



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA STAVEBNÍ

FACULTY OF CIVIL ENGINEERING

ÚSTAV VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ KRAJINY

INSTITUTE OF LANDSCAPE WATER MANAGEMENT

**VYUŽITÍ STAVEBNÍCH RECYKLÁTŮ PRO ČIŠTĚNÍ
ODPADNÍCH VOD**

THE USE OF RECYCLED BUILDING MATERIALS FOR WASTEWATER TREATMENT

DIPLOMOVÁ PRÁCE

DIPLOMA THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Bc. Ondřej Zedník

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Ing. MICHAL KRIŠKA, Ph.D.

BRNO 2020



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ FAKULTA STAVEBNÍ

Studijní program	N3656 Městské inženýrství
Typ studijního programu	Navazující magisterský studijní program
Studijní obor	3656T025 Městské inženýrství
Pracoviště	Ústav vodního hospodářství krajiny

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Student	Bc. Ondřej Zedník
Název	Využití stavebních recyklátů pro čištění odpadních vod
Vedoucí práce	Ing. Michal Kriška, Ph.D.
Datum zadání	31. 3. 2019
Datum odevzdání	10. 1. 2020

V Brně dne 31. 3. 2019

prof. Ing. Miloš Starý, CSc.
Vedoucí ústavu

prof. Ing. Miroslav Bajer, CSc.
Děkan Fakulty stavební VUT

PODKLADY A LITERATURA

- Zákon č. 185/2001 Sb. Zákon o odpadech a o změně některých dalších zákonů
- Vyhláška č. 93/2016 Sb. Vyhláška o Katalogu odpadů
- Vyhláška č. 383/2001 Sb. Vyhláška Ministerstva životního prostředí o podrobnostech nakládání s odpady
- Nařízení vlády č. 352/2014 Sb. Nařízení vlády o Plánu odpadového hospodářství České republiky pro období 2015–2024
- SLIVKA, DIRNER, V., KURAŠ, M. Odpadové hospodářství I: praktická příručka. Praha: Ostrava: Ministerstvo životního prostředí; Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava, 2007, 130 s.: il.; 30 cm. ISBN 978-80-248-1245-8.
- VOŠTOVÁ, V., FRIES, J. Zpracování pevných odpadů. Praha: Vydavatelství ČVUT, 2003. ISBN 80-01-02672-8.
- VOŠTOVÁ, V. Zpracování pevných odpadů II. V Praze: Nakladatelství ČVUT, 2006. ISBN 80-01-03488-7. Dostupné také z: <http://www.digitalniknihovna.cz/mzk/uuid/uuid:fc0dc610-9a27-11e3-a744-005056827e52>
- PAVLŮ T.; ŠEFFLOVÁ M., POROVNÁNÍ VLASTNOSTÍ RECYKLOVANÉHO KAMENIVA Z RŮZNÝCH ZDROJŮ, příspěvek na konferenci RECYCLING 2014"

ZÁSADY PRO VYPRACOVÁNÍ

Práce bude členěna na teoretickou a praktickou část, přičemž obsahem teoretické části bude seznámení s technologiemi přírodního čištění podle nejnovějších trendů, ale zejména seznámení s recyklací stavebních materiálů - co je recyklace, jaké jsou dostupné recyklované materiály, jaké mají tyto materiály vlastnosti a jak by se daly materiály použít pro čištění odpadních vod. Na základě výběru nejvhodnějších filtračních materiálů, vznikajících po recyklaci, bude provedena praktická část - testování v laboratorních i poloprodučních podmínkách. Vytvořeny budou zkušební filtrační kolony, plněné vybranými filtračními materiály a následně budou tyto kolony zatíženy odpadní vodou. Důležitým cílem je vyhodnocení účinnosti a udržitelnosti jednotlivých recyklátů pro účely čištění odpadních vod.

STRUKTURA DIPLOMOVÉ PRÁCE

VŠKP vypracujte a rozčleňte podle dále uvedené struktury:

1. Textová část závěrečné práce zpracovaná podle platné Směrnice VUT "Úprava, odevzdávání a zveřejňování závěrečných prací" a platné Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání a zveřejňování závěrečných prací na FAST VUT" (povinná součást závěrečné práce).
2. Přílohy textové části závěrečné práce zpracované podle platné Směrnice VUT "Úprava, odevzdávání, a zveřejňování závěrečných prací" a platné Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání a zveřejňování závěrečných prací na FAST VUT" (nepovinná součást závěrečné práce v případě, že přílohy nejsou součástí textové části závěrečné práce, ale textovou část doplňují).

Ing. Michal Křiška, Ph.D.
Vedoucí diplomové práce

ABSTRAKT

Neustále se zpřísnující legislativa v oblasti čištění odpadních vod požaduje kvalitní hodnoty na odtoku již od drobných producentů znečištění, kteří jsou typicky zastoupeni malými obcemi do 500 obyvatel či decentralizovanými částmi obcí rozsáhlejších. Počtem obyvatel malé obce se potýkají převážně s investiční náročností související s pořízením čistírny odpadních vod. Po několikaletém vývoji dnes představují přírodní způsoby čištění odpadních vod rovnocennou konkurenci vykazující mnohdy kvalitnější výsledky na odtoku než dlouhodobě upřednostňované čistírny mechanicko-biologické (aktivační). Nicméně využití přírodních technologií neodstraňuje hlavní limit spojený s pořízením čistírny – její investiční náročnost. Pokud by došlo ke zlevnění celé technologie využitím alternativních filtračních materiálů, v našem případě stavebních recyklátů, mohly by o pořízení přírodní čistírny uvažovat i malé obce, a to bez nutnosti výrazných dotačních prostředků. Zároveň s využitím stavebních recyklovaných materiálů je spojena řada benefitů jak v oblasti udržitelného rozvoje, tak i při omezení čerpání neobnovitelných surovin. Přesto doposud nebylo provedeno reálné zhodnocení využitelnosti recyklátů coby alternativního filtračního média přírodních čistíren odpadních vod. Právě z tohoto důvodu je hlavní cíl diplomové práce tvořen prověřením vhodnosti vybraných stavebních recyklátů pro čištění odpadní vody, a to včetně provedení a vyhodnocení jejich reálného zkušebního provozu.

KLÍČOVÁ SLOVA

Přírodní čistírna odpadních vod, vertikální filtr, recyklované stavební materiály, amoniakální dusík, fosfor, chemická spotřeba kyslíku

ABSTRACT

The constantly tightening wastewater treatment legislation require high-quality runoff from small-scale producers of pollution who are typically represented by small municipalities up to 500 inhabitants or decentralized parts of larger municipalities. Small municipalities are faced with high investment-intensity associated with the acquisition of new wastewater treatment plant. After several years of development, today natural technologies of wastewater treatment are in competition with mechanical-biological treatment plants. Natural technologies can even achieve better results than popular biological treatment plants. However, natural technology does not eliminate the main investment limit connected with the acquisition of wastewater treatment plant. If there was cheaper solution connected with using alternative filter materials (in our case recycled construction and demolition waste), small municipalities could take constructed wetland without large subsidies. At the same time, the use of recycled construction and demolition wastes will lead to benefits in the field of sustainable urban development and replacement of non-renewable materials. Despite these benefits, recycled aggregates have never been considered as alternative filter materials for natural wastewater treatment plants. For that reason, the aim of diploma thesis is to assess the possibility of applying recycled aggregates for wastewater treatment which will include evaluation of real trial operation.

KEYWORDS

Constructed wetland, vertical flow wetland, recycled aggregates from construction demolition wastes, ammonia nitrogen, phosphorus, chemical oxygen demand

BIBLIOGRAFICKÁ CITACE

Bc. Ondřej Zedník *Využití stavebních recyklátů pro čištění odpadních vod*. Brno, 2020. 118 s. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny. Vedoucí práce Ing. Michal Kříška, Ph.D.

PROHLÁŠENÍ O SHODĚ LISTINNÉ A ELEKTRONICKÉ FORMY ZÁVĚREČNÉ PRÁCE

Prohlašuji, že elektronická forma odevzdané diplomové práce s názvem *Využití stavebních recyklátů pro čištění odpadních vod* je shodná s odevzdanou listinnou formou.

V Brně dne 9. 1. 2020

Bc. Ondřej Zedník
autor práce

PROHLÁŠENÍ O PŮVODNOSTI ZÁVĚREČNÉ PRÁCE

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci s názvem *Využití stavebních recyklátů pro čištění odpadních vod* zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje.

V Brně dne 9. 1. 2020

Bc. Ondřej Zedník
autor práce

PODĚKOVÁNÍ

Na prvním místě bych rád poděkoval vedoucímu mé diplomové práce Ing. Michalu Kříškovi, Ph.D. za jeho cenné rady, ochotu a čas, který mi věnoval jak ve formě konzultací, tak především při realizaci laboratorních zkoušek a provozního testování. Dále bych rád poděkoval Ing. Ondřeji Chaloupkovi za pomoc při provádění dílčích měření, realizaci zkušebních těles a následném sběru dat. V neposlední řadě také děkuji svojí rodině za vloženou důvěru a podporu, které se mi v průběhu studia dostávalo.

OBSAH

1	ÚVOD.....	10
2	CÍLE.....	12
3	TECHNOLOGIE PŘÍRODNÍCH ČISTÍREN ODPADNÍCH VOD	13
3.1	Typy přírodních čistíren odpadních vod	13
3.1.1	Mokřady s volnou hladinou.....	14
3.1.2	Podpovrchově horizontálně protékané systémy.....	15
3.1.3	Podpovrchově vertikálně protékané systémy	20
3.2	Provozní objekty přírodní čistírny	24
3.2.1	Česle	24
3.2.2	Lapák písku	25
3.2.3	Sedimentační objekty	26
3.2.4	Distribuční šachta	28
3.2.5	Filtrační pole.....	29
3.3	Hodnocení účinností přírodních technologií	29
3.3.1	Účinnost v požadovaných ukazatelích znečištění.....	29
3.3.2	Vliv nízkých teplot	32
3.3.3	Intenzifikace stávajících čistíren.....	33
3.4	Uplatnění filtračních materiálů v technologii přírodních čistíren	36
3.4.1	Požadavky na filtrační materiály	36
3.4.2	Používané filtrační materiály.....	39
3.4.3	Kolmatace filtračního materiálu	40
4	RECYKLOVANÉ STAVEBNÍ MATERIÁLY	43
4.1	Legislativa vztahující se k recyklaci stavebních odpadů	43
4.2	Proces recyklace stavebního odpadu.....	45
4.2.1	Demolice	46
4.2.2	Předtřídění	46
4.2.3	Drcení	47
4.2.4	Třídění	49
4.2.5	Separace cizorodých látek a železa.....	50
4.2.6	Separace prachových částic	51
4.2.7	Mobilní recyklační linky	53
4.2.8	Stacionární recyklační linky	55
4.3	Stavební recykláty	57
4.3.1	Betonový recyklát (RCA).....	57
4.3.2	Cihelný recyklát (RMA).....	58
4.3.3	Směsný recyklát (MRA).....	59
4.3.4	Asfaltový recyklát (RA)	60

4.4	Vlastnosti recyklovaných materiálů uplatnitelné v technologii přírodních ČOV	60
4.4.1	Tvar a povrch zrn.....	60
4.4.2	Pórovitost.....	60
4.4.3	Zrnitost	61
4.4.4	Sorpční vlastnosti	62
4.4.5	Mechanická odolnost a chemická stálost.....	62
4.5	Dostupné stavební recykláty v ČR a zahraničí	62
5	VYUŽITÍ STAVEBNÍCH RECYKLÁTŮ PŘI ČIŠTĚNÍ ODPADNÍ VODY	67
5.1	Materiály a metodika testování	67
5.1.1	Vybrané stavební recykláty	67
5.1.2	Zkušební tělesa	69
5.1.3	Provoz zkušebních kolon.....	72
5.2	Vlastnosti použitých materiálů	78
5.2.1	Zrnitost	79
5.2.2	Hydraulická vodivost.....	84
5.2.3	Kontaminace odpadní vody	91
5.3	Výsledky proběhlého testování.....	92
5.3.1	Zhodnocení provozu zkušebních kolon	92
5.3.2	Nejistoty provozu ovlivňující výslednou účinnost	103
5.3.3	Navazující testování	104
6	ZÁVĚR	106
7	POUŽITÁ LITERATURA.....	108
	SEZNAM TABULEK	114
	SEZNAM OBRÁZKŮ	115
	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ	118

1 ÚVOD

Problematika čištění odpadních vod je již značnou dobu zakotvena v neustále se rozvíjející národní i světové legislativě, která klade stále vyšší požadavky na kvalitu životního prostředí, respektive na míru znečištění povrchových, ale i podzemních vod. V minulosti proběhla řada významných investic a stavebních akcí, které zajistily omezení vypouštěného znečištění od největších producentů – velkých průmyslových podniků a měst. Realizované stavební zásahy samozřejmě vedly k výraznému zlepšení kvality vodních zdrojů i celkovému stavu životního prostředí. Dnes se ovšem nacházíme v situaci, kdy největší producenti mají problém čištění odpadních vod vyřešen či alespoň podchycen. Na druhé straně problému stojí producenti menší – typicky obce do 500 obyvatel, decentralizované části obcí, skupiny rekreačních objektů či sezóně obývané objekty, které se potýkají s těžko řešitelným problémem nakládání s odpadními vodami.

Neustále se zpřísnující legislativa požaduje kvalitní hodnoty na odtoku již i od výše zmiňovaných drobných producentů znečištění. Ti ale řeší otázku převážně ekonomickou. Vybudování systému hospodaření s odpadní vodou často představuje značnou finanční zátěž jak pro obec, tak například i pro fyzickou osobu, která je vlastníkem nemovitosti. V současnosti navrhovaná řešení musí tedy jednak zvážit celkovou účinnost zvoleného systému, tak aby byly splněny legislativní požadavky, ale také zohlednit jeho finanční náročnost. A právě zde se naskytá příležitost pro vytvoření udržitelného systému čištění odpadní vody, který bude založen na principech moderních přírodních čistíren, ale zároveň bude ekonomicky dostupný.

Zvážíme-li výše popisovaný charakter drobných producentů odpadních vod, pro něž jsou typické často nestabilní a kolísající koncentrace znečištění v závislosti na počtu připojených obyvatel či typu kanalizace. Dostáváme se do situace, ve které není možné slepě preferovat běžné mechanicko-biologické čistírny s aktivačními procesy. Aktivační čistírny se díky specifickému způsobu odstranění znečištění, spojeným s udržením předem stanoveného množství aktivovaného kalu, nejsou schopny vypořádat s problémy kolísajících přítokových koncentrací. Nicméně ač současnou národní legislativou často opomíjené, přírodní způsoby čištění odpadní vody představují situaci naprosto opačnou. Modifikovaný způsob redukce znečištění založený na obdobných principech jako např. technologie zkrápěných biofiltrů zajišťuje vysoké účinnosti i pro případ rozkolísaných či naředených přítokových koncentrací. Přírodní čistírny disponují několikanásobně delší dobou zdržení odpadní vody než čistírny aktivační. Z tohoto důvodu dokáží reagovat i na výkyvy způsobené např. sezónním využíváním rekreačních objektů.

Jak již bylo nastíněno, problém spojený s veškerými způsoby čištění odpadní vody představují vysoké pořizovací náklady jak čistíren, tak i kanalizačních vedení. Ačkoliv by se mohlo zdát, že konstrukčně jednodušší technologie přírodních čistíren bude představovat významnou investiční úsporu, skutečnost je jiná. V porovnání s čistírnou aktivační jsou pořizovací náklady téměř totožné, ne-li mírně vyšší. Naopak přírodní čistírny zcela jasně „vedou“ v porovnání nákladů provozních. Provoz vyžaduje zajistit pouze dodávku elektrické energie, která je spotřebována na případnou dopravu vody, pravidelné odkalování objektů předčištění a samozřejmě obsluhu. Pokud by tedy došlo ke snížení nákladů investičních, zachování vysokých účinností a nízkých provozních nákladů, potom by přírodní čistírny mohly bezpochyby představovat jednu z nejlepších dostupných technologií pro malé producenty znečištění. Snížení investičních nákladů je spojeno především s finanční úsporou u rozhodujících částí stavby. Samozřejmě nelze příliš uvažovat o snížení finanční náročnosti spojené s konstrukčním provedením železobetonových objektů mechanického předčištění či úspoře na izolačních

materiálech, při které by mohlo dojít k zásadním provozním problémům. Nicméně investici srovnatelnou s uváděným vybavením mechanického předčištění tvoří filtrační materiál navazujícího čistícího stupně – filtrační pole. V současnosti jsou pro jejich konstrukci používána výhradně přírodní těžená či drcená kameniva, u nichž se reálně jeví předpoklad významného nárůstu pořizovací ceny, který je spojen s úbytkem této neobnovitelné suroviny. Možnost, jak snížit náklady spojené s pořízením filtračního materiálu a současně zajistit šetrné nakládání s přírodními zdroji kameniva, může představovat recyklace stavebních a demoličních odpadů.

Recyklace stavebního odpadu se v České republice provádí již řadu let a v závislosti na zpřísňující se legislativě Evropské unie lze očekávat její budoucí rozvoj. Nicméně v současné době se nacházíme ve stavu, kdy jsou produkovány mnohdy nekvalitní recyklované suroviny, které nejsou znovu plnohodnotně využitelné ve stavební výrobě. Z tohoto důvodu využití stavebních recyklátů a jejich úprava představuje ve stavebnictví často skloňované téma. Spojení stavební recyklace s možností čištění odpadní vody ale nebylo doposud prověřeno. Přitom nahrazení konvenčních filtračních materiálů za materiály recyklované s sebou přináší řadu vedlejších výhod. Přidanou hodnotu představuje naplnění nezbytných principů udržitelného rozvoje, a to především v oblasti omezení dopadu lidské činnosti na životní prostředí (omezení množství vypouštěného znečištění) a snížení rychlosti čerpání neobnovitelných zdrojů. Zároveň ale hlavním benefitem využití recyklovaných surovin zůstává snížení investiční náročnosti přírodních čistíren, a tudíž zvýšení dostupnosti účinného systému čištění odpadních vod, který bude splňovat aktuální legislativní požadavky, se kterými jsou zastupitelstva malých obcí stále častěji konfrontována.

2 CÍLE

Hlavní cíl diplomové práce tvoří objasnění využitelnosti stavebních recyklovaných materiálů jakožto náhrady běžně využívaných filtračních materiálů přírodních čistíren. V první části práce je nezbytné objasnit principy fungování přírodních čistíren, jednotlivé typy filtračních polí a jejich následnou využitelnost pro malé producenty znečištění. Před hodnocením uplatnění stavebních recyklátů bude provedeno zhodnocení účinností stávajících přírodních čistíren včetně identifikace jejich technologického uspořádání, což povede k určení oblasti možné aplikace odpadních substrátů. Zároveň je v rámci teoretické řešerše nutné stanovit požadavky na filtrační materiály kladené jak národními dokumenty, tak i zahraničními studiemi a předpisy. Mimo oblast týkající se filtračních materiálů bude řešena problematika dodatečných intenzifikací stávajících přírodních čistíren. V případě snížených účinností způsobených využitím recyklovaných materiálů, které budou ověřeny zkušebním provozem, mohou být právě intenzifikační řešení jedním ze způsobů, jak zajistit požadované odtokové koncentrace.

V druhé teoretické části bude pozornost věnována převážně recyklovaným stavebním materiálům. Problematika recyklace bude vztažena jak k národní legislativě, tak i legislativě Evropské unie, která mnohdy specifikuje přesné, ale nezávazné postupy související s recyklací či demolicí stavebních objektů. Mimo shrnutí legislativních předpisů bude osvětlena technologie recyklace stavebních odpadů včetně popisu jednotlivých stupňů jejich úpravy. Znalost výrobního procesu je nezbytná pro další specifikování druhů recyklovaných surovin včetně jejich vlastností. Kvalita recyklovaných materiálů bude hodnocena především v závislosti na jejich uvažovaném využití, a to jakožto náhrady konvenčních filtračních materiálů přírodních čistíren. Po specifikování vlastností recyklovaných materiálů bude proveden průzkum trhu s cílem identifikovat dostupné stavební recykláty pro spádovou oblast Brna. Popis vlastností a vytvoření soupisu dostupných recyklovaných substrátů povede k experimentálnímu testování, kterému bude věnována navazující praktická část diplomové práce.

Nejdůležitější cíl praktické části představuje kritické zhodnocení účinnosti modifikovaných filtračních polí s pomocí stavebního recyklátu. Ověření účinnosti bude předcházet provedení laboratorních zkoušek, které stanoví skutečné charakteristiky zvolených substrátů. Vlastnosti recyklátů budou následně porovnány s vlastnostmi referenčních filtračních materiálů a jejich návrhovými požadavky. Rozhodnutí o vhodnosti či naopak nevhodnosti recyklovaných materiálů pro náhradu materiálů přírodních bude provedeno na základě reálného zkušebního provozu. Zkušební provoz bude uskutečněn s využitím komunálních odpadních vod, které jsou přiváděny na ČOV v obci Dražovice. Zatížená zkušební tělesa vyplněna recyklovanými materiály budou dlouhodobě monitorována a dílčí výsledky testování průběžně vyhodnocovány. Monitoring jednotlivých materiálů se bude věnovat sledování především takových parametrů znečištění, které jsou legislativně požadovány či dokážou vypovědět o celkovém chování filtračního prostředí a probíhajících čistících procesech.

Diplomová práce by měla poskytnout ucelený pohled na možnost využití recyklovaných stavebních materiálů pro účely čištění odpadní vody. Závěry by měly být podloženy poloprovozním testováním vztaženým k typické oblasti uplatnění přírodních čistíren – malým producentům odpadních vod. Výstupy práce mohou zároveň sloužit jako motivace k budoucím výzkumným aktivitám, které upřesní nejistoty spojené s aplikací recyklovaných surovin a přispějí k jejich rychlejšímu začlenění do technologie přírodních způsobů čištění odpadních vod.

3 TECHNOLOGIE PŘÍRODNÍCH ČISTÍREN ODPADNÍCH VOD

Přírodní čistírny v dnešní době představují plnohodnotnou variantu čištění odpadní vody. V minulosti byly přírodní způsoby čištění (často označovány pod souhrnným názvem „kořenové čistírny“) podrobeny řadě výzkumných studií. Došlo k hlubšímu porozumění probíhajících procesů vedoucích k přímé redukci sledovaných složek znečištění odpadní vody a k následné úpravě návrhových parametrů přírodních technologií. Díky modifikovaným možnostem přírodního čištění lze uvést několik výhod, které jsou pro dílčí přírodě blízké varianty společné:

- téměř nulová spotřeba elektrické energie pro svůj provoz,
- dosahují vysokých účinností bez vysokých nároků na provoz či obsluhu (obsluha je snazší, nejedná se ovšem o bezúdržbovou technologii),
- dokáží se vyrovnávat s nárazovým zatížením – hydraulickým i látkovým,
- rostliny na povrchu po dobu vegetačního období produkují kyslík, ochlazují okolní prostředí a zlepšují kvalitu ovzduší (Sundaravadivel, 2010),
- schopnost vyrovnat se s vysokým podílem balastních vod (neznečištěná voda, která se do kanalizace dostává netěsnostmi),
- zajišťují dostatečnou účinnost čištění i pro odpadní vodu s nízkým obsahem organického znečištění (Rozkošný, 2014).

Jako každá technologie či zařízení, tak i přírodní způsoby čištění mají své limity, ke kterým je nutné přihlédnout při volbě způsobu nakládání s odpadními vodami. Mezi nejzásadnější limity technologie patří:

- požadavek na značný zábor půdy v porovnání s čistírnou mechanicko-biologickou,
- závislost na vysoce účinném stupni mechanického předčištění,
- při nedostatečné znalosti čistících procesů a špatné volbě filtračního pole či jejich kombinace může dojít k nízké účinnosti celého systému (především u parametrů celkového dusíku a amoniakálního dusíku),
- srovnatelné pořizovací náklady s běžně používanými mechanicko-biologickými čistírnami (Rozkošný, 2014).

Při návrhu, provozování či rozhodování se o porizování čistírny založené na přírodních procesech je nutné zvážit výše uváděné výhody i nevýhody. Následující kapitoly mají za cíl definovat základní principy fungování přírodních čistíren odpadních vod a ožřejmit problematiku hlavního čistícího stupně, tzv. filtračních polí, za účelem nahrazení běžně využívaných filtračních materiálů.

3.1 TYPY PŘÍRODNÍCH ČISTÍREN ODPADNÍCH VOD

Jak již vyplývá z názvu technologie přírodních čistíren, většina čistících procesů je odvozena od běžně se v přírodě vyskytujících mokřadních systémů. V podstatě lze říci, že aplikování přírodního způsobu čištění pro komunální odpadní vody spočívá ve vytvoření umělého mokřadu, ve kterém jsou nastaveny ideální podmínky pro maximální efektivitu a účinnost čistících procesů. Nejedná se o nic jiného než totožné přírodní procesy jako v případě běžných mokřadů, kterých bylo dosaženo umělým zásahem člověka. Nicméně, jak udává název kapitoly, umělé mokřady neboli přírodní čistírny lze představit v několika variantách, a to jako mokřady s volnou vodní hladinou, podpovrchově horizontálně protékané mokřady a podpovrchově vertikálně protékané

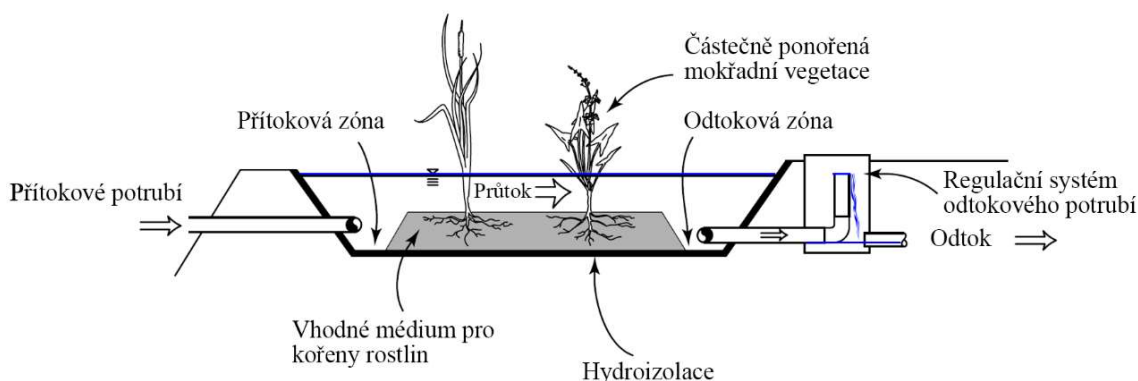
mokřady (Kadlec, 2009). Rozdělení umělých systémů založených na přírodních principech je patrné z obr. 1. Každý typ mokřadního prostředí poskytuje odlišné podmínky pro život mikroorganismů či bakterií, čímž rovněž zajišťuje rozdílnou účinnost při odstranění dílčích parametrů znečištění.



Obr. 1 Členění umělých mokřadních systémů (Kadlec, 2009)

3.1.1 Mokřady s volnou hladinou

Mokřady s volnou vodní hladinou představují jedno z prvních řešení přírodního čištění odpadních vod. Jedná se o izolovaná zemní tělesa se zadrženým objemem přitékající vody, která jsou doplněna o biosystémy mokřadních rostlin (Dotro, 2017). V závislosti na rozdílném výskytu či použití mokřadních rostlin následně můžeme mokřady s volnou vodní hladinou členit. Rozdělujeme tedy tři základní typy mokřadů s povrchovým průtokem – systémy s plovoucím systémem rostlin, s ponořenými rostlinami či částečně ponořenými rostlinami, které kořeny na dně mokřadu, ale jejich listy a stonky vyčnívají nad vodní hladinu (Kadlec, 2009). Všechny zmiňované typy povrchově protékaných systémů využívají k odstranění znečištění procesy sedimentace, filtrace, oxidace, redukce nebo adsorpce. Čistící schopnost technologie je závislá na úrovni nastolení vhodných podmínek pro uváděné čisticí procesy v rámci mokřadního systému. Typizované schéma konstrukce povrchového mokřadu zahrnuje od podloží izolované zemní těleso, do kterého je zaústěno přítokové potrubí. Odtokový systém je upraven v závislosti na udržení požadované výšky hladiny v mokřadním tělese. Přehledné konstrukční schéma je patrné z obr. 2.



Obr. 2 Konstrukční schéma mokřadu s volnou hladinou (Kadlec, 2009)

Regulační systém odtokového potrubí je řešen pomocí svislé trubky, jejímž úkolem je zajištění požadované výšky hladiny v poli. Principiálně se jedná o dvě vzájemně propojené nádoby, pro které platí zákon vyrovnání hladiny, tzn. výšky obou hladin (v potrubí i mokřadu) jsou totožné.

V současnosti povrchově protékané systémy a jejich variace (viz rozdělení na obr. 1) představují méně využívaná řešení, která ač jsou přírodě nejbližší, tak jsou také nejméně účinná. Snížená účinnost je způsobena především charakterem vnitřního prostředí mokřadu. Redukce znečištění je zajištěna z největší části sedimentací a následnými oxidačními či redukčními reakcemi. Znečištění je též odebíráno i rostlinnými systémy. Jedná se ovšem o několikanásobně menší účinnost než u předešlých biochemických či sedimentačních procesů. Ponořené rostliny současně z části ovlivňují oxidační procesy, a to pomocí vnosu kyslíku do převážně anaerobního prostředí vodní nádrže. Nicméně celková dotace kyslíku získaného tímto způsobem je minimální. Okysličena je pouze oblast v bezprostřední blízkosti kořenů, tzv. rizosféra (Dotro, 2017). Slabé oxidační procesy nejsou schopny zajistit dostatečnou oxidaci jak organického znečištění, tak ani amoniakálního dusíku. Díky nízké účinnosti a závislosti systému na povětrnostních podmínkách (hrozí možnost zamrznutí v zimním období) jsou mokřady s volnou hladinou využívány pouze jako stupeň dočištění či v případě méně znečištěných odpadních vod (Kadlec, 2009).

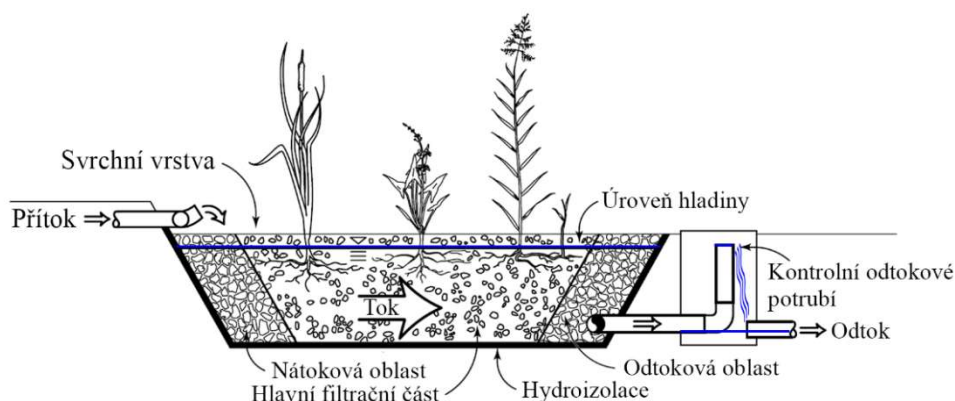
Vzhledem k cílům a zadání diplomové práce nejsou v dalším textu povrchově protékané systémy zohledňovány. Jedná se o systémy s volnou hladinou a stálým zadrženým objemem vody, které nedisponují filtračním prostředím, pro jehož výplň by mohly být využity alternativními filtračními materiály.

3.1.2 Podpovrchově horizontálně protékané systémy

Druhou variantu výše rozdělených umělých mokřadů (obr. 1) představují systémy s podpovrchovým horizontálním průtokem. Podpovrchově protékané mokřady se od mokřadů s volnou hladinou výrazně liší jak svojí konstrukcí, tak probíhajícími čistícími procesy, což ve výsledku způsobuje i rozdílné celkové účinnosti systému. Jsou to právě podpovrchově protékané mokřady, které jsou u nás označovány jako známé kořenové (vegetační) či přírodní čistírny odpadních vod.

Konstrukce

Z konstrukčního pohledu umělý horizontální mokřad (označován jako horizontální filtr s vegetací) tvoří stavební jáma zpravidla hluboká 1,0 m vyložená hydroizolací. Vytěžená zemina bývá po provedení izolační vrstvy nahrazena kamenivem (Kadlec, 2009). Nejčastěji se jedná o kamenivo přírodní prané, které je zbaveno prachových částic. Nově uložený substrát je následně označován jako filtrační materiál. Několik zahraničních i českých autorů (Vymazal, 2016; Dotro, 2017; Sundaravadivel, 2010) uvádí ideální materiálové skladby pro konstrukci horizontálních filtrů. Za vhodné je považováno takové provedení, ve kterém je z hrubých frakcí kameniva vytvořena nátoková a odtoková zóna, s cílem zajistit výhodnější hydraulické proudění – odpadní voda je rychleji rozvedena a zasáknuta do filtračního prostředí. Od hlavní filtrační vrstvy i nátokové či odtokové části je odlišná vrstva svrchního materiálu, a to z důvodu vytvoření ideálního prostředí pro růst mokřadní vegetace. Mimo zahraniční literaturu je již problematika horizontálních filtrů zakotvena i v revidované české státní normě (ČSN 75 6402, 2017), která výše uváděné konstrukční zásady zohledňuje. Konstrukční schéma horizontálního filtru znázorňuje obrázek 3.



Obr. 3 Konstrukce horizontálně protékaného filtračního pole (Kadlec, 2009)

Pro vytvoření hlavní filtrační vrstvy (ČSN 75 6402, 2017) uvádí jako nejvhodnější materiál říční (tedy těžené) či drcené kamenivo o frakci 4-8 mm, u kterého byla provedena eliminace prachových částic. Nátokovou a odtokovou část je možno vytvořit z obdobných druhů kameniva odlišné frakce 8-16 mm, případně 16-32 mm. Volba materiálu pro přítokovou a odtokovou zónu by zároveň měla zohledňovat velikost otvorů v přívodním či odtokovém potrubí tak, aby nedošlo k jejich případnému ucpání příliš jemnozrnným materiálem. Jak je rovněž z obr. 3 patrné, rozvod odpadní vody je zajištěn potrubím na povrchu u hrany filtru. Oproti tomu sběrné (drenážní) potrubí je umístěno v nejnižším místě filtračního pole u hrany filtru protilehlé co potrubí přívodní. Díky protilehlému rozmístění přítokového a odtokového potrubí je zajištěn průtok odpadní vody přes filtrační prostředí. Ukončení a vyvedení odtoku je totožné jako v případě povrchově protékaných mokřadů (obr. 2) – potrubí je přes 90° koleno vyvedeno do požadované výšky hladiny. Díky úpravě odtokového potrubí vzniká v celém filtračním systému stálá hladina, tzn., že téměř celé prostředí je permanentně zatopeno. Hladina vody ve filtračním poli je zpravidla udržována 10 cm pod povrchem, čímž je zamezeno šíření se zápachu a předejito případnému riziku zamrznutí (Kadlec, 2009). Udržování stálé vodní hladiny má za následek vytvoření specifického charakteru vnitřního prostředí filtru, které je označováno jako anaerobní, tzn. bez přítomnosti kyslíku.

Návrh

Návrh horizontálních filtračních polí vychází z požadavků na výstupní koncentrace znečištění. Při dimenzování je jako návrhový ukazatel používána tzv. biochemická spotřeba kyslíku (BSK₅). BSK₅ představuje množství kyslíku, které bylo spotřebováno na rozklad (oxidaci) organických materiálů. Ukazatel biochemické spotřeby kyslíku je stanovován v průběhu 5 dní při teplotě 20±1 °C. Jedná se o Americký standard stanovení BSK₅. Švédský ekvivalent uvažuje se spotřebou kyslíku za dobu 7 dní a je označován jako BSK₇ (Liu, 2002). Plošná velikost horizontálního filtru je závislá na zmiňovaných koncentracích BSK₅ a to jak na přítoku, tak i na odtoku (vzorec 3.1).

(ČSN 75 6402, 2017) udává výpočet plošné velikosti filtrů dle následujícího vzorce:

$$A_{HF} = Q_d \frac{(\ln c_p - \ln c_o)}{k_{BSK} \cdot n \cdot h} \quad (3.1)$$

kde: A_{HF} potřebná plocha horizontálního filtru [m²],

Q_d průměrný denní přítok [m³/d],

c_p předpokládaná koncentrace ukazatele BSK₅ na přítoku [mg/l],

c_o	požadovaná koncentrace v parametru BSK ₅ na odtoku [mg/l],
k_{BSK}	rychlostní konstanta úbytku znečištění BSK ₅ [m/d],
n	pórovitost filtračního materiálu – doporučená hodnota 0,40 – 0,45 [-],
h	hloubka filtračního pole [m].

Konstanta k_{BSK} je empiricky stanovená hodnota, zpravidla uváděna jako 0,1 m/d. Nicméně hodnota rychlostního úbytku znečištění vychází z dříve používaného vzorce, ve kterém nebyly zahrnuty veličiny hloubky a pórovitosti materiálu. V rámci zpracování bakalářské práce, byla k_{BSK} ověřena na případě kořenové čistírny Machová. Při použití výpočtu uváděného v (ČSN 75 6402, 2017), a to tedy s hloubkou filtru i pórovitostí materiálu, byla konstanta stanovena jako 0,2 m/d při hloubce filtru 1 m. Ovšem jedná se pouze o jediný případ výpočtu rychlostní konstanty úbytku znečištění. Její závislost na pórovitosti a hloubce filtračního pole by měla být důkladně prověřena na větším vzorku čistíren (Zedník, 2018).

Hodnota c_p (koncentrace znečištění BSK₅ na přítoku) je závislá na komplexním řešení čistírenské technologie, a to především na typu předřazených objektů mechanického předčištění a pořadí zařazení horizontálního filtru v sestavě vícero filtrů.

Z výše uváděného vzorce 3.1 pro dimenzování horizontálních filtrů je patrné, že návrh je prováděn pouze dle plošných rozměrů. Závislost šířky vůči délce či tvarové řešení není pevně určeno, lze tedy vytvořit libovolný půdorysný tvar. Pravidlem by ovšem mělo zůstat rozvedení odpadní vody po delší straně pole, tak aby se zkrátila protékaná vzdálenost a minimalizovala se možnost vzniku zkratových proudů (odpadní voda vytvoří preferovanou trasu a neprotéká kompletním filtračním prostředím). Dle obvyklých koncentrací na přítoku a požadovaných koncentrací na odtoku (c_p a c_o) vychází průměrná plocha na 1 ekvivalentního obyvatele (1 EO představuje produkci 60 mg/l BSK₅) 5 m² (Dotro, 2017). Kromě návrhu požadované plochy pro dosažení přípustných koncentrací na odtoku je vhodné posoudit i parametry celkové doby zdržení – τ a hydraulického zatížení – HLR dle následujících vzorců 3.2 a 3.3.

$$\tau = \frac{n \cdot h \cdot A}{Q_d} \quad (3.2)$$

kde τ celková doba zdržení odpadní vody ve filtračním poli [den],

n pórovitost zvolené frakce filtračního materiálu [-],

h hloubka filtračního pole [m],

A plocha filtru [m²],

Q_d průměrný denní přítok [m³/den] (Dotro, 2017).

$$HLR = \frac{Q_d}{A} \quad (3.3)$$

kde HLR hydraulické zatížení plochy filtru [m³/m²/den],

Q_d průměrný denní přítok [m³/den],

A plocha filtru [m²].

Hodnoty doby zdržení ani hydraulického zatížení nejsou v České republice normově specifikovány. V zahraničí se požadavky na HLR značně liší, např. ve Španělsku je uvažovaná hodnota 20 mm/den, v USA 20-40 mm/den a ve Velké Británii 200 mm/den. Britská hodnota 200 mm/den je od předešlých čísel řádově odlišná, a to z důvodu předpokládaného zařazení

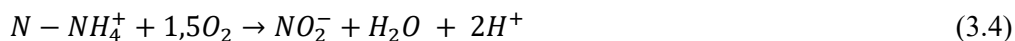
filtračního pole – filtr je umístěn až jako terciální stupeň čištění (Dotro, 2017). V rámci posouzení minimální doby zdržení (Lee, 2009) uvádí dobu 8 dní, tj. dostatečně dlouhý časový úsek, ve kterém proběhne redukce organického znečištění včetně odstranění dusíku.

Čistící procesy

Se zmiňovaným anaerobním prostředím, které v horizontálním filtru vzniká a je spojeno se stálou vodní hladinou, jsou pevně spjaty i specifické čistící procesy. Jedná se především o chemické a biochemické reakce, které ke svému průběhu potřebují minimální množství kyslíku nebo dokáží proběhnout i bez jeho úplné přítomnosti. Anaerobní prostředí také výrazně ovlivňuje výskyt mikroorganismů, které utváří přisedlou biomasu a zajišťují průběh výše zmiňovaných čistících procesů.

Úbytek organického znečištění vyjádřeného ukazateli BSK₅ a CHSK_{Cr} (chemická spotřeba kyslíku) je zajištěn kombinací fyzikálních a mikrobiálních procesů. Nejúčinnější fyzikální proces představuje filtrace. Filtraci odpadní vody zajišťuje použitý materiál, kterým je pole vyplněno. Lze říci, že čím jemnější frakce filtračního materiálu, tím je proces filtrace účinnější. Druhý stejně důležitý fyzikální proces je zastoupen sedimentací. Tedy usazováním nerozpuštěných organických látek, které jsou následně rozloženy mikroorganismy přisedlými k jednotlivým zrnům filtračního materiálu. Právě mikroorganismy představují další výraznou část procesů odstranění organického znečištění. Jejich charakter je určen již výše zmiňovaným anaerobním prostředím, tzn., uvnitř pole se vyskytují převážně takové mikroorganismy, které ke svému životu nevyžadují kyslík. Ve filtru tedy probíhá tzv. anaerobní rozklad organického znečištění, což znamená, že uhlíkaté sloučeniny jsou redukovány za vzniku oxidu uhličitého, vody, kyslíku a případně dalších sloučenin, a to s pomocí anaerobních bakterií (Abou-Elela, 2013). V podstatě lze říci, že na redukci organického znečištění se podílí celá řada procesů a výsledný produkt není vytvořen pouze jedinou fyzikální či chemickou reakcí ale jejich vzájemnou kombinací (Kadlec, 2009).

Mimo organické znečištění se v odpadní vodě setkáváme i s biogenními prvky jako dusíkem či fosforem, a to v řadě jejich rozdílných sloučenin. Dusík je zpravidla obsažen z největší části ve své amoniakální formě N-NH₄⁺ a z menší části ve formě dusičnanů (NO₃⁻) či dusitanů (NO₂⁻). Právě přítomná forma dusíku rozhoduje o výskytu a bakteriálním složení, jakožto i o typu probíhajících reakcí uvnitř filtračního prostředí. Na odstranění dusíkatých sloučenin se z největší části podílejí dva procesy – aerobní nitrifikace a anaerobní denitrifikace. Oba procesy vyžadují rozdílné podmínky pro svůj průběh. Nitrifikace je závislá na dostupnosti rozpuštěného kyslíku a probíhá ve dvou fázích. První fáze zahrnuje oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany za vzniku vody a vodíku (Lee, 2009). Průběh reakce je patrný z následující rovnice 3.4.



Druhá fáze nitrifikace je opět závislá na množství dodaného kyslíku a zajišťuje přeměnu dusitanů NO₂⁻, vzniklých v první fázi, na dusičnany NO₃⁻. Při nedostatku dodaného kyslíku je pravděpodobné, že nedojde k průběhu obou fází reakce, ale bude realizována pouze první část nitrifikace (Lee, 2009). Druhá fáze nitrifikace je popsána rovnicí 3.5.



Po průběhu nitrifikačních reakcí a za předpokladu dostatečné dodávky kyslíku se v odpadní vodě nachází dusík, který je obsažen pouze ve formě dusičnanů či dusitanů. Z předešlých rovnic nitrifikace je patrné, že proces oxidace amoniakálního dusíku nevede k odstranění dusíku

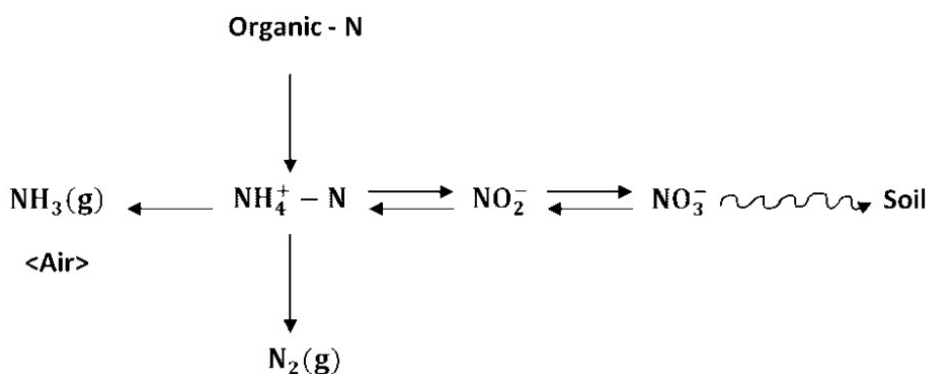
celkového, ale pouze k jeho přeměně. Až následný proces tzv. denitrifikace zajistí úplné odstranění dusíku ve všech jeho formách. Denitrifikační reakce je oproti reakci nitrifikační vázána na striktně anaerobní prostředí a dostatečnou dodávku organického uhlíku, a to z důvodu výskytu heterotrofní bakterií, které se na procesu podílejí. Heterotrofní organismy nejsou schopny využít anorganický uhlík obsažený v oxidu uhličitým, a proto jsou závislé na uhlíku organickém, který je zpravidla odpadní vodou dodáván ve sloučeninách organického znečištění (Kadlec, 2009). Průběh denitrifikační reakce, jejímž výsledkem je dusík ve formě plynu (volně uniká do atmosféry), je zachycen rovnicí 3.6.



Po průběhu obou fází nitrifikace a následné denitrifikace lze hovořit o odstranění celkového dusíku z odpadní vody. Nicméně kromě těchto dvou uváděných reakcí probíhá i celá řada ostatních procesů, které zapříčiňují jednak změnu forem dusíku či jeho úplné odstranění. Jedná se o procesy:

- volatizace – únik dusíku do atmosféry (těkání) z volné hladiny,
- odběr rostlinami,
- amonifikace – přeměna organického dusíku na amoniakální,
- sorpce – využity jsou sorpční vlastnosti filtračního materiálu (Abou-Elela, 2013).

Všechny výše uváděné způsoby odstranění dusíku jsou spíše doplňkové a částečně i zanedbatelné v porovnání s účinností nitrifikace a následné denitrifikace. Koloběh dusíku ve filtračním prostředí (v rozdílné míře zastoupený u všech mokřadních systémů) je dobře patrný z obrázku 4.



Obr. 4 Formy dusíku ve filtračním prostředí; g (plyn) (Lee, 2009)

Jak již bylo v předchozím textu zmíněno, dusík není jediný biogenní prvek, který je v přitékající odpadní vodě obsažen. Další prvek představuje např. fosfor, který se zde vyskytuje převážně ve formě fosforečnanů (PO₄⁻) (Abou-Elela, 2013). Redukci celkového fosforu zajišťují následující procesy:

- sorpční vlastnosti filtračního materiálu,
- odběr pomocí mokřadní vegetace,
- mikrobiální procesy.

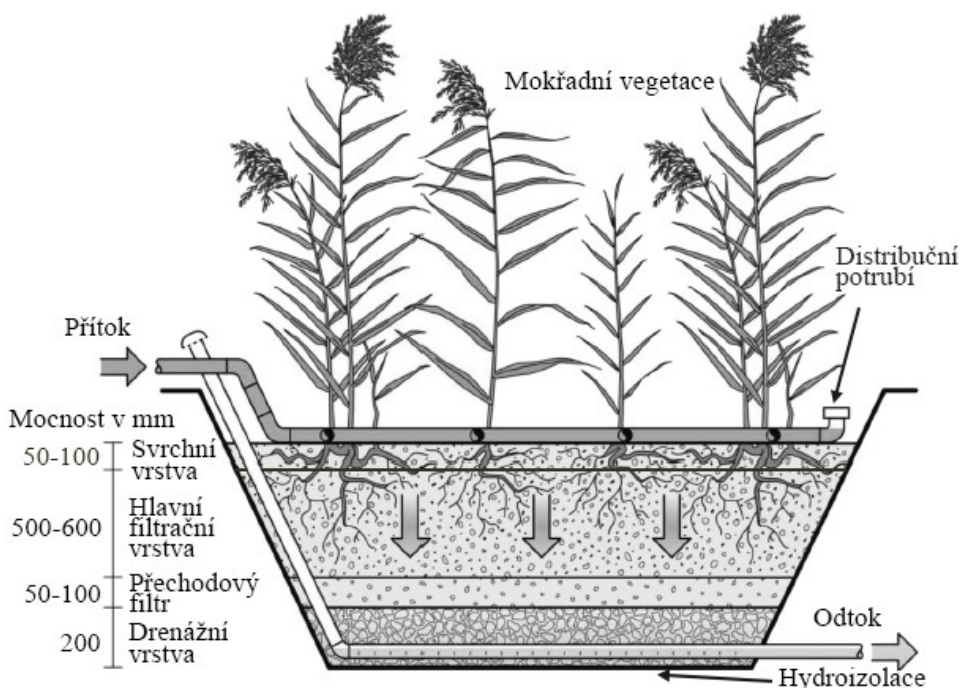
Z množství předchozích studií je patrný zásadní podíl na celkovém odstranění fosforu pouze u přirozeného procesu adsorpce nebo po doplnění chemického srážení (molekuly fosforu jsou pomocí chemického přípravku sráženy do větších shluků a separovány sedimentací). Nicméně sorpce nepředstavuje dlouhodobě udržitelný způsob odstranění fosforu. Proces je založen na

sorpční kapacitě použitého filtračního materiálu, která je omezena. Rozdílné materiály samozřejmě disponují různým sorpčním potenciálem, ovšem při dosažení maximální kapacity navázaného fosforu již není materiál schopen zadržovat další molekuly, a tím zajistit jejich účinné odstranění. Alternativním řešením v tomto případě může být použití materiálů s železitou příměsí, která zajistí již zmiňované srážení fosforečnanů do shluků odstranitelných sedimentací. Pro účely separace fosforu byla testována celá řada alternativních filtračních materiálů (zeolit, kamenivo, organické materiály, ocelové špony, hlinité popílký apod.), u žádného ovšem nebyla prozatím prokázána dlouhodobě udržitelná vysoká účinnost (Shi, 2017).

