

čtvrtá
čtvrtá
čtvrtá
čtvrtá

mladá
voda
břehy
mele

Sborník konference

IWA YOUNG WATER
PROFESSIONALS
the international
water association CZECH REPUBLIC

CzWA[®]

T FAKULTA
CHEMICKÁ

4. ročník konference

Mladá voda břehy mele 2024

Pořadatel



Záštita



Akce se koná pod záštitou primátorky města Brna JUDr. Markéty Vaňkové.

Generální partner



Hlavní partneři



Partneři



Sborník obsahuje texty příspěvků, které tvořily program **4. ročníku konference Mladá voda břehy mele 2024**, která se konala 4. a 5. září 2024 na Fakultě chemické VUT v Brně. Konference “Mladá voda břehy mele” je bienální konference organizovaná mladými vodohospodářskými odborníky pro mladé pracovníky a studenty vysokých škol. Na poli vodohospodářských konferencí se jedná o zcela unikátní akci, kde je hlavní prostor věnován začlenění studentů a čerstvých absolventů do vodohospodářského oboru.

Příspěvky uvedené v tomto sborníku neprošly recenzním řízením ani jazykovou korekturou. Informace, údaje a názory uvedené v příspěvcích nejsou názory editorů, vydavatele nebo partnerů konference, ale čistě daného autora.

Editor: Ing. Jakub Sochor

Vydavatel: Asociace pro vodu ČR z.s.

Vydání: první

Místo vydání: Brno

Měsíc a rok vydání: listopad 2024

Stran: 175

ISBN: 978-80-908629-4-4

DOI: 10.5281/zenodo.14223240

Sborník je volně dostupný v elektronické formě ve formátu .pdf na adresách

<https://ywp.cz/cs/aktualita/sbornik-ze-4-rocniku-mvbm-8sz358>

<https://www.czwa.cz/konference-ywp-mlada-voda-brehy-mele-2020-CZ390>

Organizační výbor

- Ing. Denisa Čadková
H₂Ospodař!
- Ing. Filip Harciník
Severočeské vodovody a kanalizace, a.s.
- Mgr. Martina Repková, Ph.D.
FCH VUT v Brně
- Ing. Nikola Salová
Pražské vodovody a kanalizace, a.s.
- Ing. Martin Skala
NUM solution s.r.o.
- Jakub Sochor
FJFI ČVUT v Praze
- Ing. Jan Vespalec
FCH VUT v Brně
- Ing. Anežka Žižková, MBA
Ministerstvo pro místní rozvoj

Programový výbor

- Ing. Petr Dolejš, Ph.D.
DHI, a.s.
- Ing. Ondřej Doležal
SEWACO s.r.o.
- Ing. Pavel Král, Ph.D.
Královéhradecká provozní, a.s.
- Ing. Lucie Michálková
AMCON Europe - rodičovská dovolená
- Ing. Jindřich Procházka, Ph.D.
Xylem Inc.
- Ing. Radka Rosenbergová
Veolia Holding Česká republika, a.s.
- Ing. Petra Vachová
Veolia Australia and New Zealand

ÚVODNÍ SLOVO ORGANIZAČNÍHO VÝBORU KONFERENCE

Vážené čtenářky, vážení čtenáři,

těší nás, že se s Vámi můžeme podělit o sborník příspěvků z 4. ročníku konference Mladá voda břehy mele, která se konala ve dnech 4. a 5. září 2024 v prostorách Fakulty chemické Vysokého učení technického v Brně.

Konferenci, kterou jako skupina IWA YWP CZ, pořádáme zejména pro studenty vysokých škol a mladé pracovníky. Na poli vodohospodářských konferencí se jedná o zcela unikátní akci, kde je hlavní prostor věnován začlenění studentů a čerstvých absolventů do vodohospodářského oboru a prezentaci jejich výzkumů a prací. V době, kdy se potýkáme s čím dál většími problémy s vodou, nabývá na významu sdílení znalostí a spolupráce mladých odborníků v oblasti vodohospodářství. Konference slouží k diskuzi o nových trendech, směřování oboru a k networkingu mezi studenty a zástupci vodohospodářských společností.

Konference Mladá voda břehy mele 2024 byla rozdělena do 6 sekcí. V 1. anglické sekce s názvem Innovations and youth in the water sector činnost své skupiny představili např. zástupci IWA YWP Kosovo. 2. sekcí bylo diskuzní fórum na téma Udržitelnost a budoucnost oboru, jehož moderování se ujal Ing. Bc. Martin Srb, Ph.D. a do kterého přijalo pozvání 8 hostů od zástupců akademické půdy přes zástupce oborových organizací po zástupce vodohospodářských společností, jmenovitě Johana Kotková, Mgr. Martina Repková, Ph.D., Ing. Filip Harciník, Ing. Vilém Žák, Mgr. Jiří Paul, MBA, Ing. Jan Kincl, Ph.D. a Ing. Karel Pryl. Dalšími sekcemi pak byly Digitalizace, Mikropolitanty, Hydepark vody a Revitalizace.

Celkem v rámci konference zaznělo 22 přednášek a program obsahoval také posterovou sekci s 9 postery.

Po nabitém prvním dni konference si účastníci protáhli nohy během nového bodu programu konference „YWP běh“ a „YWP procházka“. První den byl zakončen neformálním společenským večerem, který se nesl v duchu přátelské atmosféry a nabídl prostor pro networking a sdílení zkušeností jak mezi účastníky konference, tak se zástupci vodohospodářských společností. Společenský večer byl zahájen předáním nového ocenění s názvem “Forever Young Water Professional”, které výbor IWA YWP CZ představil a udělil dvěma bývalým členům výboru IWA YWP CZ, jenž se zasloužili o vznik skupiny.

Druhý den konference, po ukončení odborného programu a udělení cen za nejlepší přednášku konference a nejlepší poster konference, které byly uděleny díky podpoře generálního partnera LK Pumpservice a které vybrali účastníci prostřednictvím platformy BestTalk, byly pro účastníky připraveny 3 exkurze – Vodojemy Žlutý Kopec, ČOV Bílovice nad Svitavou a Laboratoře environmentálních technologií a neutralizační stanice FCH VUT.



Vítězem ceny za nejlepší přednášku se stal Ing. Robert Kvaček se svou přednáškou Modernizace nemocniční ČOV aneb Jak zachytit mikropolutanty přímo u zdroje znečištění a vítězem ceny za nejlepší poster se stal Bc. Ondřej Soukup se svým posterem na téma Rekonstrukce historického povrchu v místě vodního díla Fláje s využitím metod geoinformatiky.

Konference by se nemohla uskutečnit bez podpory partnerů, generálním partnerem byla společnost LK Pumpservice s.r.o., hlavními partnery byly společnosti ASIO TECH, spol. s.r.o., DHI a.s., ENERGIE AG BOHEMIA, s.r.o., ENVI-PUR, s.r.o., HUBER CS, Veolia Holding Česká republika a Xylem Česká republika spol. s r.o. a partnery byly společnosti Brněnské vodárny a kanalizace, a.s., BestTalk, CENTRIVIT, spol. s r.o., FONTANA R, s.r.o, Královehradecká provozní, a.s. Pražská vodohospodářská společnost a.s. a SOKOFLOK, s.r.o. Partnerům konference za jejich podporu velmi děkujeme.

Věříme, že každý z účastníků konference si odnesl zajímavé informace, nové poznatky a kontakty, které uplatní ve své profesní či akademické kariéře. Doufáme, že se Vám konference Mladá voda břehy mele 2024 líbila a těšíte se společně s námi na 5. ročník v roce 2026!

V neposlední řadě děkujeme autorům přednášek a posterů za jejich příspěvky, se kterými se na následujících stránkách můžete seznámit.

Za organizační výbor konference,

Ing. Nikola Salová

členka organizačního výboru Young Water Professionals Czech Republic

ÚVODNÍ SLOVO PROGRAMOVÉHO VÝBORU KONFERENCE

Programový výbor měl před tímto ročníkem nelehkou úlohu vybrat z došlých abstraktů příspěvky pro prezentace a postery. Tento úkol byl náročný kvůli množství kvalitních příspěvků a autorů, kteří měli zájem prezentovat.

Novinkou letošního ročníku konference byla sekce v anglickém jazyce. Úvodní slovo zde měl generální partner, společnost LK Pumpservice, kterou zastupoval Ondřej Kincl. Ten popsal nejen vývoj společnosti, ale i její současnost a budoucí vize. Toto téma bylo dále reflektováno i v dalších příspěvcích, které poukazyvaly na posun současného vodního hospodářství do digitálního prostředí, služeb a optimalizací. V sekci digitalizace se ukazovala důležitost práce s daty a možnosti jejich aplikace, které jsou velmi široké. Od digitálních dvojčat čistíren (Martínková, Procházka), přes virtuální modely čerpacích stanic (Krňávek) až po modelování stokových sítí s využitím srážkoměrných dat (Novák).

Za organizátory YWP CZ promluvila Denisa Čadková s příspěvkem o současnosti YWP CZ, aktivitách skupiny a členské základně. Na tuto přednášku navázal Albert Saltakaj z YWP Kosovo, což je jedna z velice aktivních skupin YWP v evropském regionu. Tato přednáška byla rozdělena na dvě části, kdy v druhé půlce byly prezentovány excelentní výsledky projektu YWP K, který datově propojuje provozovatele a státní instituce napříč Kosovem.

Dalším výrazným tématem, hojně akcentovaným v zaslaných abstraktech, byly mikropolutanty a jejich odstraňování. Tato problematika prochází prudkým vývojem, který se na jednu stranu projevuje snahou o jeho legislativní ukotvení (Rosenbergerová) a na stranu druhou pokračujícím vývojem analytických metod a technologií jejich odstraňování. Pro odstraňování mikropolutantů z odpadních vod se zdá být signifikantní trend smývání rozdílů mezi technologiemi vodárenskými a čistírenskými. V oblasti čištění vod se tak objevují technologie jako sorpce na aktivním uhlí (Mečíř), nebo tradiční vodárenské metody jako koagulace a ozonizace (Jurík). Kromě legislativy, trendů a výzkumu měli účastníci možnost se seznámit i s reálnou aplikací technologie odstranění mikropolutantů z nemocniční odpadní vody (Kvaček). Že se jednalo o velice zajímavé téma, bylo později potvrzeno i hlasováním účastníků, kteří právě prezentaci Roberta Kvačka vyhodnotili jako celkově nejlepší.

Druhý den pokračoval program sekcí nazvanou „Hydepark vody“. Ta byla zahájena prezentací Radka Vojtěchovského, který ukázal, že i komerční dodavatel vodárenských a čistírenských technologií může a musí investovat do výzkumu a vývoje, aby dokázal reflektovat měnící se požadavky trhu. Této tematice byla blízka i přednáška z následující sekce zaměřená na projektování a realizaci projektů ve vodním hospodářství (Unčovský). Jedním takovým projektem je například úprava pro Bolevecký rybník. Tomuto tématu se věnovala dvojpřednáška, kdy nejprve byly diskutovány důvody, motivace a výsledky (Gregar) a následně byly prezentovány technické detaily realizovaného řešení (Hnojna). Tento projekt je krásným případem zapojení odborníků od správce toku, přes místní samosprávu až po technologickou

společnost a provozovatele infrastruktury. Navíc se jedná o projekt úspěšný, který reálně zvýšil kvalitu a množství povrchové vody v lokalitě.

Dalším tématem s výrazným vlivem na kvalitu života je téma hořčíku v pitné vodě. Dopady koncentrace hořčíku v pitné vodě na kardiovaskulární systém obyvatelstva jsou velice jednoznačné. Přednáška Roberta Kvačka se dále zabývala i technickými možnostmi zvýšení koncentrace hořčíku v pitné vodě a finanční stránkou celého procesu. Vliv koncentrace hořčíku na zdraví obyvatel se zdá být mnohem významnější než v případě některých mikropolutantů a náklady na efektivní opatření nižší. Snad bude tento příspěvek hozenou rukavicí provozovatelům a v budoucnu se dočkáme přednášky o úspěšné aplikaci technologie.

Zajímavým fenoménem bylo množství zaslaných příspěvků zabývajících se biocharem. To lze chápat jednak tak, že se jedná o slibnou cestu k eliminaci některých polutantů z vod, a současně že využití biocharu reflektuje poptávku po jiném způsobu likvidace kalu, než je skládkování a hledání cest využití odpadu reflektující principy cirkulární ekonomiky. Tento materiál lze využít například jako doplňkový filtrační materiál u kořenových čistíren (Lukáč), nebo jako adsorbent pro čištění nemocničních odpadních vod (Burdová). Že energetika provozu ČOV není jen o datech a optimalizacích, ukázala i přednáška o hledání vhodného kosubstrátu pro anaerobní fermentaci (Stránský). Z trochu jiného soudku byl příspěvek o revitalizaci slepého ramene na území evropsky významné lokality (Winkler), který podnítil velmi bohatou diskuzi a poskytl pohled na problematiku vodního hospodářství i z pozice správce toku.

Za zmínku stojí i moderovaná panelová diskuze, která otevřela velmi důležitá témata, jako je nedostatek studentů a pracovní síly, spravedlivé odměňování a zapojení žen. Díky výběru hostů a aktivitě diskutujících byl diskutován paradox, kdy společnosti nemohou sehnat zaměstnance a současně absolventi obtížně hledají uplatnění. Otevření této tematiky a výměna pohledů na problematiku mezi zástupci firem a studenty byla velmi podnětná a přínosná pro obě skupiny.

Konference opět přitáhla více účastníků než v předchozích letech. Rovněž je možné říci, že se jedná o studentskou akci pouze ve smyslu věku organizátorů. Svou náplní, organizací a přínosem je MVBM již zcela vyzrálou konferencí s pevným místem v kalendáři akcí, která otevírá trochu jiná témata a jiným způsobem než ostatní konference. Dále je potřeba organizátorům pochválit i doprovodný program, například společné akce, jako vycházka, běh i formát společenského večera. Zajímavá témata, zajímaví řečníci a skvělá atmosféra, to je to, co činí tuto konferenci jedinečnou a v ČR unikátní.

Za programový výbor konference,

Ing. Jindřich Procházka, Ph.D.

člen programového výboru konference

08:00 – 09:00 **Registrace**

09:00 – 09:15 **Zahájení**
- Filip Harciník (YWP CZ), Jiří Paul (CzWA), Vilém Žák (SOVAK ČR)

1. sekce
09:15 – 10:45 **Innovations and youth in the water sector**

09:15 – 09:35 **LK - trendsetter in the innovative approach of the Czech water management**
- Kincl O., Kincl J. (LK Pumpservice)

09:35 – 09:55 **Young Water Professionals Czech Republic and its activities**
- YWP CZ

09:55 – 10:15 **Young Water Professionals Kosovo and its activities**
- YWP Kosovo

10:15 – 10:30 **Treatment of Wastewater by Visible-light Photocatalysts based on Graphitic Carbon Nitride and Low-temperature Plasma Generated by Multi-hollow Dielectric Barrier Discharge**
- Zažímal F. (Masarykova univerzita)

10:30 – 10:45 **Miscanthus x giganteus biochar: Effective pharmaceutical adsorbent from model and hospital wastewater**
- Burdová H. (FŽP UJEP v Ústí n. L.)

10:45 – 11:15 coffee break

2. sekce
11:15 – 12:45 **Diskuzní fórum: Udržitelnost a budoucnost oboru**

11:15 – 12:45 **Panelová diskuse** (moderuje Martin Srb, CzWA)

12:45 – 14:15 oběd

3. sekce
14:15 – 15:20 **Digitalizace**

14:15 – 14:35 **Inovace v čistírenství aneb cesta k moderním a digitálním řešením**
- Procházka J. (Xylem)

14:35 – 14:50 **Vliv vstupních srážkoměrných dat na výsledky dlouhodobé simulace odtoku v kanalizaci**
- Novák J. (DHI)

14:50 – 15:05 **Integrovaný simulační model čerpací stanice pro virtuální uvedení do provozu**
- Krňávek O. (SEWACO)

15:05 – 15:20 **Zpracování a analýza dat pro přípravu digitálního modelu BČOV Pardubice**
- Martínková M. (DHI)

15:20 – 16:10 posterová sekce s coffee breakem

4. sekce
16:10 – 17:15 **Mikropolutanty**

16:10 – 16:30 **Legislativní výzvy pro novou generaci vodohospodářů**
- Rosenbergová R. (Veolia)

16:30 – 16:45 **Kvartárne dočistovanie odpadovej vody pomocou koagulácie a ozonizácie**
- Jurík J. (STU Bratislava)

16:45 – 17:00 **Modernizace nemocniční ČOV aneb Jak zachytit mikropolutanty přímo u zdroje znečištění**
- Kvaček R. (PVK)

17:00 – 17:15 **Odstraňování PFAS při úpravě pitné vody – pilotní laboratorní pokus**
- Mečíř F. (FAST VUT v Brně)

17:30 – 18:30 procházka a běh s YWP

19:30 – 22:00 společenský večer

1. sekce	
09:00 – 10:20	Hydepark vody
09:00 – 09:20	Aktuální výzkumné a vývojové projekty - <i>Envipur</i>
09:20 – 09:35	Dvě tváře malých vodárenských systémů – poznatky z WSP - <i>Sochor J. (FTOP VŠCHT v Praze)</i>
09:35 – 09:50	Hořčík v pitné vodě – význam a možnosti remineralizace - <i>Kvaček R. (PVK)</i>
09:50 – 10:05	Výběr vhodného kosubstrátu pro anaerobní kofermentaci s čistírenským kalem - <i>Stránský D. (FTOP VŠCHT v Praze)</i>
10:05 – 10:20	Využití biocharu jako doplnkový filtrační materiál v technologii koreňových čistiarní - <i>Lukáč T. (STU Bratislava)</i>
10:20 – 10:40	coffee break
2. sekce	
10:40 – 11:45	Revitalizace
10:40 – 11:00	Vodohospodářský projekt od studie po servis - <i>Unčovský O. (ASIO)</i>
11:00 – 11:15	Zlepšení vodohospodářské bilance ve Velkém Boleveckém rybníce v Plzni - <i>Gregar M. (Město Plzeň)</i>
11:15 – 11:30	Úpravna vody pro doplnění Velkého Boleveckého rybníka a její specifika - <i>Hnojna K. (Envi-pur)</i>
11:30 – 11:45	Revitalizace slepého ramene na území evropsky významné lokality - <i>Winkler S. (Povodí Labe)</i>
11:45 – 12:00	Ukončení - <i>YWP CZ</i>
12:00 – 12:30	svačina a přesun na exkurze
12:30	exkurze

Vyhrazujeme si právo provést změny v programu.

postery

Implementace prvků modro-zelené infrastruktury do matematického modelu - *Haška A. (VUT v Brně)*

Odstranění benzenofenonu 8 z vodné matrice pomocí tepelně aktivovaného peroxidisíranu
- *Kadlecová A. (VŠCHT v Praze)*

Ammonium and Phosphorus under 1 mg/l? No Problem for Aerobic Granular Sludge Technology
- *Majčínová M. (ASIO TECH)*

Separace surovin z kalů z odpadních vod při recyklaci plastů a jejich další využití - *Pavlík J. (ASIO TECH)*

Rekonstrukce historického povrchu v místě vodního díla Fláje s využitím metod geoinformatiky
- *Soukup O.*

Analýza znečištění v sedimentech historických koryt řeky Bíliny - *Suková N. (UJEP v Ústí n. L.)*

Spôsoby aktivácie a modifikácie biocharu pre zlepšenie účinnosti odstraňovania liečiv z vodného roztoku adsorpciou - *Tulipánová A. (VUT v Brně)*

Eliminace fosforu v povrchových vodách pomocí pevných sorbentů - *Vokurková K. (VŠCHT v Praze)*

OBSAH

TREATMENT OF WASTEWATER BY VISIBLE-LIGHT PHOTOCATALYSIS BASED ON GRAPHITIC CARBON NITRIDE.....	14
<i>MISCANTHUS X GIGANTEUS</i> BIOCHAR: EFFECTIVE PHARMACEUTICAL ADSORBENT FROM MODEL WATERS AND HOSPITAL WASTEWATER.....	20
VLIV VSTUPNÍCH SRÁŽKOMĚRNÝCH DAT NA VÝSLEDKY DLOUHODOBÉ SIMULACE ODTOKU V KANALIZACI.....	29
INTEGROVANÝ SIMULAČNÍ MODEL ČERPAČÍ STANICE PRO VIRTUÁLNÍ UVEDENÍ DO PROVOZU	37
ZPRACOVÁNÍ A ANALÝZA DAT PRO PŘÍPRAVU DIGITÁLNÍHO MODELU BČOV PARDUBICE.....	45
KVARTÁRNE DOČIŠŤOVANIE ODPADOVEJ VODY POMOCOU KOAGULÁCIE A OZONIZÁCIE	54
MODERNIZACE NEMOCNIČNÍ ČOV ANEB JAK ZACHYTIT MIKROPOLUTANTY PŘÍMO U ZDROJE ZNEČIŠTĚNÍ.....	62
ODSTRAŇOVÁNÍ PFAS PŘI ÚPRAVĚ PITNÉ VODY – PILOTNÍ LABORATORNÍ POKUS	69
AKTUÁLNÍ VÝZKUMNÉ A VÝVOJOVÉ PROJEKTY VE SPOLEČNOSTI ENVI-PUR.....	75
HOŘČÍK V PITNÉ VODĚ – VÝZNAM A MOŽNOSTI REMINERALIZACE	83
VÝBĚR VHODNÉHO KOSUBSTRÁTU PRO ANAEROBNÍ KOFERMENTACI S ČISTÍRENSKÝM KALEM	91
VYUŽITIE BIOCHARU AKO DOPLNKOVÝ FILTRAČNÝ MATERIÁL V TECHNOLOGII KOREŇOVÝCH ČISTIARNÍ	99
ZLEPŠENÍ VODOHOSPODÁŘSKÉ BILANCE VE VELKÉM BOLEVECKÉM RYBNÍCE V PLZNI.....	107
ÚPRAVNA VODY PRO DOPLNĚNÍ VELKÉHO BOLEVECKÉHO RYBNÍKA A JEJÍ SPECIFIKA	119
REVITALIZACE MRTVÉHO RAMENE HOLŠTEJN NA ÚZEMÍ EVROPSKY VÝZNAMNÉ LOKALITY ORLICE A LABE.....	125
IMPLEMENTACE PRVKŮ MODRO-ZELENÉ INFRASTRUKTURY DO MATEMATICKÉHO MODELU	134
ODSTRANĚNÍ BENZOFENONU 8 Z VODNÉ MATRICE POMOCÍ TEPELNĚ AKTIVOVANÉHO PEROXODISÍRANU	139
AMMONIUM AND PHOSPHORUS UNDER 1 MG/L? NO PROBLEM FOR AEROBIC GRANULAR SLUDGE TECHNOLOGY	143
APPLICATION OF GRAPHITIC CARBON NITRIDE AND LOW-TEMPERATURE PLASMA TOWARDS DEGRADATION OF ANTIBIOTICS IN WASTEWATER.....	147
SPÔSOBY AKTIVÁCIE A MODIFIKÁCIE BIOCHARU PRE ZLEPŠENIE ÚČINNOSTI ODSTRAŇOVANIA LIEČIV Z VODNÉHO ROZTOKU ADSORPCIOU	151
ELIMINACE FOSFORU V POVRCHOVÝCH VODÁCH POMOCÍ PEVNÝCH SORBENTŮ	155
REKONSTRUKCE HISTORICKÉHO POVRCHU V MÍSTĚ VODNÍHO DÍLA FLÁJE S VYUŽITÍM METOD GEOINFORMATIKY.....	159
ZNEČIŠTĚNÍ V SEDIMENTECH HISTORICKÝCH KORYT ŘEKY BÍLINY.....	164

Část příspěvků plenárních přednášek

sekce

Inovations and youth in the water sector

TREATMENT OF WASTEWATER BY VISIBLE-LIGHT PHOTOCATALYSIS BASED ON GRAPHITIC CARBON NITRIDE

F. Zažímal^{1*}, A. Shalu², D. Plašienka¹, A. V. Staňová^{3,4}, A. Podmanická¹, L. Vrána¹, A. Stýskalík⁵, O. Monfort², T. Homola^{1,6}

¹CEPLANT - R&D centre for Plasma and Nanotechnology Surface Modifications, Department of Plasma Physics and Technology, Masaryk University, Kotlářská 267/2, 602 00 Brno, Czech Republic

²Department of Inorganic Chemistry, Comenius University Bratislava, Ilkovičova 6, Mlynská dolina, Bratislava 842 15, Slovakia

³University of South Bohemia in Ceske Budejovice, Faculty of Fisheries and Protection of Waters, South Bohemian Research Centre of Aquaculture and Biodiversity of Hydrocenoses, Zatisi 728/II, CZ-389 25 Vodnany, Czech Republic

⁴Department of Analytical Chemistry, Faculty of Natural Sciences, Comenius University in Bratislava, Mlynska dolina Ilkovicova 6, 842 15 Bratislava, Slovakia

⁵Department of Chemistry, Faculty of Science, Masaryk University, Kotlářská 267/2, 602 00 Brno, Czech Republic

⁶Department of Environmental Engineering, Institute of Chemical and Environmental Engineering, Faculty of Chemical and Food Technology, Slovak University of Technology, Radlinskeho 9, 812 37 Bratislava, Slovakia

*fzazimal@mail.muni.cz

ABSTRACT

Society faces a challenge from rising antibiotic resistance due to inadequate wastewater treatment. Conventional methods like chlorination, ozonation, and UV often fail to fully eliminate trace antibiotics, leading to their release into the environment. To address this issue, there is growing interest in sustainable quaternary treatment technologies. We focus on low-cost, biocompatible methods utilizing visible-light photocatalysts based on graphitic carbon nitride (gCN) based on melamine (M-gCN) and 3-amino-1,2,4-triazole (3AT-gCN) modified by diffuse coplanar surface barrier discharge (DCSBD). These were tested for effectiveness in purifying antibiotics in pure water and wastewater.

KEYWORDS

Advanced oxidation processes (AOPs), photocatalysis, low-temperature plasma, sulfamethoxazole, wastewater

1. INTRODUCTION

Metal-free graphitic carbon nitride (gCN) has recently emerged as a significant addition to the century-old family of polymers, garnering attention due to its distinctive properties. In the past decade, rapid advancements in research and application have positioned gCN as a promising material for various technological innovations. Fabricated from earth-abundant, low-cost precursors, gCN offers low manufacturing costs and wide availability. This nanomaterial features a medium bandgap that enables visible light absorption (up to 460 nm), alongside mechanical flexibility, recyclability, high selectivity, and chemical stability. These unique properties make gCN particularly attractive for light-driven technologies, including organic synthesis, H₂ and O₂ evolution, CO₂ conversion, solar cells, sensors, drug delivery, and removal of wastewater pollutants (Drdanová et al., 2024).

The tunability of gCN significantly enhances its performance and broadens its applications. Previous research has shown that the choice of precursor used in gCN synthesis critically influences its structural, physicochemical, electrochemical, and optoelectronic properties. Studies have reported that gCN prepared from precursors like melamine, thiourea, dicyandiamide, and urea exhibits distinct photocatalytic activities (Chand et al., 2024). Recently, 3-amino-1,2,4-triazole has been used to develop a new generation of gCN-based photocatalysts with extended visible light absorption and improved photocatalytic efficiency (Liu et al., 2023). Surface nanomodifications further enhance the photocatalytic properties of gCN. Developing nanomodification strategies for low-cost, entirely metal-free gCN photocatalysts offers significant potential for sustainable energy and environmental solutions. Various methods for non-metal modifications, such as introducing vacancies, non-metal doping, non-metal quantum dots, and coupling with other semiconductors, have been proposed to create efficient and stable metal-free photocatalysts. For instance, Tang et al., 2023 emphasizes the potential of fully non-metal modified gCN for sustainable development, pointing to promising directions in the design of metal-free photocatalysts.

This work explores how functional groups generated by low-temperature plasma in ambient air conditions affect the properties of graphitic carbon nitride (gCN). We demonstrate for the first functionalization of gCN with amide (CONH₂) groups. Utilizing DCSBD technology, we expand the range of chemical-based gCN functionalization methods beyond amino, hydroxyl, cyano, carboxyl, urea, and aromatic groups (Wang et al., 2023). Plasma nanomodification resulted in gCN functionalized with either carboxyl groups (in M-gCN-PT) or both carboxyl and amine groups (in 3AT-gCN-PT). This study provides a detailed analysis of the properties of pristine and plasma-treated gCN samples derived from melamine (M-gCN) and 3-amino-1,2,4-triazole (3AT-gCN), supported by XPS analysis and DFT simulations. We found that amide groups significantly impact the electronic properties of M-gCN compared to carboxyl groups. This non-destructive, rapid (4-minute), and eco-friendly approach enhances the photocatalytic efficiency of M-gCN and 3AT-gCN, as demonstrated by photocatalytic tests on sulfamethoxazole (SMX).

2. METHODS

Materials

For the synthesis of M-gCN melamine (ACROS organic, 99.0 %), and 3AT-gCN the 3-amino-1,2,4-triazole (TCI, ≥ 98.0 %) were used as precursors. The photocatalytic efficacy of materials was evaluated on SMX (Merck, VETRANAL®). As an oxidizing agent, PMS (Sigma Aldrich, OXONE®) was used.

Preparation of gCN

The high-temperature pyrolysis method was employed for sample synthesis. To prepare M-gCN, 8 g of melamine powder was placed in a square alumina ceramic crucible (100 x 50 x 10 mm). The heating process was carried out in a muffle furnace at 500 °C for 2 hours, with a heating rate of 3 °C/min. The crucible was partially covered with a ceramic lid to minimize substance evaporation during heating. After cooling, a yellow-pale powder was obtained. Similarly, 3AT-gCN was prepared under similar conditions by heating 8 g of

3-amino-1,2,4-triazole at 500 °C for 3 hours with a heating rate of 5 °C/min in an air muffle furnace. This resulted in an orange powder after cooling.

Plasma treatment of gCN

Diffuse Coplanar Surface Barrier Discharge (DCSBD) technology (Roplass s.r.o., Czech Republic) was employed for plasma treatment. This system generates low-temperature plasma with high energy density under ambient conditions. The discharge unit features parallel molybdenum electrodes embedded in alumina ceramics, with the discharge plate reaching a maximum temperature of 70 °C. Powered by an AC source with up to 20 kV and a frequency of 14-18 kHz, plasma is generated over an 80 × 200 mm area with a 0.3 mm thickness. This technology is suitable for large-scale industrial applications. M-gCN and 3AT-gCN were treated under optimized conditions with 400 W power for 4 minutes in ambient air. The plasma-treated samples are labelled M-gCN-PT and 3AT-gCN-PT.

Photocatalytic experiments

The photocatalytic efficiency of M-gCN, M-gCN-PT, 3AT-gCN, and 3AT-gCN-PT was tested using an SMX solution in deionized water (DW). For this, 10 mg of the nanomaterial was added to 50 ml of a 50 µM SMX solution, and the mixture was stirred in the dark for 15 minutes to establish adsorption-desorption equilibrium. For tests involving PMS, 0.5 mM PMS solution in DW was added to the mixture (denoted as M-gCN+PMS, M-gCN-PT+PMS, 3AT-gCN+PMS, and 3AT-gCN-PT+PMS). The mixture was then transferred to a photocatalytic reactor and irradiated for 120 minutes under a UVA lamp (335-380 nm, 1.9 mW/cm²). The solution was continuously stirred to maintain homogeneity. Experiments were conducted at room temperature under standard laboratory conditions. To assess photocatalyst reusability (in SMX+PMS solution), the tests were repeated for four 120-minute cycles. Further testing involved SMX and PMS in tap water and wastewater effluent from a Bratislava municipal wastewater treatment plant. SMX degradation was monitored at fixed intervals by sampling 500 µL of the reaction mixture, filtering it through a 0.45 µm PTFE microfilter, and adding 100 µL of methanol to halt reactions. The samples were analyzed using an HPLC system (Merck, USA) with an autosampler, intelligent pump, and UV-VIS detector. A C18 column (Hypersil Gold, 5 µm, 150 mm × 4.6 mm; Thermo Fisher Scientific) was used for separation, with a mobile phase of MeOH and DW (50:50) at a flow rate of 1 ml/min and a detection wavelength of 268 nm.

Nanomaterial analysis

The nanomaterial analysis was performed by portfolio of experimental methods including X-ray Diffraction (XRD), Attenuated Total Reflection Fourier-Transform Infrared Spectroscopy (ATR-FTIR), Transmission Electron Microscopy (TEM), UV-VIS Diffuse Reflectance Spectroscopy (UV-VIS DRS), Photoluminescence Measurement (PL), Scanning Electron Microscopy with Energy-Dispersive X-ray (SEM/EDX), Brunauer-Emmett-Teller Analysis (BET), X-ray Photoelectron Spectroscopy (XPS). The XPS results were coupled with theoretical Density Functional Theory Calculations (DFT). For further details about the applied methods, please contact the corresponding author.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The change in SMX concentration relative to the initial value (at -15 minutes) is referred to as c/c_0 . Experiments with SMX and M-gCN or 3AT-gCN in the dark (**Fig. 1a**) showed no degradation, likely due to the materials poor absorption and low surface area and porosity. Degradation of SMX by PMS alone significantly decreased c/c_0 compared to the results with M-gCN and 3AT-gCN. Hydrophilic groups (carboxyl, amide, and amine) on gCN can enhance wettability and increase active sites (Fronczak, 2020) for better interaction with SMX, but no such improvement was observed with plasma-treated samples, which showed similar c/c_0 as the reference samples (**Fig. 1b**). However, plasma-modified samples showed improved degradation of SMX when PMS was present in reaction mixture which was accompanied by lower c/c_0 values (**Fig. 1b**). Photolytic degradation of SMX was not observed, and PMS was not activated by light, resulting in similar c/c_0 values to dark conditions (**Fig. 1c, d**). Under light, M-gCN and 3AT-gCN showed slightly improved SMX degradation, with 3AT-gCN being more effective ($c/c_0 = 0.80$) than M-gCN ($c/c_0 = 0.86$). The addition of PMS significantly enhanced SMX degradation, with c/c_0 values of 0.59 for

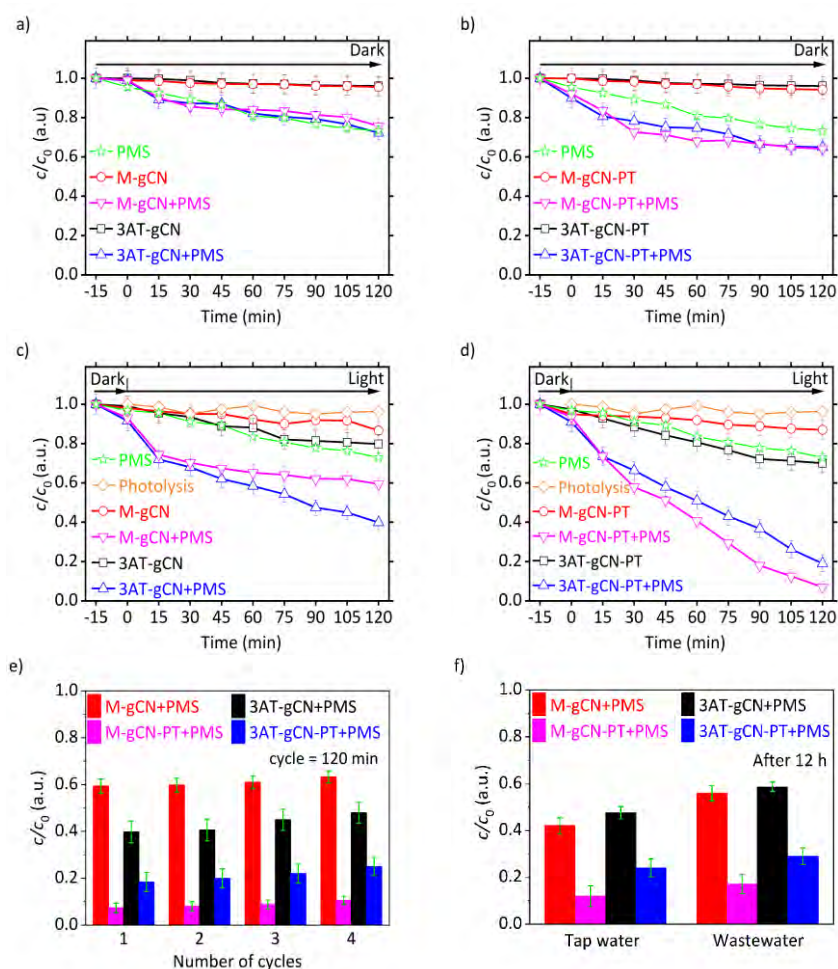


Figure 1: SMX degradation tests using M-gCN, M-gCN-PT, 3AT-gCN, and 3AT-gCN-PT, with PMS indicated in the experiments. The SMX concentration change relative to the start of the experiments (-15 minutes) is shown as c/c_0 . Panels a) and b) display experiments in the dark with reference and plasma-treated samples, respectively. Panels c) and d) show photocatalytic experiments with reference and plasma-treated samples. Panel e) presents the reusability of materials in photocatalytic experiments. Also included are the results of SMX photocatalytic degradation in tap water and wastewater.

M-gCN+PMS and 0.40 for 3AT-gCN+PMS after 120 minutes. Plasma-treated 3AT-gCN showed further improvement in photocatalytic degradation ($c/c_0 = 0.70$), while M-gCN-PT did not outperform the efficiency of M-gCN. The plasma treatment did not alter the structure of the samples detected by analytical methods, suggesting that the enhanced activity of 3AT-gCN-PT is due to improved light absorption and electron-hole separation.

Adding PMS to the reaction mixture with plasma-treated samples significantly increased SMX degradation (**Fig. 1d**). M-gCN-PT showed a more pronounced effect ($c/c_0 = 0.07$) compared to 3AT-gCN-PT ($c/c_0 = 0.19$) after 120 minutes. This improvement is due to functional groups created by DCSBD plasma on M-gCN-PT and 3AT-gCN-PT, which enhance PMS interaction and charge carrier separation. These functional groups help localize excited electrons and facilitate their transfer to PMS, leading to the formation of sulfate (SO_4^-) and hydroxyl (OH^+) radicals. Additionally, PMS interacts with photoexcited holes to form peroxymonosulfate (SO_5^-) radicals, which can further produce sulfate radicals. The test of reusability of photocatalyst performed in the presence of PMS documented excellent stability of M-gCN, M-gCN-PT, 3AT-gCN, 3AT-gCN-PT samples over 4 repeated cycles (**Fig. 1e**). The degradation tests of SMX in the presence of PMS and gCN dissolved in tap water or wastewater (**Fig. 1f**) performed for 12 hours documented comparably higher degradation efficacy of plasma treated samples compared to reference counterparts in both liquid media. Consistently with the experiments done in DW, the highest efficacy ($c/c_0 = 0.12$ in tap water and $c/c_0 = 0.17$ in wastewater) was detected for M-gCN-PT. The application of 3AT-gCN-PT led to degradation $c/c_0 = 0.24$ in tap water and $c/c_0 = 0.29$ in wastewater.

4. CONCLUSION

In this study, we present novel functionalization of M-gCN and 3AT-gCN with amide (CONH_2) groups, which are dominant over the carboxyl groups (COOH) also formed on their surfaces. This functionalization was achieved through low-temperature plasma treatment using DCSBD technology in ambient air, resulting in rapid (4 minutes) surface modification without structural defects. The 3AT-gCN-PT material demonstrated better photocatalytic activity for SMX degradation compared to M-gCN-PT, attributed to enhanced light absorption, an extended absorption range up to 585 nm (compared to 445 nm for M-gCN-PT), and improved electron-hole separation and charge carrier migration. These effects were particularly effective when PMS was added to the gCN-SMX reaction mixture, leading to significant SMX degradation. After 120 minutes, only 7% of the original SMX concentration remained with M-gCN-PT, and 19% with 3AT-gCN-PT. The primary degradation mechanism involved sulfate radicals generated from electron transfer between photoexcited gCN and PMS, facilitated by the surface functional groups. The nanomodification strategy's efficacy was further validated by the photocatalysts excellent stability and effective SMX degradation in wastewater. These results highlight the importance of developing advanced materials like graphitic carbon nitride with targeted surface modifications for improved wastewater treatment. The use of environmentally friendly methods such as ambient air plasma emphasizes the potential for these materials in sustainable water treatment applications. As the demand for non-toxic, efficient nanomaterials increases, gCN emerges as a promising candidate, and integrating such

materials with innovative surface modifications into wastewater treatment could significantly enhance pollutant removal and water quality.

