednotlivé rodinné domy nebo rekreační objekty řešením vsakování do půdních vrstev, tedy vypouštění vyčištěných odpadních vod do vod podzemních, které ovšem podléhá zvláštnímu povolení (Just aj., 2004). Jednou z nejdůležitějších částí nařízení vlády č. 416/2010 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění odpadních vod a náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních, je seznam ukazatelů a hodnot přípustného znečištění. Pro jednotlivé stavby pro bydlení a rekreaci a pro jednotlivé stavby poskytující služby bylo definováno sedm základních ukazatelů a pro tyto ukazatele byly stanoveny emisní standardy (viz *tabulku 5*). Uvedené hodnoty jsou nepřekročitelnými hodnotami ukazatele znečištění odpadních vod vypouštěných do vod podzemních. Vypouštění do podzemních vod lze rozdělit na A) přímé vypouštění do vod podzemních, kterým se rozumí vypouštění na/do hladiny podzemních vod bez předchozí filtrace přes půdní nebo horninové prostředí a B) nepřímé vypouštění do vod podzemních, kterým se rozumí vypouštění, kdy odpadní voda protéká skrze půdní nebo horninové prostředí. Tento druhý způsob je běžnější.

**Tabulka 5.** Ukazatele a emisní standardy pro odpadní vody vypouštěné z jednotlivých staveb pro bydlení a rekreaci podle přílohy č. 1 k nařízení vlády č. 416/2010 Sb. (Nedvěďová, 2011)

Kategorie ČOV	CHSK <sub>Cr</sub>	BSK <sub>5</sub>	N <sub>amon</sub>	NL	P <sub>c</sub>	<i>Escherichia coli</i>	Enterokoky
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[KTJ/100 ml]	[KTJ/100 ml]
< 10	150	40	20	40	10	–	–
10–50	150	40	20	40	10	50 000	40 000
> 50	130	30	20	30	8	50 000	40 000

Touto tabulkou uzavřeme kapitulu věnující se zemním filtrům. V dalších kapitolách se budeme podrobně věnovat kořenovým čistírnám, čisticím procesům uplatňujícím se při čištění odpadních vod v umělých mokřadech a také náplním umělých mokřadů.

## 6 Kořenové čistírny

### 6.1 Úvod

Kořenové čistírny odpadních vod, také nazývané vegetační kořenové čistírny, půdní filtry s vegetací nebo horizontálně protékané umělé mokřady patří v České republice hned po biologických nádržích k nejvíce rozšířeným typům extenzivních technologií využívaných k čištění odpadních vod z malých obcí. Kořenové čistírny odpadních vod se v mezinárodním kontextu řadí mezi umělé mokřady, respektive se nazývají umělé mokřady pro čištění vod (constructed treatment wetlands). Pojem kořenová čistírna vychází z anglického Root Zone Method, což bylo pojmenování umělých mokřadů s podpovrchovým horizontálním průtokem (Vymazal, 2004). Kořenovými filtry se nazývají i kořenová pole, rákosová pole, rákosové filtry, z anglického termínu „reed-bed“. V Rakousku a Německu jsou používány termíny „bepflanzte Bodenfilter“, „Pflanzenkläranlagen“, resp. „Abwasserreinigung mit pflanzenbewachsenen Bodenfiltern“. V posledních letech je snaha terminologii sjednotit. Mezinárodní terminologii umělých mokřadů podrobně popisují Fonder a Headley (2010).

Od roku 1989 do současnosti jich bylo postaveno zhruba 250 ve velikosti od několika EO do cca 1 000 EO. Princip čištění je velice podobný jako v zemních filtrech, ale rozdíl je v množství kyslíku přítomného ve filtrační náplni. Protože v případě kořenových čistíren je celý objem filtračního tělesa zatopen odpadní vodou, pracují většinou v anaerobních podmínkách. Anaerobní mikroorganismy využívají při respiraci namísto kyslíku řadu terminálních akceptorů kyslíků, jako jsou dusičnany, manganicité a železité ionty nebo sírany, v závislosti na hodnotě oxidačně-redukčního potenciálu (Šíma aj., 2006). Vzhledem k anaerobním podmínkám dosahují kořenové čistírny většinou nižších účinností odstraňování amoniakálního dusíku než zemní filtry.

Kromě návrhových parametrů, mezi které patří zejména hydrologické a hydraulické podmínky (průtok, hydraulické zatížení, doba zdržení, vlastnosti filtrační náplně nebo způsob proudění vody), jsou čisticí procesy ovlivňovány vnějšími činiteli působícími na filtrační prostředí, mezi které patří zejména klimatické podmínky (teplota vody, teplota vzduchu a jeho vlhkost nebo sluneční

radiace), v neposlední řadě se může projevat i vliv vegetace (rozdíl mezi vegetačním a nevegetačním obdobím).

Kořenové čistírny ke svému provozu nevyžadují elektrickou energii, mají minimální nároky na speciální technologické prvky, jejich provozování je jednoduché a na rozdíl od klasických aktivačních čistíren jim nevádí výkyvy v hydraulickém a látkovém zatížení a jsou vhodné i pro čištění odpadních vod s nízkými koncentracemi organického znečištění ( $BSK_5$  pod 30 mg/l). K přednostem patří i možnost estetického začlenění do životního prostředí a zvýšení biodiverzity krajiny vytvořením umělého mokřadu. Díky poměrně značnému výparu vody vegetací příznivě ovlivňují v bezprostřední blízkosti mikroklíma.

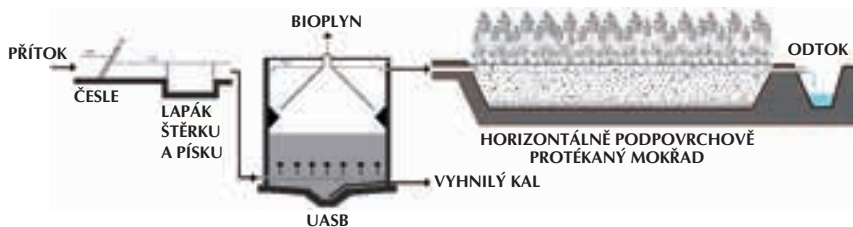
Mezi hlavní nevýhody kořenových čistíren patří vysoké nároky na plochu (až 5 m<sup>2</sup> na EO při požadavku odstranění nerozpuštěných látek a organického a bakteriálního znečištění), nízká účinnost čištění pro amoniakální dusík a fosfor (stabilní odstranění fosforu je možné jen s využitím speciálních filtračních materiálů se zvýšenou sorpční schopností), technologická neovladatelnost procesu čištění a především riziko zakolmatování filtračního prostředí, které se zvyšuje při nevhodně navrženém mechanickém předčištění nebo nedostatečné funkci a údržbě objektů mechanického předčištění (odkalování, čištění štěrbin).

## 6.2 Konstrukční uspořádání

Kořenové čistírny s horizontálním podpovrchovým prouděním musí obsahovat rozvodnou a sběrnou zónu. Mohou být konstruovány jako jediné kořenové pole nebo více kořenových polí zapojených buď paralelně, nebo sériově. Výška filtrační náplně se nejčastěji navrhuje v rozmezí od 0,6 do 1,0 metru podle místních podmínek. Její zrnitost závisí především na hydraulickém zatížení a na složení přitékající odpadní vody. Při jednostupňovém uspořádání se podle ČSN 75 6402 používá nejčastěji oblé říční kamenivo nebo tříděný štěrk frakce 4 až 8 mm, při kaskádovém uspořádání je vhodné u prvního stupně zvolit zrnitost frakce 8 až 16 mm a ve druhém stupni potom zrnitost 4 až 8 mm. I při jednostupňovém uspořádání je vhodné v nátokové zóně použít kamenivo frakce 8 až 16 mm, aby byla co nejvíce omezena možnost vzniku kolmatace.

Těleso kořenové čistírny musí být, stejně jako u zemního filtru, od okolního terénu vodotěsně odděleno. Nesmí docházet k průsakům odpadních vod do vod podzemních. V případě, že je koeficient hydraulické vodivosti podložní zeminy vyšší než 10<sup>-8</sup> m/s, je nutno dosáhnout dostatečné těsnosti vhodnými úpravami, např. plastovými fóliemi. Schéma kořenové čistírny je uvedeno na obr. 18.





Obr. 18. Schéma kořenové čistírny (online 8)

LEGENDA: 1. přítok odpadní vody, 2. česle a lapák písku a šterku, UASB reaktor (častěji bývá zařazena usazovací nádrž), 3. podpovrchově protékané kořenové pole a odtok vyčištěné odpadní vody do recipientu



Obr. 19. Nátoková zóna a část kořenového pole (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)

Předčištěná odpadní voda by měla být rozdělena rovnoměrně po celé šířce nátokové zóny, aby byl na maximální možnou míru omezen vznik kolmatace filtrační náplně. Velmi důležitá je pravidelná údržba a čištění rozvodného potrubí. Často je využíváno rozvedení pomocí drenážní trubky, do které je přiváděna odpadní voda ze šachtice na jedné straně kořenového pole. Tento způsob ale nemusí zaručit rovnoměrný průtok odpadní vody po celém profilu nátokové hrany a může docházet k lokálnímu přetížení a kolmataci části kořenového pole. Navíc je obtížné delší rozvodné potrubí čistit, a proto by mělo být na konci kořenového pole vyvedené nad povrch filtračního materiálu. Rozvodné potrubí musí mít dostatečně velké otvory pro výtok vody, otvory do velikosti 2 cm se mohou poměrně rychle ucpat.

Kořenové čistírny mohou přecházet až do hluboce anaerobních podmínek, možným řešením pro zvýšení přísunu kyslíku do filtrační náplně je zajištění jejího pulzního plnění a prázdnění (Kriška aj., 2011a). Tím může být zvýšena účinnost odstraňování amoniakálního dusíku v kořenových čistírnách. Optimální hloubka snížení hladiny při pulzním plnění a prázdnění je 0,4 m, což se projeví zvýšením koncentrace kyslíku o 3 až 5 mg/l.

Reálnou kořenovou čistírnu ilustruje *obr. 19*.

### 6.3 Návrhové parametry

Mezi návrhové parametry patří plocha kořenových polí, poměr stran kořenových polí, počet připojených EO, hydraulické a látkové zatížení, doba zdržení, střední velikost zrn filtrační náplně, její hydraulická vodivost atd.

Plocha kořenových polí by se měla pohybovat kolem 5 m<sup>2</sup>/EO, ve světě se většinou navrhuje plocha od 3 do 10 m<sup>2</sup>/EO. Terénním průzkumem bylo zjištěno, že skutečná hodnota je na mnoha navštívených kořenových čistírnách podstatně vyšší než původní návrhová hodnota 5 m<sup>2</sup>/EO, neboť se poměr skutečného a návrhového zatížení velice často pohybuje v rozmezí od 0,3 do 0,6 (Mlejnská aj., 2009).

Látkové zatížení (BSK<sub>5</sub>) se u horizontálně protékaných umělých mokřadů volí v rozmezí od 6 do 10 g/(m<sup>2</sup> · den).

## 7 Čisticí procesy v umělých mokřadech

### 7.1 Filtrace obecně

Pomalá písková filtrace nebo biologická písková filtrace je, jak uvádějí autoři Haig aj. (2011), jednou z nejstarších forem čištění vody. První pískový filtr byl navržen a postaven ve Skotsku již v roce 1804 Johnem Gibbem a používal se k výrobě pitné vody. Na začátku 20. století ale obliba pískové filtrace ve vodárenství rapidně poklesla a došlo k náhradě chemickou koagulací, která je prostorově menší a toleruje větší výkyvy v kvalitě surové vody. Po roce 1980 začíná být pomalá písková filtrace opět využívána k přípravě pitné vody v malých a středních sídlech, zejména pro svou jednoduchost, nízké chemické a energetické nároky a vysokou kvalitu čištění vody. Tato technologie je schopna z vody odstranit 95 až 99 % organického znečištění, včetně bakterií, virů, protozoa, červů a nerozpuštěných látek (Fulazzaky aj., 2009).

Dalším systémem čištění založeným na filtraci jsou infiltrační systémy, které jsou používány prakticky v celé Evropě a v Japonsku ke snížení průtoků a objemů srážkových vod a k minimalizaci přímého transportu znečištění do recipientů (Hatt aj., 2007). Znečištění je primárně odstraňováno mechanickou a fyzikálně-chemickou filtrací, ale také chemickými a biologickými procesy.

Pro čištění odpadních vod lze s úspěchem použít recirkulační pískovou filtraci, a to jako sekundárního stupně čištění mechanicky předčištěných odpadních vod z malých sídel. Autoři (Newton a Wilson, 2008) s úspěchem prováděli výzkum v zařízení, jehož základními komponenty byly recirkulační tank, pískový filtr, rozdělovací objekt a zařízení k finální dezinfekci odtékající odpadní vody. Mechanická filtrace odstranila větší částice, biofilm na filtrační náplni oxidoval organické látky a amoniakální dusík. Mikroorganismy byly v endogenní fázi růstu, proto se biomasa ve filtru akumulovala pomaleji. Autory vypočtená bilance hmoty a experimentální data byla v souladu s teoretickým přírůstkem biomasy a dobou zdržení. Při běžné hloubce filtru a dávkovací frekvenci odpadní vody bylo dostatečné množství kyslíku pro biologickou potřebu zajištěno přirozenou aerací systému.

## 7.2 Procesy v umělých mokřadech

V umělých mokřadech probíhají při čištění odpadních vod procesy fyzikální, fyzikálně-chemické, chemické a biologické (Šálek aj., 2011; Tanner aj., 1998). Štěrkové prostředí podporuje usazování nerozpuštěných látek a poskytuje vhodný a dostatečně velký povrch pro růst biofilmu a výměnu iontů. Kořeny mokřadních rostlin ve štěrku poskytují další povrch pro růst mikroorganismů a asimilují nutrienty rozpuštěné v odpadní vodě.

Mezi nejvýznamnější fyzikální procesy patří filtrace a sedimentace. Rychlost filtrace souvisí se zrnitostním složením filtračního materiálu, strukturou, texturou, efektivní pórovitostí, složením odpadních vod a zejména závisí na obsahu nerozpuštěných látek přítomných v přitékající odpadní vodě a jejich dalších vlastnostech. Podstatné množství suspendovaných látek se zachytí ve svrchních vrstvách filtru, jemné jílnaté a koloidní organické částice ale pronikají do hlubších vrstev.

Mezi nejvýznamnější fyzikálně-chemické procesy patří vazba řady látek na sorpční komplex filtračního materiálu (amoniak, vápník, hořčík, sodík, draslík aj.). Obzvláště důležitá je vazba fosforu na sloučeniny železa, manganu nebo hliníku.

Z chemických procesů jsou nejvýznamnější oxidačně-redukční pochody, které souvisejí s množstvím kyslíku přítomného ve filtračním prostředí. Vedle toho dochází i k rozkladu nebo syntéze nových sloučenin.

Mezi nejvýznamnější biologické procesy patří bakteriální a rostlinný metabolismus. Různorodá směs aerobních a anaerobních bakterií je zapojena do rozkladu organických látek a cyklu nutrientů v umělých mokřadech. Průběh jednotlivých procesů závisí především na množství biologicky rozložitelného materiálu přítomného v odpadní vodě a na množství kyslíku přítomného ve filtrační náplni. Fungovat mohou následující skupiny bakterií: desulfurikační (redukují oxidované formy síry na sirovodík), denitrifikační (redukují dusičnany na dusitany a až plynný dusík), proteolytické (utilizují bílkoviny), amonizační (rozkládají organické dusíkaté látky na amoniak), amylytické (štěpí škrob a nižší cukry na organické kyseliny), nitrifikační (oxidují amonné ionty na dusitany až dusičnany).

Při čištění odpadních vod v umělých mokřadech se tedy uplatňuje celá řada procesů. O odstraňování jednotlivých znečišťujících látek přítomných v přitékající odpadní vodě včetně znečištění mikrobiálního podrobněji pojednávají samostatné kapitoly.

## 8 Filtrační materiály umělých mokřadů

### 8.1 Vlastnosti

Filtrační náplň je jednou ze tří základních součástí umělého mokřadu a její výběr je pro jeho správnou funkci zásadní. Kromě poskytování fyzické podpory pro růst rostlin a povrchu pro růst mikroorganismů podporuje filtrační náplň sedimentaci a filtraci znečišťujících látek. Některé druhy náplní navíc přispívají ke zvýšené sorpci amoniakálního dusíku nebo fosforu. Patří k nim zejména sekundární produkty z uhelného průmyslu, struska apod. (Li aj., 2010b).

Mezi mechanické, fyzikální a chemické vlastnosti samotného filtračního materiálu patří zejména (Šálek a Tlapák, 2006; Šálek aj., 2008).

- zrnitost, struktura a textura zrn, odolnost a mrazuvzdornost materiálu,
- chemické složení (podíl železa, hliníku a manganu),
- obsah vyluhovatelných částic (minerálních i organických),
- měrná a objemová hmotnost, hydraulická vodivost, pórovitost,
- dostupnost materiálu (cena, transportní vzdálenost).

Filtrační materiály rozdělujeme (Kriška a Šálek, 2005) podle fyzikálních a chemických vlastností do následujících skupin:

- přírodní minerální filtrační materiál charakteru tříděného štěrkopísku a hrubého písku a drceného drobného lomového kameniva,
- tříděný minerální filtrační materiál s upravenými sorpčními vlastnostmi různého původu a složení,
- umělé materiály s přesně definovanými sorpčními vlastnostmi, přirozené a umělé organické materiály,
- umělé plastové materiály upraveného tvaru, vhodného složení a předem určených fyzikálních a chemických vlastností.

Vlastnosti filtračních materiálů, zejména hydraulická vodivost, se během provozu umělých mokřadů mění. Propustnost filtračního lože je ovlivňována zhutněním materiálu (údržba i přirozené sesedání), prorůstáním kořeny a ukládáním stařiny mokřadní vegetace, vyčerpáním sorpční kapacity filtrační náplně

a kolmatací volných pórů nerozpuštěnými látkami (Hyánková a Šálek, 2003). Ukládání stařiny mokřadní vegetace je podle našich praktických zkušeností závažným problémem. Po několika letech provozu může mocnost takto vytvořené vrstvy dosáhnout až 20 cm. Uložený materiál se postupně rozkládá a může významně přispět ke kolmataci filtrační náplně umělých mokřadů.

Stanovení hydraulických vlastností filtračního prostředí se provádí laboratorně na upravených vzorcích, složením a uspořádáním odpovídajících podmínkám při vlastní realizaci v terénních podmínkách. Lze je také provádět na nenařušených vzorcích odebraných z provozovaných zařízení při zjišťování změn hydraulické vodivosti při provozu. Orientační hodnoty hydraulických vodivostí běžných filtračních materiálů jsou uvedeny v *tabulce 6*.

Podle autorů Štecová a Kalúz (2005) nehrají při čištění odpadních vod rozhodující roli rostliny, jak se dříve myslelo, ale celkové složení filtračního lože,

**Tabulka 6.** Orientační hodnoty hydraulické vodivosti různých filtračních materiálů (Kriška a Šálek, 2005)

Druh materiálu	Propustnost	Hydraulická vodivost [m/s]
Kámen lomový	Velmi silně propustný	$> 10^{-1}$
Střední drčený štěrk (16–32 mm)	Silně propustný	$10^{-2}$ až $10^{-1}$
Drobný štěrk frakce (4–8 mm)	Středně silně propustný	$10^{-3}$ až $10^{-2}$
Hrubý říční písek	Propustný	$10^{-4}$ až $10^{-2}$
Střední říční písek	Mírně propustný	$10^{-4}$ až $10^{-3}$
Jemný říční písek	Málo propustný	$10^{-5}$ až $10^{-4}$
Zahliněný říční písek	Velmi málo propustný	až $10^{-4}$

**Tabulka 7.** Hydraulické charakteristiky vybraných filtračních materiálů (EPA/625/1-88/022, 1988; Vymazal, 1995)

Druh materiálu	Zrnitost [mm]	Pórovitost [-]	Hydraulická vodivost [ $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{den}$ ]	Hydraulická vodivost [m/s]
Písek	1	0,42	420	$4,86 \times 10^{-3}$
Písek	2	0,39	480	$5,56 \times 10^{-3}$
Štěrkopísek	8	0,35	500	$5,79 \times 10^{-3}$
Štěrk	15	0,34		$9,26 \times 10^{-3}$
Štěrk	25	0,34		$1,56 \times 10^{-2}$

kteře ovlivňuje existenci a hustotu společenstev mikroorganismů a současně jejich intenzivní kontakt s čištěnou odpadní vodou. Hydraulické charakteristiky běžně využívaných filtračních materiálů jsou uvedeny v *tabulce 7*.

Poddimenzované mechanické předčištění (nedostatečné odlehčení dešťových vod, malá kapacita usazovacích nádrží apod.) nebo přílišné zatížení vtokové části umělého mokřadu a nevhodně zvolená frakce kameniva v nátokové zóně mají za následek vznik a rozvoj kolmatace. Složení filtrační náplně může významně ovlivnit životnost, účinnost čištění, obnovení přirozené průtočnosti při částečné kolmataci vtokové části nebo při vzniku zkratových proudů. Pro oddálení kolmatace nátokové části je vhodné za rozdělovací zónu kořenových čistíren umístit zónu přechodovou, která zvýší akumulaci kalového prostoru v nejméně zatížené části kořenového pole (Kršňák, 2009).

Vzhledem k tomu, že i vlastní náplň filtrů může přispívat k rozvoji kolmatace, doporučuje se používat zrnité materiály, které jsou čisté, s nízkým obsahem vápence nebo rozložitelných minerálních látek.

## 8.2 Alternativní materiály

V současné době probíhá ve světě i u nás celá řada experimentů, při kterých jsou využívány zejména ty náplně, které jsou schopny adsorbovat dusík nebo fosfor. Patří mezi ně struska, zeolity nebo bauxit. Struska z metalurgické výroby železných kovů se jeví jako vhodná náplň, a to i proto, že je levnější než šterkové náplně a je schopná adsorbovat značný podíl fosforu z přítékající odpadní vody. Po vyčerpání sorpční kapacity může plnit roli pevného nosiče stejně jako šterková náplň. Nevýhodou je cyklus výměny struskové filtrační náplně, který se pohybuje v rozmezí 1 až 3 roky v závislosti na sorpční kapacitě a koncentraci fosforu v přítékající odpadní vodě. Pro přírodní zeolity je charakteristická schopnost odstraňovat rozpuštěný amoniakální dusík přítomný v odpadní vodě. Nejběžnější a nejčastěji používaný přírodní zeolit je klinoptilolit, který se vyznačuje velmi dobrou adsorpční schopností. Nevýhodou je ale malá sorpční kapacita, proto se musí poměrně často regenerovat. Díky vysokému obsahu oxidů hliníku a železa je možné použít i bauxit, který vykazuje vysokou účinnost při odstraňování fosforu. Jako filtrační náplň do umělých mokřadů je ale bauxit zatím využíván jen velmi zřídka, častěji se používá v přídavných filtrech instalovaných na odtocích z kořenových polí (Matoušová a Mlejnská, 2013). Zkušenosti s použitím dočišťovacího filtru umístěného za umělým mokřadem a naplněného zeolitem a zjištěné průměrné účinnosti odstraňování amoniakálního dusíku a fosforu popisují autoři Gikas a Tsihrintzis (2012). Pro amoniakální dusík byla zjištěna průměrná účinnost čištění od 50 % na začátku sledování

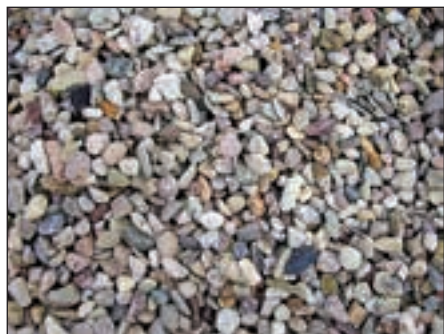
po 30 % na jeho konci, pro celkový fosfor potom od 90 % na začátku sledování po 60 % na jeho konci. Kolmatace nebyla během celé doby sledování tohoto umělého mokřadu pozorována (40 měsíců).

Autoři Suliman aj. (2006) porovnávali využitelnost dvou různých materiálů uzpůsobených k sorpci dusíku a fosforu, materiálu LWA (light weight aggregates) typu Filtralite-P™ (keramzit) a lasturového písku (SS), který je přírodní a je tvořen uhličitánem vápenatým a v menším množství uhličitánem hořečnatým. U tohoto materiálu byl však zaznamenán výrazný pokles pórovitosti. To bylo pravděpodobně způsobeno velice malou velikostí částic.

Autoři Li aj. (2010b) testovali celkem osm různých filtračních materiálů, kterými byly zeolit, antracit, jílová břidlice, vermikulit, keramická filtrační náplň, struska z výroby oceli, šterk a biokeramika. Společenstva mikroorganismů byla testována pomocí mastných kyselin, které jsou součástí buněčných membrán. Byla rozdělena do čtyř rozdílných funkčních skupin: makroeukaryota (polynenasycené mastné kyseliny), aerobní prokaryota (nasycené mastné kyseliny), gram-pozitivní a jiné anaerobní bakterie (rozvětvené mastné kyseliny v rozmezí  $C_{14}$  až  $C_{16}$ ), SRB a jiné anaerobní bakterie (cyklopropan a rozvětvené mastné kyseliny v rozmezí  $C_{17}$  až  $C_{19}$ ). Ve filtračním médiu byly nalezeny obsahy různých podílů těchto čtyř skupin mikrobů. Aerobní prokaryota byla dominantním druhem ve všech druzích filtračních materiálů, nejvíce v břidlici (45,7 %) a nejméně ve strusce (27,4 %), mikroeukaryota se vyskytovala v množství od 2,6 % v zeolitu po 4,5 % v keramickém filtračním médiu, gram-pozitivní a další anaerobní bakterie v množství od 6,0 % ve strusce po 13,2 % v antracitu, SRB a další anaerobní bakterie v množství od 2,3 % ve strusce po 6,9 % ve vermikulitu. Ve strusce byly tedy obsahy aerobních prokaryot, gram-pozitivních a SRB bakterií nejnižší ze všech testovaných filtračních náplní. Podobné mikrobiální oživení mají zeolit, biokeramika, břidlice a vermikulit.

Jak ilustruje předcházející text, je možné využít celou řadu více či méně vyzkoušených filtračních materiálů, které se používají přímo jako náplň filtračních kořenových polí nebo jako náplň dočišťovacích filtrů umístěných na odtoku z umělých mokřadů. Při jejich volbě velice záleží na složení vlastní odpadní vody, protože v některých případech může docházet a dochází k velice rychlému ucpávání zvolené náplně. Některé z používaných filtračních náplní ilustruje *obr. 20*.





*praný říční písek*



*drcené kamenivo*



*bauxit*



*keramzit*



*vysokopeční struska*



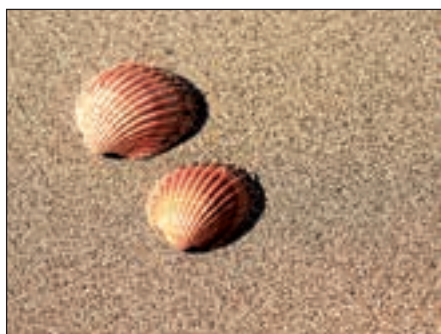
*vermikulit*



*zeolit*



*klinoptilolit*



*lasturový písek*



*biokeramika*



*antracit*



*jílová břidlice*

Obr. 20. Ukázky filtračních náplní umělých mokřadů

## 9 Kolmatace umělých mokřadů

### 9.1 Úvod

Kolmatace je všeobecným problémem porézních materiálů, kterými proudí ať srážková, průsaková nebo odpadní voda. U extenzivních technologií, především kořenových čistíren a zemních filtrů (horizontálně a vertikálně protékaných umělých mokřadů), které jsou využívány pro čištění odpadních vod z malých obcí, je kolmatace poměrně častým jevem. Jde o souhrn fyzikálních, chemických a biologických procesů, které vedou ke snižování porozity a propustnosti (hydraulické vodivosti) porézního materiálu, a tím ke snižování účinnosti čištění těchto systémů (Wanner a Mlejnská, 2010).

V podpovrchově protékaných umělých mokřadech pak dochází ke snížení množství dostupné filtrační náplně, zvýšení rychlosti proudění a snížení doby zdržení odpadní vody v systému, povrchovému a zkratovému proudění (Tanner a Sukias, 1995).

Proces kolmatace je velmi složitý a názory na jeho vznik nejsou zcela jednotné. Jak již bylo uvedeno výše, jde o souhrn fyzikálních, chemických a biologických procesů (Pedescoll aj., 2011a; Reddi aj., 2000; Schwarz aj., 2006; Siriwardene aj., 2007; Winter a Goetz, 2003), které vedou nejen ke snížení propustnosti filtračního lože, tzn. hydraulické vodivosti a porozity zrnitého materiálu (Pedescoll aj., 2009), ale také významně ovlivňují přenos kyslíku ze vzduchu do vody (Hua aj., 2010a; Kayser a Kunst, 2005; Li aj., 2011). Tyto skutečnosti mají za následek významný pokles schopnosti systému čistit odpadní vodu.

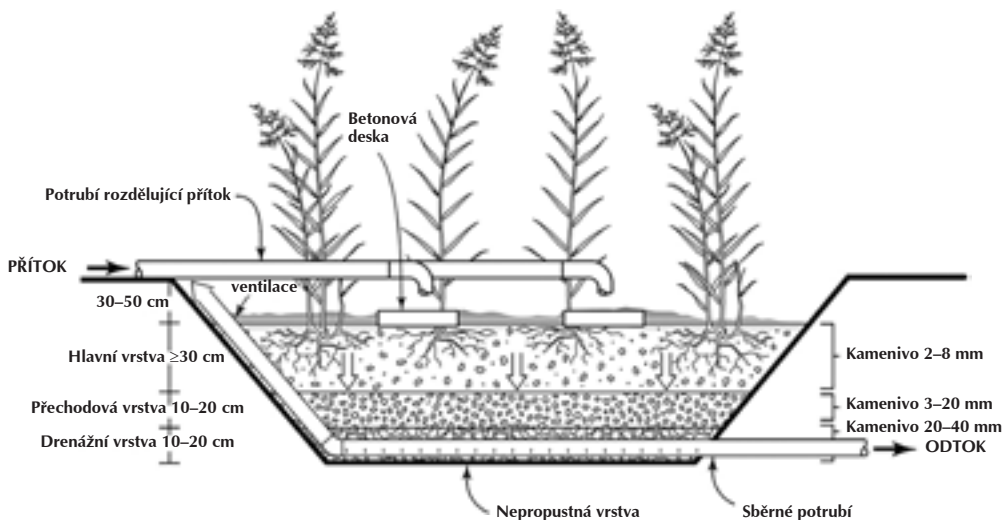
U umělých mokřadů jde hlavně o kolmataci porézního filtračního prostředí nerozpuštěnými látkami, především jemnými zemitými a organickými částicemi z povrchových smyvů a kalem vyplavovaným ze stokové sítě a mechanického stupně čištění, dalšími příčinami jsou nevhodně řešené dešťové oddělovače, nevhodně zvolený (většinou příliš jemný) materiál filtrační vrstvy nebo pronikání sekundárního znečištění z předřazené biologické nádrže zejména v letním období (Hyánková, 2007). Rozsah kolmatace závisí na množství látek (vyjádřeno ukazateli  $CHSK_{Cr}$ , nerozpuštěné látky) v přitékající odpadní vodě

(Winter a Goetz, 2003), hydraulickém zatížení umělého mokřadu (Schwarz aj., 2006), zrnitostním složení porézního filtračního prostředí, jeho struktuře a textuře, době provozu zařízení apod.

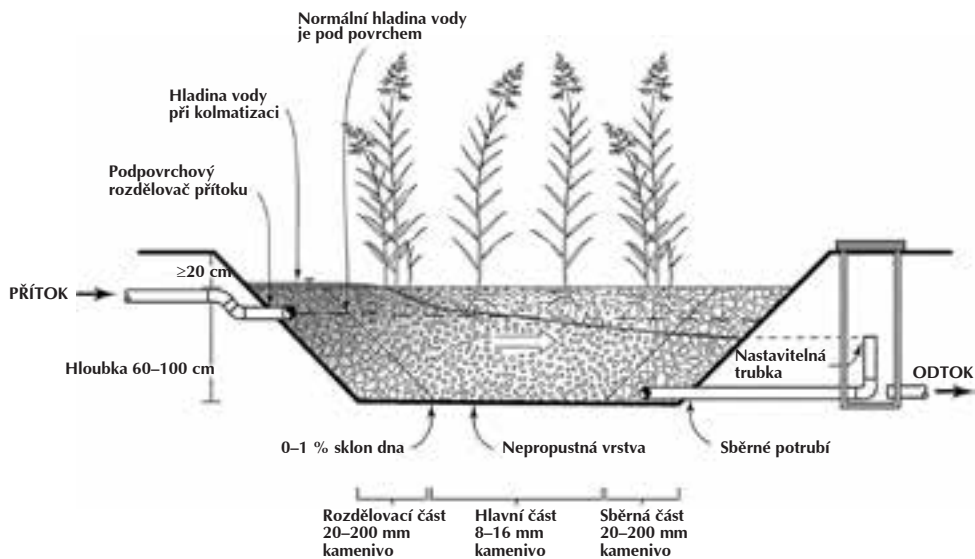
Ke kolmataci filtračního prostředí dochází buď nárazovým uvolněním těchto částic např. při přívalových deštích nebo významnějších srážkových událostech, dále potom hydraulickým přetěžováním umělých mokřadů (Rousseau aj., 2004), nebo pozvolným zakolmatováním, které způsobuje především nevhodná konstrukce usazovacích nádrží nebo jejich nesprávné provozování a údržba, např. nedostatečné průběžné vyvážení usazeného kalu (Turon aj., 2009). Příčinou může být i nevhodně zvolený materiál filtračního prostředí, který může ke kolmataci přispívat, nebo jeho nevhodná zrnitost. Autoři Hua aj. (2010a) uvádějí, že větší velikost částic náplně filtru může zabránit nebo zpozdit jeho ucpání. Stejně závěry uvádějí i autoři McIsaac a Rowe (2007) pro štěrky o střední velikosti zrn 38 mm v porovnání se štěrky o střední velikosti zrn 19 mm. Autoři Reddi aj. (2000) dospěli k závěru, že velikost částic unášených kapalným médiem není rozhodující, protože ke kolmataci dochází jak velkými, tak malými částicemi přítomnými v protékající odpadní vodě, důležitější jsou změny v koncentraci těchto částic. Koncentrace nerozpuštěných látek na odtoku jsou nižší než jejich koncentrace na přítoku – je to způsobeno zachycováním částic ve filtrační náplni. Autoři zjistili, že se odtoková koncentrace nerozpuštěných látek v průběhu všech experimentů neustále zvyšovala, přítokové koncentrace však nebylo ve většině experimentů dosaženo.

Kolmataci je možné omezit především volbou vhodného a dostatečně dimenzovaného mechanického předčištění, zejména pak usazovací nádrže. Další možností je vybudování oddílné kanalizace, která zamezí vyplavování minerálních částic z kanalizace při velkých deštích (Rousseau aj., 2004).

Jak již bylo zmíněno v předcházejícím textu, kolmatace je doprovázena nejen zhoršením účinnosti čištění, ale také hydraulickými poruchami, jako je zaplavování povrchu filtračních polí odpadní vodou, tzn. preferenčním tokem odpadní vody po mokřadu, nebo vznikem zkratového proudění nevyčištěné odpadní vody filtrační náplní (Pedescoll aj., 2009; Knowles aj., 2011). Zaplavování povrchu mokřadu má za následek zvyšování zápachu v okolí umělého mokřadu, dále možnost kontaktu osob s odpadní vodou a v neposlední řadě také možnost zvýšeného výskytu komárů (Turon aj., 2009). Zkratové proudění nepříznivě ovlivňuje účinnost čištění, protože významně snižuje dobu zdržení odpadní vody v systému. Kolmataci filtrační náplně vertikálně protékaného umělého mokřadu ilustruje *obr. 21*. Vrstva sedimentu (kolmatačního koláče) je patrná téměř po celém povrchu filtrační náplně.