Na druhé straně účinnost zbývajících variant odstranění fosforu (mikrobiální procesy, odběr rostlinami) se pohybuje řádově okolo 5-10 % (Shi, 2017). Odběr fosforu rostlinami je navíc závislý na vegetačním období, kdy největší akumulace fosforu do nadzemních částí probíhá právě v období růstu. V zimním, ale i podzimním období nelze uvažovat se snížením odtokových koncentrací prostřednictvím rostlin (Kadlec, 2009).

3.1.3 Podpovrchově vertikálně protékané systémy

Druhou variantu umělých mokřadů a přírodních čistíren odpadních vod představují opět podpovrchově protékané systémy, které se odlišují od předchozí varianty rozdílným směrem průtoku odpadní vody. Zatímco u horizontálního filtru je odpadní voda převáděna vodorovně „z jednoho konce pole na druhý“, tak u vertikálních filtrů je naopak voda rozváděna rovnoměrně po celém povrchu. Vytékající voda od povrchu následně plní filtrační prostředí a protéká směrem ke dnu, kde je zachytávána a vypouštěna (Brix, 2005). Systémy založené na vertikálním průtoku odpadní vody lze označit rovněž za („kořenové“) přírodní čistírny odpadních vod. Nicméně v minulosti, a především na konci 20. století, se v České republice vertikální filtry nevyskytovaly vůbec (Němcová, 2016). Rozdílné řešení plnění vertikálního filtru včetně konstrukčního provedení je zachyceno na obr. 5.



Obr. 5 Konstrukční schéma vertikálního filtru s tloušťkou jednotlivých vrstev dle (ČSN 75 6402, 2017), převzato od (Dotro, 2017).

Mimo výše zběžně popsané vertikální filtry (s průtokem ze shora dolů) existují i systémy se směrem průtoku obráceným. Filtry s prouděním vzhůru byly v minulosti představovány jako novější „vylepšené“ řešení standardních vertikálních systémů. Hlavní výhodou představovalo uložení přívodního potrubí v nezámrazné hloubce. Obrácený směr průtoku a pozice přívodního potrubí na dně filtru ovlivňovaly jednak pořadí filtračních vrstev, ale také provozní parametry systému, kdy se jednalo o těleso se stálou výškou hladiny vody (Šálek, 2008). Díky zatopenému filtračnímu prostředí vertikální filtry s prouděním vzhůru neposkytovaly dostatečnou dotaci kyslíku jako jejich ekvivalenty pulzně skrápěných filtrů protékaných směrem dolů, a tudíž ani nedosahovaly srovnatelných účinností. V dnešní době již filtry s obráceným směrem proudění nejsou pro větší (zpravidla obecní) čistírny navrhovány. Vyloučení systémů s odlišným směrem průtoku rovněž zapříčinila i obtížná sanace při zanesení filtračního materiálu v okolí nátokového potrubí (nutno odtěžit veškerý materiál navazujícího souvrství). Z těchto důvodů následující text alternativnímu řešení vertikálních filtrů nevěnuje pozornost a zaměřuje se pouze na systémy s konvenčním průtokem ze shora dolů.

Konstrukce

Konstrukční řešení vertikálního filtru je do značné míry obdobné jako u filtru horizontálního – oba filtry jsou protékány podpovrchově, nenajdeme zde volnou vodní hladinu a stavební konstrukce je provedena jako zemní těleso vyložené hydroizolační vrstvou. Kde již rozdíl ovšem nacházíme, tak je uspořádání filtračních vrstev a volba jejich materiálů. Jako filtrační substrát bývá zpravidla používáno opět kamenivo různých frakcí rozdělené do několika vrstev dle požadovaného účelu. Rozdělení vrstev je patrné z obr. 5. Jmenovitě se jedná o vrstvy: drenážní – slouží ke krytí drenážního potrubí a zvýšení hydraulické vodivosti v jeho okolí, přechodová – odděluje drenážní a hlavní vrstvu tak, aby nedocházelo k vyplavování jemného materiálu hlavní vrstvy, hlavní filtrační vrstva – místo, kde se v nejvyšší míře odehrávají čistící procesy a filtrace odpadní vody, svrchní vrstva – zajišťuje krytí jemné hlavní vrstvy a vytvoření vhodného prostředí pro růst mokřadní vegetace. Druhy materiálů jednotlivých vrstev v České republice specifikuje (ČSN 75 6402, 2017) následovně:

- svrchní vrstva – praný říční štěrk frakce 4-8 (8-16) mm,
- hlavní filtrační vrstva – praný písek fr. 0-4 mm,
- přechodový filtr – drcený praný štěrk fr. 4-8 mm,
- drenážní vrstva – drcený praný štěrk fr. 8-16 (16-32) mm.

Zároveň (ČSN 75 6402, 2017) uvádí požadavek na minimální obsah prachových částic každého používaného materiálu. Za vhodné materiály jsou tedy označovány praná či těžená kameniva, která jsou prachu zbavena. V České republice je při konstrukci používána standardizovaná hloubka vertikálního filtru 1,0 m (viz předchozí skladba). Nicméně např. v Dánsku se přiklání k hloubce 1,4 m, čemuž odpovídá i odlišná materiálová skladba. Hlavní filtrační vrstva je navrhována o mocnosti 1,0 m, přičemž je kryta 0,2 m přechodového filtru a podložena stejnou tloušťkou drenážní vrstvy (Brix, 2005). Kvalitativně je materiál vrstev volen totožně jako v případě (ČSN 75 6402, 2017).

Z provozního pohledu je odpadní voda na vertikální filtr přiváděna tzv. distribučním potrubím. Jedná se o trubní soustavu o dimenzi DN 110, ze které jsou po 50 cm řazena odbočení – děrovaná potrubí DN 40 nebo DN 50. Vzdálenost děr distribučního potrubí o průměru 5-7 mm je stanovena v rozmezí 0,4–0,7 m. Rovnoměrné rozdělení odboček distribučního potrubí s pravidelným děrováním vytváří stejnoměrnou čtvercovou síť. Zároveň snížená dimenze původního potrubí

DN 110 na DN 40 (případně DN 50) způsobuje vznik tlakového proudění v dílčích částech soustavy a rovnoměrné rozvedení odpadní vody skrze vyvrtané otvory na plochu filtru (Brix, 2005).

V předešlých odstavcích bylo popsáno konstrukční řešení vzorového vertikálního filtru. Doposud zmiňované provedení ovšem bezpodmínečně závisí na způsobu napouštění odpadní vody. Veškeré vertikální filtry jsou v dnešní době navrhovány jako pulzně skrápěné, tzn., odpadní voda je přivedena na filtr v několika denních dávkách. Dávky (pulzu) je následně docíleno jednak pomocí čerpadla využívajícího plovákového spínače (časovače) nebo pomocí specifického vypouštěcího zařízení, jehož funkce je založena na principu vztahové síly. Díky takto upravenému nárazovému plnění filtru mohou nastat v jeho vnitřním prostředí dvě odlišné situace – v první je filtr plněn odpadní vodou, která prokapává přes jednotlivé vrstvy a odtéká drenáží, nebo naopak při druhé je filtr prázdný a jednotlivé volné prostory mezi zrny kameniva jsou plněny vzduchem. Díky cyklickému provzdušňování filtračního prostředí (pórů a mezer mezi jemnými zrny kameniva) označujeme prostředí vertikálních filtrů jako aerobní, tzn., nachází se zde dostatek kyslíku, který může být následně využit pro čisticí procesy. Aerobní prostředí oproti své anaerobní variantě s sebou ovšem přináší i odlišné typy vyskytujících se mikroorganismů, které jednak utváří přisedlou biomasu, ale také ovlivňují typy probíhajících biochemických procesů. Podpořeny jsou právě ty procesy, které ke svému průběhu vyžadují větší množství kyslíku (Wu, 2015).

Návrh

Návrh vertikálně protékaných filtrů není založen na výpočtové rovnici jako u filtrů horizontálních, ale probíhá empiricky. (ČSN 75 6402, 2017) udává empiricky zjištěnou hodnotu 15-20 g_{CHSK}, kterou je schopen odstranit 1,0 m² vertikálního filtru o hloubce 1,0 m za jeden den. Ukazatel CHSK obdobně jako u předchozích horizontálních filtrů představuje organické znečištění obsažené v přitékající odpadní vodě. Pod označením CHSK (chemická spotřeba kyslíku) jsou již ovšem skryty vyjma jednoduchých organických sloučenin i sloučeniny složité (tuky, cukry), které není možné rozložit přirozenou cestou a zahrnout pod ukazatele BSK₅ či BSK₇. Stanovení množství CHSK se provádí pomocí silných oxidačních činidel (manganistanová či dichromová metoda), po jejichž aplikaci a zahřátí roztoku dojde k rozkladu i již zmíněných složitých chemických sloučenin (Scholz, 2016). Za předpokladu znalosti očekávané účinnosti filtru v ukazateli CHSK a stanoveném množství přitékajícího znečištění lze požadovanou plochu pole určit dle následující rovnice 3.7.

$$A = \frac{S_{CHSK,in}}{U_{CHSK,0}} \quad (3.7)$$

kde: A požadovaná plocha vertikálního filtru [m²],

$S_{CHSK,in}$ množství přitékajícího znečištění CHSK [g/den],

U_{CHSK} účinnost vertikálního filtru pro parametr CHSK [g/m²/den] (zpravidla dle normy 15-20 g_{CHSK}/m²/den).

V případě vertikálního filtru nepředstavuje zásadní návrhový parametr doba zdržení, a to z důvodu pouhého průtoku odpadní vody. Není zde vytvořena stálá hladina a rychlost protečení rázově napuštěné vody závisí na hydraulické vodivosti materiálu. Vodivost je definována jako vzdálenost, kterou dokáže voda urazit v daném materiálu či zemině za 1 s. Naopak o poznání důležitějším parametrem návrhu je hydraulické zatížení plochy filtru. Při překročení maximálního

zatížení, které (ČSN 75 6402, 2017) udává jako $0,15 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{den}$, může nastat zhutnění a snížení propustnosti hlavní filtrační vrstvy (nejjemnějšího materiálu), které povede k negativnímu ovlivnění účinnosti technologie. V naprosto mimořádné situaci by mohlo dojít i ke vzniku vodní hladiny na povrchu filtru, a to právě z důvodu nízké propustnosti filtračních materiálů. Hydraulické zatížení vertikálních filtrů se posuzuje stejným způsobem jako u filtrů horizontálních, a to dle rovnice 3.3.

Čistící procesy

Čistící procesy probíhající ve vertikálním filtračním poli lze označit za téměř totožné jako v poli horizontálním. Jedná se tedy o obdobné fyzikální či biochemické reakce, které v případě vertikálního filtru probíhají v rozdílném aerobním prostředí. Odlišné vnitřní prostředí filtru ovšem s sebou přináší jinou intenzitu daných reakcí. Již zmiňované okysličené prostředí filtru neposkytuje stejné životní podmínky pro striktně anaerobní bakterie jako filtry horizontální. Z tohoto důvodu se vertikální filtry vyznačují především aerobním rozkladem organického znečištění, při kterém je mikroorganismy k rozkladu organických sloučenin využíván dostupný kyslík. Zároveň při aerobních reakcích nedochází ke vzniku bioplynu, který je typickým produktem biochemických procesů anaerobního prostředí. Z pohledu fyzikálních procesů je opětovně využívána především filtrace a sedimentace, přičemž díky jemnějším frakcím filtračních materiálů je proces filtrace několikanásobně účinnější (Kadlec, 2009).

Procesy spojené s odstraněním dusíku rovněž korespondují s reakcemi popsány v předchozí kapitole horizontálních filtrů. Stále se jedná se o obdobné filtrační prostředí, do kterého je přiváděna stejná odpadní voda. Z tohoto důvodu nelze očekávat výskyt zásadně odlišných reakcí. Nicméně rozdíl mezi anaerobním prostředím horizontálního filtru a aerobním prostředím vertikálního filtru přináší pro jednotlivé biochemické reakce vhodnější či méně vhodnější podmínky, které se podepisují na intenzitě jejich průběhu. Lze uvést, že ve vertikálním filtru díky vysoké dodávce kyslíku bude jistě účinněji probíhat oxidační proces nitrifikace, na jehož úkor bude upozaděn proces denitrifikace, který vyžaduje prostředí bezkyslíkaté (Lee, 2009). Celková účinnost obou filtrů je zhodnocena v kapitole 3.3, kde je právě patrná zmiňovaná odlišná intenzita průběhu oxidačních či naopak redoxních reakcí.

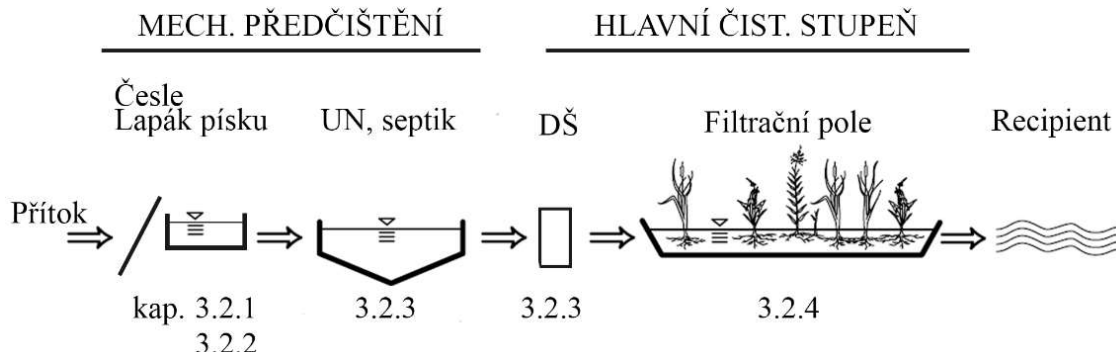
Odstranění fosforu z odpadní vody probíhá jak u vertikálních filtrů, tak u filtrů horizontálních pomocí stejných dějů. Využívána je opětovně především sorpční kapacita materiálu doplněná o vedlejší odběr rostlinami či redukcí pomocí mikrobiálních procesů (Yousefi, 2010).

Všechny varianty přírodních čistíren odpadních vod využívají při svém provozu mokřadní vegetaci. V minulosti, především na konci 20. století, se předpokládalo, že rostliny zásadně ovlivňují probíhající čistící procesy. V rámci zvýšení účinnosti byly tedy testovány různé druhy mokřadních rostlin s cílem intenzifikace celého procesu čištění. V průběhu následujících let byl ovšem zjištěn zanedbatelný vliv rostlin na celkovou účinnost nejpoužívanějších podpovrchově protékaných řešení. I z výše uváděného stručného popisu procesů čištění je patrné, že nikde není zmiňován látkový odběr pomocí rostlin jakožto významný způsob odstranění přitékajícího znečištění. Funkce mokřadní vegetace v dnešní době představuje spíše doplňkovou část technologie v porovnání s ostatními účinnějšími procesy. Nezpochybnitelné je, že rostliny i přesto dodají do filtračního prostředí určitou část kyslíku. Ten se ale nachází pouze v bezprostřední blízkosti jejich kořenového systému. Rostliny zároveň jistě dokáží využít živiny obsažené v odpadní vodě (především fosfor a dusík) ke svému růstu, ale již nedokáží zajistit jejich stabilní a dlouhodobě udržitelné odstranění (Wu, 2015). Na konci vegetačního období rostliny naopak

uvádají a svým rozkladem mohou způsobit dodatečné zhoršení odtokových koncentrací. Díky problémům spojeným s účinným odstraněním znečištění různými druhy rostlin se dnes u přírodních čistíren přistoupilo ke skoro výhradnímu použití rákosu obecného, který plní funkci estetickou, ochranou pro povrchové rozvody vertikálních filtrů a případně při ponechání odumřelých částí po dobu zimního období zajišťuje i funkci izolační (Kadlec, 2009). Avšak přes prvotní volbu rákosu obecného dochází na ploše filtru častokrát k přirozenému rozšíření množství dalších a původně neplánovaných druhů vegetace, které se jsou schopny vypořádat s parametry odpadní vody.

3.2 PROVOZNÍ OBJEKTY PŘÍRODNÍ ČISTÍRNY

V předchozích kapitolách byla pozornost věnována problematice umělých mokřadů z pohledu jejich návrhu či provozování. Nyní je ale nutné se na celou technologii přírodních čistíren podívat komplexněji. Ačkoliv filtrační pole, v předchozí kapitole označována jako umělé mokřady, tvoří hlavní čistící stupeň, stále představují pouze jednu část z na sebe vzájemně navazujících objektů provozní linky čistírny. Přírodní čistírna se zpravidla skládá z vícero objektů uspořádaných do dvou či tří ucelených částí. První část je tvořena objekty mechanického předčištění, které zajišťují bezproblémový provoz navazujícího hlavního filtračního stupně – filtračních polí. Za hlavní stupeň může být zařazeno případné terciální dočištění, které bývá zpravidla zastoupeno retenčním objektem, nádrží či mokřadem s volnou hladinou. Všechny uváděné stupně následně vytvářejí účinný celek zajišťující vyčištění odpadní vody, který může být označován jako přírodní čistírna. Následující kapitoly mají za cíl vytvořit přehled nezbytných provozních objektů celé technologie, včetně objasnění jejich účelu. Rozčlenění objektů (obr. 6) je uváděné vždy s číselným označením kapitoly, která je pro danou problematiku vyhrazena.



Obr. 6 Schéma uspořádání objektů přírodní čistírny; UN – usazovací nádrž, DŠ – distribuční šachta; převzato a upraveno od (Kadlec, 2009)

3.2.1 Česle

První objekt řazený na lince přírodní čistírny zastupují zpravidla česle, a to jak v případě připojení na jednotnou, tak i splaškovou kanalizaci. Hlavní funkci česlí představuje ochrana navazujících objektů čistírny před poškozením většími předměty, které mohou do kanalizace vniknout. V závislosti na požadované míře ochrany rozeznáváme konstrukčně dva druhy česlí, a to jemné či hrubé. Hrubé česle jsou provedeny ze spojených ocelových tyčí (česlic), které jsou umístěny s rozestupy (průlinami) po vzdálenosti 5–20 cm. Stírány jsou následně ve většině případů ručně, a to díky nízkému podílu zachycených shrabků (předmětů, které ulpěly na roštu česlí). Druhá varianta jemných česlí se od hrubých liší vzdáleností česlic (velikostí průlin), která

se zpravidla pohybuje v rozmezí 10-20 mm. Jemné česle mají podíl zachycených shrabků značně vyšší, a proto jsou v mnoha případech stírány strojně (Hlavínek, 2003). Konstrukční řešení hrubých česlí je patrné na obr. 7.



Obr. 7 Ručně stírané hrubé česle – ČOV Cekov

V rámci technologie přírodních čistíren jsou na linku řazeny výhradně česle hrubé, a to za účelem ochrany následujících strojních technologií (čerpadel) či předejití zanesení potrubních rozvodů. Požadavky na návrh hrubých česlí specifikuje (ČSN 75 6402, 2017), kde je mimo návrhových parametrů také stanoven požadavek na vytvoření shromažďovacích prostor v jejich blízkosti. Volný místo následně slouží k uložení a případnému odvodnění zachycených shrabků. Při nedostatku prostoru lze jako uložistiště odvodněných shrabků využít například kontejner určený pro komunální odpad.

3.2.2 Lapák písku

Lapák písku se nachází v pořadí objektů čistírny ihned za česlemi. Jeho hlavní funkcí je usazení zrn písku a minerálních částic, které by mohly poškodit navazující technologii. Návrh lapáku písku vychází z požadavku na velikost zachycených částic. Dle (ČSN 75 6402, 2017) je nutné lapák písku dimenzovat pro zachycení veškerých minerálních částic větších než 0,2 mm. Princip separace částic je následně odvozen od fyzikálního procesu sedimentace. Za lapák písku je obvykle považována podlouhlá mělká nádrž s horizontálním průtokem, která zajistí zpomalení proudění vody a vytvoří určitou dobu zdržení. Doba, po kterou je voda zadržena, musí být tak dlouhá, aby se v tomto čase zvládly usadit zrna návrhových rozměrů (do 0,2 mm) (Hlavínek, 2003).

Konstrukčně je lapák písku složen ze sedimentačního a akumulačního prostoru. Sedimentační část představuje oblast, kterou protéká odpadní voda a dochází zde k účinnému usazování minerálních látek. V akumulační části jsou naopak zrna písku hromaděna. Při dosažení kapacity akumulačního prostoru musí být zachycený písek vytěžen. Vytěžený písek je následně odvodněn a případně i vyprán. S takto upraveným substrátem lze nakládat např. pomocí kompostování (ČSN 75 6402, 2017). Provedení lapáku písku je zachyceno na obr. 8, kde jsou mimo jiné viditelné i šikmé stěny oddělující akumulační prostor od sedimentačního.



Obr. 8 Kombinace ručně stíraných česlí a horizontálního lapáku písku – ČOV Skašov

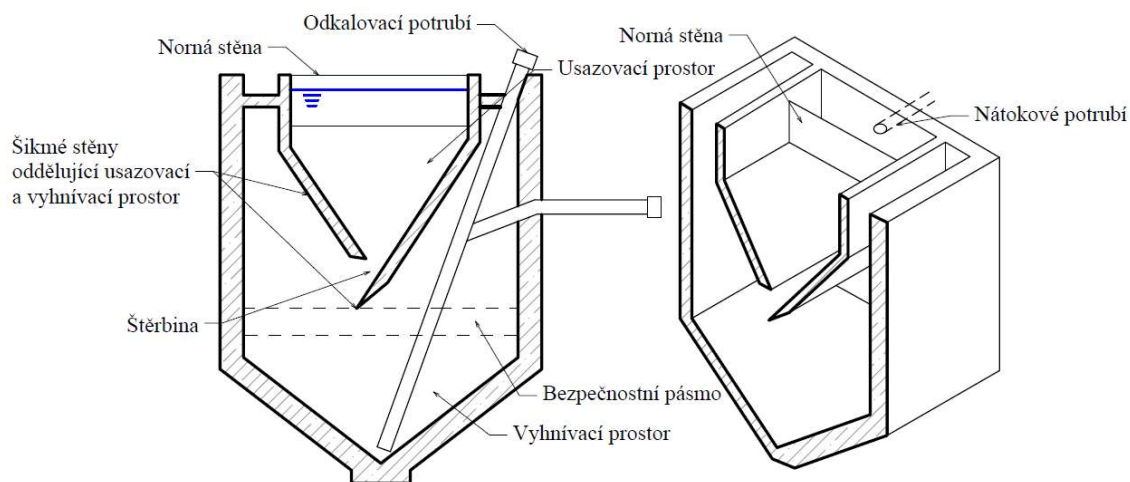
Sedimentace minerálních částic je do technologie řazena převážně při čištění odpadních vod produkovaných obcemi, které provozují kanalizaci jednotnou. Zde se totiž předpokládá smyv vyššího množství písků z komunikací či zpevněných ploch vlivem přívalových dešťů. V případě napojení čistírny na kanalizaci oddílnou není objekt lapáku písku bezpodmínečně nutné zařazovat (Rozkošný, 2014).

3.2.3 Sedimentační objekty

V případě předřazení dvou výše zmiňovaných objektů (česlí + lapáku písku) dostáváme odpadní vodu, která je zbavena nadměrně velkých těles a jemných pískových zrn. Nicméně v odpadní vodě stále zůstává značné množství nerozpuštěných organických látek, které mohou být stále separovány procesem sedimentace. Usazení organických nerozpuštěných látek ovšem vyžaduje vyšší dobu zdržení než v případě minerálních částic. Prodlužující se doba zdržení je dána především nižší schopností sedimentace organických látek, a to z důvodu jejich malé hmotnosti. Pro odstranění těchto hůře separovatelných látek se nabízejí dvě následující možnosti řešení, které jsou využívány v technologii přírodních čistíren (Rozkošný, 2014).

Usazovací nádrž

Jak již bylo výše zmíněno, hlavní funkcí usazovací nádrže je separace nerozpuštěných organických látek z protékající odpadní vody. V případě přírodních čistíren jsou hojně využívány tzv. šterbinové usazovací nádrže, jejichž konstrukce se skládá z účinného sedimentačního prostoru a prostoru akumulárního (kalového). Oba prostory jsou vzájemně propojeny tzv. „šterbinou“ – prostor mezi dvěma šikmými betonovými deskami, které jsou uloženy v minimálním sklonu 1,4:1. Betonové desky se vzájemně nedotýkají, ale vytváří mezeru o min. šířce 0,1 m, kterou propadávají usazované nerozpuštěné látky do vyhnívacího prostoru (patrné z obr. 9). Vyhnívací prostor je dimenzován tak, aby pojmul přibližné množství všech nerozpuštěných látek, které byly vyprodukovány a na čistírnu přivedeny za dobu 150 dní. Po uplynutí této doby, nebo pokud dojde k naplnění vyhnívacího prostoru dříve, je nutné provést odkalování (ČSN 75 6401, 2006). Odkalování spočívá ve vyčerpání usazeného kalu (sedimentovaných a pomalu se rozkládajících organických látek) a jeho likvidaci v rámci kalového hospodářství, které může být součástí areálu čistírny.

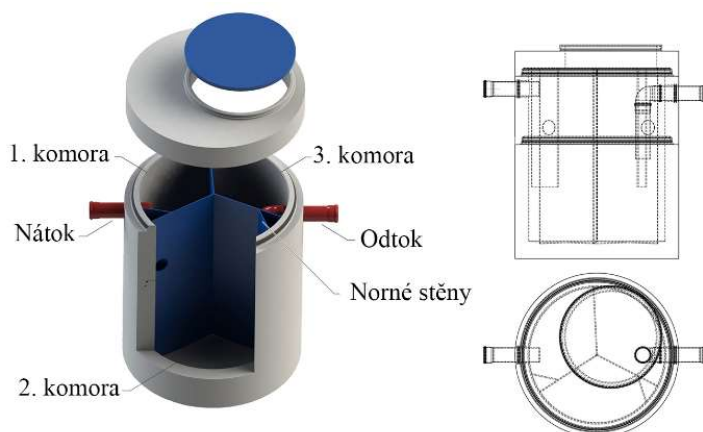


Obr. 9 Konstrukce štěrbinové usazovací nádrže

Účinnost procesu sedimentace je závislá především na velikosti gravitační síly odvozené od hmotnosti částice, dále na samotném rozměru částice a jejím tvaru. Rozdílný tvar vločky nebo zrna ovlivňuje schopnost sedimentace. Vločkovité částice před samotným usazením zpravidla podléhají procesu koagulace, což znamená, že se v průběhu usazování mění jejich velikost a tvar do doby, dokud nejsou vytvořeny dostatečně velké sedimentovatelné shluky. Díky empirickým zkušenostem lze určit, že usazeny by měly být veškeré částice, které disponují sedimentační rychlostí nad 10^{-5} m/h (Hlavínek, 2003).

Septik

Druhou variantu zabezpečení separace nerozpuštěných látek tvoří septiky. Septik je průtočná nádrž, která disponuje určitou dobou zdržení tak, aby mohl proběhnout proces sedimentace. Princip usazování je totožný s výše popsáním procesem v usazovací nádrži. Naopak rozdílné je konstrukční provedení celého řešení. Vnitřní prostor je rozdělen na minimálně 3 komory, které jsou vzájemně propojeny potrubními rozvody. Propojovací potrubí jednotlivých komor je řešeno dle hydrauliky systému, respektive přítok bývá umístěn v blízkosti hladiny a odtok naopak v blízkosti dna. Rozdělení jednotlivých komor následně zajišťuje nerovnoměrné rozdělení usazeného kalu – nejvíce kalu sedimentuje v první komoře a nejméně v poslední (Rozkošný, 2014). Konstrukční řešení znázorňuje obr. 10.



Obr. 10 Konstrukční řešení tříkomorového septiku (Tříkomorový septik, b.r.)

Návrhové parametry septiku závisí především na požadované velikosti vyhnívacího prostoru, která je normově stanovena jako 50 % celého objemu nádrže. Dále je při návrhu zohledňováno množství odpadní vody na přítoku a doba zdržení (zpravidla 3 dny). Při porovnání s usazovací nádrží, kde je doba zdržení stanovena v řádu hodin (1-6 hod), je patrné, že septik představuje rozměrově rozsáhlejší objekt (ČSN 75 6402, 2017). Narůstající velikost septiku při nárůstu připojených obyvatel tak zároveň stanovuje limity jeho využití. Nelze předpokládat instalaci septiků jako usazovacího objektu pro velikost čistíren, na nichž by takovéto řešení bylo neúměrně finančně i prostorově náročné. Stejně jako v případě usazovací nádrže jsou další finanční náklady tvořeny nutností odkalování jednotlivých komor, jehož četnost závisí na celkové produkci kalu, která je u malých producentů obtížně popsitelná či jinak předem měřitelná. Počet vývozu usazeného kalu je tedy vždy stanoven až dle reálného zkušebního provozu (ČSN 75 6402, 2017).

Anaerobní separátor

Anaerobní separátor nepředstavuje další možnost odstranění nerozpuštěných látek, ale zastupuje spíše intenzifikované řešení septiku, které je použitelné i pro větší producenty znečištění. Jedná se opět o tříkomorový objekt, přičemž návrh jeho konstrukčního řešení a úpravy proudění odpadní vody počítá s vysokým využitím účinného prostoru (min. 70 %). Minimální normově stanovená velikost anaerobního separátoru činí 4 m³, přičemž střední doba zdržení by neměla klesnout pod 4 dny. Řešení anaerobního separátoru častokrát není vázáno na jediný objekt. Jednotlivé komory lze konstrukčně oddělit a realizovat ze samostatných dílčích nádrží, které budou následně propojeny trubními rozvody stejně jako v případě septiku (ČSN 75 6402, 2017). Díky zapojení více oddělených nádrží lze získat takový objem separátoru, který zajistí účinné procesy sedimentace i pro větší producenty znečištění (obce do 500 EO).

3.2.4 Distribuční šachta

Distribuční šachta představuje objekt, který je zpravidla řazen před technologii vertikálních filtračních polí za účelem jejich nárazového plnění. Distribuční šachta může svým umístěním navazovat na stupeň mechanického předčištění či na předřazený horizontální filtr (Rozkošný, 2014). Vystrojení šachty, které zajistí přerušované plnění vertikálního filtru, lze realizovat jednak pomocí vypouštěcího zařízení, které funguje na plovákovém principu, či pomocí čerpadla, které zajistí přečerpání odpadní vody v několika denních dávkách (4-8 dle normy) při nedostatečném výškovém rozdílu mezi odtokem a plochou filtru. Specifikovaná délka trvání jedné dávky by následně neměla překročit 15 min (ČSN 75 6402, 2017).



Obr. 11 Umístění a konstrukční řešení distribuční šachty – ČOV Skašov

Konstrukčně lze distribuční šachtu popsat jako kruhovou nádrž v provedení plastovém či železobetonovém (Brix, 2005). Nádrž je doplněna o dělící příčky pro případ, kdy je instalováno více vypouštěcích zařízení. Na obr. 11 je zachyceno řešení distribuční šachty vystrojené plovákovými vypouštěcími zařízeními v obci Skašov.

3.2.5 Filtrační pole

Po předřazení všech výše zmíněných objektů následuje hlavní čistící stupeň, který je v případě přírodních čistíren řešen pomocí podpovrchově protékaných filtračních polí. Jak bylo zmiňováno v kapitole 3.1, rozlišujeme dva typy podpovrchově protékaných filtrů – horizontální a vertikální. V dnešní době již všechny nově projektované přírodní čistírny disponují technologií vertikálních filtrů, která je i zakotvena v revidované (ČSN 75 6402, 2017). Horizontální filtry jsou využívány díky svým specifickým vlastnostem anaerobního prostředí a hrubozrnné frakce filtračního materiálu jako objekty „předčištění“ (jemný filtr) či jako část hlavního čistícího stupně, kdy zajišťují prostor pro průběh denitrifikační reakce. Při zařazení více odlišných filtrů hovoříme o kombinovaném hlavním stupni čištění, který je v zahraniční literatuře označován pod pojmem hybridní umělé mokřady (Zurita, 2009).

Konfigurace hybridních mokřadů umožňuje využít specifických vlastností obou typů filtračních polí a zintenzivnit celkový proces čištění – je možno zaručit vyšší účinnost i spolehlivost systému. Zároveň je ale takovýto návrh náročnější na odborné znalosti projektanta a pochopení dílčích reakcí a specifík obou rozdílných filtračních prostředí (Abou-Elela, 2013). Příklad kombinovaného systému horizontální – vertikální filtr je zachycen na obr. 12.



Obr. 12 ČOV v obci Nová Ves – uspořádání horizontální, vertikální a horizontální filtr

3.3 HODNOCENÍ ÚČINNOSTÍ PŘÍRODNÍCH TECHNOLOGIÍ

Přírodní technologie čištění odpadní vody v současnosti dosahují srovnatelných a mnohdy i vyšších účinností než technologie dlouhodobě prosazované – mechanicko-biologické čistírny založené na aktivačních procesech. Nicméně nebylo tomu tak vždy. V 90. letech minulého století vznikala spousta systémů založených pouze na jediném typu filtračního pole, a to horizontálním. Zastaralá řešení horizontálních filtrů sice na svoji dobu splňovala legislativní požadavky, nicméně vykazovala nízké účinnosti, a to převážně v parametrech N-NH_4^+ , celkového dusíku N_{celk} , ale i při odstranění organického znečištění (BSK_5 a CHSK) (Němcová, 2016).

3.3.1 Účinnost v požadovaných ukazatelích znečištění

Celková účinnost čistírenské technologie je založena na dílčích účinnostech jednotlivých objektů. Zároveň spolehlivý provoz jednotlivých součástí je stejně tak závislý na předřazených

technologiích, např. správná funkčnost filtračního pole je podmíněna dostatečně dimenzovaným stupněm mechanického předčištění tak, aby nedocházelo k vyplavování nerozpuštěných látek z jeho vnitřních prostor. Jedná se tedy o komplexně propojenou soustavu objektů, kde nefunkčnost jednoho může z provozu vyřadit celou technologii.

Prvními objekty, které se podílejí na redukci znečištění legislativou sledovaných parametrů, jsou usazovací nádrže či septiky. Při návrhu dle normových požadavků je možno počítat s následujícími účinnostmi shrnutými v tabulce 1.

Tabulka 1 Účinnost objektů mechanického předčištění (ČSN 75 6402, 2017)

Technologie čištění	Účinnost čištění v %				
	BSK ₅	CHSK	NL	N-NH ₄ ⁺	P _{celk}
Septik	15 až 30	0 až 20	50 až 60	-	-
Anaerobní separátor	50 až 75	40 až 80	70 až 90	5 až 25	10 až 45
Sedimentace (UN)	20 až 30	10 až 30	30 až 60	0 až 5	0 až 8

Z tab. 1 jsou patrné rozdílné účinnosti jednotlivých usazovacích objektů. Nejvyšších účinností dosahuje anaerobní separátor, což je dáno především optimalizací hydraulického proudění, ale také nejvyšší dobou zdržení v rámci všech uváděných objektů. Hodnoty pro usazovací nádrž (v tabulce 1 označena jako sedimentace) a septik jsou již srovnatelné, ačkoliv septik zpravidla disponuje delší dobou zdržení, což znamená vyšší účinnost při separaci nerozpuštěných látek (ČSN 75 6402, 2017). Obdobné výsledky pro procesy sedimentace jsou uvažovány i v zahraničí, kde je uváděna účinnost redukce BSK₅ kolem 1/3, tedy 33 % (Dotro, 2017; Nivala, 2018).

Účinnost následujícího hlavního stupně čištění je závislá na typu zvoleného filtračního pole či jejich vzájemné kombinaci. Obecně lze uvést, že vyšší účinnosti ve všech sledovaných parametrech dosahují filtry vertikální. Nicméně pokud budeme dále zkoumat probíhající biochemické reakce v jejich filtračním prostředí (viz. 3.1.3) zjistíme, že aerobní (oxický) vertikální filtr nedokáže zajistit splnění legislativních požadavků v parametru celkového dusíku N_{celk}. Na druhou stranu vhodnou kombinací či zařazením třetího čistícího stupně, který poskytuje anaerobní prostředí včetně dostatku organického uhlíku, je možné split požadavek i na celkový dusík (Nivala, 2018). Účinnosti jednotlivých filtrů v českých poměrech sleduje tabulka 2.

Tabulka 2 Účinnost přírodních čistíren dle (ČSN 75 6402, 2017)

Technologie čištění	Účinnost čištění v %				
	BSK ₅	CHSK	NL	N-NH ₄ ⁺	P _{celk}
Vertikální filtr s dávkovacím systémem	60 až 90	40 až 70	40 až 70	70 až 90	5 až 25
Vegetační čistírna s horizontálním průtokem	40 až 95	50 až 90	65 až 95	5 až 60	5 až 25
Vertikální filtr s vegetací	75 až 98	70 až 97	85 až 99	50 ²⁾ až 99 ¹⁾	0 až 8

¹⁾ v letním období pro $T > 12\text{ °C}$

²⁾ v zimním období pro $T < 6\text{ °C}$

Při porovnání normových hodnot (tab. 2) je patrný rozdíl v účinnostech vertikálních filtrů s horizontálními převážně v ukazateli N-NH_4^+ , což je způsobeno již výše zmiňovaným množstvím dostupného kyslíku pro probíhající nitrifikační reakce. Další patrný rozdíl zastupuje odlišnost v účinnostech u vertikálního filtru s vegetací a bez vegetace. V tomto případě se lze zamyslet, zda vliv mokřadní vegetace zajistí tak významné ovlivnění účinností. (Tanner, 2001) uvádí, že využitím mokřadní vegetace lze dosáhnout odstranění 2-5 g/m³ organického znečištění v ukazateli BSK₅. Zároveň je zde zmiňován téměř zanedbatelný vliv vegetace na množství odstraněných nerozpuštěných látek. Při odstranění celkového dusíku lze pomocí vegetace dosáhnout zvýšení účinnosti o 5-10 % (Stottmeister, 2003). Účinnost v ukazateli celkového dusíku ale není v (ČSN 75 6402, 2017) stanovena.

Efektivita vertikálních a horizontálních filtrů je v evropském prostředí srovnatelná s účinnostmi stanovenými národní normou (Dotro, 2017). Nicméně odlišných hodnot je dosahováno u přírodních čistíren např. v Číně (tab. 3).

Tabulka 3 Účinnost přírodních čistíren v Číně (Zhang, 2009)

Technologie čištění	Účinnost čištění v %					
	BSK ₅	CHSK	NL	N-NH_4^+	P _{celk}	N _{celk}
Vertikální filtr	83	62	75	56	60	44
Horizontální filtr	83	70	76	64	59	56

Z tabulky 3 jsou patrné lišící se účinnosti pro jednotlivé ukazatele v porovnání s českými standardy. Účinnost v parametru BSK₅ a NL koresponduje s tabulkou 2. Nicméně míra odstranění N-NH_4^+ je značně odlišná. Především u vertikálních filtrů ji lze označit za nedostatečnou. Zde je potřeba uvést, že získaná průměrná účinnost odpovídá vzorku 9 provozovaných čistíren, mezi kterými se nacházejí provozy, které odstranily až 94 % N-NH_4^+ . Průměrná nízká účinnost je tedy ovlivněna jednak malým vzorkem sledovaných čistíren, ale také jejich konstrukčními problémy (technologické vady, chybný návrh) (Zhang, 2009).

Zajištění dostatečné účinnosti při odstranění celkového dusíku vyžaduje komplexnější návrh celé technologie. Nelze uvažovat s řešením, které je založeno pouze na využití jediného filtračního pole, ale je nutné přistoupit k vícestupňovému neboli hybridnímu řešení. Odstranění celkového dusíku závisí na již popsaných procesech nitrifikace a následné denitrifikace. Přizpůsobení filtračního prostředí pro průběh těchto reakcí je tedy zásadní. Jako ideální se jeví varianta kombinace vertikálního filtru, který dokáže poskytnout dostatek kyslíku pro proces nitrifikace, a filtru horizontálního, který naopak volný kyslík neobsahuje. Zároveň je ale nutné pro průběh účinné denitrifikace přihlídnout k jejím limitům, které jsou tvořeny nedostatkem organického uhlíku. Minimální obsah uhlíkatých sloučenin je způsoben vysokou účinností předřazeného vertikálního filtru při odstranění organického znečištění. Jako bezproblémový poměr CHSK/ N-NO_3^- pro průběh denitrifikace je uváděna hodnota 3. V případě dostatečného množství organického uhlíku na přítoku odpadní vody do horizontálních filtrů je tedy možné dosáhnout účinnosti při odstranění N_{celk} až 83 % (Molle, 2008).

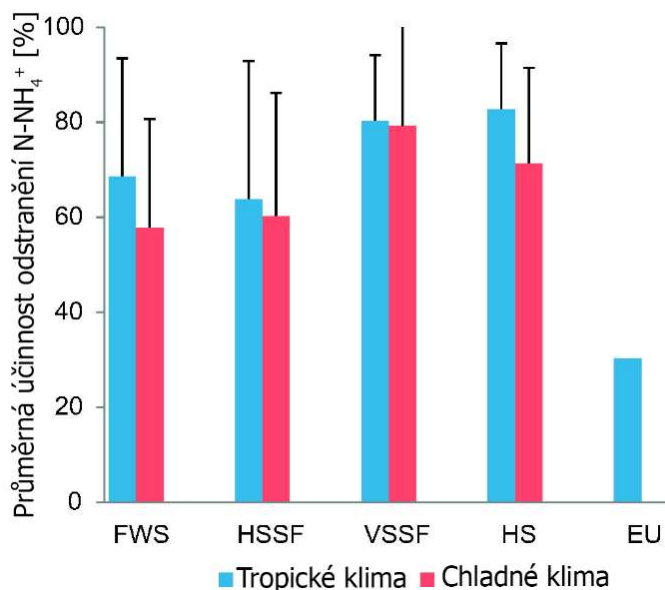
Jako alternativní zdroj uhlíku pro podpoření procesu denitrifikace lze zároveň použít organický filtrační materiál jako dřevní mulč, rýžovou slámu, cukrovou třtinu apod. Všechny zmiňované materiály poskytují dostatek organického uhlíku pro heterotrofní denitrifikační bakterie, ale zároveň představují zdroj druhotného znečištění – uvolňují organické látky do odpadní vody a zvyšují koncentraci BSK₅ a CHSK na odtoku (Yang, 2018).

Posledním sledovaným parametrem, který doposud nebyl hodnocen, je fosfor. Přírodní čistírny odpadních vod obecně vykazují nízké účinnosti při odstranění fosforu. Malá účinnost je dána především specifickým zastoupením čistících procesů, které přírodní čistírna poskytuje. Fosfor je z odpadní vody odebírán převážně díky sorpčním vlastnostem filtračních materiálů. Nejčastěji používané kamenivo nedisponuje vysokou sorpční kapacitou, což znamená, že jednotlivé molekuly fosforu jsou navázány pouze ve velmi omezené míře a jen na počátku provozu (Shi, 2017). Na odstranění fosforu se mimo sorpce podílejí i mokřadní rostliny spolu s mikroorganismy. Mikroorganismy při svém katabolismu zajišťují přeměnu fosforu na anorganický fosfor, který je následně vázán na mikrobiální biomasu. (Shi, 2017) uvádí účinnost odstranění fosforu pomocí rostlin jako hodnoty 5,57 % v provzdušňovaných systémech a 1,76-3,16 % v systémech neprovzdušňovaných. Zmiňovaná účinnost pro odstranění fosforu pomocí mikroorganismů činí až 30 %. Oproti těmto dvěma variantám lze ale pomocí sorpce materiálu dosáhnout až 58% účinnosti, což je hodnota stanovená pro materiál vzniklý recyklací cihel, k jejichž výrobě byly použity odpadní popílky. Všechny předešlé způsoby odstranění fosforu, ač se mohou jevit jako účinné, představují pouze doplňkovou či časově omezenou variantu. Pokud chceme zajistit stabilně nízké koncentrace fosforu na odtoku, potom je nutné přistoupit k jeho chemickému srážení (koagulaci) pomocí železitých, hlinitých solí či polymerů (Hlavínek, 2003).

3.3.2 Vliv nízkých teplot

V souvislosti s přírodními čistírnami je často kladena otázka týkající se zimního provozu a vlivu nízkých teplot na jejich celkovou účinnost. Existuje celé řada názorů, které zmiňují nefunkčnost přírodních čistíren při nízkých teplotách, a tím vylučují jejich udržitelné využití při celoročním čištění odpadních vod. Skutečnost je taková, že účinnost probíhajících procesů je mnohdy skutečně na teplotě závislá. Jedná se především o účinnost v ukazatelích, jejichž redukce je z největší části závislá na biochemických reakcích (Stanković, 2017). Jednu z reakcí, které jsou nejvíce ovlivněny teplotou, představuje nitrifikace. Nejefektivnější průběh nitrifikačních reakcí nastává v rozmezí teplot 20-25 °C, přičemž s klesající teplotou dochází ke zpomalení mikrobiální aktivity, a tím i k ovlivnění účinnosti celého procesu. Důležité je podotknout, že při poklesu teplot dochází ke zpomalení nitrifikačních reakcí, nikoliv k jejich úplnému zastavení. Na nitrifikaci navázaný další důležitý proces vedoucí k odstranění celkového dusíku denitrifikace je k výkyvům teplot méně náchylný. Denitrifikace je schopna probíhat i za velmi nízkých teplot odpadní vody dosahujících např. pouze 4 °C (Lee, 2009). Sníženou účinnost v zimním období je možné pozorovat i u ostatních biochemických reakcí, které se podílejí na odstranění organického znečištění. Naopak chladným podnebím není ovlivněno odstranění nerozpustných látek, a to díky fyzikálním procesům sedimentace a filtrace, které mají hlavní podíl na jejich separaci a zároveň nejsou závislé na teplotě (Wang, 2017).

Nicméně i přes všechny výše uváděné poznatky lze dosáhnout dostatečné účinnosti i v zimním období. V závislosti na publikovaných výsledcích zahraničních studií není teplota za významnou považována u odstranění organického znečištění (BSK₅, CHSK). Snížení celkové účinnosti pro ukazatel CHSK z 90,8 % na 87,0 % bylo zaznamenáno při poklesu venkovní teploty pod 15 °C. V horizontálně protékajících filtrech byl zjištěn pokles účinnosti při odstranění N-NH₄⁺ z 54,5 % v letním období na 32,4 % v zimním období. Zde je nicméně nízká hodnota způsobena především charakterem filtračního pole a nedostatkem dodaného kyslíku (Wang, 2017). Pokles účinnosti jednotlivých typů přírodních čistíren v ukazateli N-NH₄⁺ je zachycen na obr. 13.



Obr. 13 Průměrná účinnost odstranění $N-NH_4^+$ v tropickém a chladném klimatu; FWS – mokřady s volnou hladinou, HSSF – horizontální filtr, VSSF – vertikální filtr, HS – hybridní systémy (Wang, 2017)

Pro zachování požadovaných odtokových limitů je tedy nutné snížené účinnosti přírodní čistírny během zimního období kompenzovat vhodným návrhem celé technologie, a to především velikostí jednotlivých filtračních polí, která by měla být přizpůsobena nejhorším možným povětrnostním podmínkám. (Wang, 2017) uvádí, že průběh denitrifikačních reakcí je intenzivnější např. při vyšším látkovém zatížení filtru – při zatížení 60 g N/m^2 za rok probíhala denitrifikace třikrát účinněji než při ročním zatížení $0,1 \text{ g N/m}^2$. Omezení vlivu nízkých teplot lze též dosáhnout vhodným provozem. Před zimním obdobím je možné ponechat na povrchu filtru vrstvu uhynulé vegetace, která působí jako tepelná izolace – zabraňuje promrzání filtračního pole a ochlazování protékající odpadní vody (Brix, 2005). Zamrznutí protékající vody je eliminováno především podpovrchovým průtokem u horizontálních filtrů a dávkovým plněním u filtrů vertikálních, kde je odpadní voda vystavena povětrnostním vlivům pouze po dobu výtoků z distribučního potrubí.

3.3.3 Intenzifikace stávajících čistíren

Na základě nedostatečných účinností navržených řešení v 90. letech minulého století, která byla založena výhradně na principu horizontálních filtrů, se objevily snahy o zintenzivnění čistících procesů v přírodních čistírnách. Díky řadě vědeckých studií bylo identifikováno několik možných řešení, která přináší vyšší i nižší ovlivnění výsledné účinnosti ve sledovaných ukazatelích.

Recirkulace vyčištěné vody

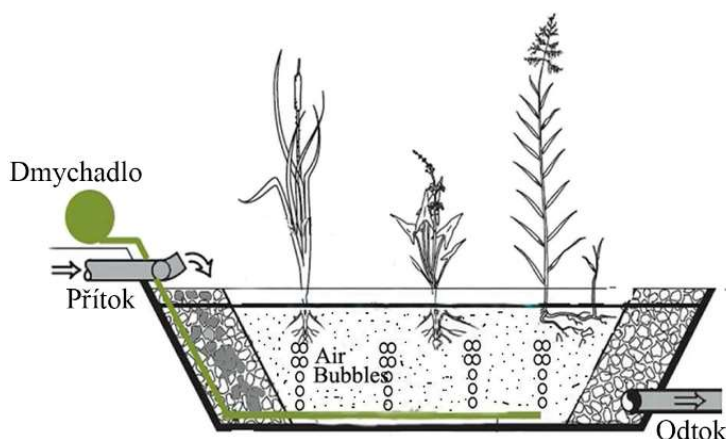
Principiálně recirkulace vody spočívá v přečerpání vyčištěné odpadní vody se zbytkovými koncentracemi znečištění zpět před hlavní čistící stupeň. Hlavním úkolem recirkulace je zajistit zvýšení aerobní mikrobiální aktivity skrze delší dobu kontaktu odpadní vody s biofilmem na povrchu filtračního materiálu. Při čerpání vyčištěné odpadní vody je ovšem nutné zvážit zvýšení hydraulického zatížení jednotlivých filtračních polí. Při překročení maximálního hydraulického

zatížení může totiž paradoxně dojít ke snížení účinnosti celého filtru. Naopak hlavní výhodou recirkulace u hybridních čistíren je zajištění odbourání celkového dusíku, kdy vyčištěná voda obsahující často velké koncentrace dusičnanů je přiváděna zpět na přítok do anaerobního prostředí. V anaerobním prostředí (horizontální filtr) se nachází rovněž dostatek organického uhlíku, který je nezbytný pro průběh denitrifikačních reakcí (Wu, 2014). Pomocí recirkulace je možné zvýšit účinnost i v chladném období, kdy obecně přírodní čistírny vykazují účinnost nižší (viz 3.3.2). Pro zajištění efektivních procesů čištění odpadní vody je udáván požadovaný podíl recyklace jako 100 až 300 % z celkového množství vody na přítoku (Wang, 2017).