ACKNOWLEDGEMENT

The authors acknowledge the financial support from the Czech Science Foundation for this research under project No. 23-06843S. This work was also supported by the EU Horizon 2020 Research and Innovation Program through the SASPRO2 COFUND Marie Skłodowska-Curie grant agreement No. 945478. Research infrastructure was funded by projects LM2023039 and LM2023051 from the Ministry of Education, Youth, and Sports of the Czech Republic. Computational resources were provided by the e-INFRA CZ project (ID: 90254), supported by the same Ministry, and were utilized through IT4Innovations National Supercomputing Center, MetaCentrum, and CERIT Scientific Cloud. Additionally, partial funding was received from the Slovak Research and Development Agency (SRDA) under contracts No. APVV-21-0039, APVV-21-0053, and VEGA 1/0422/24. The authors also thank the Bratislavská Vodárenská Spoločnosť (Bratislava Water Company) for supplying effluents from the municipal wastewater treatment plant in Bratislava-Petržalka, along with their routine analytical results.

REFERENCES

- Chand, H., Kumar, A., Goswami, S., & Krishnan, V. (2024). Comparison of catalytic activity of graphitic carbon nitrides derived from different precursors for carbon dioxide conversion. *Fuel*, 357(PB), 129757. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.129757>
- Drdanová, A. P., Krajčovičová, T. E., Gál, M., Nemčeková, K., Imreová, Z., Ryba, J., Naumowicz, M., Homola, T., Mackul'ak, T., & Svitková, V. (2024). *Unveiling Versatile Applications and Toxicity Considerations of Graphitic Carbon Nitride*. <https://doi.org/10.3390/ijms25147634>
- Fronczak, M. (2020). Adsorption performance of graphitic carbon nitride-based materials: Current state of the art. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104411. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104411>
- Liu, J., Wang, S., Zhao, C., & Zheng, J. (2023). Engineered g-C₃N₅-Based Nanomaterials for Photocatalytic Energy Conversion and Environmental Remediation. In *Nanomaterials* (Vol. 13, Issue 3). MDPI. <https://doi.org/10.3390/nano13030499>
- Tang, C., Cheng, M., Lai, C., Li, L., Yang, X., Du, L., Zhang, G., Wang, G., & Yang, L. (2023). Recent progress in the applications of non-metal modified graphitic carbon nitride in photocatalysis. *Coordination Chemistry Reviews*, 474, 214846. <https://doi.org/10.1016/J.CCR.2022.214846>
- Wang, N., Cheng, L., Liao, Y., & Xiang, Q. (2023). Effect of Functional Group Modifications on the Photocatalytic Performance of g-C₃N₄. *Small*, 19(27), 1–17. <https://doi.org/10.1002/smll.202300109>

MISCANTHUS X GIGANTEUS BIOCHAR: EFFECTIVE PHARMACEUTICAL ADSORBENT FROM MODEL WATERS AND HOSPITAL WASTEWATER

Burdová H.^{1*}, Brázová V.², Kwoczynski Z.¹, Snow J.¹, Trögl J.¹, Kříženecká S.¹

¹ Faculty of Environment, Jan Evangelista Purkyně University, Pasteurova 3632/15, 40096, Ústí nad Labem, Czech Republic

² Faculty of Science, Jan Evangelista Purkyně University, Pasteurova 3632/15, 40096, Ústí nad Labem, Czech Republic

*Hana Burdová, email: hana.burdova@ujep.cz

ABSTRACT

Miscanthus x giganteus biochar was tested for pharmaceutical removal from model and hospital wastewater. The biomass was pyrolyzed at two temperatures, 360 °C and 500 °C. It was found that the pyrolysis temperature significantly influenced the biochar properties and composition. The properties were also influenced by shaking during the experiment. The pharmaceuticals tested were atenolol (AT), sulfamethoxazole (SMX), and 17 α -ethynyl estradiol (EE2) in model solutions. Both tested biochars showed high absorption capacity, with removal exceeding 80 % for AT and EE2 after 4 h. Sorption from the mixed solution was affected by competitive sorption on active sites, with inter-drug exclusions observed. In the case of real wastewater, the sorption mechanism was influenced by water properties, yet the pharmaceuticals removal efficiency remained above 60 %.

KEY WORDS

Miscanthus x Giganteus biochar; biochar characterization; pharmaceuticals (atenolol, sulfamethoxazole, 17 α -ethynyl estradiol); pharmaceuticals removal; wastewater

INTRODUCTION

Pharmaceuticals are considered to be emerging pollutants, and the issue of their elimination from wastewater remains unresolved. The majority of these compounds do not undergo natural degradation in the environment or during wastewater treatment (Kosma et al., 2019), and can enter drinking water through the hydrological cycle (Mičaník, 2011). Considering mounting public pressure and the forthcoming European Union legislation, it is imperative to guarantee the removal of these substances that have the potential to bioaccumulate and exert a detrimental impact on human health from the environment. A significant number of researchers are concentrating their efforts on the final stages of pharmaceutical degradation or removal, including coagulation (Boyd et al., 2003), biodegradation (Kimura et al., 2005), chlorination (Boyd et al., 2005), and photo-transformation (Pereira et al., 2007). Currently, research is being conducted into the use of innovative adsorbents in the adsorption process. One promising approach is the use of biochar for adsorption.

Biochar is a product of pyrolysis, which is defined as the thermal transformation of waste under an inert atmosphere into a valuable product (Li et al., 2013). The effectiveness of biochar as an adsorbent for pollutants and pharmaceuticals has been demonstrated in previous studies (Maged et al., 2021). This is due to the excellent adsorption properties of biochar. It is regrettable that the majority of studies can be regarded as laboratory simulations. They are concentrated on the elimination of a limited number of selected pharmaceuticals (either singular or in combination) from deionised water (Shin et al., 2021,

Baccar et al., 2012). Consequently, the influence of the wastewater environment, including the presence of ions, is absent.

In this presented study (Burdová et al., 2024), biochar was produced from second-generation biofuel-producing grass *Miscanthus x giganteus* (miscanthus). The biomass was cultivated in marginal and contaminated soils (Nebeská, Malinská, et al., 2021, Nebeská, Trögl, et al., 2021). As a result of phytomanagement, this potentially contaminated biomass was transformed by pyrolysis into a valuable product. The pharmaceuticals tested were atenolol (AT), 17 α -ethynyl estradiol (EE2) and sulfamethoxazole (SMX). The impact of adsorption time, biochar weight and type on the removal efficiency of pharmaceuticals from model single or mixture solutions was evaluated. Additionally, the changes in biochar structure during the experiment were investigated. Finally, the removal efficiency was tested on a hospital wastewater sample.

MATERIALS AND METHODS

Biochar preparation

Upper part of miscanthus was air-dried, cut using a knife mill and homogenised. That prepared biomass was pyrolyzed at 360 °C (further labelled as M-3) and 500 °C (further labelled as M-5). As a pyrolysis unit was used fix bed unit under N₂ atmosphere (Snow et al., 2023).

Biochar characterization

The surface was characterised by specific surface analysis (SSA), pore size distribution and scanning electron microscopy (SEM). Biochars were analysed at 0, 2 and 4 h. Biochar was weighed (0.5 and 2 g) into a flask and 50 mL of deionised water was added. After horizontal shaking, the solution was filtered, the biochar was air-dried for further analysis. The pH and conductivity (χ) of the water leachate was measured (Burdová et al., 2024).

Experiments with model solutions of selected pharmaceuticals

Sulfamethoxazole (analytical standard), atenolol ($\geq 98\%$), and 17 α -ethynyl estradiol ($\geq 98\%$) were obtained from Sigma-Aldrich. Pharmaceuticals solutions (1 g·L⁻¹) were prepared in methanol (LC-MS grade, Honeywell) and used as initial concentrations for following experiments (Burdová et al., 2024).

In the *kinetic experiment*, the biochar was weighed and transferred to the reagent bottle, after which 50 mL of pharmaceutical solution was added. The weight was 0.5 g for ET and EE2. Given the low sorption observed in the preliminary experiment with 0.5 g, a quantity of 2 g of biochar was used for SMX. Pharmaceutical removal was measured at 0, 5, 10, 20, 30, 60, 120, 180, 240 and 360 min for SMX and EE2. Additionally, 480 and 600 min were included for AT. The kinetic tests were performed in duplicate, and the results were averaged (Burdová et al., 2024).

The impact of pharmaceutical mixture on the biochar adsorption capacity was investigated. The biochar weight was 0.5 g for AT and EEA, and 2 g for SMX. The mixture solution of the pharmaceutical (50 mL) with a concentration of 1 mg·L⁻¹ was added and then shaken for 4 h on a horizontal shaker (Burdová et al., 2024).

The weight efficiency of pharmaceutical removal from a mixture solution was studied using two distinct weights (0.5 and 2 g) over 4 h of horizontal shaking. The pharmaceutical concentration was 1 mg·L⁻¹ (Burdová et al., 2024).

Experiment with wastewater sample

The real wastewater sample was collected from the hospital wastewater treatment plant. Selected pharmaceuticals such as acebutolol, acetaminophen, atenolol, azithromycin, caffeine, clarithromycin, cotinine, diclofenac, gabapentin, hydrochlorothiazide, ibuprofen, pentoxifylline, sulfamethoxazole, tramadol, trimethoprim, venlafaxine, and 17 α -ethynyl estradiol were analyzed and quantitative standards were obtained from Sigma-Aldrich.

Wastewater sample (50 mL) was added to a vial containing either 0.5 g or 2 g of biochar. After 4 h of horizontally shaking, the samples were transferred to a centrifugation vial and centrifuged. The pharmaceuticals were then concentrated and purified by solid phase extraction (SPE) using Oasis Prime HLB cartridges (200 mg, 6 mL) from Waters (Milford, MA, USA). The biochar weights and removal time were selected based on the outcomes of preliminary experiments. For further details, refer to the paper by Burdová et al. (2024).

LC-MS pharmaceuticals analysis

Ultra-high-pressure liquid chromatography (UHPLC, Agilent 1290 Infinity II, Agilent Technologies, USA) combined with Luna Omega PS C18 analytical column 2.1x10 mm, 3 μ m particle (Phenomenex, USA) were used for pharmaceuticals analysis. The UHPLC system was coupled to a triple quadrupole (QQQ) mass spectrometer (Agilent G6495A, Agilent Technologies, USA) equipped with an Agilent Jet Stream electrospray ionization source. Agilent MassHunter Acquisition software was used for data acquisition, and Agilent MassHunter Workstation software was used for data analysis. For further details, refer to the paper by Burdová et al. (2024).

Statistical analysis and data calculation

The data are presented as the value \pm extended uncertainty (U), which was calculated for each analytical method during the process of validation. Pharmaceutical removal (R) was calculated as the ratio of analyte concentration in the sample before and after biochar application, expressed as a percentage (Burdová et al., 2024).

RESULTS AND DISCUSSION

The pyrolysis temperature exerts a significant influence on the biochar properties, including pH, structure, surface and functional groups bound to it (Pariyar et al., 2020). The physico-chemical properties and leachate characterization of biochars can be found in the paper Burdová et al. (2024). The results indicated that both tested biochars exhibited adsorption properties. It was expected that M-3 would exhibit higher efficiency (Burdová et al., 2024).

Evaluation of biochar changes during experiment

The SEM images showed a more fractured surface for M-5 in comparison to M-3. It has been demonstrated that elevated pyrolysis temperatures exert an influence on the mechanical properties of biochar (Das et al. 2015). During the horizontal shaking, the material underwent disintegration, resulting in an increased SSA and porosity (Fig. 1). The most notable alterations were observed in the case of M-5 (Burdová et al., 2024).

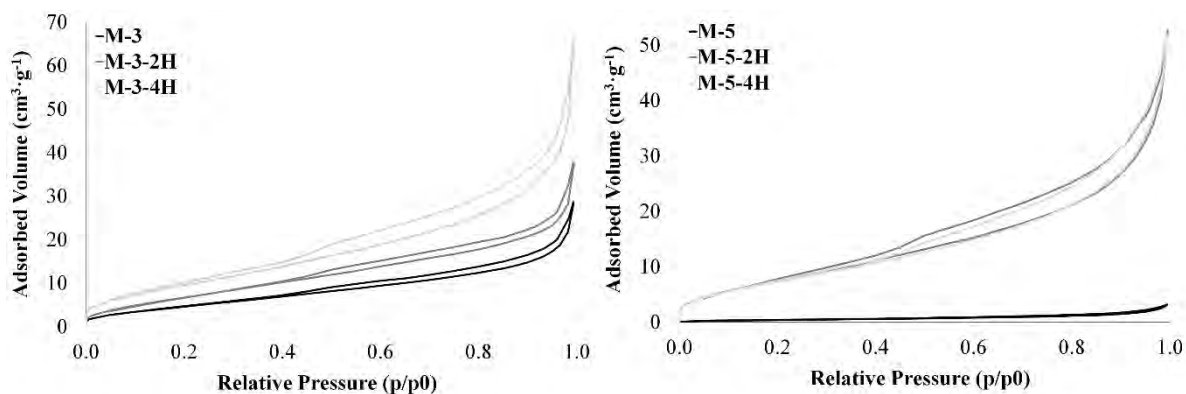


Fig. 1. BET adsorption/desorption isotherms of M-3 and M-5; 2H after 2 h shaking, 4H after 4 h shaking (Burdová et al., 2024).

The biochar weight and type did not significantly affect the pH values (Tab. 1). However, the effect of shaking time on sorption capacities and properties was observed. These changes in the biochar surface structure thus explain the large changes in pharmaceutical adsorption efficiency seen in Figure 2, particularly for M-5 at times 2 and 4 h (Burdová et al., 2024).

Tab. 1. Summary of pH and conductivity ($\chi \pm U$ (10 %)) for biochars before and after shaking (Burdová et al., 2024).

t [h]	M-3				M-5			
	pH		χ [$\mu\text{S}/\text{cm}$]		pH		χ [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	
	0.5 g	2 g	0.5 g	2 g	0.5 g	2 g	0.5 g	2 g
0	6.68 \pm 0.67	6.83 \pm 0.68	99	133	7.03 \pm 0.70	7.56 \pm 0.76	155	307
2	8.43 \pm 0.84	8.84 \pm 0.88	555	1339	9.78 \pm 0.98	9.85 \pm 0.99	305	804
4	8.64 \pm 0.86	8.53 \pm 0.85	682	1183	9.98 \pm 1	9.94 \pm 0.99	391	919

Evaluation of experiments with model solutions of selected pharmaceuticals

The kinetic experiment of single pharmaceutical solution is presented in Fig. 2. The adsorption capacity was higher at the beginning of the experiment and then slowed down. However, an adsorption equilibrium was reached only in the case of EE2 in combination with M-3. For AT (Fig. 2a) the removal efficiency was almost 90 % for both biochars. M-3 biochar exhibited greater effectiveness for EE2 removal compared to M-5 (Fig. 2b). In the case of SMX, no removal was observed in the experiment with a biochar weight of 0.5 g, leading to an increase in weight to 2 g (Fig. 2c). The final removal was two times higher for M-3 (32 %) compared to M-5 (15 %) after 4 h (Burdová et al., 2024).

The competitive sorption on active sites, with exclusions between the pharmaceuticals (Wei et al., 2019) was observed during the adsorption experiment with a pharmaceutical's mixture solution (Tab. 2). Significant changes in removal efficiency were observed for EEA and SMX, where R decreased for M-3 and increased for M-5. In the case of AT, the results were similar. Those changes in adsorption behavior can be caused by different physical-chemical properties such as structure, pK value and functional groups (Burdová et al., 2024).

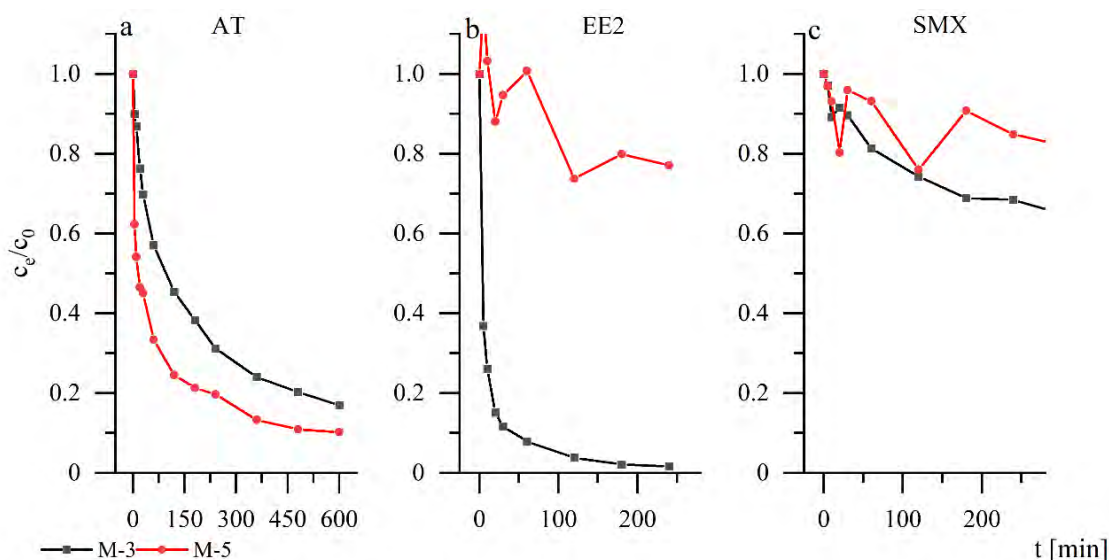


Fig. 2. Efficiency of sorption by biochar in time for single pharmaceuticals solutions (Burdová et al. 2024).

Tab. 2. Removal comparison between single and pharmaceuticals mixture solution* (Burdová et al., 2024).

	AT		EEA		SMX	
	single	mix	single	mix	single	mix
M-3	69 %	64 %	98 %	81 %	32 %	31 %
M-5	80 %	80 %	23 %	69 %	15 %	18 %

* Compared data after 4 h adsorption with 0.5 g of biochar weight for AT and EEA, and 2 g for SMX.

The increasing dose of biochar did not exponentially increased pharmaceutical removal efficiency (Tab. 3) (Burdová et al., 2024). Higher amount of biochar might cause the overlapping of the adsorption layers, leading to the impossibility of access of analytes to the active sites (Cheng et al., 2021). Also there exists an optimum biochar dose after which the concentration of pharmaceutical in solution no longer decreases (Singh & Srivastava, 2020).

Tab. 3. Pharmaceutical concentration ($c \pm U$ (15 %)) before and after biochar application in the pharmaceutical mixture solution; pharmaceutical removal efficiency (R) for different biochar weight (Burdová et al., 2024).

		Initial c	M-3		M-5	
			0.5 g	2 g	0.5 g	2 g
AT	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	1031 ± 154	375 ± 56	156 ± 23	205 ± 30	156 ± 23
	R [%]		64	85	80	85
EE2	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	986 ± 147	186 ± 28	87 ± 12	309 ± 46	87 ± 13
	R [%]		81	91	69	91
SMX	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	787 ± 118	602 ± 90	545 ± 82	648 ± 97	545 ± 82
	R [%]		23	31	18	31

Evaluation of pharmaceuticals removal from wastewater

Hospital wastewater, effluent from the hospital wastewater treatment plant, which undergoes further standard communal treatment using activated sludge before being discharged into the canalization, was tested (Tab. 4). The removal efficiencies were averaged for both doses and types of biochar, and the results were found to be similar. At the dose of 0.5 g, it was 52 ± 28 % for M-3 and 50 ± 33 % for M-5. At the dose of 2 g, the values were $78 \pm$

25 % for M-3 and 72 ± 34 % for M-5. However, the large standard deviations indicate that there are differences in the adsorption of the analyzed pharmaceuticals. These differences may be attributed to various factors, including the initial concentration of pharmaceuticals, the compound's structure, the presence of different reactive groups in the molecular structure, the values of pKa, the pH of solution, and other matrix effects (Burdová et al., 2024).

Tab. 4. Pharmaceutical concentration (*c*) in real wastewater sample before and after biochar application and removal efficiency (*R*) for different biochar weight tested (Burdová et al., 2024).

		Initial		M-3		M-5	
		concentration		0.5 g	2 g	0.5 g	2 g
Acebutolol	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	0.21	\pm 0.03	<0.125	<0.125	<0.125	<0.125
	R [%]			100	100	100	100
Acetaminophen	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	54.6	\pm 8.19	47.7 \pm 7.17	40.5 \pm 6.08	45.94 \pm 6.89	40.41 \pm 6.89
	R [%]			12	26	16	26
Atenolol	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	0.22	\pm 0.03	<0.125	<0.125	<0.125	<0.125
	R [%]			100	100	100	100
Azithromycin	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	28.4	\pm 4.26	12.6 \pm 1.89	4.08 \pm 0.61	13.9 \pm 2.09	1.21 \pm 2.09
	R [%]			56	86	51	96
Caffeine	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	26.0	\pm 3.91	13.0 \pm 1.96	5.49 \pm 0.82	10.9 \pm 1.64	1.98 \pm 1.64
	R [%]			50	79	58	92
Clarithromycin	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	29.6	\pm 4.43	11.5 \pm 1.72	3.03 \pm 0.45	9.99 \pm 1.50	1.16 \pm 1.50
	R [%]			61	90	66	96
Cotinine	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	2.32	\pm 0.35	2.05 \pm 0.31	1.18 \pm 0.18	1.63 \pm 0.25	0.69 \pm 0.25
	R [%]			12	49	29	70
Diclofenac	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	3.79	\pm 0.57	1.58 \pm 0.24	0.51 \pm 0.08	3.13 \pm 0.47	1.48 \pm 0.47
	R [%]			58	86	17	61
Gabapentin	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	15.4	\pm 2.31	13.2 \pm 1.97	11.5 \pm 1.73	15.6 \pm 2.35	14.7 \pm 2.35
	R [%]			15	25	0	4
Hydrochlorothiazide	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	1.21	\pm 0.18	0.97 \pm 0.15	0.64 \pm 0.10	0.98 \pm 0.15	0.97 \pm 0.15
	R [%]			20	47	19	19
Ibuprofen	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	14.0	\pm 2.10	11.2 \pm 1.68	6.61 \pm 0.99	12.3 \pm 1.85	11.0 \pm 1.85
	R [%]			20	53	12	21
Pentoxifylline	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	0.25	\pm 0.04	0.14 \pm 0.02	<0.125 \pm -	<0.125	<0.125
	R [%]			44	100	100	100
Sulfamethoxazole	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	4.02	\pm 0.60	1.31 \pm 0.20	0.81 \pm 0.12	3.30 \pm 0.49	3.85 \pm 0.49
	R [%]			68	80	18	4
Tramadol	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	5.68	\pm 0.85	1.94 \pm 0.29	0.43 \pm 0.06	2.25 \pm 0.34	0.41 \pm 0.34
	R [%]			66	92	60	93
Trimethoprim	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	2.23	\pm 0.33	0.70 \pm 0.11	0.34 \pm 0.05	0.77 \pm 0.12	0.19 \pm 0.12
	R [%]			69	85	65	91
Venlafaxine	c [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	1.10	\pm 0.17	0.28 \pm 0.04	<0.125	0.40 \pm 0.06	<0.125
	R [%]			75	100	64	100

CONCLUSION

The efficacy of miscanthus-derived biochars produced at pyrolysis temperatures of 360 °C and 500 °C in the removal of pharmaceuticals from model waters and hospital wastewater was evaluated. The results demonstrated a high degree of removal efficiency. In some cases, the values of removal efficiency exceeded 80%. Three of the pharmaceuticals detected, namely SMX, trimethoprim, and venlafaxine, were included in the list of monitored substances for Union-wide monitoring set in 2022-2023. Despite the biochar being effective in removing these pharmaceuticals, they were not completely removed due to their high initial concentrations in the hospital wastewater. However, the use of this type of biochar on tertiary or quaternary water treatment steps could potentially result in the complete removal of pharmaceuticals. Additionally, changes in the biochar surface were observed during the experiment (Burdová et al., 2024).

The extant legislative framework does not explicitly impose an obligation to monitor and remove pharmaceuticals from wastewater or wastewater treatment plants. However, a proposed amendment to the legislation would require the inclusion of further stages in the water cleaning process, with the objective of removing micropollutants, including pharmaceuticals, by 2035. If implemented, this would represent a significant advancement in addressing the issue of pharmaceutical contamination in wastewater treatment ("2022/0345 (COD)," 2022). Furthermore, the utilization of biochar pyrolyzed from waste biomass would support phytomanagement and the principles of the circular economy (Burdová et al., 2024).

ACKNOWLEDGMENT

The research was realized within the projects: "Testing pharmaceutical sorption onto biochar from wastewater" (UJEP-SGS-2023-44-003-1) supported by grant within Student grant competition at UJEP; "Modern trends in the field of sustainability" (8232202) carried out at ORLEN UniCRE a.s.; Research Infrastructure NanoEnviCz, supported by the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic under Project No. LM2018124; Smart City, Smart Region, Smart Community – CZ.02.1.01/0.0/0.0/17_048/0007435 funded by Ministry of Education Youth and Sports of the Czech Republic during 2018-2022 (Burdová et al., 2024).

REFERENCES

- 2022/0345 (COD) [WWW Document], (2022). URL <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/HTML/?uri=CELEX:52022PC0541&qid=1674129212342&from=EN> (accessed 1.15.24)
- Baccar, R., Sarrà, M., Bouzid, J., Feki, M., & Blánquez, P. (2012). Removal of pharmaceutical compounds by activated carbon prepared from agricultural by-product. *Chemical Engineering Journal*, 211–212, p. 310-317.
- Boyd, G. R., Reemtsma, H., Grimm, D. A., & Mitra, S. (2003). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in surface and treated waters of Louisiana, USA and Ontario, Canada. *Science of the Total Environment*, 311(1–3), p. 135-149.
- Boyd, G. R., Zhang, S., & Grimm, D. A. (2005). Naproxen removal from water by chlorination and biofilm processes. *Water Research*, 39(4), p. 668-676.
- Baccar, R., Sarrà, M., Bouzid, J., Feki, M., & Blánquez, P. (2012). Removal of pharmaceutical compounds by activated carbon prepared from agricultural by-product. *Chemical Engineering Journal*, 211–212, p. 310-317.
- Boyd, G. R., Reemtsma, H., Grimm, D. A., & Mitra, S. (2003). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in surface and treated waters of Louisiana, USA and Ontario, Canada. *Science of the Total Environment*, 311(1–3), p. 135-149.

- Boyd, G. R., Zhang, S., & Grimm, D. A. (2005). Naproxen removal from water by chlorination and biofilm processes. *Water Research*, 39(4), p. 668-676.
- Burdová, H., Brázová, V., Kwoczynski, Z., Snow, J., Trögl, J., & Kříženecká, S. (2024). Miscanthus x giganteus biochar: Effective adsorption of pharmaceuticals from model solution and hospital wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 460, 142545.
- Cheng, N., Wang, B., Wu, P., Lee, X., Xing, Y., Chen, M., & Gao, B. (2021). Adsorption of emerging contaminants from water and wastewater by modified biochar: A review. In *Environmental Pollution*, 273, 116448.
- Das, O., Sarmah, A. K., & Bhattacharyya, D. (2015). Structure-mechanics property relationship of waste derived biochars. *Science of the Total Environment*, 538, p. 611-620.
- Kimura, K., Hara, H., & Watanabe, Y. (2005). Removal of pharmaceutical compounds by submerged membrane bioreactors (MBRs). *Desalination*, 178(1-3 SPEC. ISS.), p. 135-140.
- Kosma, C. I., Nannou, C. I., Boti, V. I., & Albanis, T. A. (2019). Psychiatric and selected metabolites in hospital and urban wastewaters: Occurrence, removal, mass loading, seasonal influence and risk assessment. *Science of the Total Environment*, 659, p. 1473-1483.
- Li, L., Rowbotham, J. S., Christopher Greenwell, H., & Dyer, P. W. (2013). An Introduction to Pyrolysis and Catalytic Pyrolysis: Versatile Techniques for Biomass Conversion. In *New and Future Developments in Catalysis: Catalytic Biomass Conversion*, p. 173-208.
- Maged, A., Dissanayake, P. D., Yang, X., Pathirannahalage, C., Bhatnagar, A., & Ok, Y. S. (2021). New mechanistic insight into rapid adsorption of pharmaceuticals from water utilizing activated biochar. *Environmental Research*, 202, 111693.
- Mičaník. (2011). Výzkum a ochrana hydrosféry – výzkum vztahů a procesů ve vodní složce životního prostředí, orientovaný na vliv antropogenních tlaků, její trvalé užívání a ochranu, včetně legislativních nástrojů.
- Nebeská, D., Malinská, H. A., Erol, A., Pidlisnyuk, V., Kuráň, P., Medžová, A., Smaha, M., & Trögl, J. (2021). Stress response of miscanthus plants and soil microbial communities: A case study in metals and hydrocarbons contaminated soils. *Applied Sciences (Switzerland)*, 11(4), 1866.
- Nebeská, D., Trögl, J., Ševců, A., Špánek, R., Marková, K., Davis, L., Burdová, H., & Pidlisnyuk, V. (2021). Miscanthus x giganteus role in phytodegradation and changes in bacterial community of soil contaminated by petroleum industry. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 224, 112630
- Pariyar, P., Kumari, K., Jain, M. K., & Jadhao, P. S. (2020). Evaluation of change in biochar properties derived from different feedstock and pyrolysis temperature for environmental and agricultural application. *Science of the Total Environment*, 713, 136433.
- Pereira, V. J., Linden, K. G., & Weinberg, H. S. (2007). Evaluation of UV irradiation for photolytic and oxidative degradation of pharmaceutical compounds in water. *Water Research*, 41(19), p. 4413-4423.
- Shin, J., Kwak, J., Lee, Y. G., Kim, S., Choi, M., Bae, S., Lee, S. H., Park, Y., & Chon, K. (2021). Competitive adsorption of pharmaceuticals in lake water and wastewater effluent by pristine and NaOH-activated biochars from spent coffee wastes: Contribution of hydrophobic and π - π interactions. *Environmental Pollution*, 270, 116244.
- Singh, V., & Srivastava, V. C. (2020). Self-engineered iron oxide nanoparticle incorporated on mesoporous biochar derived from textile mill sludge for the removal of an emerging pharmaceutical pollutant. *Environmental Pollution*, 259, 113822.
- Snow, J., Lederer, J., Kuráň, P., & Koutník, P. (2023). Dechlorination during pyrolysis of plastics: Effect of municipal plastic waste composition. *Fuel Processing Technology*, 248, 107823.
- Wei, J., Liu, Y., Li, J., Zhu, Y., Yu, H., & Peng, Y. (2019). Adsorption and co-adsorption of tetracycline and doxycycline by one-step synthesized iron loaded sludge biochar. *Chemosphere*, 236, 124254.

sekce
Digitalizace

VLIV VSTUPNÍCH SRÁŽKOMĚRNÝCH DAT NA VÝSLEDKY DLOUHODOBÉ SIMULACE ODTOKU V KANALIZACI

Novák J.^{1*}, Suchánek M.¹, Stránský D.²

¹DHI a.s., Na Vrších 1490/5, 100 00 Praha 10; Česká republika

²České vysoké učení technické v Praze, Fakulta stavební, Katedra vodního hospodářství obcí, Thákurova 7, 166 29 Praha

*autor pro korespondenci, email: e-mail: jano@dhigroup.com

ABSTRAKT

V rámci posuzování systémů městského odvodnění je tato úloha důležitou součástí vyhodnocení funkce odlehčovacích komor. Jedná se zejména o sledování parametru počtu přepadů za rok (a s ním související objem odlehčených vod za rok, četnost přepadů a další). Příspěvek se zabývá porovnáním vlivu různých (v technické praxi používaných) vstupních srážkoměrných dat na výsledky výpočtu dlouhodobé srážkoodtokové simulace. V příspěvku je prezentováno celkem porovnání 6 srážkoměrných řad, získaných z různých dostupných zdrojů. Analýzy byly provedeny na matematickém modelu kanalizace zpracovaném pro experimentální povodí aglomerace měst Tábor, Sezimovo Ústí a Planá nad Lužnicí. Dosažené výsledky jsou vzájemně porovnány a je vyhodnocena jejich použitelnost a vhodnost.

KLÍČOVÁ SLOVA

Městské odvodnění, Srážkoodtokový model, Simulační model, Srážkoodtokové procesy

ÚVOD

Vyhodnocení funkce odlehčovacích komor je důležitou součástí při posuzování systémů městského odvodnění. Jedním ze sledovaných parametrů je počet přepadů (a s ním související objem odlehčených vod a další parametry). Posouzení funkce odlehčovacích komor metodicky vychází z ČSN 75 6262 a opírá se o zkušenosti z praxe, zejména o matematické modelování srážko-odtokového děje. Vlastní posouzení se typicky provádí výpočtem pomocí matematických modelů v rámci simulací dlouhodobých srážkových řad. Volba srážkové řady má významný vliv na výsledky vyhodnocení.

Pro vypracování generelů kanalizace, návrhů a posudků stokových sítí vzniká požadavek na srážková data. Nejčastějším využitím srážkových dat v oblasti městského odvodnění je výpočet špičkového průtoku, výpočet hydrologické bilance, výpočet objemů pro retenci dešťových vod anebo výpočtu hydrogramů. Jedná se o měřené srážky pro kalibraci a verifikaci matematických modelů, dlouhodobé srážkové řady pro analýzu chování stokové sítě (zejména odlehčovací komory, čerpací stanice nebo objekty s přepadem do recipientu) nebo syntetické srážky pro návrh a posouzení stokových sítí. Srážková data získaná standardními postupy měření jsou ovlivněna řadou nejistot, v roce 2007 byla zpracována publikace, která se mimo jiné věnuje nejistotám srážek, smáčení, větru a dalším.

Mezi další běžné nejistoty patří například:

- výpadky měřicí techniky (ucpání nebo zamrznutí srážkoměru, výměna/oprava baterie),
- výměna měřicí techniky (poškození měřicí jednotky nebo nahrazení novým),
- změřená data nebyla revidována,
- neproběhla kalibrace srážkoměru
- lokace měření srážek vůči posuzované lokalitě.

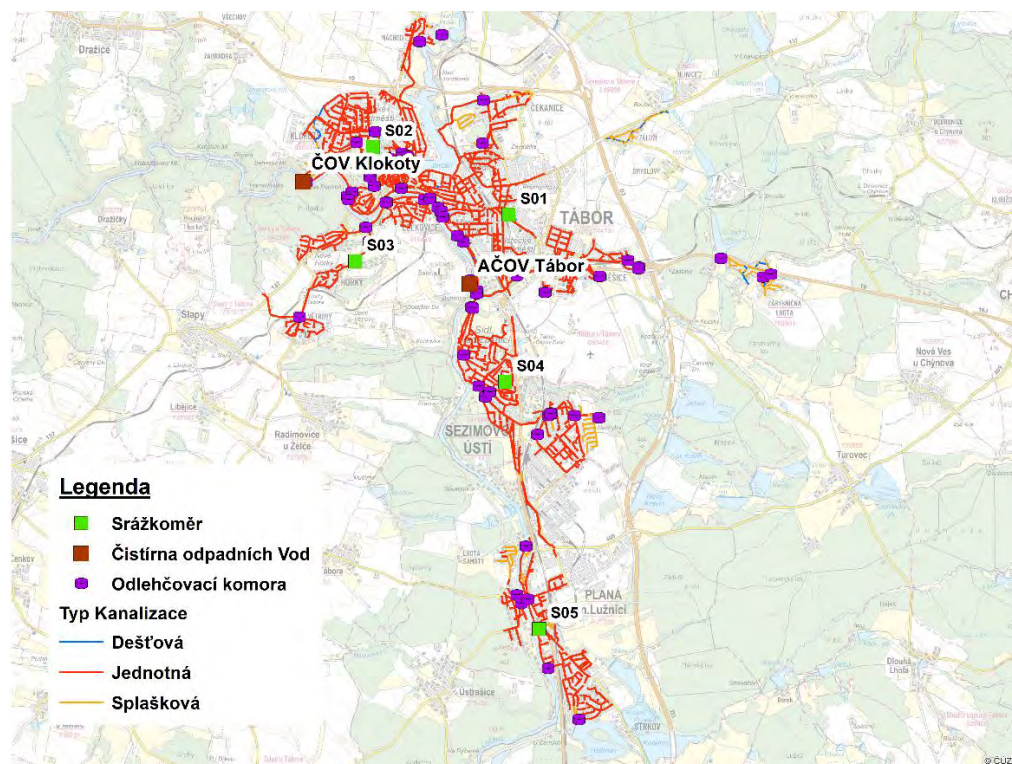
Umístění srážkoměrné stanice má významný vliv nejen na kvalitu měřených dat, ale také na správný popis plošného rozložení deště nad povodím. Ne vždy jsou však k dispozici data z posuzované lokality.

Cílem příspěvku je provést analýzu vlivu různých vstupních srážkových dat na vyhodnocení funkce odlehčovacích komor dlouhodobou simulací srážkoodtokovým modelem stokové sítě na experimentálním povodí.

EXPERIMENTÁLNÍ LOKALITA

Aglomerace měst Tábor, Sezimovo Ústí a Planá nad Lužnicí je tvořena z větší části jednotnou stokovou sítí. Veškeré odpadní vody, z průmyslových a výrobních areálů, městské vybavenosti a celkově urbanizovaných zón, jsou odváděny gravitačně na dvě čistírny vod – Areálová čistírna odpadních vod a čistírna odpadních vod Klokoty.

Stoková síť je rozdělena do několika povodí. Hlavní sběrače jsou – Průmyslový přivaděč, Sběrač A, Sběrač B, Sběrač C, Sběrač D, pravobřežní (protispádový) sběrač a štola Jordán – Údolní. Na celém povodí se vyskytuje celkem 51 dešťových odlehčovacích komor (Tábor – 35, Sezimovo Ústí – 11, Planá nad Lužnicí – 5) s přepady do recipientů Lužnice (20), Tismenický potok (12), Kozský potok (11) a dalších (8)., Orientační schéma je možno vidět na Obr. 1.



Obr. 1. Souhrnná situační mapa stokového systému měst Tábor, Sezimovo ústí a Planá nad Lužnicí.

METODIKA ZPRACOVÁNÍ

Pro posouzení vlivu vstupních srážkových dat byl použit standardní postup, který je obvyklý při zpracování typu úloh jako např. generelu kanalizace nebo posuzování vlivu odlehčovacích komor na recipient. Použitý model je kalibrován a nebyl v průběhu práce upravován, změny spočívali v nastavení jeho okrajových podmínek – tj. příslušných srážkových řad. Výpočet probíhal v programu Mike Urban a příprava dat v software Gandalf (DHI a.s.).

V rámci posouzení bylo povodí řešeno jako celek a hodnoceny byly parametry pro celé povodí, tj. odlehčovací komory najednou. Při hodnocení jednotlivých odlehčovacích komor může být výsledek rozdílný (nadhodnocení / podhodnocení).

Vstupní srážkové řady byly vybrány na základě dostupnosti dat, zohledněny byly podobné nadmořské výšky. Tábora nebo ve větších vzdálenostech. Byly převážně použity srážkové řady s minimální dobou záznamu 6 let, kdy se předpokládá dostatečná reprezentace z hlediska popisu dlouhodobé srážkové aktivity.