Obr. 21. Ukázka zanesení vertikálně protékaného umělého mokřadu se šterkovým substrátem (Knowles aj., 2011)



Obr. 22. Ukázka zanesení horizontálně protékaného umělého mokřadu se šterkovým substrátem (Knowles aj., 2011)

Kolmataci filtrační náplně horizontálně podpovrchově protékaného umělého mokřadu znázorňuje *obr. 22*. Vrstva sedimentu (kolmatačního koláče) je patrná v nátokové části filtrační náplně. Naše zkušenosti ale ukazují, že s postupem času se mocnost této vrstvy může rozšiřovat jak do výšky, tak do dálky.

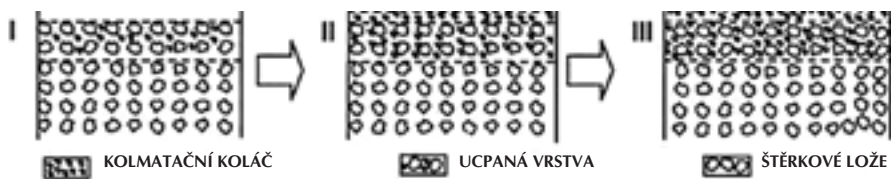
Pokročilá kolmatace vyžaduje sanaci filtrační náplně, a tak limituje životnost celého systému, proto je cílem zabránit nebo alespoň co nejvíce omezit intenzivní kolmataci a předčasné ucpání filtračního lože umělých mokřadů. K hlavním opatřením, která významně omezují rozsah a průběh kolmatace, patří rekonstrukce dešťových oddělovačů, minimalizace erozních smyvů, funkční a dostatečně často vyklízené lapáky písku a usazovací nádrže, rovnoměrné rozdělení mechanicky předčištěné odpadní vody po celé šíři filtračního pole, navrhování postupného přechodu zrnitostního složení filtrační náplně a pravidelné časné jarní odstraňování zbytků vegetačního pokryvu (Malá aj., 2004).

## 9.2 Vznik kolmatace a její fáze

Ke kolmataci dochází v důsledku akumulace různých materiálů spojených s čištěním (externí zdroje) a ostatních provozních faktorů (vedlejší a interní zdroje). Množství a složení kolmatačního materiálu závisí na externích i interních zdrojích, obvykle se skládá z vysoce hydratovaných gelů a kalů (často více než 70 % vody) s anorganickými a organickými pevnými látkami. Mezi nevodné složky kolmatačního materiálu patří organické pevné látky z externích zdrojů – odpadní voda, nebo interních zdrojů – růstu biomasy, kořenů rostlin, dále potom detrit z biofilmu a rostlin a pevné látky zanesené během výstavby umělého mokřadu. Ke kolmataci mohou přispívat i anorganické pevné látky z externích zdrojů – odpadní voda, chemické srážení, nebo interních zdrojů – pevné látky z chemické eroze šterku a pevné látky zanesené během výstavby umělého mokřadu. Tento materiál se může kumulovat na povrchu filtrační náplně nebo pod ním (v závislosti na konstrukčním uspořádání). Brání tak pronikání přítékající odpadní vody do umělého mokřadu a snižuje podpovrchovou hydraulickou vodivost. Často bylo pozorováno, že k ovlivnění účinnosti čištění došlo částicemi, které měly v průměru přibližně 1 až 2  $\mu\text{m}$ . Tyto částice jsou příliš malé na to, aby byly odstraněny při inerciálních a jiných fyzikálních efektech, ale příliš velké na to, aby byly ovlivněny elektrostatickými a Brownovými silami. Velké množství částic v přítékající odpadní vodě spadá do tohoto velikostního rozmezí (Knowles aj., 2011).

Proces kolmatace lze rozdělit do tří fází (viz obr. 23):

- iniciační perioda, která je charakterizována infiltračními konstantami pohybujícími se v blízkosti výchozí úrovně ( fáze pronikání znečišťujících látek),
- fáze podstatného a trvalého poklesu ( fáze formování kolmatačního koláče),
- fáze přerušovaného a pak stálého zaplavení povrchu ( fáze formování, hutnění až po úplné zanesení).



Obr. 23. Grafické znázornění procesu vzniku kolmatace (Hua aj., 2010a)

LEGENDA: I. fáze pronikání znečišťujících látek, II. fáze formování kolmatačního koláče, III. fáze formování a zhutnění až po úplné zanesení

### 9.3 Detekce kolmatace a její rozsah

Autoři Winter a Goetz (2003) rozdělili provozní podmínky do tří různých kategorií, závisejících na sledovaném rozsahu zaplavení nebo vzniku louží na povrchu umělého mokřadu. Kolmatace je definována jako stav, kdy je více než 80 % povrchu permanentně zaplaveno mezi dvěma zatíženími odpadní vodou. Částečná kolmatace je definována jako stav, kdy je mezi 30 a 80 % povrchu zaplaveno mezi dvěma zatíženími odpadní vodou. Stav bez kolmatace je definován žádným nebo méně než 30% zaplavením povrchu mezi dvěma zatíženími odpadní vodou. Zaplavení povrchu filtrační náplně vodou ilustruje obr. 24.

Detekce kolmatace je obvykle založena na:

- ověření homogenního rozdělení odpadní vody,
- měření rychlosti infiltrace odpadní vody,
- detekci zaplavování povrchu filtrační náplně.

Všechna tato měření jsou poměrně nepřesná a navíc detekují jev až v pokročilém stadiu ucpání filtrační náplně.



Obr. 24. Ukázky zaplavení povrchu náplně filtračních polí v důsledku kolmatace (foto archiv VUV TGM, v.v.i.)

#### 9.4 Hlavní ovlivňující parametry

Parametry ovlivňující proces kolmatace filtrační náplně jsou (Langergraber aj., 2003):

- Zatížení nerozpuštěnými látkami – hlavní ovlivňující parametr. K dispozici je jen málo informací, jaké je maximální akceptovatelné zatížení, dostupné jsou hodnoty většinou jen pro jeden specifický substrát.
- Substrát hlavní vrstvy – distribuce velikosti štěrku má vliv na distribuci velikosti pórů, hydraulickou aktivitu objemu pórů, tudíž na samotný proces kolmatace.
- Látkové zatížení – nepřímě vede k produkci kalu, který se může akumulovat v umělém mokřadu, pokud je překročena rychlost autolýzy. Literární data týkající se přijatelného látkového zatížení se ale pohybují v poměrně širokém rozmezí.
- Dávkovací strategie – k dosažení vyváženého rozdělení na povrchu substrátu a k zajištění konvektivního transportu kyslíku do hlavní filtrační vrstvy je vhodné vertikálně protékané umělé mokřady plnit přerušovaně.

#### 9.5 Hydraulická vodivost a další výpočty

K odhadu hydraulické vodivosti (koeficientu filtrace; součinitele propustnosti)  $K_s$  [m/hod] je možno využít Darcyho zákon (3), který definuje rychlost průtoku kapalin nebo plynů (filtrační rychlost)  $v_f$  porézním materiálem, kde  $Q$  je průtok kapaliny nebo plynu [m<sup>3</sup>/hod],  $A$  je průtočná plocha [m<sup>2</sup>],  $I$  je hydraulický gradient [-] (Sanford aj., 1995).

$$v_f = K_s \cdot I = \frac{Q}{A} \quad (3)$$



Darcyho zákon platí pro laminární proudění, vyjadřuje lineární závislost rychlosti proudění na rozdílu tlaků proudícího média a vzdálenosti sledovaných bodů. Četné experimenty ukazují, že tato lineární závislost platí pro velký rozsah hodnot hydraulického gradientu a pro většinu obvyklých hornin a zemin. Odchytky od platnosti Darcyho zákona jsou zjišťovány při malých gradientech hydraulické výšky ve velmi jemnozrnných materiálech a také u hrubozrnných materiálů, pokud gradient hydraulické výšky překročí jistou mezní hodnotu.

Počáteční objem pórů  $V_p$  [m<sup>3</sup>] se vypočte podle rovnice (4), kde  $h$  je porozita [-],  $h$  je hloubka vrstvy [m],  $A$  je plocha [m<sup>2</sup>]. Množství nerozpuštěných látek  $M_s$  [g/den], které je denně dodáno s odpadní vodou, se vypočítá podle rovnice (5), kde  $C_s$  je koncentrace nerozpuštěných látek v přítékající odpadní vodě [g/m<sup>3</sup>],  $Q$  je denní průtok odpadní vody [m<sup>3</sup>/den]. Suchá hmota nerozpuštěných látek zaujme objem  $V_s$  [m<sup>3</sup>/den], který se vypočte podle rovnice (6), kde  $\rho_s$  je hustota pevné látky [g/m<sup>3</sup>],  $w$  je obsah vody [%].

$$V_p = \varepsilon \cdot h \cdot A \quad (4)$$

$$M_s = C_s \cdot Q \quad (5)$$

$$V_s = \frac{M_s}{\rho_s \cdot (1-w/100)} \quad (6)$$

Za předpokladu, že nedochází k transportu nerozpuštěných látek z lože, se čas potřebný k zaplnění (kolmataci) pórů v půdě  $t_c$  [den] vypočítá podle rovnice (7), kde  $w_c$  je obsah vody v půdní hmotě v zakolmatovaných pórech [-].

$$t_c = \frac{V_p}{V_s} = \frac{\varepsilon \cdot h \cdot \rho_s \cdot A \cdot (1-w_c)}{C_s \cdot Q} \quad (7)$$

Jak ukazuje *tabulka 8*, je hodnota 86,4 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup> · den) uvedená v pokynu pro navrhování (EC/EWPCA, 1990) nejkonzervativnější v porovnání s odpovídajícími pokyny publikovanými v různých manuálech a regulačních dokumentech celého světa.

Hydraulická vodivost materiálů závisí na množství hydraulicky využitelného objemu pórů filtrační náplně. Snižování objemu pórů a infiltrační rychlosti ovlivňují následující mechanismy (Blazejewski a Murat-Blazejewska, 1997; Hua aj., 2010b; Langergraber aj., 2003; Platzer a Mauch, 1997; Suliman aj., 2006; Winter a Goetz, 2003):

- Akumulace suspendovaných organických a anorganických látek na povrchu filtrační náplně a v pórech vertikálně protékajících umělých mokřadů

s postupným rozvojem kolmatačního koláče. To vede k vnější i vnitřní blokaci pórů, tedy k omezení povrchové filtrace i filtračního objemu. Rychlost ucpání závisí na účinnosti mechanického předčištění a na vlastní filtrační náplni. Infiltrované organické látky mohou být částečně rozloženy mikroorganismy přítomnými ve filtrační náplni.

- Produkce a exkrece biomasy způsobená konstantními dodávkami nutrientů v odpadní vodě. Biofilm vytváří elastickou plástvovou strukturu v důsledku gelovatění extracelulárních polymerních látek produkovaných bakteriemi, díky tomu je odolný vůči vnějším smykovým silám. Tyto struktury snižují volný prostor porézního materiálu. S postupujícím časem se povrchová plocha a komplexní struktura biofilmu snižuje a stává se hladší. Pokud má být zabráněno biologické kolmataci, musí být růst mikroorganismů a rozklad biomasy v rovnovážném stavu.
- Chemické srážení a ukládání v pórech, zejména blokování pórů způsobené anorganickým gelem vzniklým reakcí vápníku obsaženého ve vápenci s křemíkem obsaženým v odpadní vodě, dále peptizace půdních koloidů a zanesení pórů těmito agregáty, srážení a ukládání uhličitanu vápenatého při nízkých hodnotách pH. Dalšími ukládanými sraženinami mohou být hydroxidy železa a hliníku a oxidy hořčíku.
- Dalšími faktory je růst oddenků a kořenů rostlin, tvorba a akumulace huminových látek, tvorba plynu a zhutnění kolmatační vrstvy, ale podle celé řady autorů hrají tyto faktory minimální roli.

Stupeň biologické aktivity (množství mikrobiální biomasy) je možné odhadnout přes koncentraci DNA a RNA, ale kvantitativní získávání obou těchto kyselin z přírodních vzorků je velmi složité. Výpočet poměru tRNA/DNA a rRNA/DNA vede k hlubšímu pochopení metabolické aktivity mikrobiálního osazenstva. Autoři Schwarz aj. (2006) našli nejvyšší koncentraci nukleových kyselin ve vrchní vrstvě biologicky ucpaného zemního filtru, koncentrace se

**Tabulka 8.** Přehled rovnovážných hydraulických vodivostí v přítokové zóně v závislosti na použitém šterkovém médiu podle různých návrhových směrnic (Knowles aj., 2010)

Zdroj	Zrnitost použité náplně [mm]	Předpokládaná hydraulická vodivost [m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> · den)]
EC/EWPCA (1990)	5–10	86
TVA (1993)	3–6	2 600
ÖNORM B 12505 (1997)	4–8	518
IWA (2000)	3–16	1 000

exponenciálně snižovala s hloubkou. V nekolmatovaném zemním filtru byla vyšší koncentrace nukleových kyselin nalezena ve výšce 10 až 40 cm. To implikuje, že je proces kolmatace zemního filtru značně závislý na mikrobiálním růstu, a je tedy reverzibilní.

## 9.6 Vliv hydraulického a látkového zatížení

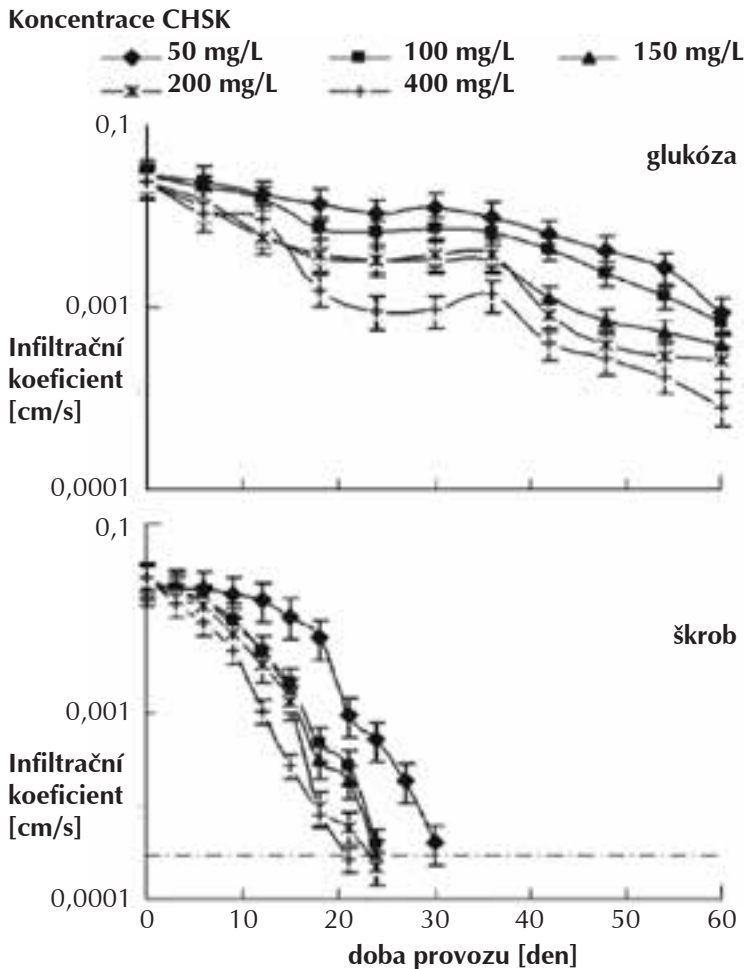
Modifikace v návrhu umělého mokřadu mohou pomoci rozložit látkové zatížení na větší plochu. Literární data týkající se látkového zatížení jsou vzácně ve shodě. Autoři Platzer a Mauch (1997) uvádějí jako prevenci kolmatace v klimatických podmínkách střední Evropy maximální zatížení (vyjádřeno ukazatelem  $CHSK_{Cr}$ )  $25 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{den})$ . Systémy mohou být zatěžovány i více, pokud jsou provozovány s využitím cyklů (přerušovaný provoz). Autoři Winter a Goetz (2003) uvádějí, že zatížení  $CHSK_{Cr}$  a nerozpuštěnými látkami by v klimatických podmínkách střední Evropy nemělo překročit  $20 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{den})$ , resp.  $5 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{den})$ . Autoři Hua aj. (2010b) uvádějí, že pro vertikálně protékané umělé mokřady by koncentrace nerozpuštěných látek neměla překročit hodnotu  $100 \text{ mg}/\text{l}$  a maximální zatížení hodnotu  $5 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{den})$ , resp.  $20 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{den})$ , bráno podle  $CHSK_{Cr}$ . Autorky Tuszyńska a Obarska-Pempkowiak (2009) uvádějí, že maximální látkové zatížení (vyjádřeno ukazatelem  $CHSK_{Cr}$ ), které ještě nezpůsobí kolmataci v klimatických podmínkách střední Evropy, je  $25 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{den})$ .

Tendence ke kolmataci koreluje s celkovou koncentrací nerozpuštěných látek v přítékající odpadní vodě. Nezakolmatované umělé mokřady jsou charakterizovány nízkým látkovým zatížením a nízkými vstupními koncentracemi nerozpuštěných látek, částečně kolmatované nízkým látkovým zatížením a vyššími vstupními koncentracemi nerozpuštěných látek, kolmatované potom vysokým látkovým zatížením a vysokou koncentrací nerozpuštěných látek (viz *tabulku 9*).

**Tabulka 9.** Medián zatížení nerozpuštěnými látkami v závislosti na provozních podmínkách (Winter a Goetz, 2003)

Velikost částic Zatížení	Nekolmatované	Částečně kolmatované	Zakolmatované
	[g/(m <sup>2</sup> · den)]	[g/(m <sup>2</sup> · den)]	[g/(m <sup>2</sup> · den)]
0,45–10 μm	1,5	1,6	4,3
10–50 μm	0,3	0,2	0,4
> 50 μm	0,3	0,7	1,4
celkem	2,1	2,5	6,1

Autoři Langergraber aj. (2003), kteří sledovali pět vertikálně protékaných modelových umělých mokřadů s plochou 1 m<sup>2</sup>, zjistili, že provoz bez ucpání je možný pro hydraulické zatížení menší než 0,1 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup> · den). Kolmatace byla pozorována pouze při vyšším zatížení. Při využití substrátu frakce 0,06/4 mm byla kolmatace pozorována po dvou měsících provozu s hydraulickým zatížením 0,15 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup> · den), zatímco pro substrát frakce 1/4 mm byla pozorována po jednom měsíci provozu s hydraulickým zatížením 0,25 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup> · den).



Obr. 25. Infiltrační rychlost v závislosti na čase v systémech krmených glukózou a škrobem (Zhao aj., 2009)

Autoři Tanner aj. (1998) dlouhodobě sledovali osázený umělý mokřad (délka 9,5 m, šířka 2 m, hloubka štěrkového lože 0,4 m, průměr částic 10 až 30 mm) čistící odpadní vody z mlékárny. Analýza rozptylu ukázala významné rozdíly v akumulaci organických látek mezi různě zatíženými mokřady a v závislosti na vzdálenosti od přítoku a hloubce substrátu. Na horním konci nejvíce zatěžovaného umělého mokřadu bylo po pěti letech provozu zaznamenáno celkové množství organických látek až 24 kg/m<sup>2</sup>, koncentrace významně klesala s hloubkou, v dolní polovině bylo zaznamenáno 5 až 12 kg/m<sup>2</sup> organických látek.

Autoři Zhao aj. (2009) studovali vliv rostoucí koncentrace organických látek (od 50 do 400 mg/l) na snižování infiltračního koeficientu v průběhu času. S rostoucí koncentrací glukózy klesá infiltrační koeficient mnohem pomaleji než v systému krmeném škrobem. Po 30 dnech se rychlost infiltrace pro všechny systémy krmené škrobem s různými koncentracemi organických látek snížila na kritickou infiltrační rychlost  $1,61 \cdot 10^{-3}$  cm/s a bylo pozorováno zaplavení povrchu filtrační náplně, zatímco žádná z infiltračních rychlostí v systému krmeném glukózou nedosáhla kritické hodnoty ani po 60 dnech provozu. Rozdíl je také v pronikání organických látek do filtrační náplně, zatímco u glukózy bylo snížení efektivní porozity horní a střední vrstvy významné a spodní vrstvy nepatrné, u škrobu efektivní porozita klesla rychle pouze v horní vrstvě a ve střední a spodní vrstvě se v čase v podstatě nesnižovala. Z těchto závěrů je patrné, že záleží nejen na koncentraci, ale také na druhu organických látek, které způsobují kolmataci.

Autoři Le Coustumer aj. (2012) testovali zařízení (průměr 375 mm, délka 900 mm), které mělo drenážní vrstvu, tranzitní vrstvu, filtrační vrstvu z písčité hlíny ( $d_{50} = 0,25$  mm) s hloubkou 300, 500 nebo 700 mm a vegetační kryt, použito bylo pět různých druhů mokřadní vegetace. Testována byla konfigurace jen s písčitou hlínou, konfigurace s přidavkem 10 % vermikulitu a 10 % perlitu a konfigurace s 10 % mulčovací kůry a 10 % houbového kompostu. Přídavek těchto médií byl zvolen kvůli zlepšení porozity filtračního materiálu a zvýšení účinnosti odstraňování polutantů. Byly sledovány dvě koncentrační úrovně polutantů, standardní a vysoká. Hydraulická vodivost se z počáteční hodnoty 186 mm/h postupně snižovala až na hodnotu 51 mm/h po 72 týdnech provozu (27 % počátečního objemu). Ke snížení došlo u všech konfigurací kromě té s druhem *Malaleuca ericifolia*, kde došlo nejprve ke zhoršení ze 155 na 100 mm/h po 40 týdnech, následně došlo ke zlepšení až na 295 mm/h po 60 týdnech provozu a pak opět k poklesu na 240 mm/h na konci testování. Hydraulická vodivost výrazně klesala pro všechny tři typy filtrační náplně. Po 60 týdnech

provozu měl systém s písčitou hlínou statisticky nižší hydraulickou vodivost (51 mm/h) než systémy s kompostem (174 mm/h) a vermikulitem s perlitem (196 mm/h). Z těchto závěrů je patrné, že vhodná volba mokřadní vegetace a filtrační náplně může významně prodloužit životnost umělého mokřadu.

### 9.7 Množství a složení kolmatačního materiálu

Složení kolmatačního materiálu závisí na charakteru přitékající odpadní vody. Autoři Pedescoll aj. (2009) zjistili, že minerální látky tvořily více než 75 % z celkového množství nerozpuštěných látek akumulovaných v náplni filtru.

Autoři Chazarenc a Merlin (2005) při svých experimentech ve dvoustupňových vertikálně protékaných umělých mokřadech zjistili, že využití štěrku s větší velikostí částic téměř nikdy nevede k úplnému ucpání prvního vertikálního stupně čištění. Jak ukazuje *tabulka 10*, nejvíce se kolmatační materiál hromadí ve vrchní 20cm vrstvě. *Tabulka 11* pak výstižně ilustruje složení umělých mokřadů v závislosti na hloubce.

**Tabulka 10.** Nahromaděné látky (v %) v závislosti na hloubce (Chazarenc a Merlin, 2005)

Hloubka	Mokřad A	Mokřad B	Mokřad C
0–20 cm	58,0	43,7	40,0
20–40 cm	23,0	28,7	32,3
40–60 cm	19,1	27,5	27,7

**Tabulka 11.** Příklady složení mokřadů (v %) podle hloubky (Chazarenc a Merlin, 2005)

Hloubka	Mokřad A	Mokřad B	Mokřad C
0–20 cm			
Štěrka	85	61	33
Voda	11	31	44
Organické látky	1	4	8
Anorganické látky	3	4	15
40–60 cm			
Štěrka	90	81	81
Voda	6	12	12
Organické látky	1	1	1
Anorganické látky	3	6	6

Vzhledem k tomu, že kolmatace probíhá ve vrchních 10 až 20 cm filtrační náplně, sledovali autoři Hua aj. (2010a) tři pokusné systémy (průměr 15 cm, délka 40 cm), naplněné štěrkem o zrnitosti 3 mm, 10 mm a 20 mm, osázené druhem *Oenanthe stolonifera*. Dávkována byla odpadní voda s koncentrací nerozpuštěných látek 600 mg/l při hydraulickém zatížení 0,5 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup> · den). Jako zdroj nerozpuštěných látek byl využit sediment z jezera, d<sub>50</sub> byl 18 μm. Nerozpuštěné látky pronikaly společně s vodou hlouběji do mokřadu v situacích, kdy do modelu přitékaly jejich vysoké koncentrace. Při delší době provozu bylo pozorováno stání vody na povrchu u všech tří systémů, které ukazuje na kolmataci. Infiltrační konstanta se na počátku infiltrace neměnila významně, rapidní zhoršení bylo pozorováno po 50 až 60, resp. 80, resp. 120 dnech provozu. Experiment potvrdil, že kolmatace probíhá ve vrchních vrstvách filtrační náplně a na jejím povrchu.

Autoři Pedescoll aj. (2011a) pro pokusné horizontálně podpovrchově protékané umělé mokřady pracující v různých režimech zjistili, že k výraznému nárůstu množství akumulované podzemní biomasy rostlin došlo především ve spodní části mokřadu, v horní cca 15 cm vrstvě v podstatě nedošlo ke změně. Autoři dále zjistili, že více nerozpuštěných látek bylo nahromaděno ve spodní části mokřadu. Tento závěr je zcela opačný než závěr autorů Chazarenc a Merlin (2005).

Autoři Caselles-Osorio aj. (2007) ve své studii zjistili, že ve všech sledovaných systémech bylo mnohem větší množství nahromadění nerozpuštěných látek intersticiálních (vmezeřených – 99 %) než látek zadržovaných ve štěrku (1 %). Nejvíce nerozpuštěných látek bylo akumulováno nedaleko přítoku, ale v některých případech byla distribuce nerovnoměrná. Tyto významné prostorové variace v akumulaci nerozpuštěných látek v přítokové zóně závisí na nehomogenním rozložení přitékající odpadní vody. Procentuálně bylo pozorováno v přítokových frakcích CHSK<sub>Cr</sub> 60 až 80 % usaditelných a makrokoloidních částic (nad 0,2 μm), 2 až 11 % koloidních částic a 12 až 34 % rozpuštěných částic (pod 0,2 μm).

Z těchto závěrů plyne, že umělé mokřady je nutné co nejlépe chránit před nerozpuštěnými látkami. V různých studiích je popsán různý vliv rostlin na kolmataci filtračního materiálu. Podle našich zkušeností je důležité z povrchu osázeného umělého mokřadu důkladně odstraňovat stařinu mokřadní vegetace, protože pokud k tomu nedochází, může tato stařina významnou měrou přispět k zakolmatování filtrační náplně. Pokud je kolmatace pokročilá, mohou být v přítokové zóně nerozpuštěné látky přítomny v prakticky celém výškovém profilu.

### 9.8 Vliv provozních podmínek na kolmataci

Kromě volby vhodné filtrační náplně a hydraulického a látkového zatížení může průběh kolmatace významně ovlivnit i dávkovací strategie. Autoři Zhao aj. (2009) sledovali sto umělých mokřadů v Americe. Zjistili, že rychlost infiltrace umělého mokřadu lze vrátit na téměř původní úroveň, pokud jsou přijata vhodná provozní nastavení, tzn. plnění a klidové periody kořenových polí. Akumulované organické látky jsou pak efektivněji rozkládány mikroorganismy.

### 9.9 Vliv teploty na kolmataci

Teplota je jedním z důležitých faktorů při kolmataci. Vyšší teploty souvisí s vyšší biologickou aktivitou a vyššími růstovými rychlostmi, to vede k rychlejšímu odbourávání organických látek akumulovaných v pórech, ale na druhou stranu jsou póry zaplňovány vyšším přírůstkem biomasy.

### 9.10 Kolmatace infiltračních a dalších systémů

Kolmatace se projevuje nejen u kořenových čistíren a zemních filtrů, ale také v infiltračních systémech srážkových vod, které jsou běžně užívány v oblastech bez konvenčních městských drenážních systémů a jsou uznávány jako účelná technika ke snížení vlivu urbanizace na povrchové vody. Tyto infiltrační systémy jsou zpravidla konstruovány jako jednoduché výkopy naplněné specifickým filtračním materiálem, někdy zabaleným v geotextilií. Probíhá zde zadržení dešťové vody a její následná infiltrace do podloží. Infiltrační systémy nejsou příliš efektivní, pokud mají malou propustnost nebo vysokou hladinu spodní vody, proto ani zde není rozvoj kolmatace žádoucí. V infiltračních systémech dochází ke kolmataci primárně ukládáním sedimentů. Výkon dešťových infiltračních systémů je vysoce závislý na vytvoření kolmatační vrstvy na rozhraní filtr/půda (Siriwardene aj., 2007). Pokud je systém provozován s konstantní hladinou vody, tvoří se zátka sedimentu kolem vodní hladiny. Pokud jsou systémy provozovány s minimální konstantní hladinou vody nad základnou, prodlužuje se tím jejich životnost. Při vývoji kolmatační vrstvy hrají nejdůležitější roli částice sedimentu o průměru menším než 6  $\mu\text{m}$ , protože oproti větším částicím s vyšší pravděpodobností dosáhnou rozhraní filtr/půda.

Kolmatace se vyskytuje také u zařízení využívaných k čištění průsakových vod ze skládek. Autoři McIsaac a Rowe (2007) testovali šterkové náplně velikosti 38 mm a 19 mm, výšky hladiny vody 100 mm a 300 mm, různý počet stupňů, nasycené a nenasycené prostředí, různé látkové zatížení apod. Ze získaných výsledků vyplynulo, že velikost částic i stupeň nasycení mají podstatný vliv na vznik kolmatace, a to platí nejen pro dešťové a skládkové vody, ale všeobecně.



### 9.11 Měření kolmatace a hydraulické vodivosti

Vzhledem k tomu, že je kolmatace nejvýznamnějším provozním problémem umělých mokřadů, je třeba mít k jejímu pochopení také vhodné metody jejího měření. Níže jsou popsány zkušenosti některých autorů s měřením jak v laboratorním měřítku, tak v reálných podmínkách.

Pokud je v umělém mokřadu detekována kolmatace, mohou být využity různé techniky k jejímu odstranění. Vzhledem k tomu, že jsou tyto techniky, a speciálně výměna filtračního média, velmi nákladné, je důležité dobře posoudit míru kolmatace. Kvantifikace nahromaděných pevných látek v umělých mokřadech odpovídá míře jejich ucpání, protože nerozpuštěné látky ucpávají prostor volných pórů filtračního média. Nicméně tento indikátor znečištění vyžaduje důkladné vzorkování vzhledem k vysoké heterogenitě systémů (Pedescoll aj., 2011a).

Autoři Langergraber aj. (2003) dospěli sledováním pěti vertikálně protékajících modelových umělých mokřadů s plochou 1 m<sup>2</sup> (paralelní provoz po dobu 18 měsíců, různé hydraulické a látkové zatížení) k závěru, že pouhé měření obsahu vody vykazuje dobré výsledky pro včasnou detekci kolmatace, před zakolmatováním může být pozorován lineární nárůst minimálního obsahu vody.

Autoři Nivala aj. (2012) uvádějí tři cesty k měření rozsahu a dopadu kolmatace v porézním materiálu:

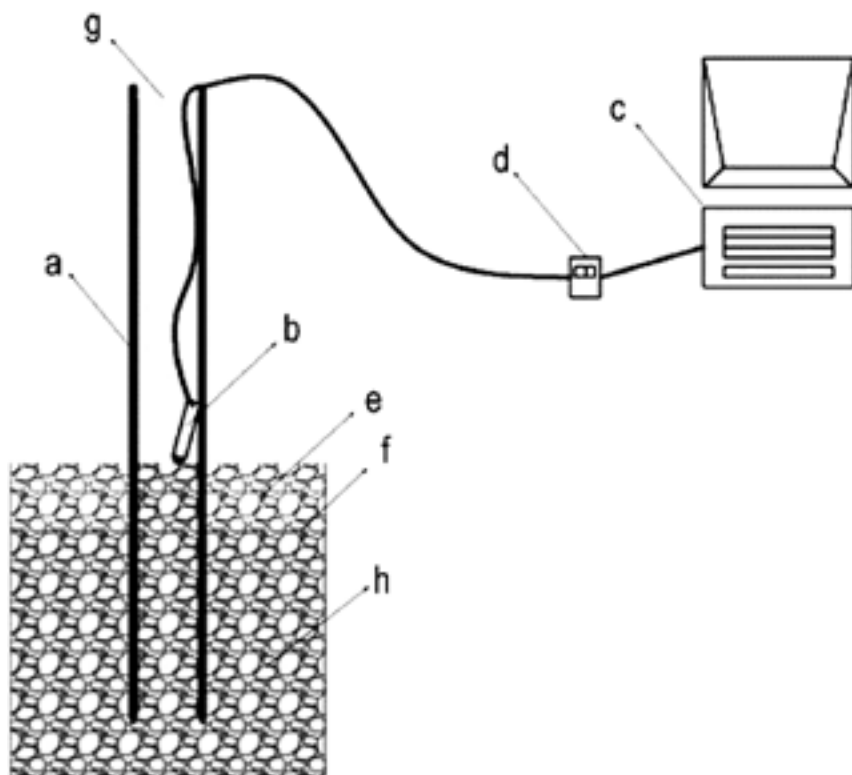
- in-situ měření hydraulické vodivosti indikuje závažnost ucpání,
- tracerové testování vede k pochopení efektu kolmatačního materiálu na tok porézním materiálem,
- fyzikálně-chemická charakterizace kolmatačního materiálu vede k objasnění míry a povahy kolmatace.

Každý z těchto přístupů dává informaci, kterou druhé dva dát nemohou, proto je k hodnocení vhodné použít jejich kombinaci.

V podstatě stejné metody měření, tedy analýzu pevných látek akumulovaných ve filtračním materiálu, měření hydrodynamiky systému pomocí tracerových testů a měření hydraulické vodivosti uvádějí i autoři Pedescoll aj. (2011b). Tato měření jsou velmi složitá, proto je řada technik používaných k měření hydraulické vodivosti umělých mokřadů založena na in-situ postupech. Rušivé vlivy při těchto metodách jsou malé v porovnání s těmi, které jsou způsobeny během vzorkování, skladování a transportu šterkového jádra umělého mokřadu k testování do laboratoře.

Autoři Pedescoll aj. (2009) měřili nasycenou hydraulickou vodivost ve dvou různých hloubkách v několika podélných profilech dvou spíše ucpaných

umělých mokřadů falling-head metodou (FHM). Testování FHM je jednoduchá technika (schéma viz obr. 26), která nevyžaduje žádná nákladná zařízení. Používá se v běžné praxi ve stavebnictví a při geotechnických studiích. Silné změny v propustnosti, které lze sledovat v blízkosti nátokové zóny, jsou způsobené nerovnoměrným rozdělením odpadních vod v podélném profilu. Velké rozdíly lze nalézt také v umělém mokřadu, ty jsou způsobeny preferenčními toky odpadní vody (zkratovým prouděním). Rozměry a proporce mokřadů jsou důležité pro určení počtu vzorkovacích míst a hloubek, ve kterých bude měřena hydraulická vodivost.



Obr. 26. Experimentální nastavení pro in-situ stanovení hydraulické vodivosti falling-head permeametrem (Nivala aj., 2012)

LEGENDA: a – měřící cela permeametru, b – tlaková sonda, c – počítač, d – datalogger, e – nenasycený štěrk, f – volná vodní hladina, g – hladina vody v čase, h – nasycený štěrk

FHM spočívá v měření času, za který sloupec vody v trubici klesne do určité výšky. Trubice je vložena do zrnité náplně zatloukáním až po dosažení hladiny vody v náplni. Trubice je poté shora plněna vodou v pulzech. Jako výsledek odtékání vody z trubice je dosaženo negativní exponenciální křivky hladiny vody uvnitř trubice. Sklon, který se vztahuje k hydraulické vodivosti, se vypočte podle Lefrancovy rovnice (8), kde  $K_s$  je hydraulická vodivost studovaného materiálu [m/s],  $d$  je průměr trubice [m],  $L$  je ponor trubice [m],  $h_1$  je výška vody uvnitř trubice v čase nula [m],  $h_2$  je výška vody v trubici v čase  $t$  [m] a  $t$  je čas [s].

$$K_s = \frac{d^2 \ln \left( \frac{2L}{d} \right)}{8Lt} \ln \frac{h_1}{h_2} \quad (8)$$

Pokud je známa vertikální vzdálenost mezi piezometrickými trubicemi, průřez cely permeamtru a hydraulické tlakové rozdíly, potom platí vztah (9), kde  $Q$  je průtok [m<sup>3</sup>/s],  $L$  je vertikální rozdíl mezi piezometrickými trubicemi [m],  $A$  je průřez cely permeamtru [m<sup>2</sup>] a  $\Delta H$  je tlaková ztráta mezi piezometrickými trubicemi [m].

$$K_s = \frac{QL}{A \Delta H} \quad (9)$$

Musí být splněny dvě podmínky, aby se dal aplikovat Darcyho zákon: 1. saturační index musí být přes 85 %, 2. proudění během testu musí být laminární.