S použitím recirkulace vyčištěné vody bylo dosaženo zvýšení účinnosti ve všech sledovaných ukazatelích, a to jak pro horizontální filtrační pole, tak i vertikální (Huma, 2017a). V případě horizontálních filtrů byly s pomocí recirkulace 200 % přítoku dosaženy hodnoty odstranění BSK₇ a celkového dusíku 99 % a 81 % (Wang, 2017). U vertikálních filtrů nebyla účinnost odbourání celkového dusíku sledována, nicméně v případě dusíku amoniakálního dosahovala 87 % a u CHSK až 90 % (Huma, 2017a).

Nucené provzdušňování

Intenzifikace pomocí nuceného provzdušňování je realizována s cílem zajištění vyšší dodávky kyslíku do anaerobního prostředí. Uplatnění tedy nalézá především u horizontálních filtrů či u zatopených vertikálních filtrů. Provzdušnění filtračního prostředí se zpravidla provádí pomocí dmychadel a potrubních rozvodů uložených na dně filtru. Do aeračního potrubí je vháněn vzduch, který následně prostupuje vyplněným tělesem filtru a poskytuje kyslík pro oxidační reakce – především aerobní rozklad a nitrifikaci (Huma, 2017b). Díky provzdušnění filtru dochází ke zvýšení účinnosti při odstranění BSK₅, CHSK a N-NH₄⁺. Nicméně stejně jako v případě recirkulace je i zde vyšší účinnost podmíněna zvýšením provozních nákladů celé čistírny, které jsou tvořeny především vyšší spotřebou elektřiny pro provoz dmychadel (Wu, 2014). Na obrázku 14 je schematicky zachyceno provzdušnění horizontálního filtru.



Obr. 14 Schéma nuceného provzdušňování horizontálního filtru pomocí dmychadla (Wu, 2014)

Díky nucenému provzdušnění bylo zaznamenáno zvýšení účinností v ukazatelích CHSK a N-NH₄⁺ až na 97 % respektive 99 %. V obou případech se ovšem jednalo o nízko zatěžené systémy, u kterých hydraulické zatížení činilo pouze 70 l/m²/den (Wu, 2014). Z tohoto důvodu nelze s jistotou říci, zda umělá aerace zajistí takto vysoké účinnosti i v situaci, kdy bude hydraulické zatížení rovno návrhovému, tedy 150 l/m²/den.

Nárazové plnění

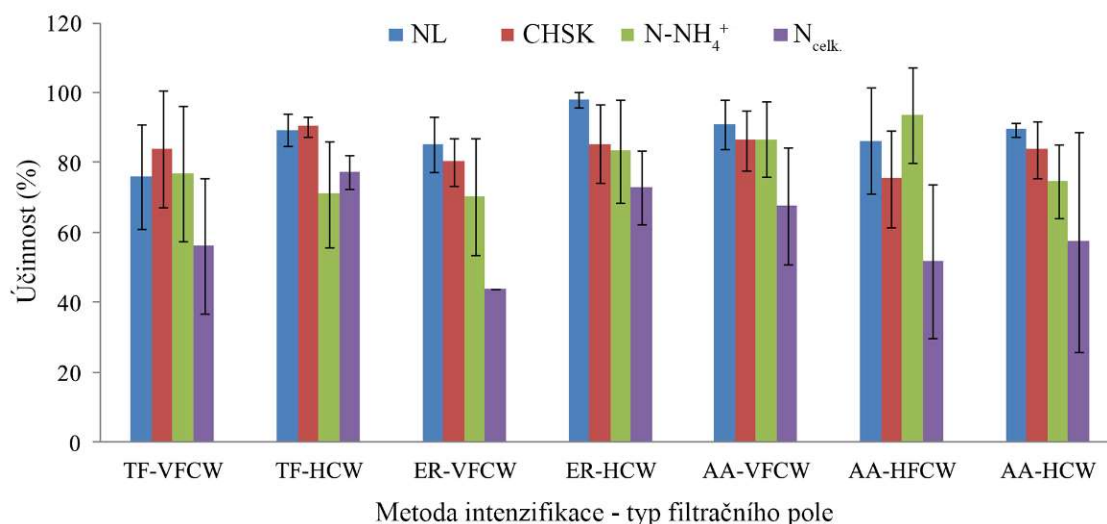
Úprava provozování filtračního pole z kontinuálního přítoku na nárazové plnění byla testována především za účelem zvýšení dodávky kyslíku v jeho vnitřním prostředí. Nárazové napuštění odpadní vody v několika denních dávkách vytváří dva provozní stavy – 1. voda je napouštěna do filtračního prostředí a protéká póry (mezerami) filtračního materiálu, 2. prostředí filtru je nenasyčené odpadní vodou a mezery mezi zrny substrátu jsou vyplněny vzduchem. Kyslík, který se nachází ve filtračním prostředí ve 2. fázi, je využíván aerobními mikroorganismy, které zajišťují redukci znečištění z odpadní vody při nárazovém napuštění. Díky dávkovému plnění filtru lze dosáhnout zvýšení účinnosti v parametru N-NH_4^+ , pro jehož odstranění je nutná zvýšená dodávka kyslíku, a zároveň zajistit změnu anaerobních reakcí na účinnější aerobní. Největší účinnost byla prokázána u způsobu provozování založeného na relativně krátké dávce odpadní vody trvající v řádu minut s následující dlouhou „pauzou“ (nenasyčená fáze, kdy je filtr provzdušňován) (Wu, 2014). Obdobné provozování reflektuje i (ČSN 75 6402, 2017), kde je doporučeno pro vertikální filtry provést takový návrh, aby jedna dávka netrvala déle než 15 min. a bylo dosaženo intervalu mezi dávkami alespoň 3 hodin.

Při přerušovaném plnění bylo v porovnání s kontinuálním přítokem dosaženo vyšších účinností ve všech sledovaných ukazatelích. Účinnost v ukazateli N-NH_4^+ dosahovala až 96 % a byla ovlivněna hydraulickým zatížením, poměrem mezi délkou nasycené a nenasyčené fáze i látkovým zatížením. V poloprovozních podmínkách bylo v ukazateli CHSK dosaženo až 98% účinnosti, navíc stejný provoz vykazoval účinnost 91 % pro N-NH_4^+ (Wu, 2014). Výsledky studie bohužel nezmiňují, o jaký typ filtru se při provozování jednalo. Z tohoto důvodu nelze relevantně zhodnotit, zda očekávanou vyšší účinnost vykazovaly filtry vertikální či zda naopak nízká účinnost nebyla ovlivněna využitím filtrů horizontálních.

Pulzní vypouštění

Pro horizontální podpovrchově protékané filtry (ČSN 75 6402, 2017) uvádí jako způsob intenzifikace rázové vypouštění zadrženého objemu vody. Úprava spočívá v rekonstrukci odtokové šachty, kde je výtokové potrubí doplněno o vypouštěcí zařízení, které po dosažení požadované výšky hladiny nárazově vypustí maximální možný objem vody z filtru. Díky obdobnému střídání nasycené a nenasyčené fáze jako u nárazového plnění dochází k intenzifikaci aerobních procesů a zvýšení účinnosti jak pro ukazatele organického znečištění, tak i N-NH_4^+ . V zahraničních studiích je častokrát pulzní vypouštění horizontálních filtrů zahrnuto pod možnosti intenzifikace nárazovým plněním či není blíže specifikováno. V České republice bylo pulzní vypouštění testováno na ČOV Dražovice, kde po úpravě provozu horizontálního filtru byla zaznamenána zvýšená účinnost pro CHSK_{Cr} až o 55 % a pro N-NH_4^+ o 40 % (Němcová, 2016).

Mimo výše uváděné možnosti intenzifikace přírodních čistíren odpadních vod byly testovány i jiné alternativní metody, které ovšem nenašly širšího uplatnění či nezajistily dostatečný nárůst účinností. Mezi ostatní způsoby intenzifikace lze zařadit např. provzdušnění vody na přítoku pomocí přepadů, usměrnění proudění vody ve filtračním tělese, decentralizované plnění horizontálních filtrů a podobně (Wu, 2014). Účinnost jednotlivých intenzifikačních řešení pro vertikální, horizontální filtry a hybridní čistírny je znázorněna na obr. 15.



Obr. 15 Účinnost provedených intenzifikací přírodních čistíren; HFCW – horizontální filtr, VFCW – vertikální filtr, HCW – hybridní systémy, TF – nárazové plnění, AA – nucené provzdušňování, ER – recirkulace odtoku, (Huma, 2017a)

3.4 UPLATNĚNÍ FILTRAČNÍCH MATERIÁLŮ V TECHNOLOGII PŘÍRODNÍCH ČISTÍREN

Technologie přírodních čistíren odpadních vod je z největší části založena na tzv. filtračních polích (kap. 3.1), jejichž úkolem je vytvořit co možná nejideálnější prostředí pro průběh fyzikálních i biochemických čistících procesů. Vlastnosti filtračního prostředí jsou jednak závislé na již popisovaných provozních parametrech (způsob plnění, velikost, zatížení filtru apod.), ale především na volbě filtračního materiálu, na který jsou kladeny následující požadavky.

3.4.1 Požadavky na filtrační materiály

Požadavky na filtrační materiál přírodní čistírny vycházejí z budoucích očekávaných vlastností filtračního prostředí. Nejedná se o požadavky, které jsou celosvětově jednotné, ale naopak jednotlivá předdefinovaná kritéria pro výběr filtračních substrátů se mohou v různých státech mírně lišit (např. u lokálně používaných materiálů). Nicméně i přes drobné odlišnosti lze identifikovat několik požadavků, dle kterých lze rozhodnout o vhodnosti či nevhodnosti zamýšleného filtračního materiálu.

Tvar a povrch zrn

Povrch zrn filtračního materiálu představuje jeden z důležitých parametrů při návrhu přírodní čistírny. Povrch zrn utváří prostor pro přisedlé mikroorganismy, které ve výsledku zajišťují průběh čistících procesů. Na povrchu zrn se nachází přisedlý biofilm (bakterie, mikroorganismy apod.), který při kontaktu s odpadní vodou zprostředkovává průběh chemických či biochemických reakcí. Z tohoto důvodu je pro účinnost filtračního pole vhodná, co možná největší plocha povrchu jednotlivých zrn, čímž dojde k vytvoření maximálního účinného prostoru, na kterém se může nacházet přisedlá biomasa. Největším povrchem zrn disponují obvykle jemné materiály malé zrnitosti. Naopak s nárůstem zrnitosti klesá velikost povrchu jednotlivých zrn, tzn., hrubozrnné materiály jsou schopny poskytnout nižší účinnou plochu pro

nárůst biofilmu v porovnání s materiály jemnozrnnými (Meng, 2014). Kromě zrnitosti materiálu závisí velikost povrchu zrn také na jejich tvaru. Čím je tvar zrna odlišnější od tvaru koule, tím je zpravidla jeho povrch větší.

Pórovitost

Pórovitost filtračního materiálu udává dostupný prostor pro průběh čistících procesů, a to jak biologických, tak fyzikálněchemických. Při hodnocení filtračních materiálů je pórovitost často spojována s mezerovitostí, která udává prostor mezi zrny kameniva. Naopak pórovitost stanovuje množství dutin a pórů v jednotlivých zrnech. S rostoucí mezerovitostí a pórovitostí roste i volný prostor, který je ve filtračním prostředí možné vyplnit odpadní vodou a zajistit tak její delší kontakt s přisedlou biomasou. Při zvyšující se pórovitosti substrátu vzniká větší povrchová plocha, která je k dispozici pro přisedlé bakterie a mikroorganismy. Mimo dostupnou povrchovou plochu kameniva vyšší pórovitost zajišťuje celkové zintenzivnění čištění, a to díky účinnějšímu provzdušnění filtračního prostředí při nárazovém plnění. Naopak je ale nutné podotknout, že se zvyšující se pórovitostí roste i hydraulická vodivost filtru, čímž může být negativně ovlivněna celková účinnost. Především díky vlivu hydraulické vodivosti materiálu na celkovou dobu zdržení může nastat situace, kdy nebude zajištěn dostatečně dlouhý kontakt odpadní vody s přisedlou biomasou pro průběh čistících procesů (Dordio, 2013).

Většinově využívaným filtračním materiálem je zpravidla kamenivo těžené či drcené. Pórovitost kameniva je závislá na zrnitosti, nicméně pro účely návrhu je obvykle uvažována hodnota 0,3–0,5 (Wu, 2015). Bezrozměrná hodnota udává poměr objemu pórů vůči objemu pevných částic. Obdobná hodnota pórovitosti je zahrnuta i v návrhu horizontálních filtrů – doporučeno je používat hodnoty v rozmezí 0,40–0,45 (ČSN 75 6402, 2017).

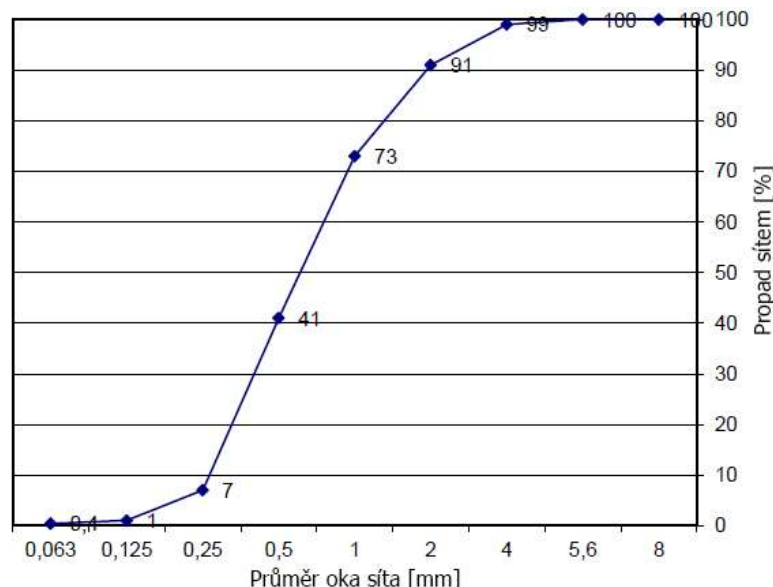
Zrnitost

Při výběru běžně používaných filtračních materiálů (kameniv) představuje zrnitost základní návrhový parametr. Dle frakce kameniva jsou rozlišovány jednotlivé filtrační vrstvy či zóny a právě zrnitost častokrát specifikuje výběr a vhodnost substrátu. Pro využití kameniva jako filtračního materiálu je nutné splnit několik stanovených podmínek. Frakce zvoleného materiálu by vždy měla odpovídat předepsaným požadavkům na jednotlivé vrstvy či části filtračních polí. U nás jsou používané materiály specifikovány v (ČSN 75 6402, 2017), přičemž nejvyšší nároky jsou z pohledu zrnitosti kladeny na hlavní filtrační vrstvu vertikálních filtrů. Hlavní filtrační vrstva je tvořena kamenivem frakce 0–4 mm, u kterého by měl 10% propad jemných částic ležet v rozmezí 0,2–0,4 mm. Zahraniční literatura udává obdobný 10% podíl částic pro rozmezí zrn 0,25 až 1,2 mm a zároveň stanovuje 60% propad sítím (d_{60}) v rozmezí 1–4 mm. Podíl jemných prachových částic ($<0,125$ mm) následně nesmí přesáhnout 0,5 % (Brix, 2005). Všechny takto stanovené požadavky na zrnitostní kvalitu materiálu mají za cíl předejít prvotnímu zanesení filtru, které je spojeno s vyplavením prachových částic z povrchu kameniva. Smyvem prachových částic dojde k vytvoření nepropustné vrstvy, která výrazně sníží hydraulickou vodivost filtračního prostředí a způsobí tzv. prvotní kolmataci (kap. 3.4.3). Pro předejití problémům s kolmatací je doporučeno používat materiály zbavené prachových částic, tzn. především kamenivo těžené či drcené prané.

Při posuzování zrnitosti je dalším určujícím parametrem koeficient stejnozrnnosti, který je určen jako poměr d_{60}/d_{10} (d_{60} – velikost zrn s 60% propadem, d_{10} – velikost zrn s 10% propadem). Z koeficientu stejnozrnnosti lze určit složení filtračního materiálu a především jeho zrnitostní

průběh od hrubých částí k jemným (Dolejš, 2011). Za vyhovující jsou považovány materiály s hodnotou koeficientu pod 3,5 (Brix, 2005).

Jako příklad křivky zrnitosti vyhovující předešlým požadavkům lze uvést výsledek síťových rozborů pro kamenivo frakce 0-4 mm ze šterkopískovny Hulín, který je zachycen na obr. 16. Zde koeficient stejnozrnnosti nabývá hodnoty 3 a 10% propad d_{10} leží v intervalu od 0,2 do 0,4 mm.



Obr. 16 Křivka zrnitosti těženého praného kameniva ze šterkopískovny Hulín, zdroj: Českomoravský štěrk a.s.

Hydraulická vodivost

Hydraulická vodivost filtračního materiálu udává schopnost prostředí vést vodu, tzn. takovou vzdálenost, kterou je voda ve sledovaném prostředí schopna urazit za určitý časový úsek. Její jednotkou je zpravidla metr za sekundu. Parametr hydraulické vodivosti představuje jednu ze základních a zároveň klíčových součástí celého návrhu. Hydraulická vodivost ovlivňuje proudění vody ve filtračním poli, zajišťuje dostatečnou dobu jejího zdržení včetně rovnoměrného rozvedení na přítoku i odtoku. Nízká hydraulická vodivost má za následek nedostatečné proudění odpadní vody filtrem, což výrazně ovlivní účinnost čistícího systému. V takovémto případě odpadní voda není v celém svém objemu převáděna přes filtrační materiál. Na povrchu pole se vytváří vodní hladina, která způsobuje vznik zkratových proudů – voda protéká cestou nejmenšího odporu (např. po hydroizolaci stěn filtračního pole). V opačném případě (příliš velká hydraulická vodivost) není zajištěna dostatečná doba zdržení. Odpadní voda proudí filtračním polem příliš rychle, což má za následek minimální kontakt znečištění s mikroorganismy uvnitř filtru. Nedostatečná doba zdržení zapříčiňuje opětovně snížení celkové účinnosti systému ve všech sledovaných ukazatelích (Dordio, 2013). V závislosti na problémech s hydraulickou vodivostí filtračního materiálu byla pro vertikální filtr stanovena ideální hodnota koeficientu K_s , kterou akceptuje i (ČSN 75 6402, 2017), v rozmezí min. 10^{-3} až 10^{-4} m/s (Stanković, 2017). Hodnota hydraulické vodivosti je přirozeně závislá na parametru zrnitosti. Pokud vzroste zrnitost filtračního materiálu (je použita hrubší frakce materiálu), potom následuje i nárůst hydraulické vodivosti. Zvýšené hydraulické vodivosti se zpravidla výhodně využívá u drenážních či pohledových vrstev filtrů. Voda je rychle odvedena či přivedena do filtračního prostředí, čímž je zkrácena doba kontaktu s vnějším prostředím (minimalizovány hygienické a pachové problémy).

Pro drenážní materiály o zrnitosti např. 4-8 mm či 8-16 mm (Stanković, 2017) udává požadovaný koeficient hydraulické vodivosti jako hodnotu vyšší než 10^{-3} m/s.

Sorpční vlastnosti

Schopnost sorpce představuje proces vázání jednotlivých prvků (fosfor, těžké kovy apod.) na zrna filtračního materiálu. Nutné je zmínit, že každý materiál disponuje určitou sorpční kapacitou, tzn. omezeným množstvím molekul daného prvku, které je sám na sebe schopen navázat. Z tohoto důvodu není možné považovat sorpční vlastnosti materiálu za dlouhodobě udržitelný způsob redukce znečištění z odpadní vody. Po dosažení maximální sorpční kapacity dojde k výraznému snížení účinnosti, přičemž jediným řešením nápravy je výměna veškerého filtračního materiálu (Dordio, 2013). Sorpce je zmiňována v několika zahraničních studiích především ve spojitosti s odstraněním fosforu, který není možné redukovat pomocí probíhajících biochemických reakcí.

Sorpční kapacita běžně používaných písků (kamenivo fr. 0-4 mm) se pohybuje v rozmezí 0,13–0,29 g/kg (1 kg materiálu je schopen vázat 0,13 – 0,29 g fosforu). Existuje ovšem i celá řada materiálů, které sice nejsou využívány v takové míře jako kamenivo, ale mají vyšší sorpční kapacitu. Např. bentonit disponuje sorpční kapacitou 0,93 g/kg, vysokopeční struzka dosahuje hodnot až 8,89 g/kg, což je dáno vysokým obsahem prvků hliníku a železa, které se podílejí na redukci fosforu. Životnost celého systému a jeho účinnost při odbourání fosforu z odpadní vody je závislá především na koncentraci fosforu na přítoku, čím vyšších dosahuje hodnot, tím nižší bude životnost v závislosti na sorpční kapacitě použitého materiálu (Xu, 2006).

Mechanická odolnost a chemická stálost

Veškeré používané materiály musí být jak chemicky, tak fyzikálně odolné vůči agresivnímu prostředí. Je nutno vzít v úvahu, že filtrační materiál použitý v prostředí filtračního pole je neustále vystaven působení odpadní vody. Materiál nesmí vykazovat známky chemické či fyzikální degradace, která by mohla být způsobena agresivními látkami obsaženými v odpadní vodě. Zároveň ale ani samotný materiál filtračního prostředí nesmí vnášet (např. vyluhováním) do protékající odpadní vody druhotné znečištění (Dordio, 2013).

3.4.2 Používané filtrační materiály

Běžně používané materiály pro filtry přírodních čistíren definuje norma ČSN 75 64002 Čistírny odpadních vod do 500 ekvivalentních obyvatel. Pro oba typy filtračních polí (horizontální i vertikální) se používají přírodní těžená kameniva rozdílných frakcí. Pro hlavní filtrační vrstvu horizontálních filtrů je uváděno za využitelné těžené či drcené kamenivo s frakcí 4-8 mm. Důraz je přitom kladen na kvalitu použitých materiálů, jejichž obsah prachových částic by měl být co nejnižší. Používat je doporučeno prané materiály, které jsou prachových částic již zbaveny (ČSN 75 6402, 2017). Tento požadavek vyplývá z předcházení problému kolmatace (zanesení a ucpání) filtračního prostředí. Proces kolmatace filtračního pole pomocí drobných nerozpustných látek (nezachycených stupněm mechanického předčištění) nastává přirozeně a je součástí navržené technologie. Ovšem prvotní ucpání filtru způsobené nadměrným množstvím prachových částic v použitých materiálech může výrazně zkrátit životnost celé technologie či dokonce způsobit nefunkčnost navrženého řešení (Knowles, 2011). S ohledem na proudění odpadní vody v prostoru nátokového a odtokového potrubí horizontálního filtru by v těchto místech měla být použita rozdílná zrnitost kameniva, a to kamenivo hrubší frakce 8-16 mm

(eventuálně 16-32 mm). Pohledovou vrstvu – materiál v kontaktu s vnějším prostředím norma doporučuje realizovat z frakce 8-16 mm, čímž dojde k zajištění ideálních životních podmínek pro mokřadní vegetaci (ČSN 75 6402, 2017).

Vertikální filtrační pole se oproti horizontálnímu neliší pouze uspořádáním jednotlivých materiálových vrstev, ale také jednotlivými frakcemi používaných materiálů. Pohledová svrchní vrstva je definována v tl. 100 mm z praného těžného kameniva frakce 8-16 mm či případně 4-8 mm (obr. 17). Pod ní se nachází hlavní filtrační vrstva s mocností 500–600 mm z praného kameniva se zrnitostí 0-4 mm (obr. 17), která tvoří hlavní čistící stupeň filtru. Následující vrstvu norma uvádí jako přechodový filtr. Ve své podstatě se jedná o substrát z praného kameniva fr. 4-8 mm, který zabraňuje propadu jemné frakce hlavní filtrační vrstvy až do drenážního potrubí a jeho případnému zanesení. Drenážní potrubí je zpravidla uloženo ve vrstvě praného kameniva fr. 8-16 nebo 16-32 mm tak, aby bylo zajištěno proudění odpadní vody směrem k potrubí a následně až k výusti z filtračního pole (ČSN 75 6402, 2017).



Obr. 17 Vlevo hlavní filtrační vrstva (těžené prané kamenivo fr. 0-4 mm), vpravo pohledová vrstva (těžené prané kamenivo fr. 4-8 mm)

Výše zmiňované filtrační materiály jsou normově předepsány v (ČSN 75 6402, 2017), což zaručuje jejich téměř výhradní využívání v rámci ČR. Především zahraniční studie (Shi, 2017; Knowles, 2011) ovšem uvádí možnost využití alternativních materiálů za účelem zvýšení účinnosti jednotlivých čistících procesů. Nejčastěji jsou v odborných studiích zmiňovány materiály jako zeolit, bentonit, organické materiály jako dřevní mulč, rýžová sláma a odpadní materiály – hlinité popílký, struska aj. Většina výzkumných aktivit se soustředí především na sorpční vlastnosti zmiňovaných materiálů, které zajišťují redukci vybraných prvků z odpadní vody (např. fosforu), ale nepředstavují dlouhodobě udržitelnou variantu čištění z důvodu omezené sorpční kapacity materiálu. Pro zhodnocení celkové vhodnosti alternativního filtračního materiálu je nejprve nutné definovat klíčové požadavky na jeho vlastnosti (viz kap. 3.4.1) tak, abychom mohli zaručit srovnatelné účinnosti systému jako u běžně využívaných a normou předepsaných typů kameniva.

Mimo alternativní materiály zahraniční zdroje uvádí odlišné běžně používané substráty. Hlavní rozdíl ve většině případů představuje frakce. V Německu je např. používáno jako materiál hlavní filtrační vrstvy vertikálních filtrů kamenivo o zrnitosti 0,06-2 mm (Detro, 2017).

3.4.3 Kolmatace filtračního materiálu

Jak již bylo nastíněno v předešlé kapitole 3.4.2, pojem kolmatace označuje postupné zanášení a ucpávání filtračního materiálu, respektive přesněji jeho pórů a volných mezer. Projevem zanesení filtračního materiálu je následně nízká hydraulická vodivost, kdy odpadní voda neproudí

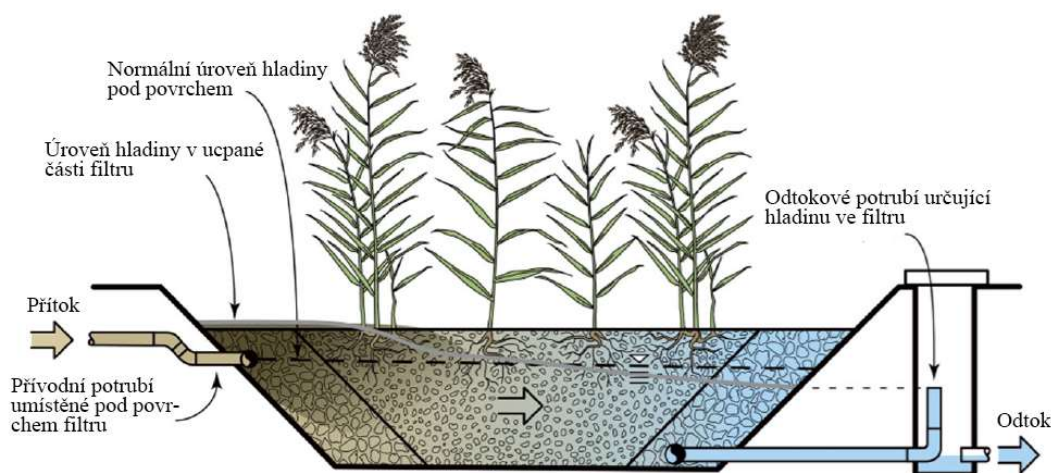
přes celé filtrační médium a nedostává se do kontaktu s přisedlou biomasou. Neschopnost materiálu vést vodu snižuje i celkovou účinnost filtru z důvodu vyřazení téměř všech čistících procesů. Nejkatastrofálnější důsledkem kolmatace může být i úplné přetečení izolované vany filtračního pole a rozlité odpadní vody k dalším objektům ČOV či na přilehlá území (obr. 18).



Obr. 18 Zakolmatovaný horizontální filtr po protržení obvodové hráze – ČOV Skašov

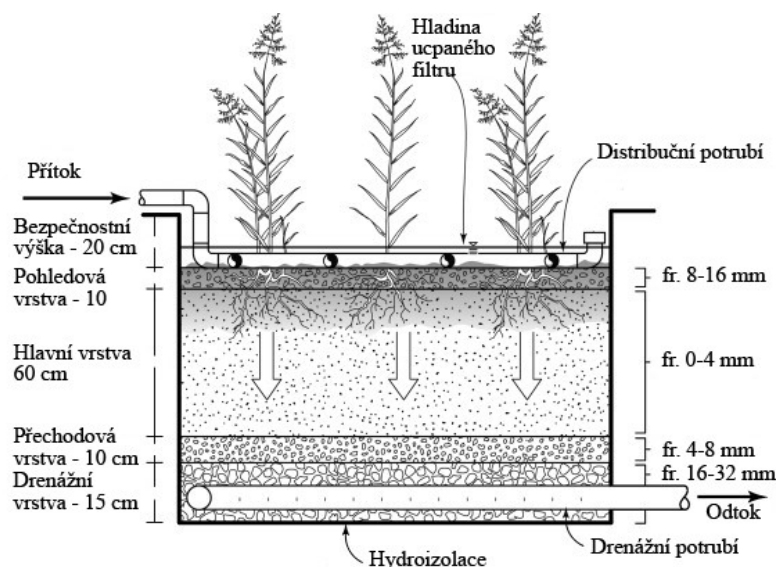
Při hledání příčin kolmatace filtračního materiálu je nutné brát v potaz i skutečnost, že postupné zanášení je výsledkem přirozených čistících procesů. Fyzikální procesy, především filtrace a sedimentace, způsobují postupné ukládání nerozpuštěných látek ve volném prostoru filtru (póry, mezery mezi zrny substrátu) a jejich zanášení. Při nízkém podílu nerozpuštěných látek v odpadní vodě dochází k jejich včasnému rozkladu a proces ucpávání je tedy vyřazen. Nicméně pokud i přesto nastává, tak pouze v oblasti přítoku.

Rozdílné projevy kolmatace lze pozorovat u horizontálního i vertikálního filtru. Horizontální filtry jsou zanášeny nejprve v nátokové zóně (oblast okolo přívodního potrubí), přičemž odpadní voda postupně vsakuje ve větší vzdálenosti od přítoku. V poslední fázi je následně zanesena jak nátoková část, tak i celá svrchní vrstva filtru. Po zanesení svrchního materiálu je vytvořena téměř nepropustná vrstva kameniva na povrchu, která je ucpána nerozpuštěnými látkami (vyplaveným kalem). V takovéto situaci se na celém povrchu vytváří vodní hladina (obr. 18), přičemž účinnost filtru je mizivá (Knowles, 2011). Postupný průběh ucpávání horizontálně protékaného filtru je zachycen na obr. 19.



Obr. 19 Průběh kolmatace horizontálních filtrů (Knowles, 2011)

Ucpávání vertikálních filtrů je ovlivněno rozdílným řešením přítoku, který je realizován pomocí rovnoměrně rozptýřeného distribučního potrubí (kap. 3.1.3). Rovnoměrný přítok odpadní vody na povrch filtru zajišťuje též jeho rovnoměrné ucpávání. Na rozdíl od horizontálních filtrů nedochází k prvotnímu ucpání nátokové zóny, ale filtrační materiál je zakolmatován po celé své ploše (obr. 20) do hloubky zpravidla několika centimetrů. Ucpání svrchní vrstvy zpravidla odpovídá materiálovému složení konstrukčních vrstev vertikálního filtru, kdy je hrubší pohledový materiál vytvořen v tl. 10 cm. Po zanesení svrchní vrstvy, případně několika centimetrů hlavní filtrační vrstvy, již kolmatace často nepokračuje. Odpadní voda zůstává na povrchu filtru a k odtoku se pohybuje pomocí zkratových proudů. Pokud voda i přesto pronikne přes zakolmatovanou vrstvu materiálu, tak již neobsahuje téměř žádné nerozpuštěné látky, které by mohly zanechat navazující materiál (Knowles, 2011).



Obr. 20 Průběh ucpávání vertikálních filtrů (Knowles, 2011)

Rozdílný postup kolmatace u horizontálního a vertikálního filtru odpovídá i odlišnému způsobu nápravy. U vertikálních filtrů úprava vyžaduje sejmutí zakolmatované svrchní vrstvy a její případné nahrazení či proprání. Na druhé straně včas podchycené ucpávání u horizontálního filtru vyžaduje pouze regeneraci materiálu v nátokové oblasti. Pokud ovšem není kolmatace horizontálního filtru včas podchycena, tak následně dochází k zanesení celé plochy filtru obdobně jako u filtru vertikálního, s tím rozdílem, že hrubší frakce materiálu zajistí prostup kalu do hlubších vrstev než u frakce jemné (Yang, 2018).

Jak již bylo zmíněno výše, kolmatace je přirozeným procesem vyplývajícím z fyzikálních procesů sedimentace a filtrace. Nicméně rychlost zanášení filtračního materiálu je závislá na obsahu nerozpuštěných látek na přítoku. Množství nerozpuštěných látek v odpadní vodě před přítokem na filtr ovlivňuje mechanická část předčištění, která sama využívá sedimentačních principů. Vhodně navrženou a dostatečně dimenzovanou částí mechanického předčištění lze tedy projevy kolmatace výrazně omezit a prodloužit životnost navazujícího filtru (Knowles, 2011). Z tohoto důvodu je vhodné při nápravě zakolmatovaných systémů věnovat zvýšenou pozornost i části mechanického předčištění, a to především usazovacím objektům (usazovací nádrž či septik) a objektu odlehčovací komory. Na správném odlehčení jsou závislé navazující sedimentační objekty. Pokud dojde k zvýšení průtoků nad maximální přípustnou hodnotu, sníží se účinnost usazování a může dojít k vyplavování usazeného kalu z vyhnívacích prostor nádrže. V takovémto případě je veškerý kal unášen přívodním potrubím až na plochu filtračního pole (Němcová, 2016).

4 RECYKLOVANÉ STAVEBNÍ MATERIÁLY

Zmírňování dopadů lidské činnosti na životní prostředí, cirkulární ekonomika či udržitelný rozvoj představují v dnešní době stále více diskutovaná témata. Na všechny zmiňované oblasti má přitom zásadní vliv produkce odpadů, a to ať už komunálních, tak i stavebních. S produkcí odpadu je tak pevně spjat i pojem recyklace, respektive opětovné využití. Jednu z nejvýznamnějších částí recyklace přitom představuje recyklace stavebního a demoličního odpadu. Jak významnou oblastí recyklace stavebních odpadů je, lze demonstrovat na množství produkovaného odpadu v rozmezí let 2014 až 2017, kdy celková produkce veškerých odpadů v České republice činila 34,5 milionu tun ročně, z čehož 18,7 milionu tun (54 %) tvořily demoliční odpady. Při pohledu na množství produkovaného stavebního odpadu je patrné, že jeho opětovné využití je pro celospolečensky udržitelný rozvoj naprosto zásadní. Navíc pokud uvažíme možnost nahrazení přírodních materiálových zdrojů, které představují neobnovitelný zdroj surovin, recyklovanými stavebními materiály, dostáváme se do situace, kdy by mohl proces recyklace představovat klíčovou složku budoucí stavební výroby (Škopán a kol., 2019).

4.1 LEGISLATIVA VZTAHUJÍCÍ SE K RECYKLACI STAVEBNÍCH ODPADŮ

Díky značnému potenciálu stavebního odpadu pro budoucí využití ve stavebnictví dochází k úpravě stávajících legislativních dokumentů a tvorbě nové legislativy věnující se přímo stavebním recyklátům. Jedním z nejvýznamnějších legislativních dokumentů, který se věnuje problematice odpadů, je zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů. Zákon o odpadech jednak specifikuje nakládání s odpady, jejich zařídování, ukládané přestupky apod., ale také implementuje nadřazené předpisy Evropské unie či uvádí hierarchii nakládání s odpady. Hierarchie nakládání s odpady specifikuje základní požadavky na omezení vzniku odpadů či jejich opětovné využití. Skládá se z následujících bodů, které jsou, jak je z názvu patrné, seřazeny hierarchicky:

1. předcházení vzniku odpadů,
2. příprava k opětovnému využití,
3. recyklace odpadů,
4. jiné využití odpadů, například energetické využití,
5. odstranění odpadů.

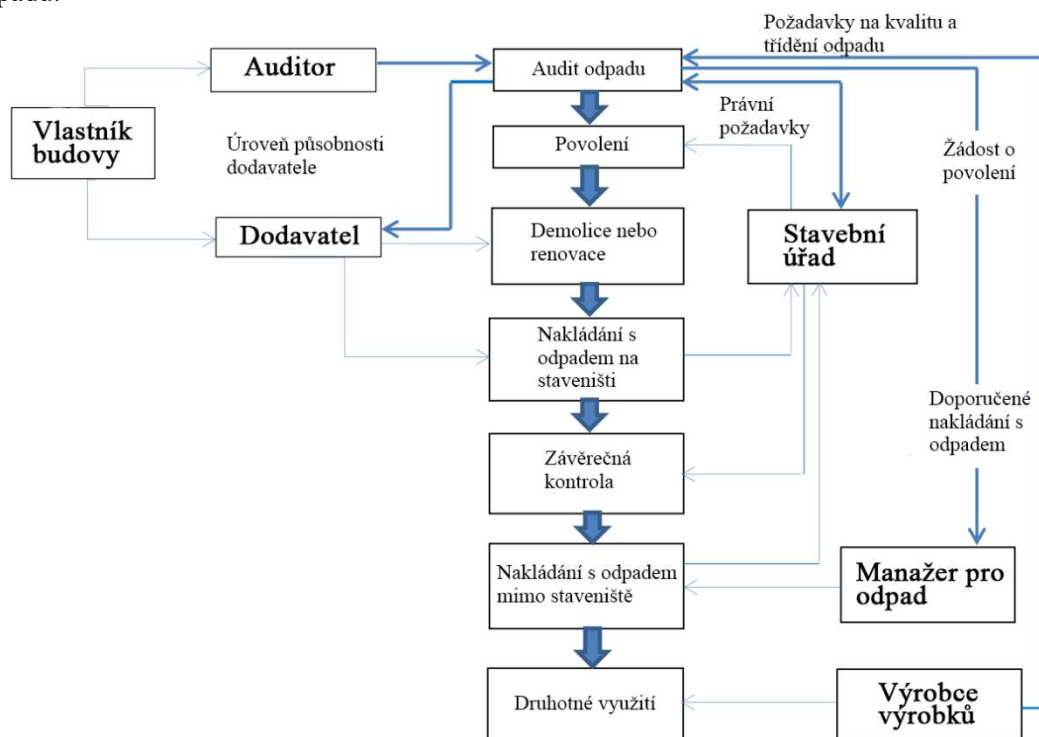
Ze zásad uváděných v hierarchii je patrný důraz na opětovné využití veškerých produkovaných odpadů a zároveň na potlačení jejich likvidace např. skládkováním. Zákon o odpadech přímo odkazuje na další významný legislativní dokument – vyhlášku č. 93/2016 Sb., o Katalogu odpadů, která specifikuje podrobné zařazení všech vyprodukovaných odpadních složek. Zde je demoličním odpadům věnována skupina 17 - Stavební a demoliční odpady (včetně vytěžených zemin z kontaminovaných míst), což znamená, že veškeré odpady související se stavební výrobou v číselném označení začínají právě tímto dvojčíslím.

Mimo zmiňované zákony a vyhlášky existuje i strategický dokument upravující národní směřování v rámci odpadového hospodářství, jedná se o nařízení vlády č. 352/2014 Sb., o Plánu odpadového hospodářství České republiky pro období 2015-2024. V nařízení vlády je věnována samostatná kapitola stavebním a demoličním odpadům, kde je mimo jiné specifikován dlouhodobý cíl nejméně o 70 % hmotnosti zvýšit míru přípravy k opětovnému použití a míru recyklace stavebních a demoličních odpadů u materiálů, kde je použití recyklovaných složek

v souladu s platnou legislativou. Vytyčený cíl zároveň koresponduje i se směrnicí Evropského parlamentu a Rady 2008/98/ES o odpadech.

Mimo uváděné národní dokumenty existuje i několik významných evropských dokumentů. Jedním z nich je nezávazný Protokol EU o nakládání se stavebními a demoličními odpady, jehož hlavním cílem je zvýšení důvěry v kvalitu recyklovaných stavebních a demoličních materiálů, která představuje v současné době jednu z největších bariér při jejich využití. Protokol udává postup pro řízení, zpracování a logistiku odpadů. Velký důraz je kladen na identifikování postupu demolice, který by měl být předmětem tzv. předdemoličního auditu. Pomocí auditu je možné dosáhnout výrazně vyšší kvality všech získaných odpadů než u demolice neřízené. Již při samotné demolici je naprosto klíčové průběžné třídění materiálů. Pokud bude prováděna demolice pomocí těžké techniky a ze všech použitých materiálů vznikne „velká skládka“, kde není možné již vyseparovat jednotlivé materiály, potom dojde k výraznému znehodnocení budoucích recyklovaných surovin. Znehodnocení recyklátů je možné předcházet selektivní demolicí a postupnou demontáží.

Druhým evropským dokumentem vztahujícím se k recyklaci stavebních odpadů je Směrnice pro audit odpadů před demolicí a renovací budov, která vyšla v květnu 2018, ale do současné doby nebyla přeložena do češtiny. Směrnice se věnuje auditu odpadů, který probíhá před započítím samotných demoličních prací a je zmíněn i ve výše uváděném Protokolu EU o nakládání se stavebními odpady. Cílem auditu je rozpoznání jednotlivých materiálů, kvantifikace jejich množství a specifikace budoucích procesů recyklace. Schéma subjektů podílejících se na procesu demolice a jejich zapojení v rámci auditu je patrné z obr. 21. Při provádění auditů probíhá rozčleňování jednotlivých druhů materiálů do dílčích skupin včetně vyčíslení jejich množství. Skupiny tříděných odpadů jsou následně v případě směrnice pro audit odpadů před demolicí a renovací budov totožné jako ve vyhlášce č. 93/2016 Sb., o Katalogu odpadů.



Obr. 21 Úloha subjektů auditu odpadů při nakládání se stavebními odpady (Guidelines for the waste audits before demolition and renovation works of buildings, 2018)

V České republice podrobné postupy pro provádění demolic popisuje Metodický návod odboru odpadů Ministerstva životního prostředí pro řízení vzniku stavebních a demoličních odpadů a pro nakládání s nimi. Návod ale především slouží při přípravě projektové dokumentace a pro specifikované odpovědné osoby (projektanty, stavebníky, stavbyvedoucí, stavební dozory, orgány veřejné správy apod.).

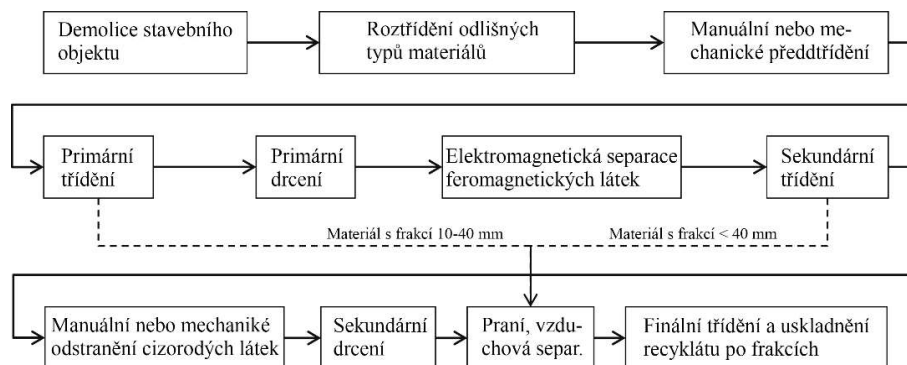
4.2 PROCES RECYKLACE STAVEBNÍHO ODPADU

Proces recyklace stavebního odpadu nezahrnuje pouze samostatnou výrobu recyklovaných stavebních materiálů, ale začíná o poznání dřívě, a to již ve fázi demolice. Nedbale provedená demolice stavebního objektu téměř vždy vede k omezení efektivity recyklace a ke snížení kvality výsledné suroviny. Z tohoto důvodu je nutné demoličním pracím věnovat zvýšenou pozornost a nesoustředit se pouze na technologii výroby recyklátů, kdy i sebelepší zařízení není schopno napravit zanedbanou fázi demolice. Po získání kvalitního stavebního a demoličního odpadu je již možné přikročit k technologii recyklace, respektive procesu úpravy materiálu k opětovnému využití pro stavební účely. V rámci technologie recyklace lze rozlišit dva přístupy:

1. recyklace stavebního odpadu na místě (mobilní),
2. recyklace stavebního odpadu v recyklačním centru (stacionární).

Recyklace na místě s sebou přináší značné množství omezení z pohledu kvality výsledné suroviny. V podstatě se jedná pouze o procesy roztřídění jednotlivých materiálů a jejich prosetí na zvolené frakce pomocí mobilní mechanizace. Z tohoto pohledu není možné pomocí recyklace v místě demolice u malých objemů materiálu dosáhnout jejich požadované kvality. Pokud je ale množství lokálně produkovaného demoličního odpadu vysoké, potom je možné přímo na stavenišťe přemístit tzv. semimobilní recyklační linku, která zajistí kvalitu vyšší. Takovéto řešení se nabízí např. v případě demolice rozsáhlých průmyslových areálů (Poon, 2001).

Proces výroby stavebních recyklátů je složen obdobně jako výroba kameniva z přírodních zdrojů z několika technologických kroků. Technologie recyklace je ale zároveň specifická v závislosti na technickém vybavení střediska, tzn., určité množství dílčích fází úpravy materiálu může být v některých provozech vynecháno. Téměř vždy jsou ale zastoupeny fáze: předtřídění, drcení, odstranění cizorodých látek a následné třídění. V zahraničí může být recyklační linka doplněna i o proces separace lehkých a prachových částic (Asociace pro rozvoj recyklace stavebních materiálů v České republice, b.r.). Modifikovaný proces recyklace, který je aplikován v zahraničních státech, je zachycen na obr. 22. Recyklační linka se skládá z několika procesů drcení a třídění a zároveň je již doplněna i o fázi praní. Jednotlivé fáze úpravy stavebního odpadu jsou podrobněji popsány v následujících kapitolách.



Obr. 22 Proces recyklace stavebního odpadu od (Silva, 2017)

4.2.1 Demolice

Demolice stavebních objektů nepředstavuje přímo fázi procesu recyklace stavebního odpadu, ale vytváří podmínky pro její průběh. Při neodborné demolici mnohdy není možné dosáhnout dostatečné účinnosti recyklace či stavební odpad vůbec recyklovat. Aby nedošlo k znehodnocení odpadních stavebních materiálů ještě před samotnou recyklací, je třeba dodržet několik zásad, které jsou mimo jiné specifikovány ve Směrnici pro audit odpadů před demolicí a renovací budov. K zamezení nevhodné demolice je vždy žádoucí provést audit, kterým dojde k identifikaci všech využitelných materiálů a stanovení následných demoličních postupů. Audit odpadů by se vždy měl skládat ze:

- soupisu materiálů včetně zařazení materiálu dle katalogového čísla a vyčíslení množství,
- doporučení k nakládání se vzniklými odpady včetně odpadů nebezpečných,
- závěrečné zprávy (Guidelines for the waste audits before demolition and renovation works of buildings, 2018).

Předdemoliční audit by měl zohledňovat i místní trhy pro stavební a demoliční odpady, tzn. doporučit proveditelné a ekonomicky nejvýhodnější nakládání se vzniklým odpadem. Auditem je specifikováno množství materiálů vzniklých demolicí a jejich kvalita. Nicméně určení přesných recyklačních postupů je zahrnuto až v plánu pro nakládání s odpady. Plán pro nakládání s odpady specifikuje přesné provádění demoličních prací včetně třídění materiálů. Zároveň odpovídá na otázky - kdo demolici provádí, kam budou materiály dopravovány, co a jak se bude recyklovat apod. Kontrolu dodržování plánu pro nakládání s odpady by měl zajišťovat buďto místní orgán (veřejné správy) nebo třetí strana sjednaná investorem (dozor) (EU Construction & Demolition Waste Management Protocol, 2016).

Jeden z nejdůležitějších kroků již samotné demolice představuje třídění použitých materiálů. Ačkoliv proces třídění častokrát celý proces odstranění stavby prodraží, zároveň ale zajistí budoucí vysokou využitelnost odpadních materiálů. Proces třídění se skládá převážně z následujících operací:

- třídění nebezpečného odpadu,
- dekonstrukce (demontáž),
- třídění fixačních materiálů,
- strukturální nebo mechanická demolice.

Pro zajištění dostatečné kvality vstupních surovin recyklace je častokrát nutné přistoupit k selektivní demontáží, tzn. materiály demontovat odděleně a mnohdy ručně (EU Construction & Demolition Waste Management Protocol, 2016). Nemělo by docházet k často viditelným situacím, kdy je stavební objekt demolován, ale zároveň má např. stále osazeny výplně otvorů.

4.2.2 Předtřídění

Prvotní třídění je prováděno na staveništi v rámci bouracích prací (viz kap. 4.2.1). Fáze předtřídění již představuje důkladnou separaci cizorodých látek na technologické lince recyklačního střediska. Tříděny jsou především nežádoucí látky jako zbytky dřeva, plastů a kontaminovaných materiálů. Materiály jsou zároveň tříděny dle požadavků na výstupní recyklát na betonovou, cihelnou či živičnou suť. Většina třídících procesů je prováděna manuálně na pásovém dopravníku, přičemž náročnost jednotlivých úkonů je závislá na kvalitě provedených

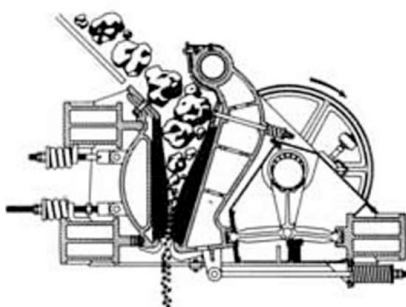
demoličních prací. Recyklační centra zároveň mohou mít nastaven požadavek na kvalitu vstupní suroviny, což znamená, že k dalšímu zpracování přijímají již roztríděné a nezávadné materiály (Coelho, 2007).

4.2.3 Drcení

Proces drcení je na recyklační lince zpravidla zařazen vícekrát, a to z důvodu zajištění rozrušení největších bloků materiálu až na požadované výstupní frakce. Pro drcení stavebních a demoličních odpadů je v zásadě používána obdobná mechanizace jako při výrobě přírodního kameniva. Použity mohou být následující způsoby drcení.