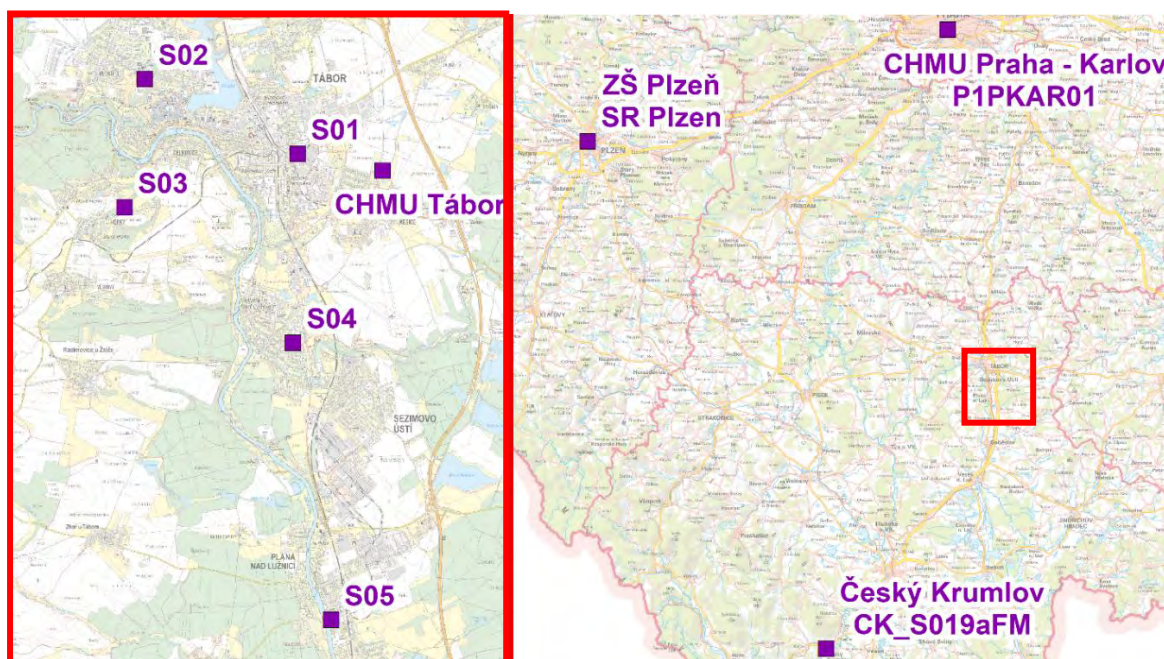
Jako referenční byla zvolena místní srážkoměrná síť tvořena z pěti srážkoměrných stanic provozovatele kanalizace ČEVAK a.s., které jsou rozmístěné v aglomeraci Tábor (každou srážkoměrnou stanicí bylo zatíženo jí příslušející povodí stokové sítě).

Pro vyhodnocení funkce odlehčovacích komor byly zvoleny následující parametry (průměrné za dobu simulace):

- počet přepadů za rok** – součet událostí na přelivu odlehčovací komory s průtokem větším než 5 l/s a dobou trvání alespoň 10 min; časový odstup mezi přepadovými událostmi min. 6 hodin,
- doba přepadu za rok** – průměr ze souboru ročních dob trvání za posuzované období,
- přepadlý objem za rok** – průměr přepadlého objemu odpadní vody ze souboru ročních objemů přepadů za posuzované období,
- max. průtok na přepadu** – maximální hodnota průtoku na přepadu vyhodnocený ze všech událostí v posuzované období.

SRÁŽKOVÁ DATA

Srážková data byla poskytnuta v různých datových formátech (*.txt nebo *.csv), pro zpracování byla převedena do formátu *.dfs0, s kterým pracuje program MIKE Urban, a zachovány původní jednotky časových řad. Byly použity následující srážkové řady (Obr. 2):



Obr. 2. Mapa přibližného umístění srážkoměrných stanic (vlevo detail na aglomeraci Tábor).

Srážkoměrná síť ČEVAK

Zdrojem dat jsou srážkoměrné stanice trvalé srážkoměrné sítě za období 2013 – 2020 provozovatele stokové sítě ČEVAK a.s. Srážkoměry jsou rozděleny nad územím tak, aby bylo reprezentativně popsáno celé území z pohledu plošného rozdělení deště. Ve výpočtu byla zohledněna i možnost použití pouze jedné srážkoměrné stanice s cílem určit vliv umístění stanice v rámci experimentální lokality. Měření probíhalo za použití člunkového srážkoměru.

SR ČHMÚ Tábor

Časová řada pochází ze stanice provozované ČHMÚ v Táboře – místní část Náchod. Měřená data byla poskytnuta za období 2010 – 2019. Měření probíhalo za použití člunkového srážkoměru.

Historická řada Praha – Karlov

Jedno z nejdelší kontinuálních měření v ČR, které se provádělo za použití různé přístrojové techniky. Měření je dostupné za období 1921–1999. Do roku 1989 se na stanici neměřil srážkový úhrn přes zimní období. Tato řada, nebo její část, byla historicky využívána jako jediný dostupný zdroj srážkových dat. Postupně s rozvojem lokálních srážkoměrných sítí a aktualizací měřicí techniky v síti ČHMÚ byla nahrazována lokálními stanicemi.

Časová řada Plzeň

Časová řada měřená v letech 1990 – 2002. Jedná se o jeden ze srážkoměrů ze srážkoměrné sítě trvalého měření provozovatele kanalizace Plzeň, který je umístěný poblíž centra města. Jedná se o člunkový srážkoměr.

Časová řada Český Krumlov

Časová řada měřena v letech 1998 – 2007 za pomoci člunkového srážkoměru, který měřil úhrn srážek v mm/min. V roce 2000 došlo k výpadku měřicí techniky, měření bylo obnoveno až na začátku roku 2001.

Typický rok

Typický rok je umělá srážková časová řada složená z dat založená na základě typickým výskytem srážek. Primárním důvodem pro používání typického roku je úspora výpočetního času. Základní úvahou je, nahradit simulaci jedním rokem s vybranými reprezentativními daty za toto období a tím zkrátit dobu pro výpočet.

Pro zpracování typického roku byla poskytnuta data ze srážkoměrné stanice ČHMÚ Tábor a stanice ze srážkoměrné sítě provozovatele kanalizace v aglomeraci Tábor S01, který byl vybrán z důvodu blízkosti centru města Tábor a vykazuje nejvíce reprezentativní hodnoty. Z poskytnutých časových řad byly vytvořeny měsíční průměrné úhrny. Průměry měsíčních srážek byly následně porovnány s měsíci jednotlivých roků až byl nalezen měsíc nejbližší průměru. Detailní data z těchto měsíců následně tvořil časovou řadu typického roku.

Poznámka: Je nutné zohlednit dynamiku srážkoodtokového děje pro výpočty při posuzování kanalizační sítě a používat data s detailním časovým rozlišením (např. mm/min a $\mu\text{m}/\text{sec}$). Při použití dat s vyšším časovým krokem (mm/10 min) dochází k významnému zkreslení špičkových průtoků, data s vyšším časovým rozlišením jsou vhodná spíše pro posuzování říčních systémů. Proto další získaná data, která jsou standartně dostupná data a zaznamenávaná v časovém kroku 10 minut, byla z dalších výpočtů vyřazena.

ZPŮSOB VYHODNOCENÍ VÝSLEDKŮ

Zpracované výsledky simulací byly hodnoceny následujícími způsoby:

1. podle celkového přepadlého objemu, počtu přepadů a délky přepadů souhrnně za všechny odlehčovací komory,
2. pomocí Gaussovy křivky normálního rozdělení hustoty pravděpodobnosti (křivka PDF),

Poznámka: Posun střední hodnoty oproti zvolené referenci ukazuje na systematickou chybu (podhodnocení nebo nadhodnocení výsledků) a směrodatná odchylka hodnotí konzistenci dat (tj. zprostředkovaně podobnost srážkové aktivity oproti zvolené referenci).

3. podle počtu přepadů na odlehčovacích komorách,

Poznámka: Stanovení hodnotících kritérií vycházelo z návrhu metodického pokynu, který stanovuje limit počtu přepadů pro odlehčovací komory v rozmezí 3–7 přepadů za rok. Vlastní rozmezí je možno upravit podle místních podmínek, a to na základě vodnosti recipientu, významu recipientu a kvality přepadající odpadní vody.

Vyhodnocení přepadů bylo kategorizováno do následujících tříd (Obr. 5):

- **0 až 10** – komory bezproblémové,
- **11 až 20** – komory mírně problematické,
- **21 až 40** – komory problematické,
- **41 a více** – komory kritické.

ANALÝZA ÚDAJE SRÁŽKOVÝCH DAT

Tab. 1. Základní informace o vstupních datech ze získaných srážkoměrných stanic.

Časová řada	Délka časové řady (roky)	Nadmořská výška (m n.m.)	Průměrný roční úhrn (mm)	Počet srážkových událostí (n/rok)
Srážkoměrná síť ČEVAK - S01	6	443	411	65
Srážkoměrná síť ČEVAK - S02	6	444	534	72
Srážkoměrná síť ČEVAK - S03	7	448	464	61
Srážkoměrná síť ČEVAK - S04	6	415	518	74
Srážkoměrná síť ČEVAK - S05	6	395	481	65
ČHMÚ Tábor	10	467	573	77
ČHMÚ Praha – Karlov	78	260	449	53
SR Plzeň	12	351	541	75
SR Český Krumlov	8	489	662	86
Typický rok – ČHMÚ	1	467	556	78
Typický rok – ČEVAK S01	1	443	403	76

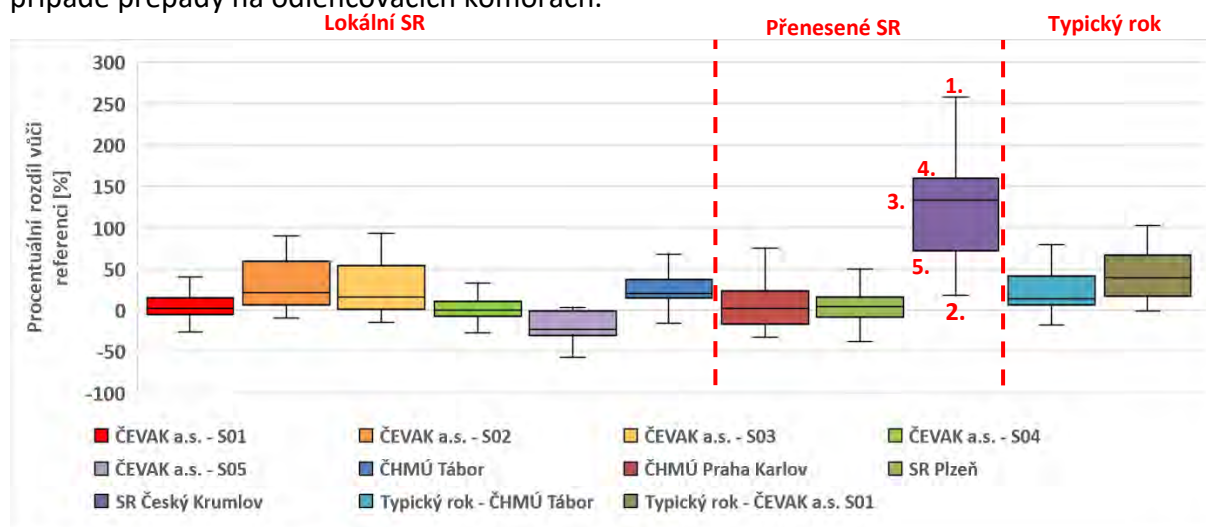
Na základě analyzovaných srážkových dat můžeme předpokládat, že při vyšším průměrném ročním úhrnu srážek se bude vyskytovat větší počet přepadů a objem odlehčených vod.

VÝSLEDKY

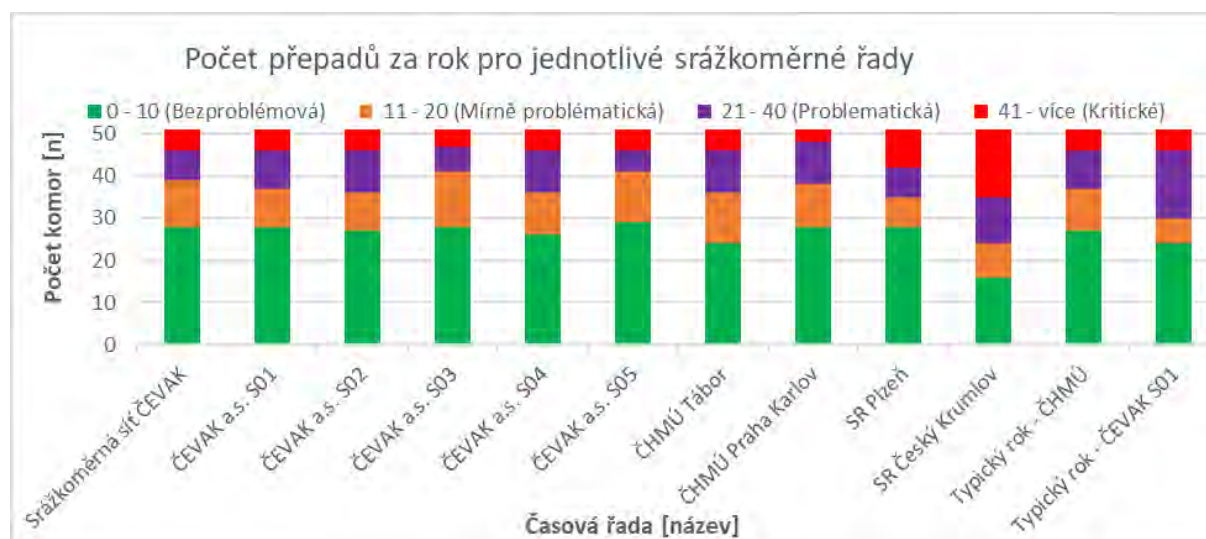
Vyhodnocení proběhlo za pomoci statistického vyhodnocení procentuálního rozdílu objemu odlehčených vod na jednotlivých odlehčovacích komorách vůči zvolené referenci, vyhodnocení pomocí krabičkového grafu (Obr. 5) ukazuje, jak jsou data rozmístěna v rámci statistického souboru.

Pro statistické analýzy platí pravidlo: „*Statistika jevu se nerovná statistice efektu*“, proto nelze předpokládat že statistické charakteristiky srážkových událostí budou odpovídat charakteristikám přepadů. Z tohoto důvodu je důležité provést výpočet za použití

srážkoodtokového modelu na základě reálných dat a statisticky vyhodnotit až efekty, v tomto případě případy na odlehčovacích komorách.



Obr. 3. Procentuální rozdíl objemů odlehčených vod vůči zvolené referenci – Srážkoměrná síť ČEVAK a.s. Legenda obrázku: 1 – maximální procentuální rozdíl vůči zvolené referenci; 2 – minimální procentuální rozdíl vůči zvolené referenci; 3 – průměrný rozdíl vůči zvolené referenci; 4 – horní kvartil – rozdíl vůči zvolené referenci, který je překročen v 25 % případů; 5 – dolní kvartil – rozdíl vůči zvolené referenci, který není překročen u 25 % případů.



Obr. 4. Rozdělení počtu případů dle jednotlivých kategorií na odlehčovacích komorách.

Srážkoměrná síť ČEVAK

Z výsledků vyplývá, že nejvíce vhodná srážkoměrná stanice je S01 nebo, které jsou nejbližší celkovému ročnímu přepadlému objemu na všech komorách, z hlediska vyhodnocení počtu případů je nejvíce vyhovující srážkoměr S01.

SR ČHMÚ Tábor

Srážkoměrná stanice ČHMÚ Tábor jako samostatná nadhodnocuje výsledný přepadlý objem na celé síti, počet případů i počet událostí je znatelně vyšší oproti zvolené referenci pěti srážkoměrů. Důvodem pro to může být umístění stanice a neúplný popis rozložení srážkové události.

Historická řada Praha – Karlov

Časová řada, v období 1921 – 1999, se z hlediska izolinií, z Trupových tabulek – intenzity krátkodobých dešťů v povodích Labe, Odry a Moravy, přibližuje podobnému koeficientu jako je pro město Tábor. Celkový objem se přibližuje zvolené referenci, počet přepadových událostí však vysoce podhodnocuje. Toto je ovlivněno řadou věcí, jedna z nich je rozdílný typ měřicí techniky a absence měření během zimního období. To způsobuje menší počet událostí za rok, nižší průměrný úhrn srážek nebo nižší celkový přepadlý objem.

Časová řada Plzeň

Časová řada se přibližuje podobným výsledkům jako reference u parametru celkového přepadlého objemu, počtu přepadů na všech OK a u počtu událostí za rok. Časová řada je však staršího charakteru a nepopisuje dnešní suché období. Z tohoto přihlídnutí vychází nevhodnost použití časové řady. Časová řada nepopisuje suchá období

Časová řada Český Krumlov

Časová řada z Českého Krumlova extrémně nadhodnocuje přepadlý objem i počet přepadů na celé síti. Počet událostí je větší i přes relativně podobnou nadmořskou výšku. Jedním z důvodů, který může zkreslit výsledky, je výpadek na časové řadě a nižší koeficient intenzit. Po přihlídnutí k izoliniím z Trupových tabulek, by výsledky měly být podhodnocené.

Typický rok

Typický rok pro stanici ČHMÚ Tábor nadhodnocuje oproti zvolené referenci v celkovém přepadlém objemu a počtu přepadů, je zde i indikován větší roční úhrn. Typický rok pro stanici S01 vykazuje nadhodnocení u počtu přepadů, celkového přepadlého objemu.

Použití metody je ovlivněno volbou srážkoměrné stanice, z tohoto důvodu a rozdílného výstupu z dvou podobných srážkoměrů se jeví výsledek jako nevhodný. Předpokládala se podobnost mezi vytvořenými typickými roky a původními časovými řadami. Otevírá se tak otázka pro prověření, zda zvolená metodika konstruování typického roku je správná.

Tab. 2. Základní informace o vstupních datech ze získaných srážkoměrných stanic.

Časová řada	Přepadlý objem (tis. m ³ /rok)	% rozdíl vůči zvolené referenci (%)	Počet přepadů na všech komorách (n/rok)	% rozdíl vůči zvolené referenci (%)	Průměrná délka přep. události (min/komora)
Srážkoměrná síť ČEVAK	365	-	812	-	26
Srážkoměrná síť ČEVAK - S01	367	0,5	800	-1,5	26
Srážkoměrná síť ČEVAK - S02	424	16,2	875	7,8	28
Srážkoměrná síť ČEVAK - S03	385	5,5	740	-8,9	24
Srážkoměrná síť ČEVAK - S04	377	3,3	870	7,1	28
Srážkoměrná síť ČEVAK - S05	333	- 8,8	720	-11,3	26
ČHMÚ Tábor	444	21,6	905	11,5	31
ČHMÚ Praha – Karlov	342	- 6,3	655	-19,3	21
SR Plzeň	373	2,2	931	14,7	25
SR Český Krumlov	582	59,5	1 535	89,0	35
Typický rok – ČHMÚ	410	12,3	887	9,2	28
Typický rok – ČEVAK S01	461	26,3	945	16,4	30

DISKUSE A ZÁVĚRY

Nejlepší výsledky při dlouhodobé simulaci vykazuje místní srážkoměrná síť. Proto se doporučuje použití místních srážkoměrů nebo vytvoření srážkoměrné sítě pro lepší popis plošného rozložení deště. Srážkoměrnou síť není však možné realizovat ve všech lokalitách a setkáme se často s možností umístění pouze jediného srážkoměru. Článek se tedy zaměřuje na použití pouze jednoho srážkoměru nebo přenosu z jiných lokalit pro popis celého povodí Aglomerace Tábor. Za použití jediného srážkoměru dochází ke zkreslení výsledků, které popisují dostatečně pouze část povodí, tedy v blízkosti umístění stanice. Při přenesených datech vznikají nejistoty a je nevhodné použít data ze srážkoměrů bez přihlídnutí k tabulkám intenzit krátkodobých dešťů nebo klimatické oblasti.

Přenesená data ze srážkoměrů Plzeň a Praha – Karlov vykazují možný alternativní zdroj vstupních dat pro výpočet dlouhodobé simulace odtokových poměrů kanalizace díky podobnosti klimatické oblasti a intenzitám.

Pro dlouhodobé simulace nejsou vhodná data, která obsahují nadměrné výpadky, nejsou validovaná, nevíme o jejich původu a zpracování nebo o hrubším minutovém kroku.

V dnešní době, kdy se setkáváme se značnými klimatickými změnami, se historická data je vhodná pro tvorbu předpovědních modelů nebo pro rozvoj umělé inteligence, pro vyhodnocení funkce odlehčovacích komor se jedná o omezený zdroj.

Presentované analýzy vycházely z globálního vyhodnocení celkového povodí, analýza pro vyhodnocení vlivu na jednotlivé komory je samostatnou úlohou, stejně tak vliv klimatické změny na volbu srážkové řady.

PODĚKOVÁNÍ

Článek vznikl jako výstup bakalářské práce, zpracované na Fakultě stavební ČVUT na téma „Vliv vstupních srážkoměrných dat na výsledky dlouhodobé simulace odtoku v kanalizaci. Autoři by rádi poděkovali firmě VST Tábor, městu Plzeň a Český Krumlov za poskytnutí dat a informací.

SEZNAM LITERATURY

- ČSN 75 6262 Odlehčovací komory. Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2019
- Haloun, Radovan. Modelování odtoku z intravilánu, ČVUT v Praze 1993, ISBN: 80-01-00974-2
- KREJČÍ, Vladimír. Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup. Brno: Noel 2000, ISBN 80-86020-39-8
- NOVÁK, Jan. Vliv vstupních srážkoměrných dat na výsledky dlouhodobé simulace odtoku v kanalizaci [online]. Praha, 2023. Bakalářská práce. ČVUT v Praze
- Podmínky a způsob vypouštění odpadních vod během dešťového odtoku - Metodický pokyn - návrh. Koníček a kol., CVTS
- SUCHÁNEK, Milan, Petr SÝKORA a David STRÁNSKÝ. Monitoring v městském odvodnění Část I. – Dešťové srážky. Líbeznice: Medim pro SOVAK ČR, 2012.
- STRÁNSKÝ, David, BARES, V. The effect of rainfall measurement uncertainties on rainfall-runoff processes modelling [online]. Únor 2007
- STRÁNSKÝ, David, et al. Metodická příručka: Posouzení stokových systémů urbanizovaných povodí [online]. Praha: Státní fond životního prostředí, 2009
- TRUPL. Josef. Intensity krátkodobých dešťů v povodích Labe, Odry a Moravy, Praha 1958

INTEGROVANÝ SIMULAČNÍ MODEL ČERPACÍ STANICE PRO VIRTUÁLNÍ UVEDENÍ DO PROVOZU

Krňávek O.^{1*}, Doležal J.¹, Halánek M.², Doležal O.¹

¹SEWACO s.r.o.

²VHZ-DIS, spol. s r.o.

*autor pro korespondenci, email: okrnavek@sewaco.cz

ABSTRAKT

Pro podporu implementace systému SCADA byl před jeho nasazením na reálné čerpací stanici odpadních vod pro 30 000 EO v rámci platformy SIMBA[#] realizován simulační model stanice umožňující provoz v reálném čase. Pro co nejdůvěrnější simulaci provozu byl využit integrovaný přístup s více řešiči (SWMM a EPANET) a detailně bylo modelováno též řízení stanice umožňující automatický provoz i manuální ovládání ze SCADA systému FlowChief. Procesní digitální dvojče nahrazuje během virtuálního testování skutečnou čerpací stanici. Kromě hydrauliky je vypočítávána též energetická spotřeba včetně příslušných KPI. Dané řešení umožňuje simulovat různé provozní režimy, optimalizaci provozu či trénink obsluhy.

KLÍČOVÁ SLOVA

Čerpací stanice; digitalizace; integrovaný model; procesní digitální dvojče; real-time simulace; SIMBA[#]

ÚVOD

V oboru vodního hospodářství je již dlouhou dobu patrný trend digitalizace, přičemž tento trend je čím dál více aktuální také v České republice. Výhod digitálních řešení lze využít ve všech fázích životního cyklu projektu od ideového plánování, přes projektování a realizaci, až po samotný provoz vodohospodářské infrastruktury. Jednu ze zásadních oblastí digitalizace vodohospodářského sektoru tvoří bezesporu modelování a simulace procesů, přičemž toto odvětví za posledních několik dekád prošlo významným rozvojem. I přes fakt, že je již v současnosti k dispozici dostatečně kvalitní a v praxi ověřené hardwarové i softwarové vybavení pro modelování a simulace, které může být využito pro efektivní podporu řešení celé řady úloh napříč více fázemi životního cyklu projektu, nejsou tyto nástroje v našich podmínkách často běžně využívány. Tato práce si klade za cíl prezentovat jednu z ne zcela obvyklých možností využití procesních modelů, a to virtuální uvedení do provozu, kdy je samotná simulace prováděna v reálném čase. Realizovaná úloha má přitom přímou vazbu do praxe, jelikož je simulován provoz reálné, nedávno zrekonstruované čerpací stanice odpadních vod pro 30 000 EO, a to za účelem podpory implementace a testování plánovaného SCADA systému před jeho budoucím nasazením. Měřená provozní data byla též použita pro kalibraci.

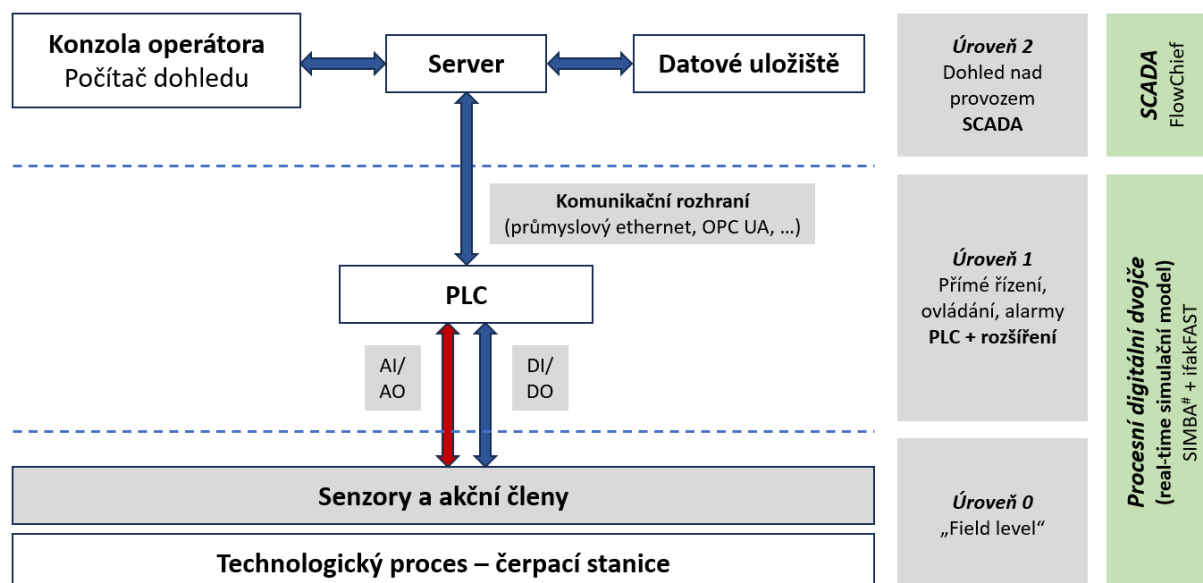
MODELOVANÁ ČERPACÍ STANICE

Modelovaná čerpací stanice je situována na konci stokového systému, který odvádí odpadní vody z rozsáhlé oblasti s více než desítkou obcí. Předmětná stanice pak slouží pro čerpání těchto vod do stokového systému přilehlé větší aglomerace, kterým je dále odváděna k čištění. Z důvodu, že do stanice přitékají odpadní vody z jednotné soustavy, je na přítoku opatřena kapacitní odlehčovací komorou. Přitékající odpadní voda je dále gravitačně vedena otevřeným žlabem do objektu mechanického předčištění, kde jsou pro ochranu instalovaných čerpadel umístěny strojně stírané česle. Odtud pak již mechanicky předčištěná odpadní voda přitéká do sací jímky, v níž je instalována trojice odstředivých čerpadel stejného typu (systém 2+1). Všechna tři čerpadla o výkonu motoru 110 kW jsou opatřena frekvenčními měniči pro regulaci otáček. Tlaková část čerpací stanice je tvořena armaturní komorou s nožovými šoupaty

a protirázovou ochranou, na kterou navazuje dvojice výtlačků DN 300, z nichž každý má délku 1 111 m. Geodetická výška systému činí 28 m, přičemž maximální kapacita čerpání je limitována na 270 l/s. Stanice je vybavena kvalitním řídicím systémem a adekvátní instrumentací pro měření výšek hladin, průtoků, tlaků či spotřeb elektrické energie.

POUŽITÉ ŘEŠENÍ A METODY

Realizovanou úlohu bylo možné rozdělit na dva samostatné problémy, a to substituci chování reálné čerpací stanice odpadních vod procesním digitálním dvojčtem a implementací testovaného systému SCADA pro dohled, řízení a sběr dat z provozované virtuální stanice. Další podmínkou bylo též zajištění spolehlivé komunikace mezi oběma realizovanými systémy. Procesní digitální dvojče v podobě real-time simulačního modelu nahrazuje během virtuálního testování skutečnou čerpací stanici včetně jejího řízení a nezbytné komunikace (viz Obr. 1).



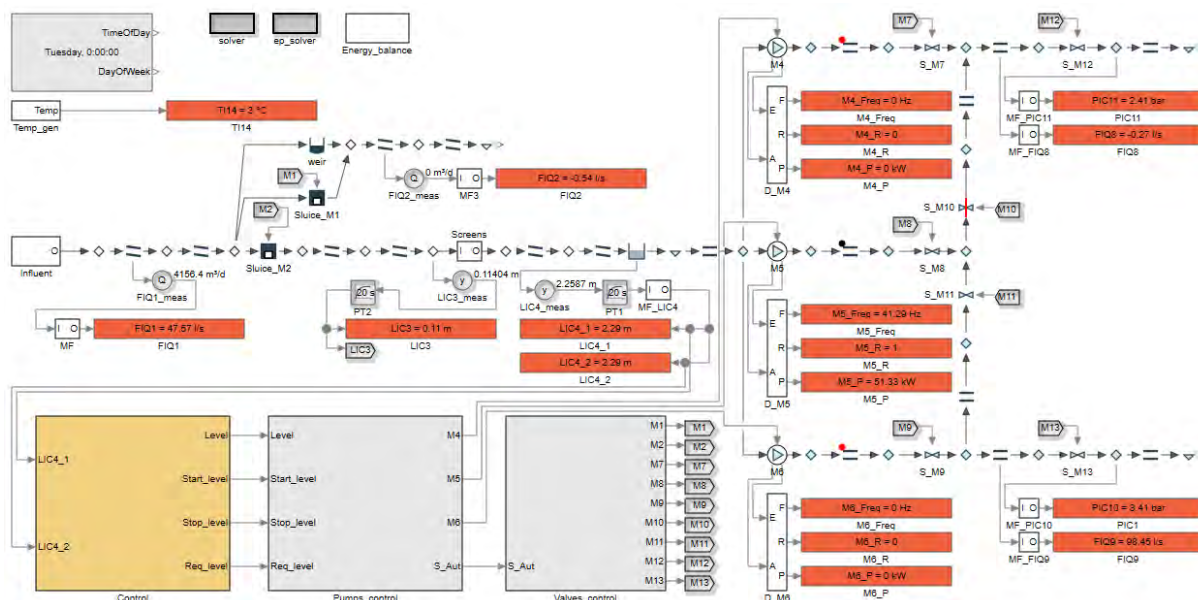
Obr. 1. Příklad struktury řízení provozu čerpací stanice (převzato (Selișteanu, 2018) a upraveno)

Real-time simulační model včetně příslušného komunikačního rozhraní byl vytvořen s využitím softwaru SIMBA[#], jehož vývoj zajišťuje německý institut ifak e. V. (2024a) v kombinaci se softwarem ifakFAST (ifak e. V., 2024b) z dílny stejného institutu. Jako systém SCADA byl využit software FlowChief (FlowChief GmbH, 2024). Vývoj a testovací provoz byl z důvodu snadnější kooperace realizován v rámci cloudového řešení, později byla celá úloha migrována na stolní počítač pro možnost práce v lokálním režimu, dalšího testování a prezentace výsledků vývoje.

Integrovaný simulační model čerpací stanice

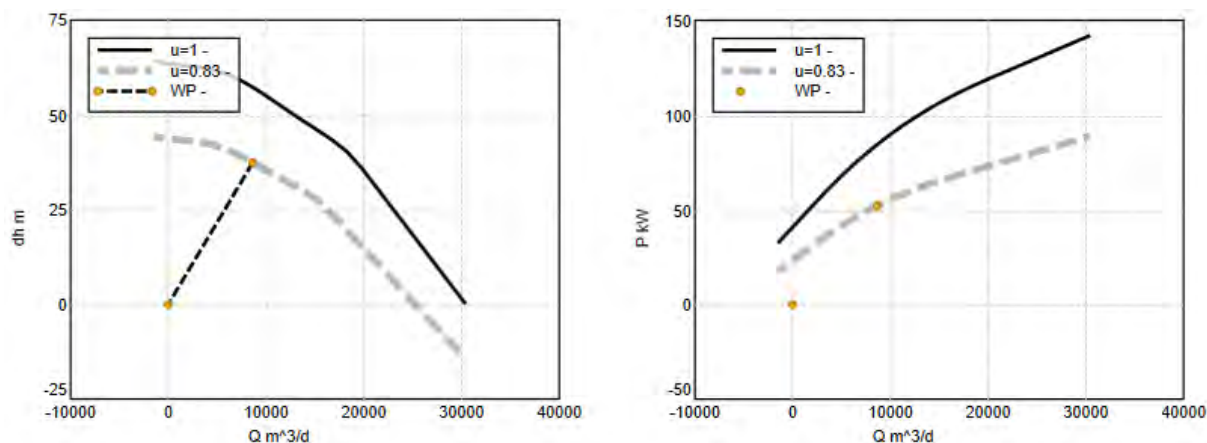
Pro co nejdokladnější simulaci reálného provozu čerpací stanice byl při modelování použit integrovaný přístup, kdy je pro řešení v rámci softwaru SIMBA[#] využíváno více řešičů. Pro modelování části stanice s volnou hladinou bylo využito do SIMBA[#] plně integrované a rozšířené výpočetní jádro SWMM5 (U.S. EPA, 2024a) umožňující kompletní řešení Saint-Venantových rovnic. S využitím tohoto přístupu byla modelována část stanice od přítoku ze stokového systému po sací jímku, a to včetně příslušné odlehčovací komory a části odlehčovací stoky. Tento přístup umožnil odpovídajícím způsobem vystihnout retenční kapacitu celé této části stanice a po vyčerpání kapacity čerpání, například následkem intenzivního přítoku

srážkových vod, modelovat přepady vod do recipientu související s naplněním sací jímky a následným zpětným vzdutím. Dané řešení umožnilo dále modelovou implementaci všech senzorů reálně instalovaných v této části stanice (průtokoměry a hladinoměry) a též dvojice stavítek s elektropohony včetně jejich ovládání. Denní dynamika přítoku odpadních vod do čerpací stanice byla modelována s použitím přístupu dle Langergraber (2008), přičemž příslušné nastavení modelu bylo provedeno na základě měřených dat. Během provozu dvojčete je dále možné simulovat různé scénáře nastavením přítoku srážkových vod.



Obr. 2. Integrovaný simulační model čerpací stanice umožňující provoz v reálném čase – implementace v SIMBA[#]

Pro modelování tlakové části stanice byl využit druhý speciální řešič, který byl pro SIMBA[#] vyvinut na základě řešiče EPANET (U.S. EPA, 2024b). S využitím tohoto přístupu byla modelována část stanice počínaje čerpadly, přes zařízení armaturní komory, až po samotné výtlačky. Protirázová ochrana stanice modelována nebyla. Daný přístup umožnil odpovídajícím způsobem modelovat tlakovou část stanice včetně výpočtu příslušných ztrát. Zároveň bylo možné použít detailní modely čerpadel, jejichž charakteristiky, včetně Q-P křivky pro výpočet energetické náročnosti čerpání, ilustruje Obr. 3. Charakteristické křivky čerpadel jsou během výpočtu transformovány na základě jejich otáček dle příslušných afinních vztahů.

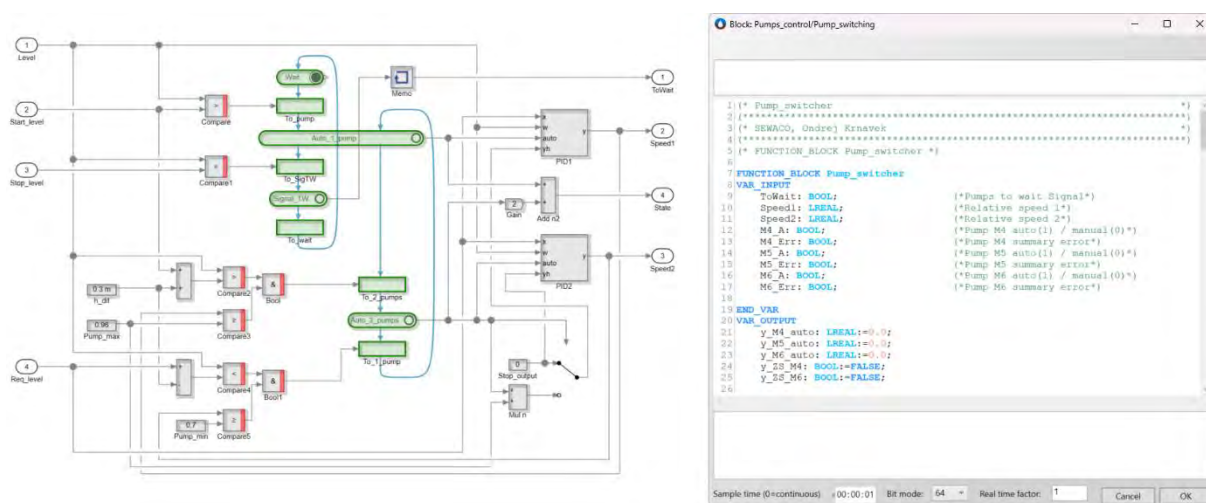


Obr. 3. Q-h křivka čerpadla a pracovní bod (vlevo) a Q-P křivka čerpadla (vpravo)

Součástí tlakové části modelu jsou též příslušné armatury, jako jsou zpětné klapky či elektricky poháněná nožová šoupátka včetně ovládání. Použité řešení umožnilo také modelovou implementaci všech průtokoměrů a tlakoměrů reálně instalovaných v této části stanice.

Propojení obou výše popsaných částí modelu bylo v SIMBA# možné realizovat s použitím okrajové podmínky definující úroveň tlaku na počátku tlakového potrubního systému na základě aktuální úrovně hladiny v připojené sací jímce, která je posledním objektem části modelu s otevřenou hladinou. Množství vody čerpané ze sací jímky je naopak definováno čerpacím výkonem vypočítávaným v rámci tlakové části modelu.

Velká pozornost byla věnována automatizačním funkcím, které byly modelovány velmi detailně. Při realizaci byly implementovány veškeré senzory instalované v rámci technologie (hladinoměry, průtokoměry, tlakoměry či měření spotřeb elektrické energie). Zjednodušeně simulován byl i průběh vnějších teplot vzduchu během dne. Pozornost byla věnována též zpoždění a šumu signálu během měření. V rámci modelu bylo aplikováno několik technik modelování řízení dostupných v SIMBA#, jako například jednoduché spínací a vypínací regulátory či PI regulátory pro řízení otáček čerpadel. Stejně jako tyto moduly řízení byly dále graficky implementovány i Petriho sítě, a to zejména za účelem kontroly přepínání mezi jednotlivými režimy řízení (automatický versus manuální režim), ošetřování poruchových stavů či otevírání a zavírání šoupat a stavítek. Složitější logika, jako například řízení střídání jednotlivých čerpadel, byla definována s použitím speciálního bloku pro uživatelsky definované algoritmy dle standardu IEC 61131-3 (Česká agentura pro standardizaci, 2013).