FHM se jeví jako praktická metoda pro posouzení stupně kolmatace. Při výskytu kolmatace dochází k dramatickému poklesu propustnosti filtrační náplně. Nejvyšší hodnoty hydraulické vodivosti bývají zaznamenávány mezi střední zónou filtru a bodem, který leží ve 4/5 jeho délky. Vztah mezi množstvím nerozpuštěných látek a hydraulickou vodivostí není lineární, protože místa s nejnižším obsahem nerozpuštěných látek nemusí být nutně místy s nejvyšší propustností.

Autoři Knowles aj. (2010) úspěšně použili doplňkové in-situ měření hydraulické vodivosti a stopování Rhodaminem k modelování hydraulických podmínek v ucpaném šterkovém loži umělého mokřadu využívaného jako terciální stupeň čištění. In-situ metoda odhalila, že hydraulická vodivost na vstupu je v řádu 1 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup> · den) v porovnání s o 2–3 řády vyšší hydraulickou vodivostí jinde v mokřadu. Schopnost měřit vertikální rozdíly v hydraulické vodivosti podpovrchových vrstev ukázala, že největší odpor odpovídá povrchu kalu a rhizosférickým oblastem. Technikou vícebodového barvení se potvrdilo podpovrchové proudění vertikálními zkratovými proudy pod rhizosférou po cestě nejmenšího odporu. V podstatě existují dvě zcela samostatné průsakové ces-

ty, primární pozemní cesta, která tvoří téměř 80 % z celkového toku polem, a sekundární podpovrchová cesta, která je výrazně pomalejší v porovnání s povrchovou. To v podstatě znamená, že použitím různých metod měření lze zjistit celou řadu důležitých parametrů. Hydraulická vodivost systému obecně stoupá od vtoku k odtoku a od povrchu k podloží (základně) umělého mokřadu.

Další možnou cestou je modelování kolmatace. Současné modely se liší mírou komplexnosti, se kterou kolmatáci řeší. Zatím neexistuje jednotný způsob modelování. Autoři Nivala aj. (2012) uvádějí dva druhy modelů: 1. modely založené výhradně na látkovém zatížení nerozpuštěnými látkami, 2. modely, které zohledňují i jiné faktory, jako je růst biofilmu a chemické srážení. Tyto modely jsou ale daleko od realizování na praktické úrovni.

### 9.12 Metody odstranění kolmatace

Pokud dostatečně nefungují preventivní opatření, která zahrnují využití septiku nebo usazovací nádrže, správné provozování mechanického předčištění, nastavení co nejvhodnějších vstupních a zatěžovacích parametrů umělého mokřadu a vhodných změn v hydraulickém zatížení (přerušovaný provoz, promývání, obrácený směr toku odpadní vody apod.) a dojde k částečné nebo úplné kolmataci filtrační náplně, je třeba přikročit k nápravným opatřením (Nivala aj., 2012; Hua aj., 2010b). V současné době existuje několik metod revitalizace ucpaných filtračních náplní.

V minulosti se nejčastěji používala výměna části nebo celé filtrační náplně. Výměna filtrační náplně spočívá v odstranění kolmatované části nebo celé náplně filtru a jejím nahrazení novým praným kamenivem nebo jinou vhodnou náplní stejných nebo upravených frakcí. V případě výměny části filtrační náplně je třeba před realizací vyhodnotit rozsah kolmatace a určit část filtrační náplně nutné k výměně. Předpokládá se maximální rozsah významnější kolmatace do 1/2 kořenového filtru, tzn. do vzdálenosti cca 6 m od vtoku odpadní vody do horizontálně protékaného umělého mokřadu, ale podle našich zkušeností může být kolmatace mnohem rozsáhlejší.

Další možností je regenerace stávající filtrační náplně. V podstatě existují tři možné způsoby regenerace filtračních náplní kořenových čistíren a zemních filtrů:

- odstraňování kalu ze zakolmatovaného filtračního prostředí proplachováním, bakteriálním rozkladem apod.,
- vytěžení zakolmatovaného filtračního materiálu, jeho ponechání v tenké vrstvě přes zimní období na zpevněné vrstvě odvodněné přes lapák písku a vyplavení kalových částic deštěm a následně vodou,

- vytěžení zakolmatovaného filtračního materiálu a jeho následná regenerace ve speciálních pračkách.

Všechny tyto metody jsou vysoce účinné, ale zejména varianty (2) a (3) jsou spojeny se značnými finančními náklady. Autor Kršňák (2009) uvádí, že varianta vyprání šterkové náplně je oproti úplné výměně nebo metodě vymrznutí finančně nejdostupnější. Ale je třeba brát v úvahu fakt, že dochází k vyřazení umělého mokřadu z provozu mnohdy i na několik měsíců, což sebou přináší i problémy s nakládáním s přítékající odpadní vodou po dobu regenerace filtrační náplně.

Vzhledem ke skutečnosti, že je výměna nebo regenerace filtrační náplně značně nákladná, je nutné hledat jednodušší a levnější metody odstranění kolmatace. Autoři Li aj. (2011) poukazují na možnost využití žížal (*Eisenia foetida*, *Pheretima guillelmi*). Ty mohou pomoci nejen uvolnit substrát, ale také odstranit nahromaděné organické látky. Výzkum ukázal, že použití druhu *Eisenia foetida* je vhodnější, protože množství nahromaděných nerozpuštěných organických látek kleslo o 90 %, z toho bylo 40 % přeměněno na rozpuštěné organické látky a 50 % na rozpuštěné anorganické látky. Tato metoda je však spíše alternativní než prakticky využitelná v masovém měřítku.

Jako další alternativní metoda regenerace filtračního lože se v poslední době zkouší in-situ aplikace různých druhů přípravků, které by účinně odstranily nakumulované nerozpuštěné látky a uvolnily filtrační lože bez nutnosti jeho mechanického čištění. Autoři Nivala a Rousseau (2009) popisují dvě případové studie regenerace filtračního lože kořenových čistíren za použití 35% roztoku peroxidu vodíku, který je schopen oxidovat jinak biologicky neodbouratelné části biofilmu, které mohou tvořit více než 60 až 75 % váhy biomasy ve filtrační náplni. Výsledky výzkumu ukazují, že se regenerace filtrační náplně peroxidem vodíku zdá být nadějnou cestou k odstranění kolmatace v podpovrchově protékaných umělých mokřadech.

Autoři Hua aj. (2010b) se experimentálně zabývali možnostmi odstranění usazených nerozpuštěných látek z filtračního lože kořenové čistírny za pomoci dávkování čtyř různých roztoků, a to konkrétně roztoku hydroxidu sodného (NaOH), chlornanu sodného (NaClO), kyseliny chlorovodíkové (HCl) a speciálně připraveného detergentu. Efektivní porozita i infiltrační rychlost se nejrychleji a nejvíce zlepšovala při použití roztoku chlornanu sodného. Při použití vodovodní vody (srovnávací roztok) se efektivní porozita téměř neměnila a rychlost infiltrace jen velmi nepatrně stoupala. Proteiny a polysacharidy byly rozpuštěny hlavně roztokem hydroxidu a chlornanu sodného a anaerobně vy-

tvořený plyn uložený v pórech byl uvolněn roztokem kyseliny chlorovodíkové.

Obě tyto studie sice prokázaly dobrou účinnost in-situ regenerace zakolmatovaného filtračního lože aplikací výše uvedených přípravků, na druhé straně došlo jejich vlivem k dočasnému poškození biofilmu a také kořenů mokřadní vegetace. Autoři uvádějí, že po aplikaci těchto přípravků následovalo období cca jednoho měsíce regenerace biofilmu filtračního lože.

Další možností je využití bakteriálně-enzymatických přípravků, které významnou měrou snižují rozsah kolmatace filtračních náplní, a tím přispívají ke zprůchodnění a zvýšení účinnosti čištění umělých mokřadů. Tato metoda byla ověřena i v rámci výzkumu na kořenové čistírně Bezděkov pod Třemšínem. Po opakované aplikaci bakteriálně-enzymatického přípravku (vegetační sezona 2013 a 2014) se účinnost čištění v dotčeném kořenovém poli zvýšila pro  $CHSK_{Cr}$  z 74 na 84 %, pro  $BSK_5$  z 83 na 92 %, pro nerozpuštěné látky z 91 na 94 %, pro amoniakální dusík z 6 na 17 % a pro celkový dusík z 19 na 24 %. Tyto výsledky ukazují, že aplikace vhodně zvoleného preparátu může významně přispět ke zvýšení propustnosti kolmatované náplně umělého mokřadu a ke zvýšení účinnosti čištění.

## 10 Životnost umělých mokřadů

Původní předpověď životnosti umělých mokřadů byla padesát až sto let. Tento odhad byl pro Velkou Británii postupně snížen na patnáct let, deset let a nakonec jen na osm let (Nivala aj., 2012). Použití rovnic umožňuje výpočet teoretické doby zanesení větších pórů, vypočtený teoretický čas ucpaní je však vždy vyšší než skutečně pozorovaný čas zanesení. To je způsobeno silnou nelinearitou mezi zbývajícím objemem pórů a hydraulickou vodivostí, která způsobuje rychlý pokles propustnosti, a tím infiltrační rychlosti (Langergraber aj., 2003). Aktuální prognózy snížily životnost kořenových čistíren pod deset let na základě případů umělých mokřadů ve Španělsku, které byly v pokročilém stavu zanesení již po čtyřech nebo dokonce jen po dvou letech provozu (Varga aj., 2013). Autoři Zhao aj. (2009), kteří sledovali 100 umělých mokřadů v Americe, objevili u téměř poloviny z nich již po pěti letech provozu známky kolmatace. Z těchto poznatků plyne, že je kolmatace nejzávažnějším provozním problémem umělých mokřadů.

Při našem sledování umělých mokřadů byla v mnoha případech zjištěna více či méně pokročilá kolmatace kořenových polí. V mnoha případech je tato skutečnost způsobena nedostatečnou péčí o mechanické předčištění, zejména málo častým vyvážením kalového prostoru usazovacích nádrží. Dostatečná péče o mechanické předčištění může značně prodloužit životnost umělého mokřadu. Nutnost vyvezení kalového prostoru sedimentační nádrže se velmi dobře pozná podle ukazatele nerozpuštěné látky stanoveného v odpadní vodě přitékající do kořenových polí.

V rámci výzkumu byla životnost kořenových filtrů sledována u dvou čistíren. Kořenová čistírna v Hostětíně je sledována od roku 2013, kořenová čistírna v Dražovicích je sledována od uvedení do provozu na konci roku 1999.

Vegetace kořenových filtrů v Dražovicích (tři filtry, každý o ploše cca 1 300 m<sup>2</sup>) nebyla kosena a sklížena od začátku provozu až do podzimu 2012. *Obrázky 27 a 28* dokumentují výšku usazeného materiálu v cm (kal uniklý z usazo-

vací nádrže a materiál vzniklý rozkladem biomasy vegetace za 12 let provozu), a to pro první a třetí kořenový filtr. Na vodorovné ose je zachycena vzdálenost v podélném směru od přítoku, na svislé ose vzdálenost v podélném směru od nátokového potrubí (obojí v metrech).

L/W [m]	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40
2	0	8	16	14	27	20	18	16	13	14	12	15	16	17	12	28	23	27	30	24	20
6	12	10	20	11	16	15	20	8	11	6	11	12	12	11	12	16	22	17	18	20	20
12	5	4	4	8	14	8	4	5	8	5	4	6	8	5	8	10	12	14	14	14	8
18	4	6	10	8	8	4	2	4	6	8	8	6	4	4	8	4	6	12	12	10	10
22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Obr. 27. Výška usazeného materiálu na povrchu filtrační náplně prvního kořenového filtru ČOV Dražovice (průzkum podzim 2012)

L/W [m]	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40	42	44	46
0	25	20	45	45	35	20	25	32	30	27	25	20	18	14	14	14	14	16	18	12	12	16	14	17
2	40	35	40	35	20	30	20	20	20	15	15	15	10	10	10	10	10	8	10	8	12	12	5	12
4	20	20	22	20	25	15	20	10	10	10	20	15	10	5	8	2	2	5	5	8	10	10	2	5
6	10	20	28	26	22	15	16	10	12	10	12	16	4	4	7	2	2	2	4	4	2	2	2	2
8	10	10	16	20	18	12	10	6	10	8	8	8	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
10	8	12	12	14	14	8	6	4	4	4	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	8	10	12	14	10	8	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	4	8	8	10	6	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	4	4	8	6	6	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	2	4	4	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Obr. 28. Výška usazeného materiálu na povrchu filtrační náplně třetího kořenového filtru ČOV Dražovice (průzkum podzim 2012)

Z průzkumu filtrů vyplynulo, že se kolmatace projevila do cca 1/3 délky, místy až k 1/2 délky kořenových filtrů, ale odtokové koncentrace sledovaných ukazatelů znečištění (NL, BSK<sub>5</sub>, CHSK<sub>Cr</sub>, mikrobiální znečištění) zůstaly po celou dobu sledování prakticky stejné.

Hodnoty 2 až 4 cm odpovídají pouze materiálu z rozkladu biomasy, který měl charakter kompostu bez přítomnosti kalu.

V Hostětíně nebyla podobná měření prováděna, protože na povrchu filtrů nebyly podobné usazeniny přítomny. Zamokření povrchu v důsledku kolmatace se omezovalo pouze na nátokové zóny z hrubého šterku (makadam, 32–46 mm), a to v období před jejich čištěním. Vegetace kořenových filtrů





Obr. 29. Kolmatace nátokové zóny kořenové čistírny Hostětín po 13 letech provozu (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)

v Hostětíně je každoročně kosena a sklízena mimo filtry. Na *obrázcích 29, 30 a 31* je dokumentován stav zamokření a pohled na filtrační materiál nátokových zón při jejich čištění.

U kořenové čistírny Hostětín byly po 16 letech provozu zjištěny následující hodnoty pórovitosti hlavní čisticí části kořenových filtrů tvořených náplní prahného říčního kameniva frakce 4–16 mm: 23 až 45 % horní vrstvy 0 až 20 cm u prvního filtru, 19 až 46 % horní vrstvy 0 až 20 cm u druhého filtru, 37 až 47 % vrstvy 20 až 40 cm prvního filtru a 25 až 41 % u vrstvy 20 až 40 cm druhého filtru. Jedná se tedy stále o dostatečně propustné filtrační prostředí, lokálně snížená pórovitost odpovídá kolmataci materiálem z rozkladu biomasy.

Z průzkumů vyplynulo, že i s přihlédnutím na dlouhodobou nižší funkčnost usazovací nádrže spojenou s úniky kalu do kořenových filtrů jsou po více než 15 letech provozu při běžných průtocích oba kořenové filtry schopné zasáknout přitékající předčištěnou odpadní vodu a zajistit její čištění v podstatě se stejnou účinností čištění. Vyskytují se však místní zamokření povrchu, zejména v prostoru nátokové zóny. Není ale nutná kompletní výměna filtrační náplně, jak bylo v devadesátých letech předpovídáno, kdy byla předpokládána životnost kořenových filtrů 15 až 20 let.



Obr. 30. Kolmatace nátokové zóny kořenové čistírny Hostětín v roce 2012 (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)



Obr. 31. Pohled na odkrytou nátokovou zónu prvního filtru kořenové čistírny Hostětín před výměnou filtračního materiálu (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)



Obr. 32. Rozsah kolmatace kořenového filtru Olší nad Oslavou po deseti letech provozu (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)

Obdobná situace byla i u kořenové čistírny v obci Olší nad Oslavou, kde i přes provoz velkoobjemového tříkomorového septiku pro mechanické předčištění přitékajících odpadních vod, který dnes již nepatří mezi doporučené technologie, bylo nutné přistoupit po přibližně deseti letech provozu pouze k výměně nátokových zón kořenových polí. Zaplavení nátokové zóny ilustruje *obr. 32*.

## 11 Mokřadní vegetace

### 11.1 Obecný přehled

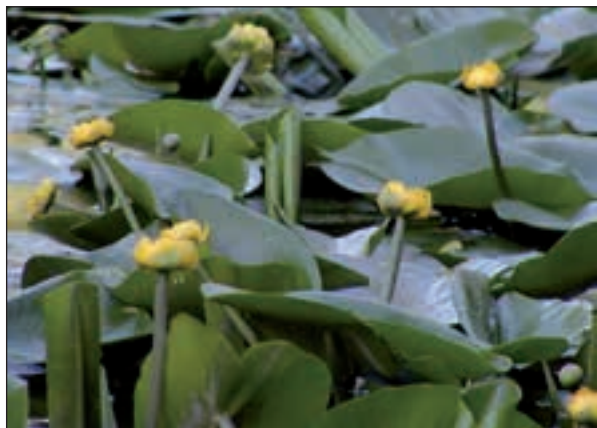
Přítomnost makrofyt ve filtračním poli není rozhodující pro výrazné zvýšení účinnosti čištění přitékajících odpadních vod, ale rostliny plní celou řadu jiných významných funkcí. Patří mezi ně ochrana a stabilizace povrchu filtrační náplně (substrátu), tvorba vhodného prostředí pro mikroorganismy přítomné v substrátu, přenos kyslíku do bezprostředního okolí kořenů (vznik anoxické až oxické zóny v jejich blízkosti), zvýšení estetického dojmu a umožnění lepšího začlenění umělého mokřadu do krajiny, snížení odtoku čištěných odpadních vod zejména v letních měsících v důsledku evapotranspirace (až po možnost návrhu bezodtokých systémů), odčerpávání živin z odpaní vody, tepelná izolace filtrační náplně v zimním období a chladnějších oblastech apod. Rozkládající se organická hmota z rostlin slouží jako zdroj organického uhlíku potřebného k denitrifikaci.

Podle vnější stavby rostlinného těla (morfologie) lze mokřadní vegetaci rozdělit do čtyř základních skupin (Otava, 2004):

- emerní (vynořené) rostliny – rostou v půdách zaplavených nebo saturovaných vodou, asimilační a reprodukční orgány (stonek, listy, květy) vyčnívají nad vodní hladinu; patří mezi ně rákos obecný (*Phragmites australis*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*), orobinec širokolistý (*Typha latifolia*), kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*), puškvorec obecný (*Acorus calamus*), ostřice zobánkatá (*Carex rostrata*) a další;
- submerzní (ponořené) rostliny – celým tělem zůstávají pod vodou, nad hladinu vysunují jen krátkodobě reprodukční orgány; patří mezi ně stolístek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*) nebo růžkatec ponořený (*Ceratophyllum demersum*);
- rostliny s plovoucími listy – zakořeňují v sedimentech a mají buď plovoucí, nebo částečně vzdušné listy; patří mezi ně leknín bílý (*Nymphaea alba*) nebo stulík žlutý (*Nuphar lutea*);

- volně plovoucí rostliny – nezakořeňují v substrátu, ale volně plovou ve vodě, většinou se vyskytují v místech s klidnou vodní hladinou; patří mezi ně okřehek menší (*Lemna minor*), závitka mnohokořenná (*Spirodela polyrrhiza*), tokozelka nadmutá (*Eichhornia crassipes*) a další.

Vybranou mokřadní vegetaci ilustruje obr. 33. Mezi rostliny, které jsou v horizontálně podpovrchově protékaných umělých mokřadech v ČR nejvíce využívány, patří zejména rákos obecný a chrastice rákosovitá, méně potom zblochan vodní nebo orobince. V malých domovních mokřadech jsou potom



*Stulík žlutý*



*Orobinec širokolistý*



*Kosatec žlutý*



*Leknín bílý*



*Stolístek klasnatý*



*Zblochan vodní*



*Ostřice zobánkatá*



*Růžkatec ponořený*



*Okřehek menší*



*Puškvorec obecný*



*Rákos obecný*



*Závitka mnohokořenná*



*Tokozelka nadmutá*



*Chrastice rákosovitá*



*Skřipinec jezerní*



*Šmel okoličnatý*

Obr. 33. Ukázky mokřadní vegetace (online 9)



využívány především druhy okrasné, jako jsou kosatec žlutý, puškvorec obecný, skřípílec jezerní (*Schoenoplectus lacustris*) nebo šmel okoličnatý (*Butomus umbellatus*).

## 11.2 Vliv mokřadní vegetace na proces čištění v umělých mokřadech

Názory na vliv rostlin využívaných v umělých mokřadech se značně liší. Všechny mokřadní rostliny (makrofyta) přijímají a akumulují celou škálu makro- a mikroelementů, včetně nutrientů, těžkých kovů apod. Také vynikají mezi všemi rostlinami ve schopnosti vázat minerální živiny do organické hmoty. Autor Húska (2003) uvádí, že jsou prvky přednostně distribuovány do podzemních orgánů rostlin, s výjimkou vápníku, který je přednostně dodáván do listů. Míra akumulace je závislá na koncentraci prvků v odpadní vodě. Při trojnásobném zvýšení koncentrací fosforu, draslíku a zinku bylo pozorováno, že rostliny rákosu obecného akumulovaly i více dusíku a přednostně ho ukládaly v nadzemních orgánech. Autor dále uvádí, že na míru akumulace mělo vliv i umístění rostlin vůči přítoku odpadní vody. Hodnoty obsahu dusíku a fosforu v sušině biomasy byly zjištěny v rozmezí 20 až 50 g/m<sup>2</sup> za rok, v závislosti na dostupnosti živin. Na obsah živin v biomase má velký vliv také načasování a frekvence sklizně a velikost zátěže čistírny (Květ, 2003; Vymazal a Kröpfelová, 2010; Vymazal aj., 2010a; Vymazal aj., 2010b). K největší akumulaci živin v nadzemních orgánech dochází počátkem léta. Naopak ve stařině v zimě je obsah živin nízký. Ale sklizeň ve vegetačním období snáší jen chrostice rákosovitá. Rákos sečený ve vegetačním období regeneruje velmi špatně. Z poznatků vyplývá, že racionální odhad odstranění živin biomasou z přitékající odpadní vody je 5–10 %, maximálně 20–25 % (Květ, 2003).

Mezi další významné funkce vegetace kořenových filtrů patří stabilizace a tepelná izolace filtrační náplně v zimním období. Stařina napomáhá k udržení vyšší teploty v kořenovém poli – např. při teplotách pod 10 °C dochází ke snížení a při teplotách pod 5 °C dokonce k zastavení nitrifikace. Dále vegetace přispívá k tvorbě struktur sloužících jako nosiče mikrobiální populace podílející se na čistících procesech. U pole osázeného rákosem byla zjištěna hustota populací na kořenech rostlin o 1 až 2 řády vyšší než na povrchu minerálních částic (Květ, 2003). Organické zbytky slouží také jako zdroj organického uhlíku pro potřeby čistících procesů. Difuze kyslíku do filtrační náplně byla detekována v oblasti jemných kořenů a kořenových špiček. Zjištěné množství kyslíku dodaného do filtrační náplně makrofyty se pohybuje v hodnotách 5–12 g/(m<sup>2</sup> · den).

Prakticky jsou ale aerobní podmínky přítomny pouze v okolí kořenů a oddenků, jinak převládají ve filtrační náplni anaerobní podmínky, a to zejména v nátokové části polí (Květ, 2003).

Podle autorů Štecová a Kalúz (2005) přebírají rostliny pouze druhotnou roli, protože zvyšují hydraulickou vodivost náplně umělého mokřadu sekundárními póry, zvyšují účinnost čištění díky společenstvům bakterií, které žijí na jejich kořenech a oddencích, inkorporují část přitékajícího znečištění a přenášejí část vzdušného kyslíku přes parenchym. Autoři Liu aj. (2012) uvádějí, že mokřadní rostliny jsou jednou z hlavních složek využívaných při čištění odpadních vod v umělých mokřadech. Rostliny jako takové stabilizují substrát kořenového pole, zpomalují proces kolmatace, zvyšují hydraulickou vodivost, poskytují plochu pro růst bakterií, čerpají nutrienty z odpadní vody a zvyšují koncentraci rozpuštěného kyslíku ve vodě. Tito autoři podrobně sledovali druhy *Phragmites australis* (rákos obecný), *Typha orientalis* (orobinec) a v Čechách nerozšířený druh *Sparganium stoloniferum* v modelových vertikálně nahoru a dolů protékaných umělých mokřadech (průměr 0,5 m, výška 1,3 m). Největší maximální délku kořenů vykazoval druh *P. australis*, a to  $51,54 \pm 7,29$  cm, naopak nejmenší délku kořenů vykazoval druh *S. stoloniferum*, a to  $36,21 \pm 3,05$  cm. Největší objem kořenů potom druh *T. orientalis*, a to  $351,70 \pm 29,82$  cm<sup>3</sup>, a nejmenší druh *S. stoloniferum*, a to  $207,17 \pm 21,74$  cm<sup>3</sup>. Největší nadzemní výšky dosáhl druh *P. australis* (2,08 m) v polovině září. Celková biomasa u druhu *P. australis* byla od 0,33 kg/m<sup>2</sup> na začátku růstu, přes 3,81 kg/m<sup>2</sup> po 5 měsících růstu, až po 11,5 m<sup>2</sup> na konci experimentu, u druhu *S. stoloniferum* od 0,69 kg/m<sup>2</sup> přes 2,86 kg/m<sup>2</sup> až po 4,10 kg/m<sup>2</sup> a u druhu *T. latifolia* od 0,71 kg/m<sup>2</sup> přes 4,22 kg/m<sup>2</sup> až po 5,90 kg/m<sup>2</sup>. Experimentem bylo dále zjištěno, že nejvíce dusíku se v rostlinách akumulovalo v tomto pořadí: list > kořen > stonek během růstu a kořen > list > stonek na konci experimentu. Všechny tři druhy shodně akumulovaly dusík a fosfor hlavně v kořenech. Účinnost čištění pro CHSK<sub>C<sub>r</sub></sub>, celkový a amoniakální dusík a celkový fosfor byla v osázených jednotkách výrazně vyšší než v neosázené kontrole, ale nebyly nalezeny výrazné rozdíly mezi jednotlivými druhy. Účinnost odstraňování dusíku pozitivně korelovala s maximální délkou kořenů, objemem kořenů, celkovou biomasou, biomasou výhonků a kořenů. Účinnost odstraňování amoniakálního dusíku pozitivně korelovala s objemem kořenů, celkovou biomasou, biomasou kořenů a výhonků. Z těchto experimentálních dat plyne, že rostliny měly prokazatelně pozitivní vliv na účinnost čištění.

Autoři Zhao aj. (2012) ve své studii zkoumali vliv vývojových fází růstu rostlin na strukturu mikrobiálních společenstev v rhizosféře a jejich funkci během různých podmínek v umělém mokřadu. Jisté změny byly v osázených mokřadech identifikovány pro strukturu společenstev i jejich funkci, z čehož vyplývá,

že jsou stabilnější než neosázené mokřady. S rostoucí rozmanitostí rhizosferního mikrobiálního společenstva roste i odolnost a stabilita ekosystému.

Jak již bylo uvedeno výše, mají podle některých autorů rostliny pozitivní vliv na zvýšení propustnosti filtračního média umělých mokřadů. Autoři Blazejewski a Murat-Blazejewska (1997) a Tanner aj. (1998) naopak uvádějí, že oddenky a kořeny rostlin zmenšují velikost pórů a hydraulickou vodivost filtrační náplně a že mohou do štěrkového lože přispívat značným množstvím organických látek. Vliv této skutečnosti na ucpávání může být snížen vhodnou volbou rostlin nebo jejich pravidelným sklizením.

Z předchozího textu je velice dobře patrná nejednoznačnost pohledu na vliv mokřadní vegetace. Podle našich praktických zkušeností se jako důležité jeví kosení a odklizení biomasy z povrchu kořenových polí, protože pokud je stařina ponechána na povrchu kořenových polí, může sice působit jako teplotní izolace, ale její rozklad může výrazně přispívat ke kolmataci filtračních materiálů.

Autoři Cota aj. (2011) testovali systém sestávající ze tří jednostupňových vertikálně protékaných polí zapojených paralelně s rozměry 3,1 x 9,3 m (29 m<sup>2</sup>). První pole bylo osázené druhem *Typha latifolia*, druhé druhem *Cynodon* spp., třetí bylo neosázené. Obecně byl zjištěn silný axiální rozptyl v osázeném a neosázeném filtru pro všechny testované podmínky. Výsledky dále ukázaly, že napájecí systém nerozvádí odpadní vodu na povrch filtru stejnoměrně. Byly identifikovány silné náznaky přítomnosti zkratového proudění a také mrtvých zón.

Autoři Zhu aj. (2010) prováděli rozsáhlý výzkum ve vertikálně protékaném umělém mokřadu s plochou 1 000 m<sup>2</sup>, který byl rozdělen na 164 menších polí o velikosti 2 x 2 m. Tato pole byla osázena 1, 2, 4, 8 nebo 16 druhy subtropických rostlin. Byla sledována produkce biomasy, odebírány vzorky substrátu, měřena koncentrace amoniakálního dusíku, dusičnanů, CHSK<sub>Cr</sub>, BSK<sub>5</sub>, celkového dusíku a celkového fosforu. Přírůstek biomasy se pohyboval od 20 g/m<sup>2</sup> · rok do 3 121 g/m<sup>2</sup> · rok. Největší přírůstek biomasy měly druhy *Arundo donax*, *Saccharum arundinaceum* a *Neyraudia montana*. Pozitivní závislost byla nalezena mezi bohatostí rostlinných druhů a koncentrací dusičnanů v substrátu, ale bohatost funkčních skupin nemá vliv na koncentraci amoniakálního dusíku v substrátu.

### 11.3 Kritéria pro výběr vhodných druhů rostlin pro kořenové čistírny

Doporučuje se volit:

- pouze vytrvalé rostliny (trvalky, pereny),
- rostliny se širokou ekologickou amplitudou, které pocházejí z přírodního prostředí potenciálně bohatého na živiny a se značně kolísavým vodním režimem (mokřady),

- rostliny s vysokou produkcí biomasy na jednotku plochy; doporučená roční produkce biomasy by měla být v rozmezí 0,5–2,0 kg/m<sup>2</sup>,
- rostliny s vysokou schopností akumulace živin ve svých tkáních, především v nadzemních částech,
- rostliny s dlouhou vegetační dobou,
- rostliny snadno a rychle rozmnožitelné generativní nebo vegetativní cestou,
- rostliny, se kterými se snadno manipuluje; z hlediska sklizně nadzemní biomasy jsou nejvhodnější vzpřímené nebo trsnaté typy.

#### 11.4 Souhrn poznatků a zkušeností o vegetaci

Kořenové čistírny jsou většinou osazovány rákosem obecným (*Phragmites australis*). Z dalších rostlin, které se vysazují, je na prvním místě chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), méně se používají orobince – *Typha latifolia* a *Typha angustifolia*. Na okraje se občas vysazují trsy jiných bažinných rostlin pro zlepšení estetického vzhledu (např. kosatec žlutý, skřípípec jezerní, zblochan vodní). Použití všech těchto rostlin se ukazuje jako vhodné.

U porostů vysazovaných ze semenáčků bylo pozorováno rychlejší a rovnoměrnější zapojení než u porostů vysazovaných z trsů, kdy dochází ke značným ztrátám. Doporučuje se vysazování předpěstovaných sazenic. Hustota výsadby 4 rostlin na 1 m<sup>2</sup> u rákosu a 10 rostlin na 1 m<sup>2</sup> u chrastice je většinou dostatečující.

Názory na vyžínání porostů nejsou jednotné. Na některých kořenových čistírnách není požadováno sklizení rákosu, na jiných je naopak předepsáno v provozním řádu 1x ročně. Chrastice rákosovitá je sklízena obvykle na všech kořenových čistírnách, na některých jen 1x ročně, na jiných 2x ročně. Liší se též období, ve kterém je porost sklizen (léto – červen až červenec, podzim, nebo i jaro). V žádném případě nesmí být rákos vyžínán v jarním ani letním období, protože by to porost silně oslabovalo. Pokud se vyžíná v podzimním nebo zimním období, musí být dbáno na to, aby byl řez výše, než může sahat hladina čištěné odpadní vody. Pokud by voda vnikla do oddenků, došlo by k vymírání rákosu. S ohledem na estetické hledisko provozu kořenových čistíren, ale i pro snadnější kontrolu povrchu filtrů a rozvodných potrubí lze doporučit každoroční sklizení biomasy rákosu. Chrastici rákosovitou je nutno vyžínat, protože vytváří velké množství lehce rozložitelné organické hmoty, kterou je nutno z kořenových polí odstraňovat. Nejlepší je dvojitý vyžínání chrastice – první v létě (červen–červenec) a druhé na podzim (nechat rostliny ležet jako izolaci na substrátu a na jaře vyhrabat). V žádném případě není vhodné

vyžínaní rostlin v jarním období, protože dochází k poškozování mladých rašících výhonků. Rovněž je možné vyžínat i porosty zblochanu vodního.

Sklizená hmota je většinou spalována mimo kořenové pole. Může být také kompostována, tento způsob by měl být upřednostňován. Pouze výjimečně se chrastice suší na seno. Na některých lokalitách bylo zjištěno spalování posečeného rákosu přímo na kořenovém poli. V žádném případě není vhodné spalovat sklizenou hmotu na kořenových polích. Dochází ke zpětnému obohacení systému o látky vázané ve vegetačním pokryvu a také může dojít k poškození porostu. Biomasa sklizené chrastice lze používat po rozboru obsahu nebezpečných látek v biomase, nebo pokud je jistota, že odpadní voda není kontaminována těžkými kovy nebo jinými polutanty, jako krmení pro zvířata. Rákos může být používán na výrobu rohoží a šustí z orobince může sloužit jako materiál pro ruční výrobu drobných předmětů. Vzhledem k možnému bakteriálnímu znečištění by měla být biomasa sušena při vyšších teplotách v sušárnách.

Přechodné krátkodobé zaplavování substrátu se osvědčilo jako dobrý prostředek boje proti plevelům. Dlouhodobé zaplavení brzdí rozvoj rákosu a podporuje rozvoj biomasy plovoucích rostlin, např. okřehků, které zabraňují přístupu vzduchu a vytvářejí velké množství rozložitelné organické hmoty. U rákosu nesmí být potopeny terminální pupeny a mladé odnože. Použití herbicidů se k hubení plevelů nedoporučuje.

V bezprostředním okolí kořenových čistíren by se neměly nacházet dřeviny, které kořenová pole zastiňují a náletem semen způsobují zaplevelování obtížně odstranitelnými semenáčky stromů a keřů. Opadavé stromy dále znamenají přísun rozložitelné organické hmoty opadem listů.

Je třeba, aby projekty kořenových čistíren obsahovaly i část věnovanou vegetaci – zahrnující dostatečně přesné údaje o druzích navrhovaných rostlin, způsobu výsadby a ošetřování porostu. Po dokončení stavby by měly být tyto údaje upřesněny a konkretizovány v manipulačním a provozním řádu.

Péči o rákos ilustrují *obrázky 34–37*.