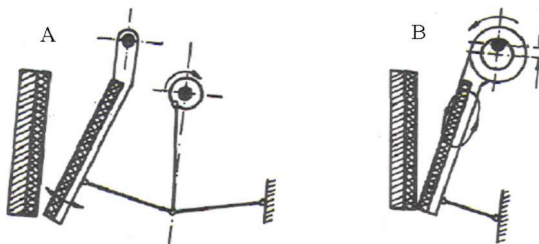
Čelistové drtiče

Čelistové drtiče slouží k zdobňování nadměrných částí stavebního odpadu. Materiál je drcen působením tlaku, který je vyvíjen pomocí střídavého přibližování jedné čelisti ke druhé. Výstupní frakce materiálu je udávána pomocí vzdálenosti obou čelistí v dolní části drtiče, tzv. šířkou výstupní štěrby. Rozměr produkovaných zrn materiálu dále závisí na velikosti zdvihu pohyblivé čelisti, tvaru čelistí, rychlosti kývání čelistí a na štěpnosti drceného materiálu. Čelistový drtič je obvykle tvořen dvěma drticími čelistmi (jednou pohyblivou a druhou stacionární). Pohyb čelisti je zajištěn pomocí lomené páky, která je uchycena na hřídeli. Materiálově jsou čelisti tvořeny pancéřovými plotnami tak, aby odolávali působícímu tlaku při drcení. Vzorový čelistový drtič dvojvzpěrný je zachycen na obrázku 23, kde jsou patrné jak obě čelisti, tak i ovládací hřídel s ojnicí přenášející tlak (Šťastník, 2005).



Obr. 23 Dvojvzpěrný čelistový drtič (Silva, 2017)

Mimo dvojvzpěrné provedení jsou dodávány i drtiče jednovzpěrné, které se vyznačují odlišným pohybem čelistí. U jednovzpěrného drtiče se čelisti pohybují nejen vpřed a vzad, ale také nahoru a dolů. Nejedná se tedy o pouhé drcení tlakem (mačkáním), ale do celého procesu se zapojuje i tření. Využití jednovzpěrných drtičů je doporučováno u drobných materiálů, které jsou středně tvrdé. Naopak dvojvzpěrné drtiče je vhodné využívat pro materiály s vysokou tvrdostí. Rozdílnou konstrukci obou variant čelistových drtičů je možné vidět na obr. 24 (Šťastník, 2005).



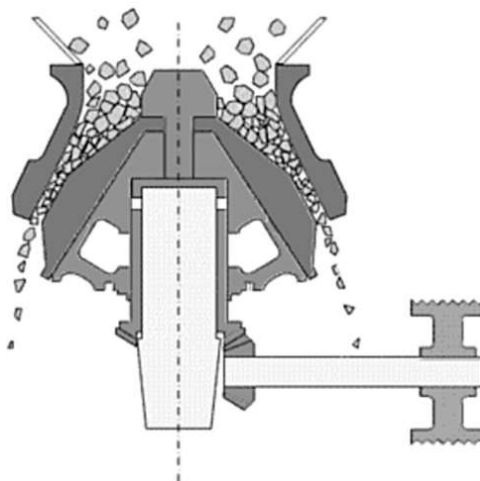
Obr. 24 Schéma dvojvzpěrného (A) a jednovzpěrného (B) čelistového drtiče (Šťastník, 2005)

V současné době lze čelistové drtiče využít k prvním fázím drcení demoličních odpadů, kdy jsou velké bloky materiálu zdrobňovány a posílány k další úpravě tříděním a navazujícím drcením (Silva, 2017).

Kuželové drtiče

Princip kuželových drtičů, jak již název napovídá, je založen na konstrukci dvou kuželů, z nichž jeden vykonává krouživý pohyb kolem excentricky uložené hřídele. Proces drcení materiálu je zajišťován především pomocí tlakových sil, které jsou vyvíjeny na zrno kameniva mezi kužely. Konstrukčně lze kuželové drtiče rozdělit na ostroúhlé a tupoúhlé (Šťastník, 2005).

Ostroúhlé drtiče se vyznačují vyšším výkonem než drtiče čelistové, nicméně díky menšímu vstupnímu otvoru nejsou schopny zpracovat velké bloky materiálu. Na druhou stranu tupoúhlé drtiče jsou zaměřeny pouze na relativně jemné frakce. Princip konstrukce tupoúhlých a ostroúhlých drtičů je téměř obdobný s tím rozdílem, že horní konec hřídele u tupoúhlého provedení je doplněn o rozmetací talíř (Šťastník, 2005). Konstrukce ostroúhlého kuželového drtiče je zachycena na obr. 25.

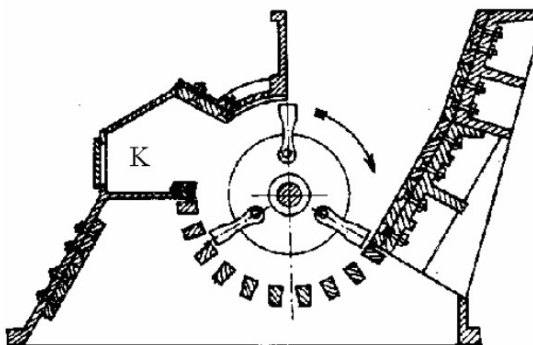


Obr. 25 Ostroúhlý kuželový drtič kameniva (Silva, 2017)

Jednou ze zásadních výhod kuželových drtičů je malá produkce jemných až prachových částic v porovnání s následujícím odrazovým drtičem.

Odrázové drtiče

Odrázové drtiče nevyužívají k rozdrcení zrna tlakové síly jako předchozí varianty, ale jsou založeny na využití kinetické energie. Nejpoužívanější odrazové drtiče působí na jednotlivá zrna kameniva údernou silou dopadajícího kladiva, které jednak zrno samo zdrobní, ale také mu udělí značnou kinetickou energii, která je využita při nárazu materiálu do okolních stěn. Základní konstrukce kladivového drtiče se skládá z rotoru, na něhož jsou připevněna kladiva, která se otáčejí a dopadají na dávkovaný materiál. Celý systém je doplněn o dva rošty – předrošt a spodní rošt, kdy na předroštu je uložen nerozdrcený materiál a drcení zde neprobíhá, zatímco na spodním roštu je materiál dodatečně drcen (Šťastník, 2005). Uspořádání obou roštů i s otáčející se hřídelí a připevněnými kladivy je znázorněno na obr. 26.



Obr. 26 Kladivový drtič kameniva (Šťastník, 2005)

Kladivové drtiče jsou používány jak ve stupni primárního, tak i sekundárního drcení, a to z důvodu snadno nastavitelné výstupní frakce, která je určena roštovou šterbinou. Díky „dvojímu“ drcení bývá odrazový drtič označován jako drtič dvoustupňový. Drobná již nadrcená zrna propadávají spodním roštem, zatímco zrna velká jsou nadále drcena či dopravována k dalšímu stupni zdobnění. Úderové metací drtiče jsou vhodně využívány jednak k výrobě drobnějších frakcí, ale také ke zbavení materiálu nečistot – při nárazech zrn kameniva jsou přisedlé nečistoty „setřeseny“ (Šťastník, 2005). Nevýhodou metacích drtičů je jejich úzké využití, kdy nemohou být drceny nejtvrďší materiály, ale pouze materiály se stupněm tvrdosti 4 a nižší (dle Mohsovy stupnice tvrdosti) (Silva, 2017).

Pro získání požadovaných frakcí recyklovaného materiálu je nutné podrobit demoliční odpad několika cyklům nadrcení (obr. 22), kdy jeho jednotlivé fáze jsou označovány jako drcení primární a sekundární. Primární drcení zajišťuje zdobnění největších bloků materiálu na menší frakci. Zde bývají využívány především čelistové či kuželové drtiče. Sekundární drcení již pracuje s nadrcenou frakcí, která je produktem primárního drcení. Z tohoto důvodu lze využít drtiče odrazové a získat jemné frakce recyklátu.

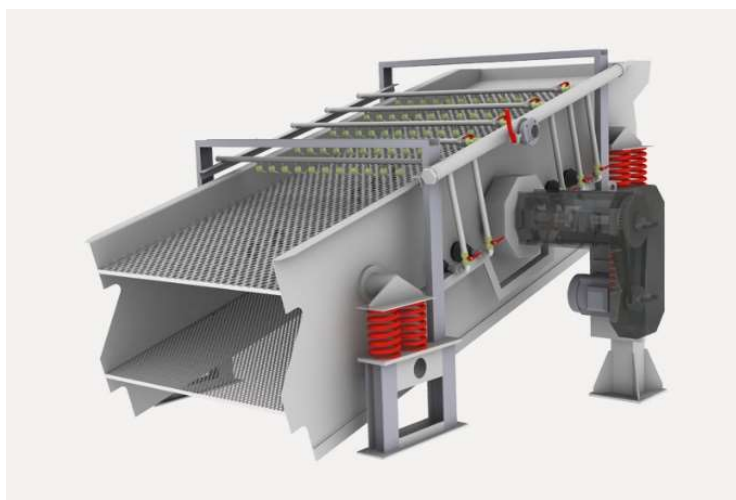
4.2.4 Třídění

Opětovně jako drcení je i proces třídění řazen v recyklační lince hned několikrát. V každé fázi třídění se jedná o oddělení určité frakce materiálu (recyklátu), která již splňuje požadavky na velikost výsledného zrna nebo která má být naopak dopravena k dalšímu drcení. Zároveň proces třídění probíhá i jako poslední fáze celé úpravy, kdy jsou již vyčleněny úzké frakce stavebního recyklátu, které mohou být dále distribuovány. Třídíče stavebních materiálů lze členit následovně:

- mechanické se sítí,
- hydraulické s vodním proudem,
- pneumatické se vzdušným proudem (Henková, b.r.).

V rámci recyklačních linek se uplatňují třídíče především mechanické vibrační (obr. 27), které jsou složeny z jednoho či více kmitajících sítí. Nevytříděný materiál je vsypáván na jednotlivá rozvibrovaná síta, která jsou obvykle umístěna ve sklonu do 20 %. Prosetý materiál následně propadáva na pásový dopravník. Při použití jednoho síta je možné zajistit separaci pouze jedné frakce, tzn., velikost ok síta stanovuje maximální zrno propadu. Při kombinaci více sítí je u vibračních třídíčů voleno jako první síto s největšími otvory. Prosetý materiál následně může propadat na síto jemnější, čímž je zajištěno několika fázové třídění (Šťastník, 2005). Vibrační třídíče je vhodné využít pro třídění materiálu do velikosti zrna 70 mm (Henková, b.r.).

Mimo vibrační třídiče lze pro mechanické třídění materiálu použít i třídiče roštové či válcové. V technologii recyklace stavebního odpadu se nejedná o tak často využívané technologie, ale i přesto se s nimi můžeme na vybraných recyklačních linkách setkat. Roštové třídiče jsou využívány především k hrubému třídění, tzn. oddělení velkých bloků materiálu od jiných příměsí jako je např. hlína. Třídič je tvořen několika kolejnicemi umístěnými ve sklonu, po nichž se velká zrna odvalují a zrna drobnější jimi naopak propadávají (Šťastník, 2005). Jako náhradu třídičů roštových je možné využít třídiče válcové, které se rovněž využívají pro výrobu širší frakce materiálů. Velikost tříděných zrn pro válcové třídiče se pohybuje v rozmezí 3 až 125 mm, přičemž materiál je vsypáván do otáčejícího se bubnu, který je vyplněn několika sítý. U bubnových třídičů jsou síta řazena v obráceném pořadí, jako první je tedy řazeno síto nejjemnější a nadsítný materiál je postupně převáděn na síta hrubší (Henková, b.r.).



Obr. 27 Vibrační třídič zrnitého sypkého materiálu, zdroj: ife-bulk.com

Kromě mechanických způsobů třídění kameniva či stavebních recyklátů existují i způsoby využívající průtok vody. Vodní třídiče jsou konstruovány jako trychtýřovité nádoby, do kterých je ze shora vsypáván materiál, který proniká přes na opačném konci (ve dně trychtýře) přiváděnou vodu. Jedná se tedy o modifikovaný princip sedimentace, kdy jsou odlučovány především nejdrobnější prachové částice, které nejsou schopny překonat proud vody. Vodní třídiče se využívají pro vytrídění zrn menších než 3 mm, kdy v tomto rozsahu již nelze použít mechanických způsobů (Šťastník, 2005). Výsledným produktem je jednak jemnozrnný materiál, ale také voda s vysokým obsahem prachových a drobných částic, tzv. kalová voda. Z tohoto důvodu je nutnou součástí vodních třídičů systém kalového hospodářství, který disponuje dlouhou dobou zdržení a zajistí sedimentaci zmiňovaných prachových částic včetně opětovného využití „prací“ vody (Henková, b.r.).

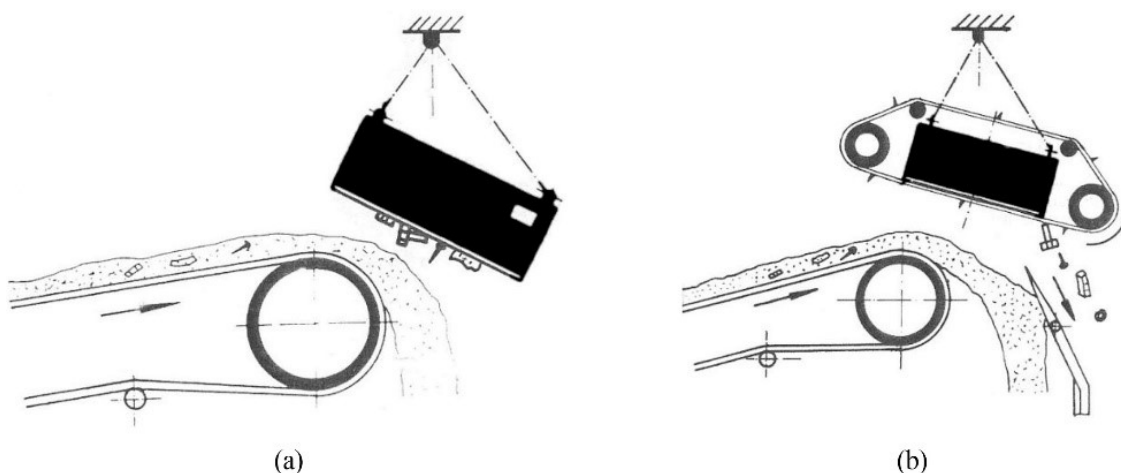
Návrh jednotlivých třídících zařízení vždy vychází z požadované výstupní kvality materiálu. Mnohdy se jedná o „na míru“ vytvořenou technologii, kterou není možné globálněji specifikovat, a je nutné uchýlit se k individuálnímu řešení s daným výrobcem třídící mechanizace.

4.2.5 Separace cizorodých látek a železa

Odstranění cizorodých látek a převážně železa je v dnešní době bezpodmínečnou součástí každé recyklační linky jak mobilní, tak i stacionární. Vyčlenění nevhodných látek ze stavební suti zajistí intenzifikovaný proces recyklace, kdy již není potřeba přerušovat navazující kroky (drcení a třídění) z důvodu oddělení např. ocelových výztuží (Silva, 2017). Separace nežádoucích látek

bývá zpravidla omezena na odstranění železa, které je řazeno za fázi primárního drcení, a to z důvodu nutného rozrušení nadměrných železobetonových bloků, ve kterých je výztuž uchycena (Svoboda, 2005).

Z pohledu recyklace stavebního odpadu, ale i zpracování jiných odpadních surovin, největší využití nacházejí magnetické odlučovače železa (Škopán, 2009). Magnety jsou ve většině případů umístěny nad pásovým dopravníkem (obr. 28), odkud na sebe vážou všechny feromagnetické látky. Účinnost magnetické separace je ovlivněna především vzdáleností magnetu od dopravníku, ale i samotnou rychlostí jeho pohybu, velikostí materiálu a úhlem natočení magnetu. Magnety mohou být provedeny jako fixní, kdy je magnet umístěn přímo nad dopravníkem a veškeré železitě látky akumulují na svém povrchu, ale také jako pohyblivé (rotační), kdy se naopak magnety pohybují a jsou schopny provádět „samočištění“. Čištění povrchu spočívá v nalezení takové polohy magnetu, ve které je uvolněno veškeré zachycené železo (Silva, 2017).



Obr. 28 Fixní (a) a pohyblivý (b) magnetický separátor železa (Silva, 2017)

V praxi jsou magnetické separátory na recyklační lince často zdvojovány. První separátor je řazen za primární drcení, kde ale není možno zajistit separaci veškerého železa (nadměrné betonové bloky mohou stále obsahovat části výztuže). Z tohoto důvodu je řazena druhá separace železa za fázi sekundárního drcení, kdy jsou zrna materiálu tak malá, že je možné oddělit téměř všechno železo ze stavebního recyklátu. Výjimku tvoří odrazové drtiče, které zpravidla dokáží zajistit odloučení výztuže od betonu již v primární fázi drcení (Svoboda, 2005).

Samozřejmě cizorodé látky v demoličních odpadech nezastupuje pouze železo, ale také materiály jako dřevo, plast, sklo apod., které by měly být z velké části separovány již ve fázi demolice či předtřídění. Zároveň ale nelze provést tak kvalitní odloučení cizorodých látek manuální cestou jako při použití vodních či vírových odlučovačů, které bývají zařazeny při separaci prachových částic (viz následující kapitola 4.2.6) (Silva, 2017).

4.2.6 Separace prachových částic

Odstranění prachových částic obsažených v recyklovaném kamenivu představuje významnou součást celé výroby. Díky separaci je možné získat několikanásobně kvalitnější surovinu srovnatelnou s přírodním těženým (drceným praným) kamenivem. V rámci recyklačních linek se jedná o jeden z posledních kroků úpravy recyklátů, na který již navazuje pouze výsledné třídění či odstranění přebytečné vody (odvodnění materiálu). Odstranění prachových částic je obvykle realizováno pomocí technologie praní, při níž dochází k produkci tří základních materiálových

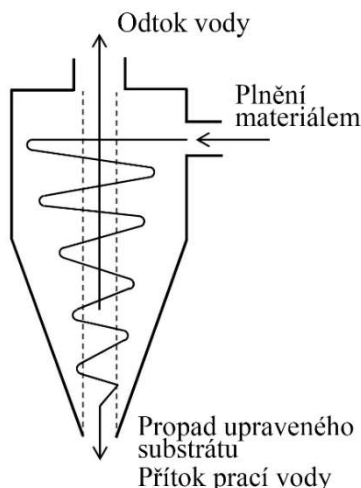
složek: vypraného stavebního recyklátu, cizorodých materiálů s nízkou specifickou hmotností (dřevo, plast) a vody s vysokým obsahem jemných částic (zrnitost <2 mm) (Svoboda, 2005). Pro zajištění praní materiálu bývají využívány následující pračky kameniva.

K praní materiálů bez obsahu těžce rozpustných látek se využívají **bubnové pračky** kameniva, které jsou složeny z plechového bubnu, násypky a šneku poháněného motorem. Buben pračky je nakloněn tak, aby bylo zajištěno gravitační proudění prací vody. Naopak směr otáčení šnekového závitu dopravujícího kamenivo je nastaven ve směru proti proudění vody, čímž dojde k účinnějšímu odstranění přisedlých nečistot (Šťastník, 2005). Z předního čela bubnu následně vypadávají zrna recyklátu zbavená prachových částic, zatímco na druhém konci je odváděna kalová voda, které obsahuje právě všechen odstraněný prach. Mimo šnekový dopravník může být buben doplněn o ocelové lopatky, které usměrňují pohyb přiváděného materiálu. Bubnové pračky se používají převážně k praní hrubozrnných materiálů (Henková, b.r.).

Při požadavku odstranění značného podílu jílovitých složek je vhodné využití **nožových praček**, které jsou složeny z ocelové vany a rotujících nožů. Pohyb materiálu v korytu je zajištěn pomocí nožového dopravníku, který kamenivo přesunuje z jednoho konce vany na druhý a zároveň přispívá k odstranění jílovitých složek pomocí vzájemného otěru nožů a jednotlivých zrn. Vyzdvižení kameniva z koryta pračky může být mimo jiné zajištěno pomocí korečkového dopravníku – děrovaných lopatek, které nabírají a vynášejí kamenivo a zajišťují i jeho částečné odvodnění (Henková, b.r.). Po průchodu nožovou pračkou je možné provádět třídění materiálu na vibračních sítích za neustálého skrápění vodou, čímž lze docílit produkce vysoce kvalitní jemnozrnné frakce (Šťastník, 2005).

Kombinací pracího a vysoušecího zařízení jsou **šnekové pračky**, které představují jednoduchou nakloněnou vanu se šnekovým závitem. Po spuštění závit posunuje kamenivo přes čerpaný proud prací vody. Šnekové pračky jsou vhodné pro materiály o velikosti zrna do 60 mm (Šťastník, 2005).

Při praní recyklátů je přirozeně vždy zvyšována vlhkost produkovaného materiálu. Čím jemnější frakce materiálu, tím vyšší nárůst hmotnosti lze pozorovat. Díky nadměrné hmotnosti je u materiálů jemnějších frakcí (např. 0-4 mm) vhodné před následnou dopravou zajistit jejich odvodnění. Pro odvodnění je možné využít korečkových dehydrátorů, což jsou zařízení vybavená otočným kolem osazeným děrovanými lopatkami, které vynášejí propraný materiál a zároveň odvádějí přebytečnou vodu. Mimo korečkové dehydrátory či šnekové pračky, které mohou také sloužit k částečnému odvodnění, jsou v současnosti hojně využívány hydrocyklony (Henková, b.r.). Princip hydrocyklonu spočívá ve vytvoření víru v uzavřené nádobě, kdy zrna kameniva přirozeným působením gravitační síly sklouzávají po stěnách nádoby a sedimentují. Naopak přiváděná voda je vířivým pohybem odváděna v nejvyšším bodě objektu. V praxi lze technologii hydrocyklonů označit za výrazně účinnější než běžné způsoby odvodnění korečkovými či šnekovými dehydrátory. Navíc je systém využívající vodního víru schopný zajistit odvodnění materiálů o zrnitosti od 0,06 mm do 4 mm s minimálními prostorovými nároky (Jank, 2017). Konstrukce a princip hydrocyklonu jsou znázorněny na obr. 29.



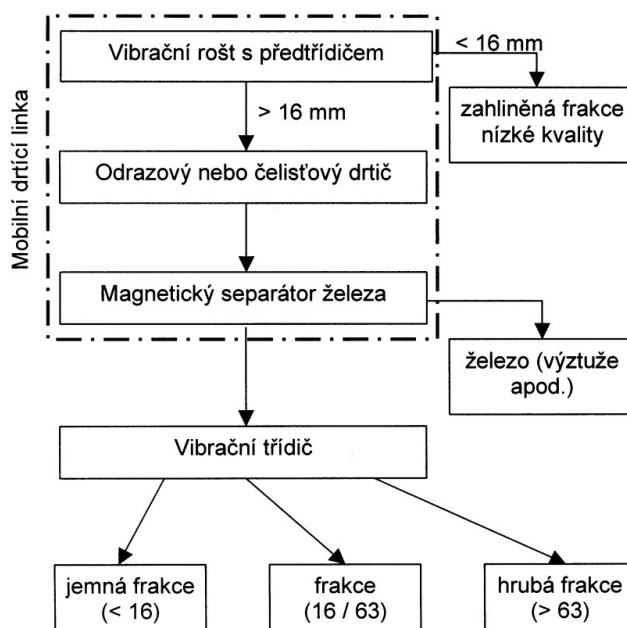
Obr. 29 Princip odstraňování prachových částic pomocí hydrocyklonu (Silva, 2017)

Při praní či odvodňování kameniva je vždy nutné zohlednit potřeby nakládání s produkovanou odpadní vodou. Voda, které proteče přes „znečištěné“ kamenivo, by měla být odváděna přes systém kalového hospodářství zpět na začátek okruhu. Jedná se tedy o uzavřený okruh, kdy ztráta prací vody činí přibližně 8-12 % dle množství zpracovaného materiálu. Kalové hospodářství je obvykle složeno z usazovací nádrže s dlouhou dobou zdržení, kde je zajištěna sedimentace i těch nejjemnějších částic, které jsou unášeny prací vodou. Zde je nutno podotknout, že odpadní voda je silně znečištěná především nerozpuštěnými látkami a vzniklý kal může obsahovat i nebezpečné či škodlivé látky, kterých byl recyklát zbaven (Svoboda, 2005).

4.2.7 Mobilní recyklační linky

Přemístitelné recyklační linky tvoří důležitou část zpracování stavebního odpadu. Jejich největší výhodou představuje možnost umístění přímo v místě produkce odpadu (rozsáhlých bouracích prací). Naopak výraznou nevýhodou zastupuje často omezený proces recyklace, který je upraven pro účely snadného přemístění a nikoliv pro dosažení maximální kvality výsledné suroviny. Mobilní recyklační linky se sestávají zpravidla z několika částí – drtičů, třídičů a případné magnetické separace železa (Škopán, 2009). Nicméně dodávány jsou i částečně mobilní recyklační linky (semimobilní) zajišťující jak drtící procesy, tak i třídící, magnetickou separaci a odlučování prachových částic. Celou linku je následně možné relativně snadno demontovat a pomocí několika (4-6) kontejnerů přepravit do požadované lokality (TEREX WASHING SYSTEMS, b.r.).

Vystrojení mobilní recyklační linky obvykle zahrnuje pouze část v předchozích kapitolách popisovaných zařízení a často se omezuje pouze na drtící či třídící procesy. Drtící linka je následně složena z vibračního roštu, který zajišťuje předtřídění, odrazového nebo čelistového třídiče a magnetického separátoru železa. Po procesu nadrcení je nutné docílit roztřídění jednotlivých frakcí, což může být zajištěno samostatným vibračním třídičem, který podle počtu sítí specifikuje určitý počet frakcí (1 síto – 2 frakce, 2 síta – 3 frakce apod.) (Svoboda, 2005). Schematické znázornění jednotlivých úkonů řazených na mobilních recyklačních linkách zachycuje obr. 30.

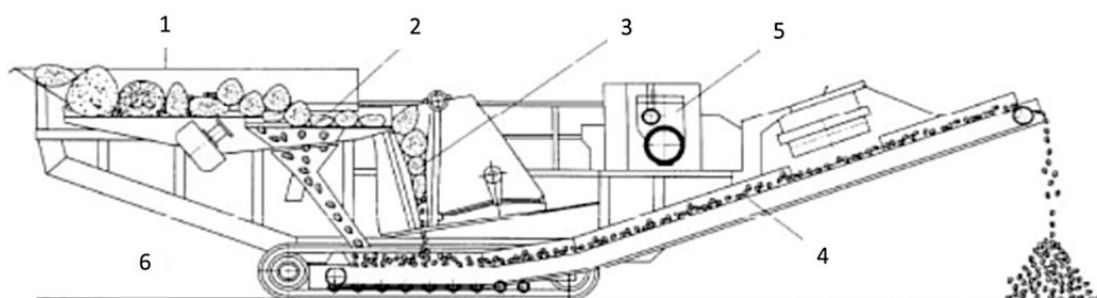


Obr. 30 Schéma úpravy stavebního odpadu mobilní recyklační linkou (Svoboda, 2005)

Mobilní recyklační linky jsou v současné době řešeny ve třech základních koncepcích:

- s pásovým podvozkem,
- jako kolový návěs či přívěs,
- pevný kontejnerový rám na ližinách.

Mobilitu recyklační linky je ovšem nutné posuzovat ze dvou pohledů, a to při dopravě na staveniště a při samotném pohybu v prostoru staveniště. Jako nejvýhodnější mobilní linka pro dlouhé přepravní vzdálenosti se jeví úprava s kolovým návěsem či přívěsem. Na druhou stranu pohyb po staveništi je nejsnadnější pro linky s pásovým podvozkem, což vede k jejich upřednostňování jak v rámci České republiky, tak i zahraničí (Svoboda, 2005). Příklad konstrukce mobilní drtící linky je znázorněn na obr. 31.



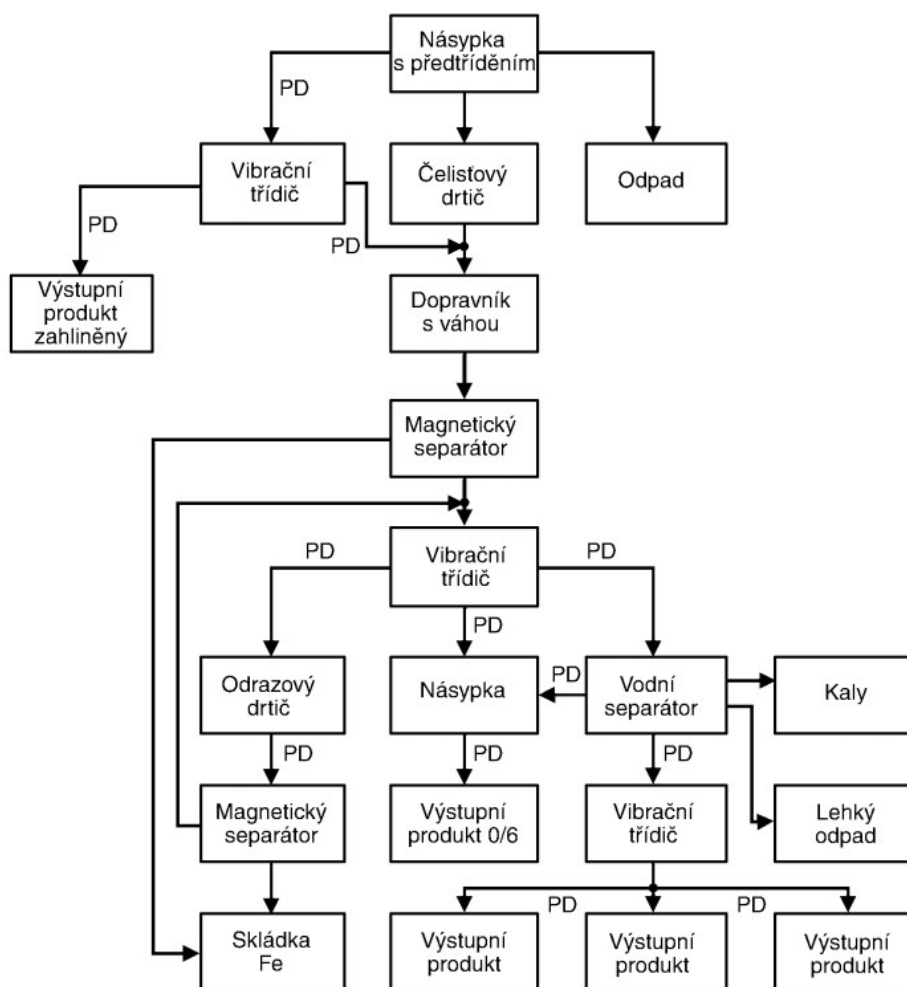
Obr. 31 Mobilní recyklační linka s pásovým podvozkem; 1 – plnicí zásobník, 2 – vibrační třídič, 3 – čelistový drtič, 4 – pásový dopravník, 5 – dieselový motor, 6 – pásový podvozek; (Silva, 2017)

Důležitým faktorem ovlivňujícím použití mobilních recyklačních linek je také možnost jejich přizpůsobení pro výrobu či zpracování odlišných vstupních surovin. Upravení kvalitativních parametrů recyklátů je většinou zajištěno přidáním stupňů předtřídění či naopak výsledného třídění (Svoboda, 2005). Možnou konstrukční úpravou je i doplnění o separaci prachových částic, které ale není příliš časté (TEREX WASHING SYSTEMS, b.r.). Z tohoto důvodu lze konstatovat,

že pomocí mobilních recyklačních linek není možné dosáhnout obdobné kvality výstupního materiálu jako u následujících linek stacionárních.

4.2.8 Stacionární recyklační linky

Druhým přístupem ke zpracování stavebního odpadu může být využití stacionárních recyklačních linek umístěných ve specializovaných recyklačních centrech, s nimiž je nutně spojena doprava veškerého demoličního odpadu. Díky nutnosti dovozu materiálu tak často vznikají vyšší finanční náklady na výrobu výsledného produktu. Zároveň je též zvyšována uhlíková stopa recyklačního procesu, která je spojena s již zmiňovanou dopravou. Naopak stacionární recyklační linky jsou schopné častokrát poskytnout rozsáhlejší proces úpravy stavebního odpadu, a tím zajistit i vyšší kvalitu výstupního substrátu (Silva, 2017). V rámci stacionárních recyklačních linek bývá zahrnuto několik procesů drcení, následné třídění, vodní či větrná separace prachových částic s navázaným kalovým hospodářstvím či vlastní laboratoř pro kontrolu parametrů výstupního materiálu. Zvolené uspořádání linky by mělo zaručovat co možná největší variabilitu, tzn., musí být schopné zpracovat všechny dostupné materiály, ale také zajistit jejich požadované výstupní vlastnosti (Svoboda, 2005). Jako vzorové uspořádání stacionárních linek je uvedeno schéma recyklačního střediska v Magdeburgu (Německo, obr. 32), a to z důvodu neuvedení takto zpracované technologie v České republice doposud do provozu.



Obr. 32 Technologické schéma recyklačního střediska u Magdeburgu; PD – pásový dopravník (Svoboda, 2005)

Recyklační centrum v Magdeburgu využívá jednak několika stupňů drcení, kdy je nejprve aplikován čelistový drtič, jehož hlavním úkolem je zajistit nadrcení největších bloků materiálu. Následně je řazen magnetický separátor a vibrační třídíč, který oddělí dílčí frakce substrátu. Separovaná nadměrně velká zrna jsou dále drcena v odrazovém drtiči a procházejí přes další separaci feromagnetických látek. Naopak jemná frakce je podrobena zbavení prachových částic ve vodním separátoru, který produkuje jednak propraný materiál, ale také kal a oddělený lehký odpad, se kterým je nutné dále nakládat. Proprané materiály jsou po konečném roztržení na požadované frakce uskladněny a připraveny pro distribuci k zákazníkovi. Jak je tedy patrné z uváděného příkladu, technologie stacionární recyklační linky využívá více stupňů úpravy recyklátů a zajišťuje i jejich vyšší kvalitu. Nicméně jedná se o proces v porovnání s mobilní linkou značně nákladnější (vyšší finanční náklady spojené s dopravou, rozsáhlejší způsob úpravy). Z tohoto důvodu se nepředpokládá využití produkovaného recyklátu jako běžného zásypového materiálu (v České republice nejběžnější způsob nakládání s recyklátem), ale mělo by být zajištěno využití hodnotnější – výroba betonu, obalových směsí apod. Ekonomicky udržitelné se řešení stacionární linky stává v případě, kdy je schopno zpracovat 800 tisíc až 1 milion tun demoličního odpadu za rok (Svoboda, 2005).

Při volbě technologie recyklace stavebního odpadu je nutné zvažovat hned několik hledisek, a to jak kvalitativních, tak ekonomických či environmentálních. Pro zjednodušení výsledné volby je možné uvést následující porovnání obou technologií (tab. 4).

Tabulka 4 Vzájemné porovnání mobilních a stacionárních recyklačních technologií

Technologie recyklace	Výhody	Nevýhody
Mobilní recyklační linky	Snížení dopravních vzdáleností	Omezená kvalita výstupního produktu
	Navýšena lokální produkce recyklátu	Zvýšená prašnost a hlučnost
	Snadný přesun z jednoho místa demolice na druhé	Ekonomicky výhodná pouze v místech s velkou produkcí stavebního odpadu
Stacionární recyklační linky	Vysoká kvalita výstupního produktu	Náročná na počáteční investici
	Možnost volby frakce výsledného recyklátu	Spojena s vysokými dopravními vzdálenostmi demoličních odpadů
	Vyšší výrobní kapacita	Ekonomicky udržitelná pouze při konstantní dodávce stavebního odpadu

4.3 STAVEBNÍ RECYKLÁTY

Stavební recykláty souhrnně označují produkty recyklace stavebního odpadu, které jsou připraveny k dalšímu využití. Všechny vzniklé stavební recykláty procházejí buďto částí či celým cyklem recyklačních procesů uváděných v předchozí kapitole 4.2. Nicméně výsledný produkt – recyklovaný materiál je vždy odvozený od kvality vstupní suroviny – demoličního odpadu. A je to právě složení stavebních odpadů, které udává dílčí druhy stavebních recyklátů. Při demolici budov se nejčastěji setkáváme s následujícím zastoupením jednotlivých materiálů:

- beton a cihelné zdivo 40-84 %,
- beton 12-40 %,
- cihelné zdivo 8-54 %,
- asfalt 4-26 %,
- další inertní materiály 2-9 %,
- dřevo 2-4 %,
- kovy 0,2-4 %,
- sádra 0,2-0,4 %,
- plasty 0,1-2 %,
- ostatní odpad 2-36 %.

Z výše uváděného složení stavebního odpadu je patrné většinové zastoupení materiálů tvořených cihelným a betonovým odpadem, což odpovídá charakteru stavební výroby, při které jsou upřednostňovány betonové či zděné konstrukce. Zároveň množství produkovaných různých stavebních odpadů předznamenává typové dělení recyklátů, které je obvykle členěno na recykláty cihelné, betonové, směsné (cihelný + betonový) a asfaltové (Gálvez-Martos, 2018). Produkce daných druhů recyklátů je vždy závislá na typu demolované stavby, např. odlišné množství betonového odpadu vzniká z demolovaného betonového krytu dálnice v porovnání s demolicí zděných bytových objektů.

4.3.1 Betonový recyklát (RCA)

Betonové recyklované materiály tvoří jednu z největších skupin všech stavebních recyklátů, což je dáno především rozšířením betonu jako konstrukčního materiálu ve všech stavebních odvětvích. Betonový recyklát je následně produktem technologie recyklace (kap. 4.2), kdy jsou na vstupu využívány pouze čistě betonové stavební odpady (Nováková, 2018). Betonové recyklované kamenivo (RCA) v současné době nalézá nejširší využití v porovnání s ostatními recykláty. Možné výrobky z odpadních betonů, které v současné době legislativa České republiky zmiňuje, jsou uvedeny v tab. 5. Zde je zároveň zohledněn původ odpadního betonu, který má na jeho následné opětovné uplatnění zásadní vliv.

Ačkoliv se při vstupu na recyklační linku jedná o téměř výhradně betonové bloky (pokud žádáme kvalitní betonový recyklát), tak i přesto není možné zajistit ryzí čistotu výsledného produktu. Zahraniční studie uvádí složení betonových recyklátů s frakcí 4-16 mm, které pochází bohužel z blíže nespecifikovaných stavebních konstrukcí, s obsahem betonu (rozdrcené složky betonové konstrukce – kamenivo, cement) od 85,5 % do 92,4 %. Ostatní složky RCA jsou tvořeny cihelnými úlomky 1,9-5,3 %, asfaltem 1,4-4,9 %, lehkými materiály 0,0-0,5 %, prachovými částicemi 0,2-4,4 % a cizorodými látkami 0,5-1,0 % (Limbachiya, 2007). V současné době jsou betonové recykláty vyráběny v obdobných frakcích jako přírodní kamenivo. Nicméně díky malému technologickému rozvoji recyklace stavebního odpadu jsou v České republice dodávány

často pouze široké frakce recyklátů (32-63 mm, 8-32 mm apod.), které jsou využívány ve výše uváděných a legislativou specifikovaných oblastech.

Tabulka 5 Možné způsoby využití betonových odpadů (Pavlů, 2018)

Zdroj odpadního betonu	Možný způsob využití	Možné problémy spojené s recyklací
Betony z podlah a základů	Kamenivo pro násypy a obsypy inženýrských sítí	Může obsahovat vysoký podíl jílovitých složek.
		U průmyslových provozů mohou obsahovat stopy chemických látek.
Konstrukční betony (obytné budovy, dopravní stavby)	Kamenivo do betonů a malt	Nedostatečné oddělení výztuže.
	Umělý kámen	Riziko kontaminace ropnými látkami.
	Beton	
	Prefabrikované výrobky	
	Betonové tvárnice s hutným nebo pórovitým betonem, zdící prvky z umělého kamene	
Betony z vozovek a železničních staveb	Kamenivo pro násypy a obsypy inženýrských sítí	Riziko kontaminace ropnými látkami.
	Kamenivo pro nezpevněné a hydraulicky zpevněné směsi	Možná kontaminace materiálem podkladní vrstvy.
	Kamenivo pro asfaltové směsi a povrchové úpravy	Nedostatečné oddělení výztuže.
	Kamenivo pro vodní stavby	
	Beton	

4.3.2 Cihelný recyklát (RMA)

Po betonových recyklátech představují cihelné recykláty další skupinu upravených stavebních odpadů. Největším zdrojem cihelného odpadu je bezkonkurenčně zdivo stavebních konstrukcí, které je ovšem vždy kontaminováno určitým množstvím použité matly. Separace pouze cihelného zdiva je ve většině případů vysoce náročná, a to především díky nutnosti ručního třídění. Pokud je ale ruční třídění provedeno, potom je možné neporušené zdící bloky opětovně plnohodnotně využít, čímž se výrazně omezí množství odpadu, který je nutné upravovat za pomoci recyklační linky. Nicméně zdoluhavá a nákladná dekontaminace jednotlivých cihelných bloků činí jejich znovuvyužití neekonomickým (Tam, 2006). Jako ekonomicky přijatelnější řešení se tedy jeví zpracování cihelného odpadu v rámci recyklačních středisek, kdy je při zpracované výrobě

technologii vytvářen kvalitní cihelný recyklát, který je možné v současné době využít v oblastech uváděných tabulkou 6 (Silva, 2014).

Tabulka 6 Možné způsoby využití cihelných odpadů (Pavlů, 2018)

Zdroj keramických materiálů	Možný způsob využití	Možné problémy spojené s recyklací
Zděné konstrukce	Kamenivo pro násypy a obsypy inženýrských sítí	Mohou obsahovat nežádoucí látky vnesené nesprávným způsobem demolice.
	Zdicí prvky pro stěny, sloupy a příčky	
Odpady z cihlářského průmyslu	Povrchy sportovišť (antuka)	Mohou obsahovat nežádoucí látky vnesené nesprávným postupem zpracování.

Z tabulky 6 je již patrné současné užší uplatnění materiálů vzniklých recyklací zdících bloků, keramických obkladů či sanitární keramiky. Ve většině případů se jedná o tzv. „downcycling“, při kterém již nejsou upravené původní materiály využívány plnohodnotným způsobem. Omezené uplatnění cihelných recyklátů se následně odráží v jejich ceně a bohužel i kvalitě. Dodávány jsou různé široké či úzké frakce (od 0-4 až po 0-70 mm), jejichž cena je v ČR při porovnání s betonovými recykláty výrazně nižší (viz kap. 4.5). Z tohoto důvodu by měl být kladen důraz na nalezení dalších oblastí využití cihelných recyklátů, stejně tak jako na potřebu zvyšování jejich jakosti, která by dosahovala obdobné kvality totožných materiálů produkovaných v zahraničí.

4.3.3 Směsný recyklát (MRA)

Směsný recyklát, jak již název napovídá, představuje kombinaci recyklátu betonového i cihelného. Jedná se o surovinu, která je produkována recyklační linkou při dodávce nevytříděného stavebního odpadu, který obsahuje jak beton, keramiku, tak ale i asfalt či ostatní cizorodé materiály. Jako příkladné složení směsných recyklátů je možné uvést následující poměr zastoupení jednotlivých surovin – beton, malta 45,64 %, kamenivo 28,06 %, asfalt 19,33 %, keramika 5,30 %, lehké materiály 5,05 % a ostatní cizorodé látky 1,66 %. Poměrné zastoupení jednotlivých materiálů je ovšem vysoce závislé na zdroji stavebního odpadu a předešlé hodnoty nelze brát jako závazné, ale pouze příkladné (Medina, 2014).

V České republice v současnosti není využití směsného recyklátu legislativně specifikováno a materiál je využíván z největší části pro zásypy, obsypy inženýrských sítí či pro násypy či nezpevněné kryty pozemních komunikací. Nicméně zahraniční studie uvažující s vyšší kvalitou produkovaného směsného recyklátu uvádějí jeho širší využití, např. při výrobě betonových směsí (Mas, 2012; Medina, 2014).

4.3.4 Asfaltový recyklát (RA)

Asfaltové recykláty jsou ve většině případů produktem demolice obrusných a ložných vrstev pozemních komunikací. Zároveň recyklace asfaltových materiálů je od recyklace běžných stavebních a demoličních odpadů odlišná, a to z důvodu stejnorodosti vstupní suroviny. Recyklované asfaltové materiály jsou následně využívány v rámci výroby nových asfaltových směsí a opětovně aplikovány jako asfaltové vrstvy pozemních komunikací (TP 210, 2011). Z důvodu úzkého a účelného využití nejsou v dalším textu diplomové práce asfaltové materiály hodnoceny a ani zvažovány pro možné využití v rámci přírodních způsobů čištění odpadních vod.

4.4 VLASTNOSTI RECYKLOVANÝCH MATERIÁLŮ UPLATNITELNÉ V TECHNOLOGII PŘÍRODNÍCH ČOV

Jak již bylo v předchozím textu několikrát zmiňováno, vlastnosti výsledného recyklovaného kameniva závisí na kvalitě vstupních surovin. Zároveň je kvalita ovlivněna i samotnou technologií recyklace, která je v současné době u různých recyklačních linek odlišná. Z tohoto důvodu nelze brát následný přehled vlastností recyklovaných materiálů jako závazný pro všechny dostupné recykláty. Naopak se jedná o průřez jednotlivými zahraničními a tuzemskými studiemi, ve kterých byly hodnoceny produkty odlišné kvality, a tudíž jejich výsledky mohou být zavádějící. Nicméně i přesto údaje postačí k vytvoření obecného přehledu o jednotlivých vlastnostech recyklovaných materiálů. Zároveň si je nutné uvědomit, že recyklované materiály doposud nenašly využití jako filtrační materiály přírodních čistíren, což znamená, že nebyly ani testovány požadavky, které jsou na filtrační materiály kladeny (kap. 3.4.1).

4.4.1 Tvar a povrch zrn

Tvarové charakteristiky zrn recyklovaných materiálů závisí na procesu úpravy – technologii recyklace. Pokud materiál prochází pouze jednostupňovým procesem drcení, tedy drcením primárním, které zpravidla využívá čelistových drtičů, potom je výstupní hrubá frakce složena spíše z plochých a ostrohranných zrn. Naopak druhý stupeň drcení, kde jsou využívány převážně odrazové či kuželové drtiče, produkuje zrna kulovitějšího tvaru. Nicméně i přesto jsou všechny recyklované produkty více ostrohranné než běžně používané těžené přírodní materiály, což může negativně ovlivnit jejich uplatnění při výrobě betonových směsí (Silva, 2014). Naopak u případu přírodních čistíren a jejich filtračních materiálů ostrohranost zvyšuje specifickou plochu zrn, a tím poskytuje větší prostor pro vznik biofilmu.

4.4.2 Pórovitost

V porovnání s přírodním kamenivem vykazují všechny recyklované materiály vyšší pórovitost, která je zapříčiněna např. u betonových recyklátů přítomností cementového tmelu na povrchu kameniva. U recyklátů směsných či cihelných je pórovitost ovlivněna samotnou přítomností keramických úlomků, které mají vyšší pórovitost než běžné kamenivo, a zároveň i přítomností malt. Z tohoto důvodu je recyklované kamenivo charakteristické svojí nižší objemovou hmotností, a naopak vyšší nasákavostí (Šefflová, 2014). U betonových recyklátů se nasákavost pohybuje v rozmezí 3-10 %, přičemž nejnižší hodnoty nasákavosti vykazuje hrubší frakce se zrnem do 40 mm, a naopak nejvyšší nasákavost zastupuje frakce se zrnitostí pod 5 mm (Poon, 2006). (Šefflová, 2014) uvádí nasákavost betonového recyklátu pro frakci 8-16 mm sedmkrát vyšší a pro frakci 4-8 mm desetkrát vyšší, než je nasákavost přírodního kameniva.

Zvýšená pórovitost u totožných vzorků následně ovlivňuje i objemovou hmotnost, která zaznamenává pokles o 18 % v porovnání s přírodním kamenivem. Ovlivnění objemové hmotnosti u hrubozrnných materiálů je díky menší nasákavosti nižší, např. u betonového recyklátu o velikosti zrna 40 mm činí rozdíl pouze 5 % (Poon, 2006).

Čistě cihelné recykláty vykazují několikanásobně vyšší nasákavost než recykláty betonové. Procento nasákavosti je opět závislé na zrnitosti materiálu a pro materiály se zrnitostí menší než 5 mm dosahuje až 30,9 %. Vysoká nasákavost se následně odráží i na objemové hmotnosti, která pro vysušený cihelný recyklát o frakci do 5 mm činí 1 560 kg/m³ (přírodní kamenivo stejné frakce 2 492 kg/m³) (Poon, 2006). V závislosti na zvýšené nasákavosti a snížené objemové hmotnosti je využití recyklovaného kameniva pro výrobu např. betonových směsí omezené. Využívány jsou pouze betonové recykláty, které jsou schopny normové požadavky splnit. Při hodnocení materiálů z pohledu přírodních čistíren zvýšená nasákavost a nižší objemová hmotnost nehraje zásadní roli. Naopak zvýšená pórovitost poskytuje jednak další prostor pro vytvoření biofilmu, ale také pro samotnou odpadní vodu, která filtračním polem protéká.

4.4.3 Zrnitost

Jak je zmíněno v kapitole 3.4.1, pro filtrační materiály přírodních čistíren je používáno několik odlišných frakcí přírodního kameniva. V současné době je dostupnost totožných frakcí recyklovaných materiálů problematická. Nedostatečná dostupnost jemných frakcí je zapříčiněna technologií výroby. Některá recyklační střediska se zaměřují pouze na výrobu hrubých frakcí a jemné frakce (0-4 mm) jsou produkovány jako odpadní. Díky této skutečnosti lze v České republice získat jemnozrnné substráty, které ovšem stále nedosahují zahraničních kvalit.

Jemné frakce filtračních vrstev (zrnitost 0-4 mm) jsou hodnoceny převážně z pohledu obsahu jemných částic. U betonových recyklátů s frakcí 0-4 mm, které ovšem nevznikly recyklací demoličních odpadů, ale nýbrž odpadů z výroby prefabrikátů, se 10% propad nachází v rozmezí 0,125-0,2 mm. Zároveň obsah prachových částic (< 0,125 mm) dosahuje 8-9 % (limit filtračních materiálů 0,5 %). Koeficient stejnozrnnosti následně dosahuje až hodnoty 5 (Nováková, 2018). Díky těmto vlastnostem lze produkováný betonový recyklát označit jako nevhodný filtrační materiál, a to převážně díky vysokému obsahu prachových částic, který by mohl negativně ovlivnit hydraulickou vodivost celého filtru. Obdobné výsledky (nadměrný obsah prachových částic) byly dosaženy i při zrnitostních zkouškách směsných recyklátů, kde byla hodnocena frakce 0-8 mm. Vysoký podíl prachových částic byl identifikován i v případě recyklátů cihelných. Zde již byla posuzována frakce 0-4 mm, ale 10% propad se nacházel pod velikostí zrn 0,25 mm, přičemž koeficient stejnozrnnosti dosahoval hodnoty 5 (Mas, 2012).