Obr. 4. Aplikované algoritmy řízení – vlevo grafická interpretace, vpravo definice dle standardu IEC 61131-3

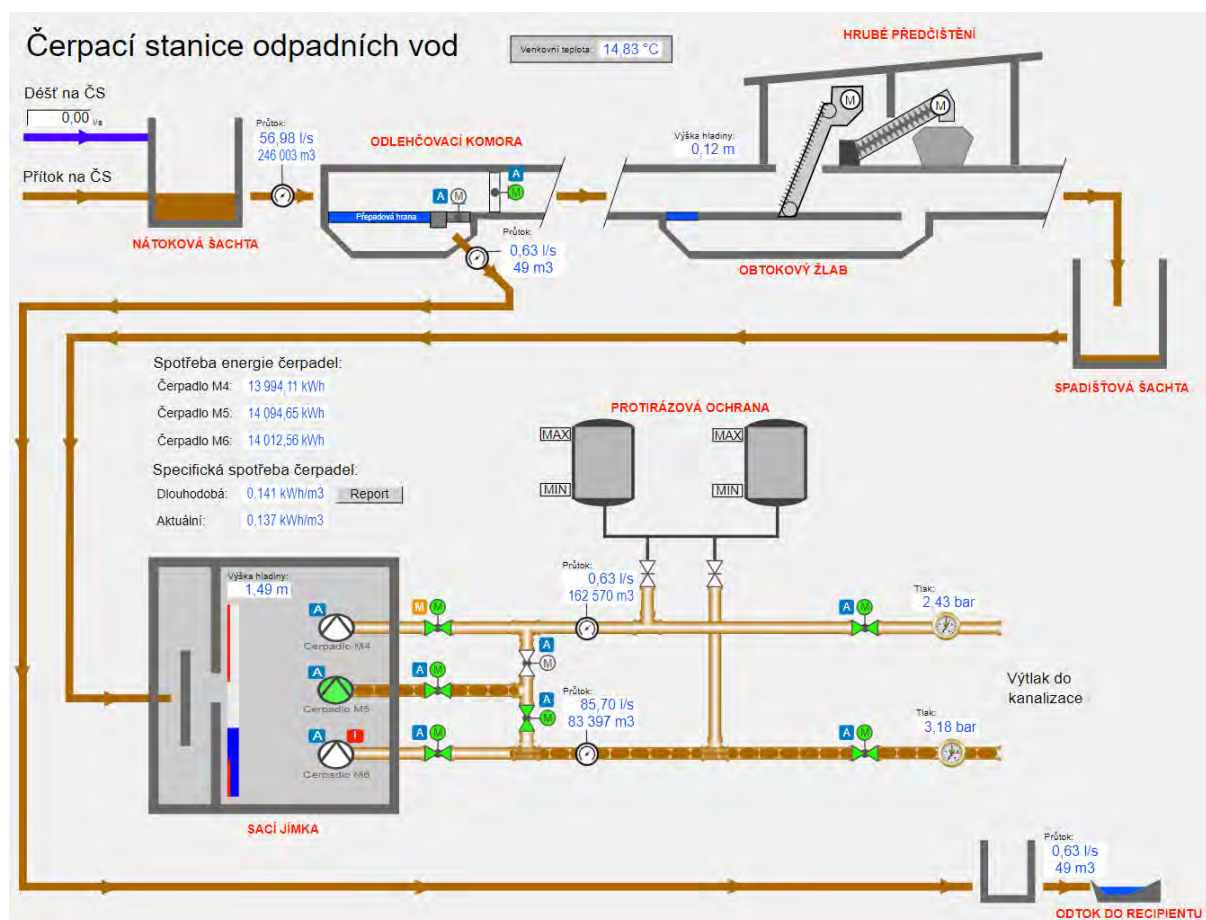
Při definici klíčových algoritmů řízení bylo postupováno dle popisu jejich reálného provedení a chování systému bylo též kalibrováno podle kontinuálně měřených dat. Hlavní pozornost byla věnována automatizaci řízení čerpadel, nožových šoupat a stavítek, přičemž všechna tato zařízení je též možné ovládat po přepnutí do manuálního režimu ručně z připojeného systému SCADA. Možná je též simulace poruch všech těchto zařízení, a to ručně s využitím SCADA systému. Kromě výpočtu aktuální hodnot průtoků a spotřeb elektrické energie umožňuje realizovaný model též integraci těchto veličin za účelem kalkulace celkového množství čerpané odpadní vody či energie spotřebované jednotlivými čerpadly. S použitím těchto hodnot jsou dále u čerpadel vypočítávány klíčové výkonnostní indikátory.

Jako podklad pro sestavení výše popsaného procesního modelu byla použita projektová dokumentace skutečného provedení, data poskytnutá dodavateli jednotlivých technologií a další dokumenty popisující provoz stanice. Kalibrace modelu, zejména parametry týkající se přítoku, výtlaků a nastavení systému řízení, byla provedena na základě měřených dat.

Jak je patrné z Obr. 1, součástí sestaveného procesního digitální dvojčete je též nezbytné komunikační rozhraní. To je v daném případě zajišťováno softwarem ifakFAST (ifak e. V., 2024b), který mimo jiné umožňuje komunikaci pomocí použitého komunikačního protokolu OPC UA. Přímo v SIMBA# pak pro import a export online dat slouží speciální komunikační bloky. V případě nasazení vyvinutého procesního modelu čerpací stanice za účelem virtuálního uvedení do provozu je simulace chodu stanice prováděna v reálném čase (real-time). Cyklus výpočtu byl během testovacího provozu nastaven na 1 s a dané frekvenci odpovídá i přenos dat mezi procesním modelem a systémem SCADA. Frekvence komunikace může být v případě potřeby dále zvýšena, ovšem již použitá hodnota zajišťuje uživateli vyhovující odezvu.

SCADA systém pro monitoring a řízení virtuální čerpací stanice

Pro dohled nad provozem virtuální čerpací stanice, její řízení a sběr a evaluaci provozních dat byl dále implementován systém SCADA. V daném případě bylo použito a též testováno moderní softwarové řešení od firmy FlowChief (FlowChief GmbH, 2024). Toto řešení je založené na čistě webové technologii a splňuje nejvyšší standardy kyberbezpečnosti (EU, 2022). Je též nezávislé na platformě a lze jej tedy využít například na serveru i na tabletu.



Obr. 5. Vizualizace implementovaného systému SCADA

V rámci systému FlowChief byla vytvořena vizualizace (viz Obr. 5) a dále též přehledné dashboardy. Vizualizace v systému FlowChief je dynamická, kompletně vektorová a s jejím použitím je možné nejen sledovat činnost stanice, ale i ovládat jednotlivá zařízení, měnit režim jejich provozu, nastavovat žádané hodnoty pro automatizované řízení (set pointy) či kvitovat simulované poruchy zařízení. Závady na zařízení, způsobené kupříkladu přehřátím motoru stroje, bylo pro účely testování možné vyvolávat stisknutím tlačítka v servisní části vizualizace.

Nasazený SCADA systém, komunikující s procesním digitálním dvojčtem skrze protokol OPC UA obdobně jako s reálnou čerpací stanicí, umožňuje použití veškerých svých funkcí jako při skutečném nasazení. Během testovacího provozu byly tedy testovány například možnosti archivace, agregace a automatizované evaluace dat, zobrazení trendů či automatické reporty a alarmy. S využitím vizualizace je možné sledovat nejen aktuální hodnoty, jako například průtoky, tlaky či frekvence a příkony čerpadel, ale i čerpaná množství, celkovou spotřebu elektrické energie nebo klíčové výkonnostní indikátory v podobě specifických spotřeb energie.

S ohledem na zrealizovaný SCADA systém je budoucím předpokladem, že při správném postupu bude možné tímto způsobem připravené a otestované dohledové systémy jednoduše migrovat do reálného provozu. Celá implementace však musí být v daném případě již od začátku prováděna s respektem k tomuto výhledovému záměru a je třeba ji koordinovat s dodavatelem plánovaného řídicího systému. Reálnou náročnost procesu migrace a jeho proveditelnost v praxi však bude nutné v budoucnu náležitě otestovat.

VÝSLEDKY A DISKUZE

V rámci prezentované práce bylo sestaveno a úspěšně otestováno procesní digitální dvojče čerpací stanice odpadních vod pro 30 000 EO reprezentované real-time simulačním modelem vytvořeným v softwaru SIMBA[#]. Pro co nejvěrnější simulaci reálného provozu byl při modelování použit integrovaný přístup, kdy je pro řešení používána kombinace řešičů. Velká pozornost byla věnována detailně modelovaným automatizačním funkcím. Kromě digitálního dvojčete stanice byl dále úspěšně implementován systém SCADA, jehož nasazení a funkce byly zevrubně otestovány.

Bylo ověřeno, že v současnosti dostupné hardwarové i softwarové vybavení bez problému odpovídá úrovni potřebné pro danou aplikaci. Dále bylo zjištěno, že celé řešení vykazuje stabilní chod (i v řádu měsíců), a že práce se všemi třemi použitými softwary je rychlá a efektivní. Kupříkladu sestavení a kalibraci použitého procesního modelu včetně veškeré použité řídicí logiky je v případě zkušeného uživatele a dostupnosti dat možné provést v řádu jednotek dní. Příprava pro real-time provoz a nastavení komunikačního rozhraní je pak na straně softwaru SIMBA[#] a ifakFAST otázkou nižších jednotek hodin. Očekávání autorů naplnil i software FlowChief, práce se systémem je intuitivní a rychlá. Velmi efektivní je například použití šablon pro tvorbu vizualizace, možná je i podpora více jazyků. Nastavení komunikace mezi simulačním modelem a SCADA systémem bylo po zvolení správné metody takřka bezproblémové. Na základě získaných zkušeností byla navíc vývojáři softwaru ifakFAST provedena mírná úprava za účelem zlepšení přehlednosti při párování datových bodů. Realizované řešení vykazuje vysokou flexibilitu, je možný jeho lokální i cloudový provoz. Mezi potenciální nevýhody je možné zařadit vysoké nároky na zkušenost uživatele během vývoje virtuální stanice, samotné ovládání ze systému SCADA je však již bezproblémové a intuitivní.

Aplikované řešení je jasně v souladu se současným trendem digitalizace. Kolektiv autorů shledává vysoký potenciál ve využívání obdobných simulačních modelů i v jiných fázích životního cyklu projektů. Vytvořený procesní model je totiž vyjma real-time provozu možné použít i v klasickém módu a využít jej například jako podporu při projektování, realizaci či optimalizaci provozu. Pokud je v rámci některé ze životních fází projektu vytvořen kvalitní procesní model, lze jej často s výhodou s mírnými modifikacemi využít opakovaně k různým aplikacím. Jedním z dokladů je i tato práce, jelikož tento způsob aplikace není zcela typický.

S ohledem na další vývoj lze kromě praktického otestování proveditelnosti a náročnosti migrace vyvinutého SCADA systému na reálnou čerpací stanici uvažovat i o možném připojení vytvořeného digitálního dvojčete k řídicímu systému stanice za účelem získávání aktuálních vstupních dat pro real-time simulaci. Toto řešení by bylo vhodné například pro další srovnání reálného a simulovaného provozu. Připojení procesního modelu k reálnému zařízení již autoři této práce v minulosti úspěšně testovali během jiných projektů. Jelikož je software SIMBA[#] z pohledu modelovaných domén značně flexibilní, nabízí se též možnost využít prezentované řešení obdobně i pro virtuální uvedení do provozu jiných typů zařízení, jako jsou například čistírny odpadních vod, bioplynové stanice, stokové systémy nebo energetická hospodářství.

ZÁVĚRY

Trend digitalizace ve vodním hospodářství je stejně jako v mnoha dalších oborech dlouhodobě jednoznačný. Obor modelování a simulace procesů lze přitom označit jako jeden z pilířů digitalizace tohoto sektoru. Přímo souvisejícím trendem je též automatizace provozu a dohledu nad zařízeními a technologickými objekty. Tato publikace využívání techniku modelování a simulací procesů pro testování a podporu implementace dohledových systémů, které jsou součástí automatizačních řešení. Má za cíl prezentovat širší odborné veřejnosti reálnou aplikaci těchto směrů digitalizace vodního hospodářství plně využitelných v praxi. Realizovanou virtuální čerpací stanici lze kromě prezentované funkce výborně využít i například pro trénink obsluhy či edukativní účely.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena za podpory německého institutu Ifak e. V. a společností FlowChief GmbH, VÍTKOVICE IT SOLUTIONS a.s., VHZ-DIS, spol. s r.o., DUIS s.r.o. a Vodárenská akciová společnost, a.s.

SEZNAM LITERATURY

- ČSN EN 61131-3 ed. 2, 2013. *Programovatelné řídicí jednotky - Část 3: Programovací jazyky*. 2. vyd. Praha: Česká agentura pro standardizaci.
- DWA (2018). *DWA-Themen. Integrale Abflusssteuerung*. Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- DWA (2019). *DWA-Themen. Digitale Transformation in der deutschen Abwasserwirtschaft – Rahmen und Praxisbeispiele anhand einer Steckbriefsammlung*. Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. ISBN 978-3-88721-881-2.
- EVROPSKÁ UNIE. SMĚRNICE EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY (EU) 2022/2555 ze dne 14. prosince 2022, o opatřeních k zajištění vysoké společné úrovně kybernetické bezpečnosti v Unii a o změně nařízení (EU) č. 910/2014 a směrnice (EU) 2018/1972 a o zrušení směrnice (EU) 2016/1148 (směrnice NIS 2). Online. Dostupné z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02022L2555-20221227>, [citováno 2024-08-20].

- FLOWCHIEF GmbH (2024). *FlowChief - Automation software in 100 % pure web technology*. Online. Dostupné z: <https://www.flowchief.de/en/>. [citováno 2024-08-20].
- IFAK e. V. (2024a). *SIMBA# - Simulation software for water and wastewater systems | ifak Magdeburg*. Online. Dostupné z: <https://www.ifak.eu/en/produkte/simba>. [citováno 2024-08-20].
- IFAK e. V. (2024b). *ifakFAST | Modular platform for process monitoring and supervisory control*. Online. Dostupné z: <https://fast.ifak.eu>. [citováno 2024-08-20].
- LANGERGRABER, G.; ALEX, J.; WEISSENBACHER, N.; WOERNER, D.; AHNERT, M.; FREHMANN, T.; HALFT, N.; HOBUS, I.; PLATTES, M.; SPERING, V.; WINKLER, S. (2008). Generation of diurnal variation for influent data for dynamic simulation. *Water Science and Technology*. roč. 57, č. 9, s. 1483-1486.
- SELIȘTEANU, Dan; POPESCU, Ion Marian; PETRE, Emil; ROMAN, Monica; ȘENDRESCU, Dorin; POPA, Bogdan (2018). *Distributed Control Systems for a Wastewater Treatment Plant: Architectures and Advanced Control Solutions*. Online. In: YONAR, Taner. *Wastewater and Water Quality*. IntechOpen. Dostupné z: <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.74827>, [citováno 2024-08-20].
- U.S. EPA, (2024a). *Storm Water Management Model (SWMM) | US EPA*. Online. Dostupné z: <https://www.epa.gov/water-research/storm-water-management-model-swmm>. [citováno 2024-08-20].
- U.S. EPA, (2024b). *EPANET | US EPA*. Online. Dostupné z: <https://www.epa.gov/water-research/epanet>. [citováno 2024-08-20].

ZPRACOVÁNÍ A ANALÝZA DAT PRO PŘÍPRAVU DIGITÁLNÍHO MODELU ČOV PARDUBICE

Martinková M.^{1*}, Klimuškin Š.¹, Herout P.¹, Andreides M.¹, Vodička O.², Dolejš P.¹

¹DHI a.s.

²Vodovody a kanalizace Pardubice, a.s.

*autor pro korespondenci, email: mano@dhigroup.com

ABSTRAKT

V rámci optimalizace provozu chemicko-biologické ČOV v Pardubicích (192 tisíc EO) je připravován digitální model v softwaru WEST+. Pardubická ČOV zpracovává městské OV, chemické OV z přilehlého průmyslového areálu, svážené průmyslové kapalné odpady a skládkové vody. První fází projektu bylo zpracovat a analyzovat podrobná data za období 2021-2023. Provozovatel čistírny VaK Pardubice, a.s. poskytl laboratorní data, denní odečty průtoků, SCADA data a záznamy o svážených externích odpadech. Bylo vytvořeno digitální schéma celé čistírenské technologie, byla vyhodnocena průtoková data, látkové toky vstupů a výstupů biologické a chemické části čistírny, účinnosti čištění jednotlivých technologických uzlů a také byly zpracovány záznamy z online měření sond. Pro vyhodnocení dat byl využit program Gandalf, který umožňuje zpracovávat dlouhé časové řady. Pro zpracování dat ze systému SCADA byl vytvořen skript v programovacím jazyce Python, který za použití balíčku MIKE IO z jednotlivých listů daného souboru extrahuje požadované časové řady, spojí je a uloží je do formátu, který je kompatibilní s programem Gandalf. Výsledky byly využity pro přípravu digitálního modelu a dále budou sloužit pro kalibraci modelu a tvorbu jednotlivých scénářů. Digitální model může dále sloužit pro vytvoření digitálního dvojčete.

KLÍČOVÁ SLOVA

analýza dat; digitalizace; digitální model; chemické odpadní vody; městské odpadní vody

ÚVOD

Čistírna v Pardubicích se nachází v obci Rybitví a je provozovaná společností VaK Pardubice (VaKPCE.cz, 2024). ČOV zpracovává nejenom městské odpadní vody, ale také svážené odpadní vody a kapalné odpady různého charakteru, na které se vztahuje integrované povolení (Vodička a kol., 2018).

ČOV disponuje neutralizační linkou a mechanicko-biologickou linkou. V rámci biologické linky dochází k mísení předčištěných chemických OV a městských OV, a tedy jejich společnému čištění aktivačním procesem se zvýšeným odstraňováním dusíku. V dlouhodobém průměru denně nateče na neutralizační linku přibližně 6 000 m³/d CHOV a 260 m³/d navezených POV. Průměrný nátok MOV na mechanické předčištění činí 29 000 m³/d.

V letech 2013 a 2014 proběhl zkušební provoz modernizované biologické sekce, která v současné době zahrnuje celkem tři paralelní biologické linky. Chemická linka však na modernizaci nadále čeká (Pilař, 2014).

Právě budoucí modernizace chemického bloku a komplexní digitalizace pardubické ČOV byla hnacím motorem pro přípravu digitálního modelu v programu WEST+. Aby mohl být digitální model připraven, bylo zapotřebí nejprve zpracovat a analyzovat vstupní data.

Provozovatel čistírny disponuje rozsáhlými daty z pravidelného monitoringu, ať už se jedná o laboratorní rozborů vzorků odebraných z různých míst na ČOV nebo SCADA data z online

průtokoměrů a kvalitativních sond. S ohledem na veliké množství dat bylo nezbytné nalézt efektivní metody, jak data rychle a přesně zpracovat.

VSTUPNÍ DATA A METODY ZPRACOVÁNÍ

Provozovatelem ČOV byly poskytnuty níže uvedené datové soubory, za období 2021-2023:

- výsledky laboratorního vzorkování,
- záznamy provozních stavů – denní průtoky, provoz nádrží, provoz dávkování substrátů,
- záznamy z online sledování průtoků – exporty ze SCADA,
- záznamy z online sledování kvalitativních ukazatelů – exporty ze SCADA,
- evidence dovezených odpadních vod a kapalných odpadů.

Pardubická ČOV disponuje vzorkovacím plánem, na hlavních odběrných místech se vzorkuje několikrát týdně. Několikrát do měsíce, případně dle potřeby jsou navíc vzorkovány i další místa. Vzorky jsou zpracovávány v tamní laboratoři. Kromě standardních parametrů jsou monitorovány i koncentrace těžkých kovů s ohledem na jejich výskyt v průmyslových a chemických OV.

SCADA data obsahují záznamy s desetiminutovým časovým krokem. Do systému jsou ukládány jak průtoková data, tak kvalitativní data ze sond (kyslík, pH, teplota, nerozpuštěné látky, dusičnany, fosfor). Exportovaná data jsou ukládána jako excelové soubory. Jeden soubor odpovídá jednomu měsíci v daném roce, přičemž jeden list odpovídá jednomu dni v měsíci.

Použité SW nástroje pro zpracování vstupních dat

Prvním krokem bylo zpracovat aktuální digitální technologické schéma čistírny, do kterého bylo následně zaznamenáno umístění průtokoměrů, vzorkovacích míst a umístění online sond. Pro tento účel byl využit software AutoCAD (Autodesk).

V prvních fázích projektu byl pro statistické vyhodnocování průtokových dat využíván program MS Excel (Microsoft), nicméně postupem času, kdy přibývala nová data, již nebyl nadále Excel vyhodnocen jako efektivní pracovní nástroj. Z toho důvodu byl upřednostněn software Gandalf (DHI).

SW Gandalf je určený pro práci s časově orientovanými data (časovými řadami). SW je primárně určen pro zpracování dat z měrných kampaní, reporting měření, detailní analýzu vybraných objektů na vodovodních a kanalizačních sítích, nicméně bylo zjištěno, že je efektivním nástrojem také pro zpracování dat ze SCADA. SW umožňuje rozsáhlou práci s datovými řadami od jejich editace, přes statistické vyhodnocení, po grafické zpracování.

V důsledku rozsáhlosti a komplexnosti SCADA dat bylo zapotřebí vytvořit speciální skript v jazyce Python za použití balíčku MIKE IO. Pomocí tohoto skriptu bylo možné spojit data z jednotlivých excelových souborů dle časové posloupnosti a dle příslušného online měřidla. Výsledné datové řady byly vygenerovány ve formátu kompatibilním s SW Gandalf (DHIgroup.com, Gandalf, 2024).

SW pro tvorbu digitálního modelu

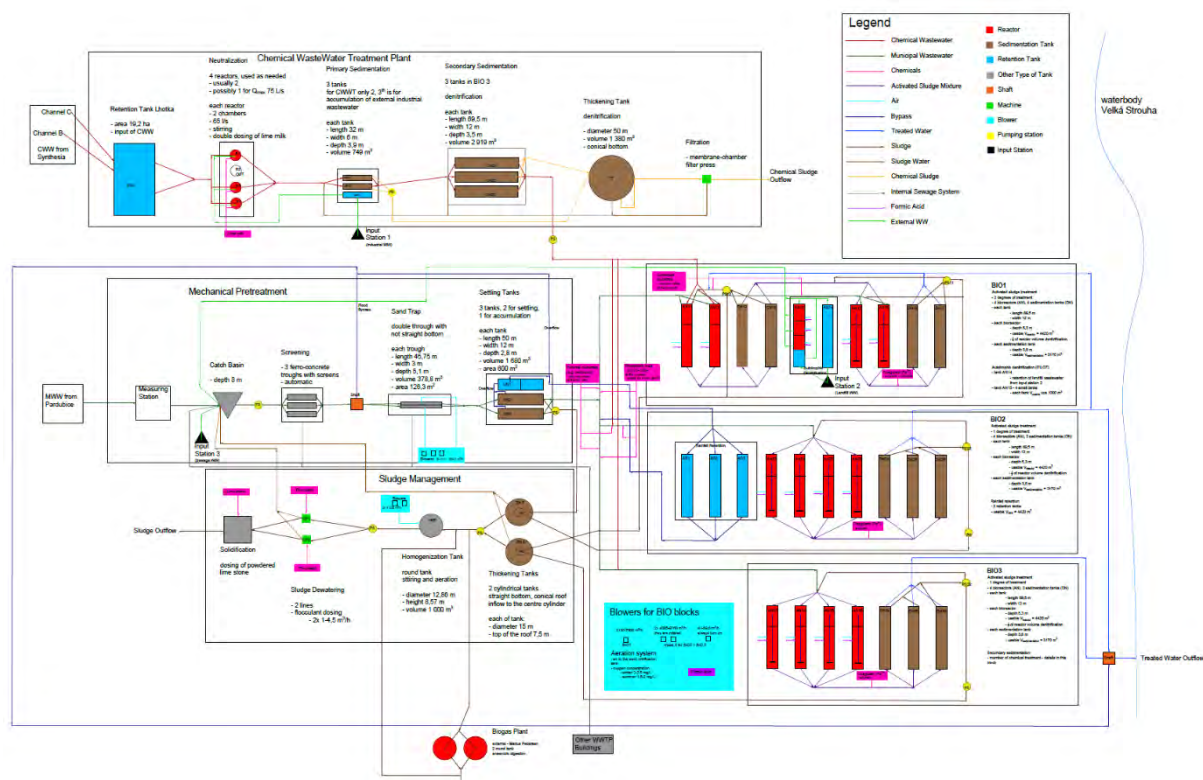
Pro vytvoření digitálního modelu pardubické ČOV je využíván software WEST+ (DHI). Jedná se o simulační nástroj vhodný i pro dynamické modelování. Využívá se k návrhu čistíren, pro optimalizaci jejich provozu a digitalizaci (DHIgroup.com, WEST, 2024).

VÝSLEDKY A DISKUZE

Prvním krokem při zpracování dat bylo zmapovat současný technologický stav čistírny a všechny látkové toky. Proto bylo vytvořeno digitální schéma celé čistírenské technologie včetně neutralizace a kalového hospodářství (viz obr.1).

Výchozím podkladem pro vytvoření schématu byly provozní řády BČOV (EKOEKO s.r.o., 2013) a NOV (EKOEKO s.r.o., 2015). Klíčové pro správné finální zakreslení proudů byla konzultace s provozovatelem čistírny a osobní prohlídka areálu, díky čemuž bylo možno zachytit aktuální reálný stav čistírny.

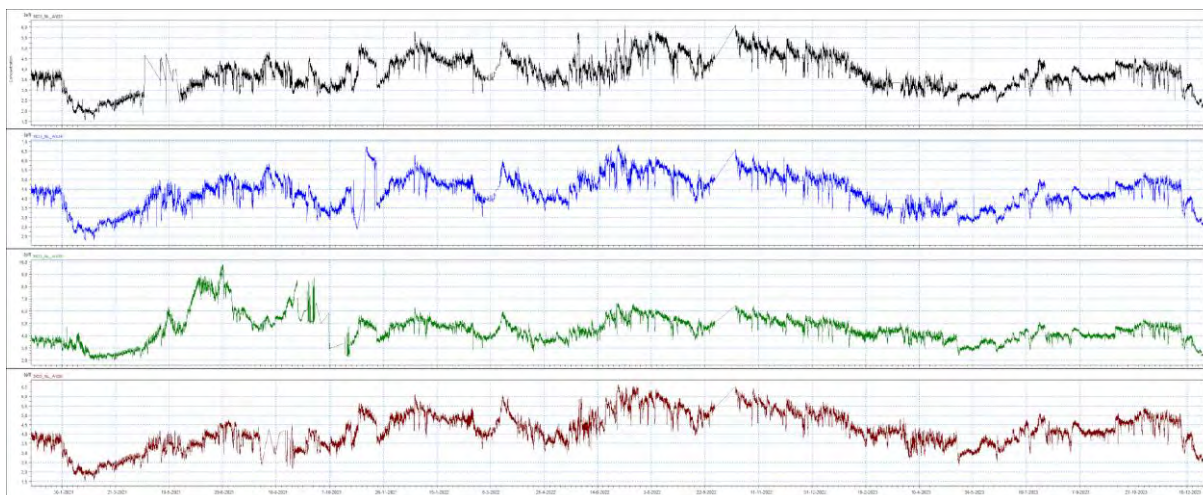
Jednotlivé proudy a typy nádrží byly barevně odlišeny. Do schématu zároveň byly uvedeny základní parametry technologických celků. Dále byly vytvořeny varianty schéma se zakreslenými průtokoměry, s online sondami a se vzorkovacími místy.



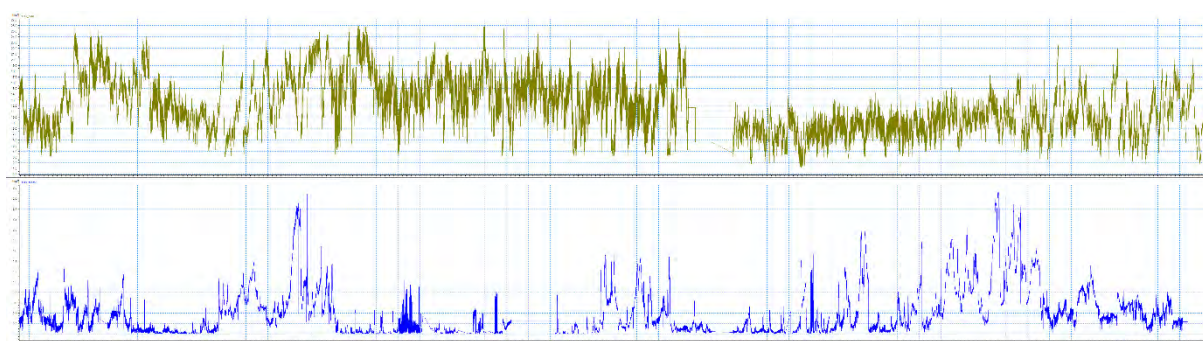
Obr. 1. Technologické schéma ČOV v Pardubicích vytvořené v SW AutoCAD, zahrnuje tok vody a chemikálií

Data získaná z online sond byly pomocí Python skriptu sjednoceny do tříletých datových řad. Datové řady byly následně očištěny o odlehlé výsledky a přeneseny do tzv. grafické prezentace. V rámci funkce grafická prezentace v SW Gandalf lze vytvořit společný obrázek několika datových řad a odlišit je barevně, aby bylo možné porovnávat stejné parametry na různých vzorkovacích místech.

Pro ilustraci jsou uvedeny některé příklady ze získaných výstupů. Na obrázku 2 jsou znázorněny průběhy parametru NL ve čtyřech aktivačních nádržích linky BIO3 (AN 33-36), na obrázku 3 je znázorněn průběh koncentrace N-NO₃ na společném odtoku z aktivačních nádrží linky BIO3 (žlutá) a koncentrace fosforu na společném odtoku z dosazovacích nádrží (DN 34-36) linky BIO3 (modrá). Každá řada disponuje vlastní svislou osou, vodorovná osa je společná.



Obr. 2. SCADA data ze sond měřící nerozpuštěné látky ve čtyřech aktivačních nádržích linky BIO3



Obr. 3. SCADA data ze sond měřící dusičnany (žlutá) a fosfor (modrá) na odtoku z aktivace, resp. na odtoku ze separačního stupně linky BIO3

Časově orientované datové řady byly kromě grafického zpracování vyhodnoceny také statisticky tabelárně. Díky této funkci bylo možné vyhodnotit průměrné, minimální i maximální hodnoty pro tříleté časové období a volitelný časový krok pro všechny sondy najednou.

V tabulce 1 jsou uvedeny jako příklad hodnoty pro sondy sledující nutrienty. Sondy sledující dusičnany jsou umístěny v nádrži AN15 (druhý stupeň BIO1) a na nátoku do DN v BIO2 a BIO3. Sondy sledující fosfor jsou umístěny v nátoku na DN v BIO1 a na odtoku z DN v BIO2 a BIO3.

Tab. 1. Statistické vyhodnocení koncentrací nutrientů v biologických linkách ze SCADA dat online sond

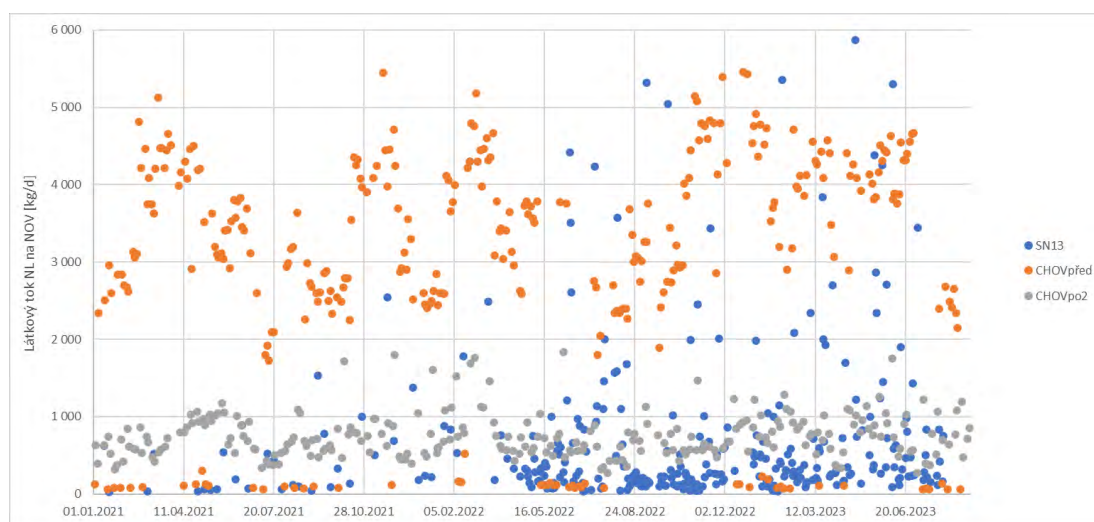
BČOV Pardubice		"Implementace digitálního dvojčete na BČOV Pardubice - fáze I, II"											
DHI a.s.	únor 2024	Statistické vyhodnocení koncentrací pomocí SCADA dat											
		2021			2022			2023			2021-2023		
Místo	Parametr	min.	max.	prům.	min.	max.	prům.	min.	max.	prům.	min.	max.	prům.
BIO1 AN15	N-NO3 [mg/l]	0,00	39,37	18,51	0,00	18,26	4,16	0,08	23,65	7,05	0,00	39,37	9,90
BIO1 AN16	P-PO4 [mg/l]	0,00	0,91	0,35	0,00	1,70	0,41	0,00	1,88	0,35	0,00	1,88	0,37
BIO2 odtok z AN	N-NO3 [mg/l]	2,50	30,13	13,47	2,43	29,17	11,75	3,58	21,89	10,76	2,43	30,13	12,00
BIO2 odtok z DN	fosfor [mg/l]	0,00	1,27	0,21	0,04	2,12	0,36	0,04	2,49	0,46	0,00	2,49	0,34
BIO3 odtok z AN	N-NO3 [mg/l]	3,12	25,93	13,74	1,14	25,96	12,06	1,76	22,55	9,63	1,14	25,96	11,81
BIO3 odtok z DN	fosfor [mg/l]	0,01	2,69	0,42	0,01	1,62	0,26	0,01	2,72	0,61	0,01	2,72	0,43

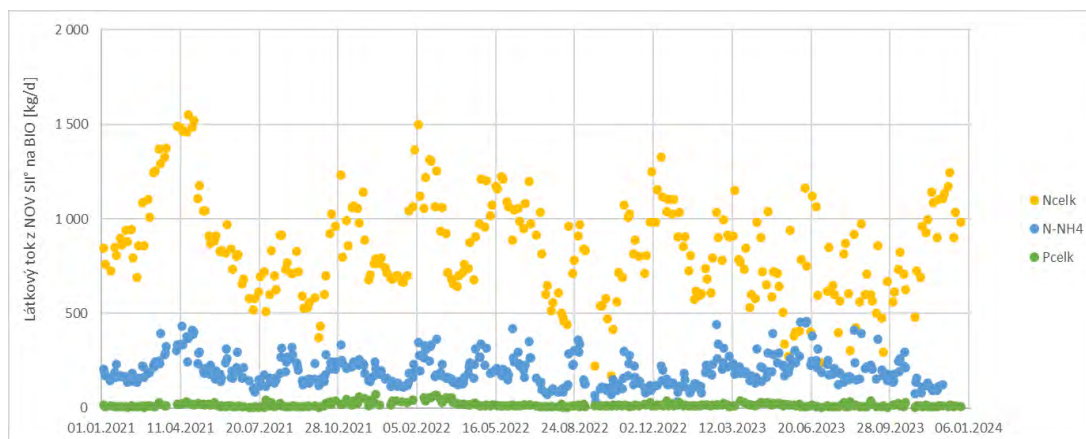
Dále byly graficky znázorněny látkové toky charakteristického znečištění v hlavních vstupujících a vystupujících proudech velkých technologických celků ČOV. S ohledem na charakter průmyslových OV byly tedy stanoveny látkové toky i pro čtyři těžké kovy – měď, zinek, nikl, chrom. Kovy byly vybrány na základě stanovených limitů ve vodoprávním povolení a na základě dostupnosti laboratorních výsledků.

Látkové toky byly stanoveny kombinací laboratorních výsledků a denních průtokových dat v SW Gandalf. Vzniklé datové řady byly následně přeneseny do grafické podoby v Excelu, neboť SW Gandalf nedisponoval nástroji pro tvorbu bodových grafů.

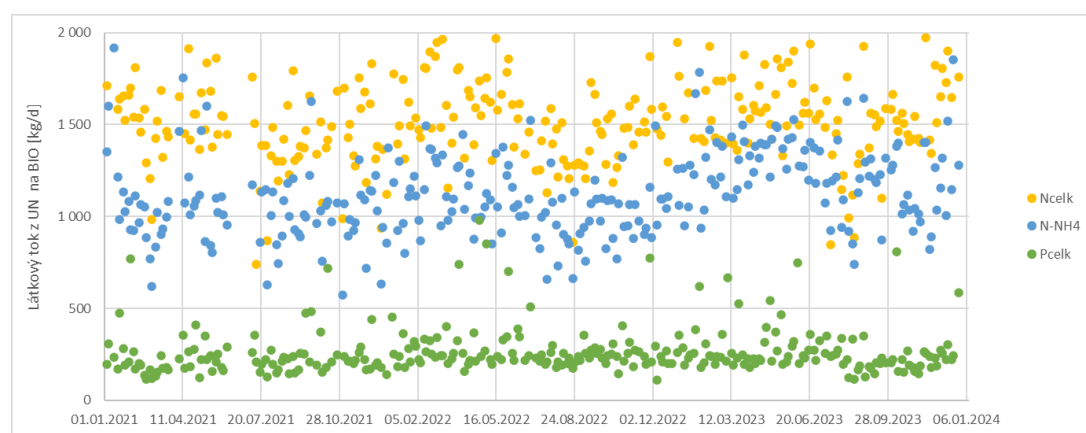
V rámci zpracování dat pro ČOV Pardubice došlo k adaptaci SW Gandalf tak, aby během následujících projektů již nebylo zapotřebí grafy zpracovávat v Excelu a SW Gandalf byl schopný vytvořit bodové grafy a specializované tzv. Pollution Load grafy pro potřeby čištění odpadních vod.

Obrázek 4 zobrazuje vstupující a vystupující tok nerozpuštěných látek v neutralizační sekci. Obrázky 5-7 zobrazují průběh toků nutrientů (N_{celk} , $N\text{-NH}_4$, P_{celk}) čistírnou. Obrázky 5 a 6 zobrazují nátok na biologické linky (odtok z NOV a odtok z UN), obrázek 7 zobrazuje látkový tok polutantů v celkovém odtoku ČOV.

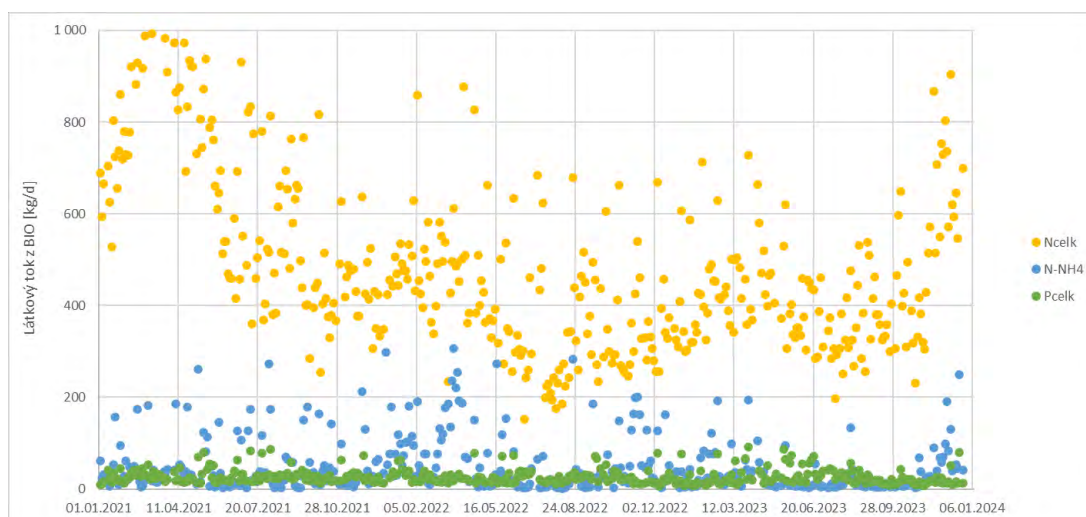
**Obř. 4.** Látkový tok nerozpuštěných látek v bloku neutralizace (NOV) pro dva vstupní proudy (SN13 a CHOVpřed) a pro jeden společný výstupní proud z NOV linky (CHOVpo2), před nátokem do aktivace



Obr. 5. Látkové toky nutrientů ve výstupním proudu z linky NOV, konkrétně z druhého stupně sedimentace, před nátokem do aktivace



Obr. 6. Látkové toky nutrientů na odtoku z usazovacích nádrží mechanického předčištění, před nátokem do aktivace



Obr. 7. Látkové toky nutrientů v celkovém odtoku z BČOV Pardubice

Cílem zpracování dat bylo stanovit účinnost čištění jednotlivých technologických bloků – neutralizace OV, mechanické předčištění (MP), biologické čištění. Pro tyto bloky byla stanovena účinnost pro následující parametry:

NOV (čištění CHOV) – Cu, Zn, Ni, Cr, NL, N_{celk} , $N\text{-NO}_3$

MP (čištění MOV) – BSK₅, CHSK_{Cr}, NL, N_{celk} , P_{celk}

BIO (čištění CHOV + MOV) – BSK₅, CHSK_{Cr}, NL, N_{celk} , $N\text{-NH}_4$, P_{celk}

Účinnost byla vyhodnocena pro jednotlivé měsíce, roky i celé tříleté období. Výstupy jsou znázorněny v tabulce 2.