Obr. 34. Pokosený porost chřastice po seči v letním období (vlevo), vzrostlý porost chřastice během vegetačního období (vpravo) (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)



Obr. 35. Porost rákosu během vegetační sezony (vlevo), kořenová pole po spálení stařiny rákosu v březnu – stařina je spalována na kořenových polích (vpravo) (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)



Obr. 36. Porost rákosu během jarního období asi měsíc po spálení stařiny (vlevo), kořenová pole po spálení stařiny rákosu v březnu – stařina je spalována mimo kořenová pole (vpravo) (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)



Obr. 37. Porost rákosu není kosen, sklízen ani spalován – pohled na porost během jarního období v době rašení nových prýtů rákosu (vlevo) – pohled na kořenová pole se vzrostlou vegetací rákosu v polovině vegetačního období (vpravo) (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)

## 12 Účinnost čištění umělých mokřadů

### 12.1 Obecný přehled

Hodnocení účinnosti čištění podle procenta odstraněného znečištění mezi přítokem a odtokem je u extenzivních způsobů čištění poměrně problematické, zejména kvůli velmi dlouhé době zdržení odpadní vody v systému. Doba zdržení závisí na aktuálních hydraulických podmínkách (velikosti průtoku vody) a pohybuje se řádově ve dnech. Ale podle našich praktických zkušeností se u těchto technologií mění kvalita vody na odtoku jen velice málo. Účinnost čištění  $\eta$  [%] je možné vyhodnotit z dlouhodobých průměrných koncentrací znečišťujících látek v [mg/l] na přítoku a odtoku ( $c_{\text{přítok}}$ ,  $c_{\text{odtok}}$ ) podle vztahu (10).

$$\eta = 100 - (c_{\text{odtok}} / c_{\text{přítok}}) \cdot 100 \quad (10)$$

V umělých mokřadech mohou být z přitékajících odpadních vod s větší či menší účinností odstraňovány čtyři základní skupiny znečištění, a to: 1. nerozpuštěné látky a organické znečištění (vyjádřeno ukazateli  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  a  $\text{BSK}_5$ ), 2. sloučeniny dusíku, 3. sloučeniny fosforu a 4. mikrobiální znečištění.

Vzhledem k tomu, že se dimenzování umělých mokřadů velice liší, mohou se také značně lišit dosahované účinnosti čištění. Rozdíl v účinnostech čištění lze přičíst rozdílu v zatížení a v druhu živin (organická nebo anorganická forma, různý oxidační stupeň dusíku a fosforu apod.) a rozdílu v abiotickém prostředí umělého mokřadu (Meuleman aj., 2003).

Dalším důležitým parametrem, který má vliv na účinnost čištění, je přítomnost kyslíku ve filtrační náplni. Z těchto důvodů je účinnost odstraňování  $\text{BSK}_5$ ,  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  a amoniakálního dusíku ve vertikálně protékaných umělých mokřadech většinou vyšší než v horizontálně protékaných umělých mokřadech, ale účinnost čištění pro celkový dusík je limitována (Platzer a Mauch, 1997). Účinnost odstraňování celkového dusíku může být zvýšena použitím hybridních systémů.

Účinnost čištění závisí také na rozsahu kolmatace filtrační náplně umělých mokřadů. V důsledku kolmatace se zhoršuje infiltrační rychlost a také



transport kyslíku difuzí, je přerušen transport hmoty, tím se snižuje rozklad patrikulovaného organického uhlíku, navíc může docházet ke zkratovému proudění. Oproti nekolmatovanému mokřadu roste poměr C/N (Winter a Goetz, 2003).

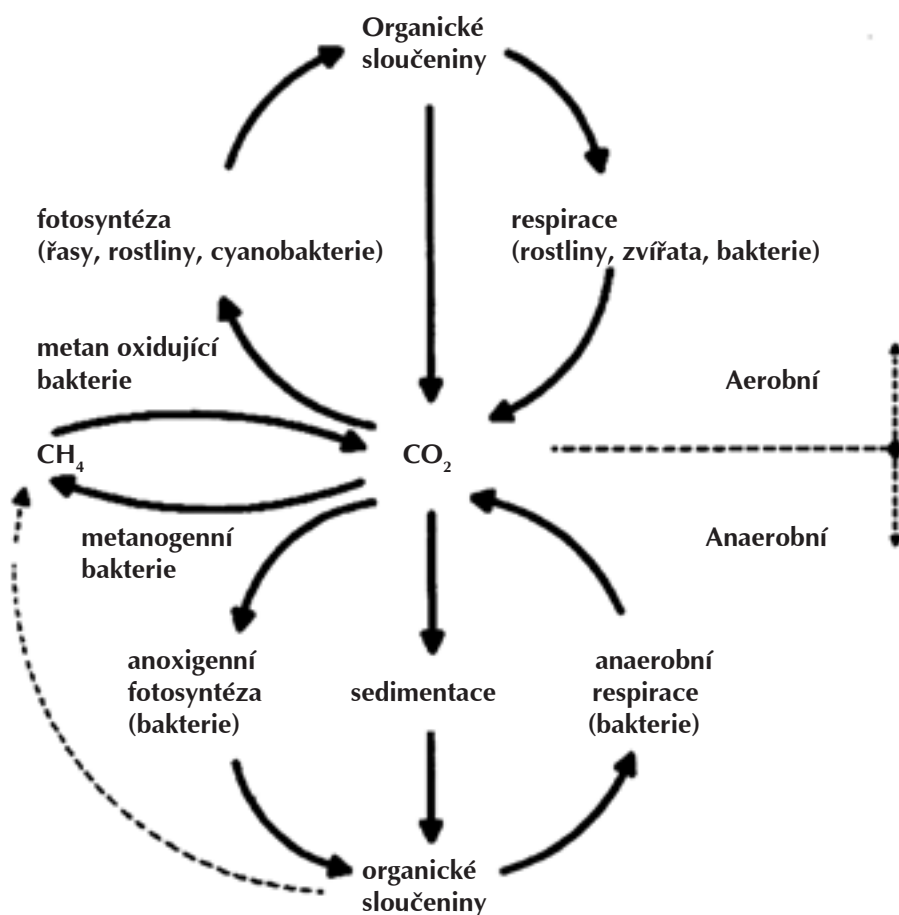
Jak je patrné, existuje celá řada vnitřních i vnějších faktorů, které mohou významně ovlivnit účinnost čištění odpadních vod v umělých mokřadech. Některé z nich lze ovlivnit již při návrhu, jiné lze ovlivnit jen částečně nebo vůbec ne. Autoři Caselles-Osorio a Garcia (2007) sledovali efekt fyzikálně-chemického předčištění přitékající odpadní vody na účinnost čištění v horizontálním podpovrchově protékaném umělém mokřadu. Byly sledovány dvě čistírny, na jednu byla přiváděna pouze usazená komunální odpadní voda, na druhou byla přiváděna stejná voda, ale po fyzikálně-chemickém předčištění (koagulaci, flokulaci, klarifikaci). Oba horizontálně protékané umělé mokřady byly provozovány v režimu tří různých dob zdržení. Účinnost odstraňování  $CHSK_{Cr}$  byla mírně vyšší u čistírny s fyzikálně-chemickým předčištěním, účinnost odstraňování amoniakálního dusíku byla velmi podobná u obou čistíren, dosahovala hodnot 80 až 90 %. Z toho plyne, že fyzikálně-chemické předčištění nezlepšilo významně kvalitu vody na odtoku. Na konci sledování bylo ale zjištěno, že hydraulická vodivost čistírny s pouze usazenou odpadní vodou poklesla o 20 %, tedy docházelo k postupnému rozvoji kolmatace filtrační náplně.

Autoři Hatt aj. (2007) zjistili, že koncentrace nerozpuštěných látek, celkového dusíku, fosforu a těžkých kovů rapidně klesají v horní vrstvě filtru (0 až 30 cm). Pro stabilní odstraňování celkového fosforu a těžkých kovů je lepší konstantní průtok filtrem, nedochází tak k vyplavování jemných částic sedimentu nahromaděných ve spodní části filtru. Kolísání průtoku podle zkušeností autorů naopak neovlivňuje koncentrace celkového dusíku a nerozpuštěných látek na odtoku. Hlavní část čisticích procesů pro organické znečištění, celkový dusík, amonné ionty a fosforečnany tedy probíhá v horní cca 25cm vrstvě (Šálek aj., 2011), pouze dusičnany jsou efektivně odstraňovány až v nižších vrstvách (v závislosti na obsahu kyslíku).

Koncentrace znečišťujících látek v komunálních odpadních vodách přitékajících na čistírny odpadních vod do značné míry závisí na druhu kanalizace, kterou jsou přiváděny. Norma ČSN 75 6402 pro čistírny odpadních vod v kategorii do 500 EO udává následující průměrné koncentrace znečištění:  $CHSK_{Cr}$  do 800 mg/l,  $BSK_5$  do 400 mg/l,  $N_c$  do 70 mg/l a  $P_c$  do 15 mg/l, ale tyto koncentrace mohou být značně odlišné, zejména vlivem mísení odpadních vod s balastními vodami v případě netěsné jednotné kanalizace.

## 12.2 Nerozpuštěné látky a organické znečištění

Uhlík je nejrozšířenější složkou živé hmoty a současně má jeden z nejjednodušších cyklů přeměny (viz obr. 39). V plynné formě je ve vodě snadno rozpustný, jeho rozpustnost závisí na teplotě. Původ oxidu uhličitého v půdním vzduchu je především biogenní, způsobený anaerobním nebo aerobním biochemickým rozkladem organických látek (Pitter, 2009), dýcháním vodních rostlin a živočichů. Při aerobním metabolismu organického znečištění slouží uhlík jako zdroj energie pro organismy a při respiraci je přeměňován na oxid uhličitý.



Obr. 38. Cyklus přeměny uhlíku (Fraser River Action Plan Canada, 1996)

Autoři Meuleman aj. (2003) zjistili, že v umělém mokřadu je 81 %  $CHSK_{Cr}$  a 96 %  $BSK_5$  odstraněno primární sedimentací, akumulací a mineralizací. Další autoři (Tuszynska a Obarska-Pempkowiak, 2009; Rousseau aj., 2004) uvádějí ještě vyšší účinnosti čištění pro nerozpuštěné látky, a to 98,0 %, a pro  $CHSK_{Cr}$  od 94,0 do 97,4 %. Autoři Xu aj. (2009) uvádějí účinnost čištění organických látek mezi 80 a 90 %, autoři Ayaz aj. (2012) dokonce uvádějí rozmezí od 80 do 99 %.

Autoři Caselles-Osorio aj. (2007) sledovali pět mokřadních systémů, které byly tvořeny různými kombinacemi mechanického předčištění, horizontálně protékajících umělých mokřadů osázených shodně druhem *Phragmites australis* a rybníků různé hloubky. Účinnosti čištění se pro nerozpuštěné látky pohybovaly v rozmezí od 85 do 91 %, pro  $BSK_5$  od 86 do 93 % a pro  $CHSK_{Cr}$  od 80 do 87 %. Tyto účinnosti čištění ukazují, že kombinace horizontálně protékajících umělých mokřadů a rybníků mohou být efektivní a spolehlivé při odstraňování nerozpuštěných látek a organického znečištění z odpadních vod.

Účinnost odstraňování organického znečištění závisí nejen na množství kyslíku přítomného ve filtrační náplni, ale také na poměru uhlíku a dusíku v přitékající odpadní vodě. Autoři Zhao aj. (2011) zjistili účinnosti čištění pro  $CHSK_{Cr}$  od 73,68 do 88,19 % při poměru C/N = 2,5, od 77,65 do 91,12 % při poměru C/N = 5, od 79,16 do 93,48 % při poměru C/N = 10. S tím, že nejnižších účinností bylo dosahováno v sérii nahoru, nahoru protékajících reaktorů a nejvyšších účinností v sérii dolů, nahoru protékajících reaktorů.

Dále účinnost čištění závisí na hydraulickém zatížení. Autoři Prochaska aj. (2007) publikovali, že při nízkém hydraulickém zatížení 0,08 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup> · den) byla zjištěna vyšší účinnost čištění pro  $CHSK_{Cr}$  (více než 92 %) v umělém mokřadu s plochou 6,3 m<sup>2</sup>/EO.

Z těchto literárních výsledků plyne, že jsou umělé mokřady velice dobře schopny odstraňovat nerozpuštěné látky a organické znečištění z přitékajících odpadních vod. Ale je třeba zdůraznit, že pokud jsou do umělých mokřadů dlouhodobě přiváděny vyšší koncentrace nerozpuštěných látek, vede to k jejich ucpávání a tím ke snižování schopnosti čistit odpadní vody.

Umělé mokřady ve Španělsku ukázaly během počátečních let provozu adekvátní účinnosti čištění pro nerozpuštěné látky a  $BSK_5$ , kdy bylo na odtoku dosahováno koncentrací pod 35 mg/l, resp. pod 25 mg/l. Ale mnoho horizontálně protékajících umělých mokřadů vykazovalo různý stupeň zaplavení přítokové zóny, které indikovalo kolmataci filtrační náplně.

Zkušenosti z Francie ukazují (Molle aj., 2006), že pokud jsou k čištění komunálních odpadních vod používány vertikálně protékané umělé mokřady, lze

dosáhnout velice dobrých výsledků pro nerozpuštěné látky a organické znečištění. Průměrné vstupní koncentrace naměřené autory během pokusu byly 250 mg/l (max–min: 540–130 mg/l) pro CHSK<sub>Cr</sub> a 133 mg/l (max–min: 348–57 mg/l) pro NL, výstupní koncentrace byly 40 mg/l (max: 69 mg/l) pro CHSK<sub>Cr</sub> a 6 mg/l (max: 16 mg/l) pro NL. Autoři ale rovněž poukazují na skutečnost, že největším provozním problémem je kolmatace a klíčovými procesy, které mohou přispět k zajištění trvalého provozu filtru, jsou optimalizace aerace k zajištění aerobních podmínek, kontrola růstu biomasy a mineralizace organické hmoty deponované na vrchu filtru. Vztah mezi hydraulickým a biologickým chováním ilustruje *tabulka 12*. Autoři Kayser a Kunst (2005) uvádějí, že vertikálně protékané umělé mokřady s přerušovaným plněním jsou extrémně spolehlivé, pokud jde o aerobní procesy, a velmi efektivně odstraňují uhlík, tedy organické znečištění.

Pro dva malé domovní mokřady uvádějí autoři Chang aj. (2012) účinnost čištění pro CHSK<sub>Cr</sub> 59,9 % a 62,8 %, to znamená míru odstraňování 44,3 g/(m<sup>2</sup> · den) a 46,4 g/(m<sup>2</sup> · den).

**Tabulka 12.** Vztah mezi hydraulickým a biologickým chováním vertikálně protékaných umělých mokřadů (Molle aj., 2006)

Dávkovací frekvence	Hydraulické chování	Účinnost čištění
nízká	dobré odvodnění, nízký obsah vody, vyšší infiltrační rychlost, kratší doba kontaktu	vyšší oxygenace, a tím lepší nitrifikace, nižší odstraňování CHSK <sub>Cr</sub>
vysoká	menší odvodnění, vyšší obsah vody a efektivní reakční objem, pomalejší infiltrační rychlost	nižší oxygenace, která znevýhodňuje nitrifikaci, dobré odstraňování CHSK <sub>Cr</sub>

### 12.3 Dusík

Dusík patří spolu s fosforem mezi nejdůležitější makrobiogenní prvky. Řadí se do skupiny nutrientů, tedy prvků, které jsou nezbytné pro rozvoj mikroorganismů. Uplatňuje se při všech biologických procesech probíhajících v povrchových, podzemních a odpadních vodách a při biologických procesech čištění a úpravy vod. Sloučeniny dusíku v biosféře neovlivněné antropogenní činností jsou převážně biogenního původu, vznikají rozkladem organických dusíkatých látek rostlinného a živočišného původu. Jedním z významných an-

tropogenních zdrojů anorganického a organického dusíku jsou splaškové odpadní vody, dalšími významnými zdroji jsou odpady ze zemědělství, z potravinářského průmyslu a také některé průmyslové odpadní vody (např. z tepelného zpracování uhlí).

V úvahu přicházejí následující oxidační stupně dusíku: -III (amoniakální dusík, kyanatany, kyanidy), 0 (elementární dusík), +I (hydroxylamin, oxid dusný), +III (dusitanový dusík), +V (dusičnanový dusík).

Sloučeniny dusíku jsou ve vodách málo stabilní a podléhají v závislosti na oxidačně-redukčním potenciálu a hodnotě pH biochemickým a chemickým přeměnám (Pitter, 2009). Autoři Newton a Wilson (2008) ale zjistili, že změna pH způsobená změnou zdroje pitné vody v lokalitě neovlivnila negativně nitrifikaci.

Přebytek dusíku v povrchových vodách může zhoršit jejich kvalitu v důsledku eutrofizace. Amoniakální dusík se běžně nachází ve vodním prostředí, ale jeho vysoké koncentrace mohou způsobit prudký pokles koncentrace rozpuštěného kyslíku a jsou toxické pro vodní organismy. Toxicita amoniakálního dusíku pro ryby a další vodní zvířata je významná, pokud se nachází v koncentračním rozmezí 0,2 až 0,5 mg/l (Zhu aj., 2011).

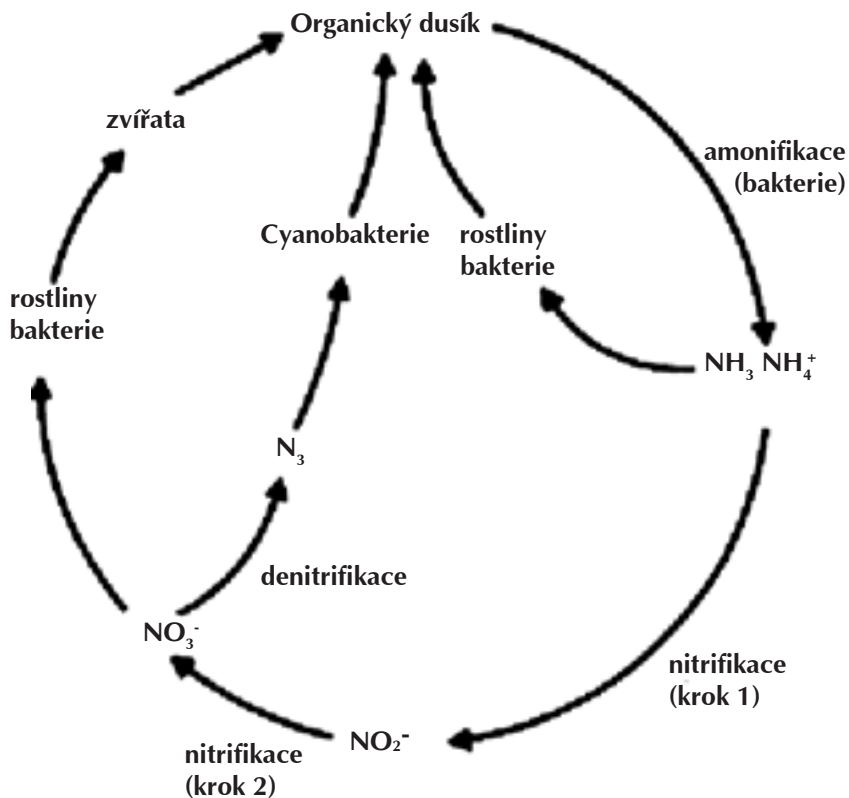
Koloběh dusíku (viz obr. 39) lze rozdělit na tři základní děje:

- amonifikaci – transformaci organického dusíku na dusík anorganický (amoniak),
- nitrifikaci – biologickou oxidaci amoniaku na dusičnany s dusitany jako mezistupněm (probíhá v prostředí obsahujícím kyslík, tedy za oxických podmínek),
- denitrifikaci – biochemickou redukci dusičnanů na molekulární dusík (probíhá za anaerobních podmínek, je závislá na rychlosti nitrifikace).

Podrobněji proces nitrifikace a denitrifikace popisují mimo jiné i autoři Białowiec aj. (2011). Nitrifikace je chemoautotrofní proces, který se skládá z biologické aerobní oxidace amoniakálního dusíku na dusitan – amoniak oxidujícími bakteriemi (nitritace) a následně na dusičnan – dusitan oxidujícími bakteriemi (nitratice), a je nejdůležitější cestou odstraňování amoniakálního dusíku. Jedním z kritických parametrů je poměr mezi  $CHSK_{Cr}$  a dusíkem, protože existuje konkurence mezi autotrofními a heterotrofními mikroorganismy. Při dostupnosti organického substrátu dochází v anaerobně/anoxickém prostředí k redukci dusitanů nebo dusičnanů denitrifikací, tedy postupným redukčním procesem, při kterém jsou tyto dva anionty redukovány na sekulární nebo

plynný dusík chemoorganotrofními, litoautotrofními a fototrofními bakteriemi a houbami.

Další mechanismy odstraňování dusíku, jako je příjem rostlinami a těkání amoniaku, jsou obecně méně významné (Green aj., 1998).



Obr. 39. Cyklus přeměny dusíku (Fraser River Action Plan Canada, 1996)

Autoři Xu aj. (2009) uvádějí dlouhodobé výsledky 30 až 50 % pro amoniakální dusík v závislosti na typu umělého mokřadu. Účinnost čištění amoniakálního dusíku v systému s volnou hladinou, horizontálně podpovrchově protékaném systému a vertikálně podpovrchově protékaném systému je 55,1 %, 48,3 % a 84,2 %. Vertikálně protékané systémy mohou odstraňovat více amoniakálního dusíku než ostatní systémy. To je způsobeno vysokým nasycením kyslíkem, ostatní dva systémy mají naopak lepší potenciál k odstraňování dusičnanů. Pro-

to jsou pro odstraňování celkového dusíku nejvhodnější hybridní systémy, kde mohou být vytvořeny podmínky pro úplnou nitrifikaci a částečnou denitrifikaci.

Na odstraňování dusíku se v umělých mokřadech kromě nitrifikace a denitrifikace podílí i adsorpce substrátem, tedy výměna iontů a fyzikálně-chemická adsorpce na substrát. Znalost vlivu fyzikálně-chemických vlastností (velikost částic, porozita, objemová hmotnost, pH, elektrická a hydraulická vodivost) na sorpční kapacitu amoniakálního dusíku má zásadní význam pro zvýšení účinnosti čištění v umělém mokřadu.

Zeolit je tvořen mikrokrytalickými hydratovanými alumosilikáty s vyměnitelnými kationty alkalických kovů a kovů alkalických zemin ( $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ). Při kontaktu zeolitu s vodným roztokem anorganických solí dochází k procesům iontovýmenné adsorpce. Lze ji definovat jako stechiometrickou, reverzibilní výměnu iontů mezi tuhou a kapalnou fází, která nevyvolává významnou změnu ve struktuře tuhé fáze, ale je jen projevem elektrostatických sil. Proto je možné k odstraňování amoniakálních iontů z odpadní vody použít tento přírodní materiál (Malá a Vybíralová, 2004). Autoři Zhu aj. (2011) testovali mnoho různých materiálů, jako např. zeolit, keramzit, vermikulit, šterk nebo rašelinu. Z výsledků je patrné, že k popisu adsorpce amoniakálního dusíku na sorpční materiály použité v této studii je možné použít Freundlichovu i Langmuirovu izotermu. Z výsledků je dále patrné, že zeolit, vermikulit, rašelina a směs těchto materiálů může být vhodným substrátem pro odstraňování amoniakálního dusíku v umělých mokřadech.

Dalším způsobem, jak podpořit odstraňování dusíku v umělých mokřadech, je jejich přerušované (pulzní) plnění. Autoři Kayser a Kunst (2005) uvádějí, že vertikálně protékané umělé mokřady s přerušovaným plněním dosahují vysoké účinnosti čištění pro amoniakální dusík. Ale začínající kolmatace a vysoké zatěžování filtru vede ke zvyšování koncentrací amoniakálního dusíku na odtoku. Je to způsobeno snižováním nitrifikační kapacity. Proto je proces nitrifikace považován za velmi citlivý indikátor stavu kořenových polí. Probíhá v pórech, které jsou bezprostředně po napuštění aerované a nejsou blokovány organickými a anorganickými látkami. Pokud je těleso filtru v pořádku, probíhá nitrifikace především v prvních 5 až 10 cm filtrační vrstvy, pokud je tato horní část filtru ucpaná, posouvá se nitrifikační zóna (aerobní procesy) níže (podle rozsahu kolmatace do hloubky 20 až 30 cm), je však velmi citelně snížena účinnost nitrifikace. Pro zlepšení kyslíkových poměrů v mokřadech lze vedle umělé aerace, která vyžaduje přísun elektrické energie, použít levnější a jednodušší variantu, tedy provozování umělého mokřadu v režimu zaplavení – odvodnění – přerušované plnění (Jia aj., 2010). Kromě koncentrace kyslíku lze účinnost

odstraňování dusíku ovlivnit i počtem stupňů a směrem jejich protékání a také poměrem uhlíku k dusíku, tedy množstvím dostupného organického substrátu.

Autoři Langergraber aj. (2010) sledovali vliv počtu stupňů na účinnost čištění. Změna se významně projevila jen u dusičnanového a celkového dusíku, v jedноступňovém vertikálně protékaném umělém mokřadu velikosti 20 m<sup>2</sup> se účinnost čištění pro celkový dusík pohybovala jen kolem 13 %, ve dvoustupňovém systému o velikosti 2x 10 m<sup>2</sup> se účinnost čištění pro celkový dusík pohybovala kolem 48 %. Nižší koncentrace celkového dusíku na odtoku z dvoustupňového systému byly zapříčiněny zvýšenou denitrifikací v prvním z filtrů způsobenou pravděpodobně použitím písku a drenážní vrstvy. Dále autoři sledovali vliv výše zatížení na účinnost čištění. Při periodě s nízkým zatížením došlo ke změně v účinnosti čištění u dusičnanového a celkového dusíku. To je způsobeno faktem, že díky nižšímu látkovému zatížení je přítomno méně organické hmoty využitelné pro denitrifikaci. Pokud do umělého mokřadu nepřitéká žádné znečištění, má to vliv na koncentrace amoniakálního dusíku naměřené na odtoku. Při periodě bez zatížení byly na odtoku naměřeny vyšší koncentrace amoniakálního dusíku. Při periodě bez zatížení totiž dochází k vyčerpání substrátu využitelného pro růst mikroorganismů, s postupem času tak dojde k jejich degradaci a vymírání. Autoři Zhao aj. (2011) zjistili účinnosti čištění pro celkový dusík od 46,03 do 81,27 % při poměru C/N = 2,5, od 70,82 do 86,76 % při poměru C/N = 5, od 62,49 do 84,05 % při poměru C/N = 10. Nejnižších účinností bylo dosahováno v sérii reaktorů nahoru, nahoru protékanych a nejvyšších účinností v sérii reaktorů dolů, nahoru protékanych. Z těchto výsledků plyne, že k odstraňování dusíku je důležitá přítomnost dostatečného množství organického substrátu.

K odstraňování dusíku dochází v omezené míře i v malých domovních umělých mokřadech. Pro dva malé domovní mokřady uvádějí autoři Chang aj. (2012) účinnost čištění pro celkový dusík 15,0 a 12,8 %, to představuje míru odstranění 1,27 g/(m<sup>2</sup> · den) a 1,08 g/(m<sup>2</sup> · den).

## 12.4 Fosfor

Přírodním zdrojem fosforu ve vodách je rozpouštění a vyluhování některých minerálů a zvětralých hornin (apatit, variscit, strengit, vivanit). Antropogenním zdrojem anorganického fosforu je především aplikace hnojiv na zemědělskou půdu a také odpadní vody z prádelen (prací prostředky s obsahem fosforečnanů). Zdrojem organického fosforu je fosfor obsažený v živočišných odpadech. Ve vodách se celkový fosfor vyskytuje jak v rozpuštěné, tak v nerozpuštěné formě (Pitter, 2009).

Odpadní vody s vysokým obsahem fosforu (6 až 10 mg/l), které jsou vpou-



štěny do vod povrchových, jsou značným problémem pro životní prostředí, protože společně s dusíkem způsobují jejich eutrofizaci.

Účinnost odstraňování fosforu v běžných umělých mokřadech se zpravidla pohybuje na velmi nízké úrovni. V umělých mokřadech se uplatňují následující mechanismy odstraňování fosforu (Tang aj., 2009a; Ayaz aj., 2012 a další):

- odstraňování rostlinami,
- sedimentace,
- mikrobiální imobilizace,
- absorpce a retence náplní umělých mokřadů (nejdůležitější),
- srážení ve vodním sloupci.

Rostliny, detrit a biomasa jsou zajímavé z krátkodobého hlediska, substrát je důležitý z hlediska dlouhodobého (Sakadevan a Bavor, 1998). Míra adsorpce fosforu je ovlivňována red-ox potenciálem, hodnotou pH a především koncentrací železa, hliníku a vápníku. Přítomnost vysokých koncentrací oxidů železa, hliníku a vápníku v druhotných průmyslových produktech, jako je vysokopecní struska, a adsorpčních materiálů, jako jsou zeolity, činí tyto materiály potenciálně vhodnými k odstraňování fosforu z odpadních vod. Srážení fosforu zejména s vápníkem ale rychle ucpávají mikropóry a snižují tak jejich objem, protože sráženina vytváří shluky, které působí jako jádra pro následný růst krystalů (Suliman aj., 2006). Při adsorpci fosforu patří mezi důležité parametry sorpční kapacita substrátu, hydraulické zatížení, plocha, hloubka a konstrukční uspořádání umělého mokřadu apod. Účinnost odstraňování fosforu se ale snižuje s dobou provozu umělého mokřadu, a to díky postupnému vyčerpání adsorpční kapacity filtrační náplně (Wu aj., 2011).

Umělé mokřady obecně odstraňují z přitékajících odpadních vod 20 až 70 % fosforu v závislosti na typu rostlin, kterými jsou osázeny, a na uspořádání toku vody. Autoři Tang aj. (2009b) uvádějí, že v mnoha umělých mokřadech nepřekračuje účinnost odstraňování fosforu 50 %. Studie z Turecka ukazuje pro fosfor účinnost 60 % v recirkulačním umělém mokřadu a účinnost 54 % v anaerobním umělém mokřadu. Nejdůležitějším faktorem, který ovlivňuje odstraňování fosforu, je kapacita filtračních materiálů přijímat (vsřebávat, sorbovat) fosfor. Sorpční kapacitu ovlivňuje kromě již uvedených faktorů také velikost povrchu sorpčního média. Čím jsou částice filtračního materiálu menší, tím více fosforu je odstraněno, ale s klesající velikostí částic se zhoršuje hydraulická propustnost. Nejčastěji používanou náplní je šterk, ten ale není dlouhodobě efektivní při odstraňování fosforu, na druhou stranu přítomnost železa ve šterku může zlepšovat jeho účinnost odstraňování fosforu (Ayaz aj., 2012).

Kromě sorpce na vlastní filtrační náplň umělého mokřadu je možné využít i dočišťovací filtry naplněné vhodným materiálem, které jsou umístěné na odvodu z umělého mokřadu. Autoři Gikas a Tsihrintzis (2012) popisují použití zeolitu v dočišťovacím filtru za malým umělým mokřadem. Pro celkový fosfor byla zjištěna průměrná účinnost čištění od 90 % na začátku sledování po 60 % na jeho konci (po 40 měsících). Autoři Prochaska aj. (2007) v laboratoři testovali použití vápenatých substrátů, které dosahovaly účinnosti pro fosfor více než 60 %. Studie autorů Sakadevan a Bavor (1998) ukázala, že pro výpočet adsorpční kapacity půd a jiných štěrkových materiálů je lepší použít Freundlichovu než Langmuirovu adsorpční izoterma. Podle autorů Drizo aj. (1999) je lineární Freundlichova adsorpční izoterma nejlepší pro štěrk a Langmuirova adsorpční izoterma nejlepší pro ostatní materiály kromě štěrku.

Autoři Tang aj. (2009a) studovali vhodnost použití různých náplní jako vápenec, zeolity, břidlice, struska nebo štěrk. Zjistili, že vysokou účinnost odstraňování fosforu vykazuje břidlice, osázená nebo neosázená druhem *Phragmites australis*, a to 98 až 100 %. Autoři Ayaz aj. (2012) ve své studii uvádějí vypočtené sorpční kapacity: štěrk 0,017 g/kg, saturační čas 6,89 dní, mramor 0,025 g/kg, 10,56 dní, struska 0,110 g/kg, 45,99 dní, zeolit 0,020 g/kg, 8,39 dní. Z toho plyne, že struska je nejefektivnějším materiálem pro odstraňování fosforu v umělých mokřadech v porovnání se štěrkem, mramorem a zeolitem. Autoři Drizo aj. (1999) v poloprovozním měřítku testovali ve vertikálně protékaných umělých mokřadech (1,2 m dlouhých a 15 cm širokých polyvinylchloridových trubkách) sorpční kapacitu různých filtračních materiálů. Porovnávali amfibol, štěrk, břidlici a železnou rudu. Výsledky ukazují, že nejvíce sorbovala břidlice (619,7 mg/kg), následovala železná ruda, amfibol a nakonec štěrk (89,05 mg/kg). Autoři dále uvádějí, že se maximální adsorpční kapacita zlepšuje, pokud se velikost zrn náplně umělého mokřadu snižuje. Průmyslové odpady jako vysokopecní struska vykazují vysokou sorpční kapacitu, ale i v jednotlivých struskách se projevují rozdíly, které závisí na železné rudě a způsobu jejího zpracování, sorpční kapacita se podle literatury může pohybovat od 76,4 do 8 390 mg/kg (Wu aj., 2011). Tito autoři ve své studii testovali v poloprovozním měřítku antracit (A), vysokopecní strusku (S) a vermikulit (V), hydraulické zatížení se pohybovalo v rozmezí od 0,8 do 1,2 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup> · den), umělé mokřady byly v provozu 783 dní v experimentu s jedním substrátem a 304 dní při využití kombinace substrátů. Účinnost čištění celkového a rozpuštěného fosforu byla 90,26 ± 4,48 %, resp. 96,20 ± 2,58 % v systému s vysokopecní struskou. Systém s antracitem vykazoval v průměru účinnost čištění celkového a rozpuštěného

fosforu  $77,17 \pm 23,34$  %, resp.  $92,14 \pm 12,56$  %. Pokud bylo využito kombinace filtračních náplní, mělo jejich uspořádání významný vliv na účinnost odstraňování fosforu.

Autoři Babatunde a Zhao (2009) ve své studii použili odvodněný kamenecový kalový koláč (obsahuje hliník), vyšší odstranění fosforu bylo pozorováno při vyšších vstupních koncentracích, tedy při vyšším koncentračním gradientu. Tento materiál se tedy jeví jako vhodná náplň umělých mokřadů. Maximální sorpční kapacita fosforu na kamenecový kal byla stanovena užitím Langmuirovy adsorpční izotermy, maximální adsorpční kapacita pro fosfor  $31,9$  mg/g byla zjištěna při pH 4. V jiné literatuře jsou uváděny sorpční kapacity od  $0,31$  do  $44,2$  mg/g pro jiné druhotné průmyslové produkty, kamenecový kal má porovnatelnou adsorpční kapacitu. Tento materiál má navíc nižší náchylnost ke kolmataci.

Autoři Tang aj. (2009b) v poloprovozním měřítku testovali různá uspořádání tří druhů materiálů, šterku, břidlice a polypropylenových pelet. Celkový fosfor byl nejlépe odstraňován v systému naplněném odspodu  $30$  cm šterku,  $20$  cm polypropylenových pelet,  $40$  cm břidlice a  $10$  cm šterku na vrchu proti kolmataci a osázeném orobincem. Bylo dosaženo účinnosti  $45$  až  $80$  %, posečená biomasa obsahovala  $13,47$  g/m<sup>2</sup> fosforu. Nejnižší účinnosti odstraňování fosforu ( $20$  až  $55$  %) dosáhl neosázený systém.

Účinnost odstraňování fosforu může kromě použitého materiálu ovlivnit také poměr uhlíku k dusíku. Autoři Zhao aj. (2011) zjistili účinnosti čištění pro celkový fosfor od  $48,95$  do  $60,57$  % při poměru C/N =  $2,5$ , od  $42,74$  do  $64,49$  % při poměru C/N =  $5$ , od  $43,44$  do  $66,41$  % při poměru C/N =  $10$ .

Fosfor může být odstraňován i v malých domovních mokřadech, autoři Chang aj. (2012) uvádějí účinnost čištění pro celkový fosfor kolem  $52,0$  %. Autoři Brix a Arias (2005) ve své publikaci uvádějí, že podle dánské směrnice pro vertikálně protékané umělé mokřady ve velikosti do  $30$  EO, čistící splaškové OV, musí splňovat  $95\%$  odstranění BSK<sub>5</sub> (nebo  $< 10$  mg/l BSK<sub>5</sub> na odtoku) a  $90\%$  nitrifikaci (nebo  $< 5$  mg/l N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> na odtoku) a  $90\%$  odstranění celkového fosforu (nebo  $< 1,5$  mg/l P<sub>c</sub> při chemickém srážení v sedimentační nádrži). Požadavky na koncentrace celkového fosforu na odtoku nejsou tyto systémy schopny dosáhnout, proto musí být doplněny např. o chemické srážení. *Tabulka 13* uvádí srovnání výsledků monitoringu tří vertikálně protékaných umělých mokřadů provozovaných pro jednotlivé domácnosti (VF1 plocha  $15$  m<sup>2</sup>,  $5$  EO, recirkulace do první komory sedimentační nádrže, VF2 plocha  $17$  m<sup>2</sup>,  $3$  EO, pouze pro šedé vody, VF3 plocha  $8$  m<sup>2</sup>,  $4$  EO, pouze pro šedé vody).