Na zrnitostním složení a obsahu jemných částic je závislý i další požadavek minimální hydraulické vodivosti filtračního materiálu (10^{-3} - 10^{-4} ms⁻¹). Parametr hydraulické vodivosti vzhledem k současnému využívání recyklovaných materiálů v mnoha případech nebyl vůbec sledován. Lze ale předpokládat, že s vyšším obsahem prachových částic bude hydraulická vodivost postupně klesat. Schopnost materiálu vést vodu byla měřena v jedné z mála studií od (Rahman, 2015), kde byl použit cihelný a betonový recyklát jako filtrační médium propustných chodníkových systémů. Zrnitost použitých materiálů se pohybovala v rozmezí 0-12 mm, přičemž žádný z nich nebyl podroben pracímu cyklu. Betonový recyklovaný materiál následně vykazoval hydraulickou vodivost $1,7 \cdot 10^{-5}$ ms⁻¹ a cihelný recyklát $1,11 \cdot 10^{-5}$ ms⁻¹.

4.4.4 Sorpční vlastnosti

Stejně jako problematika stanovení hydraulické vodivosti, tak ani měření sorpčních vlastností nebylo předmětem vícero studií, ze kterých by bylo možné provést hodnocení sorpčního potenciálu stavebních recyklátů. Výjimku představuje studie, kde byla stanovena sorpční kapacita cihelného recyklátu při odstranění fosforu ve vertikálně protékaných filtračních kolonách. Množství odstraněného fosforu následně dosahovalo v průměru až $25,09 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, přičemž stejně provozovaná kolona s přírodním kamenivem vykazovala hodnoty pouze $18,16 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (Shi, 2017).

4.4.5 Mechanická odolnost a chemická stálost

Mechanická odolnost recyklovaných materiálů je ovlivněna jednak jejich zvýšenou pórovitostí, ale také nestejnorodostí (mimo kamenivo je recyklát složen z cementu, malty a jiných stavebních odpadů). Mechanické vlastnosti jsou ale zároveň závislé na technologii recyklace. Čím více je použito stupňů drcení, tím vyšší je výsledná mechanická odolnost materiálu (zrna kameniva jsou zbavena cementu a malty) (Silva, 2014).

Chemické vlastnosti recyklovaných materiálů značně závisí na jejich původu. Při odběru surovin z recyklačních středisek bohužel není možné zjistit původ jejich dílčích částí. Z tohoto důvodu je nutné testovat chemické vlastnosti používaných materiálů především z pohledu obsahu nebezpečných látek, a to i přesto, že by kontaminované látky měly být zachyceny již při samotné demolici původního objektu. Jednu z nejvíce zastoupených sloučenin v recyklovaných materiálech představují sírany, jejichž množství je ovlivňováno především přítomností zbytků sádry a malt. Další přítomné sloučeniny tvoří chloridy, které způsobují korozi výztuží při používání recyklovaného kameniva ve výrobě železobetonů. U přírodních čistíren jsou nebezpečné látky hodnoceny především z pohledu možného negativního ovlivnění vlastností protékající odpadní vody pomocí výluhů. Nicméně v případě chloridů se jedná o látky, které nejsou pevně spojeny s recyklovaným materiálem, a tudíž je lze pomocí proprání z použitého substrátu separovat. Zároveň pokud bude filtr z recyklovaných materiálů zatížen odpadní vodou, potom dojde v několika týdnech k úplnému odstranění chloridů (Silva, 2014). Mimo sírany či chloridy cihelné recykláty často obsahují zvýšený podíl hliníku a železa, a to v hodnotách $60,18 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ a $39,30 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$. Zvýšený obsah uváděných kovů nezpůsobuje při čištění odpadní vody negativní ovlivnění jejich vlastností, naopak přispívá k zajištění zvýšených účinností při odstranění sloučenin fosforu (Shi, 2017).

4.5 DOSTUPNÉ STAVEBNÍ RECYKLÁTY V ČR A ZAHRANIČÍ

V současné době je již na trhu dostupná celá řada recyklovaných stavebních materiálů. Jedná se především o recykláty betonové, směsné, cihelné či asfaltové, z nichž každý materiál má své specifické využití (kap. 4.3). Recykláty jsou členěny obdobně jako běžně dostupné přírodní kamenivo podle zrnitosti. Pro účely diplomové práce a výběru vhodných recyklátů pro následné testování byl proveden průzkum trhu, který se zabýval nejbližšími recyklačními středisky pro spádovou oblast Brna. Všechny dostupné materiály byly vždy podrobeny technologické úpravě stacionární či semimobilní recyklační linkou, a tudíž procházely procesy drcení, třídění a separace kovových částí. Následující tabulky 7, 8 a 9 uvádějí dostupnost stavebních recyklátů v jednotlivých recyklačních střediscích včetně jejich ceny.

Tabulka 7 Dostupné betonové recykláty pro spádovou oblast Brna

Název společnosti	Adresa	Frakce betonového recyklátu v mm s cenou v Kč									
		0-5	0-8	0-16	5-32	0-32	16-32	8-32	32-70	0-40	0-70
Recyklace Procházka	Jahodová 526/64, 620 00 Brno		100					150	130	120	
POKROS Čebín	Čebín 456					73			109		109
Moravostav Brno	Tyršova 310, 664 42 Modřice - Brno-jih		40			*		145	145		*
DUFONEV R.C.	Lidická 2030/20, 602 00 Brno			100		90	*		100		95
TOMAS holding, a.s.	Dražovice 336, 683 01 Rousínov	40			140				140		
RECYKLAČNÍ DVŮR ŽERNAVA	Žernava, Přerov - Předmostí 751 24 Přerov	150			150				150		

* Materiál dostupný po vzájemné dohodě s recyklačním střediskem

Tabulka 8 Dostupné cihelné recykláty pro spádovou oblast Brna

Název společnosti	Adresa	Frakce cihelného recyklátu v mm s cenou v Kč						
		0-4	0-8	4-32	8-32	32-70	0-40	0-70
Recyklace Procházka	Jahodová 526/64, 620 00 Brno		15		30	30	15	
POKROS Čebín	Čebín 456	Z		Z		Z		Z
Moravostav Brno	Tyršova 310, 664 42 Modřice - Brno-jih		Z		25	25	*	*
DUFONEV R.C.	Lidická 2030/20, 602 00 Brno		20				20	20
TOMAS holding, a.s.	Dražovice 336, 683 01 Rousínov							
RECYKLAČNÍ DVŮR ŽERNAVA	Žernava, Přerov - Předmostí 751 24 Přerov	60		80		60		

* Materiál dostupný po vzájemné dohodě s recyklačním střediskem

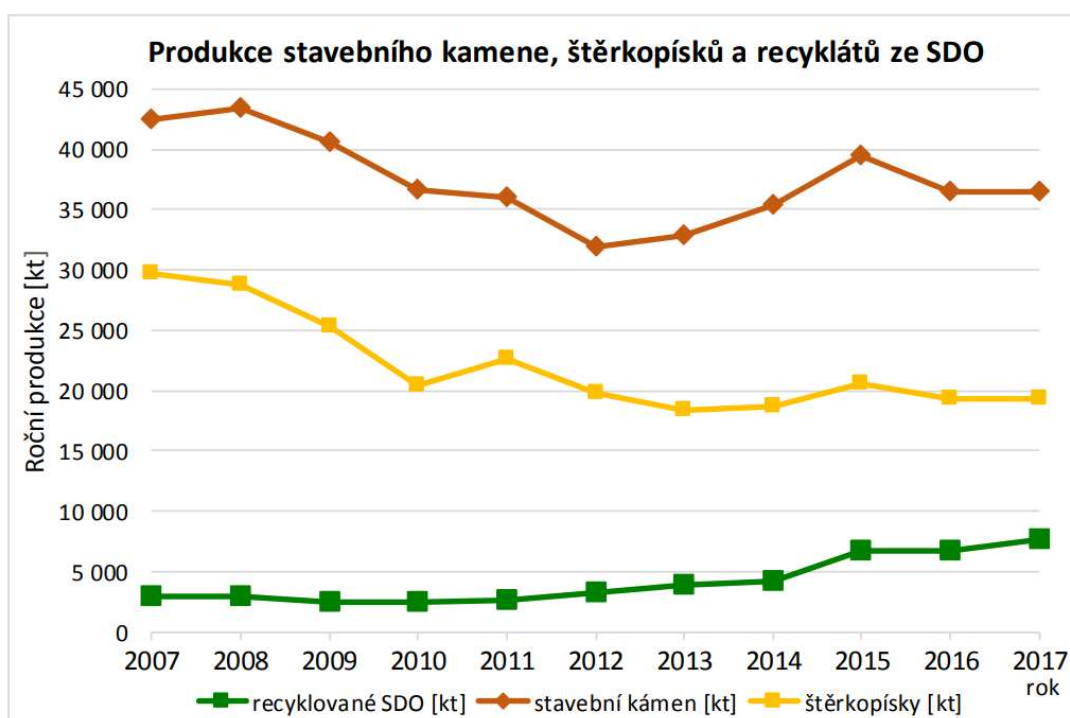
Z Materiál je poskytován zdarma

Tabulka 9 Dostupné směsné recykláty pro spádovou oblast Brna

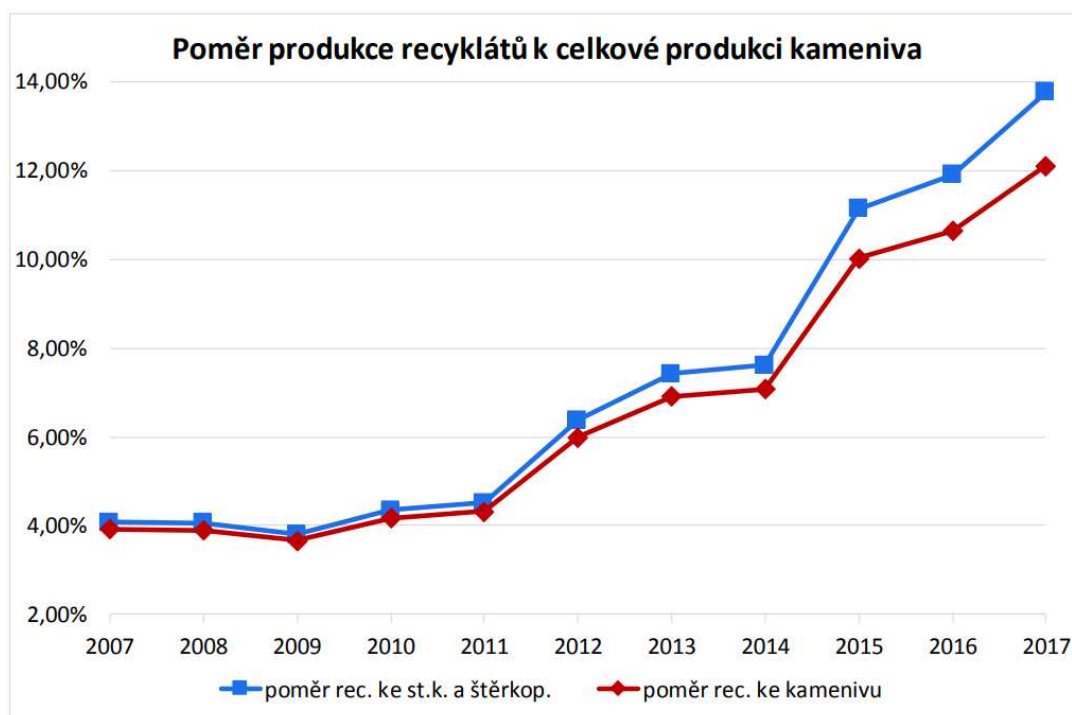
Název společnosti	Adresa	Frakce směsného recyklátu v mm s cenou v Kč					
		0-5	0-16	5-32	0-32	0-63	32-64
Recyklace Procházka	Jahodová 526/64, 620 00 Brno						
POKROS Čebín	Čebín 456						
Moravostav Brno	Tyršova 310, 664 42 Modřice - Brno-jih						
DUFONEV R.C.	Lidická 2030/20, 602 00 Brno		20		20	20	20
TOMAS holding, a.s.	Dražovice 336, 683 01 Rousínov	10		25			25
RECYKLAČNÍ DVŮR ŽERNAVA	Žernava, Přerov - Předmostí 751 24 Přerov						

Z výše uvedených příkladů dodávaných recyklátů (tab. 7-9) je patrné, že materiály nejsou poskytovány v totožných frakcích jako běžné kamenivo. Úzké frakce jsou u většiny recyklačních středisek vynechány, což je dáno především současným převládajícím využitím recyklovaných stavebních odpadů jako zásypových materiálů. Z ekonomického hlediska lze konstatovat, že většina recyklátů je výrazně levnější než blízké frakce přírodního kameniva. Nejvyšší cena je udávána u betonových recyklátů, které již v současné době nacházejí z části uplatnění při náhradě přírodního kameniva v betonových směsích (Nováková, 2018). Finančně zajímavé ale zůstávají především směsné a cihelné materiály, které své kvalitativně srovnatelné využití prozatím nenašly.

Finanční porovnání přírodních kameniv s dostupnými recyklovanými materiály výrazně nahraďá opětovnému využití stavebního odpadu. Cena drčeného či těženého kameniva se pohybuje v rozmezí 200–500 Kč/t (liši se dle jednotlivých lomů či štěrkopískoven). Pokud bychom tedy dokázali získat ze stavebního odpadu kvalitativně srovnatelný materiál, který může nahradit kamenivo filtračních vrstev přírodních čistíren, potom ušetříme výrazné množství finančních prostředků spojených s výstavbou. Pokud připočteme snížené investiční finanční náklady k nízkým nákladům provozním, získáváme účinnou a cenově bezkonkurenční technologii. Zároveň při množství roční produkce demoličního odpadu a jeho rostoucí tendenci, lze stavební odpad v ČR označit za významný zdroj surovin. Z následujících dvou grafů je patrný nárůst jak celkového množství upravených stavebních recyklátů, tak i poměru stavební recyklace na celkové produkci kameniva v rozmezí let 2007-2017 (obr. 33 a 34).

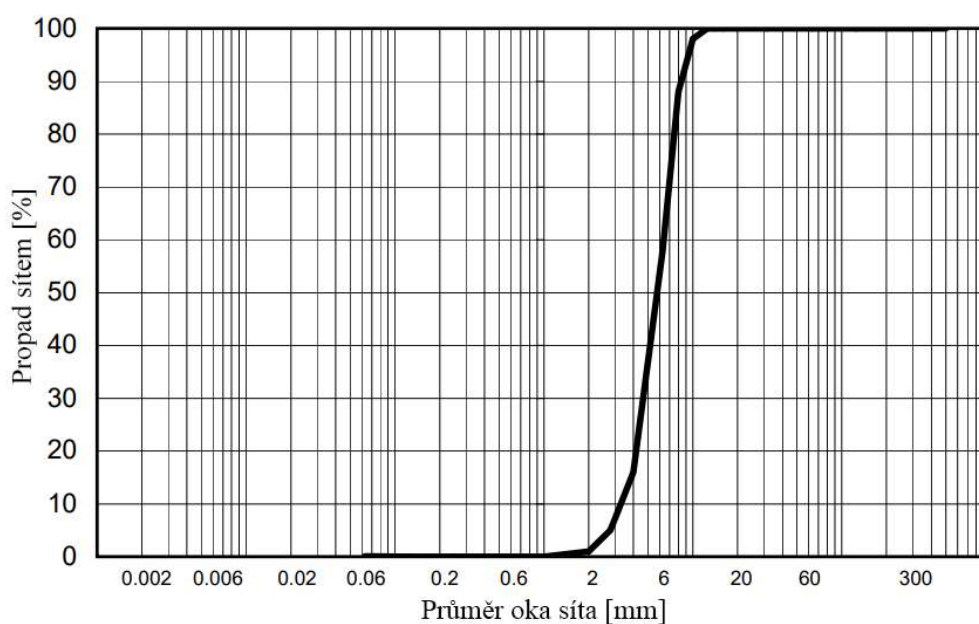


Obr. 33 Produkce stavebního kamene, štěrkopísků a recyklovaných materiálů v letech 2007 až 2017 (Škopán a kol., 2019)



Obr. 34 Relativní produkce recyklovaných materiálů vztahovaná k produkci přírodních kameniv v letech 2007 až 2017 (Škopán a kol., 2019)

Z předchozího popisu produkovaných a v současné době používaných materiálů pro přírodní čistírny odpadních vod vyplývá největší poptávka po frakcích recyklátu 0-4 mm (hlavní filtrační vrstvy vertikálních filtrů) či 4-8 mm (horizontální filtry). Takto malé frakce recyklátu jsou vyráběny především jako odpadní materiál, tzn. jako veškerý zbylý propad po vytrídění vyšších frakcí. Jemný materiál tedy obsahuje ve všech případech spoustu prachových i jílovitých částic, které vylučují jeho dostatečnou funkčnost coby filtračního materiálu.



Obr. 35 Křivka zrnitosti recyklátu fr. 4-10 mm produkovaného ve Velké Británii, zdroj: brewsterbros.com

Recyklované materiály v zahraničí naopak dosahují o poznání vyšších kvalit, což je způsobeno zařazením separace prachových částic v technologických linkách recyklačních středisek. Dostupné jsou tedy i velmi kvalitní jemné frakce (0-2 mm, 0-4 mm), které mohou být teoreticky použity jako náhrada filtračního materiálu. Příkladem může být produkováný recyklát z Velké Británie o frakci 4-10 mm, který neobsahuje téměř žádné množství prachových částic, viz zrnitostní křivka na obr. 35.

Vyšší kvalita zahraničních recyklátů se ovšem odráží i v jejich ceně. Zároveň ani nelze předpokládat, že obdobně kvalitní materiály by byly v našem prostředí poskytovány za současné ceny. Tím spíše v případech, kdy je v současné situaci odpadní cihelný recyklát nabízen častokrát bezúplatně. Požadavek na vyšší kvalitu stavebních recyklátů je jednak závislý na vytvoření nové legislativy, která specifikuje postupy pro využití vyššího množství recyklovaných substrátů ve stavební výrobě, ale také na zásobě přírodního kameniva. V současné době Česká republika disponuje stále dostatečným množstvím přírodních zdrojů. Nicméně kamenivo představuje neobnovitelný zdroj materiálu, a tudíž není možné zajistit jeho neomezenou produkci. S narůstající cenou přírodního kameniva pramenící z jeho nedostatku se bude současně dostávat do popředí právě zmiňovaná recyklace stavebních či demoličních odpadů tak, jak je tomu již dnes v zahraničí.

5 VYUŽITÍ STAVEBNÍCH RECYKLÁTŮ PŘI ČIŠTĚNÍ ODPADNÍ VODY

Dle jednotlivých charakteristik stavebních recyklátů (kap. 4.4) a všeobecných požadavků na filtrační materiály přírodních čistíren odpadních vod (kap. 3.4.1) byly vybrány k dalšímu testování následující recykláty. Všechny recykláty byly postupně testovány v laboratorních podmínkách, kde byly provedeny základní zkoušky zrnitosti a hydraulické vodivosti, a následně použity ve zkušebních tělesech, která byla zatížena reálnou odpadní vodou produkovanou v obci Dražovice. Následující kapitoly shrnují způsob, kterým bylo prověřeno využití stavebních recyklátů pro čištění odpadních vod, ale také reálné výsledky a závěry, které byly učiněny na základě vytvoření a provozování zkušebních těles (kolon).

5.1 MATERIÁLY A METODIKA TESTOVÁNÍ

5.1.1 Vybrané stavební recykláty

K posouzení vhodnosti stavebních recyklátů pro účely nahrazení filtračních materiálů přírodních čistíren bylo zvoleno několik materiálů, které byly produkovány v lokálních recyklačních centrech. Z důvodu proběhlé úpravy v recyklačním centru a odběru volně dostupných materiálů nebylo možné specifikovat původ vstupních surovin. Lze obecně konstatovat, že se jednalo převážně o stavební odpad, který je poskytován recyklačním střediskům z demolic různorodých stavebních objektů. Druh odebraných recyklátů byl vždy závislý na aktuální nabídce střediska. Volena byla dvě místa produkce materiálů, a to recyklační středisko přímo v obci Dražovice (zde byly umístěny rovněž zkušební kolony), které provozuje firma TOMAS holding, a.s., a středisko v obci Čebín, které spadá pod firmu POKROS, spol. s r.o. Kvalita všech odebíraných vzorků byla odvozena od technologického vybavení každého střediska, ale také ok již zmiňovaného a blíže nespecifikovaného zdroje stavebního odpadu.

Z recyklačního střediska v obci Dražovice byly odebrány vzorky dvou materiálů. V obou případech se jednalo o recykláty směsné, které převážně složeny z materiálové kombinace jak betonových odpadů, tak i cihelných. První recyklát byl dle označení dodavatele tvořen frakcí 32-63 mm (MRA 32-63, obr. 36) a obsahoval zbytky keramických výrobků (obklady, dlažby), betonových částí (kamenivo, cement), malt, ale i lehkých cizorodých částic (dřevo, plast). Jedna tuna materiálu byla poskytována za cenu 25 Kč.



Obr. 36 Směsný recyklát frakce 32-63 mm z recyklačního střediska v Dražovicích

Druhým materiálem dodávaným z Dražovic byl obdobný směsný recyklát jako v přechozím případě ovšem s rozdílnou zrnitostí. Recyklační středisko poskytuje tři třídy zrnitostního rozdělení - 0-5 mm, 5-32 mm a již zmiňovanou frakci 32-63 mm. Nicméně v době odběru materiálu byly dostupné pouze dvě hrubozrnné frakce, tudíž pro druhý testovaný recyklát byla zvolena zrnitost 5-32 mm (MRA 5-32). Díky stejnému původu recyklátu bylo i jeho složení téměř totožné jako v případě frakce 32-63 mm (MRA 32-63), kdy největší část tvořily zbytky betonových a cihelných úlomků. Materiálové složení frakce 5-32 mm je dobře patrné z obr. 37, kde je rovněž zachycen značný podíl prachové složky i částečný obsah lehkých cizorodých látek.



Obr. 37 Směsný recyklát frakce 5-32 mm, recyklační středisko Dražovice

MRA 5-32 je rovněž poskytován za cenu 25 Kč/t, což v porovnání s téměř obdobnou frakcí drceného kameniva 0-32 mm za 240 Kč/t od stejného výrobce představuje úsporu téměř 90 %. Jak již bylo uváděno, v době odběru stavebních recyklátů z Dražovic nebyla k dostání nejjemnější frakce směsného materiálu a ani čistě betonové recykláty, které jsou dodávány v obdobných frakcích jako jejich směsné varianty, ale již za cenu 140 Kč/t. Všechny materiály jsou v rámci recyklačního střediska skladovány na otevřeném prostranství. Jsou tedy celoročně vystaveny povětrnostním vlivům. Recyklační linka je v Dražovicích řešena jako mobilní pásová. Použitá technologie úpravy zahrnuje hlavní procesy drcení a třídění, které jsou doplněny o magnetickou separaci železa. Produkované recykláty nejsou zbaveny prachových částic ani lehkých cizorodých látek. Navíc v současné době dostupná nejjemnější frakce MRA 5-32 obsahuje již při pouhém vizuálním posouzení značné množství materiálu o podsítné zrnitosti < 5 mm (obr. 37).

Z důvodu nedostupnosti jemných frakcí 0-5 mm u prvního dodavatele bylo osloveno i druhé recyklační středisko v obci Čebín, odkud byl odebrán cihelný recyklát o frakci 0-4 mm (RMA 0-4), který by měl odpovídat obdobnému zrnitostnímu složení jako substrát hlavní filtrační vrstvy vertikálních filtrů. Již při prvním kontaktu s recyklátem bylo ovšem patrné, že produkce RMA 0-4 je výrazně kvalitativně ovlivněna. Cihelný recyklát vzniká pouze jako odpadní složka při výrobě hrubších frakcí 4-32 či 4-70 mm. Stejně jako hrubozrnné materiály je i takto jemná frakce (0-4 mm) zatížena obsahem cizorodých látek, z nichž je separováno pouze železo. Nízká kvalita produkovaného materiálu ovlivňuje i jeho možné využití. Z tohoto důvodu je cihelný recyklát poskytován zdarma a v současné době přednostně využíván pro zásypy či obsypy inženýrských sítí. Složení RMA 0-4 je patrné z následujícího obr. 38, kdy je i pouhým okem viditelné, že substrát obsahuje jednak jemnou zrnitostní složku do 4 mm, ale také zrna přesahující horní hranici dané frakce.



Obr. 38 Cihelný recyklát frakce 0-4 mm, recyklační středisko Čebín

Upravený recyklát je i v případě centra v Čebíně skladován na nekrytých plochách, kdy při větším srážkovém úhrnu dochází k vyplavování prachových částic z horních vrstev uskladněných materiálů. Recyklační linka je provozována jako mobilní s pásovým podvozkem a je vybavena stupni drcení a třídění. Celá sestava je následně doplněna o magnetický separátor železa. Uložení stavebních recyklátů včetně výrobní linky je zachyceno na obr. 39, kde je i patrná provizorní skládka separovaného železného materiálu.



Obr. 39 Mobilní recyklační linka a uskladnění produkovaných materiálů, recyklační středisko Čebín

Pro následné testování byly tedy v závislosti na dostupnosti a různorodé zrnitosti vybrány dva typy směsných recyklátů s frakcemi 5-32 a 32-63 mm a jeden recyklát cihelný o frakci 0-4 mm. Identifikační údaje vybraných recyklátů a jejich označení používané v dalších částech diplomové práce shrnuje tabulka 10.

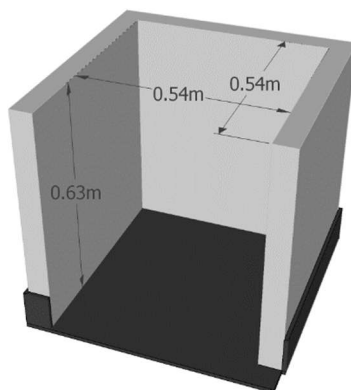
Tabulka 10 Posuzované stavební recykláty

Materiál	Frakce [mm]	Místo produkce	Cena [Kč/t]	Označení
Směsný recyklát	32-63	Dražovice	25	MRA 32-63
Směsný recyklát	5-32	Dražovice	25	MRA 5-32
Cihelný recyklát	0-4	Čebín	0	RMA 0-4

5.1.2 Zkušební tělesa

Po výběru dostupných stavebních recyklátů byla vytvořena zkušební tělesa se záměrem simulovat totožné prostředí včetně jeho funkčních podmínek jako při běžném provozu přírodních

čistíren. Všechna zkušební tělesa byla vytvořena z desek extrudovaného polystyrenu (XPS) o tloušťce 60 mm. Jednotlivé desky byly vzájemně propojeny dřevěnými spojovacími kolíky tak, aby byla zajištěna tuhost provizorní konstrukce. Po vzájemném svázání obvodových desek bylo těleso vždy obaleno ruční strečovou fólií, čímž došlo k pevnému zafixování obvodové konstrukce. Uváděným postupem vznikla 4 zkušební tělesa (3 recyklované materiály + 1 referenční vzorek) se čtvercovým půdorysem o vnitřních rozměrech 0,54 x 0,54 m. Výška těles odpovídala výrobním rozměrům desek XPS a činila 0,63 m. Konstrukční řešení včetně rozměrů každého tělesa je znázorněno na obr. 40.



Obr. 40 Konstrukční řešení zkušebního tělesa

Všechny kolony byly odděleny od podloží pomocí hydroizolační vrstvy z PVC v tl. 1,0 mm, která byla vždy po obvodu každého tělesa vytažena několik cm nad původní terén. Díky nepropustnému oddělení bylo možné provozovat a vyhodnocovat každou kolonu samostatně. Zároveň spádovaná hydroizolační fólie umožňovala pro každé těleso svedení vody do jediného místa (obr. 41). Tímto způsobem izolovaná kolona následně poskytovala povrchovou plochu 0,292 m² a vnitřní objem pro vyplnění filtračním materiálem 0,182 m³.



Obr. 41 Vlevo spádovaná hydroizolační vrstva, vpravo souvrství filtračních materiálů

Zkonstruovaná zkušební tělesa byla následně vyplněna filtračními materiály v jednotlivých vrstvách (obr. 41) tak, aby byl co nejvíce simulován reálný stav při provozování vertikálních filtračních polí. Z tohoto důvodu před použitím samotné hlavní filtrační vrstvy byla provedena vrstva drenážní, která díky vyšší hydraulické vodivosti zajišťovala zrychlený odtok vody. Oproti podkladní drenáži byla naopak na hlavní filtrační vrstvu uložena vrstva pohledová, jejímž účelem bylo co nejrychleji převést dávkovanou odpadní vodu hlouběji do filtračního prostředí. Všechna tělesa byla konstruována jednotně se stejnou mocností vrstev. Jedinou výjimku představovala kolona vyplněná MRA 32-63, u které byla vypuštěna drenážní vrstva s ohledem na zrnitost

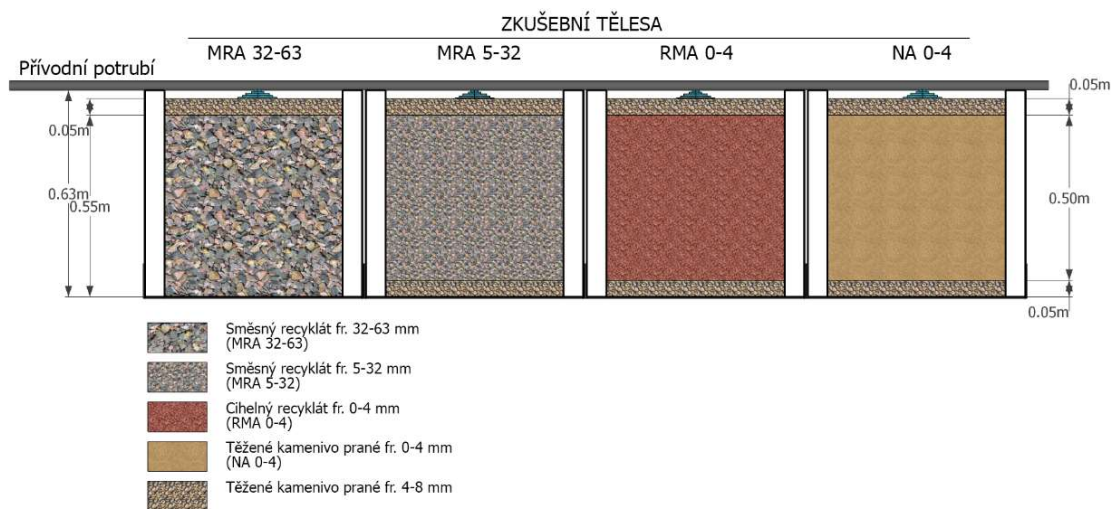
materiálu hlavního. První těleso (označováno MRA 32-63) bylo tedy složeno ze souvrství pohledové vrstvy z praného těženeho kameniva o frakci 4-8 mm a hlavní filtrační vrstvy ze směsného recyklátu frakce 32-63 mm. Mocnost pohledové vrstvy činila u všech kolon vždy 50 mm, přičemž hlavní filtrační vrstva byla provedena v tloušťce 500 či 550 mm v závislosti na přítomnosti vrstvy drenážní, jejíž tloušťka byla rovněž 50 mm. Zbýlá tělesa již byla zhotovena s běžným složením vrstev, a to z pohledové, hlavní filtrační a drenážní vrstvy. Pro druhou kolonu bylo jako drenážní a pohledový materiál opět využito těžené přírodní kamenivo s frakcí 4-8 mm. Nicméně hlavní vrstva v tloušťce 500 mm byla tvořena směsným recyklátem fr. 5-32 mm (MRA 5-32). Třetí a poslední testovaná kolona byla konstrukčně provedena v totožném souvrství jako kolona 2. (50 mm pohledový materiál, 500 mm hlavní filtrační vrstva a 50 mm drenáž) s výjimkou hlavního filtračního materiálu, pro který bylo použito cihelné recyklované kamenivo fr. 0-4 mm (označení tělesa RMA 0-4).

Kromě předchozích tří těles se stavebními recykláty coby hlavním filtračním materiálem bylo vytvořeno i těleso čtvrté, které bylo považováno za referenční. Zde bylo zachováno typické a již několikrát zmiňované souvrství pohledové, hlavní filtrační a drenážní vrstvy, přičemž jako hlavní filtrační materiál bylo použito normou definované těžené prané kamenivo frakce 0-4 mm (NA 0-4). Souvrství všech čtyř kolon je pro přehlednost znázorněno v tabulce 11 a na obr. 42., kde je těleso označeno vždy dle materiálu jeho hlavní filtrační vrstvy.

Tabulka 11 Souvrství materiálů pro všechna zkušební tělesa

Souvrství zkušebních těles				Tloušťka vrstvy [mm]
MRA 32-63	MRA 5-32	RMA 0-4	NA 0-4	
Těžené kamenivo fr. 4-8 mm	Těžené kamenivo fr. 4-8 mm	Těžené kamenivo fr. 4-8 mm	Těžené kamenivo fr. 4-8 mm	50
MRA fr. 32-63 mm ¹	MRA fr. 5-32 mm	RMA fr. 0-4 mm	Těžené kamenivo fr. 0-4 mm	500
	Těžené kamenivo fr. 4-8 mm	Těžené kamenivo fr. 4-8 mm	Těžené kamenivo fr. 4-8 mm	50

¹ Hlavní filtrační vrstva v tloušťce 550 mm



Obr. 42 Souvrství zkušebních těles včetně jejich konstrukčního provedení

Odpadní voda byla přiváděna na povrch každého tělesa pomocí polyetylenového potrubí o vnějším průměru 25 mm s tloušťkou stěny 3,5 mm. Dostatečný průtok byl zajištěn kalovým čerpadlem napojeným na časovač, čímž bylo dosaženo požadovaného hydraulického zatížení odpadní vodou. Čerpadlo bylo umístěno v jedné z rozvodných šachet ČOV v Dražovicích, která je v rámci technologické linky umístěna za objekty mechanického předčištění (složeného z hrubých česlí, lapáku písku a usazovací nádrže) a dvojicí horizontálních filtrů. Za horizontálními filtry je v případě Dražovické čistírny řazen již filtr vertikální. Kvalita přitékající odpadní vody tedy odpovídá skutečnému provozu, kdy testované kolony s recyklovanými materiály nahrazují právě stupeň vertikálního filtru. Z tohoto důvodu a zároveň díky známým vyšším účinnostem vertikálních filtračních polí spojených s aerobními procesy byly i testované kolony provozovány jako vertikálně protékané (směr průtoku shora dolů). Probíhající plnění spuštěných kolon je zachyceno na obr. 43



Obr. 43 Zahájený provoz zkušebních těles, vlevo odběr vzorků, vpravo detail přívodního potrubí

5.1.3 Provoz zkušebních kolon

Hydraulika systému

Jak je již naznačeno v předchozí kapitole, zkušební tělesa byla provozována jako vertikálně protékaná. Odpadní voda byla dotována na povrch filtru pomocí přívodního potrubí, v jehož spodní části byly vyvrtány 4 otvory o průměru 5 mm (konec potrubí opatřen děrovanou zátkou). Umístění otvorů bylo voleno v závislosti na proudění odpadní vody filtračním materiálem, tedy vždy ve středu každého tělesa. Při prvním návrhu bylo uvažováno s průtokem každým otvorem potrubí 0,06 l/s, který vycházel ze skutečného měření pouze jediného otvoru. Díky tomuto měření bylo vypočteno hydraulické zatížení plochy zkušební kolony dle vzorce 5.1. Z důvodu maximálního přiblížení reálným podmínkám pulzně skrápěných vertikálních filtrů bylo zvoleno plnění kolon v několika denních dávkách. Dílčích denních dávek bylo docíleno začleněním časovače, který spouštěl kalové čerpadlo po konstantních intervalech 4 hodin na dobu 2 minut. Denní zatížení každého tělesa bylo tedy rozděleno do 6 dvouminutových dávek.

$$HLR_0 = \frac{Q_{ov} \cdot t \cdot n}{1000 \cdot A_k} \quad (5.1)$$

kde: HLR_0 hydraulické zatížení plochy jedné kolony [$\text{m}^3/\text{m}^2/\text{den}$],
 Q_{ov} průtok jedním otvorem na základě původního měření – 0,06 l/s,
 t doba trvání jedné dávky – 120 s,
 n počet dávek za den – 6,

A_k plocha jedné kolony – 0,292 m².

Po dosažení: $HLR_0 = \frac{0,06 \cdot 120 \cdot 6}{1000 \cdot 0,292} = 0,144 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{den}$

Vypočtené původní hydraulické zatížení HLR_0 odpovídá požadavkům (ČSN 75 6402, 2017), kde je jako maximální hodnota hydraulického zatížení plochy filtru uváděno 0,150 m³/m²/den. Nicméně v rámci provozu všech kolon byla provedena dvě dodatečná měření, která poskytla reálnější údaje o průtocích a i výsledném hydraulickém zatížení zkušebních těles. Měření se skládala ze zachycení celkového objemu přivedeného v jedné dávce, který byl následně přepočten na hodnotu průtoku a hydraulického zatížení. Veškeré stanovené hodnoty jsou shrnuty v tabulce 12, kde pro určení jednotlivých veličin byly aplikovány níže uvedené vzorce.

Tabulka 12 Provozní parametry jednotlivých těles

Těleso	n	m ₁ [kg]	t _n [min]	m ₂ [kg]	V _n [l]	Q _{otv.} [l/s]	V _j [l]	V _c [l]	HLR [mm/den]
Měření ze 4. 9. 2019									
MRA 32-63		4.15	0.5	3.80	3.80	0.13	15.2	91.2	313
MRA 5-32		4.55	0.5	4.20	4.20	0.14	16.8	100.8	346
RMA 0-4		4.70	0.5	4.35	4.35	0.15	17.4	104.4	358
NA 0-4		4.65	0.5	4.30	4.30	0.14	17.2	103.2	354
Měření ze 7. 11. 2019									
MRA 32-63	1	3.30	0.5	2.95	2.95	0.10	11.8	70.8	243
	2	3.35	0.5	3.00	3.00	0.10	12.0	72.0	247
	3	3.55	0.5	3.20	3.20	0.11	12.8	76.8	263
	4	3.45	0.5	3.10	3.10	0.10	12.4	74.4	255
	prům.					0.10			252 ± 9.2
MRA 5-32	1	3.80	0.5	3.45	3.45	0.12	13.8	82.8	284
	2	3.65	0.5	3.30	3.30	0.11	13.2	79.2	272
	3	2.60	0.5	2.25	2.25	0.08	9.0	54.0	185
	4	3.65	0.5	3.30	3.30	0.11	13.2	79.2	272
	prům.					0.10			253 ± 45.6
RMA 0-4	1	3.70	0.5	3.35	3.35	0.11	13.4	80.4	276
	2	2.75	0.5	2.40	2.40	0.08	9.6	57.6	198
	3	4.30	0.5	3.95	3.95	0.13	15.8	94.8	325
	4	4.20	0.5	3.85	3.85	0.13	15.4	92.4	317
	prům.					0.11			279 ± 58.3
NA 0-4	1	2.80	0.5	2.45	2.45	0.08	9.8	58.8	202
	2	4.05	0.5	3.70	3.70	0.12	14.8	88.8	305
	3	3.95	0.5	3.60	3.60	0.12	14.4	86.4	296
	4	4.00	0.5	3.65	3.65	0.12	14.6	87.6	300
	prům.					0.11			276 ± 49.5

n – označení počtu měření, nikoliv denních dávek

m_2 – hmotnost zachyceného objemu vody ($m_1 - m_r$)

V_j – objem vody v jedné dávce

V_c – objem vody napuštěný za jeden den (6 dávek)

Pro účely měření bylo využíváno referenční nádoby o hmotnosti 0,35 kg, která byla plněna vždy po dobu 0,5 minuty. Výsledná váha zachycené vody v nádobě byla odečítána na digitálním siloměru a převáděna na litry (vzorec 5.2).

$$V_n = \frac{(m_1 - m_r) \cdot \rho}{1000} \quad (5.2)$$

kde V_n naměřený objem vody z 1 otvoru za dobu 30 s [m^3],
 m_1 hmotnost měrné nádoby se zachycenou odpadní vodou [kg],
 m_r hmotnost měrné nádoby [kg],
 ρ objemová hmotnost vody – 1 000 kg/m^3 .

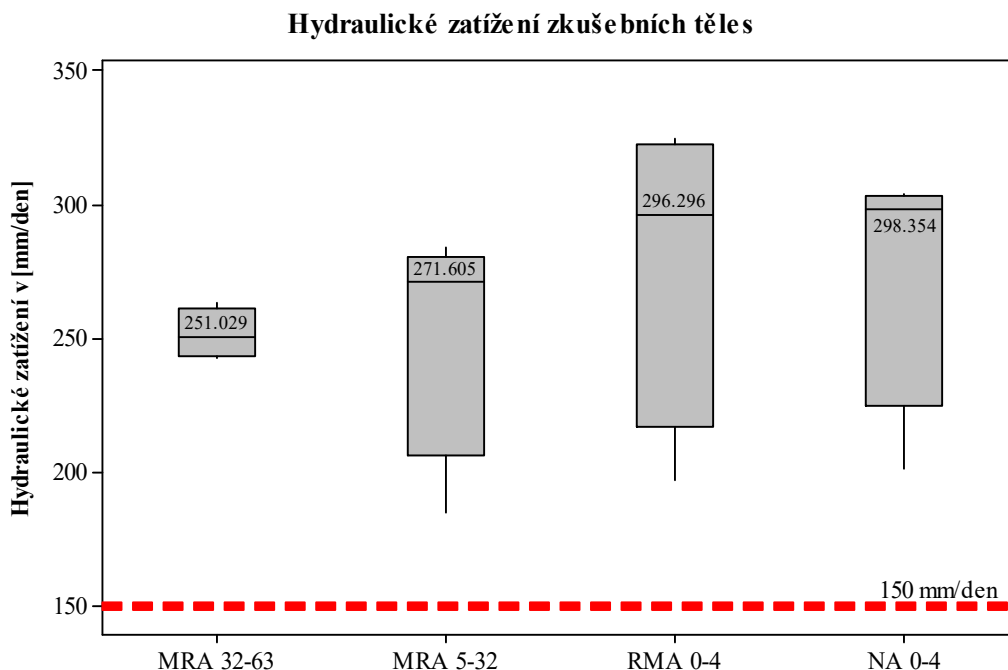
Zachycený objem vody v jednom měření byl vždy převeden na průtok dle vzorce 5.3.

$$Q_{otv.} = \frac{V_n}{t_n} \quad (5.3)$$

kde $Q_{otv.}$ průtok jedním otvorem [l/s],
 V_n naměřený objem vody z 1 otvoru za dobu 30 s [m^3],
 t_n doba měření – 30 s.

Z takto stanovených hodnot průtoku bylo dle vzorce 5.1 určeno hydraulické zatížení (HLR), které je uváděno v tabulce 12.

Z tabulky 12 je patrný rozdíl mezi uvažovaným zatížením zkušebních těles v době spuštění a jejich samotným provozem. Doporučené hydraulické zatížení 150 mm/den je v obou případech překročeno, u měření ze 4. 9. 2019 dokonce o více než dvojnásobek. Vysoké hodnoty průtoků a následně i hydraulického zatížení vycházely ze specifického provedení přívodního potrubí, ve kterém byly vytvořeny čtyři otvory (přívod vody na povrch tělesa) a konec potrubí byl zároveň opatřen děrovanou zátkou. Koncová zátka, a především velikost samotných otvorů tedy výrazně ovlivňuje množství napuštěné vody každým dílčím otvorem. Významné překročení průtoků v zářijovém měření bylo způsobeno ucpáním několika děr právě v koncové zátce přívodního potrubí, což mělo vliv na výsledné účinnosti zkušebních těles. Lze předpokládat, že zanášení jednotlivých otvorů zátky probíhalo postupně nikoliv nárazově, čímž docházelo k pozvolnému zvyšování hydraulického zatížení spolu s koncentrací znečištění v odebíraných vzorcích na odtoku (kap. 5.3). Od proběhlého prvního měření (4. 9.) a zjištění problému ucpávání koncových otvorů byla již zátka vždy před odběrem vzorků čištěna. Průtoky a hydraulické zatížení s „čistou“ zátkou zachycují údaje ze 7. 11. 2019, kdy byla na každém tělese (otvoru potrubí) provedena 4 měření. Nicméně z doplňkových měření je i tak patrné překročení zmiňovaného zatížení 150 mm/den, a to u průměrných hodnot v rozsahu od 102 do 126 mm/den. Všechny kolony byly tedy po celou dobu testování provozovány s vyšším hydraulickým zatížením, než stanovuje (ČSN 75 6402, 2017) jako doporučené, což je patrné z obr. 44, kde uváděné hodnoty nepředstavují aritmetický průměr ale medián.



Obr. 44 Grafické znázornění hydraulického zatížení jednotlivých těles

Vzhledem k vysokému hydraulickému zatížení, a naopak nízké hydraulické vodivosti některých použitých materiálů (prané těžené kamenivo fr. 0-4 mm) bylo přistoupeno ke konstrukční úpravě, která měla za cíl minimalizovat projevy vysokého zatížení na omezených rozměrech zkušebního tělesa. V případě hydraulického přetížení kolony u materiálu s nízkým koeficientem hydraulické vodivosti docházelo k nepříznivé situaci, kdy přiváděná odpadní voda neprotékala přes souvrství filtračního materiálu (konkrétně jemnou frakci hlavní filtrační vrstvy), ale hromadila se u obvodových stěn kolony. Akumulovaná voda v okrajových částech následně vytvářela zkratové proudy, u kterých byl průtok veden pouze po stěně zkušebního tělesa, a tudíž odpadní voda nepřicházela do kontaktu s biofilmem přisedlým na filtračním materiálu a nevykazovala ani dostatečnou dobu zdržení. Pro odstranění popisovaného problému byl upraven odtok z tělesa NA 0-4. Ve spodní drenážní vrstvě materiálu byla umístěna nádoba zachytávající odpadní vodu, která přestoupila pouze přes filtrační materiál, zatímco zbytek vody byl odváděn nadále zkratovými proudy. Sběrná nádoba byla opět vyplněna drenážním materiálem původní vrstvy a opatřena odtokovým potrubím. Vyústění odtokového potrubí následně sloužilo jako nové místo pro odběr vzorků. Provedená úprava je zachycena na obr. 45.



Obr. 45 Dodatečná úprava odtoku z referenčního zkušebního tělesa NA 0-4

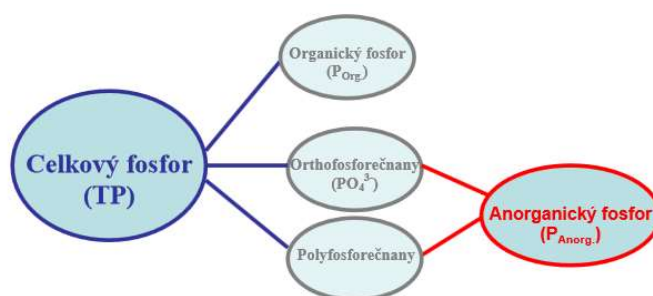
Zkušební tělesa byla provozována v režimu 6 dávek za den po 4 hodinách od 2. 7. 2019. V první fázi provozu (do 4. 9.) byly vzorky odebírány s týdenní frekvencí. Následně se odběr

vzorků uzpůsobil na čtrnáctidenní intervaly. Zkušební tělesa jsou v provozu do současnosti, nicméně s ohledem na vypracování této diplomové práce byly poslední vyhodnocené vzorky odebrány 7. 11., což odpovídá přibližně 4 měsícům nepřetržitého provozu. Jedinou úpravou v průběhu testování prošlo těleso NA 0-4, kde bylo 22. 8. instalováno odtokové potrubí spolu se sběrnou nádobou. Při úpravě byla zároveň nahrazena pohledová vrstva praného těženého kameniva fr. 4-8 mm totožným, ale novým (čistým) materiálem.

Odběr vzorků a způsob vyhodnocování

Po zatížení zkušebních těles odpadní vodou byly v pravidelných intervalech odebírány vzorky vody na odtoku, které byly následně vyhodnocovány v laboratoři Ústavu vodního hospodářství krajiny. Vzorkování bylo prováděno vždy z nejnižšího místa spádované hydroizolační vrstvy každého tělesa. Odběr vody probíhal ihned po jejím protečení filtračním materiálem, tzn. ve chvíli, kdy první část odpadní vody přestoupila přes souvrství filtračních materiálů. Doba prostupu odpadní vody byla závislá na zrnitosti (hydraulické vodivosti) použitého materiálu. Nejnižší dobu zdržení vykazovalo těleso s nejhrubším recyklátem MRA 32-63 a naopak nejvyšší doba zdržení byla zaznamenána u materiálu nejjemnějšího NA 0-4. Zkušební těleso NA 0-4 bylo navíc v průběhu provozu upraveno o odtokové potrubí, které následně sloužilo jako nové místo odběru vzorků. Vzorky odpadní vody byly odebírány do plastových vzorkovnic se šroubovým uzávěrem a uchovávány v chladu až do jejich vyhodnocení.

Vyhodnocení vzorků odpadní vody spočívalo ve stanovení koncentrací znečištění v předem vybraných ukazatelích – CHSK_{Cr} , N-NH_4^+ , PO_4^{3-} a N-NO_3^- . Ukazatele CHSK_{Cr} a N-NH_4^+ byly vybrány jako směrodatné a legislativou kontrolované parametry, které jsou sledovány pro velikostní kategorie obcí do 2 000 EO, pro něž jsou přírodní čistírny primárně navrhovány. Naopak ukazatel N-NO_3^- byl volen za účelem identifikace očekávaných nitrifikačních reakcí a pro ČOV do 2 000 EO sledován není. Anorganický fosfor je v odpadních vodách obsažen převážně ve formě orthofosforečnanů (PO_4^{3-}), z tohoto důvodu byla jejich koncentrace prezentována jako koncentrace celkového fosforu P_{celk} (Tábor, 2016). Nicméně pro přesnější stanovení zastoupení fosforu v přítékající odpadní vodě by bylo nutné provést určení všech jeho forem, tzn. organického fosforu, orthofosforečnanů i polyfosforečnanů (obr. 46).