Některé kolonky zahrnují červené, tedy záporné hodnoty. V případě těžkých kovů se jako nejvíce pravděpodobný důvod jeví kolísající kvalita externích POV. Svozy jsou měřeny pouze namátkově, některé návozy s vysokým obsahem kovů tedy nemusely být analyzovány a průměrné hodnoty na vstupu mohly být v důsledku toho podhodnoceny.

V sedimentačních nádržích NOV dochází k době zdržení přibližně 30 hodin a následnému rozvoji denitrifikačních organismů. V letních měsících tak dochází k významnému úbytku dusíku, naopak v zimních měsících k utlumení činnosti na minimum. Předpokládá se, že červené hodnoty uvedené v tabulce 2 jsou zapříčiněny nepřesnostmi ve vzorkování.

Tab. 2. Účinnost čištění technologických uzlů na BČOV Pardubice v letech 2021-2023

DHI a.s.	BČOV Pardubice										"Implementace digitálního dvojčete na BČOV Pardubice - fáze I, II"											
únor 2024	Účinnosti čištění technologických uzlů 2021-2023																					
Měsíc/Rok	CHOV - Neutralizace odpadních vod					MOV - Mechanické předčištění					CHOV + MOV - Biologické čištění											
	Srážení a neutralizace				Sedimentace	Denitrifikace		Primární usazování					Akvace a sedimentace									
	Cu	Zn	Ni	Cr	NL	N _{celk}	N-N ₂ O ₃	BSK ₅	CHSK	NL	N _{celk}	P _{celk}	BSK ₅	CHSK	NL	N _{celk}	N-NH ₄	P _{celk}				
I.21	-	-	-	-	72%	8%	3%	34%	55%	59%	-14%	90%	97%	89%	94%	74%	97%	92%				
II.21	-	-	-	-	77%	-2%	1%	36%	68%	71%	12%	40%	96%	83%	90%	63%	96%	88%				
III.21	20%	77%	41%	13%	87%	3%	6%	54%	58%	64%	13%	55%	96%	81%	89%	59%	96%	84%				
IV.21	-12%	-210%	0%	38%	73%	5%	11%	25%	24%	28%	7%	7%	97%	88%	94%	71%	96%	92%				
V.21	-24%	76%	19%	11%	64%	5%	19%	39%	45%	60%	-18%	23%	93%	81%	88%	66%	95%	84%				
VI.21	82%	72%	67%	84%	79%	8%	36%	49%	51%	49%	7%	45%	97%	86%	95%	75%	97%	89%				
VII.21	49%	73%	21%	-123%	80%	14%	45%	53%	53%	54%	22%	51%	96%	85%	95%	69%	95%	85%				
VIII.21	78%	91%	43%	77%	69%	5%	49%	63%	70%	77%	-8%	45%	96%	84%	92%	74%	95%	84%				
IX.21	30%	67%	30%	19%	78%	13%	58%	25%	60%	63%	4%	22%	98%	88%	95%	75%	96%	90%				
X.21	59%	78%	40%	78%	78%	11%	36%	50%	63%	69%	9%	46%	96%	90%	93%	80%	96%	94%				
XI.21	52%	81%	35%	49%	84%	5%	15%	10%	54%	65%	15%	46%	96%	85%	89%	81%	96%	86%				
XII.21	55%	91%	66%	7%	82%	1%	6%	-6%	50%	75%	14%	53%	98%	89%	94%	82%	94%	92%				
průměr 2021	39%	50%	35%	25%	77%	6%	24%	36%	54%	61%	5%	39%	96%	86%	92%	72%	96%	88%				
I.22	-19%	85%	26%	-59%	76%	1%	5%	49%	57%	63%	14%	51%	97%	92%	96%	80%	93%	88%				
II.22	40%	63%	77%	21%	75%	-12%	5%	42%	49%	65%	1%	36%	97%	90%	95%	83%	96%	92%				
III.22	31%	74%	56%	6%	82%	6%	13%	37%	37%	62%	1%	34%	97%	88%	94%	81%	87%	94%				
IV.22	41%	52%	26%	26%	82%	-10%	14%	55%	61%	54%	7%	33%	98%	89%	92%	79%	96%	92%				
V.22	34%	81%	53%	66%	64%	3%	26%	57%	54%	67%	-11%	44%	97%	86%	95%	86%	96%	94%				
VI.22	54%	54%	37%	52%	61%	-5%	24%	7%	34%	67%	1%	35%	97%	83%	92%	88%	99%	91%				
VII.22	56%	91%	51%	88%	83%	8%	29%	37%	41%	52%	-13%	37%	97%	90%	93%	84%	98%	93%				
VIII.22	37%	87%	28%	8%	82%	15%	69%	34%	45%	63%	-17%	35%	97%	90%	92%	83%	96%	90%				
IX.22	59%	75%	37%	66%	79%	8%	42%	44%	24%	52%	5%	15%	98%	91%	92%	81%	97%	87%				
X.22	54%	94%	86%	-73%	84%	11%	44%	18%	31%	44%	-3%	18%	97%	91%	94%	83%	96%	89%				
XI.22	14%	74%	42%	13%	87%	3%	20%	8%	34%	38%	-2%	21%	98%	91%	94%	86%	91%	94%				
XII.22	-	-	-	-	78%	8%	6%	33%	54%	68%	2%	48%	97%	89%	95%	86%	96%	90%				
průměr 2022	36%	76%	47%	20%	78%	3%	25%	35%	43%	58%	-1%	34%	97%	90%	94%	85%	96%	91%				
I.23	11%	83%	60%	-5%	78%	-4%	5%	30%	42%	57%	9%	23%	98%	90%	96%	84%	99%	94%				
II.23	81%	83%	62%	41%	71%	-14%	5%	33%	56%	61%	0%	31%	98%	89%	95%	81%	95%	91%				
III.23	64%	90%	51%	87%	85%	-4%	-7%	20%	38%	59%	-2%	15%	95%	87%	94%	82%	97%	90%				
IV.23	36%	52%	40%	-32%	83%	7%	34%	57%	68%	76%	-10%	40%	96%	86%	88%	80%	98%	90%				
V.23	63%	74%	80%	23%	83%	34%	72%	64%	57%	73%	-1%	26%	94%	88%	96%	82%	99%	88%				
VI.23	83%	88%	67%	0%	84%	11%	65%	28%	35%	47%	-3%	3%	97%	90%	96%	84%	99%	89%				
VII.23	27%	74%	53%	9%	43%	20%	41%	38%	36%	57%	6%	24%	99%	92%	94%	84%	99%	88%				
VIII.23	-	-	-	-	56%	16%	65%	41%	46%	62%	16%	34%	97%	92%	92%	80%	98%	87%				
IX.23	-	-	-	-	82%	28%	73%	32%	38%	59%	5%	36%	98%	94%	93%	82%	100%	93%				
X.23	-	-	-	-	87%	9%	53%	71%	43%	69%	-6%	28%	97%	93%	95%	81%	99%	94%				
XI.23	-	-	-	-	88%	4%	13%	34%	58%	69%	8%	34%	98%	92%	95%	78%	97%	93%				
XII.23	-	-	-	-	91%	5%	3%	21%	45%	66%	-11%	30%	99%	92%	95%	77%	93%	91%				
průměr 2023	52%	78%	59%	18%	78%	9%	35%	39%	47%	63%	1%	27%	97%	90%	94%	81%	98%	91%				
průměr 2021-2023	42%	68%	47%	21%	77%	6%	28%	37%	48%	61%	2%	33%	97%	89%	93%	79%	96%	90%				

ZÁVĚRY

Hlavním cílem této fáze projektu bylo zmapovat reálnou situaci na BČOV Pardubice a vytvořit podkladové informace pro následný vývoj digitálního modelu.

Provozovateli čistírny jsme poskytli výstupy zahrnující jak látkové toky, tak statistické výsledky a účinnosti jednotlivých stupňů čištění.

Vytvořené datové řady a digitální schéma čistírny byly dále využity při tvorbě digitálního modelu biologických linek v programu WEST+. Podklady byly také využity při vývoji nového submodelu chemického srážení a neutralizace, který nebyl součástí knihovny ASM (IWA).

Díky SW Gandalf bylo možné rychle reagovat na potřeby vývojářů a modelářů a připravit dodatečně další potřebné podklady pro vývoj biologického modelu i neutralizačního submodelu.

PODĚKOVÁNÍ

Touto cestou bychom rádi poděkovali společnosti VaK Pardubice, a.s., že nám umožnila podílet se na digitalizaci pardubické čistírny a vystoupit v rámci konference Mladá voda břehy mele 2024 s průběžnými výsledky projektu. Dále bychom chtěli poděkovat technické podpoře SW Gandalf, že nám byla k dispozici s konzultací dat a vývojem nástrojů v softwaru pro budoucí využití.

SEZNAM LITERATURY

- DHGroup.com. WEST. (<https://www.dhigroup.com/technologies/mikepoweredbydhi/west>, citováno dne 6.8.2024)
- DHGroup.com. Gandalf. (<https://worldwide.dhigroup.com/cz/monitoring/software>, citováno dne 6.8.2024)
- EKOEKO s.r.o. (2013). Provozní řád pro trvalý provoz BČOV Pardubice
- EKOEKO s.r.o. (2015). Provozní řád pro trvalý provoz BČOV Pardubice – Doplněk – Neutralizace odpadních vod
- Pilař J. (2014). Modernizace Biologické čistírny odpadních vod v Pardubicích. SOVAK, 1, str. 4-9.
- VaKPCE.cz. Čistírna odpadních vod. (<https://www.vakpce.cz/cistirna-odpadnich-vod>, citováno dne 6.8.2024)
- Vodička O., Bartáček J., Kouba V., Švehla P. (2018). BČOV Pardubice – příjem a likvidace odpadních vod a kapalných odpadů. SOVAK, 4, str. 1-4.
- Vodička O. (2024). Společné čištění průmyslových a komunálních odpadních vod – zkušenosti dneška, příležitosti zítřka. Sborník z 28. ročníku konference „Nové metody a postupy při provozování ČOV“, str. 371-382, 23. - 24.4.2024, Seč, Česká republika.

ZKRATKY

BČOV	biologická čistírna odpadních vod
SCADA	Supervisory Control And Data Acquisition (dispečerské řízení a sběr dat)
CHOV	chemické odpadní vody
POV	průmyslové odpadní vody
MOV	městské odpadní vody
SW	software
BIO	biologická linka zahrnující aktivační i dosazovací nádrže
AN	aktivační nádrž
DN	dosazovací nádrž (součástí BIO)
UN	usazovací nádrž (součástí mechanického předčištění)
SN	sedimentační nádrž (součástí NOV)
NOV	neutralizace odpadních vod
MP	mechanické předčištění

sekce
Mikropolutanty

KVARTÁRNE DOČIŠŤOVANIE ODPADOVEJ VODY POMOCOU KOAGULÁCIE A OZONIZÁCIE

Jurík J. *, Šoltýsová N., Zakhar R., Konovalenko H.

Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie, Slovenská technická univerzita, Radlinského 9, 812 37 Bratislava, Slovensko

*autor pro korespondenci, email: jakub.jurik@stuba.sk

ABSTRAKT

Problematika nedostatku vody sa stáva na svete čoraz väčšmi kritickejšia. Tento fakt je sprievodným efektom ľudskej vynaliezavosti v oblasti industrializácie. Nárast priemernej teploty na Zemi je výsledok zvýšenej koncentrácie skleníkových plynov v atmosfére. Z tohto dôvodu vzniká veľa zákonov, regulácií a pozornosť vedy upriamená týmto smerom. Opätovné použitie vody na mnoho každodenných činností je v niektorých krajinách už realitou, avšak zaujímavou oblasťou je využitie recyklovanej vody v poľnohospodárstve. Problémom použitej vody je avšak množstvo obsiahnutých polutantov (farmaceutiká, residuá po drogách, pesticídy a iné polutanty), ktoré nie sú úplne odstrániteľné bežne zaužívanými čistiarenskými technológiami. Ďalším problémom v tejto oblasti je aj mikrobiálne znečistenie. Preto sme sa v tejto práci venovali pokročilým (kvartárnym) metódam dočistenia odpadových vôd. Použité fyzikálno-chemické postupy použité v tejto práci boli koagulácia, piesková filtrácia a ozonizácia pri rôznych výkonoch generátora ozónu. Predúprava vzorky, ktorou bola vyčistená odpadová voda z čistiarene odpadových vôd (ČOV) Devínskej Novej Vsi (DNV), je z pohľadu použitia ozónu potrebná. Nielenže lacnou a technologicky nenáročnou cestou vieme odstrániť časť znečisťujúcich látok, zároveň sa zabezpečí lepšia účinnosť ozónu. Výrazne sa koaguláciou a pieskovou filtráciou odstránila $CHSK_{Cr}$, P_{celk} a z časti N_{celk} , dosiahli sme aj redukciu koliformných baktérií, *Escherichia coli* o dva rády a Termotolerantné koliformné baktérie a Črevné enterokoky o tri rády. Pri ozonizácii bez predúpravy, sme nedosiahli tak výrazné zmeny v hodnotách ukazovateľov znečistenia. Tento efekt bol badateľný pre $CHSK_{Cr}$, N_{celk} , N_{org} a P_{celk} . Taktiež bola stanovená kinetika ozonizácie (nultý, prvý a druhý poriadok) s vybraným ukazovateľom a na základe štatistického parametra koeficientu determinácie R^2 sme určili model, ktorý lepšie opisuje tento proces. Pokles $CHSK_{Cr}$ nebol lineárny, preto nultý poriadok nie je na opis vhodný, kdežto druhý poriadok opisoval tento proces najlepšie.

KLÚČOVÉ SLOVÁ

koagulácia, kvartérne dočistenie, piesková filtrácia, odpadová voda, opätovné použitie, ozonizácia

ÚVOD

Zmena klímy na Zemi je v posledných rokoch čoraz výraznejšie badateľná. Obsah skleníkových plynov v atmosfére spôsobuje dlhodobé a globálne problémy. Zvýšená priemerná teplota na Zemi ovplyvňuje ekosystém, ekonomiku a našu spoločnosť. Medzi výrazné problémy patrí aj vodný stres, ktorý obmedzuje základné ľudské potreby, akými sú hygiena a prístup k pitnej vode (Abejón a kol., 2024). Kompletne zabrániť tejto globálnej zmene zatiaľ nevieme, avšak naskytujú sa možnosti ako šetrnejšie používanie vody, zachovanie výdatnosti vodných zdrojov a zavedenie použitia recyklovanej vody v rôznych odvetviach. Opätovné použitie vody je dôležitou súčasťou vodnej politiky, ak chceme zabezpečiť dostatok vody pre spoločnosť (Ofori a kol., 2024). Treba si ale uvedomiť, že použitie odpadovej vody nesie so sebou isté riziká. ČOV vedia odstrániť z takejto vody nežiadúce látky, avšak mechanické predčistenie, primárne, sekundárne a terciárne čistenie nie sú dostatočné na zabezpečenie nezávadnosti takejto vody, preto je nutné aj kvartérne dočistenie. Týmto spôsobom vieme zabezpečiť odstránenie mikropolutantov (MP, pre špecifikovanie organických mikropolutantov (OM) sa môže použiť aj názov "kontaminanty vzrastajúceho záujmu (KVZ)") v podstatne vyššej miere. Pridruženie

dálšieho stupňa na ČOV dosiahneme vo všeobecniosti kvalitnú (čistú) vodu, ktorá neobsahuje nežiadúce znečistenie ako napríklad mikroorganizmy, farmaceutiká, hormóny, pesticídy, kozmetické produkty, ťažké kovy a mikroplasty (Maniakova a kol., 2023; Sossalla a kol., 2020; Mister a kol., 2024).

V rámci tohto laboratórneho experimentu zameraného na kvartárne dočistenie bola venovaná pozornosť koagulácii s nasledovnou pieskovou filtráciou a ozonizáciou. Koagulácia s pieskovou filtráciou slúži na predčistenie pred ozonizáciou. Tento krok je významný pre účinnejšiu ozonizáciu, ktorá môže byť ovplyvnená vyskytujúcim sa znečistením. Zvyšné nerozpustené látky, mikro/nanoplasty môžu ovplyvniť účinnosť ozonizácie s výsledkom navýšenia technologických požiadaviek (Putri a kol., 2020). Piesková filtrácia slúži na zachytenie vytvoreného chemického kalu a ako dodatočná bariéra pri dočistení vyčistenej odpadovej vody (VOV). Takisto zostatkové železo by mohlo spotrebovať prítomný ozón pri oxidácii Fe^{2+} na Fe^{3+} a v prípade zásaditého prostredia aj z Fe^{3+} na Fe^{6+} (Perfiliev a kol., 2007; Lim a kol., 2022). Využitie ozonizácie na odstránenie polutantov z odpadových vôd je aktívne skúmané a aplikované. Je taktiež dokázané, že sa dosahujú pozitívne výsledky (Nilsson, 2017).

MATERIÁL A METÓDY

CHEMICKO-FYZIKÁLNE A MIKROBIOLOGICKÉ ANALÝZY VOV

Stanovené boli parametre ako pH, vodivosť, nerozpustené látky (NL), chemická spotreba kyslíka (CHSK_{Cr}), celkový dusík (N_{celk}), dusičnanový dusík (N-NO_3^-), amoniakálny dusík (N-NH_4^+), organický dusík (N_{org}), celkový fosfor (P_{celk}) a fosforečnanový fosfor (P-PO_4^{3-}). Stanovenie pH a vodivosti bolo vykonané pomocou prístroja HQ4200 (HACH®, Nemecko) s použitím príslušných sond. NL, tak ako aj makronutrienty spôsobujúce eutrofizáciu N-NH_4^+ a P-PO_4^{3-} , boli stanovené pomocou postupu uvedeného v (Horáková a kol., 2003). Chemické ukazovatele ako CHSK_{Cr} , N_{celk} , N-NO_3^- , P_{celk} boli stanovené pomocou setov HACH® (Nemecko) v poradí: LCK 1414, LCK 138 LATON, LCK 339, LCK 349 (kroky 1-9). Mikrobiologické rozborý boli vykonané akreditovaným laboratóriom na Úrade verejného zdravotníctva SR.

POUŽITÁ VZORKA

Pre laboratórne experimenty zamerané na kvartárne dočisťovanie bola použitá vyčistená odpadová voda z DNV. Jednotlivé stanovené ukazovatele VOV môžeme vidieť v Tab. 1.

Tab. 1. Parametre VOV z DNV.

Parameter	Hodnota
pH (-)	7,3
Vodivosť ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	948
CHSK_{Cr} (mg/l)	21,8
N_{celk} (mg/l)	35,9
N-NO_3^- (mg/l)	30,2
N-NH_4^+ (mg/l)	0,42
N_{org} (mg/l)	5,28
P_{celk} (mg/l)	0,362
P-PO_4^{3-} (mg/l)	0,357

POSTUP PRÁCE

Koagulácia a piesková filtrácia

Koaguláciu sme vykonali v kadičke s objemom vzorky VOV 500 ml. Do tohto objemu sme pridali 0,1 ml koagulačného činidla FeCl_3 , ktorého roztok obsahoval 42 % tejto látky. Takto pripravené kadičky boli miešané pomocou prístroja JAR test (VELP SCIENTIFICA, Taliansko) najprv pri 200 ot./min po dobu 1 minúty a následne pri 15 ot./min po dobu 15 minút. Tento proces môžeme vidieť na Obr. 1.



Obr. 1. Miešanie VOV s koagulantom FeCl_3 v prístroji JAR test.

Po uplynutí doby koagulácie sme obsah kadičiek preliali cez polyetyléntereftalátovú 25,4 cm dlhú kolónu (Aqua-filter, Slovensko). V kolóne bol umiestnený kremičitý piesok (Eurowater, Slovensko) o objeme 500 ml s veľkosťou častíc v rozsahu 0,8–1,6 mm (Obr. 2). Prietok bol nastavený tak, aby zdržná doba v kolóne bola 7,5 minúty.

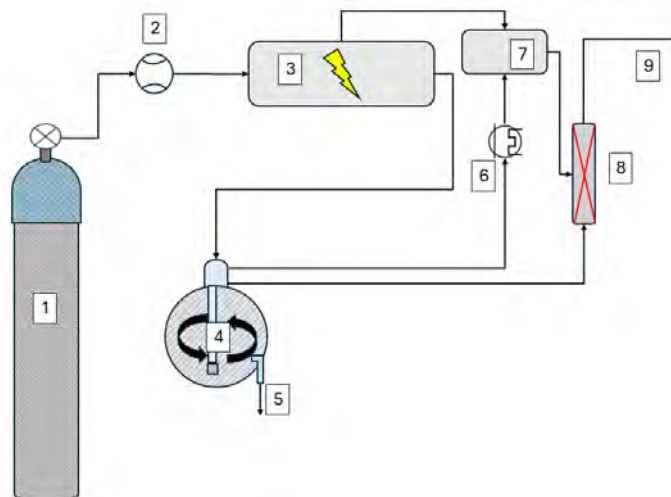


Obr. 2. Kolóna s pieskom určená na filtráciu po koagulácii.

Ozonizácia

Do ozonizačného zmiešavacieho reaktora bola nadávkovaná vzorka vody o objeme 2 l, ktorá bola pred ozonizáciou upravená. Kyslík na tvorbu ozónu bol privádzaný z tlakovej nádoby do generátora ozónu (Lifetech, s.r.o., Česká republika), pričom prietok bol nastavený na 0,1 l/s. Toto zariadenie má limit produkcie ozónu pri hodnote 5 g/h. Vplyv ozonizácie sme skúmali pri

troch výkonoch generátora: 20 %, 40 % a 60 %. Do ozonizačného zmiešavacieho reaktora bola zavedená fritu na lepšiu distribúciu plynnej zmesi a zároveň bol objem premiešavaný magnetickým miešadlom. Plynná zmes opúšťajúca reaktor bola vedená do chladiča a následne do analyzátoru ozónu (Lifetech ODU 200 UV, Česko). Finálne plynná zmes prechádzala zariadením na deštrukciu ozónu. Celá schéma je zobrazená na Obr. 3. Ozonizácia bola aplikovaná aj na surovú vzorku (VOV) a aj predupravenú s koaguláciou a filtráciou. Počítačom boli zaznamenané hodnoty vstupujúceho a vystupujúceho ozónu do/z reaktora.



Obr. 3. Schéma aparatury na ozonizáciu. 1 – tlaková fľaša s O₂, 2 – prietokomer, 3 – generátor ozónu, 4 – reaktor s fritou a miešadlom, 5 – odber vzoriek, 6 – chladič plynnej zmesi, 7 – analyzátor ozónu, 8 – deštruktor ozónu, 9 – odvod do digestora

Reakčnú kinetiku pre zvolený ukazovateľ sme vypočítali na základe nultého, prvého a druhého poriadku podľa rovníc 1, 2, 3 (Derco, 2013). S_t [mg/l] predstavuje hodnotu koncentrácie ukazovateľa kvality vody v čase t , S_0 [mg/l] vyjadruje jeho počiatočnú koncentráciu a k_0 [mg/l/min], k_1 [1/min], k_2 [l/mg/min] sú rýchlostné konštanty pre jednotlivé rády.

$$S_t = S_0 - k_0 t \quad (1)$$

$$S_t = S_0 \exp(-k_1 t) \quad (2)$$

$$S_t = \frac{S_0}{1 + S_0 k_2 t} \quad (3)$$

Vhodnosť jednotlivých matematických modelov sme určili pomocou vstavanej funkcie Curve Fitting Toolbox v programe MATLAB (MathWorks®, USA). Výstupom boli koeficienty determinácie R^2 jednotlivých poriadkov.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

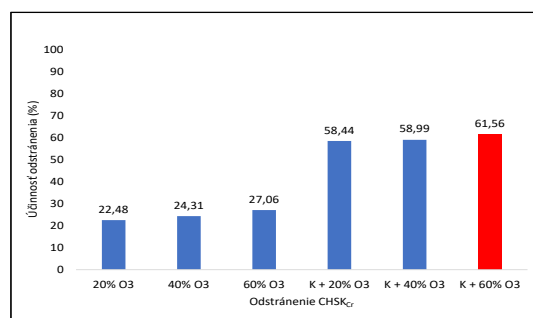
Jednotlivé výsledky stanovenia ukazovateľov kvality vody po koagulácii a filtrácii môžeme vidieť v Tab. 2. Pokles v hodnote pH z 7,3 na 6,5 je očakávaný z dôvodu použitia koagulantu

FeCl₃. V danej vzorke sa neupravuje pH dodatočne a počiatková hodnota je postačujúca pre vhodný proces koagulácie. Nárast vodivosti môže byť spôsobený taktiež použitým koagulantom (Izzuddeen, 2018). Fosfor, resp. fosforečnany sa vyzrážali a ich výrazný úbytok (pod detekčný limit 0,033 mg/l podľa použitej metódy) je samozrejмый, pretože koagulácia sa bežne na tento účel používa. Pozoruhodná zmena bola dosiahnutá pri znížení CHSK_{Cr} z 21,8 mg/l na 10,67 mg/l a N_{org} z 5,28 mg/l na 1,37, vďaka čomu môžeme konštatovať, že časť koloidnej organiky (chemické znečistenie) a mikroorganizmy boli koaguláciou a filtráciou odstránené. Taktiež sme dosiahli výrazný pokles pri N-NH₄⁺ a minimálny pri N-NO₃⁻.

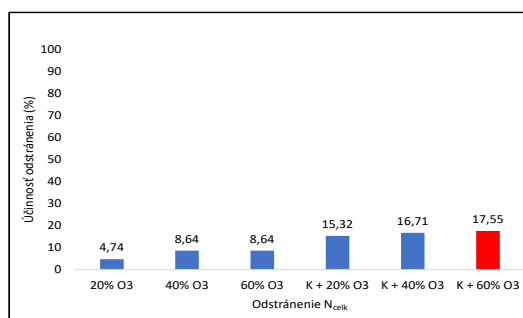
Tab. 2. Stanovené parametre kvality vody po koagulácii a filtrácii.

Parameter	Hodnota
pH (-)	6,5
Vodivosť (μS/cm)	1016
CHSK _{Cr} (mg/l)	10,67
N _{celk} (mg/l)	30,5
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	28,85
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,28
N _{org} (mg/l)	1,37
P _{celk} (mg/l)	0,09
P-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	< 0,033
Fe (mg/l)	0,29

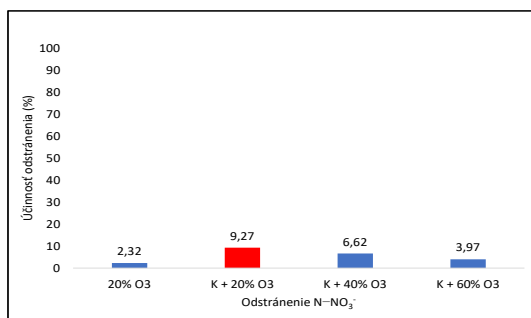
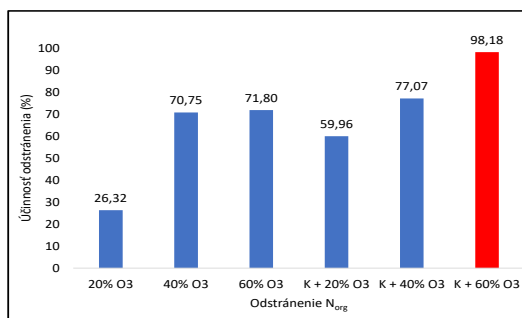
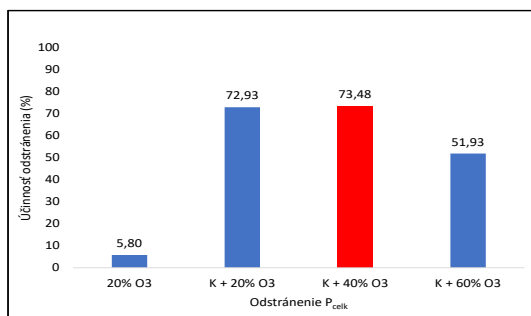
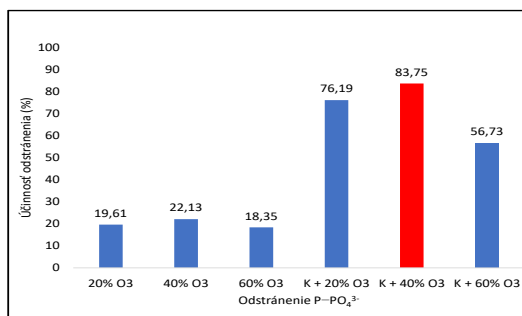
Na nasledujúcich Obr. 4–9 vidíme porovnanie ozonizácie surovej VOV a predupravenej vzorky. Červenou farbou je označená najvyššia účinnosť pre daný ukazovateľ kvality vody. Všetky varianty výkonu generátora ozónu, ktoré nie sú uvedené, mali účinnosť odstránenia daného parametra 0 %. Pri ostatných variantách je jednoznačne vidieť, že pri predupravenej vzorke sme dosiahli vyššie účinnosti ako pri surovej VOV. Jediný výrazný malý rozdiel je badateľný pri N_{celk}. Pri CHSK_{Cr}, N_{celk} a N_{org}, sa dosahovali najvyššie účinnosti odstránenia pri predupravenej vzorke pri 60 % výkone generátora. Treba ale poznamenať malý rozdiel oproti menším výkonom, s výnimkou až na N_{org}, kde sme dosiahli takmer 100 % účinnosť. Zaujímavým poznatkom je výrazné navýšenie účinnosti už pri 20 % výkone generátora ozónu, oproti rovnakému výkonu v neupravenej vzorke. Tento trend platí pri všetkých ukazovateľoch. Z dôvodu relatívne malých rozdielov v účinnosti odstránenia medzi aplikovanými výkonmi generátora ozónu, bol 20 % výkon zvolený pre ďalšie merania.



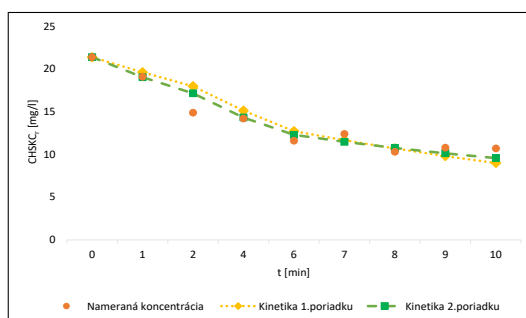
Obr. 4. Odstránenie CHSK_{Cr}.



Obr. 5. Odstránenie N_{celk}.

Obr. 6. Odstránenie N-NO₃⁻.Obr. 7. Odstránenie N_{org}.Obr. 8. Odstránenie P_{celk}.Obr. 9. Odstránenie P-PO₄³⁻.

Na Obr. 10 vidíme opis poklesu nameraných hodnôt CHSK_{Cr} v čase pomocou prvého a druhého poriadku. Už z grafu je zrejmé, že oba poriadky opisujú tento proces dobre. Nultý poriadok nie je zahrnutý, pretože zmena CHSK_{Cr} nevykazuje lineárny charakter. Rýchlostné konštanty pre prvý a druhý poriadok vypočítaných pomocou programu MATLAB, dosahovali hodnoty $k_1 = 5,2$ 1/h a $k_2 = 0,35$ mg/l/h. Z hodnoty koeficientu determinácie vieme povedať, že druhý poriadok opisuje daný proces lepšie s $R^2 = 0,9328$. Tieto údaje sú zhrnuté aj v Tab. 3.



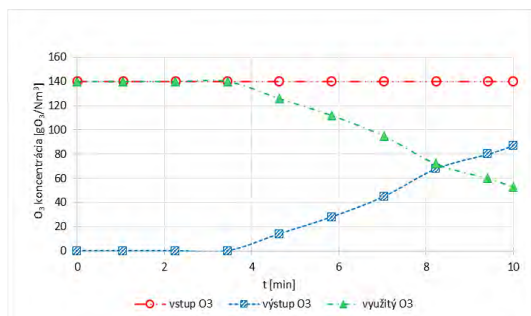
Obr. 10. Porovnanie kinetických modelov.

Tab. 3. Hodnoty rýchlostnej konštanty prvého a druhého poriadku, a ich koeficienty determinácie.

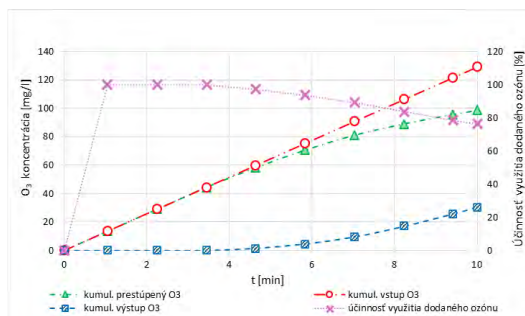
Poriadok	Parameter	
	k_x (1/h) / (mg/l/h)	R^2 (-)
1. poriadok	5,2	0,8672
2. poriadok	0,35	0,9328

Z Obr. 11 vieme vyčítať, že skoro prvé 4 minúty sa všetok vstupujúci ozón spotreboval na degradáciu prítomných polutantov. Nárast ozónu vo výstupnom prúde plynu naznačuje buď neschopnosť ozónu ďalej degradovať prítomné látky, alebo znižujúca koncentrácia polutantov znemožňuje ich šancu kontaktu s aktívnou látkou. Po 8 minúte prevažuje množstvo nezreagovaného ozónu. Obr. 12 naznačuje dobré využitie ozónu, kde pri 10 minútach sa

dosiahla skoro účinnosť využitia ozónu na úrovni 80 %. Takisto môžeme vidieť pomalý nárast nezreagovaného ozónu na výstupe z reaktora pri 4 minúte.



Obr. 11. Bilancia O₃ v systéme.



Obr. 12. Kumulatívne vstupné a výstupné koncentrácie O₃ v plynnej fáze, kumulatívne koncentrácie prestúpeného O₃ z plynnej do kvapalnej fázy, účinnosť využitia dodaného ozónu.

Vplyv použitých procesov na mikrobiálnu populáciu je značný. V Tab. 4 môžeme vidieť vysoký obsah sledovaných mikroorganizmov v porovnaní s Nariadením EÚ 2020/741 o minimálnych požiadavkách na opätovné využívanie vody (EÚ, 2020). Hodnoty ukazovateľov dosahujú až piaty rád pri Koliformných baktériách a *Escherichia coli* a to až $4,1 \cdot 10^5$ a $3,7 \cdot 10^5$ KTJ/100ml. Aplikáciou koagulácie a pieskovej filtrácie na vzorku VOV sme zaznamenali významný pokles týchto dvoch skupín mikroorganizmov až o dva rády. Termotolerantné koliformné baktérie a Črevné enterokoky boli zredukované až na hodnoty 58 a 13 KTJ/100ml. Po ozonizácii sme dosiahli v dočistovanej vzorke VOV absolútnu sterilitu.

Tab. 4. Výsledky mikrobiologických analýz po koagulácii a pieskovej filtrácii, a po ozonizácii.

Mikroorganizmus	VOV	K.+P.f. (KTJ/100ml)	Ozonizácia
Koliformné baktérie	$4,1 \cdot 10^5$	$1,7 \cdot 10^3$	0
<i>Escherichia coli</i>	$3,7 \cdot 10^5$	$2,9 \cdot 10^3$	0
Termotolerantné koliformné baktérie	$1,3 \cdot 10^4$	58	0
Črevné enterokoky	$1,9 \cdot 10^4$	13	0

ZÁVER

Rozvíjanie povedomia a technológií s úmyslom šetrenia zásob vody je v poslednej dobe potrebné. Netrpíme tým len my ľudia, ale aj celé ekosystémy. Ochrana životného prostredia a konkrétne vodných zdrojov je dôležitá z pohľadu významu vody. Avšak túto vodu treba pred aplikáciou dočistiť. Preto sme sa v danej práci zaoberali aplikáciou dodatočných čistiacich procesov na VOV. Medzi použitými metódami bola koagulácia, piesková filtrácia a ozonizácia. Ako sa ukázalo, koagulácia a piesková filtrácia bola nutná predúprava vzorky pred ozonizáciou. Odhliadnuc od toho, vďaka týmto procesom sme znížili CHSK_{Cr} o 50 %, zredukovali celkový dusík (vrátane N-NO₃⁻, N-NH₄⁺, N_{org}) z hodnoty 35,9 mg/l na 30,5 mg/l a dodatočne sa odstránil aj obsiahnutý fosfor. Taktiež sme zredukovali aj mikrobiálnu populáciu o dva rády pre Koliformné baktérie a *Escherichia coli*, zatiaľ čo Termotolerantné koliformné baktérie a Črevné enterokoky sa takmer odstránili úplne. Tento efekt môžeme sledovať pri znížení N_{org} z 5,28 mg/l na 1,37 mg/l. Aplikácia ozonizácie na surovú vzorku VOV, sa ukázala ako menej

účinná v kombinácii s koaguláciou a pieskovou filtráciou. Významný pokles účinnosti nastal pri odstránení CHSK_{Cr} a N_{celk} . Mikrobiálna aktivita po koagulácii, pieskovej filtrácii a ozonizácii bola zredukovaná úplne. V konečnom dôsledku treba ale zväžiť použitie ozónu ako kvartárnej metódy na dočisťovanie, pretože samotná koagulácia a piesková filtrácia dosahujú významné zníženie ukazovateľov kvality vo vzorke vody. Avšak významný výsledok je aj dezinfekcia zabezpečená ozónom, pretože nepridávame do vody ďalšie chemikálie, ktoré obsiahnuté v recyklovanej vode by mohli byť pri určitých procesoch samotnou záťažou. Aplikáciou matematických modelov na pokles CHSK_{Cr} v čase sme zistili nevhodnosť nultého poriadku. Pokles neprejavoval linearitu, z čoho vyplynula zlá interpretácia modelu. Najlepšie opisoval pokles poriadok druhého rádu s $R^2 = 0,9328$.

POĎAKOVANIE

Publikácia bola vytvorená na základe finančnej podpory Agentúry na podporu výskumu a vývoja, na základe zmluvy číslo APVV-22-0292 a v rámci Programu na podporu mladých výskumníkov STU v Bratislave.

ZOZNAM LITERATÚRY

- Derco, J., Valičková, M., Šilhárová, K., Dudáš, J., & Luptáková, A. (2013). Removal of selected chlorinated micropollutants by ozonation. *Chemical Papers*, 67(12). <https://doi.org/10.2478/s11696-013-0324-x>
- Gulnara Maniakova, Polo, I., I. Oller Alberola, Sixto Malato, & Rizzo, L. (2023). Ozonation Vs sequential solar driven processes as simultaneous tertiary and quaternary treatments of urban wastewater: A life cycle assessment comparison. *Journal of Cleaner Production*, 413, 137507–137507. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137507>
- Horáková, M. a kol. (2003). Analytika vody; 2. vydanie, str. 170-172. VŠCHT, ČR.
- Izzuddeen, M., Ghani, S. A., Azlin Fazlina Osman, Mohd, B., & Tan Soo Jin. (2018). Effect of ferric chloride on the electrical conductivity and characterization of polyethylene oxide/polyvinyl chloride/polyaniline conductive films. *AIP Conference Proceedings*. <https://doi.org/10.1063/1.5047158>
- Lim, S., Shi, J. L., von Gunten, U., & McCurry, D. L. (2022). Ozonation of organic compounds in water and wastewater: A critical review. *Water Research*, 213, 118053. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118053>
- Mister Adeel, Gulnara Maniakova, & Rizzo, L. (2024). Tertiary/quaternary treatment of urban wastewater by UV/H₂O₂ or ozonation: Microplastics may affect removal of E. coli and contaminants of emerging concern. *Science of the Total Environment*, 907, 167940–167940. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167940>
- Nariadenie - 2020/741 - EN - EUR-Lex. (2020). Retrieved August 23, 2024, from Europa.eu website: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SK/TXT/?uri=celex%3A32020R0741>
- Nilsson, F. (2017). *Application of Ozone in Wastewater Treatment* (p. 53).
- Ofori, S., David Kwesi Abebrese, Klement, A., Provozník, D., Tomášková, I., Iveta Růžičková, & Wanner, J. (2024). Impact of treated wastewater on plant growth: leaf fluorescence, reflectance, and biomass-based assessment. *Water Science & Technology*, 89(7), 1647–1664. <https://doi.org/10.2166/wst.2024.097>
- Perfiliev, Y. D., Benko, E. M., Pankratov, D. A., Sharma, V. K., & Dedushenko, S. K. (2007). Formation of iron(VI) in ozonolysis of iron(III) in alkaline solution. *Inorganica Chimica Acta*, 360(8), 2789–2791. <https://doi.org/10.1016/j.ica.2006.11.019>
- Putri, R. A., W Oktawan, & A Syakur. (2020). Decreasing Iron (Fe) Contaminant from Ground Water for Water Treatment Processed by Dielectric Barrier Discharge Ozone Generator. *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*, 448(1), 012041–012041. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/448/1/012041>
- R. Abejón, Romero, J., & E. Quijada-Maldonado. (2024). Potential of membrane distillation for water recovery and reuse in water stress scenarios: Perspective from a bibliometric analysis. *Desalination*, 117989–117989. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2024.117989>
- Sossalla, N. A., Nivala, J., Escher, B. I., Reemtsma, T., Schlichting, R., van Afferden, M., & Müller, R. A. (2020). Resilience of Micropollutant and Biological Effect Removal in an Aerated Horizontal Flow Treatment Wetland. *Water*, 12(11), 3050. <https://doi.org/10.3390/w12113050>

MODERNIZACE NEMOCNIČNÍ ČOV ANEB JAK ZACHYTIT MIKROPOLUTANTY PŘÍMO U ZDROJE ZNEČIŠTĚNÍ

Kvaček R.^{1*}, Sýkorová Z.¹, Pecl R.¹, Heřmánková M.²

¹Pražské vodovody a kanalizace, Ke Kablu 971/1, 102 00, Praha 10

²MEGA a.s., Divize vodního hospodářství, Ke Klíčovu 191/9, 190 00, Praha 9

*autor pro korespondenci, email: robert.kvacek@pvk.cz

ABSTRAKT

S rostoucí životní úrovní společnosti vzrůstá i spotřeba farmakologických produktů. Farmaka a jejich metabolity se následně dostávají odpadní vodou (OV) na čistírny odpadních vod (ČOV), které nejsou vybaveny technologiemi pro jejich odstranění. Část těchto látek se tak dostává do životního prostředí, kde působí ekologické škody. Vhodným přístupem ke zlepšení situace je decentralizované čištění OV u největších producentů tohoto znečištění, domovů seniorů a nemocnic. V současnosti se mikropolutanty na nemocničních ČOV nejen v Česku neodstraňují. Pražské vodovody a kanalizace, a.s. ve spolupráci s Fakultní Thomayerovou nemocnicí získali finanční podporu SFŽP ("Financováno z Fondů EHP a Norska 2014-2021 – program CZ-ENVIRONMENT"). Jako první v ČR tak doplnili technologii ČOV o stupeň odstraňující mikropolutanty. Technologii dodala společnost MEGA a.s. Tento příspěvek se věnuje realizaci modernizace ČOV a shrnuje výsledky z jejího zkušebního provozu.