**Tabulka 13.** Souhrn průměrných koncentrací znečištění ± směrodatná odchylka a účinnosti čištění vybraných domovních vertikálně protékaných umělých mokřadů (Brix a Arias, 2005)

Systém	Parametr	Přítok [mg/l]	Odtok [mg/l]	Účinnost [%]
VF1 (bez recirkulace)	NL	85 ± 28	8 ± 3	91
	BSK <sub>5</sub>	254 ± 23	19 ± 4	92
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	105 ± 45	23 ± 17	78
	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> +N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	< 0,1	40 ± 13	–
	N <sub>c</sub>	125 ± 51	72 ± 28	43
	P <sub>c</sub>	17,2 ± 7	13 ± 6,6	25
VF1 (100% recirkulace)	NL	68 ± 22	3 ± 1	96
	BSK <sub>5</sub>	100 ± 35	11 ± 3	89
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	45 ± 13	7 ± 1	85
	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> +N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,13 ± 0,09	36 ± 4	–
	N <sub>c</sub>	57 ± 13	72 ± 28	23
	P <sub>c</sub>	5,2 ± 1,7	13,0 ± 6,6	0
VF2	NL	88 ± 8	7 ± 5	92
	BSK <sub>5</sub>	507 ± 395	7 ± 2	98
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	242 ± 75	59 ± 11	76
	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> +N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,1 ± 0,1	141 ± 40	–
	N <sub>c</sub>	350 ± 5	190 ± 37	46
	P <sub>c</sub>	20,6 ± 7,5	7,5 ± 4,8	64
VF3	NL	124 ± 135	4 ± 3	97
	BSK <sub>5</sub>	320 ± 139	2 ± 1	99
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	18 ± 22	0,4 ± 0,2	98
	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> +N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,5 ± 0,5	8,0 ± 2,6	–
	N <sub>c</sub>	30 ± 23	9 ± 3	63
	P <sub>c</sub>	4,6 ± 3,6	4,5 ± 2,6	2

Tyto výsledky ukazují, že zatímco účinnosti odstraňování nerozpuštěných látek a organického znečištění jsou ve všech systémech prakticky shodné a poměrně vysoké, u celkového dusíku už se poměrně liší a celkový fosfor není ve sledovaných umělých mokřadech (kromě systému VF2) prakticky odstraňován.

## 13 Eliminace mikrobiálního znečištění v extenzivních technologiích

### 13.1 Úvod

Problematika eliminace mikrobiálního znečištění obsaženého v odpadních vodách biologickým čištěním se ve světě začala významně řešit až v 90. letech 20. století, v České republice zhruba o deset let později, a to především v souvislosti se zvýšenými nároky na kvalitu vyčištěné odpadní vody a její další využitelnost. Na kvalitu vyčištěné odpadní vody není jednoznačný legislativní požadavek a jednotlivé země se k této problematice staví různě: od absolutní negace až k velmi přísným požadavkům, které nelze pouhým biologickým čištěním splnit. Řešení problematiky opětovného využití odpadních vod a legislativu České republiky podrobně rozpracovávají autoři Vojtěchovská Šrámková a Wanner (2014). Další text se zabývá výhradně čištěním komunálních (splaškových) odpadních vod.

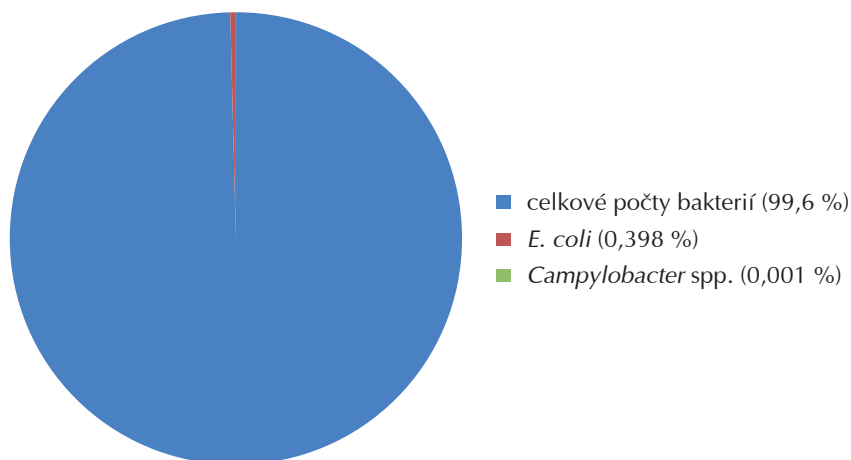
### 13.2 Mikroorganismy v odpadní vodě

Fekální materiál (tuhé exkrementy) obsahuje až  $10^{12}$  bakterií v 1 g, bakteriální obsah ve fekáliích tvoří přibližně 9 % vlhké hmotnosti (Bitton, 2011). Rovněž odpadní voda obsahuje velmi vysoké počty bakterií (řádově  $10^7$  bakterií v 1 ml; viz Baudišová aj., 2012), z nichž maximálně 10 % je kultivovatelných na běžných živných půdách. Většina bakterií je tak detekovatelná pouze mikroskopicky (zvětšení 1 000x, fluorescenční barvení). V dnešní době je možné tyto nekultivovatelné bakterie roztrždit alespoň do vyšších taxonomických skupin pomocí metod molekulární biologie (např. fluorescenční in situ hybridizace – FISH, polymerázová řetězová reakce PCR (qPCR) nebo metoda „restriction fragment length polymorphism“ – RFLP), a tak máme oproti minulosti větší představu o složení bakteriálního společenstva přítomného v odpadní vodě.

Převážná většina prokaryotních buněk v odpadních vodách patří do domény *Bacteria*, pouze malá část do domény *Archaea* (jejíž členové byli historicky spojováni především s extrémními biotopy). Z domény *Bacteria* jsou nejvýznamněji zastoupeny bakterie z kmene *Proteobacteria*, čeledi *Gammaproteobacteria* (zahrnující mj. střevní bakterie z původní čeledi *Enterobacteriaceae*)

a *Betaproteobacteria* (Baudišová aj., 2012; Mlejnková a Sovová, 2010). Dále jsou velmi významně zastoupeny bakterie kmene *Bacteroidetes* (striktně anaerobní střevní bakterie), které v surové odpadní vodě mohou vykazovat stejně vysoké počty jako zástupci čeledi *Gammaproteobacteria* (Baudišová, dosud nepublikované výsledky).

Bakteriální společenstva v odpadních vodách lze také členit podle jejich podílu na biochemických cyklech (koloběhu živin): cyklu dusíku – fixace dusíku, asimilace dusíku, mineralizace dusíku, nitrifikace a denitrifikace (asimilativní redukce dusičnanů i vlastní denitrifikace); cyklu fosforu – mineralizace, asimilace, precipitace a solubilizace; cyklu síry – oxidace a redukce. Tyto skupiny bakterií lze těžko taxonomicky charakterizovat, protože se na biochemických cyklech podílí celé rozsáhlé bakteriální společenstvo, zahrnující kromě dosud neizolovaných, a tudíž taxonomicky nepopsaných druhů i řadu druhů popsanych a specializovaných (např. v odpadních vodách dominantní rod, který se podílí na nitrifikaci, je *Nitrosomonas* patřící do čeledi *Betaproteobacteria*). Na denitrifikaci se podílí více než 50 rodů a 130 druhů bakterií (Bitton, 2011). Na koloběhu živin se významně podílejí také již zmiňované fekální bakterie z čeledi *Gammaproteobacteria* (např. druhy rodu *Klebsiella* fixují dusík, bakterie produkující ureázu – např. *Proteus* spp. – se podílejí na amonifikaci dusíku apod.). Fixovat dusík umí i druhy rodu *Clostridium* (sporulující anaerobní



Obr. 40. Zastoupení různých skupin bakterií v surové odpadní vodě (spočítáno z výsledků mikrobiologické laboratoře VÚV TGM)

bakterie z kmene *Firmicutes* – využívány jako indikátor fekálního znečištění), které se zároveň podílejí na asimilativní redukci sulfátu. K disimilativní redukci sulfátu dochází působením např. druhů rodů *Desulf vibrio*, *Desulfomaculum*, *Desulfomonas* (čeleď *Deltaproteobacteria*).

Ze zdravotního hlediska je nejdůležitější výskyt patogenních mikroorganismů (v odpadní vodě v četnostech řádově stovky jednotlivých patogenů v 1 ml), který je nepřímo monitorován na základě výskytu indikátorů fekálního znečištění (podrobněji o indikátorech fekálního znečištění pojednává kapitola 13.4). Relativní zastoupení celkového počtu bakterií, indikátorů fekálního znečištění (*E. coli*) a patogenů (jako příklad je uveden *Campylobacter* spp.) v běžné surové odpadní vodě je uvedeno na obr. 40. Z obrázku je patrné, že indikátorové bakterie tvoří jenom zlomek celkového počtu bakterií přítomných v odpadní vodě (0,4 %) a patogenů je ještě méně (0,001 %).

### 13.3 Patogenní mikroorganismy v odpadních vodách

Patogenní (choroboplodné) mikroorganismy jsou z hlediska ochrany zdraví nejvýznamnější, protože při dostatečně vysoké infekční dávce způsobují u vnímavého jedince vždy onemocnění (jedná se o tzv. primární patogeny). Patogeny lze rozdělit na bakterie, viry a prvoky. Druhů patogenů je značné množství a v odpadních vodách se vyskytují nárazově, protože jsou vylučovány pouze infikovanými jedinci (buď přímo nemocnými, nebo bacilonosiči). Obecně lze konstatovat, že u větších zdrojů znečištění je větší pravděpodobnost výskytu patogenních mikroorganismů v odpadní vodě než u menších, lokálních zdrojů, které zahrnují fekální znečištění z relativně omezených komunit. Nečištěná nebo nedostatečně čištěná odpadní voda může být zdrojem patogenů, které se přenášejí především fekálně-orální cestou.

Primární expozice spojené s patogeny v odpadních vodách jsou (Campos, 2008):

- přímý kontakt s odpadní nebo nedostatečně čištěnou odpadní vodou,
- konzumace produktů zavlažovaných odpadní vodou,
- konzumace zvířecích produktů, které byly odpadní vodou infikovány.

Kromě fekálně-orálního přenosu je však nutné připomenout i další velmi významné brány infekce (např. poraněná kůže, sliznice očí, nosu), kterými může patogen přímo vniknout do krevního řečiště (aerosoly, koupání apod.).

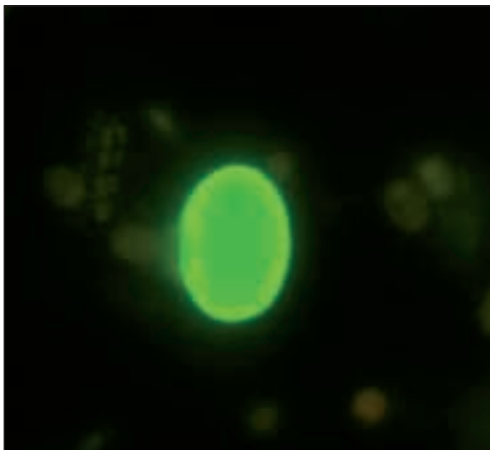
Seznam nejvýznamnějších patogenních mikroorganismů a organismů je uveden v tabulce 14. Vedle primárních patogenů ještě existují tzv. příležitostné (oportunní) patogeny, které vyvolávají onemocnění především u oslabených

**Tabulka 14.** Hlavní patogenní mikroorganismy/organismy, které se přenášejí fekálně orální cestou

Skupina	Taxonomické zařazení	Hlavní onemocnění	Poznámka
Bakterie	<i>Salmonella typhi</i> , <i>S. paratyphi</i>	tyfus, paratyfus	další sérotypy salmonel jsou spíše příležitostně patogenní a způsobují gastroenteritidy
	<i>Shigella</i>	bacilární dyzentérie	postačuje nízká infekční dávka; méně než 100 buněk
	patogenní <i>E. coli</i>	gastroenteritidy, hemolyticko uremický syndrom	postačuje nízká infekční dávka; méně než 100 buněk
	<i>Yersinia enterocolitica</i>	gastroenteritidy	
	<i>Campylobacter jejuni</i>	gastroenteritidy	postačuje nízká infekční dávka; stovky buněk
Enterické viry	Enteroviry (polioviry, viry hepatitidy A aj.)	průjmy, horečky, meningitidy, hepatitidy	široká a relativně heterogenní skupina virů; např. Rose aj. (2004) detekovali v surové odpadní vodě enteroviry v řádovém množství 10 <sup>0</sup> až 10 <sup>2</sup> MPN/100 ml
	Noroviry	horečky, průjmy	
	Reoviry	respirační onemocnění	
	Rotaviry	horečky, průjmy	
	Adenoviry	gastroenteritidy, akutní záněty spojivek, respirační onemocnění	
	Norwalk viry	gastroenteritidy	
	Astroviry	gastroenteritidy	
Prvoci	<i>Giardia</i>	průjmové onemocnění s možným poškozením jater	onemocnění se nazývá giardiáza
	<i>Cryptosporidium</i>	průjmy	onemocnění se nazývá kryptosporidiáza
	<i>Entamoeba histolytica</i>	gastroenteritida s těžkými průjmy	
Červi	<i>Nematoda</i> (hlístice)	nechutenství, zvracení, bolesti hlavy	jedná se o parazity; patří sem např. škravka ( <i>Ascaris</i> ) nebo tenkohlavec ( <i>Trichuris</i> ); mezi další parazity patří např. tasemnice ( <i>Taenia</i> ); jejich vajíčka lze stavit přímo a životaschopnost může být změněna



jedinců (děti, staří lidé, imunodeficientní osoby apod.). Příležitostných patogenů je ještě významně větší množství než primárních patogenů (z fekálních bakterií se jedná např. o většinu druhů z čeledi *Enterobacteriaceae*, patří sem prakticky všechny enterokoky apod.).



Obr. 41. Cysta prvoku rodu *Giardia*, ve fázovém kontrastu – vlevo; fluorescenčně barvená FITC – vpravo (foto P. Pumann)



Obr. 42. *Campylobacter jejuni* na CCDA médiu (foto D. Baudišová)



Obr. 43. *Salmonella enteritidis* na chromogenním médiu (Rambach agar) (foto D. Baudišová)

Každý patogenní mikroorganismus je nutné stanovovat zvlášť, mnohdy jsou používané metody velmi složité a v řadě případů je nezbytné použít metod molekulární biologie. Proto se pro hygienickou kontrolu čištěných odpadních vod používají tzv. indikátory fekálního znečištění (podrobněji o indikátorech fekálního znečištění pojednává kapitola 13.4).

Proces čištění odpadních vod výskyt patogenních mikroorganismů významně redukuje, některé patogeny jsou však schopné přežívat, popř. se i pomnožovat (Campos, 2008). Vybrané patogenní mikroorganismy ilustrují *obrázky 41–43*.

### 13.4 Indikátory fekálního znečištění

Pro běžné posouzení mikrobiální kvality odpadních vod a účinnosti čištění se tradičně používají tzv. indikátory, z nichž nejznámější a nejvýznamnější jsou indikátory fekálního znečištění. Jsou to vybrané skupiny mikroorganismů, jejichž přítomnost nebo jejich zvýšený počet ve vodě může signalizovat znečištění fekálního původu. Indikátory fekálního znečištění lze s výhodou využít nejen pro posouzení hygienické nezávadnosti vody, ale rovněž pro posouzení účinnosti čištění konkrétního technologického stupně, účinnosti dezinfekce apod.

Indikátor fekálního znečištění by měl podle autora Bitton (2011) splňovat následující kritéria:

- měl by být součástí střevní mikroflóry teplokrevných živočichů (včetně člověka),
- měl by být přítomen, pokud jsou přítomny patogeny,
- měl by být přítomen ve větším množství ve srovnání s patogeny,
- vůči dezinfekci a vlivům prostředí by měl být alespoň srovnatelně rezistentní jako přítomné patogeny,
- neměl by se v prostředí pomnožovat,
- měl by být jednoduše, rychle a levně detekovatelný,
- neměl by být striktně patogenní.

Při mikrobiologických analýzách odpadních vod je třeba kromě výběru vhodných ukazatelů dbát zejména na správný odběr vzorků a vzhledem k jejich velké nestabilitě také na co nejrychlejší zpracování v laboratoři. Podle normy ČSN EN ISO 19458 je vzorek na stanovení běžných indikátorů fekálního znečištění stabilní maximálně 12 hodin (*doporučená hodnota*) až 18 hodin (*přijatelná hodnota*) po odběru, podle našich výzkumů (Baudišová, 2011) je vzorek odpadní vody stabilní maximálně 4 až 6 hodin. Zároveň je třeba při plánování odběrů zohlednit možné cyklické denní kolísání počtů mikroorga-

nismů v odpadní vodě, které může být patrné zejména u menších zdrojů díky nerovnoměrnému přítoku odpadních vod, a také případné sezonní změny.

Klasickým (a v minulosti významně používaným) indikátorem fekálního znečištění jsou **koliformní bakterie** (veškeré koliformní bakterie, total coliforms). Patří sem většina druhů bakterií z čeledi *Enterobacteriaceae* (dříve podle definice tyto kmeny měly fermentovat laktózu, dnes postačuje aktivita enzymu  $\beta$ -D-galaktosidázy, tj. enzymu, který štěpí disacharid laktózu na glukózu a  $\beta$ -D-galaktózu). Tato skupina bakterií, jak již jejich název naznačuje (COLI = COLON = střevo), byla s fekálním znečištěním od začátku 20. století spojována. Nicméně díky dalšímu výzkumu a také díky přesnějším metodám analýz se ukázalo, že koliformní bakterie ideálním indikátorem fekálního znečištění nejsou. Jejich zdrojem nemusí být výhradně střevní mikroflóra teplotokrevných živočichů (ale také půda, zbytky rostlin apod.) a ve vodě se některé druhy mohou pomnožovat (není tedy splněn první a pátý bod výše uvedených kritérií). Jedná se například o druhy rodu *Serratia*, *Yersinia*, některé druhy rodů *Citrobacter* a *Enterobacter*. Koliformní bakterie se nyní stanovují pouze v pitné vodě a indikují technologické závady čistícího procesu. Při kontrole čištěných odpadních vod mohou být předmětem kontroly terciárně upravených (včetně dezinfikovaných) odpadních vod určených k dalšímu využití. Pro stanovení koliformních bakterií v odpadních vodách není v současné době k dispozici žádná platná mezinárodní norma, pro dezinfikované odtoky lze použít normu ČSN EN ISO 9308-1. Pro nedezinfikované odtoky metodu podle této normy nelze použít vzhledem k vysokému nárůstu doprovodné mikroflóry na velmi citlivém a málo selektivním médiu. Pro ostatní odpadní vody lze použít českou normu ČSN 75 7837, která však v současnosti nemá žádný mezinárodní ekvivalent.

Podskupinou koliformních bakterií jsou **fekální koliformní bakterie** (faecal coliforms, u nás jsou též známy pod názvem termotolerantní koliformní bakterie, viz *obr. 44*). Tato skupina zahrnuje především některé druhy rodů *Escherichia*, *Klebsiella*, *Citrobacter*, *Enterobacter*. Jsou to ty kmeny koliformních bakterií, které si ponechaly svoje růstové a biochemické vlastnosti i při vyšší teplotě kultivace (44 °C) a jsou více spjaty s fekálním znečištěním. Pro stanovení fekálních koliformních bakterií není v současné době k dispozici žádná platná mezinárodní norma, lze však použít českou normu ČSN 75 7835, která byla vytvořena podle metodiky uvedené v amerických standardních metodách (US EPA 2012) a podle již neplatné normy ISO 9308-1 (byla platná do roku 2000, ale jako EN ISO nebo ČSN EN ISO v této podobě neexistovala; od roku 2000 byla nahrazena revidovanou verzí se stejným číslem, ale jinými metodami bez stanovení fekálních koliformních bakterií). Ideálním indikátorem fekál-

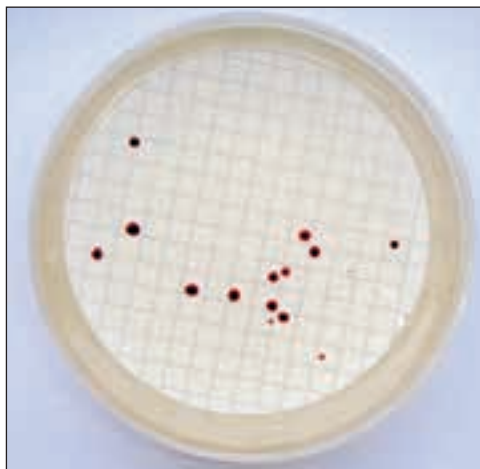


Obr. 44. Fekální koliformní bakterie na mFC agaru (foto D. Baudišová)

ního znečištění, který splňuje všechny předepsané body, je bakteriální druh ***Escherichia coli*** (dále *E. coli*) z čeledi *Enterobacteriaceae* (tento druh je součástí střevní mikroflóry teplokrevných živočichů i člověka, ve vodě se nepomnožuje, přežívá v závislosti na přírodních podmínkách pouze omezenou dobu a lze jej specificky detekovat). Patogenní (enteropatogenní) *E. coli* jsou jen určité sérotypy, které jsou však naštěstí relativně vzácné. *E. coli* se detekuje na principu aktivity enzymu  $\beta$ -D-glukuronidázy, pro stanovení *E. coli* v odpadních vodách je určena metoda podle normy ČSN EN ISO 9308-3 (metoda nejpravděpodobnějšího počtu (MPN) na mikrotitračních destičkách). Tato metoda je selektivní a spolehlivá, nicméně má relativně vysokou mez detekce (15 MPN/100 ml), tudíž není zcela optimální pro velmi čisté vody (například po terciárním čištění nebo dezinfekci). K tomu je ještě nutné poznamenat, že pokud by touto metodou byly dlouhodobě poskytovány výsledky „< 15 MPN/100 ml“, byly by obtížně využitelné pro jakékoliv další statistické zpracování. Pro stanovení *E. coli* v odpadních vodách lze též použít metodu podle české normy ČSN 75 7835.

**Intestinální enterokoky** (viz obr. 45) jsou též velmi vhodným indikátorem fekálního znečištění a svým charakterem doplňují stanovení *E. coli*. Většina druhů pochází ze střevního traktu teplokrevných živočichů a člověka (výjimku tvoří například druh *Enterococcus casseliflavus*) a vzhledem ke svým vlastnostem (nejedná se o gramnegativní tyčinky, ale o grampozitivní koky) se odlišně chovají vůči dezinfekčním činidlům apod. Pro stanovení intestinálních enterokoků v odpadních vodách je určena metoda podle normy ČSN EN ISO 7899-1

(metoda nejpravděpodobnějšího počtu (MPN) na mikrotitračních destičkách). Tato metoda je selektivní a spolehlivá, nicméně má opět relativně vysokou mez detekce (15 MPN/100 ml), tudíž není zcela optimální pro velmi čisté vody (například po terciárním čištění nebo dezinfekci). Lze též použít běžně užívanou metodu podle normy ČSN EN ISO 7899-2 (metoda membránových filtrů), velký důraz však musí být kladen na provedení předepsaných konfirmačních testů.



Obr. 45. *Intestinální enterokoky na médiu podle Slanetze-Bartleyové (foto D. Baudišová)*

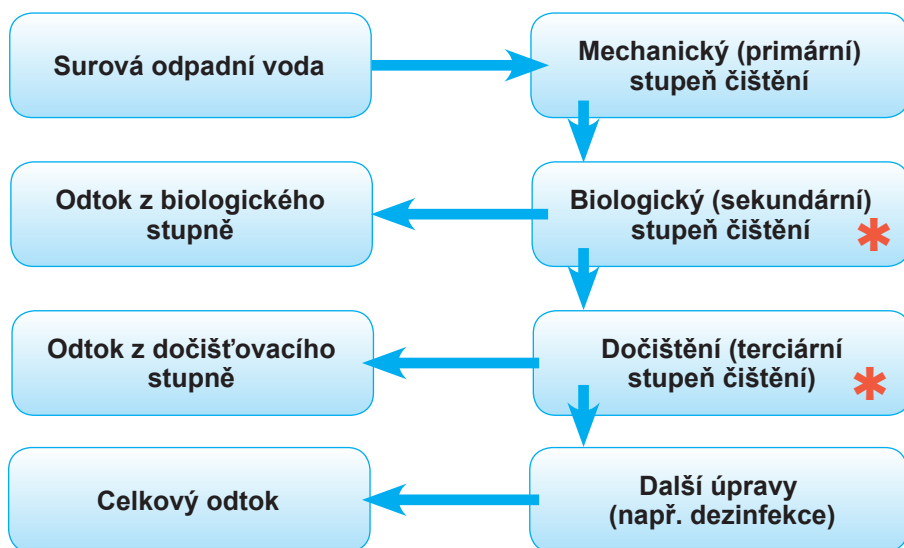
Zvláštním, dosud nepříliš využívaným indikátorem fekálního znečištění jsou somatické kolifágy. Jedná se o bakteriální viry, napadající specifické hostitelské kmeny *E. coli*. Při výzkumu čistírenských procesů je tento indikátor velmi výhodný, protože se jedná o virus, a tudíž je možné pomocí něj sledovat eliminaci patogenních enterických virů čistícím procesem. Nevýhodou je, že obsah kolifágů i v odpadních vodách je významně nižší (až o několik řádů), než je tomu u indikátorových bakterií. Somatické kolifágy se stanovují plakovou titrací (výsledky se uvádějí v jednotkách PTJ/ml) a tato metoda má mez detekce 1 PTJ/ml (v případě třech paralelních stanovení 0,33 PTJ/ml, tj. 33 PTJ/100 ml). Plaková titrace spočívá v kultivaci suspenze hostitelského kmene bakterií v polotuhém médiu společně se vzorkem vody (s očekávaným obsahem kolifágů). Bakteriální kmen se namnoží a v místech, kde je přítomen kolifág (který bakteriální kmen zničí), je prázdné místo, tzv. „plak“. Plaky se spočítají a výsledek

se přepočítá na 1 ml, popř. 100 ml vzorku. Pro stanovení somatických kolifágů ve vodách je určena metoda podle normy ČSN EN ISO 10705-2.

### 13.5 Eliminace mikrobiálního znečištění jednotlivými stupni biologického čištění

#### 13.5.1 Obecně

Obecné schéma čištění odpadních vod je uvedeno na *obr. 46*. Je jednoznačné, že každý stupeň čištění přispívá k určité eliminaci mikrobiálního znečištění. Extenzivní způsoby čištění odpadních vod (kořenové čistírny, biologické nádrže, zemní filtry), které u malých zdrojů znečištění (např. obce či jednotlivé objekty) slouží jako biologický stupeň čištění a u velkých (klasických aktivačních) čistíren mohou sloužit jako relativně levné a ekologicky šetrné dočištění odpadních vod (terciární stupeň čištění), jsou ve schématu označeny \*



Obr. 46. Obecné schéma čištění odpadních vod

Vlastní hodnocení eliminace mikrobiálního znečištění významně souvisí s hodnotami sledovaných ukazatelů v surové odpadní vodě, které je většinou kolísavé. Proto je vhodnější a jednoznačnější hodnotit kvalitu vyčištěné vody na odtoku z příslušného stupně než vlastní eliminaci, která je i při snížení znečištění o pouhý jeden řád (což je naprosto nedostatečné) 90 %.

Jak již bylo uvedeno v kapitole 13.2, splašková odpadní voda obsahuje řádově  $10^7$  bakterií v 1 ml, hlavní indikátor fekálního znečištění – *E. coli* – je obvykle detekována v množství o dva řády nižším. Surová odpadní voda, pocházející z menších zdrojů (např. menší obce, drobné podniky), obsahuje zhruba o řád méně fekálních bakterií (tj.  $10^4$  KTJ/ml) než surová odpadní voda z větších zdrojů. Kolísání fekálních bakterií v odpadní vodě bývá způsobeno především velkým ovlivňováním surové odpadní vody balastními vodami. Významné cyklické změny během 24hodinového sledování nebyly zaznamenány ani u velkých ČOV, ani u malých zdrojů (Baudišová, 2011; Mlejnská aj., 2009). Variační koeficienty mezi jednotlivými prostými vzorky odebranými během 24 hodin obvykle nepřesáhly 100 %.

### 13.5.2 Mechanické předčištění (primární stupeň čištění)

Jak již bylo podrobně uvedeno v kapitole 2, v mechanickém předčištění dochází k odstraňování znečištění prostou sedimentací. U velkých ČOV bylo zjištěno snížení mikrobiálního znečištění přibližně o jeden řád (Baudišová, dosud nepublikované výsledky), u menších zdrojů nebylo žádné významné snížení mikrobiálního znečištění mechanickým předčištěním zaznamenáno (Mlejnská aj., 2009).

### 13.5.3 Biologický stupeň čištění (sekundární stupeň čištění)

Klasické biologické čištění odpadních vod založené na principu aktivačních nádrží snižuje počty fekálních bakterií o 2–3 řády (Baudišová, 2011; Baudišová aj., 2012; Fleischer aj., 2000), odtok ze sekundárního stupně čištění tak obsahuje indikátory fekálního znečištění v množství řádově stovky KTJ/ml. Tato úroveň čištění odpadních vod bez dočištění zpravidla nedovoluje další využití vyčištěné odpadní vody například v zemědělství, a může v citlivých oblastech znečišťovat povrchové toky, do kterých je vypouštěna. Tyto výsledky jsou ve shodě i s dalšími autory (např. Rose aj., 2004; Alcalde aj., 2012). Z patogenních mikroorganismů byl v biologicky čištěné odpadní vodě detekován termotolerantní *Campylobacter* řádově v jednotkách KTJ/ml, salmonely byly v objemech 100 ml a 1 000 ml detekovány ve 33 % případů (Baudišová a Benáková, 2011). Cysty parazitárních prvoků (*Giardia* spp.) byly sekundárním čištěním eliminovány z 97,7 až 99,8 % a oocysty (*Cryptosporidium* spp.) z 0 až 99,4 % (Rose aj., 2004). Autoři Garrido aj. (2014) studovali mikrobiální společenstva v sekundárních odtocích ze dvou velkých ČOV (64 tis. a 2 mil. EO) a v obou převládali zástupci kmene *Bacteroidetes* a čeledí *Betaproteobacteria* a *Gammaeobacteria*. Velká změna ve struktuře společenstva přišla

až po terciárním stupni čištění, který představoval kombinaci koagulace, flokulace, filtrace a UV dezinfekce, kde jednoznačně převládali zástupci třídy *Betaproteobacteria* a kmene *Firmicutes*.

#### 13.5.4 Biologické rybníky a stabilizační nádrže

Biologické rybníky a stabilizační nádrže (podrobněji viz kapitolu 3) se od ostatních čistírenských technologií liší zejména tím, že velký vliv na čištění má činnost mikroskopických řas, a proto se tyto procesy spíše podobají procesům samočištění ve znečištěných jezerech, nádržích apod. (Pearson, 2005). Zároveň jsou čistící procesy náročnější na prostor a čas a jsou mnohem méně kontrolovatelné.

Nejspolehlivějšími faktory ovlivňujícími míru odstraňování fekálního znečištění jsou (Schumacher a Sekoulov, 2003; Design manual, 1998):

- dostatečná doba zdržení,
- vysoké pH (> 9) – vyskytuje se v nádržích díky intenzivní fotosyntéze,
- vysoká intenzita slunečního záření a vysoká koncentrace rozpuštěného kyslíku.

Autoři Mascher aj. (2003) studovali vliv slunečního světla na eliminaci indikátorových bakterií v malých rybnících s různým zákalem. Potvrdili, že se rychlost redukce mikrobiálního znečištění významně zvyšuje s intenzitou slunečního záření. Nejvíce rezistentní byly enterokoky (druh *Enterococcus faecalis*). Matematický model dočištění odpadních vod v biologických nádržích předložili autoři Barbagallo aj. (2003). Jejich závěry jsou v plné shodě s předchozími pracemi, neboť zjistili největší ovlivnění redukce mikrobiálního znečištění slunečním svitem. Srovnáním účinnosti odstraňování mikroorganismů a parazitického prvoka *Giardia lamblia* v mechanicko-biologické komunální ČOV a v biologických nádržích se zabývali autoři Tagliareni a Ecker (1997). Surová odpadní voda přitékající do mechanicko-biologické ČOV byla více kontaminována než odpadní voda přitékající do biologických nádrží, nicméně v obou případech byla zaznamenána redukce o 2 až 5 řádů. Kadlec (2003) uvádí, že průměrná účinnost odstraňování fekálních koliformních bakterií v biologických nádržích je 99,8 %.

Přítomnost fekálních koliformních bakterií v biologických nádržích je dále velmi ovlivněna počasím. Zhodnocením vlivu hydrodynamického režimu na odstraňování mikrobiálních organismů se zabývali autoři Brissaud aj. (2003). Míchání se zdá být hlavním rysem v dynamice nádrže a je velmi citlivé k vnějším klimatickým podmínkám. Mechanismy, které ho řídí, jsou denní změny



v teplotách vody, a tedy i její hustoty, a povětrnostní podmínky (větrná frikce čili tření na povrchu nádrže). Oba zmíněné mechanismy jsou striktně řízeny klimatickými podmínkami a navzájem se mohou kombinovat. Struktura míchá-ní a tím i nejkratší doba zdržení závisí na dominanci toho kterého mechanismu. Z tohoto důvodu se mohou objevit v závislosti na různých klimatických jevech významné rozdíly v míře dezinfekce, které se mohou i skokově změnit nejen ze dne na den, ale téměř během hodiny, a to zejména v případě, že odtok tvoří zejména voda z povrchu nádrže.

Z hygienického hlediska je velmi důležitá schopnost biologických nádrží snížit obsah koliformních bakterií v odpadní vodě o minimálně 90 % (Just, 2003; Graae aj., 1998) či 95 % (Effenberger a Duroň, 1989). Dosáhnout takových účinností nebývá v případě biologických nádrží problémem. Autoři Reinoso aj. (2008) srovnávali účinnost odstraňování bakterií v kořenových čistírnách různého typu a v biologickém rybníku. Výsledky z biologického rybníka byly nejlepší, nicméně ani zde nebyla účinnost taková, aby byly splněny limity WHO (1989) pro jakost vody k závlahám – tedy méně než 10 KTJ/ml. V další práci se zabývali tří autoři (Reinoso aj., 2011) mechanismem odstraňování parazitů a redukce indikátorových mikroorganismů v systému čtyř biologických rybníků v severozápadním Španělsku. Byly zjištěny významné sezonní rozdíly. Rozmezí redukce studovaných mikroorganismů ze surové odpadní vody se pohybovalo od 1,4 řádu (kolifágy v zimě) do 5 řádů (*E. coli* v létě). Oocysty prvoka rodu *Cryptosporidium* byly redukovány průměrně o 96 %, cysty *Giardia* o 98 %, vajíčka červů byla eliminována ze 100 %. Přestože doba zdržení v systému byla pouze šest dní, odtok splňoval limity WHO (1989) pro závlahy. Hlavní úlohu v eliminaci mikrobiálního znečištění přisuzují autoři sedimentaci, vedlejší úlohu potom slunečnímu svitu, teplotě, pH, koncentraci rozpuštěného kyslíku a faktoru predace. Stejně faktory působí i na eliminaci virů (Bitton, 2011). Autoři Mosteo aj. (2013) studovali eliminaci mikrobiálního znečištění v lagunách, které používali jako terciární stupeň čištění (dočištění) a prokázali jejich významný dezinfekční efekt. U většiny ukazatelů (*E. coli*, enterokoky) byla redukce vyšší než 90 %. Ze studovaných parazitů (*Giardia*, *Cryptosporidium*, vajíčka červů) nebyl žádný pozitivní záchyt v odtoku z tohoto terciárního stupně čištění. Autoři však upozorňují na možnosti přežívání patogenních, volně žijících améb.