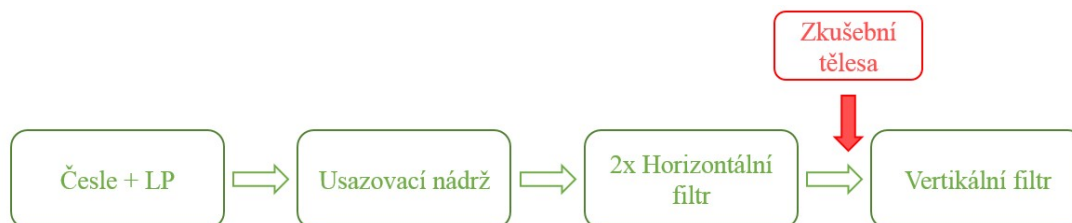
Obr. 46 Formy fosforu v přítékající odpadní vodě (Tábor, 2016)

Pro stanovení všech koncentrací znečištění byla využívána metoda spektrofotometrie, která je založena na stanovení koncentrace sledované látky ve vodném vzorku na základě jeho pohlcení světla o určitých vlnových délkách. Vzorek, který byl následně podroben fotometrickému měření, byl připravován pomocí kyvetových testů. Každá kyveta obsahuje v závislosti na jejím určení pro daný typ ukazatele předem připravené množství chemikálií, k němuž je dávkováno výrobcem předepsané množství testované odpadní vody. Po smíchání chemikálií se vzorkem odpadní vody a dodržení všech kroků stanovených dodavatelem testu bylo provedeno vyhodnocení pomocí

spektrometru HACH DR 3900. Získané koncentrace znečištění na odtoku z každého tělesa jsou zpracovány v kapitole 5.3.1.

Koncentrace znečištění na přítoku

Jak již bylo zmíněno v kapitole 5.1.2, zkušební tělesa byla umístěna na ČOV v obci Dražovice, na níž je odpadní voda přiváděna pomocí jednotné kanalizace. Způsob odkanalizování obce, kdy jsou splašky ředěny nejen balastními vodami vnikajícími do kanalizace převážně netěsnostmi, ale také vodami dešťovými, způsobuje relativně nízké koncentrace znečištění již na přítoku na samotnou ČOV. Nicméně zkušební tělesa byla zatěžována odpadní vodou, která již byla podrobena části čistících procesů probíhajících v rámci objektů mechanického stupně (česle, lapák písků, usazovací nádrž, horizontální filtr). Z tohoto důvodu byly přítokové koncentrace sníženy o účinnost uváděných objektů, jejichž hlavní funkce spočívá v separaci nerozpuštěných látek, které by mohly způsobit kolmataci jemného filtračního materiálu vertikálního filtru (navazujícího objektu). Umístění zkušebních těles na lince ČOV je znázorněno na obr. 47.



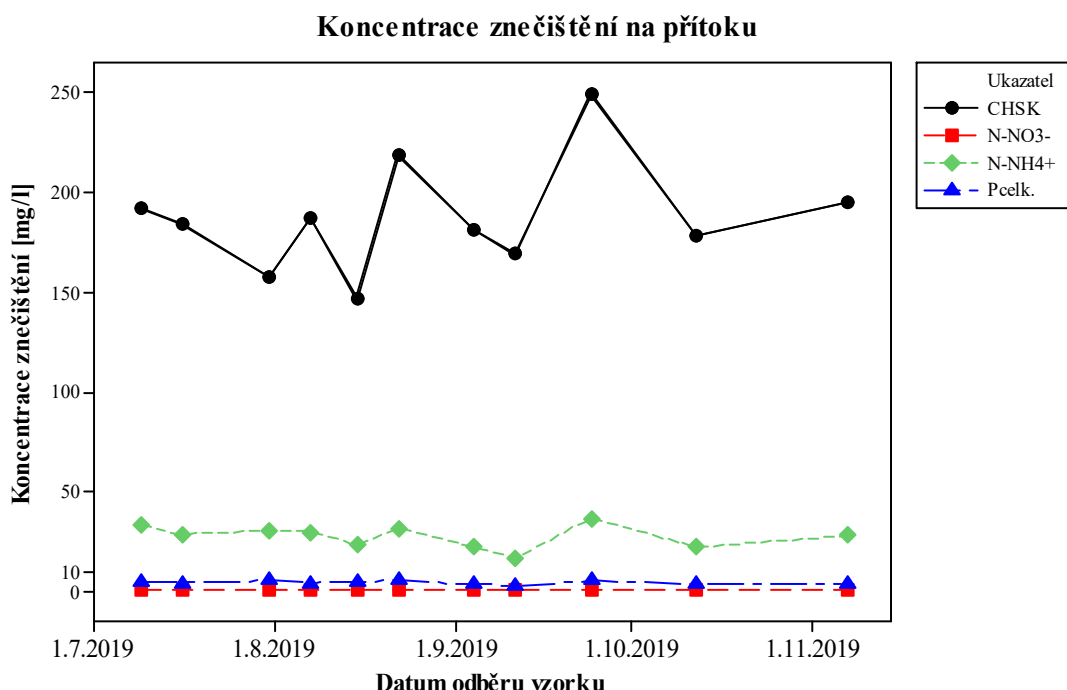
Obr. 47 Umístění zkušebních těles v rámci technologické linky ČOV Dražovice; LP – lapák písků

Koncentrace znečištění v přítékající odpadní vodě byla stanovována u 11 odebraných vzorků. Vyhodnocovány byly vždy ukazatele CHSK_{Cr} , N-NO_3^- , N-NH_4^+ a $\text{P}_{\text{celk.}}$, které byly následně použity i při posouzení celkové účinnosti zkušebních těles. Díky reálné produkci odpadní vody nebylo možné zajistit kontinuální látkové zatížení pro jednotlivé ukazatele znečištění, ale koncentrace v každém parametru byly závislé na aktuální kvalitě přítoku. Zároveň ani nebylo možné simulovat zatížení vyššími koncentracemi znečištění, než poskytovala přítékající odpadní voda. Zaznamenané hodnoty znečištění na přítoku v průběhu jednotlivých měření uvádí tab. 13.

Tabulka 13 Koncentrace znečištění v odpadní vodě na přítoku zkušebních těles

ID	Datum odběru vzorku	CHSK_{Cr}	N-NO_3^-	N-NH_4^+	$\text{P}_{\text{celk.}}$
		mg/l			
1	9. 7.	192	0.52	33.2	4.27
2	16. 7.	184	0.40	28.7	4.22
3	31. 7.	158	0.49	30.6	5.43
4	7. 8.	187	0.42	29.8	4.05
5	15. 8.	147	0.42	23.1	5.03
6	22. 8.	219	0.63	31.8	5.32
7	4. 9.	181	0.45	22.4	3.49
8	11. 9.	169	0.33	16.3	3.02
9	24. 9.	249	0.77	36.7	5.24
10	12. 10.	178	0.37	22.2	3.26
11	7. 11.	195	0.76	28.0	3.98
Průměr		187 ± 28	0.56 ± 0.15	27.5 ± 5.9	4.30 ± 0.85

V ukazateli $CHSK_{Cr}$ bylo za dobu provozu dosaženo nejvyššího zatížení 249 mg/l, ale zároveň nejnižší koncentrace dosahovala hodnot pouze 147 mg/l. Obdobné rozdíly byly zaznamenány i u všech ostatních ukazatelů, kdy $N-NO_3^-$ měl maximum a minimum 0,77 a 0,33 mg/l, což odpovídá charakteru komunálních odpadních vod, ve kterých největší podíl na obsahu celkového dusíku zaujímá dusík amoniakální. $N-NH_4^+$ dosahoval hodnot až 36,7 mg/l, ale naopak v minimálních koncentracích pouze 16,3 mg/l. Nízký obsah $N-NO_3^-$ a naopak vyšší koncentrace $N-NH_4^+$ je zapříčiněna anaerobním prostředím předřazených objektů, přičemž ani v usazovací nádrži či horizontálním filtru není poskytnut dostatek kyslíku pro průběh nitrifikačních reakcí. U koncentrací fosforu nelze předpokládat přílišné ovlivnění předřazenými objekty, a tudíž výkyvy v rámci jednotlivých měření jsou způsobeny převážně jeho rozdílnou produkcí. Grafické shrnutí kolísající kvality přitékající odpadní vody je pro každý ukazatel znečištění zpracováno na obr. 48.



Obr. 48 Grafické znázornění průběhu koncentrací znečištění v přitékající odpadní vodě

Uváděné koncentrace znečištění na přítoku jsou v další části práce (kap. 5.3.1) využity ke stanovení dílčích účinností zkušebních těles a nelze je opomíjet ani při hodnocení koncentrací sledovaných ukazatelů na odtoku.

5.2 VLASTNOSTI POUŽITÝCH MATERIÁLŮ

Ověření vhodnosti stavebních recyklovaných materiálů je v první řadě závislé na jejich očekávaných vlastnostech. Materiály by měly dosahovat kvalitativně srovnatelných vlastností jako běžně využívané a normou definované filtrační substráty. Zároveň je ale nutné přihlídnout k původu stavebního recyklátu, který s sebou přináší značné výhody v podobě ekonomické úspory, znovuvyužití odpadů a snížení čerpání neobnovitelných zdrojů. Všechny zmiňované benefity by ovšem neměly převážet nad vlastnostmi ovlivňujícími samotnou účinnost celého systému. Z tohoto důvodu je vhodné posoudit alespoň základní hodnotící parametry recyklovaných materiálů jako zrnitost či hydraulickou vodivost a porovnat je s parametry tradičních druhů kameniva.

5.2.1 Zrnitost

Stěžejním parametrem posouzení použitelnosti materiálu pro vytvoření filtračních vrstev přírodních čistíren je zrnitost. Zrnitost substrátu specifikuje jednak oblast použití (drenážní, hlavní filtrační či pohledové vrstvy), ale také charakteristické vlastnosti, které mohou vypovídat o výsledné očekávané účinnosti i provozní spolehlivosti celé technologie. Z tohoto důvodu byly provedeny sítové rozbory a jako jejich výstup zpracovány křivky zrnitosti pro materiály MRA 5-32 a RMA 0-4. Veškeré recykláty byly nejprve vysušeny při teplotě 110 ± 5 °C a následně prosévány přes soustavu několika sít rozdílých velikostí. Před sušením nebylo provedeno praní materiálu, čímž byla do měření vnesena určitá nejistota. Naopak byl ale díky vyřazení prací fáze stanoven i obsah jemných částic, které tvořily propad nejjemnějším sítem 0,063 mm. K prosetí bylo využito kalibrovaných vah a laboratorního prosévacího přístroje.

Výsledky síťových rozborů jsou porovnány s požadavky kladenými na filtrační materiály v (ČSN 75 6402, 2017) a zároveň kritérii stanovenými zahraniční literaturou (Brix, 2005). Materiály jsou hodnoceny především z pohledu vytvoření hlavní filtrační vrstvy vertikálních systémů, a to v závislosti na následném provozu zkušebních těles, která byla provozována právě jako vertikálně protékaná.

RMA 0-4

Rozbor nejjemnějšího cihelného recyklátu byl proveden na sítích s rozměry ok od 0,063 mm až po 8 mm. Původní udávaná frakce měla odpovídat zrnitosti 0-4 mm, přičemž byl očekáván vysoký podíl částic s rozměrem menším než 0,063 mm. Zkoušce bylo podrobena 4013,57 g vysušeného cihelného recyklátu. Zaznamenáno bylo vždy množství materiálu zachyceného na jednotlivých sítích, ze kterého byl následně vypočten procentuální propad dle vzorce 5.4.

$$P_i = P_{i-1} - \frac{R_i \cdot 100}{R} \quad (5.4)$$

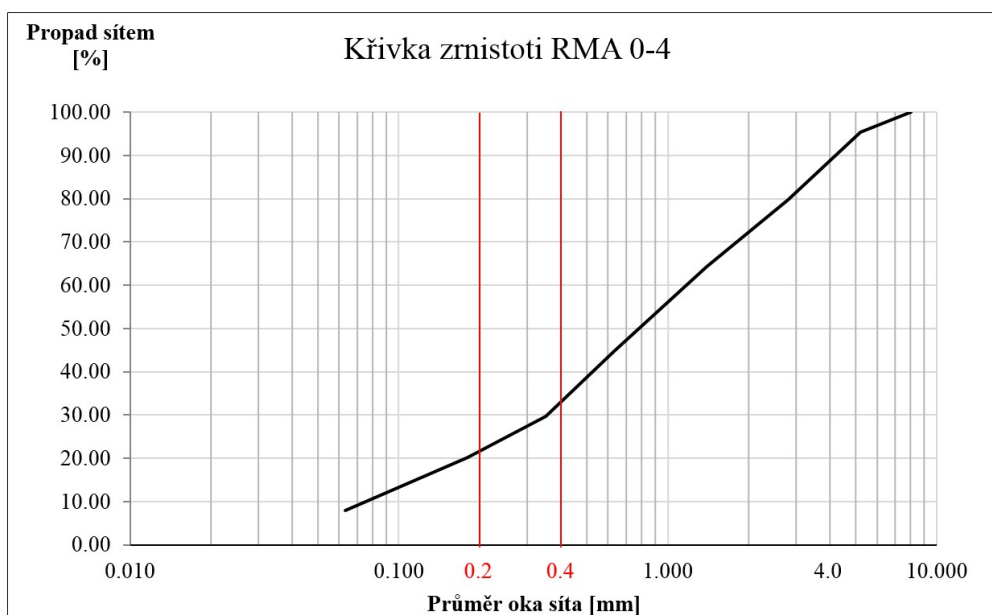
- kde P_i stanovený propad i-tého síta [%],
 P_{i-1} stanovený propad předchozího síta [%],
 R_i množství materiálu zachyceného na určovaném síti [g],
 R celkové množství prosévaného materiálu [g].

Jednotlivé propady získané aplikací vzorce 5.4 jsou znázorněny v tabulce 14.

Tabulka 14 Síťový rozbor RMA 0-4

Velikost síta [mm]	Na síti [g]	Na síti [%]	Propad sítem [%]
8.000	0.00	0.00	100.00
5.200	179.92	4.61	95.39
2.800	610.88	15.64	79.75
1.400	606.10	15.52	64.24
0.630	762.74	19.53	44.71
0.353	589.03	15.08	29.63
0.180	369.80	9.47	20.16
0.063	475.06	12.16	8.00
0	312.30	8.00	0.00
Suma	3905.83		

Již samotná hmotnost materiálu 3905,83 g, která byla získána součtem zachycených dílčích částí na jednotlivých sítích, poukazuje na vysoký podíl prachových částic, díky němuž došlo k značnému úbytku původního materiálu, ať už při vážení či při samotném prosévání (ulpění materiálu na povrchu síta). Rozdíl původní vysušené hmotnosti a získaného součtu prosetého vzorku činí 2,7 %. Povoleno rozdílu původní a proseté hmotnosti je ovšem stanoven na maximální hodnotu 1,0 %. Z tohoto důvodu nelze považovat provedený síťový rozbor za závazný, ale spíše pouze informativní, kdy je poskytnut hrubý přehled o zrnitostním složení recyklovaného materiálu. Pro získání přesnějších hodnot je nutné před samotným prosetím podrobit vzorek pracímu cyklu a pro stanovení obsahu prachových částic využít hustoměrné metody. Zpracované výsledky rozboru jsou zachyceny na obr. 49, kde je vykreslena křivka zrnitosti pro cihelný recyklát frakce 0-4 mm.



Obr. 49 Křivka zrnitosti RMA 0-4 s vyznačeným požadavkem umístění 10% propadu

Z křivky zrnitosti na obr. 49 je již patrné, že se požadovaný desetiprocentní propad nenachází v rozmezí velikosti zrn 0,2-0,4 mm, ale naopak leží až na síti o velikosti 0,07 mm. Z posunutí křivky zrnitosti je tedy zřejmý vysoký obsah částic menších než 0,2 mm, který vede k ovlivnění hydraulické vodivosti a propustnosti filtračního prostředí. Zároveň přísné zahraniční požadavky, ve kterých obsah částic menších než 0,125 mm nesmí přesáhnout 0,5 %, jsou překročeny několikanásobně. Obsah částic s rozměrem menším než 0,125 mm tvoří až 15 % propadu. Skutečnost vysokého obsahu takto jemných částic vede k prvotní kolmataci filtračního materiálu a k již zmiňovanému snížení hydraulické vodivosti.

Naopak testovaný materiál vyhovuje při posouzení koeficientu stejnozrnnosti, kdy poměr d_{60}/d_{10} nabývá hodnot 1,6, přičemž limitní požadavek zastupuje hodnota 3,5. Také další parametr specifikovaný 60% propadem cihelný recyklát splňuje. Hodnota 60% propadu se nachází v požadovaném rozmezí 1-4 mm. Nicméně i přes splnění předcházejících dvou kritérií není možné označit cihelný recyklát frakce 0-4 mm z pohledu zrnitostního složení za vyhovující, a to díky vysokému obsahu jemných částic. Nevhodná zrnitost materiálu by představovala ovlivnění celkové účinnosti (viz kap. 5.3.1), kdy je možné předpokládat téměř nulovou propustnost budoucího filtru. Pro zajištění požadované zrnitosti materiálu je nutná dodávka praných stavebních recyklátů, u nichž bude separována jejich prachová složka.

MRA 5-32

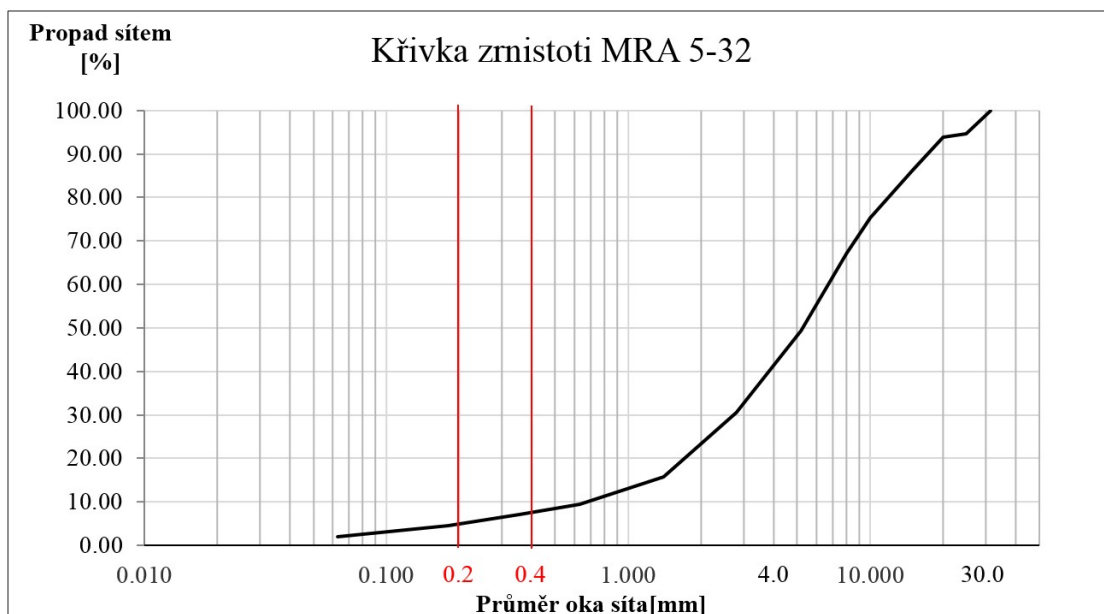
Obdobně jako v případě RMA 0-4 byl testován i druhý recyklovaný materiál, který je zastoupen směsným recyklátem se zrnitostí 5-32 mm. Pro síťový rozbor byla použita síta v rozmezí velikostí 0,063-31,5 mm. Jako zkušební vzorek bylo odváženo 4091,07 g materiálu, jehož zrnitostní složení je zachyceno v tab. 15. Pro výpočet jednotlivých propadů byl obdobně jako v předešlém případě využit vzorec 5.5.

Tabulka 15 Síťový rozbor MRA 5-32

Velikost síta [mm]	Na síť [g]	Na síť [%]	Propad sítem [%]
31.500	0.00	0.00	100.00
25.000	219.26	5.37	94.63
20.000	29.96	0.73	93.90
15.000	314.91	7.71	86.19
10.000	439.75	10.77	75.42
8.000	340.75	8.34	67.07
5.200	721.35	17.66	49.41
2.800	774.38	18.96	30.44
1.400	601.93	14.74	15.70
0.630	254.28	6.23	9.48
0.353	94.89	2.32	7.15
0.180	103.26	2.53	4.63
0.063	106.23	2.60	2.02
0	82.65	2.02	0.00
Suma	4083.60		

Rozdíl mezi výslednou hmotností prosetého směsného recyklátu a původním vysušeným vzorkem činil 7,47 g, což odpovídá procentuálnímu vyjádření 0,2 %. V tomto případě již byla naplněna podmínka maximální hmotnostní odchylky 1 %, jejíž splnění zapříčinila hrubší frakce materiálu v porovnání s téměř prachovým recyklátem RMA 0-4. Nicméně i zde je výsledek měření zatížen určitou nepřesností, a to v podobě množství testovaného materiálu, kdy pro zhodnocení zrnitostního složení pro materiál s maximálním zrnem 32 mm by měl být testován vzorek alespoň 10 kg. V našem případě bylo hodnoceno pouze 4091,07 g, a to z důvodu nedostupnosti materiálu v recyklačním centru v době odběru vzorků. Výsledná křivka zrnitosti zkonstruovaná z hodnot v tabulce 15 je zachycena na obr. 50.

Vyhodnocení křivky zrnitosti směsného recyklátu odpovídá vlastnostem hrubší frakce použitého materiálu. Pro hlavní filtrační vrstvy vertikálních filtrů jsou používány především frakce jemnozrnné v rozmezí 0-4 mm, čemuž odpovídají i používaná hodnotící kritéria. Z tohoto důvodu je zřejmé, že materiál s frakcí 5-32 mm nemůže stanovené limity splnit, což dokazuje i následující posouzení. Desetiprocentní propad se nachází v rozmezí velikosti zrn 0,6-0,8 mm, čímž není splněn požadavek pro jeho umístění v rozsahu 0,2-0,4 mm. Dodrženo není zároveň ani kritérium 0,5% obsahu částic menších než 0,125 mm, kdy zde se jejich obsah pohybuje přibližně okolo 5 %. Nicméně díky hrubšímu zrnitostnímu složení obsah prachových částic nutně nezpůsobuje závažnou kolmataci materiálu, což bylo potvrzeno i výsledky zkušebního provozu v kap. 5.3.



Obr. 50 Křivka zrnitosti MRA 5-32 s vyznačeným požadavkem umístění 10% propadu

U MRA 5-32 není naplněn ani požadavek na koeficient stejnozrnnosti, kdy poměr d_{60}/d_{10} nabývá hodnoty 10 a poukazuje na velké zrnitostní rozpětí. Zároveň šedesátiprocentní propad leží v intervalu 6,0-7,0 mm, což odpovídá hrubozrnnému složení frakce. Ač přes výše uváděná posouzení se jeví směsný recyklát frakce 5-32 mm jako naprosto nevhodný, tak v rámci zkušebního testování dosahoval vyšších účinností v porovnání s jemnozrnným cihelným recyklátem 0-4 mm. Vyšší účinnost byla zajištěna právě díky minimálnímu projevu prvotní kolmatace, kdy malý podíl prachových částic v materiálu MRA 5-32 nedokázal vyplnit velké mezery a póry mezi jednotlivými zrny, díky čemuž zůstalo filtrační prostředí pro odpadní vodu stále propustné.

MRA 32-63

Jak již bylo nastíněno u předešlého materiálu MRA 5-32, hrubozrnné materiály díky svému zrnitostnímu složení nepředstavují možnou náhradu stávajících jemnozrnných substrátů. Díky rychlému proudění odpadní vody filtračním prostředím je snížena doba kontaktu mezi přisedlým biofilmem a znečištěním obsaženým právě v protékající vodě. Nízká doba kontaktu vede zároveň k nízké účinnosti takového systému. Hrubozrnné materiály mají v technologii přírodních čistíren odpadních vod využití především při zvýšení rychlosti proudění, tedy při realizaci drenážních vrstev či drenážních oblastí. V závislosti na prokázané nevhodnosti předešlého materiálu s frakcí 5-32 mm nebyl u směsného recyklátu frakce 32-63 mm sítový rozbor proveden. I přesto je ale u něho očekáván nízký podíl prachových částic, který ale v případě drenážního materiálu nehraje při jeho posuzování zásadní roli. Mezery mezi jednotlivými zrny jsou tak velké, že nehrozí jejich případné zanesení vyplaveným prachem. Teoretická účinnost materiálu MRA 32-63 byla ověřena v proběhlém zkušebním provozu a je zdokumentována v kapitole 5.3.1.

Veškerá výše uváděná posouzení se vztahují pouze k odebrané části daného substrátu. Složení stavebního recyklátu je ale zdrojem mnoha nejistot, které způsobuje především velké množství rozdílných zdrojů materiálu. Není tedy možné závazně rozhodnout o složení recyklovaného materiálu na základě jednoho odebraného vzorku. Při výrobě by kvalita měla být kontrolována

průběžně, a to včetně provádění důsledných vstupních kontrol přijímaných materiálů do recyklačních středisek.

NA 0-4

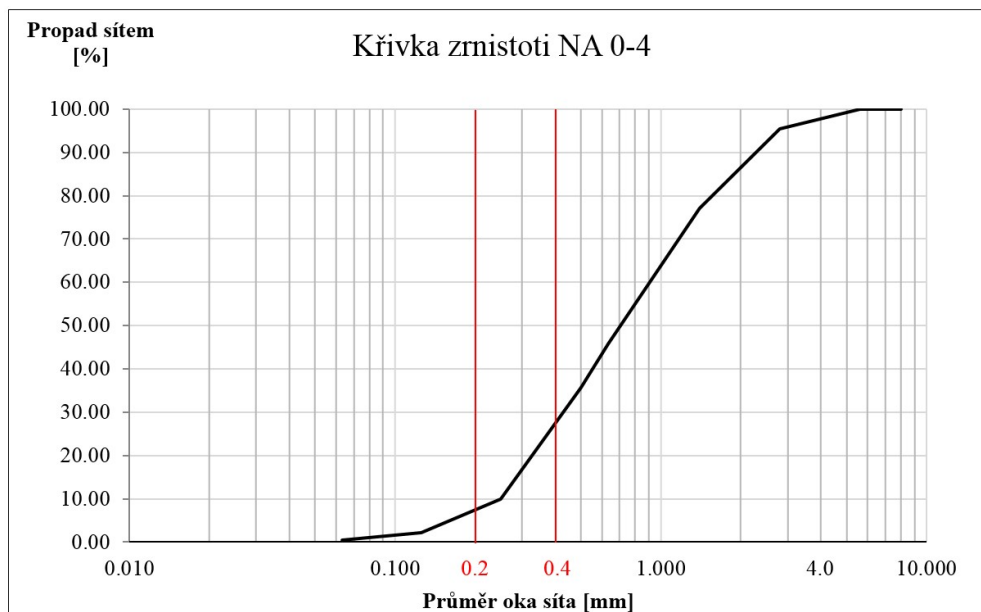
Pro porovnání závislosti vykazované účinnosti na zrnitostním složení materiálu byla zpracována křivka zrnitosti i pro přírodní kamenivo. Těžené kamenivo frakce 0-4 mm představuje normou doporučený materiál hlavních filtračních vrstev vertikálních filtrů. Z tohoto důvodu bylo očekáváno takové zrnitostní složení, které by odpovídalo všem normovým požadavkům. Hodnoceno bylo tedy těžené prané kamenivo frakce 0-4 mm, které pocházelo z pískovny v obci Bratčice. Kamenivo bylo po vysušení při teplotě 110 ± 5 °C podrobeno síťovému rozboru s obdobným postupem jako předešlé recykláty. Pro rozbor bylo využito sít s rozměry 0,063-8,0 mm, přičemž testovaný vzorek materiálu vážil 1018,80 g. Výsledné roztrídění jednotlivých frakcí v závislosti na velikosti použitých sít je zaneseno v tabulce 16.

Tabulka 16 Síťový rozbor NA 0-4

Velikost síta [mm]	Na síti [g]	Na síti [%]	Propad sítím [%]
8.000	0.00	0.00	100.00
5.600	0.36	0.04	99.96
2.800	45.40	4.46	95.50
1.400	187.08	18.38	77.12
0.630	319.46	31.39	45.73
0.500	102.61	10.08	35.64
0.250	261.39	25.69	9.96
0.125	79.29	7.79	2.16
0.063	17.33	1.70	0.46
0	4.70	0.46	1.70
Suma	1017.62		

Rozdíl hmotností materiálu před a po prosetí činil pouze 1,18 g, což odpovídalo odchylce mezi oběma vzorky 0,1 %. Síťový rozbor bylo tedy možné považovat za směrodatný (odchylka byla menší než povolené 1 %). Zároveň bylo testováno i dostatečné množství substrátu, kdy pro hodnocení materiálů o zrnitosti do 4 mm je stanovena minimální hmotnost vzorku na 200 g. Již z tabulky 16 je patrné většinové rozdělení zrn kameniva v rozmezí sít o velikostech 0,25-1,40 mm. I přesto byla pro přehledné zhodnocení vykreslena křivka zrnitosti na obr. 51.

Posouzení přírodního kameniva odpovídá předpokladům. Propad 10 % materiálu se nachází téměř přesně v polovině rozmezí velikosti zrn 0,2-0,4 mm. Z pohledu jemných částic menších než 0,125 mm, jejichž obsah by neměl překročit 0,5 %, materiál ale nevyhoví. Nicméně kritérium je překročeno pouze o několik procent a v porovnání s předchozími recykláty se přírodní kamenivo k přísnému limitu blíží nejvíce. Porovnání kritéria stejnozrnnosti určeného poměrem propadů d_{60}/d_{10} vymezuje hodnotu 3,5, která odpovídá maximálnímu limitu pro přípustné filtrační materiály. Posledním hodnotícím parametrem je 60% propad, který by měl být umístěn v rozmezí hodnot 1-4 mm. Nicméně ani v případě přírodního těženého kameniva není požadavek naplněn. 60% propad se nachází na hodnotě 0,9 mm. Z celkového posouzení jsou patrné vysoké požadavky na filtrační materiály, které i přírodní prané kamenivo splní s obtížemi. Z tohoto důvodu je nutné pečlivě hodnotit vybírané materiály a zvažovat větší množství dodavatelů, např. kamenivo hodnocené v kapitole 3.4.1 ze šterkopískovny Hulín vyhovělo ve všech sledovaných parametrech.



Obr. 51 Křivka zrnitosti NA 0-4 s vyznačeným požadavkem umístění 10% propadu

V předešlých odstavcích byla průběžně hodnocena vhodnost jednotlivých materiálů z pohledu zrnitosti. Nejvhodnějším materiálem bylo dle očekávání těžené prané kamenivo frakce 0-4 mm. Recyklované materiály se jeví spíše jako nevhodné. Největší problém u cihelného recyklátu představoval vysoký obsah prachových částic, kdežto u recyklátu směsného frakce 5-32 mm byly největší problémy spojeny s hrubou a zároveň širokou zrnitostí. Pro přehlednost jsou jednotlivá posuzovací kritéria s výsledky testovaných materiálů shrnuta v tabulce 17.

Tabulka 17 Vyhodnocení zrnitostních požadavků na hlavní filtrační materiály vertikálních filtrů

Materiál	d_{10} (0.2-0.4 mm)	d_{60} (1-4 mm)	Stejnozrnnost (< 3.5)	$d_{0.5}$ (< 0.125 mm)
RMA 0-4	0,07 mm	1,2 mm	1,6	15 %
MRA 5-32	0,70 mm	6,0 mm	10	5 %
MRA 32-63	Nehodnoceno			
NA 0-4	0,30 mm	0,9 mm	3,5	2 %

5.2.2 Hydraulická vodivost

Společně se zrnitostí představuje hydraulická vodivost filtračních materiálů zásadní návrhový parametr. Problémy plynoucí ze špatně zvoleného materiálu, který disponuje nevhodnou zrnitostí, a tudíž i hydraulickou vodivostí, jsou shrnuty v kapitole 3.4.1. Z pohledu návrhu je klíčové posouzení koeficientu hydraulické vodivosti, jehož hodnoty jsou voleny v závislosti na zamýšleném umístění materiálu v rámci filtračního pole. Pokud uvažujeme o vhodném materiálu pro hlavní filtrační vrstvy vertikálních filtrů, hodnota koeficientu hydraulické vodivosti by se měla pohybovat v rozmezí 10^{-3} – 10^{-4} m/s. Naopak v případě drenážních vrstev, charakterizovaných hrubší zrnitostí, by měl koeficient nabývat hodnot větších než 10^{-3} m/s. Abychom mohli provést kritické zhodnocení hydraulických vlastností vybraných recyklovaných materiálů, bylo nejprve nutné přistoupit k laboratornímu určení koeficientu hydraulické vodivosti označovaného K_s . Koeficient byl stanoven pro materiály RMA 0-4 a MRA 5-32. U materiálů

MRA 32-63 nebylo měření provedeno, a to z důvodu očekávané vysoké vodivosti, která byla pozorována již v průběhu provozu zkušebních kolon.

Z provozu vertikálních filtrů, které jsou plněny nárazově, vyplývá, že odpadní voda proudí nenasyceným prostředím. Nicméně i přes tuto skutečnost byl v obou případech měřen koeficient K_s pro prostředí nasycené, a to z důvodu možného porovnání s normovými či zahraničními požadavky.

RMA 0-4

Pro stanovení koeficientu K_s nejjemnějšího cihelného recyklátu bylo použito zařízení pro měření hydraulické vodivosti materiálů vytvořené na Ústavu vodního hospodářství krajiny. Jedná se o potrubí PVC KG s vnitřní světlostí 190,2 mm opatřené zátkou. Konec potrubí, respektive osazená zátka, je vybavena navazujícím flexibilním potrubím, které zprostředkovává možnost libovolného nastavení rozdílné výšky odtoku vůči výšce stálé hladiny v hladkém potrubí. Pro lepší přehlednost je konstrukce zařízení znázorněna na obr. 52.



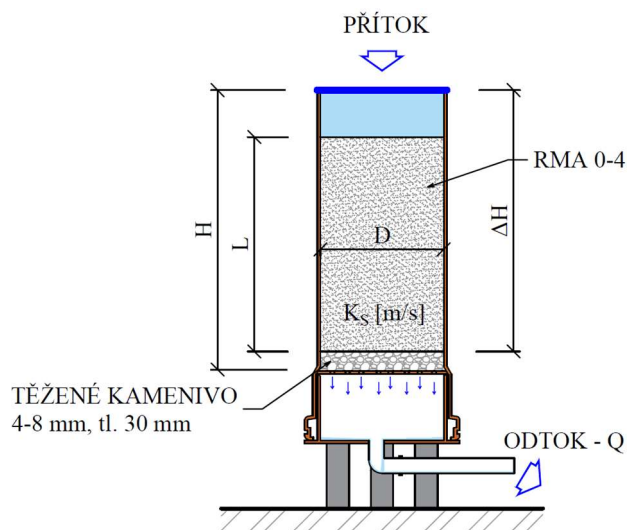
Obr. 52 Měření hydraulické vodivosti materiálu – testovací zařízení

Vnitřní prostor hladkého potrubí byl vyplněn recyklovaným materiálem. Z rozměrů potrubí, výškového rozdílu přítoku a odtoku, objemu převedené vody přes filtrační materiál za určitou časovou jednotku a mocnosti vrstev testovaného materiálu byl stanoven koeficient hydraulické vodivosti. Matematický zápis, který vychází z Darcyho rovnice a udává vztah zmiňovaných veličin, stanovuje následující vzorec 5.5.

$$K_s = \frac{V \cdot L}{A \cdot t \cdot \Delta H} \quad (5.5)$$

kde	K_s	koeficient hydraulické vodivosti [m/s],
	V	objem zachycené vody v rámci jednoho měření [m ³],
	L	mocnost hlavní filtrační vrstvy [m],
	A	plocha průřezu potrubí – 0,0284 m ² ,
	t	čas jednoho měření [s],
	ΔH	rozdíl hydraulických výšek (přítoku a odtoku) [m].

Pro stanovení hydraulické vodivosti RMA 0-4 bylo hladké potrubí vyplněno nejprve drenážním materiálem hrubší frakce – těženým kamenivem 4-8 mm v tloušťce 30 mm. Účelem drenážního materiálu bylo zamezit propadu jemnozrnné složky navazujícího cihelného recyklátu až k odtokovému potrubí. Zároveň díky hrubé frakci těženého kameniva a minimální tloušťce jeho vrstvy docházelo k zanedbatelnému ovlivnění celkové hydraulické vodivosti. Vrstva recyklátu byla vytvořena v tloušťce **L 275 mm** při celkové výšce hladkého potrubí **H 540 mm**. Rozdíl hydraulických výšek tedy v případě RMA 0-4 odpovídal vzdálenosti mezi hladinou v maximální výšce potrubí a horní úrovní drenážního materiálu. Rozdíl ΔH a provozní nastavení zařízení při testování materiálu RMA 0-4 jsou znázorněny na obr. 53.



Obr. 53 Nastavení testovacího zařízení pro RMA 0-4

Po vytvoření výše specifikovaného souvrství materiálů a zatížení zkušebního tělesa vodou bylo prováděno pravidelné měření průtoku filtračním médiem, respektive byl měřen objem vody zachycený za určitý časový úsek. Zachycená voda v rámci prvního měření je znázorněna na obr. 54, na kterém je rovněž patrný minimální obsah vyplavených částic materiálu v průběhu testování.



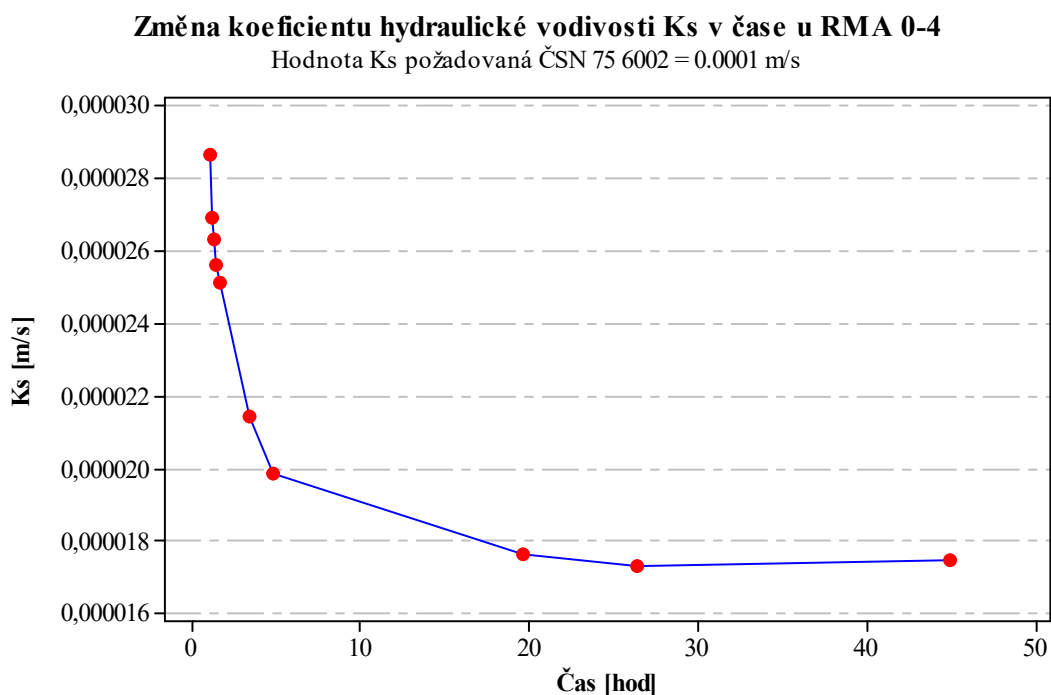
Obr. 54 Měření hydraulické vodivosti – zachycený objem vody po průtoku substrátem

Pro vyhodnocení jednotlivých měření byl následně využit vzorec 5.5, s jehož pomocí byl stanoven koeficient K_s po jednotlivých časových intervalech od doby spuštění. Výsledky dílčích měření a vývoj hydraulické vodivosti cihelného recyklátu s frakcí 0-4 mm mapovaný koeficientem K_s je zachycen v tabulce 18.

Tabulka 18 Výsledky provedených měření hydraulické vodivosti pro RMA 0-4

Čas od spuštění [hod]	V [l]	t [s]	K_s [10^{-5} m/s]	Prům. K_s [10^{-5} m/s]
1.00	0.761	504	2.86	
1.15	0.718	506	2.69	
1.30	0.749	540	2.63	
1.45	0.725	537	2.56	
1.60	0.718	543	2.51	
3.37	0.769	676	2.16	2.14 ± 0.02
3.55	0.711	628	2.15	
3.73	0.703	629	2.12	
4.83	0.731	687	2.02	1.98 ± 0.03
5.02	0.715	686	1.98	
5.21	0.696	675	1.96	
19.65	0.705	754	1.77	1.76 ± 0.02
19.86	0.672	724	1.76	
20.06	0.676	736	1.74	
26.40	0.713	785	1.72	1.73 ± 0.01
26.62	0.712	781	1.73	
26.84	0.723	791	1.74	
44.90	0.692	742	1.77	1.75 ± 0.02
45.11	0.708	768	1.75	
45.32	0.694	765	1.72	

Díky výsledkům uváděným v tabulce 18 bylo možné provést zhodnocení hydraulické vodivosti cihelného recyklátu v závislosti na normou požadované hodnotě součinitele K_s . Výsledky měření byly prováděny v rozmezí od 1 hodiny až po 45 hodin od spuštění. V časovém intervalu provozu se hodnoty koeficientu hydraulické vodivosti postupně vyvíjely, respektive byl pozorován jejich pokles. Z prvotní hodnoty $2,86 \cdot 10^{-5}$ m/s, získané hodinu po spuštění, se hodnoty K_s ustálily po 45 hodinách až na $1,75 \pm 0,02 \cdot 10^{-5}$ m/s. V porovnání s hodnotou požadovanou (ČSN 75 6402, 2017) 10^{-3} – 10^{-4} m/s je jasné patrné, že koeficient K_s požadavek nesplnil ani v rámci dílčích měření. Nízká hydraulická vodivost je přisuzována vysokému obsahu prachových částic, které běžně používaná praná kameniva neobsahují. Vysoký podíl prachu navíc způsobil následující zhoršení propustnosti filtračního prostředí. Jemné částice byly postupně smývány z horních vrstev materiálu a v průběhu testování vytvořily téměř nepropustnou část filtračního prostředí, čímž došlo k ovlivnění i celkového koeficientu hydraulické vodivosti. Pro zamezení prvotní kolmatace způsobené špatnou kvalitou vstupního materiálu je v (ČSN 75 6402, 2017) specifikován požadavek na použití výhradně praných substrátů, který recykláty prozatím nesplňují. Prvotní zanesení pórovitého prostředí filtračního materiálu a následný vývoj propustnosti je patrný na obr. 55.



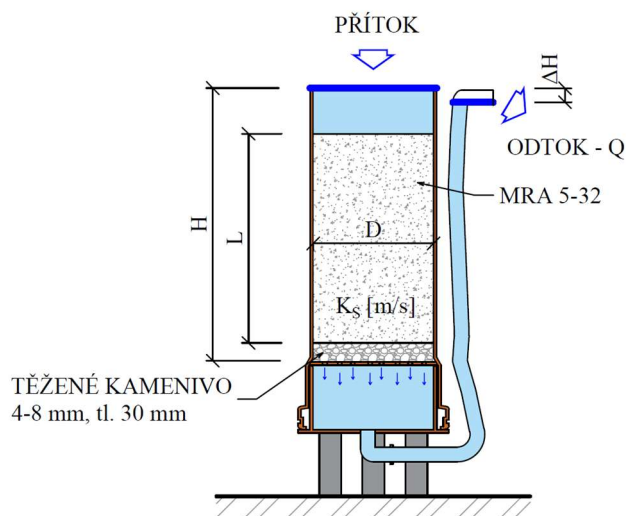
Obr. 55 Změna koeficientu hydraulické vodivosti K_s v čase u RMA 0-4

V grafu na obr. 55 je prvních 5 hodnot vyneseno jako jednotlivá měření (nikoliv průměrná), a to z důvodu v čase se rychle měnící počáteční vodivosti materiálu. Následné hodnoty jsou vždy průměrem tří měření prováděných v totožném čase, viz tab. 18. Z grafického znázornění vývoje hydraulické vodivosti je patrný její největší pokles v průběhu prvních 10 hodin po spuštění. V pozdějších fázích (10–45 hod) již dochází k ustálení hodnoty K_s . Nicméně i v případě prvotní hydraulické vodivosti před projevy kolmatace nacházíme hodnotu ($2,86 \cdot 10^{-5}$ m/s) o jeden řád nižší, než je minimální požadavek 10^{-4} m/s. Pro zachování spolehlivého provozu filtru s recyklovaným materiálem, který disponuje nízkou vodivostí, by bylo nutné výrazně snížit návrhové hydraulické zatížení. Pro návrh není možné využít doporučenou hodnotu 150 mm/den z důvodu možného vytvoření hladiny na povrchu filtru či vzniku zkratových proudů. Bohužel snížení projektovaného hydraulického zatížení s sebou přináší nezbytný nárůst plošných rozměrů filtru. Díky vzrůstající plošné náročnosti technologie se jako výhodné jeví věnovat pozornost úpravě charakteristik použitého stavebního recyklátu a předně zajistit separaci jemných částic nežli se přiklonit k úpravě hydraulického zatížení.

MRA 5-32

Obdobného zařízení s totožným měřicím postupem jako u RMA 0-4 bylo využito i pro stanovení hydraulické vodivosti směsného recyklátu frakce 5-32 mm. Filtrační souvrství bylo vytvořeno z drenážní vrstvy praného těžkého kameniva fr. 4-8 mm o tloušťce 30 mm, nad níž bylo následně navrstveno **330 mm (L)** směsného recyklátu. Z důvodu očekávané vyšší hydraulické vodivosti nebylo možné zkoušku realizovat s tak velkým rozdílem hydraulických výšek jako v případě cihelného recyklátu. Při vysoké rychlosti proudění by mohlo dojít k vyplavení jemnozrnné složky materiálu, čímž by byla vnesena do prováděného měření značná chyba. Zjednodušeně lze konstatovat, že vysoká rychlost proudění by představovala spíše stav, kterého je dosaženo při praní kameniva. Z tohoto důvodu byl rozdíl výšky hladiny nad recyklovaným materiálem v hladkém potrubí a úrovní odtoku ve flexibilním potrubí nastaven na

nejnižší možnou hodnotu **12 mm (ΔH)**. Schématické nastavení testovacího zařízení je zachyceno na obr. 56.



Obr. 56 Nastavení testovacího zařízení pro MRA 5-32

Jednotlivá měření průtoku byla prováděna v rozmezí 1-26 hod po spuštění. Stejně jako v předešlém případě byly měřeny veličiny zachyceného objemu za čas. K vyčíslení koeficientu K_s , uváděného v tabulce 19, byl opět využit vzorec 5.5.

Tabulka 19 Výsledky provedených měření hydraulické vodivosti pro MRA 5-32

Čas od spuštění [hod]	V [l]	t [s]	K_s [10^{-2} m/s]	Prům. K_s [10^{-2} m/s]
0.90	0.637	49	1.51	1.51 ± 0.01
0.91	0.637	49	1.51	
0.93	0.632	49	1.50	
3.37	0.643	54	1.38	1.37 ± 0.01
3.38	0.638	54	1.37	
3.40	0.655	56	1.36	
4.67	0.651	57	1.33	1.33 ± 0.01
4.68	0.656	57	1.34	
4.70	0.649	57	1.32	
18.67	0.668	67	1.16	1.15 ± 0.00
18.69	0.666	67	1.15	
18.70	0.655	66	1.15	
26.67	0.691	70	1.15	1.15 ± 0.01
26.69	0.695	70	1.15	
26.71	0.692	69	1.16	

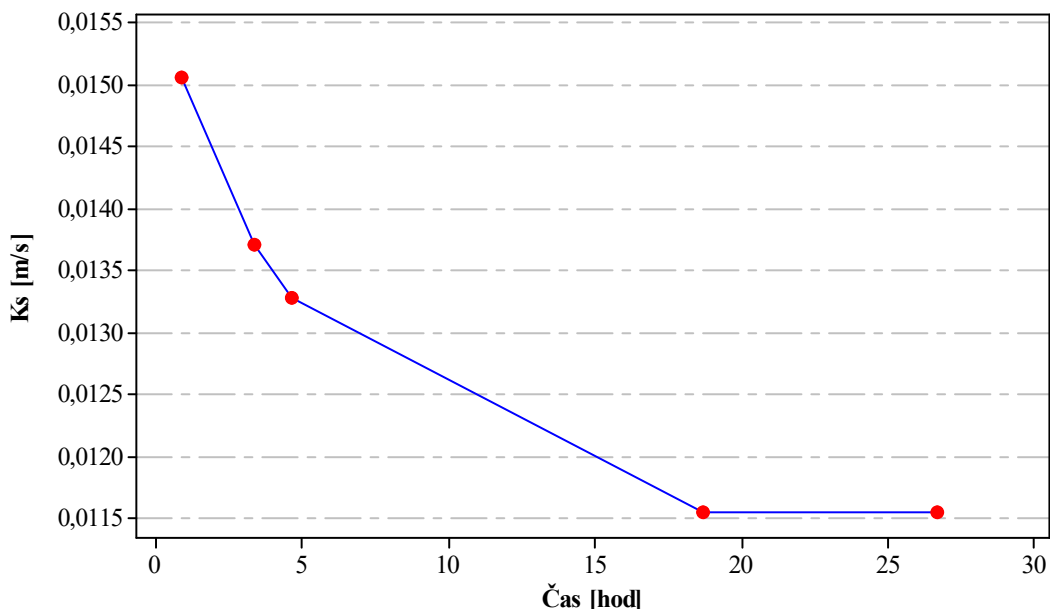
Z tabulky 19 jsou patrné výsledky měření, které zahrnují jak průměrné, tak i jednotlivé hodnoty koeficientu K_s v průběhu testování. Při porovnání zjištěných hodnot pohybujících se v rozmezí $1,51-1,15 \cdot 10^{-2}$ m/s s normovým požadavkem pro hlavní filtrační materiály ($10^{-3}-10^{-4}$ m/s) můžeme potvrdit očekávanou nevhodnou hydraulickou vodivost hrubé frakce smíšeného recyklátu. Hodnoty K_s jsou opět posunuty o jeden řád oproti požadavku. Nicméně v případě MRA 5-32 se jedná o vodivost přibližně desetkrát vyšší. Díky hrubé frakci materiálu je

vhodné zhodnotit i požadavek pro drenážní vrstvy filtračních materiálů, kdy by hodnota koeficientu měla být větší než 10^{-3} m/s. V případě kritéria pro drenážní materiály směsný recyklát již vyhoví. Hydraulická vodivost se pohybuje řádově v hodnotách 10^{-2} m/s, což odpovídá propustnosti běžně používaných materiálů drenážních vrstev - šterků. Frakce směsného recyklátu 5-32 mm tedy představuje svým složením materiál využitelný spíše pro konstrukci vrstev drenážních než filtračních, což se také promítlo v celkové účinnosti odstranění znečištění v rámci zkušebního provozu (viz kap. 5.3.1).