KLÍČOVÁ SLOVA

granulované aktivní uhlí; kvartérní čištění odpadních vod; mikropolutanty; ozonizace; nemocnice

ÚVOD

Mikropolutanty jsou různorodou skupinou chemických látek vyskytujících se ve vodách ve velmi nízkých koncentracích v řádech nanogramů či mikrogramů na litr vody. Mezi mikropolutanty řadíme např. farmaceutické látky, produkty osobní péče, průmyslové chemikálie, pesticidy, jejich metabolity a další. Navzdory negativnímu vlivu mikropolutantů na životní prostředí nejsou tyto látky v odpadních vodách (OV) pravidelně monitorovány. Kromě konvenčních čistíren odpadních vod (ČOV) jsou významným zdrojem mikropolutantů nemocniční čistírny odpadních vod (NČOV). Nemocniční odpadní vody (NOV) obsahují velké množství hormonálních látek, antibiotik, kontrastních látek, řadu dalších zbytků léčiv a jejich metabolitů. Tento mix polutantů v NOV přináší unikátní výzvy pro jejich čištění. Vypouštění neošetřené, nebo nedostatečně vyčištěné NOV představuje riziko pro veřejné zdraví i vodní útvary. Velké obavy vyvolává přítomnost patogenních bakterií, které si mohou při kontaktu s antibiotiky vytvořit rezistenci znesnadňující budoucí léčbu bakteriálních infekcí. Přestože platná legislativa (viz kapitola 2) dosud nenařizuje NČOV využívat kvartérní čištění, Pražské vodovody a kanalizace, a.s. (PVK) a Fakultní Thomayerova nemocnice v Praze (FTN) se rozhodli v rámci pilotního grantového projektu „Decentralizované odstraňování mikropolutantů z infekčních nemocničních odpadních vod“ doplnit ČOV FTN právě o kvartérní stupeň čištění OV. Tento příspěvek představuje modernizaci ČOV FTN od počátku projektu až po ověření doplněné technologie a zamýšlí se nad dalším směřováním čištění NOV.

PROJEKT A LEGISLATIVNÍ ÚVOD

Projekt „Decentralizované odstraňování mikropolutantů z infekčních nemocničních odpadních vod“ byl podán v roce 2021 do dvoukolové výzvy č. NF Call-3B „Trondheim“ programu „Životní prostředí, ekosystémy a změna klimatu“ financovaného z Norských fondů 2014-2021. Ve výzvě se projektu podařilo uspět, čímž se stal projektem s nejvyšší podporou,

kteřá mohla dosáhnout více než 20 mil. Kč. Výzva „Trondheim“ byla zaměřena na realizaci pilotních projektů pro snížení farmaceutického znečištění vodních toků, přičemž hlavním požadavkem bylo snížit koncentraci až 33 vybraných léčiv, jejich metabolitů a hormonů o nejméně 90 % mezi vstupem a výstupem dotované technologie. Indikativní seznam látek, které měly být odstraňovány, byl sestaven poskytovatelem dotace a je blíže představen v další části příspěvku.

V našem případě bylo pilotním projektem myšleno doplnění kvartérního stupně čištění do technologie ČOV FTN. ČOV FTN je zaměřena na mechanicko-biologické zpracování infekčních odpadních vod z oddělené kanalizační sítě nemocničního areálu s cílem zabránit průniku nebezpečných patogenních mikroorganismů do veřejné kanalizační sítě. Tyto infekční OV kromě patogenních organismů obsahují i vysoké koncentrace mikropolutantů. Díky tomu je možné i při relativně nízkém průtoku OV odstranit velké množství mikropolutantů, které by jinak vstupovaly do životního prostředí a negativně by jej ovlivňovaly.

V Česku vypouští NČOV vyčištěnou (předčištěnou) odpadní vodu primárně do městské stokové sítě. Taková voda musí být hygienicky zabezpečena a zároveň musí splňovat požadavky kanalizačního řádu, který musí dle vyhlášky MZe č. 428/2001 Sb. v platném znění obsahovat mapovou přílohu s vyznačením stokové sítě a polohy producentů zahrnujících i zdravotnická zařízení (ČESKO, 2024). Kanalizační řád by měl vycházet mimo jiné z normy ČSN 75 6406 (Nakládání s odpadními vodami ze zdravotnických zařízení (ZZ) vypouštěnými do stokové sítě pro veřejnou potřebu), která jasně určuje možné způsoby dezinfekce OV, uvádí možné způsoby odstraňování léčiv a poskytuje tabulku ukazatelů a doporučených limitních hodnot pro předčištěné OV ze ZZ vypouštěné do veřejné kanalizace (ČAS, 2020).

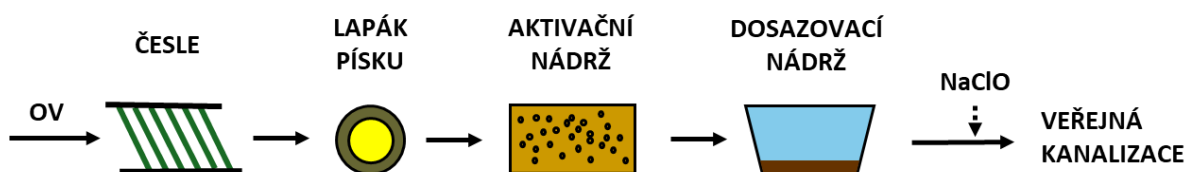
Na úrovni Evropské unie momentálně neexistuje jednotná směrnice nebo jiný legislativní předpis pro nakládání s NOV. Jednotlivé země mají své vlastní legislativní požadavky a doporučení pro čištění těchto vod (Carraro et al., 2016, Verlicchi et al., 2010). Například německá legislativa považuje OV z nemocnic za komunální odpady podléhající méně přísným regulacím (Carraro et al., 2016). Naopak státy jako Španělsko a Francie považují nemocniční zařízení za průmyslové zdroje a stanovují specifické normy pro jejich vypouštění do městských kanalizací. S ohledem na stále rostoucí koncentrace mikropolutantů a patogenů v NOV je nezbytné zavést přísnější regulace a účinné monitorovací systémy. Světová zdravotnická organizace (WHO) zároveň doporučuje, aby NOV prošly předčištěním před následným čištěním v městských ČOV. Zásadním bodem úpravy bude také využívání pokročilých technologií, zaměřujících se na odstranění mikropolutantů, tzv. kvartérní čištění.

V České republice není sledování farmak, pesticidů a dalších produktů osobní péče (PPCPs) dosud legislativně v nemocničních odpadních vodách požadováno, přestože norma ČSN 75 6406 jasně deklaruje, že při předčištění OV s obsahem rizikových chemických látek (zvláště léčiv, hormonů a jejich metabolitů a endokrinních disruptorů) se musí použít nejlepší dostupné technologie pro jejich odstranění s účinností alespoň 70 % (ČAS, 2020). Výraznou změnu však přinese novelizovaná verze směrnice č. 91/271/EHS o čištění městských OV, jejíž schválení novým EP se očekává koncem r. 2024. Novela směrnice by kromě zavedení kvartérního čištění na největších městských ČOV a monitoringu vybraných mikropolutantů měla podnítit diskuzi o zpřísnění legislativy v oblasti čištění NOV.

POPIS DOSAVADNÍ TECHNOLOGIE ČOV

ČOV FTN je mechanicko-biologickým zařízením dimenzovaným na průměrný denní přítok 200 m³/d (1 500 EO). Dosavadní technologická linka ČOV FTN se skládá z mechanického předčištění, biologického čištění a separace aktivovaného kalu (Obr. 1). Tato linka byla při modernizaci zachována v celém rozsahu, je proto představena v přítomném čase.

Odpadní voda je na ČOV přiváděna kanálem, který při vyšších srážkách odvádí přebytečnou vodu přes havarijný přepad přímo do stokové sítě. V nátokovém žlabu jsou instalovány automatické strojní česle s integrovaným lisem shrabků, ze kterých natéká voda do vertikálního lapáku písku a následně do aktivační nádrže (AN). Odpadní voda vstupuje přes kontrolní kruhovou šachtu do rozdělovacího objektu, odkud může být vedena do jedné ze dvou komor AN. Komory jsou propojeny uzávěrem a mohou být provozovány samostatně. Standardně je jedna komora využívána jako regenerační nádrž a druhá jako aktivační nádrž. Aeraci zajišťují jemnobublinné aerátory a dvě automaticky střídající se dmychadla řízená systémem s kyslíkovou sondou a frekvenčními měniči. Aktivační směs poté odtéká do kruhové dosazovací nádrže (DN), kde se aktivovaný kal usazuje a je stírán do středového kalového prostoru. Usazený kal je odčerpáván do kalové čerpací jímky, odkud je čerpán jako vratný kal do regenerační nádrže, nebo se ukládá jako přebytečný kal určený k dezinfekci a likvidaci. Vyčištěná odpadní voda přepadá přes přepadovou hranu DN do Parschallova žlabu. Před vypuštěním do veřejné kanalizace je voda hygienicky ošetřena dezinfekčním činidlem, chlornanem sodným.



Obr. 13: Technologické schéma dosavadní technologie ČOV FTN

MODERNIZOVANÁ ČOV

V rámci modernizace ČOV FTN byly doplněny tři prvky: hygienické zabezpečení obtoku ČOV, rotační bubnové mikrosíto do mechanického předčištění OV a zavedení kvartérního čištění OV mikrofiltrací, ozonizací a filtrací přes granulované aktivní uhlí (GAU). Na základě výběrového řízení byla dodavatelem této technologie vybrána společnost MEGA a.s.

Při vydatných srážkách dochází několikrát do roka k odlehčení části OV přepadem do veřejné stokové sítě. V rámci projektu bylo doplněno chybějící hygienické zabezpečení přepadu, které je nově řešeno dávkováním NaClO řízeným ultrazvukovou sondou měřící hladinu OV v přepadu.

Za automatické strojní česle bylo doplněno rotační bubnové mikrosíto s cílem snížit zatížení biologického stupně čištění nerozpuštěnými látkami (Obr. 2). Mezi česlemi a lapákem písku je OV svedena do tříkomorové nádrže v suterénu budovy mechanického předčištění. Tato nádrž akumuluje vodu čerpanou na rotační mikrosíto. OV vstupuje do největší střední komory nádrže a dále pokračuje přes přelivnou hranu do úzké boční komory, kde je umístěno ponorné čerpadlo s frekvenčním měničem čerpající vodu do mikrosíta s integrovaným lisem na shrabky. Voda po průchodu sítím klesá do třetí komory nádrže a gravitačně odtéká do potrubí

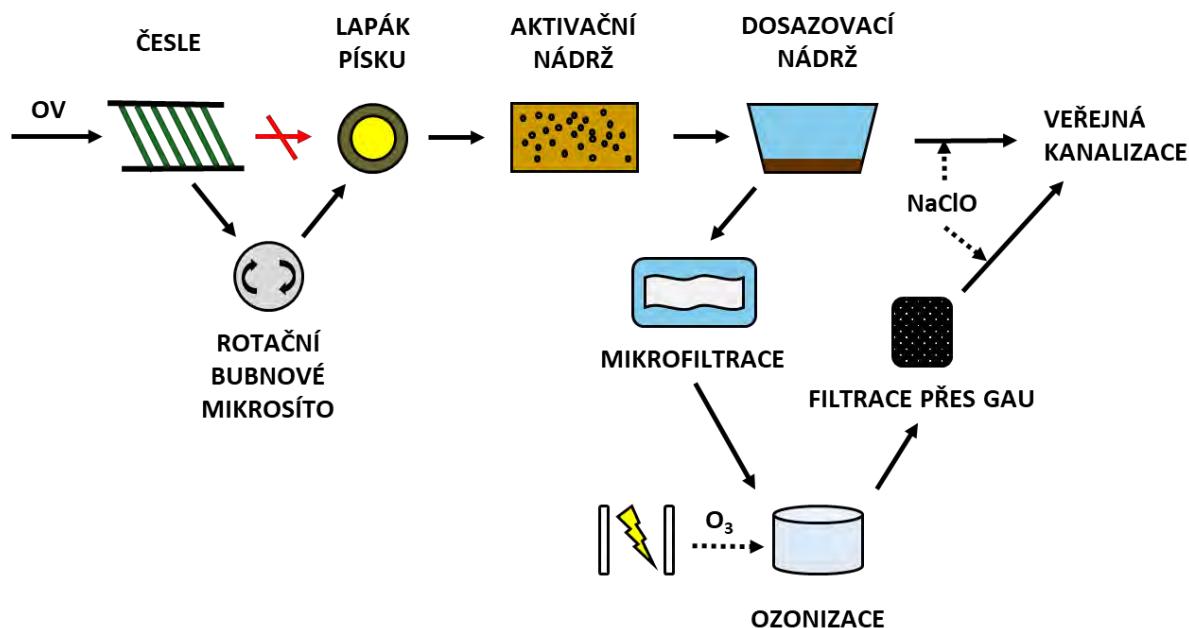
vedoucího do lapáku písku a dále do biologického stupně ČOV FTN. Rotační bubnové mikrosíta je umístěno na plošině nad tříkomorovou nádrží. Pro oplach bubnového síta se využívá vyčištěná OV z kvartérního stupně, která je přiváděna z hlavní budovy ČOV FTN potrubím do budovy mechanického předčištění.

Poslední a hlavní částí modernizace bylo kvartérní čištění (Obr. 2). To začíná ihned za dosazovací nádrží. OV je odebírána z betonového odtokového objektu a gravitačně natéká do první ze čtyř sériově propojených válcových nádrží. Hladina OV v nádrži je monitorována pomocí hladinového plovákového čidla. V případě přeplnění nádrže je voda odváděna havarijním přepadem z budovy ČOV FTN. Kvartérní stupeň čištění je navržen pro průtok 5-10 m³/hod. V případě překročení maximálního možného průtoku OV na mikrofiltraci se postupně plní akumulární válcové nádrže. Po jejich naplnění je část vody odváděna z DN přímo na hygienické zabezpečení a měrný objekt. Ze třetí ze soustavy akumulární nádrží je ponorným čerpadlem přepravována OV na mikrofiltraci.

Mikrofiltrace zajišťuje mechanickou ochranu následných technologických celků. Její účinnost je kontrolována dvojicí zákaloměrů na vstupu a výstupu. Filtrační tkanina je čištěna integrovaným oplachovým systémem, který využívá produkovaný filtrát. Kalová voda z mikrosíta je vedena do stávajícího kalového hospodářství.

Filtrát je gravitačně sveden do čerpací nádrže pro ozonizaci v suterénu budovy ČOV, odkud je čerpán na ozonizační jednotku, která se skládá z výrobce ozonu, dávkovacího systému, vymírací nádrže a destruktoru. Výrobce obsahuje chlazený kompresor, sušičku vzduchu, generátor kyslíku a generátor ozonu. Výkon generátoru ozonu je řízen podle intenzity přítoku OV čerpané z čerpací jímky. OV je v ozonizační jednotce před vstupem do vymírací nádrže nejprve obohacena o ozon. Z hlavního proudu vody je odebírán dílčí proud, u něhož dochází na čerpadle ke zvýšení tlaku a následně i k přísávání ozonu z injektoru v potrubí. Tento dílčí proud obohacený o ozon se mísí ve statickém mísiči s hlavním proudem, což zajišťuje optimální rozpuštění ozonu. OV s nadávkovaným ozonem poté vstupuje do vymírací nádrže. Ve vymírací nádrži dochází k samotné oxidaci a rozkladu mikropolutantů. Nezareagovaný plynný ozon se odvádí z hlavy nádrže do destruktoru, kde se rozkládá na zdravotně nezávadný plyn, který je odváděn mimo budovu. Zbytková koncentrace ozonu rozpuštěného ve vodě na výstupu z vymírací nádrže je monitorována. Při indikaci nenulové výstupní koncentrace je produkce ozonu automaticky snížena, při překročení limitu je zastavena. Voda z vymírací nádrže je odváděna na dvojici paralelně protékaných filtrů s granulovaným aktivním uhlím. Automatický režim provozu nebo praní se aktivuje podle průtoku vody na ozonizaci nebo tlakové ztráty na filtrech. Praní filtrů probíhá postupně, vždy je alespoň jeden filtr ve filtrační fázi.

Vyčištěná voda z filtrace přes GAU je odváděna do jímky v suterénu hlavní budovy a využívána jako servisní voda pro potřeby ČOV, včetně pravidelného praní filtrů s granulovaným aktivním uhlím, oplachů rotačního bubnového mikrosíta a čištění mikrofiltrace. Přebytečná voda z jímky odtéká na hygienické zabezpečení a na měrný objekt.



Obr. 14: Technologické schéma modernizované ČOV FTN

MONITORING PROVOZU MODERNIZOVANÉ ČOV

Prvotní monitoring provozu modernizované ČOV proběhl formou čtrnáctidenní intenzivní vzorkovací kampaně, ve které bylo odebráno v každém ze 3 odběrných míst („nátok ČOV“, „odtok z DN“, „odtok z GAU“) 15 vzorků (3 směsné časové vzorky a 12 bodových vzorků). Bodové i směsné vzorky byly hodnoceny společně díky vysoké míře korelace dat. Cílem vzorkovací kampaně bylo zjistit nejen koncentrace základních fyzikálně-chemických ukazatelů, ale zejména koncentrace mikropolutantů.

Účinnost odstraňování mikropolutantů byla posuzována sumárním ukazatelem zahrnujícím 30 z 33 látek z indikativního seznamu látek vytvořeným poskytovatelem dotace. Jednotlivými analyty byla následující léčiva a jejich metabolity: acebutulol, atenolol, azithromycin, carbamazepin, clarithromycin, diclofenac-4-hydroxy, diclofenac, furosemid, gabapentin, hydrochlorothiazide, ibuprofen, iburpofen-2-hydroxy, ibuprofen-carboxy, iopromid, ketoprofen, metformin, metoprolol, naproxen, naproxen-o-desmethyl, oxypurinol, paracetamol, paraxanthine, ranitidine, sotalol, sulfamethoxazol, sulfapyridin, telmisartan, tramadol, trimethoprim, venlafaxine.

VÝSLEDKY A DISKUZE

Z fyzikálně-chemických ukazatelů byly pro účely tohoto příspěvku vybrány ukazatele nerozpuštěné látky (NL), chemická spotřeby kyslíku dichromanem draselným (CHSK_{Cr}) a celkový organický uhlík (TOC). Z výsledků těchto ukazatelů vyplývá, že kvartérní technologie dosahuje mimořádné účinnosti odstranění více než 80 % u všech třech ukazatelů při porovnání s odtokem z dosazovací nádrže. Podrobné výsledky jsou uvedeny v Tab. 1. Průměrné koncentrace ukazatelů NL a CHSK_{Cr} jsou výrazně nižší než limity stanovené pro vypouštění odpadních vod do recipientu podle nařízení vlády č. 401/2015 Sb., v aktuálním znění (ČESKO, 2022).

Tab. 5: Vyhodnocení odstraňování ukazatelů NL, CHSK_{Cr} a TOC v technologii ČOV FTN

odběrný profil	NL		CHSK _{Cr}		TOC	
	(mg/l)	(%)	(mg/l)	(%)	(mg/l)	(%)
nátok ČOV	230 ± 99	-	687 ± 157	-	-	-
odtok z DN	72,3 ± 35,9	-	133 ± 110	-	34,3 ± 12,0	-
odtok z GAU	4,0 ± 1,7	94,5	9,5 ± 5,3	92,9	5,8 ± 1,7	83,0

Účinnost odstranění mikropolutantů z indikativního seznamu byla taktéž počítána z koncentrací v profilech „odtok z DN“ a „odtok z GAU“. Přestože dosavadní technologie ČOV snížila koncentraci sumárního ukazatele z více než 0,5 mg/l na méně než desetinu, zůstávala koncentrace léčiv v odtoku z dosazovací nádrže velice vysoká. Kvartérní technologie ale dosahovala účinnosti odstranění ve výši 99,4 %, což vedlo k dosažení průměrné výstupní sumární koncentraci léčiv na výstupu z filtrů s GAU 153 ng/l (Tab. 2)

Tab. 6: Sumární koncentrace 30 léčiv z indikativního seznamu ve třech profilech ČOV

odběrný profil	detekované analyty	průměrná koncentrace (ng/l)	účinnost odstranění DN - GAU (%)
nátok ČOV	29 z 30	518 188	-
odtok z DN	28 z 30	46 761	-
odtok z GAU	5 z 30	153	99,4

V nátoce a odtoku z dosavadní technologie ČOV byly pravidelně detekovány téměř všechny sledované analyty. Ve vzorcích odebraných na výstupu z GAU bylo ale během 15 odběrů detekováno alespoň jednou pouze 5 analytů. Gabapentin, sulfamethoxazol, telmisartan a paracetamol byly nalezeny jednou až dvakrát, přičemž jejich koncentrace jen mírně překračovaly mez detekce (10 ng/l pro paracetamol a gabapentin, 20 ng/l pro telmisartan a 3 ng/l pro sulfamethoxazol). Výjimkou byl metformin, který byl nad mezí stanovitelnosti zjištěn ve 13 z 15 odběrů s průměrnou koncentrací 95 ± 62 ng/l.

ZÁVĚR

Zdravotnická zařízení zachraňují lidské životy, ale vypouští velké množství odpadních produktů nebezpečných pro životní prostředí. Díky pilotnímu projektu modernizace ČOV Fakultní Thomayerovy nemocnice v Praze ("Financováno z Fondů EHP a Norska 2014-2021 – program CZ-ENVIRONMENT") je Česko zase o něco blíže řešení tohoto problému. Doplněním technologie ČOV o kvartérní stupeň zahrnující mikrofiltraci, ozonizaci a filtraci přes GAU se podařilo dosáhnout při prvotní vzorkovací kampani 99,4% účinnosti odstranění 30 vybraných léčiv z indikativního seznamu. V odtoku z filtrace přes GAU bylo alespoň jednou detekováno pouze 5 z 30 léčiv a jejich metabolitů, přičemž pouze látka metformin byla nalezena více než dvakrát z patnácti odběrů s průměrnou koncentrací 95 ± 62 ng/l.

Monitoring provozu ČOV bude samozřejmě pokračovat i během trvalého provozu ČOV. Už teď je ale jasné, že pilotní projekt „Decentralizované odstraňování mikropolutantů z infekčních nemocničních odpadních vod“ přispěl vodohospodářské odborné veřejnosti několika cennými způsoby: U první provozní aplikace na nemocniční ČOV projekt ověřil, že technologie

ozonizace a sorpce na GAU jsou relevantními nástroji pro odstraňování mikropolutantů. Neméně cennou skutečností je, že projekt může ukázat cestu dalším zdravotnickým zařízením i tvůrcům legislativy. Přestože norma ČSN 75 6406 požaduje po zdravotnických zařízeních odstraňování mikropolutantů, z praxe je patrné, že mnoho nemocničních ČOV není v dobré kondici a o plnění podobných podmínek si může v momentálním stavu nechat pouze zdát. Přitom jsou nemocniční ČOV optimálním místem k započatí boje proti znečišťování životního prostředí zbytky léčiv, protože zpracovávají menší množství vysoce koncentrované odpadní vody.

Pevně doufáme, že na tento pilotní projekt postupně navážou další společnosti se snahou o zlepšení kvality životního prostředí čištěním nemocničních odpadních vod a že realizace našeho projektu bude v budoucnu zakončena povolením pro vypouštění vyčištěné odpadní vody do přílehlého Kunratického potoka.

PODĚKOVÁNÍ

Tento projekt byl podpořen grantem z Norských fondů. Financováno z Fondů EHP a Norska 2014-2021 – program CZ-ENVIRONMENT.

SEZNAM LITERATURY

- CARRARO, E., BONETTA, S., BERTINO, C., LORENZI, E., BONETTA, S. & GILLI, G. 2016. Hospital effluents management: Chemical, physical, microbiological risks and legislation in different countries. *Journal of Environmental Management*, 168, 185-199.
- ČAS 2020. ČSN 75 6406 Nakládání s odpadními vodami ze zdravotnických zařízení (ZZ) vypouštěnými do stokové sítě pro veřejnou potřebu. Česká agentura pro standardizaci.
- ČESKO 2022. 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.
- ČESKO 2024. Vyhláška č. 428/2001 Sb., Ministerstva zemědělství, kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích).
- VERLICCHI, P., GALLETI, A., PETROVIC, M. & BARCELÓ, D. 2010. Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. *Journal of Hydrology*, 389, 416-428.

ODSTRAŇOVÁNÍ PFAS PŘI ÚPRAVĚ PITNÉ VODY – PILOTNÍ LABORATORNÍ POKUS

Mečíř F. *, Císařová M., Biela R., Haška A., Kučera T.

Ústav vodního hospodářství obcí, Fakulta stavební, Vysoké učení technické v Brně

**autor pro korespondenci, email: Filip.Mecir@vutbr.cz*

ABSTRAKT

Se zpřesňujícími se metodami detekce různých látek ve vodním prostředí se zájem odborné i laické veřejnosti přesouvá na znečištění vody různými mikropolutanty – pesticidy, léčivými, drogami, mikroplasty, perfluorovanými a polyfluorovanými alkylovými sloučeninami (PFAS) atd. Na toto reaguje evropská a národní legislativa. Cílem pilotního pokusu bylo ověřit možnosti a zařadit tato měření do laboratorních a poloprovozních zkoušek prováděných ústavem. Při pokusu bylo zjištěno množství PFAS v povrchové vodě ve Svratce v Brně a vyzkoušena účinnost adsorpce na jednom běžně užívaném aktivním uhlí při krátkodobém experimentu. V surové povrchové vodě byl potvrzen výskyt několika sledovaných PFAS – jako pozitivní zjištění lze uvést, že limit pro sumu 20 PFAS v pitné vodě překročen nebyl ani ve vodě surové. Byl zkoumán vliv filtrační rychlosti a doby zdržení na účinnost odstranění PFAS.

KLÍČOVÁ SLOVA

Aktivní uhlí; PFAS; pitná voda

ÚVOD

Perfluorované a polyfluorované alkylové sloučeniny (PFAS) představují širokou skupinu syntetických chemikálií, které se vyznačují jedinečnými vlastnostmi, jako je vysoká chemická a tepelná stabilita, odolnost vůči rozkladu a schopnost odpuzovat vodu a tuky. Tyto vlastnosti činí PFAS atraktivními pro široké využití v průmyslu, například při výrobě nepromokavých textilií, nepřilnavého nádobí, hasicích pěn, povrchových úprav a dalších aplikací. (Brzezina, 2022) Nicméně tyto stejné vlastnosti, které činí PFAS praktickými pro průmyslové využití, z nich také činí vysoce perzistentní látky v životním prostředí, což vede k jejich přezdívce „věčné chemikálie“ (angl. "forever chemicals"). (Crone a kol, 2019)

Vzhledem k tomu, že PFAS jsou odolné vůči přírodnímu rozkladu, kumulují se v životním prostředí, a to včetně vodních zdrojů, kde představují vážné riziko. PFAS jsou často detekovány v povrchových a podzemních vodách, a tím pádem i v surové vodě používané pro výrobu pitné vody. Jejich přítomnost ve vodních zdrojích vyvolává znepokojení z důvodu jejich potenciálních zdravotních rizik. Výzkumy ukazují, že dlouhodobá expozice některým druhům PFAS může být spojena s různými zdravotními problémy, včetně rakoviny, poruch imunity, narušení hormonálního systému, zvýšené hladiny cholesterolu a dalších zdravotních komplikací. (Halešová, 2017)

Zvláštní pozornost je věnována přítomnosti PFAS ve vodě určené k lidské spotřebě, tj. v pitné vodě. V České republice, stejně jako jinde, je pitná voda jedním z nejdůležitějších přírodních statků pro lidskou potřebu, a proto je její kvalita přísně regulována. Na evropské úrovni byla přijata směrnice (EU) 2020/2184 o jakosti vody určené k lidské spotřebě, která nově zahrnuje také limity pro PFAS v pitné vodě. Podle této směrnice budou členské státy Evropské unie, včetně České republiky, povinny sledovat souhrnné koncentrace vybraných PFAS v pitné vodě a zajistit, aby tyto koncentrace nepřekročily stanovené limity.

Tradiční technologie úpravy pitné vody, jako je koagulace, sedimentace nebo filtrace, nejsou dostatečně účinné pro odstranění PFAS, což vede k potřebě zavádění pokročilých technologií, jako je adsorpce na aktivním uhlí, pokročilé oxidační procesy či membránové technologie. (Dvořáková a kol, 2023)

V České republice byl v roce 2021 zahájen monitoring výskytu PFAS v pitných vodách Státním zdravotním ústavem ve spolupráci s VŠCHT Praha. Ve srovnání se zahraničními průzkumy jsou hodnoty nalézané v ČR v pitné vodě nižší. V žádném ze sledovaných vzorků nebyla překročena hodnota dle Směrnice EU pro pitnou vodu. (Hušková, 2021)

Vzhledem k tomu, že pitná voda je nezbytná pro každodenní život a zdraví obyvatel, je zajištění její bezpečnosti včetně odstranění PFAS klíčové. Legislativa České republiky se proto postupně přizpůsobuje evropským normám, které požadují sledování a kontrolu těchto nebezpečných látek ve vodě. Výzkum v oblasti účinných metod odstraňování PFAS je tedy nezbytný nejen pro ochranu veřejného zdraví, ale i pro splnění legislativních požadavků a zajištění dlouhodobě udržitelné kvality vodních zdrojů v České republice.

METODIKA ZPRACOVÁNÍ

Na základě rešerše a zkušeností autorů byla navržena následující metodika pokusu pro zkoušku adsorpce PFAS:

Volba adsorbentu

Byl zvolen konvenční materiál běžně používaný v praxi – GAU Filtrasorb F400.

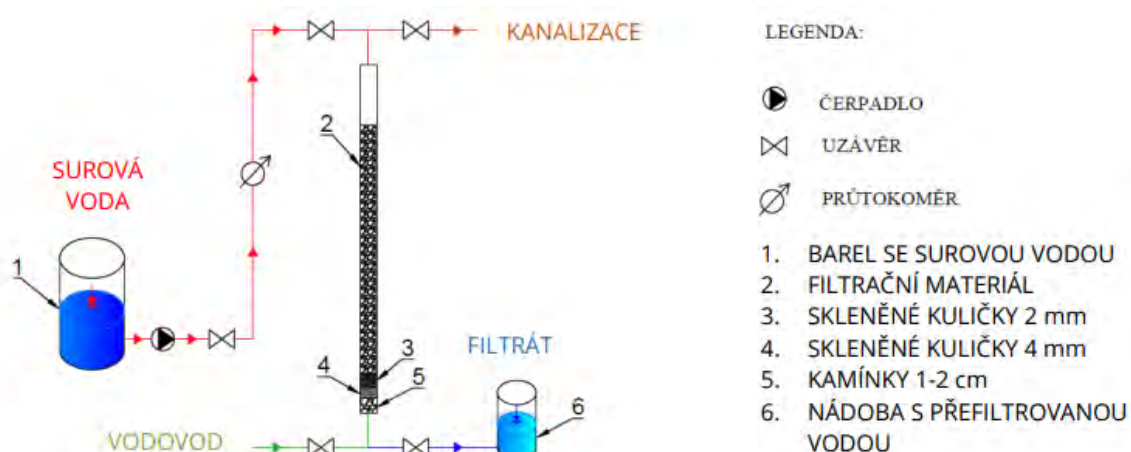
Výběr lokality pro odběr vzorku povrchové vody

Byla zvolena lokalita v Brně Jundrově na řece Svratce, která byla vybrána jako modelový tok reprezentující povrchové vody ve středně velkém městském prostředí. Odběr byl proveden dne 9.11.2023 v ranních hodinách. Odběru vzorku nepředcházely zvýšené průtoky v korytě (72 hodin před).

Dynamická zkouška

Cílem bylo provést prvotní ověření schopnosti adsorbentu vázat na sebe PFAS za standardních podmínek – doby zdržení a filtrační rychlosti běžně používané na úpravných vod. Zkouška byla prováděna na plexisklových kolonách v laboratořích ÚVHO FAST VUT v Brně – schéma kolony je na Obr. 1.

Filtrační rychlosti a doby zdržení byly navrženy v souladu s podklady výrobce GAU a jsou uvedeny v Tab. 1.



Obr. 1. Schéma filtrační kolony

Tab. 1. Filtrační rychlost a doba zdržení při daném průtoku

vzorek	průtok	rychlost	doba zdržení
	[l/h]	[m/h]	[min]
VZ1	9,8	6,44	7,45
VZ2	19,5	12,82	3,74
VZ3	29,5	19,40	2,47

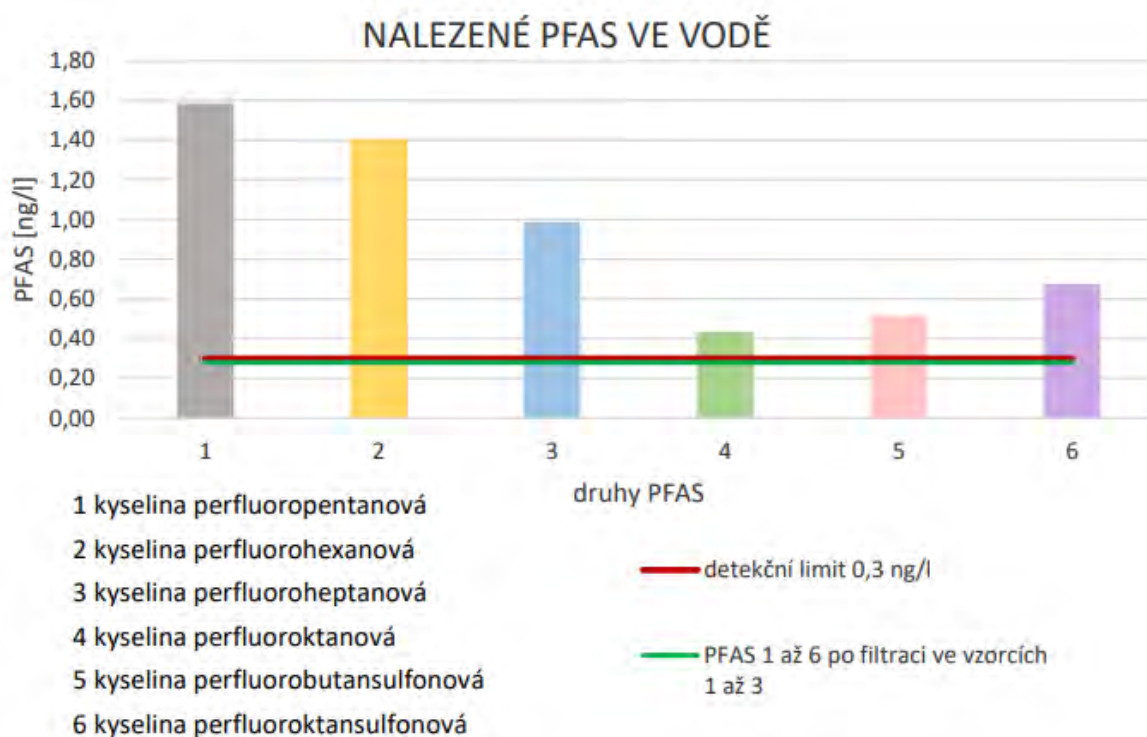
VÝSLEDKY A DISKUZE

Na základě provedených zkoušek lze konstatovat, že lze sledované látky PFAS v surové vodě odstranit „běžnou“ metodou adsorpce na aktivním uhlí, a že k ověření lze využít navržené kolony a vybavení. K dalšímu zkoumání je tedy sorpční kapacita GAU pro adsorpci těchto látek.

V následující tabulce Tab. 2 a grafu lze vyzorovat, že při všech navržených filtračních rychlostech a dobách zdržení bylo dosaženo odstranění sledovaných látek pod mez stanovitelnosti.

Tab. 2. Nalezené PFAS ve vodě

parametr	detekční limit	Surová voda	VZ 1	VZ 2	VZ 3	jednotka
1 kyselina perfluoropentanová	0,3	1,58	<0,3	<0,3	<0,3	ng/l
2 kyselina perfluorohexanová	0,3	1,40	<0,3	<0,3	<0,3	ng/l
3 kyselina perfluoroheptanová	0,3	0,98	<0,3	<0,3	<0,3	ng/l
4 kyselina perfluoroktanová	0,3	0,43	<0,3	<0,3	<0,3	ng/l
5 kyselina perfluorobutansulfonová	0,3	0,51	<0,3	<0,3	<0,3	ng/l
6 kyselina perfluoroktansulfonová	0,3	0,67	<0,3	<0,3	<0,3	ng/l
7 suma 20 PFAS	9,1	5,57	<9,1	<9,1	<9,1	ng/l



Graf 1. Nalezené PFAS ve vodě

ZÁVĚR

Vzhledem k tomu, že se jedná o pilotní pokus, nelze jeho výsledky přímo použít do praxe. Provedený pokus ovšem prokázal vhodnost použití pro další využití. Důležitým výsledkem je, že při slepé zkoušce nedocházelo k uvolňování látek PFAS ve stanovitelném množství a zároveň při pokusu bez adsorpční náplně nedocházelo k měřitelné adsorpci na materiál kolony. Lze tedy navrženou sestavu, používanou při jiných zkouškách (typicky adsorpce pesticidů na zdrojích pitné vody), použít i při zkoušení adsorbentů na lokalitách s výskytem PFAS.

Další výzkum by měl zahrnovat provedení rozsáhlejších zkoušek s různými parametry, a hlavně delší dobou provozu, což by umožnilo důkladnější posouzení vlivu různých faktorů na adsorpci a zároveň umožnilo prověřit adsorpční kapacitu jednotlivých adsorbentů.

PODĚKOVÁNÍ

Práce byla financována z rozpočtu grantového projektu VUT v Brně "Vybrané problémy vodního hospodářství měst a obcí 2024", reg. č. FAST-S-24-8482, který je financován z programu Specifického vysokoškolského výzkumu Vysokého učení technického v Brně.

SEZNAM LITERATURY

Brzezina J.,(2022) Perfluorované a polyfluorované látky (PFAS) Infoviz.