Ve Výzkumném ústavu vodohospodářském jsme pravidelně testovali stabilizační nádrže využívané jako extenzivní způsob čištění odpadních vod na šesti lokalitách (2 roky sledování, n = 11 až 14): od jednoduchých biologických rybníků (Ločnice/Nesměň, Soběnov, Kobylice) s prostou usazovací nádrží až po složitější systémy dvou biologických nádrží (Malonty, Český Rudolec, Sta-

ré Město pod Landštejnem) s přídavnou aerací (Mlejnská aj., 2009). Podrobné zhodnocení mikrobiologických ukazatelů je uvedeno v práci Baudišová (2008). I přes nižší počty hygienicky významných mikroorganismů v surové odpadní vodě byla zaznamenána jejich relativně vysoká eliminace (ve většině případů přes 99 %), což je ve shodě i s řadou výše citovaných autorů. Nejlepší výsledky čištění byly dosahovány na lokalitách se složitějším systémem čištění odpadních vod. Odtoky ze dvou biologických nádrží (Český Rudolec, Staré Město pod Landštejnem) by na základě hodnocení podle geometrického průměru výsledků splňovaly požadavky na jakost vody pro závlahu podle ČSN 757143 i WHO (1989). Podle očekávání byly dosaženy lepší výsledky eliminace hygienicky významných mikroorganismů v letním období, kdy se v některých případech hodnoty fekálních koliformních bakterií, *E. coli* a enterokoků v odtocích pohybovaly dokonce pod hodnotou 5 KTJ/ml.

Systém dvou sériově zapojených stabilizačních nádrží jako terciární stupeň čištění za klasickou aktivační ČOV byl zkoumán na lokalitě Zbytiny (Baudišová aj., 2012). Hodnoty indikátorových bakterií v přítoku do prvního stabilizačního rybníku (odtok ze sekundárního stupně čištění) se postupně snížily z  $10^2$  KTJ/ml až na hodnoty  $< 1$  KTJ/ml na odtoku z druhé biologické nádrže. Zároveň došlo v biologických nádržích ke změnám ve složení mikrobiálního společenstva. V první stabilizační nádrži došlo k významnému zvýšení zastoupení bakteriální skupiny *Cytophaga-Flavobacterium* na úkor bakterií z čeledí *Betaproteobacteria* a *Gammaproteobacteria*. Tato skupina bakterií je zodpovědná za rozklad složitých uhlíkatých polymerů.

### 13.5.5 Kořenové čistírny odpadních vod

Kořenové čistírny odpadních vod (dále KČOV) jsou z extenzivních způsobů čištění odpadních vod nejvíce prostudovány. V České republice se problematikou kořenových čistíren odpadních vod dlouhá léta zabývala pracovní skupina okolo Ing. Vymazala (dnes firma ENKI) a také kolem prof. Šálka. V letech 1996–1997 studovali (Vymazal aj., 2001) tři kořenové ČOV s podpovrchovým horizontálním prouděním (komunální, o velikosti 150 EO, 200 EO a 300 EO). Detekovali více než 70 druhů bakterií, améb, sinic, řas a prvoků se saprobiologickou informací. V průběhu čištění odpadních vod v KČOV se kvalita vody zlepšila o 2–3 řády. V roce 1998 až 1999 byla studována KČOV Nučice o velikosti 650 EO (Vymazal aj., 2001b) s porostem chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) a rákosu obecného (*Phragmites australis*). Tato KČOV odstraňovala mezofilní bakterie v 98,6 %, psychofilní bakterie v 97,5 %, koliformní bakterie v 99,3 %, anaerobní bakterie v 98,3 % a fekální streptokoky (enterokoky)

v 99,8 %. Bylo zjištěno, že hlavní krok odstraňování bakterií v kořenových polích je v prvních metrech za rozdělovacím potrubím (za vtokem), více bakterií bylo detekováno na kořenech *Phragmites australis* než *Phalaris arundinacea*. Autoři nezaznamenali žádné významné sezonní výkyvy.

Ve Výzkumném ústavu vodohospodářském byly studovány různé KČOV v rámci výzkumného záměru MZP0002071101 (Mlejnská aj., 2009), podrobné zhodnocení mikrobiologických ukazatelů je uvedeno v práci Baudišová (2008). Byly sledovány dvě KČOV (Tachov – jedno kruhové kořenové pole o ploše 500 m<sup>2</sup>, Sv. Jan – dvě paralelně zapojená kořenová pole o celkové ploše 768 m<sup>2</sup>), na obou lokalitách bylo dvakrát provedeno 24hodinové sledování (vzorkování ve dvouhodinových intervalech) v letním a zimním období a dále byly v průběhu tří let opakovaně odebírány prosté vzorky odtoků k mikrobiologickému rozboru. Průměrné dosažené výsledky jsou srovnatelné s hodnotami fekálních koliformních bakterií v odtocích z biologických nádrží a byly zaznamenány i jisté sezonní rozdíly. Naopak v průběhu 24hodinového sledování nebyly zjištěny významné rozdíly mezi jednotlivými prostými vzorky. Eliminace mikrobiálního znečištění v KČOV byla studována i na dalších lokalitách. Zjištěné údaje potvrzují informace, že výskyt patogenních mikroorganismů přítomných v odpadní vodě je ve filtračních polích eliminován velmi výrazně. V relativní vzdálenosti 20 % od přítoku je úbytek > 90 % (v některých případech až 99 %). Podle výsledků sledování kvality vody na KČOV Dražovice (tři sériově zapojená kořenová pole o celkové ploše 3 900 m<sup>2</sup> doplněná o biologickou dočišťovací nádrž s plochou 780 m<sup>2</sup>) bylo průměrné snížení výskytu fekálních koliformních a koliformních bakterií 98,6 %, resp. 98,5 % na odtoku z biologické dočišťovací nádrže (snížení počtu KTJ/ml o dva řády, resp. pro koliformní bakterie až o tři řády), za kořenovými filtračními poli to bylo 90,3 %, resp. 89,4 %. Ke snižování počtů fekálních koliformních bakterií a koliformních bakterií až o tři řády (účinnost blízká 95 až 99 %) dochází na KČOV Žernovník (tři sériově zapojená kořenová pole o celkové ploše 2 260 m<sup>2</sup>), Myslibořice (dvě paralelně zapojená kořenová pole o celkové ploše 2 400 m<sup>2</sup>) a Olší nad Oslavou (tři sériově zapojená kořenová pole o celkové ploše 2 260 m<sup>2</sup>). V Olší nad Oslavou byly díky velkému naředění odpadních vod balastními vodami dosahovány odtokové hodnoty až na úrovni jednotek KTJ/ml v průběhu celého sledovaného období. Na těchto třech čistírnách byly sledovány také počty *E. coli* a enterokoků v odpadní vodě. Opět byl zjištěn pokles počtů obou ukazatelů mikrobiálního znečištění až o tři řády, přičemž na KČOV Olší nad Oslavou byly na odtoku zjištěny počty pro enterokoky 0 až 20 KTJ/ml a pro *Escherichia coli* 0 až 5 KTJ/ml.

V evropských zemích se KČOV používají často pro dočištění biologicky vyčištěných odpadních vod a většina zahraničních literárních údajů se týká těchto systémů. V Německu se mikrobiální diverzitou a přežíváním bakterií z čeledi *Enterobacteriaceae* v šesti pilotních kořenových čistírnách zabývali autoři Vacca aj. (2005). Zjistili snížení heterotrofních mikroorganismů a koliformních bakterií o 1,5 až 2,5 řádu. Pro zjištění diverzity enterobakterií použili metody molekulární biologie (metoda polymerázové řetězové reakce a metoda analýzy jednovláknového konformačního polymorfismu). Výsledky ukázaly, že společenstvo nalezené v kořenových polích je silně závislé na filtračních procesech, filtračním materiálu a typu rostlin, kterými jsou kořenová pole osázena. V Nizozemsku studovali KČOV s vertikálním prouděním autoři Meuleman aj. (2003). Kořenová pole byla porostlá vegetací rákosu obecného (*Phragmites australis*) a byly zde čištěny odpadní vody z rekreační oblasti. Během procesu čištění byla eliminována téměř všechna populace *E. coli* a F-specifické RNA bakteriofágy (účinnost čištění nad 99 %). V další práci (Toet aj., 2005) jsou uvedeny výsledky studia KČOV s povrchovým horizontálním prouděním s vegetací rákosu obecného (*Phragmites australis*) a orobince (*Typha latifolia*). Tento systém redukoval až 92 % fekálních koliformních bakterií. Ve Španělsku byl sledován „HMAE“ systém (Hierarchical Mosaic of Aquatic Ecosystem), původně vyvinutý v Belgii k čištění komunálních odpadních vod. Systém dosahoval účinnost čištění až 99,99 % pro ukazatel fekální koliformní bakterie (Ansola aj., 2003). Další autoři (Molleda aj., 2008) zjistili určité sezonní rozdíly v eliminaci jednotlivých skupin mikroorganismů. Podobný autorský kolektiv (Reinoso aj., 2008) v další práci zjistil, že biologické nádrže eliminují mikroorganismy o něco lépe než KČOV, ale pro eliminaci protozoálních parazitů a somatických kolifágů jsou naopak KČOV lepší, výše uvedené sezonní rozdíly statisticky autorský kolektiv nepotvrdil. Ve středomořském klimatu se podobnou tematikou s obdobnými výsledky zabývali autoři Fontoulakis aj. (2009). Ve Slovinsku byla testována KČOV, která čistila odpadní vody z potravinářského průmyslu (Vrhovšek aj., 1996). Koliformní bakterie byly redukovány z 99 % a enterokoky z 98 %. Ve Velké Británii se problematikou KČOV zabývali např. autoři Scott aj. (2001), kteří sledovali eliminaci oocyst parazitárního prvoka rodu *Cryptosporidium* v mokřadech a zjistili, že hlavní úlohu zde hraje protozoální predace. Autoři Perkins a Hunter (2000) zjistili ve čtyřech paralelních KČOV s převažujícím porostem *Typha* sp. eliminaci střevních bakterií z 85 až 94 %. V práci Hodgson aj. (2004) je prezentován výsledek monitoringu sezonních změn v odtocích z KČOV pomocí mikrobiálních ukazatelů (kolifág MS2, bakteriofág hostitele *Enterobacter cloacae* a antibioticky rezistentní endospora druhu

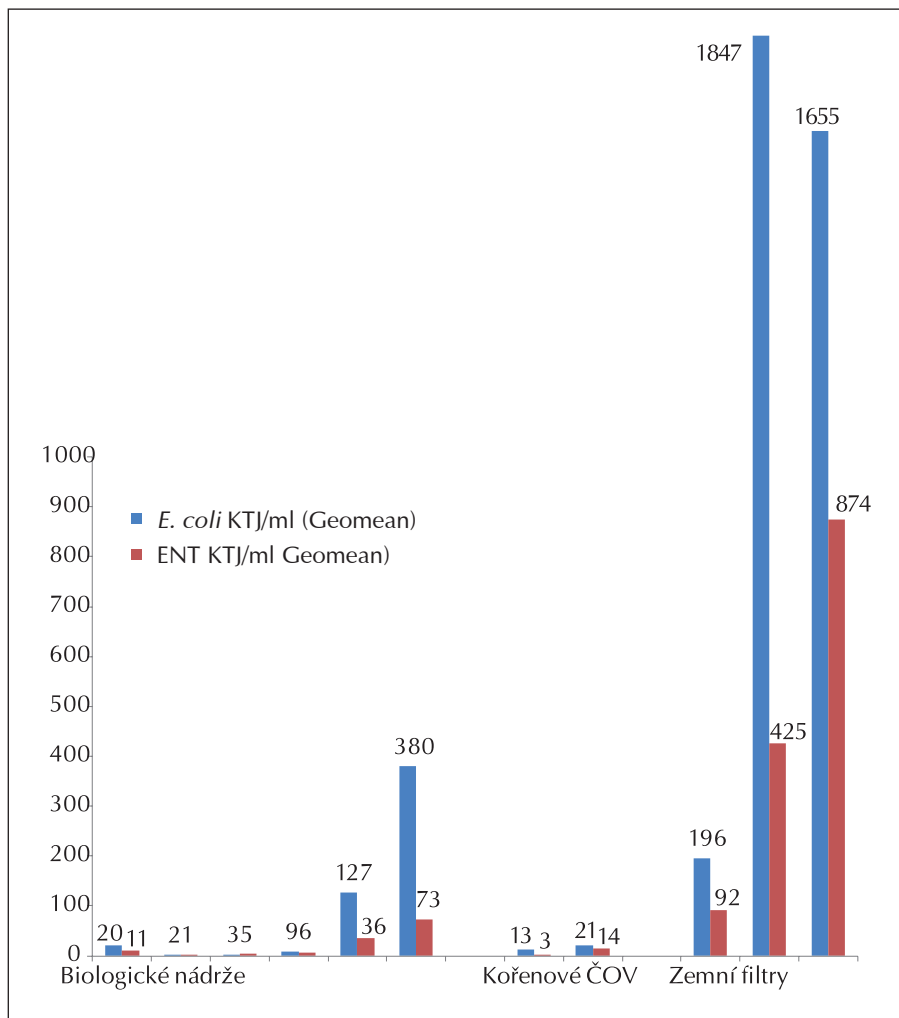
*Bacillus globigii*). V zimním období byl naměřen relativně vysoký průtok (4,113 l/s) a 98 % kolifágů MS2, 92 % fágů *E. cloacae* a 2 % endospor bylo odstraněno během dvou až čtyř hodin; v létě byl průtok menší (0,8 l/s) a odstraněno bylo 23 % MS2, 36 % fágu *E. cloacae* a 14 % endospor. Tyto experimenty neprokázaly, že by bylo vhodné tyto biomarkery pro hodnocení účinnosti KČOV dále využívat. Autoři Hench aj. (2003) studovali KČOV s vegetací (druhy rodů *Typha*, *Scirpus* a *Juncus*) a bez vegetace. Redukce mikrobiálního znečištění byla vyšší v přítomnosti vegetace. Přestože KČOV redukovaly mikrobiální kontaminaci o 1 řád (somatické kolifágy) až 3,7 řádu (fekální koliformní bakterie), voda nesplňovala kritéria pro vyčištěné odpadní vody, neboť odtok (v tomto případě se nejednalo o dočištění, ale o odtok ze sekundárního stupně čištění) obsahoval průměrně 100 000 KTJ/100ml fekálních koliformních bakterií a 5 000 KTJ/100ml intestinálních enterokoků (limit pro západní Virginii, USA je 200 KTJ/100ml pro fekální koliformní bakterie).

### 13.5.6 Čistírenské technologie založené na zemních filtrech

Publikací týkajících se technologií založených na zemních filtrech je velmi málo. Se samostatnou prací, týkající se eliminace mikrobiálního znečištění pouze pomocí této technologie (nikoliv jako další stupeň čištění), jsme se nesečkali. Skrápěné filtry používali jako technologii sekundárního čištění komunálních odpadních vod autoři Mosteo aj. (2013). Hodnoty *E. coli* byly v sekundárních odtocích ze čtyř ČOV průměrně  $7,25 \cdot 10^4$ ,  $7,35 \cdot 10^3$ ,  $8,3 \cdot 10^2$ ,  $1,9 \cdot 10^3$  KTJ/ml, hodnoty enterokoků byly zhruba o řád nižší. Salmonely ani legionely nebyly v odtocích (ve 100 ml) zjištěny. Skrápěné filtry byly dříve (50. léta 20. století) běžně používanou technologií na ČOV různých velikostí i v České republice, postupně jsou však nahrazovány účinnějšími aktivačními nádržemi (kap. 13.5.3).

Ve Výzkumném ústavu vodohospodářském byly studovány různé zemní filtry v rámci výzkumného záměru MZP0002071101 (Mlejnská aj., 2009). Podrobné zhodnocení mikrobiologických ukazatelů je uvedeno v práci Baudišové (2008). Byly testovány tři různé lokality (Tachov – 150 m<sup>2</sup>, Vyskytná – 528 m<sup>2</sup>, Ládví – 276 m<sup>2</sup>), kde bylo provedeno dvakrát 24hodinové sledování (vzorkování ve dvouhodinových intervalech) v letním a zimním období, a dále byly v průběhu tří let opakovaně odebírány prosté vzorky odtoků k mikrobiologickému rozboru. Ve dvou případech byly v průběhu sledování zaznamenány jisté provozní problémy a neuspokojivé výsledky eliminace mikrobiálního znečištění tomu odpovídaly. Díky tomu se technologie redukce mikrobiálního znečištění zemními filtry jeví jako nejméně účinná metoda v rámci extenziv-

ních technologií čištění odpadních vod. Nebyly zaznamenány žádné sezonní rozdíly (na rozdíl od výsledků získaných při využití biologických nádrží, popř. kořenových čistíren odpadních vod), ani rozdíly mezi prostými vzorky během 24hodinového sledování. Srovnání odtoků z výzkumu různých typů extenzivního čištění (Mlejnská aj., 2009) je uvedeno na obr. 47.



Obr. 47. Hodnoty geometrických průměrů (geomean) odtoků – dvouleté sledování různých typů extenzivního znečištění

Eliminaci somatických kolifágů modelovými zemními filtry studovali autoři Al Haddad aj. (2015). Obsah kolifágů v přítékající odpadní vodě byl v rozmezí od 0 do 62 800 PTJ/100 ml. Většina kolifágů byla eliminována do 20 cm hloubky filtru, ve 40 cm a v 80 cm již kolifágy nebyly detekovány. Účinnost eliminace závisí na porozitě zemního filtru, v případě příliš hrubých náplní autoři doporučují upravit (částečně zakolmatovat) zemní filtr bahnem a jílem.

Modelové in situ experimenty pro eliminaci virové a bakteriální kontaminace z domácích splaškových vod pomocí pískové filtrace (různé typy) prováděli autoři Scandura a Sobsey (1997). Byl prokázán vliv srážek, teploty (v zimě horší výsledky), saturace půdy, vzdálenosti od septiku a hladiny spodní vody. V optimálních podmínkách došlo k redukci virů (modelový enterovirus BE-1) až o 9 řádů, jinak průměrně o 5 až 6 řádů. Při hrubší náplni a vyšší hladině podzemní vody však docházelo k její kontaminaci. Výsledky redukce virů a fekálních koliformních bakterií spolu korelovaly jen slabě ( $r = 0,64$ ).

Výsledky redukce bakteriální kontaminace různými způsoby filtrace na sorpčních kolonách (náplně minerální vata a/nebo štěrk se zeolitem) předkládají autoři Vinklárková aj. (2014). Jako přítok do těchto experimentálních kolon byl použit odtok ze septiku (průměrné hodnoty *E. coli*  $1 \cdot 10^3$  KTJ/ml, enterokoky  $6 \cdot 10^2$  KTJ/ml, mikroorganismy kultivovatelné při 22 °C  $1 \cdot 10^6$  KTJ/ml). Minerální vata významně redukovala enterokoky, a to o téměř 100 %, u ostatních ukazatelů nebyla redukce významná. Směs zeolitu se štěrkem dosahovala redukce téměř 100 % u *E. coli*, u ostatních parametrů se pohybovala kolem 50 až 60 %. Další mechanicko-biologickou metodou redukce mikrobiálního znečištění bylo použití testovacích sorpčních kolon s náplní zeolit nebo keramzit na KČOV Dražovice. Jako přítok do těchto experimentálních kolon byla použita mechanicky předčištěná odpadní voda. Obě dvě náplně redukovaly mikrobiální kontaminaci o 1 řád ve všech testovaných ukazatelích (fekální koliformní bakterie, *E. coli*, enterokoky, počty kolonií při 22 °C, počty kolonií při 36 °C).

Mechanismem filtrace šedých vod (před jejich dalším využitím) pomocí písku, kůry z borovice a aktivního uhlí se zabývali autoři Lalander aj. (2013). Jednalo se o modelové pokusy s využitím modelových organismů – kolifágu  $\phi$ X174 a *E. coli* O157 : H7. Se zvyšováním látkového zatížení se v kůře zvyšovala redukce mikroorganismů, v písku a aktivním uhlí se redukce *E. coli* snižovala a redukci kolifágu látkové zatížení nijak neovlivňovalo. Jako mechanismy eliminace mikroorganismů tuto autoři uvádějí jejich zachycení do pórů biofilmu, absorpci nebo kombinaci obou těchto mechanismů; jako nejvhodnější náplň filtrů byla vyhodnocena kůra z borovice (specifický povrch 0,73 m<sup>2</sup>/g, porozita 73 %).

### 13.5.7 Další úpravy a dezinfekce

Významným a často diskutovaným tématem v poslední době je znovuvyužití vyčištěných odpadních vod. Odpadní vody vyčištěné výše uvedenými způsoby v některých případech splňují hygienické limity pro využití v zemědělství, průmyslu i rekreaci; v řadě případů (zejména, pokud čisticí proces končí sekundárním stupněm) však úroveň redukce mikrobiálního znečištění není dostatečná a je nutné přistoupit k dalším úpravám vyčištěné odpadní vody (dezinfekce včetně UV záření), koagulace, membránová filtrace apod.). Tato oblast je v současné době velmi studovaná, ale problematika je značně rozsáhlá a spadá do rámce této kapitoly jen okrajově. Podrobná rešerše, týkající se hygienicky významných mikroorganismů v dočištěných odpadních vodách, je uvedena v příspěvku Benáková a Baudišová (2014), různé způsoby dezinfekce vyčištěných odpadních vod jsou popsány v příspěvku Vojtěchovská Šrámková a Janda (2014). Autoři Podholová aj. (2011) srovnávali čištění odpadní vody koagulací a membránovou filtrací (nanofiltrace a ultrafiltrace). Koagulace snížila počty bakterií na  $10^2$  až  $10^3$  KTJ/ml, zatímco membránová filtrace snížila jejich počty nejčastěji až na nulové hodnoty. Mikrobiální společenstva v odtoku z terciárního stupně čištění (kombinace koagulace, flokulace, filtrace a UV dezinfekce) stejně jako podzemní vody obsahují nejvíce bakterií z čeledi *Betaproteobacteria* a kmene *Firmicutes* (Garrido aj., 2014). Autoři Alcalde aj. (2012) studovali eliminaci různých indikátorových skupin po terciárním stupni čištění (systém chlorace) a zjistili, že počty *E. coli* a enterokoků dobře nekorelují s počty siričitanu redukujících klostridií a somatických kolifágů, které vykazovaly v dočištěné odpadní vodě z indikátorů fekálního znečištění nejvyšší hodnoty (tzn. vysokou rezistenci vůči chloraci).



## 14 Vliv koncentrace kyslíku a vliv teploty

Koncentrace kyslíku v umělých mokřadech přímo ovlivňuje procesy, které v nich budou probíhat. A to zejména při odstraňování sloučenin dusíku z přitékající odpadní vody, protože kyslík je nezbytný zejména k tomu, aby mohla probíhat nitrifikace, tedy přeměna amoniakálního dusíku na dusičnany. Existují tři základní cesty vstupu kyslíku do umělého mokřadu (Petitjean aj., 2011) a to:

- přímý transport z atmosféry,
- vnos rostlinami,
- kyslík rozpuštěný v přitékající odpadní vodě.

Autoři dále uvádějí, že vnos rostlinami je zcela zanedbatelný, hlavní roli hrají konvektivní a disperzivní toky ze vzduchu. Obsah kyslíku se u nekolmatované filtrační náplně pohybuje kolem 15 až 22 %, v kolmatované jsou to pouze cca 2 až 4 % kyslíku. Pokud je využito přerušované plnění mokřadu, má rychlý odtok vyčištěné odpadní vody z filtru významně pozitivní vliv na přenos kyslíku do filtru jak difuzí, tak konvekcí. Z výsledků autorů Kayser a Kunst (2005) je patrné, že difuze je základním procesem transportu kyslíku do filtrační náplně umělého mokřadu. Naopak autoři Petitjean aj. (2012) uvádějí, že hlavním mechanismem vnosu kyslíku do vertikálně protékaných umělých mokřadů, které jsou provozovány se zaplavováním, je konvekce. Bez ohledu na přesný mechanismus vstupu kyslíku do umělého mokřadu se střídavé zaplavování náplně jeví jako cesta k jejich intenzifikaci, tedy ke zvýšení účinnosti odstraňování amoniakálního dusíku. Jak již bylo několikrát zmíněno, vyšší účinnost nitrifikace nacházíme u vertikálně protékaných umělých mokřadů. Větrání je používáno pro ventilaci nižších vrstev náplně. Výměna vzduchu mezi systémem a atmosférou probíhá pomocí konvekčních mechanismů, distribuce kyslíku v systému pak pomocí difuzních mechanismů. Gradient tlaku mezi uzavřenými prostory v systému a atmosférou je hlavním mechanismem výměny vzduchu. Hlavním mechanismem pro distribuci kyslíku v systému je difuze, kde je hnací silou gradient parciálního tlaku kyslíku v médiu (Green aj., 1998). Hlavními parametry, které mohou ovlivnit prostorovou a časovou distribuci a koncentraci kyslíku

v systému, jsou zatopená výška (výška saturované zóny), porozita média, aktivity biomasy a průtok odpadní vody.

Autoři Ye aj. (2012) pracovali s hypotézou, že po jednom až třech letech provozu není účinnost nitrifikace uspokojivá v důsledku nedostatečného zásobování filtrační náplně kyslíkem. Pokus, který autoři prováděli, probíhal na šesti identických vertikálně protékaných umělých mokřadech (délka 1,5 m, šířka 0,5 m, výška 1,4 m) naplněných do výšky 120 cm hrubým pískem, osázených druhem *Phragmites australis*. Výsledky ukazují, že vertikálně odshora dolů koncentrace rozpuštěného kyslíku v odpadní vodě nejprve rostou, a pak klesají. Úroveň rozpuštěného kyslíku pozitivně souvisí s masou biofilmu, který indikuje, že se uplatňují další zdroje přísunu kyslíku do odpadní vody, a to obzvláště v horní části umělého mokřadu. Tento fenomén je v souladu s hypotézou, že transport z atmosféry je hlavním zdrojem kyslíku ve vertikálně protékaných umělých mokřadech (99,9 %). Přibližně 50 % je dodáno do horní vrstvy 0 až 10 cm. Přes 99,8 % kyslíku je využito pro degradaci organických látek (0 až 40 cm) a pro nitrifikaci (40 až 110 cm).

Autoři Tao aj. (2010) prováděli experiment v mokřadu rozděleném na vertikálně dolů protékané (provzdušňované) a nahoru protékané (neprovzdušňované) části, náplní byl písek, obě sekce byly osázeny druhy *Canna generalis* a *Acorus tatarinowii*. Koncentrace kyslíku v dolů protékané sekci rapidně klesala a nedostatek kyslíku byl limitujícím faktorem pro nitrifikaci a odstraňování organického znečištění. V neprovzdušňované kontrole se koncentrace rozpuštěného kyslíku ostře snižovala z počáteční hodnoty 2,3 mg/l na 0,8 mg/l v létě a z 3,0 mg/l na 0,6 mg/l v zimě. Účinnost odstraňování nerozpuštěných látek byla vysoká po celou dobu experimentu a pohybovala se od 93,3 do 95,7 % v provzdušňovaném a od 88,0 do 90,2 % v neprovzdušňovaném mokřadu. Nebyly pozorovány patrné rozdíly mezi letním a zimním obdobím, protože odstraňování nerozpuštěných látek je čistě fyzikální proces. Účinnost odstraňování  $CHSK_{Cr}$  v provzdušňovaném mokřadu se pohybovala v rozmezí od 68,3 do 81,2 %, v neprovzdušňovaném mokřadu byly účinnosti o něco nižší, pohybovaly se v rozmezí od 56,1 do 76,4 %. Ale statisticky významnější rozdíl se projevil mezi účinností čištění  $CHSK_{Cr}$  a  $BSK_5$  v letním a zimním období (13,0 %). Průměrná účinnost odstraňování celkového dusíku byla jednoznačně nižší v zimě a na jaře oproti letnímu období. To bylo způsobeno nižší teplotou a zhoršením red-ox potenciálu v rhizosféře rostlin v chladném období. Průměrná účinnost odstraňování amoniakálního dusíku byla vyšší než 60 % v obou systémech po celou dobu experimentu. V zimním a jarním období v provzdušňovaném mokřadu došlo ke zvýšení účinnosti čištění o 15,0 %, v letním období

potom o 7,8 %. Data potvrzují, že umělá aerace má pozitivní vliv na nitrifikaci. V odtokových koncentracích dusičnanů nebyl pozorován statisticky významný rozdíl. Tyto výsledky ukazují, že kromě koncentrace kyslíku v umělém mokřadu mohou účinnost čištění významně ovlivnit i teploty vzduchu a přitékající odpadní vody. Autoři Platzler a Mauch (1997) uvádějí, že vyšší teplota vede k vyšší biologické aktivitě a vyšším růstovým konstantám. Na jednu stranu vedou tyto výsledky k rychlejšímu rozkladu organických látek vyplňujících póry, ale na druhou stranu jsou póry zaplňovány vyšším přírůstkem biomasy, a to může vést k postupné kolmataci filtrační náplně a tím ke snižování účinnosti čištění. Autoři Gikas a Tsihrintzis (2012) nezjistili statisticky významně odlišné účinnosti čištění při teplotách nad a pod 15 °C u domovního umělého mokřadu pro dvougenerační dům s osmi obyvateli.

## 15 Vliv uspořádání a vliv hloubky umělého mokřadu

Autoři Luederitz aj. (2001) sledovali různě uspořádané umělé mokřady využívané k čištění odpadních vod. V odstraňování organického znečištění byly všechny systémy velice efektivní a v podstatě nebyly zjištěny podstatné rozdíly mezi jednotlivými typy. Výsledky ze sledovaných lokalit také ukazují nepřetržitě dobré účinnosti odstraňování dusíku, a to v horizontálně i vertikálně protékaných umělých mokřadech. Účinnosti čištění v kombinaci biologické nádrže a mokřadu byla výrazně vyšší než v ostatních mokřadech. Výrazný rozdíl se projevil také mezi horizontálně protékaným mokřadem se sklonem 3 % a vertikálně protékaným mokřadem. Výsledky shrnuje *tabulka 15*. Klady a zápory horizontálně a vertikálně protékaných umělých mokřadů ukazuje *tabulka 16*.

**Tabulka 15.** Porovnání účinností čištění horizontálně a vertikálně protékaných mokřadů (Luederitz aj., 2001)

Typ mokřadu	Účinnost čištění [%]			
	CHSK <sub>Cr</sub>	BSK <sub>5</sub>	N <sub>c</sub>	P <sub>c</sub>
horizontální tok, sklon 3 %	91,3	93,1	78,0	95,8
horizontální tok	93,5	95,0	69,7	95,5
vertikální tok	94,6	95,1	48,0	60,5
neprovzdušňovaná BN + vertikální tok	98,3	99,0	93,8	96,8

Také autoři Tanner aj. (2012) sledovali různá uspořádání od horizontálně protékaného šterkového lože přes vertikálně protékané šterkové a pískové lože až po recirkulační systémy. Zjištěné koncentrace znečištění a účinnosti čištění shrnuje *tabulka 17*. Výhody a nevýhody jednotlivých uspořádání podrobně ukazuje *tabulka 18*.

**Tabulka 16.** Porovnání kladů a záporů horizontálně a vertikálně protékaných umělých mokřadů (Luederitz aj., 2001)

	Klady	Zápory
Vertikální tok	Potřeba menší plochy Lepší zásobené kyslíkem Dobrá nitrifikace Jednoduchá hydraulika Vysoká účinnost čištění od začátku	Krátká vzdálenost proudění Špatná denitrifikace Vyšší technické požadavky Snižování účinnosti čištění fosforu (saturace)
Horizontální tok	Možnost dlouhé vzdálenosti proudění Možnost nitrifikace i denitrifikace Tvorba huminových kyselin pro odstraňování dusíku a fosforu Dlouhá životnost	Potřeba větší plochy Pečlivý výpočet hydrauliky nutný pro optimální dodávky kyslíku Rovnoměrná dodávka odpadní vody je komplikovaná

**Tabulka 17.** Přehled koncentrací znečištění a účinností čištění v různých systémech (Tanner aj., 2012)

	NL [g/m <sup>3</sup> ]	BSK <sub>5</sub> [g/m <sup>3</sup> ]	N <sub>c</sub> [g/m <sup>3</sup> ]	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [g/m <sup>3</sup> ]	N-NO <sub>x</sub> [g/m <sup>3</sup> ]	P <sub>c</sub> [g/m <sup>3</sup> ]	DRP [g/m <sup>3</sup> ]
Přítok	72,3	113,5	41,7	32,9	0,2	5,2	3,5
HG	< 3	2,3	21,3	12,7	7,3	2,0	1,2
	>96%	98%	49%	61%	–	62%	45%
VG + C	< 3	1,3	7,0	0,2	5,7	2,3	2,2
	> 96%	99%	83%	99%	–	56%	36%
VS + C	4,4	1,3	15,6	0,5	14,0	1,8	1,7
	94%	99%	63%	98%	–	65%	52%
R(A + VS) + [C]	3,7 [< 3]	1,7 [2,3]	17,7 [2,2]	0,06 [0,05]	16,5 [0,8]	4,0 [3,1]	3,3 [3,1]
	95% [> 96%]	98% [98%]	58% [95%]	99,8% [99,8%]	–	36% [40%]	5% [9%]
R(HG + VS)	3,3	2,2	11,4	0,3	9,9	2,9	2,7
	95%	98%	73%	99%	–	45%	20%

Vysvětlivky: HG – horizontálně podpovrchově protékaný mokřad se šterkovou náplní, VG + C – vertikálně protékaný mokřad se šterkovou náplní následovaný uhlíkovým bioreaktorem, VS + C – vertikálně protékaný mokřad s pískovou náplní následovaný uhlíkovým bioreaktorem, R(A + VS) – recirkulační systém složený z ponořeného nárostového bioreaktoru a vertikálně protékaného mokřadu s pískovou náplní, R(HG + VS) – recirkulační systém složený z horizontálně podpovrchově protékaného mokřadu a vertikálně protékaného mokřadu s pískovou náplní, [C] – uhlíkový bioreaktor

**Tabulka 18.** Přehled výhod a nevýhod různých typů čisticích systémů

Systém	Výhody	Nevýhody
<p>Horizontální podpovrchový tok (HG)</p>	<p>Jednoduchý pasivní systém, může být provozován bez externího zdroje energie, čerpadel nebo požadavků exogenního <math>C_{org}</math>. Schopný dosáhnout standardů sekundárního čištění pro NL a <math>BSK_{5'}</math>, odstraňování <i>E. coli</i> a 30–50% účinnosti pro <math>N^c</math> v závislosti na velikosti a sezonní teplotě.</p>	<p>Velká potřeba plochy 4–8 m<sup>2</sup>/EO. Odstraňování celkového a amoniakálního dusíku je limitováno.</p>
<p>Vertikální následovaný bioreaktorem s aktivním uhlím (VG+C, VS+C)</p>	<p>Schopný odstraňovat vysoké koncentrace NL, <math>BSK_{5'}</math>, <math>N-NH_4^+</math>, <math>N^c</math> a <i>E. coli</i>. Jednoduchý jednostupňový systém zabírající méně než polovinu plochy než HF systémy, mohou být umístěny z poloviny pod zem. Využívá obnovitelné exogenní zdroje <math>C_{org}</math>.</p>	<p>Nízká spotřeba energie pro jeden cyklus, pokud je zajištěn dostatečný gradient (minimálně 1 m) k provozu sifonového dávkovacího zařízení. Mokřadní rostliny, prospěšné mikroorganismy a společenstva bezobratlých v jednocyklových vertikálních systémech jsou ohroženy suchem, pokud neteče žádná odpadní voda. Doplňkový uhlíkatý materiál použitý v bioreaktorech vyžaduje buď pravidelné doplňování a/nebo náhradu při vyčerpání (10–20 let).</p>
<p>Recirkulační systém <math>R(A + VS) + [C]</math> <math>R(HG + VS)</math></p>	<p>Schopný odstraňovat velmi vysoké koncentrace, pokud jsou v kombinaci s uhlíkovým bioreaktorem. Zabírají méně než polovinu plochy než HF systémy, mohou být umístěny z poloviny pod zem. Připojený růstový a uhlíkový bioreaktor – mohou být umístěny pod povrchem. Využívají endogenní <math>C_{org}</math> v přítoku, snižují závislost na exogenních zdrojích. Mokřadní rostliny, prospěšné mikroorganismy a společenstva bezobratlých mohou být při recirkulaci toku zachovány po řadu týdnů, i když neteče žádná odpadní voda. Připojený růstový bioreaktor je relativně odolný vůči kolmataci a v případě potřeby se snadno omlazuje.</p>	<p>Recirkulace není možná bez čerpadla. Středně vysoké energetické nároky k dávkování vertikálního proudění a k recirkulaci. HG mokřady přijímající zředěné odpadní vody mohou být náchylnější k ucpání při recirkulovaném hydraulickém zatížení 5x více než při dopředném toku. Připojený růstový bioreaktor musí být po několika letech odkalován. Uhlíkatý materiál použitý v bioreaktorech vyžaduje buď pravidelné doplňování, a/nebo náhradu při vyčerpání (10–20 let).</p>

Autoři Saeed a Sun (2011) uvádějí, že statistická korelace ukazuje lepší účinnosti pro předpověď odstraňování dusičnanového dusíku a  $CHSK_{Cr}$  v experimentálním vertikálně protékaném umělém mokřadu v porovnání s horizontálně protékaným umělým mokřadem. Nejednoznačná korelace byla pozorována mezi přítékajícím poměrem  $BSK_5/CHSK_{Cr}$  a kinetickým koeficientem pro  $BSK_5$  ve vertikálně i horizontálně protékaném umělém mokřadu. Tato zjištění indikují, že odstraňování rozložitelných organických látek není citlivé k povaze organické hmoty a závisí více na dostupnosti akceptoru elektronů. Vyšší odtokový poměr  $CHSK_{Cr}/N_c$  se shoduje s lepším koeficientem denitrifikační kinetiky pro vertikálně protékaný umělý mokřad.