Materiál MRA 5-32 opět nebyl dodáván jako praný. Díky obsahu prachových částic tedy opět vykazoval známky prvotní kolmatace. Nicméně široká zrnitost materiálu a skutečnost, že ve vzorku nebyl obsažen velký podíl zrn o velikosti menší než 5 mm, zapříčinily rychlejší změnu hydraulické vodivosti. Změna propustnosti prostředí byla významnější než u materiálu RMA 0-4, což je ale dáno především rozdílným zrnitostním složením obou substrátů, kdy hrubší frakce obsahuje vyšší množství větších mezer i pórů, které mohou být zaneseny. Zároveň je změna popisována na hydraulické vodivosti o několik řádů vyšší než v případě písčitých materiálů. Podrobný vývoj koeficientu K_s v čase mapuje graf na obr. 57.

Změna koeficientu hydraulické vodivosti K_s v čase u MRA 5-32

Hodnota K_s požadovaná ČSN 75 6002 = 0.0001 m/s



Obr. 57 Změna koeficientu hydraulické vodivosti K_s v čase u MRA 5-32

Z obr. 57 je patrná změna hydraulické vodivosti v časovém úseku prvních 20 hodin od spuštění a její následné ustálení. Nicméně díky vysoké propustnosti materiálu lze označit směsný recyklát s frakcí 5-32 mm pro hlavní filtrační vrstvy vertikálních filtrů jako nevhodný. Zvýšená rychlost proudění odpadní vody médiem a z toho plynoucí i nízká doba kontaktu vody s biofilmem vytvořeným na povrchu zrn by vždy znamenala snížení očekávaných účinností. Vhodnější uplatnění by mohlo představovat využití recyklátu v rámci horizontálních filtrů, kde není stanoven přísný požadavek na hydraulickou vodivost a zpravidla jsou používány materiály hrubších frakcí. Zároveň pokud budeme uvažovat o aplikaci MRA 5-32 pro vertikální filtry, tak jako ideální se jeví možnost nahrazení konvenčních materiálů poslední drenážní vrstvy filtračního souvrství.

5.2.3 Kontaminace odpadní vody

Kontaminace odpadní vody zapříčiněná vyluhováním sloučenin obsažených v recyklovaných materiálech nepředstavuje základní návrhový parametr. Nicméně negativní ovlivnění vlastností protékající vody filtračním prostředím může zapříčinit nepoužitelnost alternativního filtračního materiálu. Z pohledu legislativy vztažené k vypouštění odpadních vod je nutné zhodnotit ovlivnění především sledovaných parametrů – CHSK_{Cr} , BSK_5 , P_{celk} , N_{celk} a N-NH_4^+ . Zhodnocení vyluhovatelnosti sloučenin, které by ovlivnily předchozí ukazatele, je vhodné provést na čerstvě odebraných recyklátech, které nebyly zatíženy odpadní či jinou vodou. Recyklované materiály by měly být zatíženy destilovanou vodou, která sama o sobě obsahuje minimální obsah sledovaného znečištění. Provozně by se mělo jednat o modelovou simulaci spuštěného vertikálního filtru, kdy bude voda napouštěna v intervalu několika denních dávek. Následné hodnocení vyluhovatelnosti je nutné vztáhnout k takovému časovému úseku, jehož délka bude vycházet z prováděných průběžných měření. Tudíž ovlivnění vlastností destilované vody filtračním materiálem bude monitorováno až do ustálení odtokových koncentrací. Díky časové náročnosti a nutnosti provozu nových testovacích kolon nebyl možný výluh recyklovaných materiálů ve zkušebním provozu sledován. Dostupné jsou pouze výsledky vzniklé při monitorování zkušebních kolon v kapitole 5.3.1, kde je patrné zvýšení odtokových koncentrací N-NO_3^- . Nicméně prokázání ovlivnění koncentrace N-NO_3^- použitím recyklovaných materiálů by vyžadovalo provést výše uváděné ověření. V případě uvažování využití recyklátů jako náplně horizontálních filtrů je ovšem nutné provést výluh dlouhodobý, který koresponduje s výrazně delší dobou zdržení vody než u filtru vertikálního.

Pro bezpečné a legislativou přípustné využití stavebních odpadů (recyklovaných surovin) je mimo hodnocení ukazatelů znečištění odpadních vod nutné provést posouzení vyluhovatelnosti z pohledu aplikace stavebního odpadu v podzemních prostorech. Limity pro stavební odpady ukládané do podzemních prostor či na povrch terénu lze při určitém zjednodušení hodnotit i v případě přírodních čistíren. Přeci jen stejně jako při umístění odpadu do podzemního tělesa, kde přes nové souvrství protéká dešťová voda, která může způsobit kontaminaci vody podzemní, tak i u filtru přírodní čistírny může dojít ke kontaminaci obdobné. Jediný rozdíl představuje skutečnost, že vyčištěná voda je ve většině případů vypouštěna do povrchových zdrojů, ze kterých podzemní vody ovlivňuje v menším měřítku. Recyklovaný materiál by tedy měl být hodnocen dle kritérií vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, podle které není možné použít do podzemních prostor takový materiál, jehož vodný výluh by překročil specifikované ukazatele pro výluhovou třídu I (specifikována přílohou č. 1 k vyhlášce č. 294/2005 Sb.) (Preslová, 2004). Při posuzování výluhových tříd jsou hodnoceny především ukazatele organického uhlíku, chloridů, fluoridů, těžkých kovů či rozpuštěných látek.

Při používání přírodních kameniv je zdravotní nezávadnost deklarována prohlášením o vlastnostech daného materiálu vydávaného dle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 305/2011. Vydané prohlášení specifikuje jednak základní charakteristiky jako tvar zrn, frakci či objemovou hmotnost, ale také obsah nežádoucích látek např. chloridů, síranů a přítomnost humusu či lehkých částic. Z pohledu nebezpečných látek jsou hodnoceny emise radioaktivity. U recyklovaných materiálů ovšem takovéto prohlášení o vlastnostech často dostupné není z pochopitelných důvodů. Při velké rozmanitosti zdroje samotné suroviny není možné provést jeden rozbor, kterým by byla pokryta většina materiálu. V žádném případě nelze přistoupit ke zkouškám vlastností obdobným přístupem jako u přírodních kameniv, kdy je prohlášení

o vlastnostech vydáno často na několik let dopředu. Jak již bylo v diplomové práci zmíněno, kontrola kvality recyklovaných materiálů představuje jeden z největších problémů jejich plnohodnotné využitelnosti. A proto na ni musí být upřena speciální pozornost, která zajistí oddělení nebezpečných látek již ve fázi demolice (viz kap. 4.2).

5.3 VÝSLEDKY PROBĚHLÉHO TESTOVÁNÍ

Z provozu zkušebních těles byla získána řada dat vypovídající jednak o celkových účinnostech, ale také množství odstraněného znečištění v jednotlivých ukazatelích. Každé těleso disponovalo odlišným typem recyklovaného materiálu, díky čemuž bylo možné vyhodnotit jeho vhodnost a identifikovat jeho uplatnění v technologii přírodního čištění odpadní vody. Následující kapitoly shrnují data ze čtyřměsíčního provozu, v jehož trvání bylo provedeno celkem 11 měření.

5.3.1 Zhodnocení provozu zkušebních kolon

Ačkoliv lze často o vhodnosti daného filtračního materiálu rozhodnout již dle jeho vlastností (kap. 5.2), tak nejrelevantnějším kritériem je ve výsledku vždy konečná účinnost systému při odstranění sledovaných ukazatelů znečištění. Vzhledem k oblasti uplatnění přírodních čistíren, která zahrnuje především malé producenty odpadních vod (do 2 000 EO), a následným požadavkům, které stanovuje nařízení vlády č. 401/2015 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, byla hodnocena účinnost pro ukazatele CHSK_{Cr} a N-NH_4^+ . Ukazatel obsahu nerozpuštěných látek nebyl sledován, a to z důvodu standardně vysokých účinností přírodních čistíren při jejich odstranění, které je závislé především na vhodně dimenzované části mechanického předčištění. Rovněž nebyl sledován ukazatel BSK_5 , jehož množství v odpadních vodách zpravidla odpovídá polovičnímu množství CHSK_{Cr} , přičemž BSK_5 zahrnuje snáze rozložitelné organické sloučeniny. Naopak sledovány byly parametry P_{celk} a N-NO_3^- , jejichž odstranění současná legislativa pro velikostní kategorii čistíren do 2 000 EO nevyžaduje, ale mohou vypovědět o probíhajících čistících procesech a poskytnout data pro případnou úpravu systému pro měnící se legislativní požadavky.

Chemická spotřeba kyslíku CHSK_{Cr}

Zpracování výsledků provedených měření v parametru CHSK_{Cr} zahrnuje jednak porovnání přítokových koncentrací s koncentracemi odtokovými, ale také zhodnocení celkových účinností. Zatížení každé kolony je specifikováno tabulkou 20, kde jsou zároveň uvedeny i koncentrace znečištění naměřené po jejím průtoku.

Jak je patrné z tab. 20, relativně uspokojivých odtokových koncentrací v parametru CHSK_{Cr} dosahují všechna zkušební tělesa, a tudíž i všechny zkoušené recykláty. Nicméně při porovnání odtokových koncentrací s referenčním tělesem NA 0-4 dosahuje blízkých hodnot pouze těleso MRA 5-32. Zkušební kolona MRA 5-32 přitom disponuje o poznání hrubší frakcí materiálu, která zajišťuje nižší dobu zdržení, a tedy i kontaktu protékající odpadní vody s biofilmem filtračního prostředí. Z tohoto pohledu by nejvyšší účinnost recyklovaných materiálů měla vykazovat kolona RMA 0-4. Nicméně nejjemnější frakce cihelného recyklátu obsahuje značné množství prachových částic, které utvoří těžko prostupnou vrstvu ve filtračním prostředí a zapříčiní vznik zkratových proudů. Zkratovými proudy je následně odpadní voda převedena po stěnách filtrační kolony. Díky tomuto jevu voda vykazuje nižší dobu zdržení než u MRA 5-32 a nepřichází do

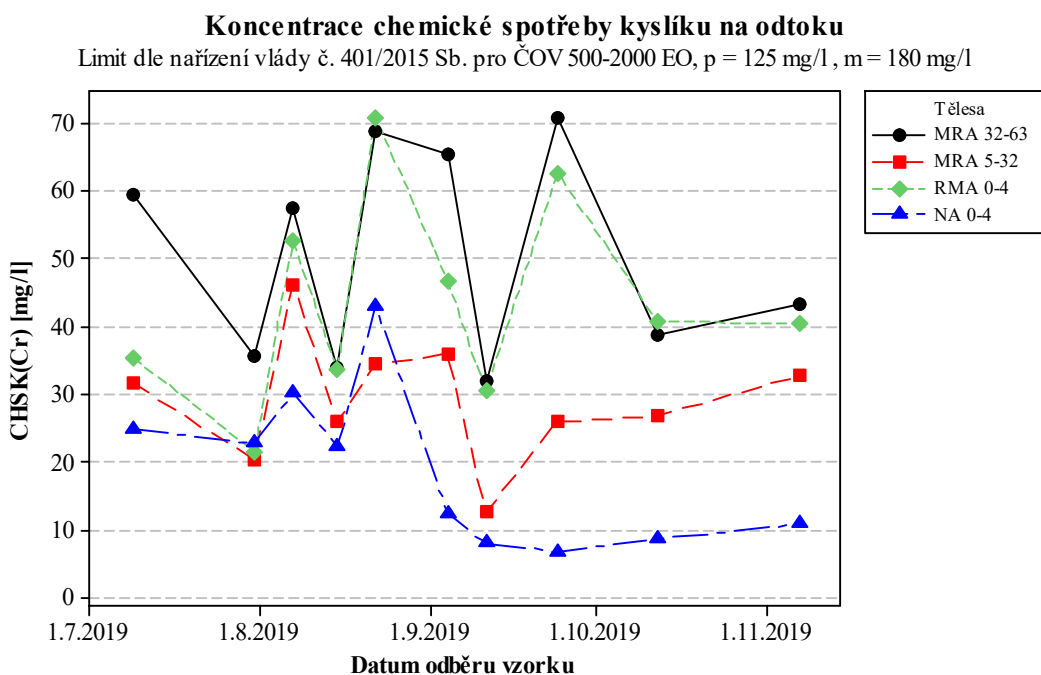
kontaktu s mikroorganismy hlavní filtrační vrstvy. V případě nejhrubší frakce směsného recyklátu MRA 32-63 je situace obdobná. Zde ovšem nevznikají zkratové proudy jako u tělesa RMA 0-4, ale naopak hrubá frakce způsobuje rychlé převedení dávkované odpadní vody filtračním prostředím a opětovné snížení doby kontaktu s biofilmem. Z tohoto důvodu vykazuje těleso s nejhrubší frakcí MRA 32-63 nejvyšší odtokové koncentrace.

Tabulka 20 Měřené koncentrace CHSK_{Cr} na přítoku a odtoku zkušebních těles

Datum odběru vzorku	Koncentrace CHSK_{Cr} [mg/l]				
	Přítok	MRA 32-63	MRA 5-32	RMA 0-4	NA 0-4
9. 7. 2019	192.0	59.3	31.6	35.4	24.7
16. 7. 2019	184.0	26.9 ¹	7.7 ¹	12.2 ¹	1.2 ¹
31. 7. 2019	158.0	35.5	20.3	21.4	22.7
7. 8. 2019	187.0	57.4	46.2	52.6	30.2
15. 8. 2019	147.0	33.9	25.9	33.6	22.2
22. 8. 2019	219.0	68.9	34.4	70.9	43.1
4. 9. 2019	181.0	65.3	35.9	46.7	12.3
11. 9. 2019	169.0	32.0	12.5	30.4	8.0
24. 9. 2019	249.0	70.8	25.9	62.6	6.7
12. 10. 2019	178.0	38.7	26.7	40.8	8.5
7. 11. 2019	195.0	43.4	32.7	40.3	10.8
Průměr	187.2 ± 28.0	48.4 ± 15.4	27.3 ± 9.2	40.6 ± 15.1	17.3 ± 11.8

¹ Hodnoty ovlivněny zkresleným referenčním vzorkem (nezahrnutý do průměru)

Na výsledných hodnotách koncentrace CHSK_{Cr} pro jednotlivá tělesa je také možné pozorovat požadovanou dobu zpracování celého systému, která představuje především čas pro nárůst biofilmu a mikroorganismů uvnitř filtračního prostředí. Z obrázku 58 je v rámci provozu patrná srovnatelná koncentrace na odtoku již po prvním týdnu od spuštění (kolony spuštěny 2. 7.).



Obr. 58 Průběh koncentrace CHSK_{Cr} na odtoku zkušebních těles

Z grafického znázornění průběhu odtokových koncentrací na obr. 58 je patrné, že ani v jednom případě nebyl překročen legislativně stanovený limit pro vypouštění odpadních vod do vod povrchových. Uváděný limit „p“ představuje přípustné koncentrace znečištění na odtoku, které mohou být za kalendářní rok překročeny v povolené míře, která je stanovena v závislosti na počtu odebraných vzorků. Naopak limity „m“ jsou nepřekročitelné, tzn., v žádném odebraném vzorku nemůže dojít k jejich překročení. Jak již bylo zmíněno, u testovaných materiálů bylo vyhověno stanoveným hodnotám ve všech případech. Nicméně nízké odtokové koncentrace $CHSK_{Cr}$ jsou závislé především na již nízkých koncentracích přítokových, které se sami o sobě blíží požadavkům „p“ a „m“ pro ČOV do 2 000 EO (tab. 20 a obr. 58). Stejně tak nejnížší odtoková koncentrace byla dosažena při nejnížší koncentraci přítokové. Z tohoto důvodu není možné porovnávat pouze výsledné hodnoty koncentrací, ale je nutné stanovit celkovou účinnost pro jednotlivá tělesa dle vzorce 5.6.

$$U = \frac{c_{in} - c_{out}}{c_{in}} \cdot 100 \quad (5.6)$$

kde: U účinnost čištění pro zvolený ukazatel znečištění [%],
 c_{in} přítoková koncentrace zvoleného ukazatele znečištění [mg/l],
 c_{out} odtoková koncentrace zvoleného ukazatele znečištění [mg/l].

Následující tabulka 21 aplikuje vzorec 5.6 na všechny naměřené hodnoty a uvádí stanovené účinnosti U_{CHSK} pro jednotlivá měření.

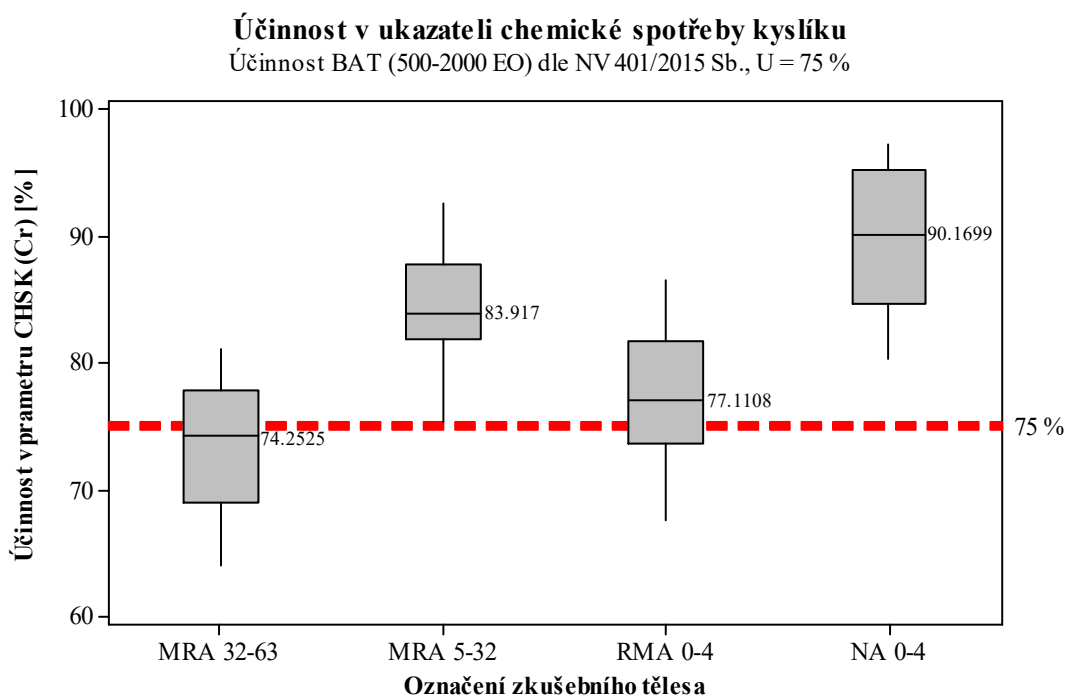
Tabulka 21 Účinnost zkušebních těles v ukazateli $CHSK_{Cr}$

Datum odběru vzorku	Účinnost U_{CHSK} [%]			
	MRA 32-63	MRA 5-32	RMA 0-4	NA 0-4
9. 7. 2019	69.1	83.5	81.6	87.1
16. 7. 2019	85.4 ¹	95.8 ¹	93.4 ¹	99.3 ¹
31. 7. 2019	77.5	87.2	86.5	85.6
7. 8. 2019	69.3	75.3	71.9	83.9
15. 8. 2019	76.9	82.4	77.1	84.9
22. 8. 2019	68.5	84.3	67.6	80.3
4. 9. 2019	63.9	80.2	74.2	93.2
11. 9. 2019	81.1	92.6	82.0	95.3
24. 9. 2019	71.6	89.6	74.9	97.3
12. 10. 2019	78.3	85.0	77.1	95.2
7. 11. 2019	77.7	83.2	79.3	94.5
Průměr	73.4 ± 5.6	84.3 ± 4.8	77.2 ± 5.5	89.7 ± 6.0

¹ Hodnoty ovlivněny zkresleným referenčním vzorkem (nezahrnutý do průměru)

Výsledné účinnosti již odrážejí rozdíly mezi jednotlivými zkušebními tělesy, kdy nejvyšších účinností dosahuje kolona NA 0-4. U tělesa s přírodním kamenivem je zároveň patrné významné zvýšení účinnosti po konstrukční úpravě 7. 8., kdy došlo k doplnění odtokového potrubí se sběrnou nádobou. Po zapracování přesahují hodnoty účinnosti 90 %. Druhou nejvyšší účinnost vykazuje těleso MRA 5-32, a to z výše popsanych důvodů (delší doba zdržení než u MRA 32-63 a oproti RMA 0-4 je odpadní voda převáděna přes celou filtrační vrstvu). Naopak srovnatelně nižší očekávanou účinnost vykazují tělesa MRA 32-63 a RMA 0-4. Pro zhodnocení výsledků, kterých jednotlivá tělesa dosahují, je vhodné provést porovnání s účinnostmi definovanými pro

tzv. „BAT“ technologie (nejlepší dostupná technologie). Vzájemné srovnání zkušebních kolon a požadavků nejlepších dostupných technologií je znázorněno na obr. 59, kde v jednotlivých boxech uváděné hodnoty nepředstavují aritmetický průměr ale medián (patrná odlišnost s tab. 21).



Obr. 59 Porovnání účinnosti zkušebních těles v ukazateli CHSK_{Cr} s platnou legislativou

Z obrázku 59 je již patrné, že minimální požadované účinnosti byly splněny pro všechna měření pouze u těles NA 0-4 a MRA 5-32. Naopak ostatní zkušební kolony požadovaných účinností nedosahovaly hned v několika případech. Zde je vhodné zmínit, že 75% účinnost uváděná pod označením „BAT“ v nařízení vlády č. 401/2015 Sb. je již současnou technologií čištění lehce překonatelná. Z tohoto důvodu lze výsledky u kolon MRA 32-63 a RMA 0-4 hodnotit jako značně nevyhovující.

Amoniakální dusík $N-NH_4^+$

Obdobně jako ukazatel CHSK_{Cr} je zpracován parametr $N-NH_4^+$. Hodnoceny jsou odtokové koncentrace, které jsou v tabulce 22 vztaženy ke koncentracím přítokovým. Amoniakální dusík představuje druhý ukazatel, který byl sledován při zkušebním provozu a zároveň je uváděn v nařízení vlády 401/2015 Sb. jako parametr závazný pro ČOV do 2 000 EO.

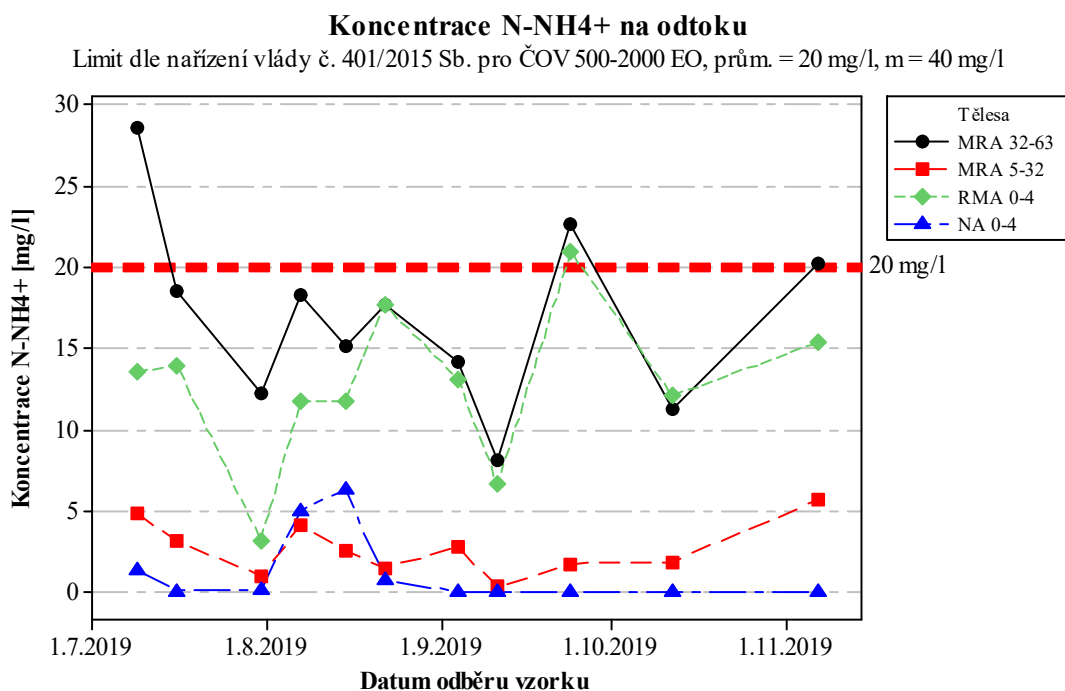
Odtokové koncentrace amoniakálního dusíku se pro jednotlivá zkušební tělesa značně liší. Nejnižších hodnot dosahovalo opětovně jako v ukazateli CHSK_{Cr} těleso s typickým souvrstvím přírodních čistíren. Odtokové koncentrace kolony NA 0-4 byly v mnoha případech blízké nule. Pouze měření ze 7. a 15. 8. představovala jejich výrazné zhoršení, což je přičítáno ucpání otvorů v koncové zátce přívodního potrubí, čímž došlo k nárůstu hydraulického zatížení a vzniku zkratových proudů u obvodových stěn. V návaznosti na zhoršené výsledky na odtoku bylo těleso NA 0-4 doplněno o odtokové potrubí, čímž došlo k vyloučení vlivu zkratových proudů. Proto další měření již vykazovala minimální koncentraci $N-NH_4^+$ na odtoku. Co se týče stavebních recyklátů, tak jednoznačně nejnižších odtokových parametrů bylo dosaženo v případě kolony

MRA 5-32. Odtokové koncentrace se pohybovaly v rozmezí 0,33-5,69 mg/l a byly zajištěny díky vytvoření nejsrovnatelnějších podmínek s prostředím přírodních materiálů. Naopak u zbylých dvou kolon s recyklovaným materiálem byla odtoková koncentrace obdobně jako u CHSK_{Cr} ovlivněna vysokou (MRA 32-63) či nízkou (RMA 0-4) hydraulickou vodivostí materiálu.

Tabulka 22 Měřené koncentrace N-NH_4^+ na přítoku a odtoku zkušebních těles

Datum odběru vzorku	Koncentrace N-NH_4^+ [mg/l]				
	Přítok	MRA 32-63	MRA 5-32	RMA 0-4	NA 0-4
9. 7. 2019	33.20	28.60	4.80	13.60	1.30
16. 7. 2019	28.70	18.60	3.19	14.00	0.04
31. 7. 2019	30.60	12.30	0.98	3.18	0.07
7. 8. 2019	29.80	18.30	4.11	11.70	5.00
15. 8. 2019	23.10	15.10	2.49	11.80	6.31
22. 8. 2019	31.80	17.70	1.48	17.70	0.75
4. 9. 2019	22.40	14.20	2.75	13.10	0.01
11. 9. 2019	16.30	8.17	0.33	6.63	0.00
24. 9. 2019	36.70	22.70	1.73	21.00	0.01
12. 10. 2019	22.20	11.30	1.84	12.10	0.02
7. 11. 2019	28.00	20.30	5.69	15.40	0.00
Průměr	27.53 ± 5.93	17.00 ± 5.72	2.67 ± 1.66	12.75 ± 4.83	1.23 ± 2.25

Odstranění N-NH_4^+ je zajištěno především procesy nitrifikace, tedy nízká odtoková koncentrace je zároveň závislá na vysoké dodávce kyslíku odpadní vodě. Dodání požadovaného množství kyslíku bylo v případě zkoušených kolon, stejně tak jako u vertikálně provozovaných filtrů, zajištěno dávkovým plněním viz kap. 5.1.3. Grafické zobrazení průběhu hodnot na odtoku zachycuje obr. 60.



Obr. 60 Průběh koncentrace N-NH_4^+ na odtoku zkušebních těles

Z obr. 60 je zároveň patrný limit pro koncentraci amoniakálního dusíku na odtoku u ČOV v kategorii 500-2 000 EO. V případě ukazatele N-NH_4^+ ovšem není uváděna hodnota „p“ jako u parametru CHSK_{Cr} , ale pouze hodnota průměrná. Průměrná koncentrace na odtoku v tomto případě představuje aritmetický průměr všech odebraných vzorků za jeden kalendářní rok, jehož výsledná hodnota nesmí překročit stanovený průměrný limit. Hodnota „m“ opět zastupuje maximální koncentraci na odtoku, která je ovšem v případě N-NH_4^+ závazná pouze v situaci, kdy je teplota přitékající odpadní vody vyšší než 12 °C. Požadovaných průměrných hodnot ve všech případech dosáhla tělesa NA 0-4 a MRA 5-32, jejichž výsledky ojediněle překračovaly hranici 5 mg/l. Naopak hranice průměrných hodnot byla překročena u těles MRA 32-63 a RMA 0-4. Ojedinělé překročení průměrné hranice ovšem ve výsledku neznamenal přesáhnutí legislativního limitu při zprůměrování všech měření (tab. 22). I přes značné rozdíly v odtokových koncentracích byly legislativní požadavky pro ČOV do 2 000 EO splněny u všech zkušebních těles. Nicméně stejně tak jako v případě CHSK_{Cr} je nutné brát v potaz kvalitu přitékající odpadní vody, kdy přítokové koncentrace v rámci jednotné kanalizace nedosahují zdaleka hodnot koncentrované odpadní vody v kanalizacích oddílných. Z tohoto důvodu je u jednotlivých těles nutné hodnotit převážně celkovou účinnost, která vypoví o možném dosažení požadovaných odtokových koncentrací při změně charakteristik přitékající odpadní vody.

Účinnost odstranění amoniakálního dusíku byla pro každé těleso stanovena ze vzorce 5.6 a shrnuta v následující tabulce 23.

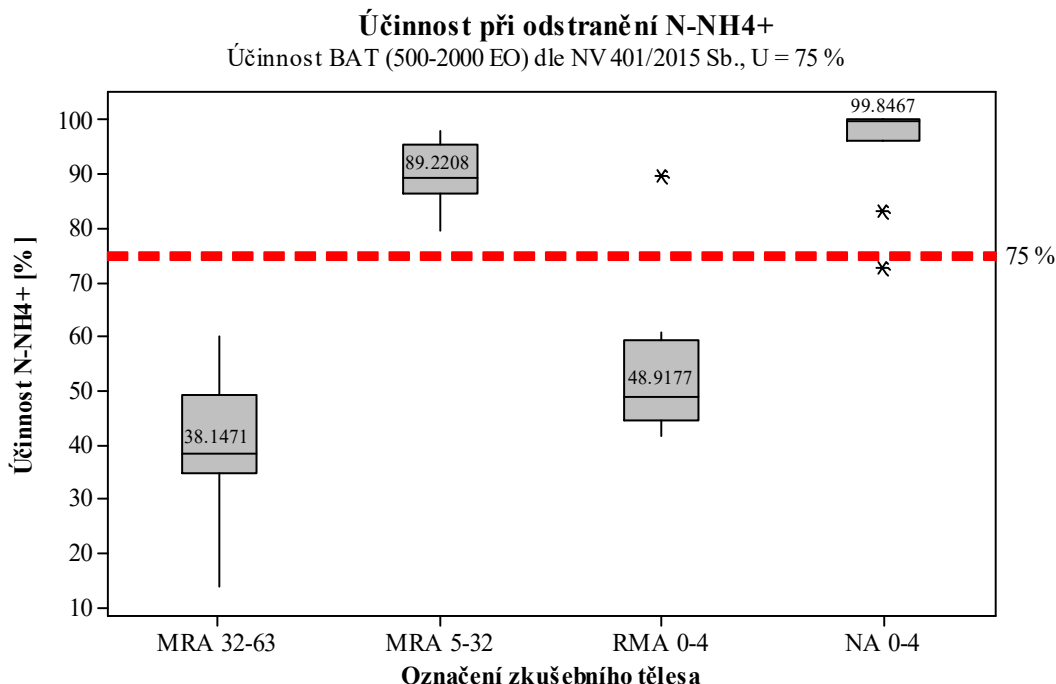
Tabulka 23 Účinnost zkušebních těles v ukazateli N-NH_4^+

Datum odběru vzorku	Účinnost $U_{\text{N-NH}_4^+}$ [%]			
	MRA 32-63	MRA 5-32	RMA 0-4	NA 0-4
9. 7. 2019	13.9	85.5	59.0	96.1
16. 7. 2019	42.7	88.9	51.2	99.8
31. 7. 2019	42.4	96.8	89.6	99.8
7. 8. 2019	33.6	86.2	60.7	83.2
15. 8. 2019	47.1	89.2	48.9	72.7
22. 8. 2019	50.9	95.3	44.3	97.6
4. 9. 2019	35.0	87.7	41.5	100.0
11. 9. 2019	42.7	98.0	59.3	100.0
24. 9. 2019	36.8	95.3	42.8	100.0
12. 10. 2019	36.5	91.7	45.5	99.9
7. 11. 2019	22.9	79.7	45.0	100.0
Průměr	38.9 ± 12.2	90.4 ± 5.6	53.5 ± 13.9	95.4 ± 9.0

Z tabulky 23 je již dle odtokových koncentrací očekávaná nízká účinnost těles MRA 32-63 a RMA 0-4. V případě zatížení těchto kolon koncentrovanou odpadní vodou s vysokým obsahem amoniakálního dusíku by tedy nebylo možné zajistit požadované koncentrace na odtoku uváděné na obr. 60. Naopak těleso MRA 5-32 vykazuje v průměru více než 90% účinnost. Zároveň u něho byla pouze v jednom případě (7. 11.) stanovena účinnost nižší než 80 %. U tělesa simulujícího typické složení filtračních vrstev vertikálních filtrů dosahovala průměrná účinnost $95,4 \pm 9,0$ %, která byla navíc ovlivněna měřeními 7. a 15. 8., kdy bylo výrazně překročeno doporučené hydraulické zatížení 150 mm/den.

Minimální účinnost nejlepších dostupných technologií „BAT“ pro sledovanou kategorii ČOV (500-2 000 EO) je určena hranicí 75 %. Požadované účinnosti tedy ve všech případech dosáhlo

těleso MRA 5-32 a s překročením v jednom měření i těleso NA 0-4. Naopak téměř v žádném odebraném vzorku se požadované účinnosti neblížila tělesa MRA 32-63 a RMA 0-4. Rozložení jednotlivých hodnot měření a jejich mediány jsou zachyceny na obr. 61.



Obr. 61 Porovnání účinnosti zkušebních těles v ukazateli $N-NH_4^+$ s platnou legislativou

Značný rozptyl účinností zachycený obr. 61 je způsoben rozdílným hydraulickým zatížením v dávce před odebráním vzorku. V několika případech bylo zkušební těleso zatíženo odpadní vodou v kratším intervalu, než který tvořila standardní dvouminutová dávka. U měření s kratším časovým úsekem spuštění byly následně zaznamenány nižší odtokové koncentrace, a tím pádem i vyšší účinnosti. Nicméně jednalo se pouze o tři situace, které zapříčinily nárazovou vysokou účinnost i u těles, která ji běžně nebyla schopna dosáhnout (MRA 32-63, RMA 0-4).

Dusičnanový dusík $N-NO_3^-$

Dusičnanový dusík nepředstavuje ukazatel, který by byl zmiňován v nařízení vlády č. 401/2015 Sb. Nicméně poskytuje informaci o zastoupení dusíku celkového (N_{celk}). V odpadních vodách se dusík vyskytuje zpravidla v několika formách. Na přítoku se setkáváme převážně s jeho amoniakální formou, která je do odpadních vod přiváděna prostřednictvím moči. Z tohoto důvodu množství celkového dusíku na přítoku odpovídá z velké části právě koncentraci dusíku amoniakálního. Naopak přítoková koncentrace dusičnanového dusíku je minimální. Probíhající procesy nitrifikace, které se majoritně podílejí na odstranění $N-NH_4^+$, vytváří jako výsledný produkt právě sledovaný $N-NO_3^-$. Díky požadavkům na odstranění $N-NH_4^+$ tedy zároveň přirozeně dochází ke zvyšování koncentrace $N-NO_3^-$, který následně tvoří hlavní složku dusíku celkového (N_{celk}) na odtoku. Průběh nitrifikačních procesů byl monitorován i při provozu zkušebních těles a je zachycen odtokovými koncentracemi v tab. 24.

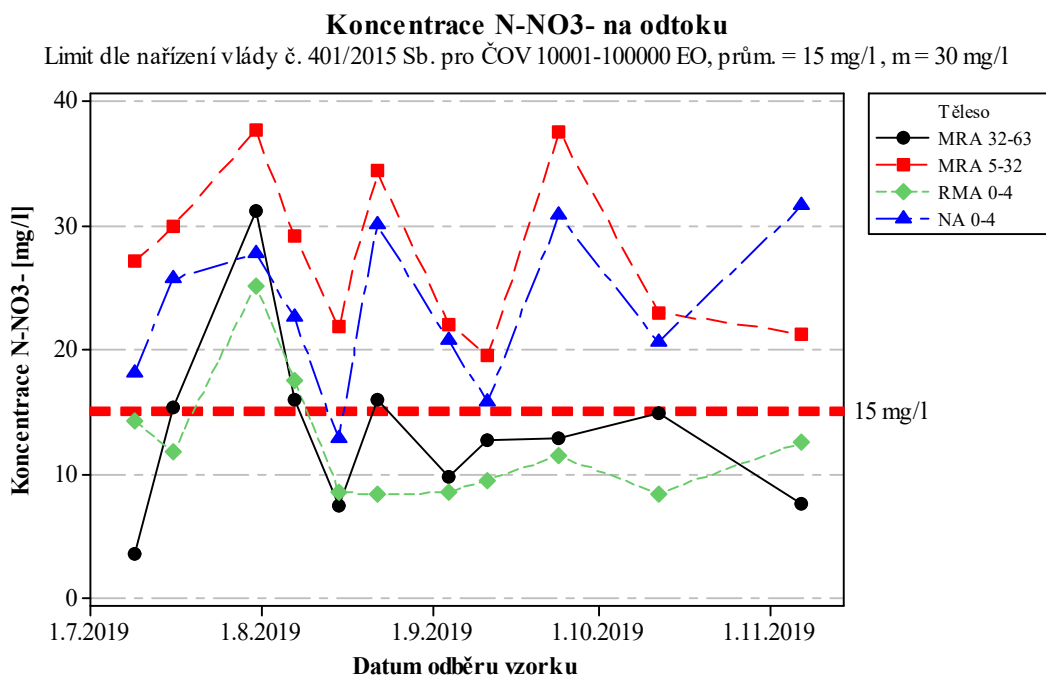
Z tabulky 24 je patrná nízká přítoková koncentrace $N-NO_3^-$, která se pohybuje pod hranicí 1 mg/l. V opačném případě na odtoku ze zkušebních kolon je koncentrace $N-NO_3^-$ několikanásobně vyšší, přičemž její hodnota je závislá na množství odstraněného $N-NH_4^+$.

Při stoprocentním odstranění N-NH_4^+ by tedy odtok N-NO_3^- měl téměř korespondovat s přítokovou koncentrací N-NH_4^+ , jak vyplývá z podstaty procesu nitrifikace. Samozřejmě ve filtračním prostředí probíhá i celá řada dílčích, ale ne tolik účinných procesů, které se na přeměně či odstranění dusíkatých forem podílejí (viz kap. 3.1.3). Nejde tedy očekávat absolutně přesné hodnoty při porovnání přítoku N-NH_4^+ s odtokem N-NO_3^- .

Tabulka 24 Měřené koncentrace N-NO_3^- na přítoku a odtoku zkušebních těles

Datum odběru vzorku	Koncentrace N-NO_3^- [mg/l]				
	Přítok	MRA 32-63	MRA 5-32	RMA 0-4	NA 0-4
9. 7. 2019	0.52	3.58	27.10	14.20	18.20
16. 7. 2019	0.40	15.40	29.90	11.70	25.70
31. 7. 2019	0.49	31.20	37.70	25.20	27.70
7. 8. 2019	0.42	15.90	29.20	17.50	22.60
15. 8. 2019	0.42	7.40	21.80	8.55	12.80
22. 8. 2019	0.63	15.90	34.40	8.26	30.10
4. 9. 2019	0.45	9.76	22.00	8.52	20.70
11. 9. 2019	0.33	12.70	19.50	9.48	15.80
24. 9. 2019	0.77	12.80	37.60	11.40	30.90
12. 10. 2019	0.37	14.80	23.00	8.40	20.60
7. 11. 2019	0.76	7.52	21.30	12.50	31.60
Průměr	0.51 ± 0.15	13.36 ± 7.19	27.59 ± 6.69	12.34 ± 5.16	23.34 ± 6.36

Vysoká účinnost zkušebního tělesa v ukazateli amoniakálního dusíku zapříčiňuje i vysokou odtokovou koncentraci dusičnanového dusíku. Z tohoto důvodu byla nejvyšší koncentrace N-NO_3^- sledována u těles NA 0-4 a MRA 5-32. Naopak nejnižší hodnoty byly stanoveny u kolon MRA 32-63 a RMA 0-4, které vykazovaly účinnost odstranění N-NH_4^+ nejnižší. Průběh odtokových koncentrací je znázorněn na obr. 62, který je možné porovnat s průběhem odtoku N-NH_4^+ na obr. 60.



Obr. 62 Průběh koncentrace N-NO_3^- na odtoku zkušebních těles

Přes výše uváděný princip nitrifikace a přeměnu jednotlivých dusíkatých forem byla pozorována vyšší koncentrace N-NO_3^- na odtoku u všech kolon s recyklovaným materiálem. Respektive bylo oxidováno méně amoniakálního dusíku, než jaká byla výsledná hodnota dusičnanového dusíku na odtoku po přičtení jeho vstupní koncentrace. Zvýšené odtokové hodnoty v rámci dusičnanů mohou být přičítány výluhu recyklovaných materiálů. U přírodního kameniva se odlišné odtokové koncentrace neprojevily. Nicméně pro kvalifikovanější zhodnocení je nutné provést zkoušku vyluhovatelnosti dle kap. 5.2.3.

V rámci platné legislativy není pro kategorii ČOV do 2 000 EO celkový dusík sledován (sledována je pouze jeho amoniakální forma), proto je na obr. 62 uveden limit pro velikostní kategorii 10 001-100 000 EO. Zmiňovaný limit představuje opět jako u dusíku amoniakálního průměrnou hodnotu vyjádřenou za kalendářní rok. Limitní průměrná hodnota 15 mg/l je dodržena pro zkušební tělesa s nízkou účinností odstranění N-NH_4^+ , jmenovitě MRA 32-63 a RMA 0-4. Zatímco tělesa s vysokou účinností v ukazateli N-NH_4^+ přesahují průměrný limit jak aritmetickým průměrem všech vzorků (tab. 24), tak i v dílčích měřeních (obr. 62).

Důležitý faktor při odstranění dusičnanového dusíku představoval způsob provozu zkušebních těles. Díky nárazovému plnění v několika denních dávkách bylo docíleno zvýšeného provzdušnění filtračního prostředí a dostatečné dodávky kyslíku odpadní vodě s cílem zajistit účinnou nitrifikaci amoniakálního dusíku. Z tohoto důvodu nelze očekávat splnění přísných limitů na odtoku pro ukazatel N-NO_3^- , který pro svoji redukci vyžaduje naprosto odlišné podmínky – prostředí bezkyslíkaté s dostupným organickým uhlíkem. Při požadavku na odstranění celkového dusíku je tedy nutné přistoupit k návrhu komplexněji a technologii pulzně skrápěných vertikálních filtrů doplnit o další objekty – např. horizontální filtry, stabilizační nádrže či denitrifikační reaktory. Zároveň ale doposud není sledování celkového dusíku na odtoku nařízeno ani pro kategorii ČOV s velikostí 2 001-10 000 EO, u které již přírodní čistírny nacházejí využití obtížně. Pro pouhé splnění dnešních legislativních požadavků tedy není nutné se problematikou celkového dusíku hlouběji zabývat, a to až do chvíle, než dojde ke zpřísnění limitů vypouštěných odpadních vod či bude odstranění celkového dusíku požadováno např. vodoprávním úřadem.

Celkový fosfor P_{celk}

Stejně jako celkový dusík, tak ani celkový fosfor není pro kategorii čistíren do 2 000 EO sledován. Nicméně častokrát představuje jeden z požadavků správců vodního toku při vydávání stanovisek k předkládaným projektovým dokumentacím. Přírodní čistírny v ukazateli P_{celk} bez doplnění technologie pro chemické srážení vykazují zpravidla účinnost nízkou. I přesto se stále hledají další cesty, jak odstranění fosforu z odpadní vody pomocí vhodných filtračních materiálů podpořit (viz kap. 3.4.2). Z tohoto důvodu byl celkový fosfor hodnocen i u zkušebních těles s recyklovanými materiály, kdy byla testována koncentrace fosforečnanů, jejichž podíl je na zastoupení celkového fosforu nejvyšší (kap. 5.1.3). Přítokové koncentrace P_{celk} , které byly stanoveny jako koncentrace PO_4^{3-} , a výsledné odtokové koncentrace z jednotlivých kolon jsou uvedeny v tabulce 25.

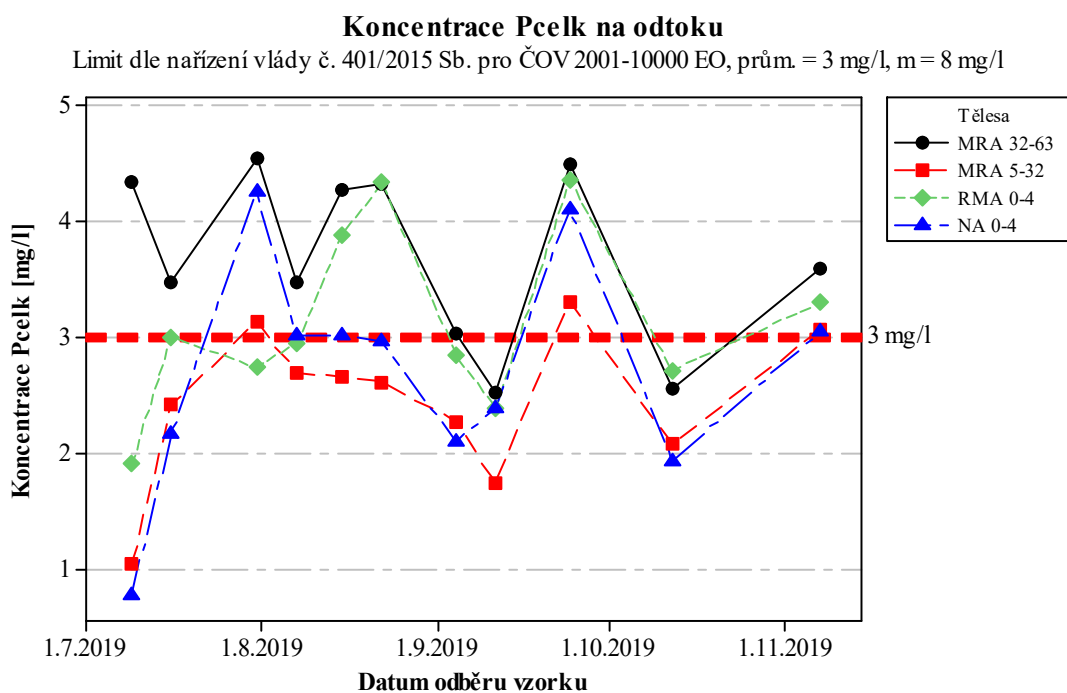
Z tabulky 25 je patrná kolísající přítoková koncentrace fosforu v rozmezí 3,02-5,43 mg/l. Navazující odtokové koncentrace částečně korespondují s celkovou účinností zkušebních těles zaznamenanou u předchozích ukazatelů. Nejnižší odtokové koncentrace nicméně nedosahuje kolona s přírodním kamenivem NA 0-4, nýbrž těleso se směsným recyklátem MRA 5-32. Nižší hodnota na odtoku v ukazateli P_{celk} u tělesa MRA 5-32 by tedy mohla indikovat vyšší sorpci

kapacitu směsného recyklátu či přítomnost zbytkových železitých látek, které se na odstranění fosforu podílejí. Nicméně rozdíl mezi odtokovou koncentrací u NA 0-4 a MRA 5-32 činí pouze 0,25 mg/l a vychází z omezeného počtu 11 měření. Z tohoto důvodu není možné objektivně zhodnotit vyšší potenciál pro odstranění P_{celk} při použití recyklovaného materiálu.

Tabulka 25 Měřené koncentrace P_{celk} na přítoku a odtoku zkušebních těles

Datum odběru vzorku	Koncentrace P_{celk} [mg/l]				
	Přítok	MRA 32-63	MRA 5-32	RMA 0-4	NA 0-4
9. 7. 2019	4.27	4.34	1.03	1.90	0.77
16. 7. 2019	4.22	3.48	2.42	3.00	2.16
31. 7. 2019	5.43	4.54	3.13	2.74	4.25
7. 8. 2019	4.05	3.47	2.69	2.95	3.02
15. 8. 2019	5.03	4.28	2.66	3.88	3.01
22. 8. 2019	5.32	4.33	2.61	4.34	2.96
4. 9. 2019	3.49	3.03	2.27	2.85	2.09
11. 9. 2019	3.02	2.52	1.73	2.38	2.39
24. 9. 2019	5.24	4.50	3.31	4.36	4.11
12. 10. 2019	3.26	2.55	2.07	2.71	1.93
7. 11. 2019	3.98	3.59	3.07	3.30	3.05
Průměr	4.30 ± 0.85	3.69 ± 0.76	2.45 ± 0.67	3.13 ± 0.78	2.70 ± 0.99

Z grafického zobrazení odtokových koncentrací na obr. 63 je rovněž patrná nízká koncentrace celkového fosforu u prvních hodnocených vzorků. Zde je vysoký podíl odstraněného fosforu přičítán právě sorpčním vlastnostem filtračního materiálu, který ve fázi spuštění disponuje nejvyšší nevyužitou sorpční kapacitou.