Crone B., Speth T., Wahman D., Smith S., Abulikemu G., et al. (2019) *Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in source water and their treatment in drinking water*, Critical Reviews. Environmental Science and Technology., roč. 49, č. 24, s. 2359-2362. ISSN 1547-6537

Dvorakova D., Jurikova M., Parizek O., Kozisek, F. Kotal F., (2023). *Complex monitoring of perfluoroalkyl substances (PFAS) from tap drinking water in the Czech republic*, Water Research. 2023, roč. 247, č. 120764, s. 1-10. ISSN 0043-1354

Halešová T.(2017) *Stanovení perfluorovaných látek (PFCS) ve složkách životního prostředí ALS CZECH REPUBLIC.*

Hušková R., Vojtěchovská Šrámková M., (2021). *Per- a polyfluorované alkylové sloučeniny (PFAS) v pitné vodě, SOVAK*

sekce
Hydepark vody

AKTUÁLNÍ VÝZKUMNÉ A VÝVOJOVÉ PROJEKTY VE SPOLEČNOSTI ENVI-PUR

Křivánková J. *, Vojtěchovský R.

ENVI-PUR, s.r.o., Na Vlčovce 13/4, 160 00 Praha 6 – Dejvice

*autor pro korespondenci, email: krivankova@envi-pur.cz

ABSTRAKT

Společnost ENVI-PUR, s.r.o. je řešitelem nebo spoluřešitelem několika výzkumných a vývojových projektů podporovaných Technologickou agenturou České republiky (TA ČR) a Ministerstvem průmyslu a obchodu (Operační programy Podnikání a inovace pro konkurenceschopnost (OP PIK) a Operační program Technologie a aplikace pro konkurenceschopnost (OP TAK)). VaV projekty se zabývají jak čištěním, úpravou vody, tak i jejím znovuvyužitím nejen pomocí membránových procesů ale i s využitím pokročilých oxidačních procesů. Obsahem tohoto příspěvku je stručné seznámení s náplní vybraných projektů.

KLÍČOVÁ SLOVA

bionosiče; membrána; membránový biologický reaktor; pokročilé oxidační procesy

ÚVOD

Společnost ENVI-PUR, s.r.o. v posledních letech investuje finanční prostředky do výzkumu a vývoje s cílem posílit svoje postavení na trhu v oblasti environmentálních technologií, včetně membránových technologií, kde spatřuje významný potenciál, a to jak na trzích v ČR, tak na trzích v zahraničí. V poslední době sílí snahy o znovu využití odpadní vody, minimalizace spotřeby vody atd., cílem výzkumných a vývojových projektů je posunout vývoj nových technologií v naší společnosti a najít optimální řešení čištění průmyslových odpadních vod např. využitím pokročilých oxidačních procesů (Advance Oxidation Process - AOP), pomocí nových technologií využít zdroje surové vody na úpravu na vodu pitnou se zhoršenou kvalitou nebo optimalizace procesu regenerace membrán atd. Současně část vývoje věnujeme přípravám na nové legislativní výzvy, zejména na snížení polutantů na odtoku z čistíren odpadních vod. Účelem tohoto příspěvku je tedy především informovat o inovativním přístupu firmy ENVI-PUR, s.r.o. k vývoji nových technologií pro čištění odpadních vod a úpravu pitných vod a jejich znovuvyužití.

NOVÉ MOŽNOSTI ZVÝŠENÍ EFEKTIVITY PROVOZU MEMBRÁNOVÝCH SYSTÉMŮ: RECYKLACE RETENTÁTU Z REVERZNĚ OSMOTICKÝCH JEDNOTEK A INOVATIVNÍ ZPŮSOBY ZPĚTNÉHO PROPLACHU MEMBRÁN

Projekt je zaměřen na dva důležité provozní aspekty membránových systémů, prostřednictvím kterých bude možné dosáhnout vyšší efektivity membránových separačních procesů a minimalizace kapalných a chemických odpadů. Projekt si klade za cíl dosáhnout možnosti recyklace odpadních proudů z reverzní osmózy a přiblížit se tzv. *zero-liquid discharge* konceptu. V oblasti čištění membrán si klade za cíl vyvinout nové způsoby, které na jedné straně prodlouží filtrační cyklus membrán a na straně druhé bude minimalizováno množství aplikovaných chemických činidel.

Vývojová linie projektu je v konkrétní rovině rozdělena na dvě oblasti. První zahrnuje vývoj technologie kombinující jednotku reverzní osmózy s navazující technologií na čištění retentátu založenou na membránové destilaci a procesech efektivního předčištění s cílem dosáhnout recyklace 70 % odpadního proudu (retentátu) zpět do procesu reverzní osmózy. Druhá oblast je zacílena na vývoj nových efektivnějších způsobů chemicky podporovaných zpětných proplachů založených na aplikaci UV záření, ozonu a externě generované plazmy, eventuelně

v kombinaci s aktuálně využívanými chemickými činidly, které povedou k prodloužení filtračního cyklu mikrofiltračních a ultrafiltračních membrán aplikovaných při čištění odpadních vod. Pro účely testování nových způsobů chemicky podporovaných zpětných proplachů membrán byla zkonstruována kontejnerová membránová biologická čistírna odpadních vod integrující inovativní HRF (*High Rate Filtration*) systém předčištění surových vod.

Jedním z výsledků projektu byla ověřená technologie, která se sestává z komplexní provozní dokumentace, ve které jsou uvedeny přesné postupy, složení vhodných činidel, způsoby aplikace a doba expozice vybraných způsobů chemicky podporovaných zpětných proplachů pro obnovu hydraulických a filtračních vlastností polymerních a keramických membrán používaných v membránových bioreaktorech. Jsou popsány laboratorní metody CEB podpořené UV zářením, vodou aktivovanou plazmou nebo samotným plynným ozonem. Vhodnost jednotlivých postupů a kombinací se liší v závislosti na druhu membrány (polymerní, keramická) a také v závislosti na složení odpadních vod. Při kombinaci keramické membrány a plynného ozonu bylo dosaženo shodné permeability použitých (zanesených) membrán po CEB jako v případě nových membrán, tzn. že došlo k nárůstu permeability oproti zaneseným membránám v řádech stovek procent. Laboratorní výsledky s O_3 byly také potvrzeny testováním na poloprovozní jednotce na lokalitě.

Na základě výsledků laboratorních testů chemicky podporovaných zpětných proplachů membrán bylo navrženo poloprovozní zařízení na ověření navržených postupů v reálných podmínkách. V poloprovozním zařízení jsou použity komerčně dostupné membránové moduly ze stejných materiálů, které byly testovány za laboratorních podmínek. Poloprovozní zařízení pracuje jako membránový biologický reaktor a je uspořádáno jako dvojlinka. Jedna linka je referenční, kde jsou využity standardní čistící způsoby zpětného proplachu (chlornan sodný, kyselina citrónová a jejich kombinace) a druhá testovací, kde jsou verifikovány navržené nové způsoby zpětného proplachu. Poloprovozní zařízení je umístěno do 40' lodního kontejneru pro snazší manipulaci na pilotních lokalitách (Obr. 1). Jako mechanické předčištění je použité inovativní mechanické předčištění.



Obr. 1. a) 40' kontejner s jednotkou MBR; b) 20' kontejner s RO, MD a příslušenstvím na CEBy

Vzhledem k laboratorním výsledkům, byl k poloprovozním testům vybrán CEB s plynným ozonem. Tyto CEB měly v laboratoři vysokou účinnost pro obě testované membrány.

Účinnost CEB je hodnocena na základě změny hodnoty permeability před provedení CEB a po provedení s určitým časovým odstupem. Permeabilita bezprostředně po CEB může ještě nějakou dobu mírně stoupat, nebo naopak rychle klesat. Permeabilitou je míněna standardizovaná permeabilita membrán, což je vypočtený parametr, který je oproštěn od veškerých vnějších vlivů a je tedy univerzálně porovnatelná ve všech provozních stavech. Standardizovaná permeabilita je vypočítávána z následujících hodnot – průtok permeátu měřený indukčním průtokoměrem, tlak v potrubí permeátu měřený tlakovým čidlem, hladina v membránové komoře měřená hladinovou sondou, teplota měřená čidlem na kyslíkové sondě v aktivaci a plocha membrán.

Dvoulinkové uspořádání poloprovozní jednotky umožňuje za stejných podmínek testovat v přímém porovnání CEB prováděný běžnými chemikáliemi a CEB prováděný ozonem.

Běžný CEB chemikáliemi se skládá ze série kroků, z nichž hlavní jsou dávkování (vstřikování chemikálie do proudu zpětného proplachu) a namáčení (z anglického soaking – doba působení roztoku na membránu) v jednom či více opakováních. Součet délky těchto kroků pak trvá většinou vyšší desítky minut až nízké jednotky hodin. Oproti tomu provádění CEB ozonem vystačí s kratšími časy – typicky nízkými desítkami minut.

V průběhu ověřování na poloprovozní jednotce je třeba membrány nejprve „zanést“ – zcela nové membrány, které jsou v poloprovozních testech vždy nasazovány, mají na počátku vysokou permeabilitu a pokles bývá velmi pozvolný. Po tomto období „zapracování“ je již možné provádět CEB a porovnávat efektivitu obnovení permeability pomocí CEB s různými metodikami.

V úvodní části poloprovozních testů byly CEB na obou linkách prováděny ve stejném časovém intervalu a porovnávalo se relativní zvýšení permeability, v další části pak byly CEB prováděny v různých časových intervalech s podmínkou pro provedení CEB stanovenou jako pokles permeability o určitou hodnotu.

Výsledky dlouhodobé poloprovozní verifikace CEB s plynným ozonem byly porovnávány s výsledky běžně používaných proplachů filtračních membrán. Tyto souběžné testy umožňuje výše popsaná dvoulinka MBR včetně požadovaného inovativního segmentu. Jako běžně používané proplachy byla pro poloprovozní testy používána kombinace chlornanu sodného (NaClO) a kyseliny citronové (C₆H₈O₇). Oba kroky trvají 30–120 minut v závislosti na podmínkách a použité membráně. Dlouhodobé průměrné hodnoty nárůstu permeability jsou pro oba typy membrán v Tab. 1.

Tab. 1. Porovnání běžných čistících protokolů a využití plynného O₃ při poloprovozním testování

Membrána	Proces	Změna permeability [%]
polymer	běžně používané proplachy	33
	plynný ozon (chod 10 min, 150 mBar); 10 min; zpětný proplach (150 mBar)	58
keramika	běžně používané proplachy	86
	plynný ozon (chod 10 min, 400 mBar); 10 min; zpětný proplach (2 Bar)	380

Z výsledků je patrné, že plynný ozon funguje jako CEB výrazně lépe než běžné postupy. V případě polymerní membrány je nárůst permeability po jednotlivých CEB z dlouhodobého hlediska zhruba dvojnásobný, oproti tomu u keramických membrán dochází k nárůstu více než 4násobnému.

INOVATIVNÍ ZPŮSOBY ENERGETICKO-PROVOZNÍ OPTIMALIZACE MEMBRÁNOVÝCH BIOREAKTORŮ

ČOV s technologií MBR již není krokem do neznáma ani teoretickým řešením. Množství realizací a rostoucí zájem provozovatelů vodárenské infrastruktury i dodavatelů technologií ukazují, že membránový bioreaktor lze zařadit mezi stabilní technologie pro čištění odpadních vod. Výborná kvalita vyčištěné odpadní vody je pak dobrým základem pro její opětovné využití, které se v budoucnu může stát nutností. Masivnímu nasazení technologie brání a jednou z největších nevýhodou pro investory a provozovatele jsou provozní náklady MBR. Mezi nejvyšší provozní náklady patří elektrická energie. Z celkové spotřeby elektřiny městské MBR ČOV je více než polovina elektřiny spotřebována dmychadlem pod membránovým modulem, jehož provoz je nezbytně nutný pro zajištění proudění aktivační směsi kolem membránových desek. Významným přínosem pro další rozšíření technologie MBR a také cílem tohoto projektu je energetická optimalizace zajištění proudění aktivovaného kalu kolem membrán. Testovány budou možnosti optimalizace pomocí přerušovaného režimu aerace, aerace pomocí různých velikostí bublin, různé toky vzduchu, ultrazvuk, vibrace, pohyb kalu pomocí čerpadla. Součástí projektu bude také měření proudových polí v soustavě membrán v MBR, na jehož základě dojde k numerické simulaci pohybu aktivační směsi v reaktoru a také simulaci vlivu různých optimalizací na spotřebu energie.

Dosažené výsledky a poznatky rozšíří velkou měrou aplikační možnosti membránových technologií. Tento projekt navazuje na předcházející projekt, kdy k poloprovoznímu testování a ověření energetických nároků jednotlivých opatření bude využita poloprovozní jednotka ve dvojlinkovém uspořádání. Tento projekt je na začátku svého řešení.

VÝVOJ MOBILNÍ ENERGETICKY NEZÁVISLÉ JEDNOTKY ÚPRAVY PITNÉ VODY PRO POHOTOVOSTNÍ NASAZENÍ V KRIZOVÝCH SITUACÍCH

Cílem projektu je vyvinout mobilní a energeticky nezávislou jednotku úpravy pitné vody, která zajistí její pohotovostní dodávku (do 24 h) pro obyvatelstvo v krizových situacích. Technologie je umístěna v přepravním 40' kontejneru a je nezávislá na okolní energetické síti (vlastní dieselagregát). Jednotku tak je možné efektivně nasadit v krizových situacích, jako jsou povodně, nedostatečná kapacita stávající vodovodní sítě z důvodu karantény, humanitární akce, hromadné evakuace či hromadné výjezdy složek integrovaného záchranného systému), ale také při kontaminacích primárního zdroje pitné vody. Jednotka je kromě vlastní technologie úpravy pitné vody vybavena také sofistikovaným a plně autonomním řídicím systémem s možností on-line přístupu pro vzdálenou správu odborným personálem.

Mobilní jednotka úpravy pitné vody (jednotka) je koncipována velice variabilně, aby mohla být využita na jakýkoliv zdroj vody. Celá technologie na úpravu pitné vody je umístěna do 40' kontejneru, který je zateplen a vybaven klimatizační jednotkou pro udržení stabilní teploty, zejména v zimních měsících.

Surová voda je čerpána přes sadu hrubých filtrů, které odstraní nejhrubší částice. Předčištěná voda natéká do vyrovnávací nádrže, kde je možné dávkovat chemikálie pro úpravu pH.

Za vyrovnávací nádrží je do vody dávkován koagulant, případně oxidační činidlo na oxidaci manganu, pokud by byl přítomný v surové vodě. Příprava suspenze v jednotce může probíhat ve flokulačních nádržích nebo v trubkovém flokulátoru. Separace suspenze pak může probíhat na flotaci či pomocí membránové mikrofiltrace.

V případě použití membránové mikrofiltrace probíhají v pravidelných časových intervalech či podle poklesu transmembránového tlaku zpětný proplach membrány. Při vyšším zanesení membrány je možné provést tzv. chemický proplach (CEB Chemical Enhanced Backwash). Chemický proplach může být buď kyselý nebo oxidační. Součástí jednotky jsou tedy i dávkovací čerpadla a směšovače na kyselinu citronovou, kyselinu sírovou, chlornan sodný a hydroxid sodný. Odpadní vody z chemických proplachů budou vedeny do neutralizační nádrže.

Permeát je čerpán do nádrže permeátu a následně je veden na filtr s filtračním materiálem na bázi uhlíkových nanotrubic, který z upravené vody odstraní případné pesticidní látky či mikropoulanty. Posledním krokem úpravy pitné vody je její dezinfekce, která je možná buď pomocí UV záření či dávkováním chlornanu sodného.

Celá jednotka je vybavena sofistikovaným řídicím systémem, pH sondami, zákaloměry, které umožní řídit proces v automatickém režimu dle nastavených algoritmů. K jednotce je možné se připojit přes vzdálený přístup a celý proces úpravy pitné vody lze sledovat a ovládat na dálku.

PILOTNÍ TESTOVÁNÍ MOBILNÍ JEDNOTKY NA LOKALITĚ

Kontejner byl umístěn v areálu ČOV Soběslav. Byla upravována povrchová voda z toku Lužnice. Čerpadlo povrchové vody bylo umístěno cca 2 m od břehu pod výpustí vyčištěné odpadní vody z ČOV.

V laboratoři byly provedeny koagulační testy pro výběr vhodného koagulantu. Byly testovány síran železitý, Brenntafloc Al1000 a Brenntafloc Al2800. Jako vhodný koagulant pro danou surovou vodu byl vybrán síran železitý.

Pravidelně byla sledována kvalita surové vody, v Tab. 2 je uveden příklad hodnot za období říjen-listopad 2022.

Tab. 2: Kvalita surové vody řeka Lužnice

datum	pH	CHSK _{Cr}	CHSK _{Mn} přepočet	Fe _{celk.}	NH ₄	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	zákal
		mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	NTU
5.10.	7,05	53,5	15,29	0,45		1,39	0,044	33,0
6.10.	7,22	54,6	15,60	0,56	0,19	6,28	0,14	25,3
7.10.	7,64	52,0	14,86	0,57	0,2	6,28	0,14	23,5
12.10.	7,18	48,3	13,80	0,34	0,21	7,26	0,16	24,4
20.10.	7,12	44,9	12,83	0,45	0,21	7,06	0,19	19,0
21.10.	7,27	43,8	12,51	0,45	0,21	6,21	0,15	19,3
26.10.	6,97	38,4	10,97	0,37	0,27	6,87	0,15	11,5
31.10.	7,53	40,0	11,43	0,32		7,46	0,14	11,1
1.11.	7,15	32,6	9,31	0,43	0,17	7,46	0,14	6,6
3.11.	7,37	36,3	10,37	0,45	0,17	9,48	0,14	6,7
4.11.	7,00	41,5	11,86	0,57	1,02	39,3	0,06	10,2
9.11.	7,01	34,9	9,97	0,38	0,346	9,61	0,11	8,2

Dávka železitého koagulantu (síran železitý, obch. název Prefloc) byla dávkována podle průtoku surové vody v množství 80-110 ml/m³.

V Tab. 3 je uvedena kvalita upravené vody za membránovou filtrací před vstupem na filtr se sorbentem na bázi uhlíkových nanotrubic. I přes optimální koagulaci byla odtoková CHSK_{Mn} vyšší, než je povolený limit pro pitnou vodou (hodnoty CHSK_{Mn} byly průběžně ověřovány v akreditované laboratoři). Jelikož surová voda byla odebírána pod odtokem z ČOV, lze se domnívat, že se jedná o zbytkovou nerozložitelnou CHSK, která je obtížně koagulovatelná.

V tomto období byla testována konfigurace přípravy suspenze trubkový flokulátor a membránová separace.

Tab. 3. Kvalita permeátu

Datum	pH	CHSK _{Cr} mg·l ⁻¹	CHSK _{Mn} přepočet mg·l ⁻¹	Fe _{celk.} mg·l ⁻¹	NH ₄ mg·l ⁻¹	NO ₃ mg·l ⁻¹	NO ₂ mg·l ⁻¹	zákal NTU	Účinnost odstr. CHSK %
05.10.	6,76	16,8	4,80	<0,1		1,28	0,032	0,2	69
06.10.	6,38	14,4	4,11	0,17	0,22	5,36	0,11	0,3	74
07.10.	6,43	12,4	3,54	0,19	0,24	5,36	0,11	0	76
12.10.	6,5	16,2	4,63	<0,1	0,26	6,08	0,13	0	66
20.10.	6,84	16,7	4,77	<0,10	0,33	5,82	0,12	0,1	63
21.10.	6,97	19,8	5,66	<0,1	0,2	6,54	0,13	0,4	55
26.10.	6,42	16,7	4,77	<0,1	0,28	6,47	0,014	0	57
31.10.	6,54	14,7	4,20	0,15		6,21	0,12	0	63
01.11.	6,72	15,9	4,54	0,16	0,14	7,00	0,11	0	51
03.11.	6,38	12,2	3,49	0,25	0,15	21,8	0,12	0	66
04.11.	6,22	16	4,57	0,35	0,82	35,3	0,056	0,4	61
09.11.	6,22	12,1	3,46	0,25	0,12	7,72	0,08	0	65

Při poklesu permeability na nastavenou hodnotu byly prováděny chemické proplachy. Chemické proplachy je možné provádět dvěma způsoby, a to sprinklem (rozstřík chemikálie po povrchu membrány) nebo dávkováním chemikálie do zpětného proplachu. Během provozu byly kombinovány oba tyto postupy. Pro oxidační chemický proplach se používal chlornan sodný, pro kyselý chemický proplach se používala kyselina citronová nebo kyselina sírová.

HYBRIDNÍ SYSTÉM MBR-MBBR VYUŽÍVAJÍCÍ NANOMATERIÁLY PRO DOČIŠŤOVÁNÍ ODPADNÍCH VOD

Hlavní cílem projektu je vytvořit hybridní systém pro post-treatment na čistírny odpadních vod, který bude založený na spojení MBR a MBBR technologií. Tato kombinace bude určena především pro maximální zvýšení kvality vod vypouštěných z ČOV. MBBR bude primárně řazen jako post-nitrifikace, tedy bude sloužit pro odstraňování nižších koncentrací amoniakálního dusíku prošlých standardní biologickou částí ČOV; případně mohou být za předpokladu specifického mikrobiálního osídlení biomasy degradovány i různé organické polutanty. MBR technologie bude před MBBR předřazena, tedy bude zajišťovat účinnou separaci organických, anorganických a biologických látek. Tedy do post-nitrifikačního reaktoru bude již natékat voda zbavená znečištěním (především CHSK), což podpoří průběh samotné nitrifikace a omezí se zanášení nosičů balastem. Pro citlivé a chráněné lokality je vhodné na odtoku z ČOV dosáhnout koncentrace amoniakálního dusíku pod 0,2 mg·L⁻¹ a koncentrace CHSK a různorodých polutantů by měla být co nejnižší.

MBR je kompaktní technologie, která kombinuje aktivační proces a membránovou filtraci. MBR získávají rostoucí popularitu při čištění jak komunálních, tak i průmyslových odpadních vod, zejména v místech, kde je požadována vysoká kvalita vody na odtoku a/nebo při nedostatku prostorou stávající nevyhovující ČOV. Hlavní přednosti technologie MBR zahrnují vysokou kvalitu odtoku, malé rozměry atd. Odpadní vody vyčištění pomocí MBR technologie umožňují jejich znovuvyužití a recyklaci přímo v místě vzniku. Sníží se tím spotřeba pitné, popř. užitkové vody a zlepší se hospodaření s vodou celkově. MBR je ideální technologií pro odtok nezatížený nerozpuštěnými látkami, a tedy vhodný pro dočištění na MBBR.

Primární prvek MBBR technologie je nosič biomasy, který by měl poskytnout co nejlepší prostředí pro adhezi specifických bakterií následovanou tvorbou kvalitního biofilmu. Design připravených nosičů je zcela unikátní – jedná se o kompozitní „core/shell“ strukturu, kdy cílem je vytvořit takové prostředí pro post-nitrifikaci, které umožní co nejefektivnější eliminaci dusíkatých polutantů z předčištěné odpadní vody. V rámci projektu bude stěžejním cílem ověřit funkčnost těchto nosičů na reálných odpadních vodách a verifikovat jejich efektivitu ve spojení s technologií MBR.

V současné době probíhají laboratorní testy různých bionosičů jak komerčně dostupných, tak i vlastní navržené nosiče. Na základě laboratorních výsledků bude navržena poloprovozní jednotka, která bude dlouhodobě verifikována na pilotních lokalitách.

KOMBINACE POKROČILÝCH OXIDAČNÍCH PROCESŮ (AOP) A MEMBRÁNOVÉ SEPARACE PRO ČIŠTĚNÍ PRŮMYSLOVÝCH ODPADNÍCH VOD (POV)

Při současných častých obdobích sucha se některé průmyslové podniky začínají potýkat s nedostatkem vody a rostou i snahy o recyklaci a znovuvyužití odpadní vody. Jednotlivá odvětví průmyslu produkují odpadní vody jiného charakteru a množství - např. vody z potravinářského průmyslu jsou sice značně organicky znečištěné, avšak biologicky dobře čistitelné. Zatímco jiná odvětví průmyslu produkují odpadní vody, které lze biologicky těžko čistit, charakter některých odpadních vod to zcela znemožňuje. Cílem tohoto projektu je využití kombinace tzv. moderních (pokročilých) oxidačních procesů (Advanced Oxidation Processes – AOP) a membránového bioreaktoru (MBR) pro čištění těžko biologicky rozložitelných odpadních vod.

Projekt je zacílen na posouzení různých pokročilých oxidačních procesů (AOP) na čištění obtížně čistitelných průmyslových odpadních vod a následně bude odpadní voda dočištěna pomocí membránového reaktoru, který zaručuje vysokou kvalitu odtoku. V první fázi projektu byly s odpadní vodou z vybraných lokalit provedeny laboratorní testy, na základě jejichž výsledků byla navržena a vyrobena poloprovozní modelové zařízení. Během laboratorního testování bylo zhodnoceno několik AOP, založených na použití UV záření, ozonu a peroxidu vodíku, na jejichž základě po zhodnocení účinnosti odstranění organických látek a s přihlédnutím k provozním nákladům, byla na daný typ odpadní vody zvolena Fentonova reakce. Poloprovozní testování probíhala na vybrané průmyslové lokalitě, kdy při dlouhodobém provozu byla hodnocena účinnost jak AOP, tak i biologického procesu, vývoj kvality permeátu, ekonomická a energetická bilance a využitelnost vyčištěné odpadní vody nebo jejich recyklace.

Poloprovozní jednotka se skládá ze dvou hlavních částí, a to chemického reaktoru a membránové separace.

Technologický blok chemického reaktoru se skládá ze samostatného chemického reaktoru s kónickým dnem a chemického hospodářství pro příslušný AOP.

Odpadní voda natéká do chemického reaktoru z akumulčních nádrží. Po homogenizaci odpadní vody jsou do nádrže čerpány příslušné chemikálie. Po ukončení reakce sedimentují vzniklé vločky kalu v kónickém dně, odkud jsou pomocí odkalovacího ventilu odpuštěny do kalové nádrže. Předčištěná odpadní voda vč. malých vloček kalu, jejichž sedimentace by trvala neúměrně dlouho, je pak čerpána do nádrže přečištěné vody. Tato nádrž je osazena aeračními elementy, které zajišťují dodatečnou oxidaci železnaté soli, aby nedošlo k jejímu vysrážení na filtračních membránách, a homogenizaci obsahu.

Membránový bioreaktor se skládá z nádrže s membránovými moduly, která v sobě integruje aktivaci i membránovou komoru, nádrže permeátu, dmyhadla, čerpadla permeátu, čerpadla zpětného proplachu a chemického hospodářství pro zpětný proplach membrány. Do nádrže s membránovými moduly je čerpána předčištěná odpadní voda po Fentonově reakci.

Zařazením Fentonovy reakce do linky čištění odpadních vod jsme schopni odstranit $CHSK_{Cr}$ s průměrnou účinností 75 %. Sestava Fentonova oxidace, aktivace a membránová filtrace je dostatečná pro plnění limitů na odtoku z ČOV. Použitím membránové technologie lze snížit prostorové požadavky čistírny, zároveň je možné dosáhnout vysoké kvality odtoku (permeátu), který je možno znovuvyužívat.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena v rámci projektů:

- CZ.01.1.02/0.0/0.0/20_321/0024423 Nové možnosti zvýšení efektivity provozu membránových systémů: recyklace retentátu z reverzně osmotických jednotek a inovativní způsoby zpětného proplachu membrán;
- CZ.01.01.01/01/22_002/0000552 Inovativní způsoby energeticko-provozní optimalizace membránových bioreaktorů
- VI04000014 Vývoj mobilní energeticky nezávislé jednotky úpravy pitné vody pro pohotovostní nasazení v krizových situacích
- FW10010045 Hybridní systém MBR-MBBR využívající nanomateriály pro dočištění odpadních vod
- FW01010142 Kombinace pokročilých oxidačních procesů (AOP) a membránové separace pro čištění průmyslových odpadních vod (POV)

HOŘČÍK V PITNÉ VODĚ – VÝZNAM A MOŽNOSTI REMINERALIZACE

Kvaček R.^{1,2*}, Sýkorová Z.², Janda V.¹, Sýkora P.²

¹ Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Technická 5, 166 28, Praha 6

² Pražské vodovody a kanalizace, Ke Kablu 971, 102 00, Praha 10

*autor pro korespondenci, email: robert.kvacek@pvk.cz

ABSTRAKT

Při úpravě vody je hlavním cílem snížení koncentrace nežádoucích látek a organismů, které mohou způsobovat senzorické či zdravotní obtíže. Nezbytnou součástí pitné vody jsou ale i ionty esenciálních prvků potřebných pro naše tělo. Tímto pohledem na pitnou vodu nahlíží i vyhláška Ministerstva zdravotnictví ČR č. 252/2004 Sb. v platném znění, která stanovuje minimální požadovanou koncentraci v pitné vodě pouze u dvou látek, vápníku a hořčíku. Zatímco vápníku je i vzhledem k jeho významné stabilizační roli při transportu vody v distribuční síti věnována velká pozornost, důležitost hořčíku v pitné vodě je v odborné diskuzi upozaděna. Přitom s narůstajícím vyčerpáním zemědělské půdy a vyšší konzumací prefabrikovaných potravin nepřijímá většina dospělé populace doporučenou denní dávku hořčíku, což vede k vyšší morbiditě a mortalitě řady nemocí, např. kardiovaskulárních onemocnění. Tím spíše by se mělo dbát na to, aby bylo hořčíku v pitné vodě dostatek. Tento příspěvek podává přehled o významu hořčíku pro lidský organismus, o jeho výskytu v pitné vodě a o způsobech, kterými je možné hořčík do upravované vody dodávat. Součástí příspěvku jsou i závěry poloprovozního testování doplňování hořčíku do permeátu z nanofiltrace při úpravě vody.

KLÍČOVÁ SLOVA

hořčík; nanofiltrace; pitná voda; remineralizace; úprava vody; zdraví

ÚVOD

Lék proti křečím a únavě, nezbytná součást chlorofylu. Asi tak by se v jedné větě dalo shrnout všeobecné povědomí o hořčíku. Jeho přítomnost a důležitost v pitné vodě se mnohdy zužuje na zmínky o tvrdosti vody a vodním kameni bujícím v rychlovarných konvicích. Hořčík je ale ve skutečnosti výrazně důležitějším esenciálním prvkem, než je na první pohled patrné. Zdravotní benefity hořčíku přisuzované jsou natolik významné, že lze bez ostychu uvažovat i o jeho doplňování do upravované vody. Proč bychom chtěli hořčík doplňovat? Jaké jsou způsoby remineralizace vody hořčíkem? Kolik může takový proces stát peněz?.

ZDRAVÍ A STRAVA

Hořčík je prvkem ze skupiny kovů alkalických zemin, který se v málo či středně mineralizovaných vodách vyskytuje až na výjimky ve formě dvojmocného kationtu. V lidském organismu má tento esenciální prvek významnou roli: „Působí jako kofaktor a aktivátor několika set enzymových reakcí (glykolýzy, metabolismu ATP, transportu některých prvků membránami, syntézy nukleových kyselin aj.)“ (Pitter, 2015).

Každému člověku je doporučeno přijmout denně 5 až 7 mg hořčíku na 1 kg své váhy (Barbagallo et al., 2021, USA, 2015). Těchto hodnot ale většina dospělé populace nedosahuje. Je tomu tak z několika důvodů. Prvním z nich je fakt, že většinu hořčíku přijímáme z jídla, nikoliv z vody. Hořčík vázaný ve stravě je ale v lidském těle hůře vstřebatelný a jakýkoliv deficit hořčíku v přijaté stravě je tímto způsobem zvýrazněn (Rubenowitz et al., 1996). Významný podíl potravin navíc dnes přijímáme ve formě hotových jídel z průmyslové výroby, které obsahují méně hořčíku než pokrmy z primárních surovin (Rubenowitz et al., 1996, Rosanoff, 2013). Druhým důvodem je nižší obsah hořčíku v plodinách kvůli vyčerpání půdy intenzivním zemědělstvím. I přes pravidelné hnojení je v půdě méně minerálních látek, jež mohou vstoupit

do metabolismu rostlin, než dříve (Tarleton, 2018). Mezi další důvody patří např. využívání nedostatečně remineralizované odsolené vody k pitným účelům nebo vaření potravin (rýže, brambory, těstoviny,...) ve vodě s nízkou koncentrací hořčíku. V takové situaci dochází vlivem koncentračního gradientu ke snížení koncentrace hořčíku v potravině.

Nedostatečný příjem hořčíku nevyhnutelně vede k jeho nedostatku v organismu. Ten bohužel hraje negativní roli v mortalitě a morbiditě řady nemocí. Nejvýraznější korelace mezi množstvím hořčíku v lidském těle a projevem choroby byla vysledována u kardiovaskulárních onemocnění (Rosanoff, 2013, Cotruvo et al., 2017, Helte et al., 2022). Publikace doktorky Rosanoff dokonce uvádí, že navýšení koncentrace hořčíku v pitné vodě by mohlo u kardiovaskulárních onemocnění snížit mortalitu o 30-35 % (Rosanoff, 2013).

LEGISLATIVA

Proč lze uvažovat o přidávání hořčíku do pitné vody je po přečtení předchozí kapitoly zřejmé. Zlepšení zdravotního stavu populace, vyčíslitelné i finančně dle nákladů na léčbu kardiovaskulárních onemocnění, je žádoucí a lze ho navrhnout tak, aby převládaly ekonomické benefity. Klíčem je ale stanovit ekonomicky i zdravotně vhodnou koncentraci hořčíku v pitné vodě.

Zde ale nastává první zádrhel. Ani po letech diskuzí a řadě publikací a studií nepanuje mezi odborníky jednoznačně shoda na optimální koncentraci hořčíku v pitné vodě. V Evropské unii se sice Směrnice evropského parlamentu a rady EU č. 2020/2184 o jakosti vody určené k lidské spotřebě zmiňuje o dlouhodobé důležitosti výskytu esenciálních prvků ve vodě, neupřesňuje ale konkrétní minimální koncentraci hořčíku v pitné vodě (EU, 2020, Kožíšek, 2020). Tu mají legislativně stanovenou pouze dva členské státy, Slovensko a Česko (vyhláška MZ č. 252/2004 Sb. v platném znění) (ČESKO, 2024). Oba státy požadují minimálně 10 mg/l hořčíku v pitné vodě. Nutnost respektovat tuto minimální hodnotu se ale aplikuje pouze v případech, kdy je během úpravy vody prokazatelně snížena koncentrace hořčíku. Dle legislativy není důležité, zda se jedná o úmyslné snižování či o vedlejší efekt opatření cíleného na jiný typ látek (např. užití nanofiltrace pro odstranění mikropolutantů). Vzhledem k tomu, že ani úmyslné, ani neúmyslné snižování koncentrace hořčíku není standardní součástí technologie tuzemských úpraven vody, nemá legislativní ukotvení velký dopad do praxe. V situaci, kdy úpravna vody upravuje surovou vodu s koncentrací hořčíku nižší než 10 mg/l a tuto hodnotu dále nesníží, nemá provozovatel povinnost doplňovat hořčík do upravované vody. Ostatní evropské státy pochopitelně nezapomněli na existenci hořčíku, jejich legislativa ale většinou ošetřuje sumární koncentraci vápníku a hořčíku, uváděnou jako „tvrdost vody“, než koncentraci samotného hořčíku (Kožíšek, 2020).

VÝSKYT HOŘČÍKU V PITNÉ VODĚ

Proč je z hlediska dopadu na provozovatele tuzemských úpraven vody zásadní podmíněné dodržování minimální koncentrace hořčíku v pitné vodě jasně dokládá Zpráva o kvalitě pitné vody v ČR za rok 2023 zpracovaná Státním zdravotním ústavem se sídlem v Praze (SZÚ, 2024). Ta říká, že 72 % obyvatel je zásobováno pitnou vodou s koncentrací hořčíku <10 mg/l. Doporučenou mez koncentrace hořčíku v pitné vodě, která je daná vyhláškou MZ č. 252/2004 Sb. v platném znění, ve výši 20-30 mg/l splňuje pitná voda, již je zásobováno pouze 5 %

obyvatelstva (ČESKO, 2024). Méně než 20 mg/l hořčíku má v pitné vodě 93 % obyvatel. Z těchto údajů jasné vyplývá, že v tuzemské pitné vodě je znatelný deficit hořčíku, který má pravděpodobně i vliv na zdravotní stav Čechů.

Ve světě není situace příliš odlišná od českých poměrů. Nelze s jistotou tvrdit, že některé kontinenty mají výrazně vyšší obsah hořčíku v pitné vodě než jiné (Hori et al., 2021). Charakterističtějším prvkem jsou spíše výrazné rozdíly mezi mikroregiony uvnitř jednotlivých zemí. To se týká jak Česka, USA, Velké Británie, tak např. i Dánska, ve kterém se koncentrace hořčíku v pitné vodě pohybuje od nižších jednotek mg/l na Jutském poloostrově až po nižší desítky mg/l na ostrovech Sjælland a Lolland (Theisen et al., 2022).

REMINERALIZACE

Jaké máme možnosti remineralizace upravované vody hořčíkem, když se pro ni chceme rozhodnout?

V případě, že se rozhodneme dávkovat do pitné vody chemikálii obsahující hořčík, musíme nejprve zjistit, jaké suroviny máme k dispozici. Některé způsoby remineralizace jsou totiž kvůli dostupnosti vedlejších produktů membránových procesů aplikovatelné jen při úpravě mořské vody, jiné metody lze využít i pro úpravu sladké vody.

Úpravny vody odsolující mořskou vodu mohou k remineralizaci využít buďto hořčík z mořské vody nebo z retentátu z reverzní osmózy. Obě suroviny jsou bohaté na hořčík a navíc jsou zadarmo. Dávkování mořské vody přímo do permeátu z reverzní osmózy se ale nevyužívá, protože mořská voda obsahuje příliš mnoho sodných a chloridových iontů (Lesimple et al., 2020). Využít lze retentát z reverzní osmózy, odpadní produkt vznikající při desalinaci vody. Z něj lze dalšími separačními kroky za využití iontové výměny či nanofiltrace získat buďto kapalný produkt bohatý na hořčík (Nativ et al., 2020, Tang et al., 2017) nebo následně vysrážet hořečnatou sůl (Mohammad et al., 2019, Lehmann et al., 2016). Výsledné produkty lze následně dávkovat přímo do upravované vody. Stěžejním faktorem při aplikaci remineralizačních technologií do provozního měřítka je pochopitelně jejich finanční náročnost.

Při remineralizaci sladké vody bohužel nejsou k dispozici ani levné zdroje hořčíku, ani odpadní produkty obsahující hořčík. Jedinou možností tak zůstává využití hořečnaté soli buďto přímým dávkováním, či jejím pozvolným rozpouštěním ve formě filtrační náplně. V Česku je populárnější druhá z variant, postupné rozpouštění dolomitu ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$), většinou v polovypálené formě dnes pod obchodním označením Semidol, dříve i PVD. Výzkumná skupina izraelského profesora Ori Lahava ale ve své publikaci poukazuje na to, že kinetika rozpouštění dolomitu je při úpravě vody dostačující pouze při hodnotách pH v rozmezí od 5,0 až 6,0, což není ani z technologického pohledu, ani z legislativního pohledu, žádoucí výstupní hodnota pH upravené vody (Lahav et al., 2018). Je proto potřeba rozumně volit formu kontaktu dolomitu s vodou, zvážit aplikaci chemikálie snižující hodnotu pH vody (CO_2 , H_2SO_4), zvolit vhodné umístění procesu do skladby technologické linky a ideálně ověřit tuto remineralizační techniku v poloprovozním měřítku. Obdobným způsobem jako polovypálený dolomit lze využít i MgO, příp. MgO v kombinaci s CaCO_3 .

Oproti pozvolnému rozpouštění dolomitu se přímé dávkování solí hořčíku jeví jako spolehlivější možnost. I ta má ale své nevýhody. Například dávkováním $MgNO_3$ dochází k nežádoucímu zvýšení koncentrace dusičnanových aniontů, které jsou v pitné vodě přísně limitovány. Optimální variantou tak může být buďto dávkování $MgCl_2$ nebo $MgSO_4$. Oba anionty, chloridy i sírany, jsou v pitné vodě limitovány pouze mezní hodnotou 250 mg/l, která není limitující pro dávkování jednotek mg/l hořčíku.