O vlastnostech biofilmu umělých mokřadů toho bylo zjištěno a publikováno velice málo. Všeobecně se jen malá část výzkumu zaměřuje na analýzy mikroorganismů v umělých mokřadech. Autoři Li aj. (2010a) kultivovali biofilm v umělém mokřadu na posuvných sklech, které byly 10 dní uloženy v experimentálním prostoru, poté byly vzaty do laboratoře. Ve vzorcích z každé vrstvy umělého mokřadu byly jako parametry indikace kvality a množství organické fáze zvoleny parametry obsah sušiny a tloušťka vrstvy biofilmu, které hrají hlavní roli při absorpci a rozkladu kontaminantů. Bylo zjištěno, že se biofilm nejvíce akumuluje v horní vrstvě (0 až 10 cm) a obsah sušiny a tloušťka vrstvy je asi 2 až 3krát vyšší. Sušina i tloušťka vrstvy biofilmu byla v dolů protékaném umělém mokřadu vyšší než v nahoru protékaném. Distribuce biofilmu v substrátu byla stejná s distribucí mikroorganismů, především aerobních. Heterogenita v dolů protékaném umělém mokřadu byla způsobena distribucí odpadní vody, kde voda nejdříve protékala horní vrstvou, ve které se organické znečištění lépe odbourává díky vysoké koncentraci kyslíku. V komoře protékané nahoru byl zaznamenán opačný trend. Bakteriálním společenstvům v umělých mokřadech se věnovali i autoři Domingos aj. (2011). Uvádějí, že vzhledem k tomu, že bakteriální nitrifikace hraje hlavní roli při odstraňování amoniakálního dusíku z přítékajících odpadních vod, je zajímavé charakterizovat společenstva bakterií a jejich distribuci v mokřadním systému. Je známo, že systémy s vyšší diverzitou jsou méně náchylné k poruchám. Amoniak oxidující bakterie (AOB) jsou všudypřítomné a byly izolovány z půd, pitné, brakické a mořské vody, ze sedimentů, slaných jezer i jiných prostředí. Kromě klasických cest odstraňování dusíku, kterými jsou nitrifikace a denitrifikace, mohou existovat ještě další alternativní cesty odstraňování dusíku, jako je anaerobní oxidace amoniaku (Anammox) a úplné autotrofní odstraňování dusíku přes dusitan, které může probíhat v mokřadních sedimentech s vysokou koncentrací amoniakálního dusíku a nízkými koncentracemi kyslíku a uhlíku.

O hybridních systémech, které jsou nejčastěji kombinací vertikálně a horizontálně protékaného umělého mokřadu, podrobně pojednává kapitola 4.2. Využití hybridních systémů je výhodné z důvodu, že v horizontálně protékavých umělých mokřadech probíhá nitrifikace pouze ve velice omezené míře. Ve vertikálně protékavých systémech zato nitrifikace probíhá poměrně dobře, ale uvolňují se přitom vysoké koncentrace dusičnanů, protože v těchto systémech díky vyšší koncentraci kyslíku již neprobíhá denitrifikace, která se naopak velice dobře uskutečňuje v horizontálně protékavých umělých mokřadech. V hybridních systémech mohou být spojeny výhody různých systémů, aby se vzájemně doplňovaly. Obvyklé je dvoustupňové uspořádání vertikálně protékaného kořenového pole následovaného dvěma až třemi horizontálně protékavými poli zapojenými v sérii (Vymazal a Kröpfelová, 2011).

Kromě způsobu proudění odpadní vody umělým mokřadem se na účinnost čištění může projevat i vliv hloubky umělého mokřadu. Autoři Prochaska a Zouboulis (2009) prováděli výzkum v experimentálních vertikálně protékavých umělých mokřadech, které pracovaly s hydraulickým zatížením  $0,05$  až  $0,06 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{den})$  a s látkovým zatížením (vyjádřeno ukazatelem  $\text{BSK}_5$ )  $0,01$  až  $0,04 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{den})$ . Během iniciační klidové periody nebyly nalezeny významné rozdíly v nitrifikačních procesech mezi střední hloubkou a odtokem z mokřadu,  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  bylo odstraňováno z více než 96 %, fosforečnany z 52 % a celkový dusík byl z více než 60 % přeměněn na dusičnany. Tyto hodnoty ukazují, že není potřeba zvýšení hloubky mokřadu ze standardní hloubky 0,6 m na 1 m.



## 16 Kvalita kalů a odpadů a možnost jejich využití v zemědělství

### 16.1 Úvod

Při použití upravených kalů v zemědělství je třeba věnovat pozornost možné kontaminaci půdy, podzemní, popř. povrchové vody a ovzduší. Vyloučení kontaminace půdy a rostlin na ní pěstovaných lze dosáhnout dodržáním koncentračních limitů kontaminujících látek v kalu. V České republice je v platnosti vyhláška č. 382/2001 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, která vedle technických podmínek použití upravených kalů, postupů odběru vzorků kalů a půdy a obsahu programu použití kalů na zemědělskou půdu obsahuje i paragrafy s mezními hodnotami vybraných rizikových látek a prvků. Na zemědělskou půdu mohou být použity pouze kaly, které vyhovují mezním hodnotám koncentrací vybraných rizikových látek a prvků uvedeným v příloze č. 3 této vyhlášky a mikrobiologickým kritériím uvedeným v příloze č. 4 této vyhlášky.

Pro aplikaci na zemědělskou půdu jsou přípustné jen aerobně nebo anaerobně stabilizované kaly. Stabilizací se hygienické vlastnosti kalu výrazně zlepšují, přesto však ani dokonale stabilizovaný kal není materiálem zcela nezávadným (Malý, 1998). Z hlediska procesu hygienizace patří mezi důležité místní předpisy technická norma TNV 75 8090.

Průzkum způsobů hospodaření s produkovanými odpady ukázal, že zatím nejsou zpracovávány jako surovina. Pouze v některých případech jsou stabilizované kaly využívány pro hnojení zemědělských pozemků. Jedním z možných způsobů nakládání se vznikajícími odpady je kompostování.

### 16.2 Kaly z usazovacích a dočišťovacích nádrží

Dlouhodobým testováním vzorků z více usazovacích nádrží extenzivních čistíren v letech 2006 až 2014 nebylo, s výjimkou jednoho vzorku se zvýšeným obsahem mědi, zjištěno překročení obsahu rizikových prvků (těžkých kovů) a látek (PCB, AOX) z hlediska vyhlášky č. 382/2001 Sb. Ve vzorcích sedimentů z dočišťovacích nádrží byl zjištěn menší podíl organických spalitelných látek (o přibližně 50 až 70%) než v kalech z předčištění. Patrný je také úbytek ob-

sahu mědi, zinku a PCB zřejmě v souvislosti s jejich dobrou akumulací nejen do kalu, ale i do makrofytní vegetace kořenových filtrů (Švehla aj., 2008). Detailní údaje k obsahu rizikových prvků dvou vybraných dočišťovacích nádrží publikovali Rozkošný a Sedláček (2013). Analýzy mikrobiálního znečištění kalů a sedimentů (enterokoky, termotolerantní koliformní bakterie) neprokázaly nadlimitní zatížení, odebrané vzorky vyhovovaly limitům stanoveným vyhláškou č. 382/2001 Sb. Množství mikrobiálního znečištění ve vzorcích odebraných z dočišťovacích nádrží bylo výrazně nižší než v případě kalů z předčištění a prakticky splňovalo limity I. kategorie kalů podle zmíněné vyhlášky. V případě vytěžení by bylo možné tento kal aplikovat obecně na zemědělské pozemky.

### **16.3 Filtrační materiál kořenových filtrů**

Změny filtračních materiálů kořenových filtrů podrobně zkoumali např. Hyánková (2005), Švehla aj. (2008), Suchý (2009) apod. Autoři uvádějí změny pórovitosti a hydraulické vodivosti filtračních materiálů v důsledku kolmatace v čase. Procentní podíl kalu v sušině filtračního materiálu se pohyboval v jednotkách procent. V částech kořenových filtrů několika ČOV nejvíce zasažených kolmatací byly zjištěny hodnoty 10 až 16 % kalu v sušině filtračního materiálu. Se vzdáleností od nátoků odpadních vod do kořenových filtrů podíl kalu klesal, a to u všech ČOV sledovaných v mnoha studiích výše uvedenými autory. Tyto poznatky potvrzují také průzkumy filtračních materiálů kořenových filtrů ČOV Dražovice, Hostětín, Myslibořice, Olší nad Oslavou a Pavlínov prováděné VÚV TGM, v.v.i., Brno v letech 2008 až 2012. Podíl spalitelných organických látek (ztráta žháním) v sušině filtračních materiálů obsahujících jednotky procent kalu byl zjištěn do 3%. V roce 2012 byly odebrány vzorky z kořenových filtrů ČOV Dražovice pro zjištění obsahu nutrientů, makroelementů a rizikových prvků. Ztráta žháním vzorků z oblasti nátokových zón činila 13 až 19%, z oblasti odtokových zón do 5%. Obsah vybraných prvků ve frakci pod 0,063 mm byl následující: celkový dusík 19 až 36,4 g/kg sušiny, celkový fosfor 2,5 až 8,5 g/kg, Na 0,5 až 1,1 g/kg, K 3 až 10 g/kg, Ca 19 až 85 g/kg, Mg 4,9 až 8,6 g/kg, Al 12,6 až 35,2 g/kg, Fe 8 až 27 g/kg, Mn 0,27 až 0,37 g/kg sušiny. Obsah rizikových prvků ve stejné frakci byl v následujících rozmezích: As 4,9 až 9,9 mg/kg, Cd 0,5 až 1,1 mg/kg, Cr 20,3 až 95,3 mg/kg, Cu 123 až 453 mg/kg, Hg 0,18 až 0,64 mg/kg, Ni 26,9 až 37,2 mg/kg, Pb 13,6 až 42,7 mg/kg, Zn 679 až 310 mg/kg sušiny. Množství rizikových prvků tedy opět nepřekračuje limitní hodnoty dané vyhláškou o použití kalů v zemědělství a všechny zjištěné údaje odpovídají složení vzorků kalu z let 2006 až 2012 odebraných z usazovacích nádrže, což bylo možné předpokládat. Suchý (2009)

uvádí ve vzorcích separovaných kalů z kolmatovaných filtračních materiálů kořenových filtrů sedmi kořenových čistíren stáří 2 až 6 let následující průměrné hodnoty: celkový fosfor 3 g/kg sušiny, Na 0,6 g/kg, K 2,1 g/kg, Mg 3,7 g/kg, Ca 77 g/kg, Al 6 g/kg, Fe 5 g/kg, Mn 0,08 g/kg, As 2 mg/kg, Cd 0,2 mg/kg, Cr 40,2 mg/kg, Cu 18,5 mg/kg, Hg 0,08 mg/kg, Ni 14,9 mg/kg, Pb 15,5 mg/kg a Zn 273 mg/kg. Zjištěné hodnoty tedy řádově odpovídají námi zjištěným výsledkům. Mikrobiální zatížení kolmatovaných materiálů bylo zjištěno nižší než v případě vlastních kalů z mechanického předčištění, obsah fekálních koliformních bakterií byl v rozpětí  $4,4 \cdot 10^4$  až  $1 \cdot 10^6$  KTJ/g sušiny, obsah enterokoků  $7,6 \cdot 10^3$  až  $9 \cdot 10^5$  KTJ/g sušiny. Lze předpokládat, že po vyplavení kalu z objektů mechanického předčištění a jejich sedimentaci ve filtračních materiálech kořenových filtrů dochází ke stabilizaci, a to v aerobních až anaerobních podmínkách podle tloušťky vrstvy naplaveného materiálu.

#### 16.4 Biomasa vegetace kořenových filtrů

Dalším odpadem produkovaným provozem kořenových čistíren je biomasa makrofytní vegetace, kterou jsou osázeny. Provozní přístupy k údržbě této vegetace jsou různé, od stavu, kdy není biomasa sklížena prakticky od začátku provozu čistírny, přes každoroční spalování v jarních obdobích přímo na povrchu filtrů, až po kosení a sklízení v různých obdobích roku (během vegetačních sezon, na podzim, ke konci zimy) v různém časovém intervalu (každoročně, jednou za několik let). S vývojem aplikace této čistírenské technologie v České republice je možné konstatovat, že pravidelné sklízení vegetace makrofyt vede k její lepší regeneraci (bez sklízení postupem času vegetace řídne, mění se její složení, dochází k náletu a rozvoji druhotné vegetace druhů náročných na živiny), lepší kontrole povrchu filtrů a nedochází k akumulaci biomasy z rozkladu staré vegetace na povrchu filtrů. Množství akumulované hmoty bylo zjištěno u kořenových filtrů bez sklízení vegetace po dobu cca 10 let v rozmezí 2 až 4 cm, ale na jedné ze sledovaných kořenových čistíren dosahoval až 20 cm. Charakter materiálu se blíží kompostu (vlastní pozorování autorského týmu). Výsledky rozborů vzorků biomasy rákosu (*Phragmites australis*) a chrastice (*Phalaris arundinacea*), tedy dvou základních druhů využívaných při realizaci kořenových čistíren v České republice, uvádí podrobně Vymazal aj. (2007; 2009).

#### 16.5 Nakládání se sledovanými materiály

Jak již bylo zmíněno výše, jedním z možných způsobů nakládání s odpady z extenzivních čistíren (kaly, kolmatovaný filtrační materiál, makrofytní vegeta-

ce kořenových filtrů) je kompostování. Povahu materiálu sebraného z povrchu kolmatovaného kořenového filtru ilustruje *obr. 48*.

Jak vyplývá z dlouhodobého sledování kalů z objektů mechanického předčištění extenzivních čistíren, nepřekračuje jejich kontaminace rizikovými prvky a látkami a mikrobiální znečištění limitní hodnoty dané vyhláškou č. 382/2001 Sb. Mikrobiální znečištění kalů je však poměrně proměnlivé v závislosti na míře jejich stabilizace. Pro dosažení větší stability je vhodné více hlídat probíhající procesy, popř. zvolit mezistupeň stabilizace kalů před jejich použitím v zemědělství. Podobné zkušenosti ze zahraničí uvádějí např. autoři Oleszkiewicz (2002) a Uggetti aj. (2010). Jednou z možností je právě kompostování (Uggetti aj., 2010; Nielsen a Willoughby, 2005). Tento proces přináší pozitivní změny vstupních materiálů a snižuje míru jejich kontaminace.

Možnost uplatnění kalů v zemědělství však závisí na dohodě mezi provozovatelem čistíren a zemědělsky hospodařícími subjekty. V obdobích, kdy není zájem ze strany těchto subjektů o kaly, je nutné jejich vyvážení na jiné komunální



*Obr. 48. Materiál sebraný z povrchu části zakolmatované přítokové zóny kořenové čistírny Bezděkov pod Třemšínem (foto archiv VÚV TGM, v.v.i.)*

ČOV s kalovým hospodářstvím. To je pro provozovatele finančně náročnější.

Výsledky pokusného kompostování odpadů z extenzivních čistíren prokázaly vedle výrazného snížení mikrobiálního zatížení i obsah poměrně velkého množství makroelementů využitelných vegetací při aplikaci výsledného produktu na zemědělskou půdu. Pozornost je však nutné věnovat obsahu těžkých kovů, protože ke snížení jejich obsahu kompostováním prakticky nedochází, výsledný obsah je výsledkem poměru míchání jednotlivých složek a při aplikaci je nutné mít informace o obsahu těchto kovů v půdě.

## 17 Závěr

Extenzivní způsoby čištění odpadních vod využívají v přírodě běžné samočisticí procesy, které probíhají v závislosti na typu technologie v půdním, mokřadním nebo vodním prostředí. V České republice jsou v malých obcích do 500 EO poměrně často využívány k čištění splaškových odpadních vod, a to zejména kvůli nižším pořizovacím a provozním nákladům oproti klasickým aktivačním čistírnám.

V případě extenzivních technologií je důraz kladen na jednoduchost obsluhy. Z tohoto důvodu se u extenzivních čistíren mechanické předčištění nejčastěji skládá z hrubých, ručně stíraných česlí, ručně vyklízeného lapáku písku a jednoduché zemní usazovací nádrže, septiku nebo šterbinové usazovací nádrže. Množství nerozpuštěných látek, zachycených v usazovacích nádržích, rozhoduje o životnosti a o nákladech na údržbu filtračních loží kořenových čistíren a zemních filtrů, rychlosti jejich zanášení a o intervalech odkalování biologických nádrží. Dobře fungující mechanické předčištění je proto především u kořenových čistíren a zemních filtrů klíčovým prvkem celého systému. Oproti mechanicko-biologickým čistírnám, zemním filtrům a kořenovým čistírnám mohou biologické nádrže přijmout surovou odpadní vodu bez mechanického předčištění. Znamená to ale problémy se znečišťováním hrubými plaveninami, větší látkové zatížení a rovněž zrychlené zanášení nádrží.

Nejčastěji využívanou extenzivní technologií jsou biologické nádrže, které slouží jak k čištění a dočišťování, tak ke krátkodobé akumulaci odpadních vod. Tvoří je speciální malé účelové nádrže pravidelného či nepravidelného tvaru. Dno bývá zaizolováno jílovým těsněním, fóliemi z plastů nebo umělou kolmatací, navrhuje se ve sklonu 0,5 až 1 %. 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 a menších obcí. Využití mají biologické nádrže také při dočišťování odpadních vod. Jednoznačně nevhodné jsou pro vysoce organicky znečištěné odpadní vody, odpadní vody s extrémními hodnotami pH a toxické odpadní vody.

K přednostem biologických nádrží patří poměrně jednoduché stavební provedení, malé nároky na zvláštní vybavení, energii a speciální technologie a malé provozní náklady. K nejvýraznějším kladům potom patří jejich schopnost poradit si i s výrazně zředěnými odpadními vodami a mnohdy s velmi nerovnoměrným hydraulickým i organickým zatížením.

K nedostatkům nutno zařadit poměrně velkou potřebu plochy na ekvivalentního obyvatele, závislost účinnosti čištění na klimatických poměrech, potřebu přídatné aerace v zimním období, nezbytnost poměrně dlouhé doby zdržení k odbourání amoniakálního dusíku apod. Nevýhodou je také obtížná garantovatelnost výsledků.

Hlavní procesy zajišťující čisticí schopnosti biologických nádrží jsou usazování, adsorpce, aerobní a anaerobní biologický rozklad a růst fytoplanktonu a vyšších rostlin. Biologické nádrže nedosahují tak vysokých účinností odstraňování nerozpuštěných látek a organického znečištění jako kořenové čistírny a zemní filtry. Tento provozní problém je způsoben rozvojem fytoplanktonu v teplé části roku.

Další využívanou extenzivní technologií jsou kořenové čistírny, rostlinami osázené horizontálně protékané umělé mokřady tvořené jednou nebo více mělkými nádržemi se šterkovou, popř. jinou alternativní náplní různých zrnitostí. Během posledních cca 25 let bylo v České republice postaveno přibližně 250 kořenových čistíren pro čištění vod ze zdrojů od několika EO do 1 000 EO. Zkušenosti ukazují, že mohou být alternativou pro biologické čištění odpadních vod z malých zdrojů znečištění, u kterých je hlavním zájmem odstraňování nerozpuštěných látek a organického znečištění.

Stejně jako u biologických nádrží patří k nejvýraznějším kladům kořenových čistíren schopnost poradit si i s výrazně naředěnými odpadními vodami a mnohdy s velmi nerovnoměrným hydraulickým i látkovým zatížením. Mezi nevýhody kořenových čistíren patří jejich větší nárok na plochu ve srovnání s klasickými čistírnami, nízká účinnost při odstraňování živin a snížená možnost řízení čisticího procesu.

Zemní filtry jsou v podstatě vertikálně protékané umělé mokřady vyplněné klasickou nebo alternativní náplní různé zrnitosti. V ČR nejsou tolik rozšířené jako biologické nádrže a kořenové čistírny, hlavní uplatnění nalézají zejména jako malá domovní zařízení. Zásadním rozdílem mezi zemními filtry a kořenovými čistírnami jsou kyslíkové poměry, kořenové čistírny pracují na rozdíl od zemních filtrů v anaerobních podmínkách.

Všem těmto extenzivním technologiím by mělo předcházet vhodné a dobře fungující mechanické předčištění. Zejména u kořenových čistíren a zemních

filtrů mohou způsobit nerozpuštěné látky, které pronikají do filtračních vrstev, jejich ucpání (zakolmatování). Tím se značně snižuje jejich životnost.

Mikrobiální znečištění eliminují extenzivní způsoby čištění odpadních vod průměrně o 2 řády. Jsou vhodné především jako ekonomicky výhodné a ekologicky šetrné způsoby čištění odpadních vod z malých zdrojů znečištění bez vysokých nároků na kvalitu vyčištěné odpadní vody nebo jako dočišťovací stupeň odpadních vod před jejich dalším využitím (zemědělství, rekreace apod.). Je nutné počítat s tím, že čištění pomocí kořenových čistíren odpadních vod a biologických rybníků (stabilizačních nádrží) může vykazovat sezonní rozdíly (vyšší eliminace mikrobiálního znečištění v letním období oproti zimě).

Na závěr lze konstatovat, že extenzivní technologie mají mezi ostatními technologiemi své místo, ale musí jim být věnována patřičná péče. To platí především pro mechanické předčištění, které je zejména pro kořenové čistírny a zemní filtry klíčovým prvkem celého systému.



## 18 Literatura

- Abis, K.L., Mara, D. (2006) Temperature measurement and stratification in facultative waste stabilisation ponds in the UK climate. *Environmental Monitoring and Assessment* 114, 35–47.
- Akratos, S.C., Tsihrintzis, A.V. (2007) Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 29, 173–191.
- Al-Haddad, A., Rashid, T., Al-Salman, B. (2015) Optimum soil depth for removal of colifage viruses from treated wastewater, Kuwait. *Desalination and Water Treatment* 53(10), 2727–2731.
- Alcalde, L., Folch, M., Tapias, J.C. (2012) Removal and relationship of microbial indicators in a water treatment and reclamation facility. *Journal of Water and Health* 10(4), 549–556.
- Ansola, G., Gonzales, J.M., Cortijo, R., de Luis, E. (2003) Experiment and full-scale pilot plant constructed wetlands for municipal wastewater treatment. *Ecological engineering* 21, 43–52.
- Ayaz, S.Ç., Aktaş, Ö., Findik, N., Akça, L. (2012) Phosphorus removal and effect of adsorbent type in a constructed wetland system. *Desalination and Water Treatment* 37, 152–159.
- Babatunde, A.O., Zhao, Y.Q. (2009) Phosphorus removal in laboratory-scale subsurface flow constructed wetland systems using alum sludge as main substrate. *Water Science and Technology* 60(2), 483–489.
- Babatunde, A.O., Zhao, Y.Q., O'Neill, M., O'Sullivan, B. (2008) Constructed wetlands for environmental pollution control: A review of developments, research and practice in Ireland. *Environment International* 34, 116–126.
- Badrot-Nico, F., Guinot, V., and Brissaud, F. (2009) Fluid flow pattern and water residence time in waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology* 59(6), 1061–1068.
- Barbagallo, S., Brissaud, F., Cirelli, G.L., Consoli, Xu, P. (2003) Modelling of bacterial removal in wastewater storage reservoir for irrigation purposes: a case study in Sicily, Italy. *Water Science and Technology: Water Supply* 3(4), 169–175.
- Baudišová, D. (2008) Redukce mikrobiálního znečištění alternativními způsoby čištění odpadních vod. *VTEI* 50(1), 4–7, příloha *Vodního hospodářství* 58(2).
- Baudišová, D. (2011) Hygienicky významné mikroorganismy v odpadních vodách. *Vodní hospodářství* 61(4), 12–13.
- Baudišová, D., Benáková, A. (2011) Detekce patogenních bakterií v odpadních vodách. *VTEI* 53(5), 1–2, příloha *Vodního hospodářství* 61(10).

- Baudišová, D., Benáková, A., Wanner, F. (2012) Changes in prokaryotic community composition in the small wastewater treatment plant of Zbytiny during treatment processes. *Silva Gabreta* 18(2), 79–90.
- Benáková, A., Baudišová, D. (2014) Hygienicky významné mikroorganismy v čištěných odpadních vodách. In: *Sborník ze semináře Dezinfekce vyčištěných odpadních vod, CZWA, 20.11.2014.*
- Białowiec, A., Janczukowicz, W., Randerson, P.F. (2011) Nitrogen removal from wastewater in vertical flow constructed wetlands containing LWA/gravel layers and reed vegetation. *Ecological Engineering* 37(6), 897–902.
- Bitton, G. (2011) *Wastewater microbiology*. Fourth edition. John Wiley & Sons, Inc., USA.
- Blazejewski, R., Murat-Blazejewska, S. (1997) Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. *Water Science and Technology* 35(5), 183–188.
- Borne, K., Fassman, E. (2011) Floating vegetated island retrofit to treat stormwater runoff. *World Environmental and Water Resources Congress 2011*, 763–772.
- Brissaud, F., Tournoud, M.G., Drakides, C., Lazarova, V. (2003) Mixing and its impact on faecal coliforms removal in a stabilisation pond. *Water Science and Technology* 48(2), 75–80.
- Brix, H., Arias, C.A. (2005) The use of vertical flow constructed wetland for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering* 25(5), 491–500.
- Campos, C. (2008) New perspective on microbiological water control for wastewater reuse. *Desalination* 218(1–3), 34–42.
- Caselles-Osorio, A., García, J. (2007) Effect of physico-chemical pretreatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Environmental Pollution* 146, 55–63.
- Caselles-Osorio, A., Puigagut, J., Segú, E., Vaello, N., Granés, F., García, D., García, J. (2007) Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Research* 41(6), 1388–1398.
- Chang, J., Wu, S., Dai, Y., Liang, W., Wu, Z. (2012) Treatment performance of integrated vertical-flow constructed wetland plots for domestic wastewater. *Ecological Engineering* 44, 152–159.
- Chazarenc, F., Merlin, G. (2005) Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 51(9), 91–97.
- Cota, R.S., von Sperling, M., Penido, R.C.S. (2011) Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 64(5), 1056–1062.
- ČSN 75 6401 Čistírný odpadních vod pro více než 500 ekvivalentních obyvatel (2006). Český normalizační institut.
- ČSN 75 6402 Čistírný odpadních vod do 500 ekvivalentních obyvatel (1998). Český normalizační institut.
- ČSN EN 12255-5 Čistírný odpadních vod – Část 5: Čištění odpadních vod v biologických nádržích (2000). Český normalizační institut.
- ČSN EN ISO 19458 (75 7801) Jakost vod – odběr vzorků pro mikrobiologickou analýzu. 2007.

- ČSN EN ISO 9308-1 (75 7836): Kvalita vod – Stanovení *Escherichia coli* a koliformních bakterií – Část 1: Metoda membránových filtrů pro vody s nížým obsahem doprovodné mikroflóry. 2015.
- ČSN 75 7143 Jakost vod. Jakost vod pro závlahu. 1991.
- ČSN 75 7837 Jakost vod – Stanovení koliformních bakterií v nedezinfikovaných vodách. 2010.
- ČSN 75 7835 Jakost vod – Stanovení termotolerantních koliformních bakterií a *Escherichia coli*. 2009.
- ČSN EN ISO 9308-3 (75 7836) Jakost vod – Stanovení *Escherichia coli* v povrchových a odpadních vodách – Část 3: Miniaturizovaná metoda stanovení v tekutém médiu (stanovení MPN). 2000.
- ČSN EN ISO 7899-1 (75 7831) Jakost vod – Stanovení intestinálních enterokoků v povrchových a odpadních vodách – Část 1: Miniaturizovaná metoda stanovení v tekutém médiu (stanovení MPN). 2000.
- ČSN EN ISO 7899-2 (75 7831) Jakost vod – Stanovení intestinálních enterokoků – Část 2: Metoda membránových filtrů. 2001.
- ČSN EN ISO 10705-2 (75 7871) Jakost vod – Průkaz přítomnosti a kvantitativní stanovení bakteriofágů – Část 2: Kvantitativní stanovení somatických kolifágů. 2002
- Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries. Lagoon Technology International Ltd., Leeds, England, 1998, 112 s. (odkaz v textu jako Design manual, 1998).
- Domingos, S.S., Dallas, S., Skillman, L., Felstead, S., Ho, G. (2011) Nitrogen removal and ammonia-oxidising bacteria in vertical flow constructed wetland treating inorganic wastewater. *Water Science and Technology* 64(3), 587–594.
- Drizo, A., Frost, C.A., Grace, J., Smith, A. (1999) Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate. *Water Research* 34(9), 2483–2490.
- Effenberger, M., Duroň, R. (1989) Stabilizační nádrže pro čištění a dočišťování odpadních vod. Účelová publikace MLVH ČSR, Praha, 66 s.
- EPA/625/1-88/022 (1988) Constructed Wetlands and Aquatic plant systems for municipal wastewater treatment – Design manual. U.S. Environmental Protection Agency, September 1988, 83 p.
- Felberová, L. (2006) Zimní provoz biologických nádrží. *VTEI* 48(3), 13–14, příloha *Vodního hospodářství* 56(6)..
- Fleischer, J., Schlafmann, K., Otchwemah, R., Botzenhart, K. (2000) Elimination of enteroviruses, other enteric viruses, F-specific coliphages, somatic coliphages and *E. coli* in four sewage treatment plants of southern Germany. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*/49.3/2000, 127–138.
- Fonder, N., Headley, T. (2010). [Kap] Systematic Classification, Nomenclature and Reporting for Constructed Treatment Wetlands. In: *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*. Vymazal, J. (ed.) Springer Science + Business Media B.V. 2010, p. 191–219. ISBN 978-90-481-9584-8.
- Fontoulakis, MS., Terzakis, S., Chatzinotas, A., Brix, H., Kalogerakis, N., Manios T. (2009) Pilot-scale comparison of constructed wetlands operated until high hydraulic loading rates and attached biofilm reactors for domestic wastewater treatment. *Sci. Total Environ.* 2009.

- Fraser River Action Plan (Canada); Canada. Environment Canada. Fraser Pollution Abatement Office, British Columbia. Ministry of Environment, Lands, and P.E.P.D.; N.C.I., 1996. Sewage Lagoon Design Using Wetlands and Other Upgrading Technologies to Achieve Non-Acutely Toxic Effluent, North Vancouver, B.C. : The Office ; Victoria, B.C. : The Division, 230 p.
- Fulazzaky, M.A., Sunar, N.M., Latiff, A.A.A., Kassim, A.H.M. (2009) Empirical models of bio-sand filter to calculate the design parameters. *Water Science and Technology: Water Supply* 9(6), 723–734.
- Garrido, L., Sánchez, O., Ferrera, I., Tomás, N., Mas, J. (2014) Dynamics of microbial diversity profiles in water of different qualities. Approximation to an ecological quality indicator. *Science of the Total Environment* 468–469, 1154–1161.
- Gikas, G.D., Tshirntzis, V.A. (2012) A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment household wastewater. *Ecological Engineering* 44, 337–343.
- Gonçalves, R.F., de Oliveira F.F. (1996) Improving the effluent quality of facultative stabilization ponds by means of submerged aerated biofilters. *Water Science and Technology* 33(3), 145–152.
- Graae, J., Keithley, S., Luc, M., Pawl, J., and Wilson, D. (1998) *Alternative Solutions for Wastewater Treatment in U.S.–Mexico Border Colonias: an Analysis from Socio-economic and Technological Perspectives*. Manuscript depon. in University of California, Santa Barbara, 143 p.
- Green, M., Friedler, E., Safrai, I. (1998) Enhancing nitrification in vertical flow constructed wetland utilizing a passive air pump. *Water Research* 32(12), 3513–3520.
- Haig, S.J., Collins, G., Davies, R.L., Dorea, C.C., Quince, C. (2011) Biological aspects of slow sand filtration: past, present and future. *Water Science and Technology: Water Supply* 11(4), 468–472.
- Hamdan, R., Mara, D.D. (2011) The effect of aerated rock filter geometry on the rate of nitrogen removal from facultative pond effluents. *Water Science and Technology* 63(5), 841–844.
- Hatt, B.E., Fletcher, T.D., Deletic, A. (2007) Treatment performance of gravel filter media: Implications for design and application of stormwater infiltration systems. *Water Research* 41(12), 2513–2524.
- Headley, T.R., Tanner, C.C. (2006) *Application of Floating Wetlands for Enhanced Stormwater Treatment: A Review*. Auckland Regional Council, 92 p.
- Headley, T.R., Tanner, C.C. (2007) Floating wetlands for stormwater treatment: *Removal of copper, zinc and fine particulates*. ARC Technical Report 2008-030. Auckland, New Zealand: Auckland Regional Council.
- Headley, T.R., Tanner, C.C. (2012) Constructed Wetlands with Floating Emergent Macrophytes: An Innovative Stormwater Treatment Technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42(21), 2261–2310.
- Hench, K.R., Bissonnette, G.K., Sextone, A.J., Coleman, J.G., Garbutt, K., Skousen, J.G. (2003) Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Research* 37(4), 921–927.
- Herrera Melián, J.A., Martín Rodríguez, A.J., Araña, J., González Díaz, O., González Henríquez, J.J. (2010) Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands. *Ecological Engineering* 36(7), 891–899.