Obr. 63 Průběh koncentrace P_{celk} na odtoku zkušebních těles

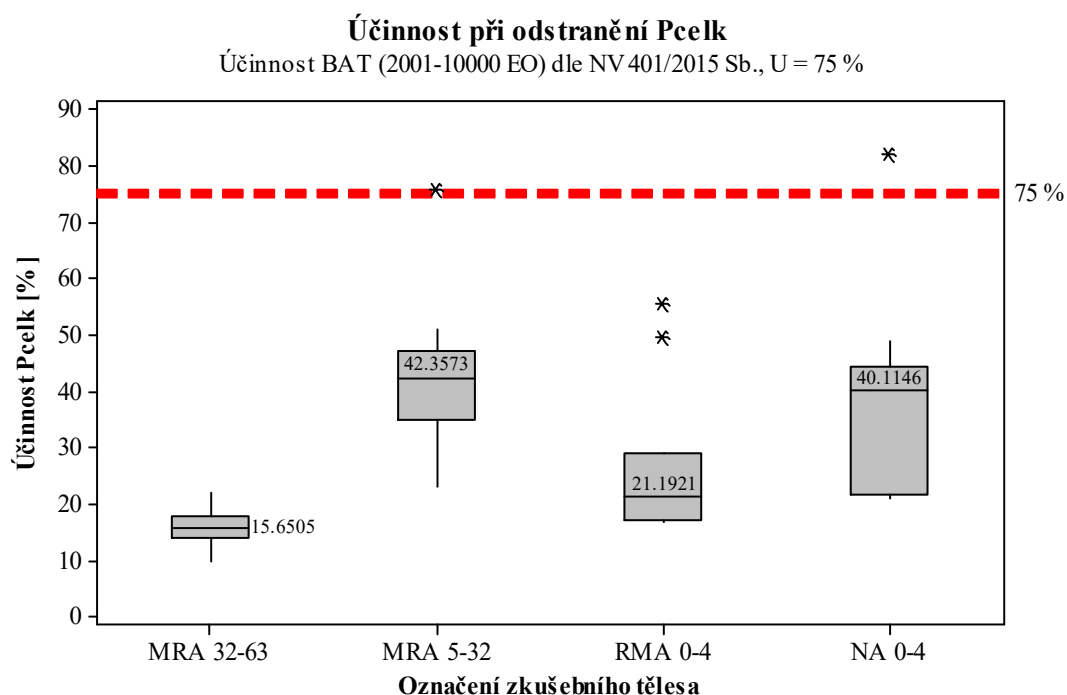
Hodnoty odtokových koncentrací jsou rovněž jako všechny předešlé ukazatele porovnávány s legislativou stanovenými limity (obr. 63). Pro srovnání byla zvolena první velikostní kategorie, pro kterou je fosfor sledován, a to ČOV o velikosti 2 001-10 000 EO. Průměrné požadované hodnoty splnila v délce zkušebního provozu tělesa MRA 5-32 a NA 0-4, které se ovšem nevyvarovala několika dílčích překročení limitní hranice. Výsledný průměr (omezeného počtu 11 vzorků) byl také významně ovlivněn sníženými odtokovými koncentracemi v prvních měřeních. Naopak kolony RMA 0-4 a MRA 32-63 překračovaly povolený průměrný limit jak dílčími měřeními, tak i při stanovení aritmetického průměru ze všech vzorků. Splnění požadovaných limitů bylo ovšem velmi závislé na nízké přítokové koncentraci fosforu. Pokud se zaměříme na porovnání celkových účinností (obr. 64 a tab. 26), tak zjistíme, že i zkušební kolony plnící průměrný limit 3 mg/l vykazují účinnost nedostačující.

Tabulka 26 Účinnost zkušebních těles v ukazateli P_{celk}

Datum odběru vzorku	Účinnost U_{Pcelk} [%]			
	MRA 32-63	MRA 5-32	RMA 0-4	NA 0-4
9. 7. 2019	-1.6	75.9	55.5	82.0
16. 7. 2019	17.5	42.7	28.9	48.8
31. 7. 2019	16.4	42.4	49.5	21.7
7. 8. 2019	14.3	33.6	27.2	25.4
15. 8. 2019	14.9	47.1	22.9	40.2
22. 8. 2019	18.6	50.9	18.4	44.4
4. 9. 2019	13.2	35.0	18.3	40.1
11. 9. 2019	16.6	42.7	21.2	20.9
24. 9. 2019	14.1	36.8	16.8	21.6
12. 10. 2019	21.8	36.5	16.9	40.8
7. 11. 2019	9.8	22.9	17.1	23.4
Průměr	14.1 ± 6.1	42.4 ± 13.4	26.6 ± 13.5	37.2 ± 18.2

První měření u tělesa MRA 32-63 vykazovalo zápornou hodnotu účinnosti při odstranění celkového fosforu. Záporná hodnota byla ovlivněna průtokem odpadní vody přes filtrační souvrství, ve kterém došlo k uvolnění fosforečnanů, které ve výsledku způsobily zhoršení odtokové koncentrace. V dalších měřeních již nebyl nárůst fosforečnanů zaznamenán. Ostatní tělesa s recyklovaným materiálem vykazovala hodnoty blízké průměrným účinnostem po celou dobu sledování s výjimkou měření prvního. Při prvním měření nevyužitá sorpční kapacita všech použitých materiálů zajistila účinnosti vyšší.

Z hodnocení požadovaných účinností dle nařízení vlády 401/2015 Sb. (obr. 64) vyplývá nedostatečná účinnost odstranění P_{celk} u všech zkušebních těles. Jediné bodové splnění účinnostního limitu bylo zajištěno ihned po spuštění filtračních kolon, kdy byly vzorky vody odebrány po týdenním provozu. U ostatních měření se již projevila očekávaná nízká účinnost v ukazateli P_{celk} a omezená sorpce filtračních materiálů. Použitím odlišných recyklovaných materiálů k významnému zvýšení sorpční kapacity v porovnání s materiály přírodními nedošlo. Pouze u MRA 5-32 byla zaznamenána zvýšená účinnost oproti NA 0-4 v řádu procent, přesněji z hodnoty 37.2 ± 18.2 % na 42.4 ± 13.4 %. Naopak nižší doba zdržení u těles MRA 32-63 a RMA 0-4 znamenala v účinnostech výrazný pokles. Výsledky měření tedy dokumentují očekávané procesy přírodních čistíren, které nejsou schopny přirozenou cestou dostatečnou účinnost při odstranění fosforu zajistit.



Obr. 64 Porovnání účinnosti zkušebních těles v ukazateli P_{celk} s platnou legislativou

Vyhodnocený provoz zkušebních těles poskytl informace o vhodnosti odlišných stavebních recyklátů při nahrazení filtračních materiálů přírodních čistíren. Z posuzovaných materiálů dosahoval nejlepších výsledků ve všech sledovaných ukazatelích směsný recyklát s frakcí 5-32 mm, který se svými účinnostmi nejvíce blížil pranému přírodnímu kamenivu s frakcí 0-4 mm. Nicméně i přes vysoké účinnosti MRA 5-32 byly nejlepší výsledky zaznamenány u tělesa NA 0-4, které obsahovalo dlouhodobě osvědčené materiály. Ostatní zkušební tělesa obsahující recyklované materiály nedosahovala zdaleka takových účinností jako NA 0-4 ani MRA 5-32, což bylo zapříčiněno hrubozrnným materiálem MRA 32-63, který nevykazoval problémy s nízkou hydraulickou vodivostí filtračního prostředí, ale naopak vodivost vysoká znamenala minimální dobu zdržení. Na druhé straně jemnozrnná frakce RMA 0-4 obsahovala vysoké množství prachových částic, což hned na počátku testování vedlo ke kolmataci hlavní filtrační vrstvy a vzniku zkratových proudů.

Díky proběhlému testování je možné zvažovat recyklované materiály jako alternativu k běžně používaným materiálům přírodním. Nicméně je nutné zajistit tak kvalitní recyklované suroviny potřebných frakcí, které svými vlastnostmi negativně neovlivní výsledné účinnosti celého čistícího procesu. S rozvojem recyklace v České republice tedy lze předpokládat možnost budoucího zavedení recyklovaných materiálů do návrhu technologie přírodního čištění odpadní vody a zároveň očekávat srovnatelné účinnosti odstranění znečištění jako při použití materiálů přírodních.

5.3.2 Nejistoty provozu ovlivňující výslednou účinnost

Zvolené metody ověření využitelnosti recyklovaných materiálů byly limitovány několika kritérii, která ve výsledku ovlivňovala závěrečné účinnosti pro sledované ukazatele. Značný vliv na výsledné hodnocení v kap. 5.3.1 měla rozdílná délka trvání dávek odpadní vody před odebráním vzorků. Z důvodu odebrání vzorků mimo denní časové intervaly spuštění bylo plnění těles odpadní vodou zahájeno v průběhu klidové (regenerační) fáze u měření z 9. 7., 31. 7. a 24. 9.,

přičemž byl zároveň snížen i celkový objem přivedené vody v dávce. Díky menšímu zatížení kolony vykazovala v uváděných situacích všechna tělesa pro tyto vzorky zvýšenou účinnost pro většinu sledovaných parametrů. Existuje tedy část výsledků, jejichž účinnost je ovlivněna menším objemem čerpané dávky, respektive menším hydraulickým zatížením. V budoucím provozu by tedy mělo být dbáno na dodržení jednotného objemu každé dávky a i odebírání vzorků v určených časových intervalech plnění těles.

Mimo rozdílné zatížení odpadní vodou spojené s nepravidelným odběrem vzorků bylo množství vody v jedné dávce ovlivněno i provedením nátokového potrubí (kap. 5.1.3) a situací, kdy došlo k ucpaní jeho koncové zátky. Ucpání otvorů v zátce rovněž způsobilo zvýšení hydraulického zatížení a snížení výsledných účinností, které se projevilo především u tělesa NA 0-4. Zvýšenému hydraulickému zatížení byla tělesa soustavně vystavena v časovém rozmezí od 9. 7. do 4. 9. Od 11. 9. byla již koncová zátka pravidelně čistěna, čímž došlo k odstranění uváděného problému. Zvýšené a následné stálé zatížení kolon dokumentuje tabulka 12.

Jako jednu z nejistot provedených měření lze také označit nízký počet vzorků, který vypovídá o chování filtračních materiálů. Pro komplexnější hodnocení použitých materiálů by bylo nutné prodloužit celkovou délku provozu a pokračovat v monitorování účinností alespoň při periodě odběru vzorků co 2 týdny. Zároveň je nutné zhodnotit vliv nízkých teplot na probíhající procesy čištění, přičemž lze předpokládat, že s klesající teplotou se mírně sníží i účinnost odstranění N-NH_4^+ (viz kap. 3.3.2). U tělesa MRA 5-32, které vykazovalo již za současných podmínek sníženou účinnost v porovnání s NA 0-4, by tedy mohlo dojít k takovému ovlivnění čistících procesů, při kterém by již nebyly plněny legislativní limity.

Další nejistotu měření představovala doprava odpadní vody pomocí kalového čerpadla umístěného v rozdělovací šachtě ČOV, kdy objem čerpané vody v jednotlivých dávkách byl značně rozdílný a pohyboval se v rozmezí 9,0-15,8 l, viz tab. 12 a uváděné 2. měření průtoků. Pro následné testování by bylo vhodné výrazně zpřesnit množství dávkované vody tak, aby mohlo být testováno chování těles, a tudíž materiálů, při rozdílných hydraulických zatíženích.

Vyjma výše uváděných provozních parametrů je nutné přihlédnout i k rozdílné kvalitě recyklovaných materiálů. Pro účely testování byly recykláty odebrány ze dvou recyklačních středisek. Vždy bylo ale odebráno a testováno tak malé množství materiálu, že vzhledem k velkému množství možných zdrojů stavebního odpadu nelze objektivně zhodnotit jeho kvalitu, která je ovlivněna např. množstvím přítomných cizorodých látek, prachových či hliněných částic, zrnitostním složením (zvláště u hrubozrnných materiálů) apod.

Za jeden z nejzásadnějších zdrojů nejistot lze označit charakteristiku používané odpadní vody pro zatížení zkušebních těles. Vzhledem k nízkým koncentracím znečištění přiváděné odpadní vody, které jsou zapříčiněny způsobem odkanalizování obce (jednotná kanalizace) a předřazením horizontálních filtrů, byla zkušební tělesa provozována s nízkým látkovým zatížením ve všech ukazatelích – CHSK_{Cr} , N-NH_4^- , N-NO_3^+ a P_{celk} . Díky takto nízkému látkovému zatížení nelze tedy přesně stanovit chování testovaných materiálů a především recyklátů, při napojení např. na kanalizaci oddílnou, kde je koncentrace znečištění násobně vyšší, a to i přes teoretickou účinnost předřazených objektů mechanického předčištění.

5.3.3 Navazující testování

Z předchozí kapitoly věnující se nejistotám zkušebního provozu vyplývají zároveň požadavky pro navazující testování recyklovaných materiálů. Jedním ze základních předpokladů pro

hodnocení recyklovaných materiálů by měl být dlouhodobý provoz zkušebních kolon v reálných podmínkách. Zmiňována byla podstata vlivu nízkých teplot, přičemž uváděné výsledky testování pocházejí pouze z období červenec-listopad. Z tohoto důvodu je nutné sledovat chování čistících procesů i v době zimního období, kdy se teploty pohybují pod bodem mrazu. S prodloužením testování zároveň vznikne další množství výsledků, které budou moci statisticky lépe vypovědět o celkové účinnosti jednotlivých materiálů.

Předpokladem pro následné testování recyklátů v rámci obdobných zkušebních kolon by mělo být odstranění vlivu zkratových proudů v případě nejjemnějších substrátů. Zkratové proudy jsou často ovlivněny objemem dávky odpadní vody a tím pádem i hydraulickým zatížením. Proto je nutné ověřit max. přípustné hydraulické zatížení jemnozrnných materiálů, které by zajistilo spolehlivý provoz, jak pomocí matematického modelování, tak při následném zkušebním provozu. U jemnozrnných recyklovaných materiálů představuje největší úskalí vysoký obsah prachových částic, který takřka znemožňuje jejich využití. Respektive hydraulické zatížení filtru s nejjemnější frakcí recyklátu by bylo tak malé, že by celkové rozměry filtračního pole výrazně přesahovaly rozměry současné (při použití přírodních materiálů), čímž by činily technologii přírodního čištění nekonkurenceschopnou. Zajištění kvalitativně srovnatelné jemné frakce (např. 0-4 mm) stavebního recyklátu s přírodním materiálem by mělo být jedním z hlavních cílů dalšího testování. Měly by být prověřeny možnosti zpracování recyklovaných materiálů s cílem dosažení kvality srovnatelné s recykláty zahraničními, kde jeden z nejdůležitějších kroků úpravy představuje právě separace jemných a prachových částic. V případě zajištění dostatečně kvalitních recyklovaných surovin je teprve možné uvažovat o recyklovaném materiálu jako o použitelné náhradě materiálů přírodních.

K ověření kvality recyklovaných materiálů se zároveň vztahuje i problematika ekotoxicity. Testování recyklátů uváděné v této diplomové práci nezahrnuje hodnocení výluhu z pohledu toxicity přítomných materiálů. Ověřena by měla být přítomnost těžkých kovů, aromatických uhlovodíků a ostatních látek certifikovanou laboratoří. Vzhledem k rozdílnosti vstupních surovin (odlišné zdroje stavebního odpadu) ovšem není možné provést kontrolu veškerého materiálu nebo naopak jednou kontrolou prohlásit veškerý materiál za vhodný. Problematiku přítomnosti škodlivin je tedy nutné řešit ještě před zahájením recyklace při přejímce stavebního odpadu a následně provedené hodnocení limitních koncentrací škodlivin použít pouze pro ověření vhodnosti materiálu. V kap. 5.2.3 je uváděna metodika testování protékající odpadní vody z pohledu sledovaných ukazatelů znečištění volených dle nařízení vlády č. 401/2015 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. Nicméně samotné měření nebylo provedeno a mělo by být předmětem navazujícího testování.

Po provedení a zhodnocení výše uváděných úprav je nutné přikročit k testování recyklovaných materiálů na skutečně realizovaných čistírnách odpadních vod. Nejprve provést realizaci poloprovozních řešení v rámci menších producentů odpadních vod (izolované nemovitosti, rekreační objekty apod.) a po ověření předpokládaných účinností zajistit aplikaci v oblasti větších obecních čistíren, a to zpravidla do velikosti 2 000 EO, na kterou jsou přírodní čistírny prioritně zaměřeny.

6 ZÁVĚR

Přírodní způsoby čištění v porovnání s nejvyužívanějšími technologiemi aktivačních čistíren představují srovnatelně kvalitní způsob likvidace odpadních vod. Nicméně i přes jasné a normově specifikované vysoké účinnosti je technologie přírodních čistíren v současné době legislativně opomíjena. Často problematický proces povolení alternativních způsobů čištění je založen na negativních zkušenostech pramenících z nevhodně navrhovaných přírodních systémů na přelomu tisíciletí. V dnešní době ovšem nelze nahlížet na moderní přírodní čistírny, které jsou založeny na principu vertikálních filtrů, jako na technologii, která vznikla před více než dvaceti lety a nesplňuje současné a od té doby mnohokrát zpříšňované legislativní limity. Technologie vertikálních filtrů byla podrobena celé řadě výzkumných studií, které nezávisle na sobě prokázaly udržitelně vysoké účinnosti čištění, což vedlo k jejímu hojnému využívání především v zahraničních vyspělých státech. Diplomová práce představuje moderní technologie přírodních způsobů čištění odpadních vod, které dokáží plnit současné legislativní požadavky a zároveň svoji spolehlivostí v případě malých producentů předčí i čistírny aktivační. Nicméně každá technologie má své limity. Mimo zřejmých výhod přírodních čistíren spočívajících ve schopnosti vyrovnat se s rozkolísanými parametry odpadní vody na přítoku existují i pochopitelné nevýhody, které jsou spojeny s vysokými plošnými požadavky a značnou finanční náročností. Ovšem nejedná se o investiční náklady vyšší než u čistíren založených na aktivačních principech.

Pořízení jakékoliv varianty čištění odpadních vod je spojeno s významnou a pro obec klíčovou investicí. V případě přírodních čistíren je počáteční investice z velké části spojena s konstrukcí filtračních polí, respektive jejich filtračními materiály. Současné konstrukční principy se zaměřují převážně na využívání kameniv těžených či drcených. Rostoucí cena těchto neobnovitelných materiálů ale logicky způsobuje postupné prodražování přírodních čistíren. Jako jedno z možných řešení, které přináší částečnou úsporu, se jeví využití recyklovaných stavebních materiálů, jejichž produkce v závislosti na požadavcích evropské legislativy stále vstoupá. Využití stavební recykláty je ovšem možné pouze v případě, kdy při jejich aplikaci budou deklarovány obdobné vysoké účinnosti čištění jako v případě materiálů přírodních. Z tohoto důvodu byly recyklované materiály hodnoceny dle nejprísnejších národních i zahraničních požadavků. Před provedením jejich samotného zhodnocení byla objasněna technologie výroby - recyklace, jejíž kvalita je z velké části závislá již na důkladně provedené demolici stavebního objektu. Z provedeného průzkumu trhu je zřejmé, že v České republice do současnosti není provozována taková technologie recyklace stavebních odpadů, s jejíž pomocí by mohlo být docíleno srovnatelné kvality produkovaných surovin jako v zahraničních státech.

Nízká kvalita recyklovaných surovin vyplynula i z bližšího posouzení, které bylo zaměřeno na trojici dostupných materiálů z recyklačních středisek v blízkém okolí Brna. Z pohledu zrnitosti byl jako nejvhodnější hodnocen recyklát cihelný s frakcí 0-4 mm. Jeho využitelnost byla ovšem významně ovlivněna vysokým podílem prachových částic, který způsobil snížení hydraulické vodivosti. Naopak recykláty směsné se zrnitostí 5-32 mm a 32-63 mm byly dle hodnocených parametrů pro hlavní filtrační materiály vertikálních filtrů naprosto nevhodné, a to z důvodu hydraulické vodivosti příliš vysoké. Zvýšená propustnost směsných recyklátů poukazovala spíše na jejich možné využití jakožto materiálů drenážních.

Vybrané recyklované materiály nebyly hodnoceny pouze v laboratorních podmínkách, ale také v poloproduzu. Při zatížení jednotlivých zkušebních těles, které modelovalo provozní charakteristiky vertikálních filtrů, byla zaznamenávána účinnost odstranění znečištění pro ukazatele CHSK_{Cr} , P_{celk} , N-NH_4^+ , N-NO_3^- . Nejlepších výsledků z recyklovaných materiálů

dosahoval recyklát směsný frakce 5-32 mm, u něhož se díky vyšší frakci neprojevily problémy s ucpáváním filtračního prostředí prachovou složkou. Naopak nejhorší výsledky byly měřeny u cihelného recyklátu nejjemnější frakce 0-4 mm, u kterého byla očekávána účinnost nejvyšší. Výrazné zhoršení výsledné účinnosti bylo v případě nejjemnějšího recyklátu zapříčiněno vysokým podílem prachových částic, který způsobil minimální propustnost zkušební kolony a zapříčinil vznik zkratových proudů. Zanesený materiál následně vykazoval nižší účinnost než recyklát s hydraulickou vodivostí vyšší. Nejhrubší frakce směsného recyklátu 32-63 mm se naopak potýkala s naprosto odlišným problémem. Minimální doba zdržení vztažená k vysoké hydraulické vodivosti materiálu znamenala nízkou účinnost pro všechny sledované ukazatele znečištění. I přes snížené účinnosti v porovnání s referenčním tělesem vyplněným přírodním kamenivem byly u všech recyklovaných materiálů pozorovány čistící procesy typické pro prostředí vertikálních filtrů. U všech těles v závislosti na vhodnosti materiálu bylo zaznamenáno odstranění CHSK_{Cr} a N-NH_4^+ , což jsou jedny z hlavních legislativou sledovaných ukazatelů pro ČOV do 2 000 EO. Všechna tělesa s recyklovanými materiály vykazovala zvýšené koncentrace N-NO_3^- , které nebyly spojeny s nitrifikačními procesy při odstranění N-NH_4^+ . V parametru P_{celk} byla potvrzena dlouhodobě nízká účinnost přírodních způsobů čištění, které nejsou schopny bez doplnění srážecí jednotky fosforu zajistit požadované odtokové koncentrace.

Zkušební provoz recyklovaných materiálů, které byly použity v modelových tělesech jako náhrada hlavního materiálu vertikálních filtrů, přinesl informace o snížení čistících účinností ve všech sledovaných parametrech. Nicméně u všech těles byly pozorovány obdobné čistící principy jako při použití běžných přírodních materiálů. Snížené účinnosti byly spojeny převážně s nízkou kvalitou stavebních recyklátů, která je zapříčiněna pomalým rozvojem recyklačních technologií. Ovšem požadavky kladené Evropskou unií a narůstající nedostatek neobnovitelných surovin (kameniv) by měly vést k budoucímu rozvoji recyklace stavebních odpadů až na úroveň zahraničních provozů. V situaci, kdy budou i v České republice dostupné kvalitní stavební recykláty, je možné uvažovat o jejich využití jako filtračním materiálu přírodních čistíren. Pokud by nastaly snahy o aplikaci recyklátů stávající kvality, potom by bylo nutné přistoupit k řadě návrhových omezení (snížení hydraulického zatížení, využití recyklátu pouze pro drenážní vrstvy) či aplikaci intenzifikačních řešení. Nicméně před budoucím použitím recyklátů je nutné provést řadu dalších zkoušek či výzkumů, které by podrobněji popsaly nejistoty uváděné v této diplomové práci a provedly zhodnocení širšího spektra recyklovaných materiálů v rámci odlišných recyklačních středisek. Nízká úroveň recyklace stavebního odpadu v České republice totiž způsobuje odlišnou kvalitu surovin závislou na aktuálním složení technologické linky daného provozu. Zároveň jak bylo zmiňováno v průběhu celé práce, kvalita dostupných materiálů je závislá nejen na technologii jejich úpravy, ale z velké části také na původu demoličního odpadu a postupu tak důležitých a často opomíjených selektivních bouracích prací.

7 POUŽITÁ LITERATURA

ABOU-ELELA, Sohair I., G. GOLINIELLI, Enas M. ABOU-TALEB a Mohamed S. HELLAL, 2013. Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. *Ecological Engineering* [online]. 460-468 [cit. 2019-10-02]. ISSN 0925-8574. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857413004266>

Asociace pro rozvoj recyklace stavebních materiálů v České republice: Podstata recyklace stavebních odpadů [online], b.r. ARSM [cit. 2019-10-29]. Dostupné z: <http://www.arsm.cz/podstata.php>

BRIX, Hans a Carlos A. ARIAS, 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering* [online]. 491-500 [cit. 2019-10-05]. ISSN 0925-8574. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857405001576>

COELHO, A. a Jorge BRITO, 2007. *Construction and Demolition Waste Management in Portugal* [online]. [cit. 2019-10-30]. Dostupné z: 10.13140/RG.2.1.4047.1768

ČSN 75 6401, 2006. *Čistírny odpadních vod nad 500 ekvivalentních obyvatel*. Praha: Český normalizační institut.

ČSN 75 6402, 2017. *Čistírny odpadních vod do 500 ekvivalentních obyvatel*. Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví.

DOLEJŠ, Petr, Klára ŠTRAUSOVÁ a Pavel DOBIÁŠ, 2011. Výběr vhodných filtračních materiálů a jejich vliv na provoz filtrů. In: MORAVSKÁ VODÁRENSKÁ A. S., . *Voda Zlín 2011*. Zlín, s. 99-105. ISBN 978-80-254-9113-3.

DORDIO, A.V. a A.J.P. CARVALHO, 2013. Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 272-292 [cit. 2019-09-15]. ISSN 0304-3894. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389413001842>

DOTRO, Gabriela, Günter LANGERGRABER, Pascal MOLLE, Jaime NIVALA, Jaume PUIGAGUT, Otto STEIN a Marcos VON SPERLING, 2017. *Biological Wastewater Treatment Series: Volume 7: Treatment Wetlands* [online]. London: IWA Publishing [cit. 2018-03-25]. ISBN 9781780408774. Dostupné z: 10.2166/9781780408774

EU Construction & Demolition Waste Management Protocol, 2016. In: . EU Construction & Demolition Waste Management Protocol.

GÁLVEZ-MARTOS, José-Luis, David STYLES, Harald SCHOENBERGER a Barbara ZESCHMAR-LAHL, 2018. Construction and demolition waste best management practice in Europe. *Resources, Conservation and Recycling* [online]. 166-178 [cit. 2019-11-06]. ISSN 0921-3449. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344918301538>

Guidelines for the waste audits before demolition and renovation works of buildings: EU Construction and Demolition Waste Management, 2018. In: . European Commission, Directorate-General for Internal market, Industry, Entrepreneurship and SMEs.

HENKOVÁ, Svatava, b.r. *Stroje a zařízení pro přípravu materiálů k výrobě betonové směsi*. Dostupné také z: http://tstsw.cz/stavebni_stroj/predmet-bw03/prednaska-4

HLAVÍNEK, Petr, Jan MIČÍN a Petr PRAX, 2003. *Stokování a čištění odpadních vod*. Vyd. 1. Brno: Akademické nakladatelství CERM, 253 s. ISBN 80-214-2535-0.

HUMA, Ilyas a Ilyas MASIH, 2017a. The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. *Journal of Environmental Management* [online]. 372-383 [cit. 2019-10-11]. ISSN 0301-4797. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479717304565>

HUMA, Ilyas a Ilyas MASIH, 2017b. Intensification of constructed wetlands for land area reduction: a review. *Environmental Science and Pollution Research* [online]. 12081-12091 [cit. 2019-10-11]. ISSN 1614-7499. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8740-z>

JANK, Anna, Wolfgang MÜLLER, Sebastian WALDHUBER, Frédéric GERKE, Christian EBNER a Anke BOCKREIS, 2017. Hydrocyclones for the separation of impurities in pretreated biowaste. *Waste Management* [online]. 12-19 [cit. 2019-11-01]. ISSN 0956-053X. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X17301113>

KADLEC, Robert H. a Scott D. WALLACE, 2009. *Treatment wetlands*. 2nd ed. Boca Raton, FL: CRC Press. ISBN 1566705266.

KNOWLES, Paul, Gabriela DOTRO, Jaime NIVALA a Joan GARCÍA, 2011. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecological Engineering* [online]. 99-112 [cit. 2019-09-15]. ISSN 0925-8574. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857410002600>

LEE, Chang-gyun, Tim D. FLETCHER a Guangzhi SUN, 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences* [online]. 2009, 11-22 [cit. 2019-10-05]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/elsc.200800049>

LIMBACHIYA, M.C., E. MARROCCHINO a A. KOULOURIS, 2007. Chemical–mineralogical characterisation of coarse recycled concrete aggregate. *Waste Management* [online]. 201-208 [cit. 2019-11-08]. ISSN 0956-053X. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X06000201>

LIU, Jing a Bo MATTIASSON, 2002. Microbial BOD sensors for wastewater analysis. *Water Research* [online]. 3786-3802 [cit. 2019-09-30]. ISSN 0043-1354. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313540200101X>

MAS, Benito, Antoni CLADERA, Teodoro DEL OLMO a Francisco PITARCH, 2012. Influence of the amount of mixed recycled aggregates on the properties of concrete for non-structural use. *Construction and Building Materials* [online]. 612-622 [cit. 2019-11-08]. ISSN 0950-0687. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0950068711003369>

MEDINA, César, Wenzhong ZHU, Torsten HOWIND, María Isabel SÁNCHEZ DE ROJAS a Moisés FRÍAS, 2014. Influence of mixed recycled aggregate on the physical – mechanical properties of recycled concrete. *Journal of Cleaner Production* [online]. 216-225 [cit. 2019-11-08]. ISSN 0959-6526. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652614000110>

MENG, Panpan, Haiyan PEI, Wenrong HU, Yuanyuan SHAO a Zheng LI, 2014. How to increase microbial degradation in constructed wetlands: Influencing factors and improvement measures. *Bioresource Technology* [online]. 316-326 [cit. 2019-09-15]. ISSN 0960-8524. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852414001205>

MOLLE, Pascal, Stéphanie PROST-BOUCLE a Alain LIENARD, 2008. Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. *Ecological Engineering* [online]. 23-29 [cit. 2019-10-09]. ISSN 0925-8574. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857408001171>

NĚMCOVÁ, Miroslava a Michal KRIŠKA, 2016. Kořenové čistírny - rekapitulace a budoucnost v České republice. *Vodní hospodářství* [online]. [cit. 2019-10-05]. ISSN 1211-0760. Dostupné z: <http://vodnihospodarstvi.cz/korenove-cistirny/>

NIVALA, Jamie, Manfred VAN AFFERDEN, Ralf HASSELBACH, Gunter LANGERGRABER, Pascal MOLLE, Heribert RUSTIGE a Jens NOWAK, 2018. He new German standard on constructed wetland systems for treatment of domestic and municipal wastewater. *Water Sci Technol* [online]. 2414-2426 [cit. 2019-10-09]. Dostupné z: <https://doi.org/10.2166/wst.2018.530>

NOVÁKOVÁ, Iveta a Karel MIKULICA, 2018. Faktory ovlivňující kvalitu recyklovaného betonového kameniva. In: *Tzbinfo* [online]. Brno [cit. 2019-09-15]. Dostupné z: <https://stavba.tzb-info.cz/beton-malty-omitky/18061-faktory-ovlivnujici-kvalitu-recyklovaneho-betonoveho-kameniva>

PAVLŮ, Tereza, Jan PEŠTA, Martin VOLF a Antonín LUPÍŠEK, 2018. *Katalog výrobků a materiálů s obsahem druhotných surovin pro použití ve stavebnictví* [online]. Praha: Česká agentura pro standardizaci, s. p. o. ve spolupráci s Ministerstvem průmyslu a obchodu ČR [cit. 2019-11-25]. Dostupné z: <http://www.recyklujmestavby.cz/wp-content/uploads/2019/10/Recyklujme-stavby-katalog-3.08.pdf>

POON, C.S., Ann T.W YU a L.H NG, 2001. On-site sorting of construction and demolition waste in Hong Kong. *Resources, Conservation and Recycling* [online]. 157-172 [cit. 2019-10-29]. ISSN 0921-3449. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344901000520>

POON, Chi Sun a Dixon CHAN, 2006. Feasible use of recycled concrete aggregates and crushed clay brick as unbound road sub-base. *Construction and Building Materials* [online]. 578-585 [cit. 2019-11-12]. ISSN 0950-0618. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0950061805000863>

PRESLOVÁ, Jarmila, 2004. Zdravotní nezávadnost stavebních odpadů. In: *ODPADY* [online]. Praha: Státní zdravotnický ústav [cit. 2019-12-29]. Dostupné z: <https://www.odpady-online.cz/zdravotni-nezavadnost-stavebnich-odpadu/>

RAHMAN, Md. Aminur, Monzur A. IMTEAZ, Arul ARULRAJAH, Jegatheesan PIRATHEEPAN a Mahdi Miri DISFANI, 2015. Recycled construction and demolition materials in permeable pavement systems: geotechnical and hydraulic characteristics. *Journal of Cleaner Production* [online]. [cit. 2019-11-13]. ISSN 0959-6526. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652614012220>

ROZKOŠNÝ, Miloš, Michal KRIŠKA, Jan ŠÁLEK, Igor BODÍK a Darja ISTENIČ, 2014. *Natural Technologies of Wastewater Treatment*. První. Global Water Partnership Central and Eastern Europe. ISBN 978-80-214-4831-5.

SHI, Xia, Jinlin FAN, Jian ZHANG a Youhao SHEN, 2017. Enhanced phosphorus removal in intermittently aerated constructed wetlands filled with various construction wastes. *Environmental Science and Pollution Research* [online]. 22524-22534 [cit. 2019-09-15]. DOI:

10.1007/s11356-017-9870-z. ISSN 1614-7499. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9870-z>

SCHOLZ, Miklas, 2016. Chapter 1 - Water Quality Standards. *Etlands for Water Pollution Control (Second Edition): Wetlands for Water Pollution Control (Second Edition)* [online]. 1-7 [cit. 2019-10-05]. ISSN 978-0-444-63607-2. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780444636072000010>

SILVA, R. V., J. DE BRITO a R. K. DHIR, 2017. Availability and processing of recycled aggregates within the construction and demolition supply chain: A review. *Journal of Cleaner Production* [online]. 598-614 [cit. 2019-10-30]. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616321357>

SILVA, R.V., J. DE BRITO a R.K. DHIR, 2014. Properties and composition of recycled aggregates from construction and demolition waste suitable for concrete production. *Construction and Building Materials* [online]. 201-217 [cit. 2019-11-08]. ISSN 0950-0618. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0950061814004437>

STANKOVIĆ, Davor, 2017. Constructed wetlands for wastewater treatment. *GRAĐEVINAR* [online]. 639-652 [cit. 2019-10-10]. Dostupné z: <https://doi.org/10.14256/JCE.2062.2017>

STOTTMEISTER, U., P. KUSCHK, U. KAPPELMEYER, M. KÄSTNER, O. BEDERSKI, R. A. MÜLLER a H. MOORMANN, 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances* [online]. 93-117 [cit. 2019-10-09]. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0734975003001319>

SUNDARAVADIVEL, M. a S. VIGNESWARAN, 2010. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* [online]. 351-409 [cit. 2019-09-15]. DOI: 10.1080/20016491089253. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/20016491089253>

SVOBODA, Karel, 2005. Technologie recyklace stavebních a demoličních odpadů. *ODPADOVÉ FÓRUM*. (5), 13-16. ISSN 1212-7779.

ŠÁLEK, Jan, Zdeňka ŽÁKOVÁ a Petr HRNČÍŘ, 2008. *Přírodní čištění a využívání vody v rodinných domech a rekreačních objektech*. 1. vydání. Brno: ERA group spol. s r. o. ISBN 978-80-7366-125-0.

ŠEFFLOVÁ, Magdaléna a Tereza PAVLŮ, 2014. Vliv vlastností recyklovaného kameniva na mechanické vlastnosti betonu. In: ŠKOPÁN, Miroslav. *RECYCLING 2014 - Možnosti a perspektivy recyklace stavebních odpadů jako zdroje plnohodnotných surovin*. Brno: Vysoké učení technické v Brně, s. 18-25. ISBN 978-80-214-4866-7.

ŠKOPÁN A KOL., Miroslav, 2019. *RECYCLING 2019: Recyklace a využití stavebních odpadů jako druhotných surovin* [online]. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství [cit. 2019-09-15]. ISBN 978-80-214-5728-7. Dostupné z: http://www.arsm.cz/dok/RECYCLING_2019_sbornik.pdf

ŠKOPÁN, Miroslav, 2009. Možnosti zvyšování jakosti recyklátů ze stavebních a demoličních odpadů. In: *EnviWeb* [online]. [cit. 2019-11-01]. Dostupné z: <http://www.enviweb.cz/77001>

ŠŤASTNÍK, Stanislav, 2005. *Těžba, lomařství a úpravnictví*. Brno: Vysoké učení technické.

TÁBOR, Bohumír, 2016. *Stanovení obsahu sloučenin fosforu ve vodách*. Dostupné také z: <https://docplayer.cz/23938288-Organicky-fosfor-p-org-orthofosforecnany-po-4-3-polyfosforecnany.html>

TAM, Vivian W.Y. a C.M. TAM, 2006. A review on the viable technology for construction waste recycling. *Resources, Conservation and Recycling* [online]. 209-211 [cit. 2019-11-08]. ISSN 0921-3449. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344905001746>

TANNER, C. C., 2001. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology* [online]. 9-17 [cit. 2019-10-09]. Dostupné z: <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0804>

TEREX WASHING SYSTEMS: PRANÍ JAK MÁ BÝT, b.r. Dostupné také z: <http://www.powerscreen.cz/data/technologie/Washing.pdf>

TP 210, 2011. *Užití recyklovaných stavebních demoličních materiálů do pozemních komunikací*. Brno: Vysoké učení technické v Brně.

Tříkomorový septik, b.r. In: *Zábojník* [online]. [cit. 2019-10-08]. Dostupné z: <http://zabojnik.infnet.net/trikomorovy-septik.aspx>

VYMAZAL, Jan, 2016. *KOŘENOVÉČISTÍRNÝ ODPADNÍCH VOD: Využití ve světě, České republice a Plzeňském kraji* [online]. Plzeň: Krajský úřad Plzeňského kraje, odbor životního prostředí [cit. 2018-03-30]. Dostupné z: <http://docplayer.cz/19042760-Korenove-cistirny-odpadnich-vod.html>

WANG, Mo, Dong Qung ZHANG, Jian Wen DONG a Soon Keat TAN, 2017. Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate — A review. *Journal of Environmental Sciences* [online]. [cit. 2019-10-11]. ISSN 1001-0742. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074217303108>

WU, Haiming, Jian ZHANG, Huu Hao NGO, Wenshan GUO, Zhen HU, Shuang LIANG, Jinlin FAN a Hai LIU, 2015. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology* [online]. 594-601 [cit. 2019-10-05]. ISSN 0960-8524. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852414014904>

WU, Shubiao, Peter KUSCHK, Hans BRIX, Jan VYMAZAL a Renjie DONG, 2014. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. *Water Research* [online]. 40-55 [cit. 2019-10-11]. ISSN 0043-1354. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135414002103>

XU, Defu, Jianming XU, Jianjun WU a Akmal MUHAMMAD, 2006. Studies on the phosphorus sorption capacity of substrates used in constructed wetland systems. *Chemosphere* [online]. 344-352 [cit. 2019-10-16]. ISSN 0045-6535. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004565350501026X>

YANG, Yan, Yaqian ZHAO, Ranbin LIU a David MORGAN, 2018. Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. *Bioresource Technology* [online]. 441-452 [cit. 2019-09-15]. ISSN 0960-8524. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852418304474>

YOUSEFI, Z. a A. MOHSENI-BANDPEI, 2010. Nitrogen and phosphorus removal from wastewater by subsurface wetlands planted with *Iris pseudacorus*. *Ecological Engineering* [online]. 777-782 [cit. 2019-10-06]. ISSN 0925-8574. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857410000546>

ZEDNÍK, Ondřej, 2018. *Studie intenzifikace kořenové čistírny pro obec Machová*. Brno. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny. Vedoucí práce Ing. Michal Křiška, Ph.D.

ZHANG, Dongqing, Richard M. GERSBERG a Tan Soon KEAT, 2009. Constructed wetlands in China. *Ecological Engineering* [online]. 1367-1378 [cit. 2019-10-09]. ISSN 0925-8574. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857409002171>

ZURITA, F., J. DE ANDA a M. A. BELMONT, 2009. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* [online]. 861-869 [cit. 2019-10-08]. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857409000111>

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1 Účinnost objektů mechanického předčištění (ČSN 75 6402, 2017)	30
Tabulka 2 Účinnost přírodních čistíren dle (ČSN 75 6402, 2017).....	30
Tabulka 3 Účinnost přírodních čistíren v Číně (Zhang, 2009)	31
Tabulka 4 Vzájemné porovnání mobilních a stacionárních recyklačních technologií.....	56
Tabulka 5 Možné způsoby využití betonových odpadů (Pavlů, 2018).....	58
Tabulka 6 Možné způsoby využití cihelných odpadů (Pavlů, 2018)	59
Tabulka 7 Dostupné betonové recykláty pro spádovou oblast Brna	63
Tabulka 8 Dostupné cihelné recykláty pro spádovou oblast Brna	63
Tabulka 9 Dostupné směsné recykláty pro spádovou oblast Brna.....	63
Tabulka 10 Posuzované stavební recykláty	69
Tabulka 11 Souvrství materiálů pro všechna zkušební tělesa.....	71
Tabulka 12 Provozní parametry jednotlivých těles.....	73
Tabulka 13 Koncentrace znečištění v odpadní vodě na přítoku zkušebních těles	77
Tabulka 14 Sítový rozbor RMA 0-4	79
Tabulka 15 Sítový rozbor MRA 5-32	81
Tabulka 16 Sítový rozbor NA 0-4.....	83
Tabulka 17 Vyhodnocení zrnitostních požadavků na hlavní filtrační materiály vertikálních filtrů	84
Tabulka 18 Výsledky provedených měření hydraulické vodivosti pro RMA 0-4	87
Tabulka 19 Výsledky provedených měření hydraulické vodivosti pro MRA 5-32	89
Tabulka 20 Měřené koncentrace CHSK_{Cr} na přítoku a odtoku zkušebních těles.....	93
Tabulka 21 Účinnost zkušebních těles v ukazateli CHSK_{Cr}	94
Tabulka 22 Měřené koncentrace N-NH_4^+ na přítoku a odtoku zkušebních těles	96
Tabulka 23 Účinnost zkušebních těles v ukazateli N-NH_4^+	97
Tabulka 24 Měřené koncentrace N-NO_3^- na přítoku a odtoku zkušebních těles.....	99
Tabulka 25 Měřené koncentrace P_{celk} na přítoku a odtoku zkušebních těles	101
Tabulka 26 Účinnost zkušebních těles v ukazateli P_{celk}	102

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1 Členění umělých mokřadních systémů (Kadlec, 2009)	14
Obr. 2 Konstrukční schéma mokřadu s volnou hladinou (Kadlec, 2009)	14
Obr. 3 Konstrukce horizontálně protékaného filtračního pole (Kadlec, 2009)	16
Obr. 4 Formy dusíku ve filtračním prostředí; g (plyn) (Lee, 2009)	19
Obr. 5 Konstrukční schéma vertikálního filtru s tloušťkou jednotlivých vrstev dle (ČSN 75 6402, 2017), převzato od (Dotro, 2017)	20
Obr. 6 Schéma uspořádání objektů přírodní čistírny; UN – usazovací nádrž, DŠ – distribuční šachta; převzato a upraveno od (Kadlec, 2009)	24
Obr. 7 Ručně stírané hrubé česle – ČOV Cekov	25
Obr. 8 Kombinace ručně stíraných česlí a horizontálního lapáku písku – ČOV Skašov	26
Obr. 9 Konstrukce šterbinové usazovací nádrže	27
Obr. 10 Konstrukční řešení tříkomorového septiku (Tříkomorový septik, b.r.)	27
Obr. 11 Umístění a konstrukční řešení distribuční šachty – ČOV Skašov	28
Obr. 12 ČOV v obci Nová Ves – uspořádání horizontální, vertikální a horizontální filtr	29
Obr. 13 Průměrná účinnost odstranění $N-NH_4^+$ v tropickém a chladném klimatu; FWS – mokřady s volnou hladinou, HSSF – horizontální filtr, VSSF – vertikální filtr, HS – hybridní systémy (Wang, 2017)	33
Obr. 14 Schéma nuceného provzdušňování horizontálního filtru pomocí dmyhadla (Wu, 2014)	34
Obr. 15 Účinnost provedených intenzifikací přírodních čistíren; HFCW – horizontální filtr, VFCW – vertikální filtr, HCW – hybridní systémy, TF – nárazové plnění, AA – nucené provzdušňování, ER – recirkulace odtoku, (Huma, 2017a)	36
Obr. 16 Křivka zrnitosti těžného praného kameniva ze štěrkopískovny Hulín, zdroj: Českomoravský štěrk a.s.	38
Obr. 17 Vlevo hlavní filtrační vrstva (těžené prané kamenivo fr. 0-4 mm), vpravo pohledová vrstva (těžené prané kamenivo fr. 4-8 mm)	40
Obr. 18 Zakolmatovaný horizontální filtr po protržení obvodové hráze – ČOV Skašov	41
Obr. 19 Průběh kolmatace horizontálních filtrů (Knowles, 2011)	41
Obr. 20 Průběh ucpávání vertikálních filtrů (Knowles, 2011)	42
Obr. 21 Úloha subjektů auditu odpadů při nakládání se stavebními odpady (Guidelines for the waste audits before demolition and renovation works of buildings, 2018)	44
Obr. 22 Proces recyklace stavebního odpadu od (Silva, 2017)	45
Obr. 23 Dvojvzpěrný čelistový drtič (Silva, 2017)	47
Obr. 24 Schéma dvojvzpěrného (A) a jednovzpěrného (B) čelistového drtiče (Šťastník, 2005) ..	47
Obr. 25 Ostroúhlý kuželový drtič kameniva (Silva, 2017)	48

Obr. 26 Kladivový drtič kameniva (Šťastník, 2005).....	49
Obr. 27 Vibrační třídič zrnitého sypkého materiálu, zdroj: ife-bulk.com.....	50
Obr. 28 Fixní (a) a pohyblivý (b) magnetický separátor železa (Silva, 2017).....	51
Obr. 29 Princip odstraňování prachových částic pomocí hydrocyklonu (Silva, 2017).....	53
Obr. 30 Schéma úpravy stavebního odpadu mobilní recyklační linkou (Svoboda, 2005).....	54
Obr. 31 Mobilní recyklační linka s pásovým podvozkem; 1 – plnicí zásobník, 2 – vibrační třídič, 3 – čelistový drtič, 4 – pásový dopravník, 5 – dieselový motor, 6 – pásový podvozek; (Silva, 2017)	54
Obr. 32 Technologické schéma recyklačního střediska u Magdeburgu; PD – pásový dopravník (Svoboda, 2005).....	55
Obr. 33 Produkce stavebního kamene, šterkopísků a recyklovaných materiálů v letech 2007 až 2017 (Škopán a kol., 2019)	64
Obr. 34 Relativní produkce recyklovaných materiálů vztažená k produkci přírodních kameniv v letech 2007 až 2017 (Škopán a kol., 2019).....	65
Obr. 35 Křivka zrnitosti recyklátu fr. 4-10 mm produkovaného ve Velké Británii, zdroj: brewsterbros.com	65
Obr. 36 Směsný recyklát frakce 32-63 mm z recyklačního střediska v Dražovicích.....	67
Obr. 37 Směsný recyklát frakce 5-32 mm, recyklační středisko Dražovice	68
Obr. 38 Cihelný recyklát frakce 0-4 mm, recyklační středisko Čebín.....	69
Obr. 39 Mobilní recyklační linka a uskladnění produkovaných materiálů, recyklační středisko Čebín.....	69
Obr. 40 Konstrukční řešení zkušební tělesa.....	70
Obr. 41 Vlevo spádovaná hydroizolační vrstva, vpravo souvrství filtračních materiálů.....	70
Obr. 42 Souvrství zkušebních těles včetně jejich konstrukčního provedení.....	71
Obr. 43 Zahájený provoz zkušebních těles, vlevo odběr vzorků, vpravo detail přírodního potrubí	72
Obr. 44 Grafické znázornění hydraulického zatížení jednotlivých těles.....	75
Obr. 45 Dodatečná úprava odtoku z referenčního zkušební tělesa NA 0-4	75
Obr. 46 Formy fosforu v přitékající odpadní vodě (Tábor, 2016)	76
Obr. 47 Umístění zkušebních těles v rámci technologické linky ČOV Dražovice; LP – lapák písku	77
Obr. 48 Grafické znázornění průběhu koncentrací znečištění v přitékající odpadní vodě.....	78
Obr. 49 Křivka zrnitosti RMA 0-4 s vyznačeným požadavkem umístění 10% propadu.....	80
Obr. 50 Křivka zrnitosti MRA 5-32 s vyznačeným požadavkem umístění 10% propadu.....	82
Obr. 51 Křivka zrnitosti NA 0-4 s vyznačeným požadavkem umístění 10% propadu	84
Obr. 52 Měření hydraulické vodivosti materiálu – testovací zařízení	85

Obr. 53 Nastavení testovacího zařízení pro RMA 0-4	86
Obr. 54 Měření hydraulické vodivosti – zachycený objem vody po průtoku substrátem	86
Obr. 55 Změna koeficientu hydraulické vodivosti K_s v čase u RMA 0-4	88
Obr. 56 Nastavení testovacího zařízení pro MRA 5-32	89
Obr. 57 Změna koeficientu hydraulické vodivosti K_s v čase u MRA 5-32	90
Obr. 58 Průběh koncentrace $CHSK_{Cr}$ na odtoku zkušebních těles	93
Obr. 59 Porovnání účinnosti zkušebních těles v ukazateli $CHSK_{Cr}$ s platnou legislativou	95
Obr. 60 Průběh koncentrace $N-NH_4^+$ na odtoku zkušebních těles	96
Obr. 61 Porovnání účinnosti zkušebních těles v ukazateli $N-NH_4^+$ s platnou legislativou	98
Obr. 62 Průběh koncentrace $N-NO_3^-$ na odtoku zkušebních těles	99
Obr. 63 Průběh koncentrace P_{celk} na odtoku zkušebních těles	101
Obr. 64 Porovnání účinnosti zkušebních těles v ukazateli P_{celk} s platnou legislativou	103

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

ČOV	čistírna odpadních vod
UN	usazovací nádrž
EO	ekvivalentní obyvatel
BSK ₅	biochemická spotřeba kyslíku
CHSK _{Cr}	chemická spotřeba kyslíku
NL	nerozpuštěné látky
N _{celk}	celkový dusík
P _{celk}	celkový fosfor
N-NH ₄ ⁺	amoniakální dusík
N-NO ₃ ⁻	dusičnanový dusík
RCA	recycled concrete aggregates (betonový recyklát)
RMA	recycled masonry aggregates (cihelný recyklát)
MRA	mixed recycled aggregates (směsný recyklát)
RA	recycled asphalt (asfaltový recyklát)
NA	natural aggregates (přírodní kameniva)
EU	Evropská unie