- Hodgson, C.J., Perkins, J., and Labadz, J.C. (2004) The Use of Microbiological Tracers to Monitor Seasonal Variation in Effluent Retention in a Constructed Wetland. *Water Research* 38(18), 3833–3844.
- Hua, G.F., Zhu, W., Zhao, L.F., Huang, J.Y. (2010a) Clogging pattern in vertical-flow constructed wetlands: Insight from a laboratory study. *Journal of Hazardous Materials* 180(1–3), 668–674.
- Hua, G., Zhu, W., Zhao, L., Zhang, Y. (2010b) Applying solubilisation treatment to reverse clogging in laboratory-scale vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 61(6), 1479–1487.
- Húska, D., Jureková, Z., Jurík, L. (2003) Aktuálny stav návrhu a prevádzky vegetačných čistiarní odpadových vôd na Slovensku. In: Šálek, J., Malá, E. (eds) *Přírodní způsoby čištění odpadních vod III*. VUT Brno, s. 21–29.
- Hyánková, E. (2005) *Vlastnosti filtračního prostředí pro přírodní způsoby čištění odpadních vod*. Disertační práce. Brno: ÚVHK FAST VUT, 86 s.
- Hyánková, E. (2007) Příčiny a možnosti minimalizace kolmatačních jevů ve filtračních náplních kořenových čistíren. In: *Sborník přednášek ze semináře Přírodní způsoby čištění vod V*. Brno: CERM, 2007, 26–31.
- Hyánková, E., Šálek, J. (2003) Poznatky z výzkumu kolmace filtračního prostředí vegetačních kořenových čistíren s vertikálním prouděním. In: *3. vodohospodářská konference 2003*, FAST VUT Brno, 2003, s. 441–447.
- Jia, W., Zhang, J., Wu, J., Xie, H., Zhang, B. (2010) Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: A microcosm experiment. *Desalination* 262, 202–208.
- Just, T. (2003) *Kanalizace a čistírny odpadních vod v obcích do 2000 obyvatel se zřetelem k dotačnímu programu MŽP*. Depon. in AOPK ČR Praha, 36 s.
- Just, T., Fuchs, P., Písařová, M. (2004) *Odpadní vody v malých obcích*. Publikace VÚV TGM, vydal Ústav pro ekopolitiku, 50 s.
- Kadlec, R.H. (2003) Pond and Wetland Treatment. *Water Science and Technology* 48(5), 1–8.
- Kalubowila, S., Gunatilleke, D., Jayaweera, M., Nanayakkara, Ch. (2013) Floating wetlands for management of algal washout from waste stabilization pond effluent: Case study at Hikkaduwa waste stabilization pond. *Engineer: Journal of the Institution of Engineers, Sri Lanka* 46(4), 63–74.
- Kayser, K., Kunst, S. (2005) Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Water Science and Technology* 51(9), 177–184.
- Knowles, P., Dotro, G., Nivala, J., García, J. (2011) Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecological Engineering* 37(2), 99–112.
- Knowles, P.R., Griffin, P., Davies, P.A. (2010) Complementary methods to investigate the development of clogging within a horizontal sub-surface flow tertiary treatment wetlands. *Water Research* 44(1), 320–330.
- Křiška, M., Šálek, J. (2005) Výzkum vlastností filtračních materiálů pro zemní filtry a vegetační kořenové čistírny. Depon in: *Alternatívne spôsoby čistenia odpadových vod v malých obciach*, SPU v Nitre. 54–58.
- Křiška, M., Rozkošný, M., Šálek, J. (2011a) Konceptce uspořádání malých ČOV využívajících přírodní způsoby čištění. In: *ČOV pro objekty v horách*, 19.–20. 5. 2011 Pec pod Sněžkou, s. 20–29.

- Křiška, M., Šálek, J., Rozkošný, M. (2011b) Možnosti a omezení přírodních způsobů čištění odpadních vod. In: Wanner, J., Dvořák, L., Gómez, M. *Sborník přednášek a posterových sdělení Voda 2011*, Poděbrady, 19.–21. 11. 2011, s. 125–134.
- Kröpfelová, L., Vymazal, J. (2007) Kombinace vertikálně a horizontálně protékajících umělých mokřadů: využití pro čištění splaškových odpadních vod. In: Křiška, M., Šálek, J. *Přírodní způsoby čištění vod V*. Brno, VUT v Brně, Fakulta stavební, 25. 10. 2007. Brno: Nakladatelství CERM.
- Kršňák, M. (2009) Projektování KČOV druhé generace. In: Křiška, M., Šálek, J., Plotěný, K. *Přírodní způsoby čištění vod VI*. Brno: Akademické nakladatelství CERM, 134 s.
- Květ, J. aj. (2003) Úloha rostlin ve vegetačních čistírnách. In: Malá, E. a Šálek, J. (eds) *Přírodní způsoby čištění odpadních vod III*. Brno: VUT FAST, 2003, s. 41–44.
- Květ, J., Leciánová, L., Véber, K. (1982) Zkušenosti s kultivací vodního hyacintu v odpadních vodách. In: *Význam makrofyt ve vodním hospodářství, hygieně vody a rybářství* (sborník). Dům techniky Č. Budějovice, 101–105.
- Lalander, C., Dalahmeh, S., Jönsson, H., Vinnerås, B. (2013) Hygienic quality of artificial greywater subjected to aerobic treatment: a comparison of three filter media at increasing organic loading rates. *Environmental Technology* 34(18), 2657–2662.
- Langergraber, G., Haberl, R., Laber, J., Pressl, A. (2003) Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 48(5), 25–34.
- Langergraber, G., Pressle, A., Leroch, K., Rohrhofer, R., Haberl, R. (2010) Comparison of single-stage and two-stage vertical flow constructed wetland systems for different load scenarios. *Water Science and Technology* 65(5), 1341–1348.
- Le Coustumer, S., Fletcher, T.D., Deletic, A., Barraud, S., Poelsma, P. (2012) The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study. *Water Research* 46(20), 6743–6752.
- Li, H.Z., Wang, S., Ye, J.F., Xu, Z.X., Jin, W. (2011) A practical method for the restoration of clogged rural vertical subsurface flow constructed wetlands for domestic wastewater treatment using earthworm. *Water Science and Technology* 63(2), 283–290.
- Li, J., Mao, X.X., Wu, Z.B. (2010a) Spatial distribution characteristics, activity and degradation capability of the biofilm in integrated vertical-flow constructed wetland. *Journal of Environmental Science and Engineering* 4(10), 57–62.
- Li, M., Zhou, Q., Tao, M., Wang, Y., Jiang, L., Wu, Z. (2010b) Comparative study of microbial community structure in different filter media of constructed wetland. *Journal of Environmental Science* 22(1), 127–133.
- Liu, X., Huang, S., Tang, T., Liu, X., Scholz, M. (2012) Growth characteristics and nutrient removal capability of plants in subsurface vertical flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 44, 189–198.
- Luederitz, V., Eckert, E., Lange-Weber, M., Lange, A., Gersberg, R.M. (2001) Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 18(2), 157–171.
- Malá, E., Šálek, J., Křiška-Dunajský, M. (2004) Poznatky z výzkumu kolmace filtračního prostředí zemních filtrů. In: *Zborník z konferencie Odpadové vody 2004*, AČE SR, Nitra, 329–335, ISBN 80-89088-33-3.
- Malá, J., Vybíralová, P. (2004) Použití zeolitů pro deaminaci vod odtékajících z kořeno- vých čistíren. In: *4. vodohospodářská konference 2004*. Brno: VUT FAST Brno, 2004.

- Malý, J. (1998) Zneškodňování odpadních látek z malých ČOV. In: *Nové poznatky při řešení vegetačních kořenových čistíren*. Sborník ze semináře. Brno: VUT FAST ÚVHK, s. 65–69.
- Mara, D.D., Johnson, M.L. (2006) Aerated Rock Filters for Enhanced Ammonia and Fecal Coliform Removal from Facultative Pond Effluent. *Journal of Environmental Engineering* 132(4), 574–577.
- Mascher, F., Deller, S., Pichler-Semmelrock, F.P., Roehm, S., Marth, E. (2003) The significance of sunlight for the elimination of indicator bacteria in small-scale bathing ponds in central Europe. *Water Science and Technology* 47(3), 211–213.
- Masi, F., Martinuzzi, N. (2007) Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. *Desalination* 215(1–3), 44–55.
- Matoušová, L., Mlejnská, E. (2013) Filtrační náplně horizontálně a vertikálně protékaných umělých mokřadů, mechanismy vzniku kolmatace. In: Růžičková, I., Fuka, T., Wanner, J. (eds) *Sborník přednášek a posterových sdělení z 10. bienální konference VODA 2013*. Poděbrady, 18. 9. 2013. Brno: Tribun EU, 2013, 469–472.
- Mclsaac, R., Rowe, R.K. (2007) Clogging of gravel drainage layers permeated with landfill leachate. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 133(8), 1026–1039.
- Melcer, H., Evans, B., Nutt, S.G., Ho, A. (1995) Upgrading effluent quality for lagoon based filters. *Water Science and Technology* 31(12), 379–387.
- Meuleman, A.F.M., Logtestijn, G., Rijs, G.B.J., Verhoven, J.T.A. (2003) Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 20(1), 31–44.
- Mlejnková, H., Sovová, K. (2010) Impact of pollution and seasonal changes on microbial community structure in surface water. *Water Science and Technology* 61(11), 2787–2795.
- Mlejnská, E. (2011) Porovnání účinnosti čištění biologických nádrží ve vegetačním a nevegetačním období. *VTEI* 53(4), 10–13, příloha *Vodního hospodářství* 61(8).
- Mlejnská, E., Kučera J. (2009) Funkce mechanického předčištění u extenzivních čistíren. In: *8. mezinárodní konference a výstava Odpadní vody – Wastewater 2009*. Plzeň, 5. 5. 2009. Praha: ICARIS Conference Management, 2009, 177–183.
- Mlejnská, E., Rozkošný, M. (2014) Možnosti intenzifikace biologických nádrží určených k čištění a dočišťování odpadních vod. *VTEI* 54(6), 12–16, příloha *Vodního hospodářství* 64(12).
- Mlejnská, E., Rozkošný, M., Baudišová, D., Váňa, M., Wanner, F., Kučera, J. (2009) *Extenzivní způsoby čištění odpadních vod*. Praha: VÚV TGM, 119 s.
- Mlejnská, E., Wanner, F. (2008) Porovnání čistícího účinku zemního filtru a kořenové čistírny. *Vodní hospodářství* 58(1), 3–4.
- Molle, P., Liénard, A., Grasmick, A., Iwema, A. (2006) Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research* 40(3), 606–612.
- Mollada, P., Blanco, I., Ansola, G., de Luis, E. (2008) Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon, Spain. *Ecological Engineering* 33, 252–257.

- Mosteo, R., Ormad, M.P., Goni, P., Rodriguez-Chueca, J., García, A. (2013) Identification of pathogen bacteria and protozoa in treated urban wastewater discharges onto Ebro River (Spain): water reuse possibilities. *Water Science and Technology* 68(3), 575–583.
- Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. a nařízení vlády č. 23/2011 Sb.
- Nařízení vlády č. 416/2010 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění odpadních vod a náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních.
- Nedvěďová, E. (2011) Legislativní požadavky pro vypouštění odpadních vod do vod podzemních. In: *ČOV pro objekty v horách*, 19.–20. 5. 2011, Pec pod Sněžkou, 1–5.
- Newton, C., Wilson, J.P. (2008) Recirculating gravel filters: high-performance treatment at low cost for two small communities. *Water Science and Technology* 58(6), 1245–1251.
- Nielsen, S., Willoughby, N. (2005) Sludge treatment and drying reed bed systems in Denmark. *Water and Environmental Journal*, 19(4), 296–305.
- Nivala, J., Knowles, P., Dotro, G., García, J., Wallace, S. (2012) Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Measurement, modelling and management. *Water Research* 46(6), 1625–1640.
- Nivala, J., Rousseau, D.P.L. (2009) Reversing clogging in subsurface-flow constructed wetlands by hydrogen peroxide treatment: two case studies. *Water Science and Technology* 59(10), 2037–2046.
- Oleszkiewicz, J.A., Mavinic, D.S. (2002) Wastewater biosolids: An overview of processing, treatment and management. *Journal of Environmental Engineering Science*, 1(2), 75–88.
- Online 1 [http://www.aquaform.cz/images/septik\\_schema2.png](http://www.aquaform.cz/images/septik_schema2.png), 25. 3. 2015, 14:13.
- Online 2 <http://activerain.com/blogsview/1215738/a-bit-of-septic-system-history>, 23. 10. 2013, 13:45.
- Online 3 [http://akvopedia.org/contentonly/Estanques\\_de\\_Estabilizacion\\_de\\_Desperdicios](http://akvopedia.org/contentonly/Estanques_de_Estabilizacion_de_Desperdicios), 3. 4. 2015, 11:41.
- Online 4 <http://www.floatingislandinternational.com/products/ftw-a-deeper-understanding/>, 26. 3. 2015, 17:00.
- Online 5 <http://logixicf.com/ecobuildtrends/2011/04/>, 3. 4. 2015, 7:02.
- Online 6 <http://wp.wpi.edu/capetown/projects/p2009/water-sanitation/learning-by-example-case-studies/wastewater-treatment-through-constructed-wetlands-florence-italy-masi-martinuzzi-2007/>, 7. 9. 2015, 15:25.
- Online 7 <http://www.hydroclar.cz/septiky-a-zemni-filtry/zemni-filtr-plastovy/>, 1. 11. 2012, 10:16.
- Online 8 <http://www.mdpi.com/2071-1050/6/10/6998/htm>, 2. 4. 2015, 8:45.
- Online 9 <http://www.biolib.cz>, 31. 10. 2013, 14:33.
- Otava, K. (2004) *Posouzení vlivu nadmořské výšky na provoz vegetačních kořenové čistírny odpadních vod*. Diplomová práce.
- Pearson, H. (2005) Microbiology of waste stabilisation ponds. In: Shilton A. *Pond Treatment technology*. IWA publ.



- Pedescoll, A., Corzo, A., Álvarez, E., García, J., Puigagut, J. (2011a) The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: An experimental evaluation. *Water Research* 45(12), 3579–3589.
- Pedescoll, A., Samsó, R., Romero, E., Puigagut, J., García, J. (2011b) Reliability, repeatability and accuracy of the falling head method for hydraulic conductivity measurements under laboratory conditions. *Ecological Engineering* 37(5), 754–757.
- Pedescoll, A., Uggetti, E., Llorens, E., Granés, F., García, D., García, J. (2009) Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 35(8), 1216–1224.
- Peishi, Q., Boazhen, W., Fang, M., Jinsong, Z., Tingjun, L. (1993) Intensification of a pond system by fibrous carriers. *Water Science and Technology* 28(7), 117–123.
- Perkins, J., Hunter, C. (2000) Removal of enteric bacteria in a surface flow constructed wetland in Yorkshire, England. *Water Research* 34(6), 1941–1947.
- Petitjean, A., Forquet, N., Wanko, A., Laurent, J., Molle, P., Mosé, R., Sadowski, A. (2012) Modelling aerobic biodegradation in vertical flow sand filters: Impact of operational considerations of oxygen transfer and bacterial activity. *Water Research* 46(7), 2270–2280.
- Petitjean, A., Wanko, A., Forquet, N., Mosé, R., Lawniczak, F., Sadowski, A. (2011) Diphasic transfer of oxygen in vertical flow filters: a modelling approach. *Water Science and Technology* 64(1), 109–116.
- Pitter, P. (2009) Hydrochemie. Praha: Vydavatelství VŠCHT. 4. vydání, 568 s.
- Platzer, Ch., Mauch, K. (1997) Soil clogging in vertical flow reed beds – Mechanisms, parameters, consequences and solutions? *Water Science and Technology* 35(5), 175–181.
- Podholová E., Strnadová N., Vurm R., Podhola M., Patočka T. (2011) Aplikace membránových separací při opětovném využití odpadních vod. *Konference VODA 2011, Poděbrady* 19.–21. 10. 2011, 125–28.
- Prochaska, C.A., Zouboulis, A.I. (2009) Treatment performance variation at different depths within vertical subsurface-flow experimental wetlands fed with simulated domestic sewage. *Desalination* 237, 367–377.
- Prochaska, C.A., Zouboulis, A.I., Eskridge, K.M. (2007) Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetland, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. *Ecological Engineering* 31(1), 57–66.
- Racault, Y., Boutin, C., Seguin, A. (1995) Waste stabilization ponds in France: a report on fifteen years experience (1995). *Water Science and Technology* 31(12), 91–101.
- Reddi, L.N., Xiao, M., Hajra, M.G., Lee, I.M. (2000) Permeability reduction of soil filters due to physical clogging. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 126(3), 236–247.
- Reinoso, R., Torres, L.A., Bécáres, E. (2008) Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater. *Science of the Total Environment* 395, 80–86.
- Reinoso, R., Blanco, S., Torres-Villamizar, L.A., Bécáres, E. (2011) Mechanisms for Parasite Removal in a Waste Stabilization Pond. *Microbial Ecology* 61(3), 684–692.
- Rejmánková, E. (1971) *Vliv teploty a osvětlení na růst a produkci okřehků (Lemna gibba, Lemna minor a Spirodela polyrrhiza)*. Diplomová práce, Karlova univerzita, Praha.

- Rose, J.B., Farah, S.R., Harwood, V.J., Levine, A.D., Lukasik, J., Menendez, P., Scott, T.M. (2004) *Reduction of Pathogens, Indicator Bacteria, and Alternative Indicators by Wastewater Treatment and Reclamation Processes*. Werf, Water for Reuse, FINAL Report 2004. IWA London.
- Rousseau, D.P.L., Vanrolleghem, P.A., De Pauw, N. (2004) Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis. *Ecological Engineering* 23(3), 151–163.
- Rozkošný, M. (2008). Hodnocení účinnosti vegetačních kořenových čistíren a návrhy zlepšení jejich funkce. Disertační práce. Ústav vodního hospodářství krajiny, Fakulta stavební VUT v Brně. 136 s. + přílohy.
- Rozkošný, M., Kriška, M., Šálek, J. (2010) Možnosti využití přírodních způsobů čištění odpadních vod a posouzení vlivu předčištění. *Vodní hospodářství* 60(5), 116–121.
- Rozkošný, M., Sedláček, P. (2013) Dočištění odtoků z kořenových čistíren odpadních vod stabilizačními nádržemi. *VTEI* 55(1), 7–12, příloha *Vodního hospodářství* 63(2).
- Saeed, T., Sun, G. (2011) Kinetic modelling of nitrogen and organics removal in vertical and horizontal flow wetlands. *Water Research* 45(10), 3137–3152.
- Saidam, M.Y., Ramadan, S.A., Butler, D. (1995) Upgrading Waste Stabilization Pond Effluent by Rock Filters. *Water Science and Technology* 31(12), 369–378.
- Sakadevan, K., Bavor, H.J. (1998) Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. *Water Research* 32(2), 393–399.
- Sanford, W.E., Steenhuis, T.S., Parlange, J.Y., Surface, J.M., Peverly, J.H. (1995) Hydraulic conductivity of gravel and sand as substrates in rock-reed filters. *Ecological Engineering* 4(4), 321–336.
- Scandura, J.E., Sobsey, M.D. (1997) Viral and bacterial contamination of groundwater from on site sewage treatment systems. *Water Science and Technology* 35(11–12), 141–146.
- Schetrite, S., Racault, Y. (1995) Purification by a natural waste stabilization pond: Influence of weather and ageing on treatment quality and sediment thickness. *Water Science and Technology* 31(12), 191–200.
- Schumacher, G., Sekoulov, I. (2003) Improving the effluent of small wastewater treatment plants by bacteria reduction and nutrient removal with an algal biofilm. *Water Science and Technology* 48(2), 373–380.
- Schwarz, M., Fuchs, S., Hahn, H.H. (2006) Nucleic acids: indicators for dynamic processes of clogging in soil filter systems. *Water Science and Technology* 54(11–12), 183–189.
- Scott, R., May, E., Matsushita, E., Warren, A. (2001) Protozoan predation as a mechanism for the removal of *Cryptosporidium* oocysts from wastewater in constructed wetlands. *Water Science and Technology* 44, 191–198.
- Shilton, A., Pratt, S., Drizo, A., Mahmood, B., Banker, S., Billings, L., Glenny, S., Luo, D. (2005) Active filters for upgrading phosphorus removal from pond systems. *Water Science and Technology* 51(12), 111–116.
- Siriwardene, N.R., Deletic, A., Fletcher, T.D. (2007) Clogging of stormwater gravel infiltration systems and filters: Insights from a laboratory study. *Water Research* 41(7), 1433–1440.
- Suchý, V. (2009) Odstraňování vybraných rizikových prvků z komunálních odpadních vod do kalu na kořenových čistírnách. *Bulletin VÚRH Vodňany*, 45(4), 56–65.

- Suliman, F., French, H.K., Haugen, L.E., Søvik, A.K. (2006) Change in flow and transport patterns in horizontal subsurface flow constructed wetlands as a result of biological growth. *Ecological Engineering* 27(2), 124–133.
- Šálek, J. (1997) *Vodní hospodářství krajiny I*. Scriptum, depon in FAST VÚT Brno, 151 s.
- Šálek, J., Křiška, M., Pírek, O., Plotěný, K., Rozkošný, M., Žáková, Z. (2012) *Voda v domě a na chatě*. Praha: Grada Publishing, 144 s.
- Šálek, J., Křiška, M., Rozkošný, M. (2011) Čisticí procesy v půdním a mokřadním prostředí. In: *ČOV pro objekty v horách*, 19.–20. 5. 2011 Pec pod Sněžkou, 8–18.
- Šálek, J., Kujal, B., Doležal, P. (1990) *Rybníky a účelové nádrže – návody ke komplexnímu projektu a diplomnímu semináři*. Učební texty vysokých škol, VUT Brno, 3. vydání, 144 s.
- Šálek, J., Tlapák, V. (2006) *Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod*. Praha: ČKAIT, 283 s.
- Šálek, J., Žáková, Z., Hrnčír, P. (2008) *Přírodní čištění a využívání vody v rodinných domech a rekreačních objektech*. Brno: ERA, 115 s.
- Šíma, J., Holcová, V., Dušek, J., Diáková, K. (2006): Analytické přístupy ke studiu redoxních vlastností umělého mokřadu. *Chemické listy* 100, 911–918.
- Štecová, K., Kalúz, K. (2005) *Filtračné charakteristiky korenového poľa ovplyvňujúce čistiaci účinok*. Depon in Alternatívne spôsoby čistenia odpadových vod v malých obciach, SPU v Nitre, 87–91.
- Švehla, J., Vymazal, J., Kröpfelová, L. aj. (2008) Vybrané stopové prvky v sedimentech kořenových čistíren. In: *Monitoring těžkých kovů a vybraných rizikových prvků při čištění odpadních vod v umělých mokřadech* (GAČR 206/06/0058). Třeboň: ENKI, s. 69–77.
- Tagliareni, F., Ecker, C. (1997) Mikrobielle Reinigungsleistung und Reduktion von Parasiten in einer mechanisch/biologischen Klaranlage und einer Teichklaranlage. *Wasser-Abwasser* 138(5), 255–259.
- Tang, X., Huang, S., Ng, Ch.O., Li, J. (2009b) Enhancement of nitrogen and phosphorus removal in pilot-scale vertical subsurface flow-constructed wetlands using polypropylene pellets. *Environmental Engineering Science* 26(3), 621–631.
- Tang, X.Q., Huang, S.L., Scholz, M. (2009a) Comparison of phosphorus removal between vertical subsurface flow constructed wetlands with different substrates. *Water and Environmental Journal* 23, 180–188.
- Tanner, C.C.; Sukias, J.P. (1995) Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Water Science and Technology* 32(3), 229–239.
- Tanner, C., Sukias, J.P., Upsdell, M.P. (1998) Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Water Research* 32(10), 3046–3054.
- Tanner, C.C., Sukias, J.P.S., Headley, T.R., Yates, C., Stott, R. (2012) Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralised wastewater treatment: Comparison of five alternative configurations. *Ecological Engineering* 42, 112–123.
- Tao, M., He, F., Xu, D., Li, M., Wu, Z. (2010) How artificial aeration improved sewage treatment of an integrated vertical-flow constructed wetland. *Polish Journal of Environmental Studies* 19(1), 183–191.
- TNV 75 8090. Hygienizace kalů v čistírnách odpadních vod. ÚNMZ. 2015.

- Toet, S., van Logtestijn, R.S.P., Schreijer, M., Kampf, R., Verhoeven, T.A. (2005) The functioning of a wetland system used for polishing effluent from a sewage treatment plant. *Ecological Engineering* 25(1), 101–124.
- Torrens, A., Molle, P., Boutin, C., Salgot, M. (2009) Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Research* 43(7), 1851–1858.
- Torres, J.J., Soler, A., Sáez, J., Ortuño, J.F. (1997) Hydraulic performance of a deep wastewater stabilization pond. *Water Research* 31(4), 679–688.
- Turon, C., Comas, J., Poch, M. (2009) Constructed wetland clogging: A proposal for the integration and reuse of existing knowledge. *Ecological Engineering* 35(12), 1710–1718.
- Tuszyńska, A., Obarska-Pempkowiak, H. (2009) Speciation of organic matter in vertical flow constructed wetlands. *Polish Journal of Environmental Studies* 18(4), 735–740.
- Uggetti, E., Ferrer, I., Llorens, E., Güell, D., García, J. (2010) Properties of Biosolids from Sludge Treatment Wetlands for Land Application. In: Vymazal, J. (ed.) *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*. Springer, 9–20.
- US EPA (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater* 22<sup>nd</sup> edition. Edited by Rice, E.W., Baird, R.B., Eaton, A.D., Clesceri, L.S. APHA, AWWA, WEF, Washington DC.
- Vacca, G., Wand, H., Nikolausz, M., Kuschk, P., Kastner, M. (2005) Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. *Water Research* 36(7), 1361–1373.
- Van der Linde, E.R.C., Mara, D.D. (2010) Nitrogen removal during summer and winter in a primary facultative waste stabilization pond: preliminary findings from 15N-labelled ammonium tracking techniques. *Water Science and Technology* 61(4), 997–984.
- Váňa, M., Hamza, M., Kučera, J., Mlejnská, E. (2009) Průběh samočištění anaerobních odpadních vod po vypuštění do recipientu. *VTEI* 51(4), 4–7, příloha *Vodního hospodářství* 59(8).
- Váňa, M., Mlejnská, E., Havel, L. (2013) Vliv vypouštěných vyčištěných odpadních vod z kořenových čistíren na recipient. *VTEI* 55(1), 1–5, příloha *Vodního hospodářství* 63(2).
- Varga, D., Díaz, M.A., Ruiz, I., Soto, M. (2013) Avoiding clogging in constructed wetlands by using anaerobic digesters as pre-treatment. *Ecological Engineering* 52, 262–269.
- Verhoeven, J.T.A., Meuleman, A.F.M. (1999) Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering* 12(1–2), 5–12.
- Vinklářková, D., Rozkošný, M., Baudišová, D. (2014) Mikrobiální znečištění na odtoku z malých a domovních ČOV. In: *Seminář Dezinfekce vyčištěných odpadních vod*, CZWA, 20. 11. 2014.
- Vojtěchovská Šrámková, M., Janda, V. (2013) Dezinfekce pitných a vyčištěných odpadních vod. In: *10. bienální konference CZWA VODA 2013*, 18.–20. září 2013, Poděbrady, 21–28.
- Vojtěchovská Šrámková, M., Wanner, J. (2014) Opětovné využití odpadní vody a legislativa České republiky. *Vodní hospodářství* 64(10), 1–4.
- Vrhovšček, D., Kukanja, V., Bulc, T. (1996) Constructed wetlands (CW) for industrial waste water treatment. *Water Research* 30(10), 2287–2292.
- Vymazal, J. (1995) *Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách*. Třeboň: ENVI, 147 s.

- Vymazal, J. (2004) *Kořenové čistířny odpadních vod*. Třeboň: ENKI, 12 s.
- Vymazal, J., Balcarová, J., Doušová, H. (2001b) Bacterial dynamics in the sub-surface constructed wetland. *Water Science and Technology* 44(11–12), 207–209.
- Vymazal, J., Beneš, J., Hrnčř, P., Rozkošný, M., Šálek, J., Kriška, M., Kröpfelová, L., Schwarzová, R. (2008). *Metodická příručka pro navrhování, budování, povolování, provoz a kontrolu kořenových čistřren odpadních vod*. Návrh pro MŽP ČR, 2008, 47 s.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L. (2010) Nutrient Accumulation by *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* Growing in Two Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. In: Vymazal, J. (ed.) 2010. *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*. Springer, 133–151.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L. (2011) A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. *Ecological Engineering* 37(1), 90–98.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., Švehla, J., Chrastný, V., Štřichová, J. (2009) Trace elements in *Phragmites australis* growing in constructed wetlands for treatment of municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 35(2), 303–309.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., Švehla, J., Štřichová, J. (2010b) Can multiple harvest of aboveground biomass enhance removal of trace elements in constructed wetlands receiving municipal sewage? *Ecological Engineering* 36(7), s. 939–945.
- Vymazal, J., Sládeček, V., Stach, J. (2001b) Biota participating in wastewater treatment in a horizontal flow constructed wetland. *Water Science and Technology* 44(11–12), 211–214.
- Vymazal, J., Švehla, J., Kröpfelová, L., Chrastný, V. (2007) Trace metals in *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in constructed and natural wetlands. *Science of the Total Environment*, 380(1–3), 154–162.
- Vymazal, J., Švehla, J., Kröpfelová, L., Němcová, J., Suchý, V. (2010b) Heavy metals in sediments from constructed wetlands treating municipal wastewater. *Biogeochemistry* 101(1), 335–356.
- Wanner, F., Mlejnská, E. (2010) Uvolnění zakolmatovaného lože zemního filtru in-situ aplikací enzymů. *Vodní hospodářství* 52(12), 15–18.
- Weatherell, C.A., Elliott, D.J., Fallowfield, H.J., Curtis, T.P. (2003) Variable photosynthetic characteristics in waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology* 48(2), 219–226.
- WHO (1989) *Health Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Technical Report Series 778, 1989.
- Winter, K.J., Goetz, D. (2003) The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 48(5), 9–14.
- Wu, J., He, F., Xu, D., Wang, R., Zhang, X., Xiao, E. (2011) Phosphorus removal by laboratory-scale unvegetated vertical-flow constructed wetland systems using anthracite, steel slag and related blends as substrate. *Water Science and Technology* 63(11), 2719–2724.
- Xu, Z., Du, X., Wang, S. (2009) Simultaneous nitrification and denitrification in non-planted pilot-scale modified vertical flow constructed wetland system. *Canadian Journal of Civil Engineering* 36(5), 850–858.

- Ye, F., Li, Y. (2009) Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecological Engineering* 35(7), 1043–1050.
- Ye, J., Wang, L., Li, D., Han, W., Ye, Ch. (2012) Vertical oxygen distribution trend and oxygen source analysis for vertical-flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 41, 8–12.
- Yeh, T.Y., Wu, C.H. (2009) Pollutant removal within hybrid constructed wetland systems in tropical regions. *Water Science and Technology* 59(2), 233–240.
- Zhao, L., Zhu, W., Tong, W. (2009) Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Sciences* 21(6), 750–757.
- Zhao, Y.J., Hui, Z., Chao, X., Nie, E., Li, H.J., He, J., Zheng, Z. (2011) Efficiency of two-stage combinations of subsurface vertical down-flow and up-flow constructed wetland systems for treating variation in influent C/N ratios of domestic wastewater. *Ecological Engineering* 37(10), 1546–1554.
- Zhao, Y.J., Li, J.H., Wang, Z.F., Yan, C., Wang, S.B., Zhang, J.B. (2012) Influence of the plant development on microbial diversity of vertical-flow constructed wetlands. *Biochemical Systematics and Ecology* 44, 4–12.
- Zhu, S.X., Ge, H.L., Cao, H.Q., Liu, D., Chang, J., Zhang, Ch.B., Gu, B.J., Chang, S.X. (2010) Effects of plant diversity on biomass production and substrate nitrogen in a subsurface vertical flow constructed wetland. *Ecological Engineering* 36(10), 1307–1313.
- Zhu, W.L., Cui, L.H., Ouyang, Y., Long, C.F., Tang, X.D. (2011) Kinetic adsorption of ammonium nitrogen by substrate materials for constructed wetland. *Pedosphere* 21(4), 454–463.
- Žáková, Z., Véber, K. (1991) *Biologické základy pěstování a využívání vodního hyacin- tu* (1991). Praha: Academia, 84 s.

## 19 SUMMARY

The non-conventional wastewater treatment technologies do use the in nature commonly occurring self-purification processes. These take place, depending on the particular technologies in the soil-, wetland- or aquatic environment. In the Czech Republic, the non-conventional treatment technologies are relatively frequently used in small municipalities (with up to 500 equivalent inhabitants – EI) to clean up domestic sewage wastewaters particularly due to lower purchase and operational costs as compared to standard activated wastewater treatment plants.

In case of non-conventional treatment technologies, the accent is put on the ease of operation. Thus, the mechanical pretreatment is mostly composed of rough, manually wiped bar screen, manually cleared grit chamber and simple sedimentation tank, septic tank or Imhoff tank. The amount of suspended solids, captured in the sedimentation tanks, is the decisive factor regarding the length of the useful life and maintenance costs of the root beds, ground filters and stabilization ponds. Well functioning mechanical pretreatment is thus, especially in case of horizontal flow constructed wetlands and ground filters, the key element of the whole system.

The most frequently used non-conventional treatment technology, are stabilization ponds which serve for primary and secondary treatment as well as for a short-term accumulation of wastewaters. They consist of several small, special purpose tanks of regular or irregular shape. In our country, the most frequently used type are aerobic stabilization ponds, which are used particularly for the sewage wastewaters treatment from individual buildings or their groups, from recreational facilities or smaller villages. Biological ponds are also used for secondary (tertiary) wastewater treatment. But they are not suitable for highly organically polluted wastewaters, wastewaters with extreme pH-values as well as for toxic wastewaters.

The advantages of stabilization ponds include quite simple construction, low energy- and operation costs and low demand on special equipment and special technologies. They are highly valued also due to their ability to cope with considerable diluted wastewaters and with uneven hydraulic as well as organic load.

On the other hand, their disadvantages include the high area demand per equivalent inhabitant, dependence of cleaning efficiency on climatic conditions, the need of additional aeration during the winter period, the need of long retention time for the decomposition of ammonia nitrogen, etc.

The main processes ensuring the cleaning abilities of stabilization ponds are sedimentation, adsorption, aerobic and anaerobic biological decomposition and the growth of phytoplankton and higher plants. Stabilization ponds do not have as high removing efficiency of suspended solids and organic pollution as the horizontal flow constructed wetlands and ground filters do have. This operational problem is due to the phytoplankton development during the warm period of the year.

The next frequently used non-conventional treatment technology are the horizontal subsurface flow constructed wetlands planted with plants and formed by one or more shallow tanks with gravel, or alternative fill. Over the past 25 years about 250 constructed wetlands have been built in the Czech Republic, for treatment

wastewaters from sources from several EI up to 1000 EI. Experience shows that they might be an alternative for biological treatment of wastewaters from small pollution sources from which it is required only suspended solids and organic pollution removal.

Like in stabilization ponds, the main positive of constructed wetlands is the ability to cope with significantly diluted wastewaters as well as with uneven hydraulic and organic load. Their negatives are particularly the higher area demand as compared to common wastewater treatment plants, the low efficiency of nutrient removal and the reduced ability to control the cleaning process.

Ground filters are basically vertically flowed constructed wetlands filled in with classical or alternative fill of various grain size. In the Czech Republic, they are less common than stabilization ponds and horizontal flow constructed wetlands and are mostly used as small house equipment. The basic difference between the ground filters and horizontal flow constructed wetlands are the oxygen conditions, and horizontal flow constructed wetlands work, contrary to ground filters, under anaerobic conditions.

All these non-conventional treatment technologies should be preceded by appropriate and well-functioning mechanical pretreatment. Particularly in case of horizontal flow constructed wetlands and ground filters might the suspended solids penetrate into the filter layers, resulting in their clogging. This shortens their working life significantly.

Microbial pollution decreases on average by two orders of magnitude in case of using non-conventional treatment technologies. They are suitable especially as economical and environmentally friendly ways of wastewater treatment from small sources, without high demands on the quality of the wastewater treated, or as a final treatment step of wastewaters before their further use (agriculture, recreation, etc.). However, it is essential to consider that the wastewater treatment using constructed wetlands or stabilization ponds might exhibit seasonal fluctuations (higher efficiency of the microbial pollution elimination in the summer as compared to the winter).

To sum up – non-conventional treatment technologies certainly have their place among the other wastewater treatment technologies, but they need to get the appropriate attention. This is true especially for mechanical pretreatment which is the key element of the whole system particularly in case of horizontal flow constructed wetlands and ground filters.



Vydal Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha v roce 2015

Ředitel: Mgr. Mark Rieder

Redakční rada:

RNDr. Dana Baudišová, Ph.D., (předsedkyně), Ing. Šárka Blažková, DrSc., Ing. Petr Bouška, Ph.D., RNDr. Blanka Desortová, CSc., Ing. Jana Hubáčková, CSc., RNDr. Josef Fuksa, CSc., Ing. Eva Kajanová, Ing. Ladislav Kašpárek, CSc., RNDr. Hana Mlejnková, Ph.D., Ing. Věra Očenášková, Mgr. Libuše Opatřilová, Ing. Dagmar Sirotková, RNDr. Přemysl Soldán, Ph.D., Ing. Václav Šťastný, Ing. Naďa Wannerová, Mgr. Aleš Zbořil

Vydání první – Počet stran 160 – AA 8,6 – Náklad 200 výtisků – Návrh obálky ABALON s.r.o. – Odpovědná redaktorka Mgr. Sylva Garciová – Tisk Vamb