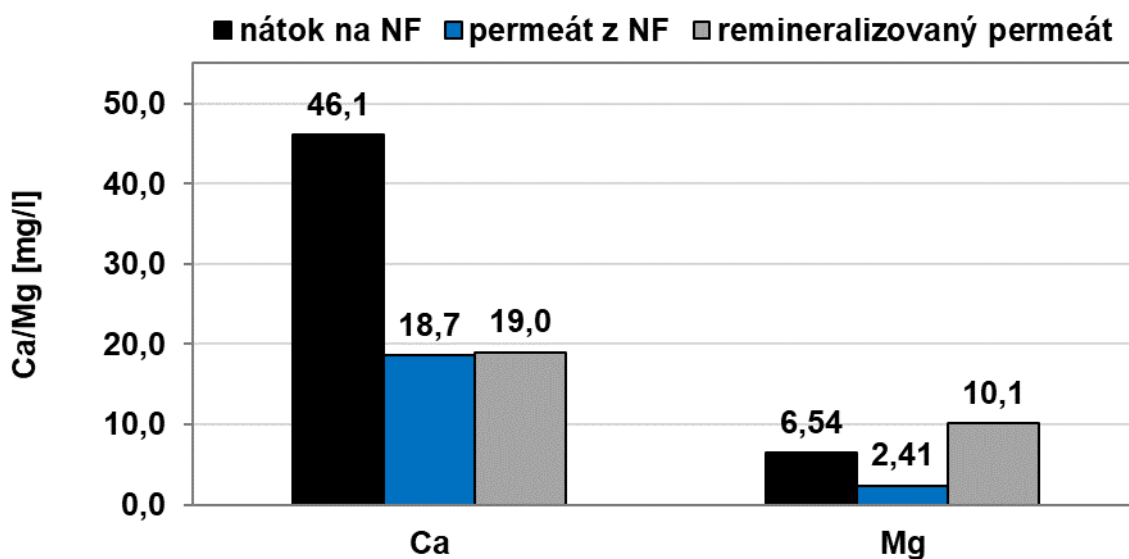
VÝSLEDKY POLOPROVOZNÍHO TESTOVÁNÍ

Teoretické znalosti remineralizačních metod byly doplněny poloprovozními testy. Na pilotní jednotce provozované na úpravně vody z povrchového zdroje bylo testováno dávkování síranu hořečnatého do permeátu z nanofiltrace s cílem ověřit teoretické předpoklady a zjistit ekonomickou náročnost remineralizace.

Poloprovozní jednotka se skládala z nanofiltrace (MICRODYN 4040-NF7, cross-flow filtrace, velikost pórů 1 nm, MWCO 200-400 Da), které předcházela buďto poloprovozní mikrofiltrace (AMAYA 5.2, dead-end filtrace, nominální velikost pórů 0,1 μm), nebo písková filtrace v provozním měřítku. Kvalita nátoku na nanofiltraci byla srovnatelná pro oba zmíněné technologické stupně, proto není dále rozlišováno, jaká byla konfigurace při jednotlivých odběrech.

K doplňování hořčíku byl použit heptahydrát síranu hořečnatého v potravinářské kvalitě. Z něj byl následně připraven roztok o hmotnostní koncentraci $MgSO_4$ 50 g/l. Ten byl dávkovacím čerpadlem dávkován do permeátu z nanofiltrace, následně směs pokračovala v toku trubní trasou po dobu cca 15 minut, poté byla voda vzorkována. Dávka byla volena tak, aby v upravené vodě bylo alespoň 10 mg/l hořčíku. Do upravované vody bylo průměrně dávkováno 8-9 mg/l hořčíku.

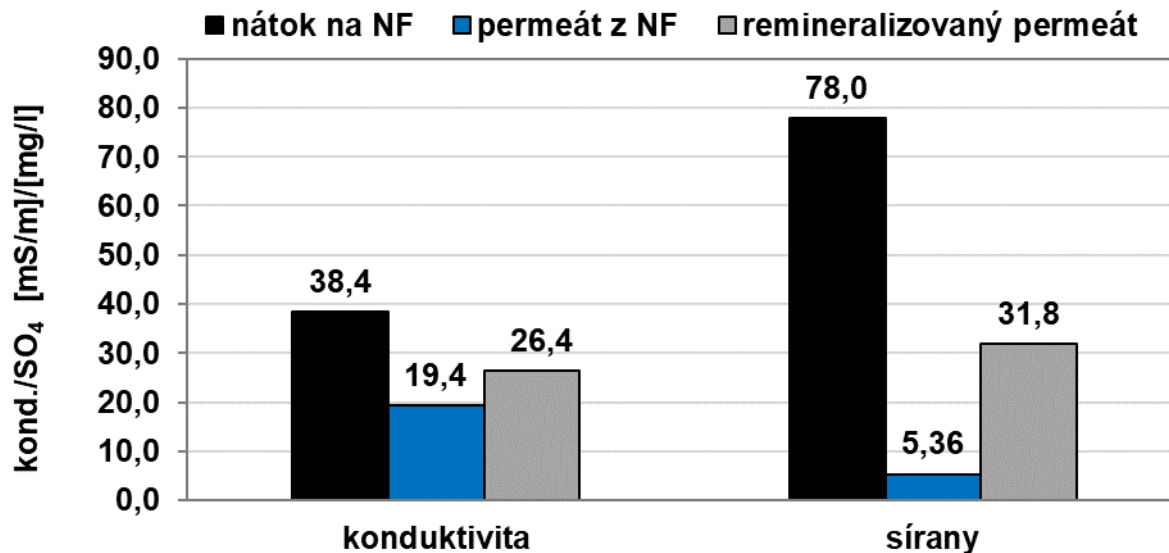
Díličí výsledky z tříměsíční vzorkovací kampaně (14 odběrů) jsou k dispozici na Obr. 1 a Obr. 2.



Obr. 15: Průměrné hmotnostní koncentrace vápníku a hořčíku ve vybraných profilech pilotní jednotky

Při testování byla hmotnostní koncentrace hořčíku mezi vstupem a výstupem z nanofiltrace snížena v průměru o 63,1 % na průměrnou hodnotu 2,41 mg/l. Remineralizací bylo dosaženo

průměrné koncentrace hořčíku 10,1 mg/l. Na nanofiltraci docházelo též ke snižování koncentrace vápníku, průměrně o 59,4 %. Přestože vápník by bylo v tomto případě také nutné do upravované vody doplňovat, nebyla tato problematika dále řešena, jelikož nebyla pro danou úpravnu vody vzhledem k dalším souvislostem stěžejní.



Obr. 16: Průměrná hmotnostní koncentrace síranů a průměrná konduktivita upravované vody ve vybraných profilech pilotní jednotky

Na nanofiltrační membráně docházelo též ke snížení dalších vícemocných iontů, síranových aniontů. Pro ty představovala membrána téměř neprostupnou bariéru, jelikož pouze v 1 ze 14 provedených měření byla hodnota nad mezí stanovitelnosti, kterou bylo 10 mg/l (14 měření bylo provedeno ve všech profilech v rozsahu všech zde zmiňovaných ukazatelů). Průměrná hodnota konduktivity upravované vody byla na nanofiltraci snížena o 49,5 %, po remineralizaci byla průměrná konduktivita vody 26,4 mS/m. Remineralizace neměla zásadní vliv na hydrochemické vlastnosti vody. Ta byla hodnocena v 6 odběrech. Ukazatel přesycení CaCO₃ dosahoval v permeátu z nanofiltrace průměrné hodnoty 0,028 a v remineralizovaném permeátu 0,001. Hodnoty přesycení CaCO₃ v obou profilech jsou v intervalu doporučeném normou TNV 75 7121 - Požadavky na jakost vody dopravované potrubím při teplotě do 25 °C (ČESKO, 2010). A to i přesto, že jak permeát z nanofiltrace, tak remineralizovaný permeát měly agresivní charakter, jelikož u nich nedošlo z výše zmíněných důvodů ke stabilizaci a dosažení vápenato-uhličitanové rovnováhy.

EKONOMIKA REMINERALIZACE SÍRANEM HOŘEČNATÝM

Z výsledků poloprovozních testů vyplývá, že dávkování síranu hořečnatého vede k požadovanému zvýšení koncentrace hořčíku v upravované vodě bez vedlejších nežádoucích efektů. Z ekonomického hlediska tvořila majoritní podíl celkových nákladů cena za heptahydrát síranu hořečnatého. Ta byla v poměru k ostatním ukazatelům (cena ředicí vody pro přípravu roztoku a spotřeba elektrické energie dávkovacího čerpadla) natolik vysoká, že zbylé náklady byly zanedbány. Cena za jeden kilogram heptahydrátu síranu hořečnatého byla 48 Kč. K poloprovozním testům nebyla využita chemikálie nakupovaná za velkoobchodní ceny,

nýbrž veřejně dostupný produkt nakupovaný v pytlích o hmotnosti 25 kg. Při zohlednění dávky tvořily poloprovozní náklady na remineralizaci 4,63 Kč/m³ upravené vody.

V uvažovaném provozním měřítku by ale byly náklady na remineralizaci odlišné. Významnou roli hraje hlavně vstupní surovina. Při nákupu a dovozu heptahydrátu je hmotnostní podíl hořčíku mírně pod 10 %. Na úpravnu by se tedy, obrazně řečeno, vozilo velké množství vody a jen zlomek žádaného hořčíku. Pro provozní aplikaci je ale možná, a zároveň i nezbytná, domluva výhodnější ceny, než je ta maloobchodní. Během vyhodnocování pilotních zkoušek bylo dále zjištěno, že přestože v maloobchodním měřítku se neobchoduje s potravinářským bezvodým síranem hořečnatým, ve velkoobchodním měřítku je tato surovina dostupná. Kombinace výhodnější ceny a chemikálie s vyšším hmotnostním obsahem hořčíku klesají jak náklady na dopravu a skladování chemikálie, tak i cena. V rámci průzkumu trhu v roce 2023 byla cena chemikálie předběžně určena při dávce hořčíku 8 mg/l na 0,75 Kč/m³ upravené vody. Toto číslo lze ale brát pouze jako orientační údaj a jednu z nákladových položek možné provozní aplikace. Zavedení remineralizace s sebou totiž nese i nemalé investiční i provozní náklady.

ZÁVĚR

Hořčík v pitné vodě ze zdravotního hlediska stoprocentně potřebujeme a je jen otázkou celospolečenské debaty, zda budeme pro dodržování jeho doporučeného denního příjmu chtít udělat plošný zásah, nebo nechat záležitost v rukou jednotlivých občanů tak, jako dnes. Nepřísluší nám dělat velké a ukvapené závěry, přesto bychom byli rádi, kdyby povědomí o zdravotních a v jejich důsledcích i možných ekonomických benefitech remineralizace pitné vody hořčíkem bylo znatelnější a rozšířenější. Závěry z našeho poloprovozního testování a průzkumu trhu totiž naznačují, že doplňování hořčíku do pitné vody možné je. V případě rozšiřování aplikace nanofiltrace či reverzní osmózy do tuzemského vodárenství se mu navíc stejně nevyhneme. Budme proto této možnosti otevření a dohlédněme na to, aby nebyla ve vodárenství přehlížena. Budoucí generace nám za to jednou jistě poděkují.

PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek byl podpořen interním grantem Vysoké školy chemicko-technologické v Praze pod označením A1_FT0P_2023_006.

SEZNAM LITERATURY

- BARBAGALLO, M., VERONESE, N. & DOMINGUEZ, L. J. 2021. Magnesium in aging, health and diseases. *Nutrients*, 13, 1-20.
- COTRUVO, J. A., COSTELLO, R. & WEGLIICKI, W. B. 2017. Magnesium, Hard Water, and Health. *Journal - American Water Works Association*, 109, 62-68.
- ČESKO 2010. TNV 75 7121 - Požadavky na jakost vody dopravované potrubím při teplotě do 25 °C.
- ČESKO 2024. Vyhláška č. 252/2004 Sb., vyhláška, kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody v platném znění.
- EU 2020. DIRECTIVE (EU) 2020/2184 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast). In: UNION, T. E. P. A. T. C. O. T. E. (ed.) 2020/2184. Brussels.
- HELTE, E., SÄVE-SÖDERBERGH, M., LARSSON, S. C. & ÅKESSON, A. 2022. Calcium and magnesium in drinking water and risk of myocardial infarction and stroke - a population-based cohort study. *American Journal of Clinical Nutrition*, 116, 1091-1100.
- HORI, M., SHOZUGAWA, K., SUGIMORI, K. & WATANABE, Y. 2021. A survey of monitoring tap water hardness in Japan and its distribution patterns. *Scientific Reports*, 11.
- KOŽÍŠEK, F. 2020. Regulations for calcium, magnesium or hardness in drinking water in the European Union member states. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 112, 104589.
- LAHAV, O., NATIV, P. & BIRNHACK, L. 2018. Dolomite dissolution is not an attractive alternative for meeting Ca²⁺, Mg²⁺ and alkalinity criteria in desalination plants' post treatment step. *Desalination and Water Treatment*, 115, 194-198.
- LEHMANN, O., ECKHAUS, O., LAHAV, O. & BIRNHACK, L. 2016. Replenishing Mg(II) to desalinated water by seawater nanofiltration followed by magnetic separation of Mg(OH)₂(s)Fe₃O₄ particles. *Desalination and Water Treatment*, 57, 19903-19916.
- LESIMPLE, A., AHMED, F. E. & HILAL, N. 2020. Remineralization of desalinated water: Methods and environmental impact. *Desalination*, 496.
- MOHAMMAD, A. F., EL-NAAS, M. H., AL-MARZOUQI, A. H., SULEIMAN, M. I. & AL MUSHARFY, M. 2019. Optimization of magnesium recovery from reject brine for reuse in desalination post-treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 31.
- NATIV, P., FRIDMAN-BISHOP, N., NIR, O. & LAHAV, O. 2020. Dia-nanofiltration-electrodialysis hybrid process for selective removal of monovalent ions from Mg²⁺ rich brines. *Desalination*, 481.
- PITTER, P. 2015. *Hydrochemie*, Praha, VŠCHT.
- ROSANOFF, A. 2013. The high heart health value of drinking-water magnesium. *Medical Hypotheses*, 81, 1063-1065.
- RUBENOWITZ, E., AXELSSON, G. & RYLANDER, R. 1996. Magnesium in drinking water and death from acute myocardial infarction. *American Journal of Epidemiology*, 143, 456-462.
- SZÚ 2024. Zpráva o kvalitě pitné vody v ČR za rok 2023. Praha: Státní zdravotní ústav se sídlem v Praze.
- TANG, S. C. N., BIRNHACK, L., NATIV, P. & LAHAV, O. 2017. Highly-selective separation of divalent ions from seawater and seawater RO retentate. *Separation and Purification Technology*, 175, 460-468.

- TARLETON, E. K. 2018. Factors influencing magnesium consumption among adults in the United States. *Nutrition Reviews*, 76, 526-538.
- THEISEN, C. F., WODSCHOW, K., HANSEN, B., SCHULLEHNER, J., GISLASON, G., ERSBØLL, B. K. & ERSBØLL, A. K. 2022. Drinking water magnesium and cardiovascular mortality: A cohort study in Denmark, 2005–2016. *Environment International*, 164.
- USA 2015. 2015–2020 Dietary Guidelines for Americans. 8th Edition.: U.S. Department of Health and Human Services and U.S. Department of Agriculture.

VÝBĚR VHODNÉHO KOSUBSTRÁTU PRO ANAEROBNÍ KOFERMENTACI S ČISTÍRENSKÝM KALEM

Stránský D.^{1,2*}, Sýkorová Z.², Srb M.², Jeníček P.¹

¹Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Technická 5 166 28 Praha 6

²Pražské vodovody a kanalizace, Ke Kable 971, 102 00 Praha 10

*autor pro korespondenci, email: stranskd@vscht.cz

ABSTRAKT

Požadavek na uhlíkovou neutralitu a energetickou soběstačnost čistíren odpadních vod vyvolal poptávku po efektivních a ekologicky šetrných řešeních, které umožní těchto ideálů docílit nebo se k nim alespoň přiblížit. Jednou z možností je optimalizace energetického využití kalů a také implementace anaerobní kofermentace v rámci kalového hospodářství čistíren odpadních vod. Dávkování snadno rozložitelného substrátu v podobě různých organických komunálních odpadů může zapříčinit stimulaci rozkladu hůře rozložitelných organických látek, které jsou obsaženy ve směsném surovém kalu. Hlubší rozklad a přidavek snadno rozložitelné organické hmoty vede ke zvýšení produkce bioplynu, který je na čistírnách odpadních vod stěžejní pro zlepšení energetické bilance. Zároveň tak bude snížena uhlíková stopa zpracování komunálních odpadů, díky zkrácení dopravních vzdáleností dovozu biologicky rozložitelných odpadů, které jsou většinou zpracovávány ve vzdálených bioplynových stanicích nebo kompostárnách. Příspěvek se bude zabývat především zhodnocením biologicky rozložitelných odpadů prostřednictvím jednorázových anaerobních vsádkových testů, které budou v dalším výzkumu podrobeny testům v expandovaném měřítku.

KLÍČOVÁ SLOVA

Anaerobní kofermentace, bioplyn, čistírenský kal, energetická soběstačnost, potravinářské odpady

ÚVOD

Dle navrhované novelizace směrnice o čištění městských odpadních vod (91/271/EHS) je nutno do roku 2045 zcela dosáhnout energetické soběstačnosti velkých čistíren odpadních vod (ČOV) a kontinuálně zaznamenávat uhlíkovou stopu, aby tyto informace mohly být k dispozici pro širokou veřejnost. Z tohoto důvodu je energetická soběstačnost ČOV aktuálním a diskutovaným tématem. Pro dosažení nebo alespoň přiblížení se k těmto ideálům je nutné hledat ekonomicky přijatelné a ekologicky šetrné přístupy. Existuje široká škála možností, jak energetickou bilanci ČOV pozitivně ovlivnit jako je například zužitkovávání tepla odpadních vod, výstavba solárních panelů na nezastavěných plochách v areálech ČOV nebo zvýšení produkce bioplynu (BP). Právě BP je jedním z hlavních pilířů pro dosažení energetické soběstačnosti ČOV a jeho produkci je možné navýšit intenzifikací či optimalizací kalového hospodářství. Přidavek biologicky rozložitelného odpadu (BRO) při anaerobním zpracování čistírenských kalů může být efektivní a udržitelnou cestou pro zlepšení energetické bilance na ČOV. Cílem příspěvku je zhodnocení vybraných kosubstrátů pro anaerobní kofermentaci s čistírenským kalem.

ANAEROBNÍ KOFERMENTACE

Anaerobní fermentace je běžně využívána na ČOV ke stabilizaci čistírenských kalů (SS z anglického překladu sewage sludge) (Mehariya et al., 2018). Stěžejní výhodou anaerobního zpracování SS je produkce BP, pomocí něhož jsou provozovatelé ČOV schopni kompenzovat alespoň část energetické spotřeby ČOV. Literatura uvádí, že konvenční kalové hospodářství za optimálních podmínek může vyprodukovat takové množství BP, které dokáže pokrýt až 65 % energetické spotřeby ČOV. Dosažení úplné energetické neutrality je především omezeno

skladbou čistírenského kalu, který obsahuje především hůře biologicky rozložitelné organické látky (Nghiem et al., 2017, Mehariya et al., 2018). Dále byly v minulosti anaerobní stabilizační nádrže stavěny s vyšší kapacitou z důvodu předpokladu populačního růstu, který v nynější době v různých regionech spíše stagnuje. Z toho vyplývá, že anaerobní stabilizační nádrže nejsou využité s plným potenciálem a při jejich provozu lze zvýšit zatížení organickými látkami (Nghiem et al., 2017). Přídavkem BRO do anaerobních stabilizačních nádrží, jako jsou například potravinářské odpady (FW z anglického překladu food waste), je možné zatížení organickými látkami zvýšit a zároveň systém dotovat snadno rozložitelnou organickou frakcí. Jejich přídavkem lze stimulovat rozklad hůře rozložitelných organických látek a navýšit tak produkci BP. Obecně se anaerobní zpracování dvou a více substrátů nazývá anaerobní kofermentace (AkoF), která může být ekologicky šetrnou a ekonomicky přijatelnou cestou k dosažení energetické soběstačnosti čistíren odpadních vod (Iacovidou et al., 2012).

Jedním z velice diskutovaných BRO jsou právě FW. Dle nynějších trendů bude odhadem v roce 2025 celosvětově produkováno přibližně 2,2 miliarda tun FW ročně. Z důvodu předpokládaného vyššího množství FW rostou i obavy s jeho nesprávným nakládáním. V současnosti jsou FW buď skládkovány nebo likvidovány pomocí termochemických (spalování nebo hydrotermálním procesem) a biologických procesů. Při jejich skládkování hrozí kontaminace ovzduší (prostřednictvím emisí skládkových plynů) nebo podzemních vod, která může způsobit riziko negativního vlivu na lidské zdraví, a navíc skládkování BRO již naše legislativa nepovoluje. V případě termochemických procesů je hlavní překážkou energetická náročnost a nenávratnost organického uhlíku zpět na zemědělskou půdu. Naproti tomu biologické procesy (např. anaerobní fermentace) jsou vhodnou cestou pro jejich zpracování (AzarmaneshZonoozi and Ghiasinejad, 2020). Pro anaerobní kofermentaci jsou FW vhodné především díky vysokému obsahu biologicky snadno rozložitelných organických látek. Kvalitativně jsou tvořeny sacharidy, bílkovinami a lipidy, které jsou obvykle obsaženy v následujících koncentračních rozmezích: 55,0-78,2 %, 14,4 -21,3 % a 13,0-22,0 % (vztaženo k sušině). Ovšem je nutno mít neustále na paměti, že složení FW je velice proměnlivé a záleží na jeho původu (Azarmanesh et al., 2023).

Společné zpracování FW a SS anaerobní cestou je v dnešní době diskutované a vyzdvihované téma. AkoF má řadu výhod, ale i spousty implementačních a procesních překážek. Mezi výhody je řazeno: zředění toxických a inhibujících složek obsažených v substrátu, zvýšení organického zatížení anaerobních stabilizačních nádrží a zvýšení neutralizační kapacity (Azarmanesh et al., 2023, Mehariya et al., 2018). Všechny tyto skutečnosti pozitivně ovlivňují anaerobní rozklad organických látek, které jsou biologicky převedeny na energeticky bohatý BP. Ovšem i AkoF má svá úskalí. Překážky lze rozdělit na dvě skupiny. První se týká technického vybavení a nutnosti stavby nových budov či zařízení a druhá se týká ryze procesních problémů. Pro zpracovávání surových FW je nutno navrhnout a vybudovat technologii pro separaci inertního materiálu v podobě skla, plastových obalů a keramiky. Inertní materiál může způsobit abrazi technické periferie (míchadla, čerpadla a další) a jeho akumulaci v anaerobních stabilizačních nádržích. Dalším problémem je jeho uskladnění a postupné dávkování do anaerobního systému. V případě, že na ČOV nebude možnost vybudovat dostatečně velké skladovací prostory, tak bude silně limitované množství kosubstrátu (ve vztahu k možné využitelné kapacitě fermentorů), což může vést k neúplnému využití plného potenciálu AkoF

FW a SS. Nicméně při navrhování skladovacích prostor je nutno brát v úvahu i možnost nekontrolovatelné a nežádoucí degradace při dlouhých dobách zdržení FW před nadávkováním do anaerobních fermentorů (riziko emisí zápachajících látek a metanu). Degradaci FW může docházet ke ztrátě organických látek, které pak nemohou být využity pro produkci BP. Provozovatel ČOV také musí pečlivě kontrolovat množství nadávkovaného materiálu do anaerobních stabilizačních nádrží, aby nedošlo buď k inhibici nebo kolapsu procesu z důvodu předávkování organickými látkami. Kontrola dávkování FW je důležitá i proto, aby nebyla přetížena kapacita bioplynového hospodářství nadměrnou produkcí BP a nedocházelo tak k spalování jeho velkého množství ve fléře (Nghiem et al., 2017).

Mezi stěžejní procesní problémy AkoF jsou řazeny acidifikace bioreaktoru nižšími mastnými kyselinami (NMK) a inhibice anaerobního systému amoniakálním dusíkem. Při předávkování anaerobního bioreaktoru BRO může dojít vlivem vysokého zatížení organickými látkami k akumulaci meziproductů jímž jsou NMK. Vyšší koncentrace NMK mohou ovlivnit hodnotu pH, která je stěžejním parametrem pro kontrolu anaerobního rozkladu (optimum 6,8-7,3). Zároveň mohou být i některé NMK v určitých koncentracích toxické pro anaerobní mikroorganismy a způsobit tak inhibici tvorby BP nebo kolaps celého systému (Mehariya et al., 2018). Mezní koncentrace NMK pro inhibici anaerobní fermentace nelze přesně definovat. Rozmanitost anaerobního procesu (inokulum, substrát, technologické uspořádání aj.) ovlivňuje i citlivost mikroorganismů na různé parametry a podmínky včetně koncentrace NMK. Obecně se uvádí, že koncentrace NMK nad 3,5-4,0 g·l⁻¹ může způsobit inhibici a zvyšuje se i pravděpodobnost kolapsu celého systému (Drosg, 2013, Mehariya et al., 2018). Pro snížení pravděpodobnosti akumulace NMK při vyšším zatížení organickými látkami je možnost zvolit provoz anaerobních reaktorů za termofilních podmínek (rychlejší a hlubší rozklad organických látek oproti mezofilním podmínkám)(Nabaterega et al., 2021). Druhou zmiňovanou procesní překážkou je inhibice amoniakálním dusíkem. Jeho produkce je obecně svázána s produkty, které obsahují vyšší množství bílkovin jako jsou mléčné výrobky nebo maso. V anaerobních podmínkách za přítomnosti mikroorganismů dochází k degradaci bílkovin za vzniku dalších meziproductů a amoniakálního dusíku (Mehariya et al., 2018). Mezní koncentrace, které mohou způsobit inhibici nebo kolaps celého systému se v odborné literatuře liší, a to především z důvodu rozdílných provozních podmínek, skladby inokula nebo rozdílné kvality substrátu. Zároveň při pozvolném zvyšování amoniakálního dusíku ve fermentačním médiu může docházet k aklimatizaci anaerobní kultury, která nemusí být inhibována i při vyšších hodnotách koncentrace amoniakálního dusíku (Ariunbaatar et al., 2015).

MATERIÁLY A METODY

Pro jednorázové anaerobní testy se směsným surovým kalem (SSK) byly vybrány tři kosubstráty, které reprezentují FW. Jednotlivé substráty byly vybrány tak, aby spadaly do jedné z kategorie: i) sacharidické substráty, ii) substráty s obsahem bílkovin a iii) substráty s obsahem tuků a olejů. Pro i), ii) a iii) skupinu substrátů byly vybrány coca-cola (CC), bílý jogurt (JG) a použitý olej (PO). Parametry jednotlivých substrátů a inokula jako jsou chemická spotřeba kyslíku (CHSK_{Cr}), veškeré látky (VL), veškeré látky ztráty žiháním (VL_{zž}), rozpuštěné látky (RL), rozpuštěné látky ztráty žiháním (RL_{zž}), nerozpuštěné látky (NL), nerozpuštěné látky ztráty žiháním (NL_{zž}) a hodnota pH jsou uvedeny v tab. 1. Jako inokulum byl odebrán vyhnílý kal (VK) z prvního stupně termofilní anaerobní stabilizace na Ústřední čistírně odpadních vod

v Praze (ÚČOV). SSK byl odebrán v kalovém hospodářství ÚČOV a odpovídá kvalitě vstupu do anaerobních stabilizačních nádrží. Odběr VK a SSK byl uskutečněn vždy zvlášť pro každý test anaerobní rozložitelnosti, a proto se mohou některé charakteristické ukazatele mírně lišit z důvodu proměnlivosti složení čistírenských kalů v čase. CC a JG byly zakoupeny v supermarketu jako modelový substrát pro potravinářské odpady i) a ii) skupiny. Posledním substrátem byl PO, který byl odebrán z domácnosti a reprezentoval iii) skupinu.

Tab 1: Parametry inokula a substrátů použitých v jednorázových vsádkových anaerobních testech

substrát/inokulum	CHSK _{Cr} [g·l ⁻¹]	VL [g·l ⁻¹]	VL _{zž} [g·l ⁻¹]	RL [g·l ⁻¹]	RL _{zž} [g·l ⁻¹]	NL [g·l ⁻¹]	NL _{zž} [g·l ⁻¹]	pH [-]
ENDO1	24,2	27,4	16,3	3,1	1,9	24,4	14,4	8,0
ENDO2	25,2	25,5	15,3	2,7	1,8	22,8	13,5	8,2
ENDO3	28,2	29,4	17,0	2,6	1,7	26,8	15,4	7,9
SSK1	54,3	45,9	36,1	2,3	1,3	43,6	34,8	7,8
SSK2	63,3	49,4	35,3	3,2	1,9	46,2	33,4	6,0
SSK3	67,9	49,3	34,4	3,2	2,0	46,0	32,4	6,1
JG	184	125	114,6	-	-	-	-	-
CC	125	95,7	81,5	-	-	-	-	2,4
PO	2436	876,2	876,0	-	-	-	-	4,5

Anaerobní biologická rozložitelnost byla testována prostřednictvím jednorázových anaerobních vsádkových testů za termofilních podmínek (55 °C). Byly nasazeny celkem tři anaerobní testy. V každém testu byly nasazeny čtyři sady lahvíček. Každá sada byla nasazena v triplicátech. V prvním testu byly v sadách ENDO1, SSK1, JG a SSK1+JG stanoveny následující hodnoty pH: 8,0; 7,8; 7,7 a 7,8. V druhém testu v sadách ENDO2, SSK2, CC a SSK2+CC následující hodnoty: 8,1; 8,0; 8,0 a 8,0. Ve třetím testu v sadách ENDO3, SSK3, PO a SSK3+PO byly stanoveny následující hodnoty pH: 7,8; 7,7; 7,7 a 7,7. Ve všech testech bylo nastaveno stejné zatížení 0,5 g·g⁻¹ (CHSK_{Cr}; NL_{zž}). Produkce BP byla měřena plynoměrnou byretou a jeho kvalita na plynovém chromatografu s tepelně vodivostním detektorem. Objem BP byl měřen dle potřeby. Kvalita BP byla měřena při každém měření jeho vyprodukovaného objemu.

VÝSLEDKY A DISKUZE

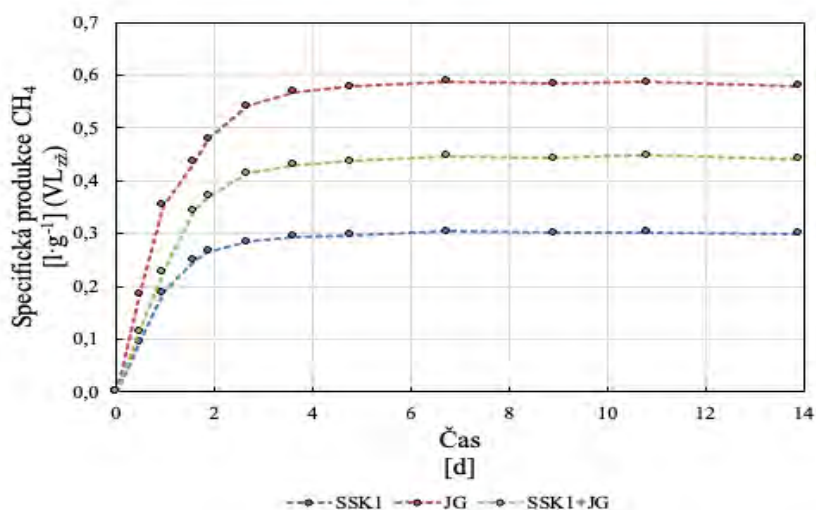
Výsledky byly zhodnoceny na základě dvou výstupů. Prvním z diskutovaných výsledků byla specifická produkce CH₄ vztažená k VL_{zž}, a dále bylo zhodnoceno odstranění organických látek vyjádřených v podobě VL_{zž}.

Specifická produkce CH₄

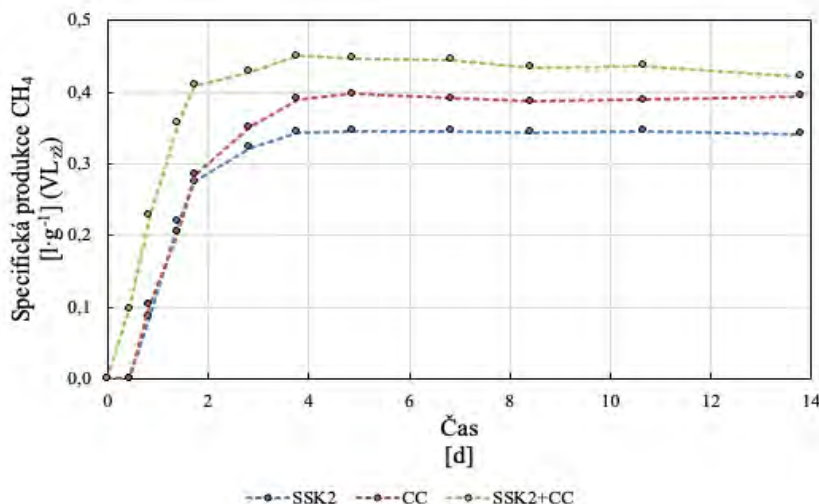
Na obr. 1, obr. 2 a obr. 3 jsou graficky znázorněny výsledky specifické produkce CH₄ ze třech provedených jednorázových vsádkových anaerobních testů. V obr. 1 je znázorněna specifická produkce CH₄ třech sad, kde v prvních dvou sadách byly nasazeny pouze sólo substráty v podobě SSK1 a JG a v poslední sadě byla nasazena směs substrátů SSK1+JG. Na první pohled je zřejmé, že nejvyšší hodnota specifické produkce CH₄ byla dosažena u sady s JG a nejnižší u sady s SSK. Dle předpokladu byla sada s SSK+JG mezi těmito hodnotami. Konkrétní hodnoty byly 0,589 l·g⁻¹ (VL_{zž}), 0,449 l·g⁻¹ (VL_{zž}) a 0,304 l·g⁻¹ (VL_{zž}) pro sadu s JG, SSK1+JG a SSK1. V druhém testu (obr. 2) bylo dosaženo překvapujících výsledků. V sadě s SSK2+CC bylo dosaženo vyšší specifické produkce CH₄ než v sadě s CC. Jedním z důvodů mohla být stimulace

rozkladu hůře biologicky rozložitelných organických látek (obsažených v SSK) přidavkem velice snadno biologicky rozložitelných organických látek. Tento efekt mohl být zvýrazněn i dřívější produkcí CH_4 v systému s SSK2+CC a také jeho lepší kvalitou v průběhu celého testu. Specifické produkce CH_4 v sadách s SSK2, CC, SSK2+CC dosáhly hodnot $0,346 \text{ l}\cdot\text{g}^{-1} (\text{VL}_{\text{zž}})$, $0,398 \text{ l}\cdot\text{g}^{-1} (\text{VL}_{\text{zž}})$ a $0,450 \text{ l}\cdot\text{g}^{-1} (\text{VL}_{\text{zž}})$. V posledním anaerobním testu (obr. 3) byly nasazeny sady s PO. V sadách s PO a SSK+PO bylo dosaženo odlišných trendů (sigmoidní charakter) oproti ostatním křivkám v předešlých testech. Pravděpodobným důvodem mohl být obsah vyšších mastných kyselin, pro které je PO hojným zdrojem a mohou způsobit inhibici procesu anaerobní fermentace (Tvrzicka et al., 2011, Shi et al., 2024). Specifické produkce CH_4 v sadách s SSK3, PO a SSK3+PO dosáhly hodnot $0,401 \text{ l}\cdot\text{g}^{-1} (\text{VL}_{\text{zž}})$, $1,003 \text{ l}\cdot\text{g}^{-1} (\text{VL}_{\text{zž}})$ a $0,516 \text{ l}\cdot\text{g}^{-1} (\text{VL}_{\text{zž}})$.

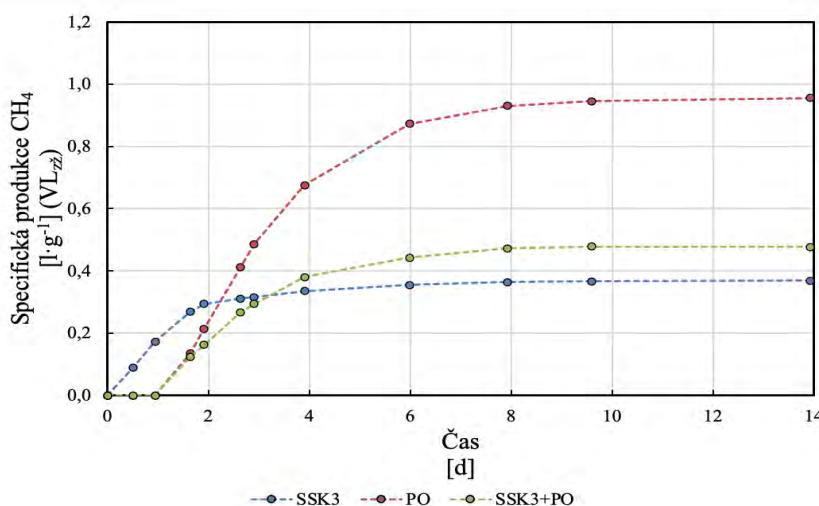
V literatuře je uvedeno, že při využití substrátu s obsahem bílkovin, sacharidů a tuků je obecně dosaženo $0,58 - 0,75 \text{ l BP}$, $0,79 - 0,975 \text{ l BP}$ a $1,125 - 1,515 \text{ l BP}$ na g rozložených organických látek vyjádřených v $\text{VL}_{\text{zž}}$ (Chudoba et al., 1991). V sadě s JG, CC a PO bylo získáno $0,673 \text{ l}$, $0,786 \text{ l}$ a $1,213 \text{ l}$ na g $\text{VL}_{\text{zž}}$. Získané specifické produkce BP vztažené k $\text{VL}_{\text{zž}}$ odpovídaly daným rozmezím mimo systém s JG. JG představuje poměrně komplexní substrát a získaná hodnota nad horní hranici zmíněného rozmezí mohla být ovlivněna například přítomností sacharidů v JG.



Obr. 1: Specifická produkce CH_4 v prvním anaerobním testu



Obr. 2: Specifická produkce CH₄ v druhém anaerobním testu

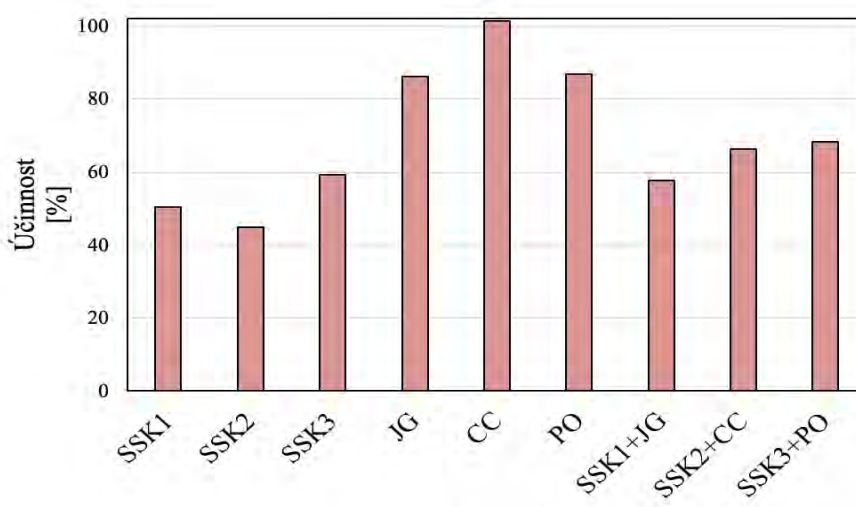


Obr. 3: Specifická produkce CH₄ ve třetím anaerobním testu

Odstranění organických látek

Na Obr. 4 je uvedeno grafické znázornění účinností odstranění organických látek (vztaženo k VL_{zž}) v průběhu experimentů. Účinnost odstranění organických látek byla počítána ze vstupní koncentrace VL_{zž} substrátu ve fermentační směsi a koncentrace VL_{zž} substrátu ve fermentační směsi po odečtení odstraněného podílu endogenní produkce. V obr. 4 bylo dosaženo maximální účinnosti odstranění organických látek v systému s CC, která dosahovala hodnoty 101 %. Účinnost dosahovala více než 100% účinnosti z důvodu podpory rozkladu hůře rozložitelných organických látek, které mohly být obsaženy v inokulu (stabilizovaném kalu). Hodnota účinnosti odstranění organických látek v SSK se pohybovala v rozmezí 45 – 59 %. V kofermentační sadách SSK1+JG, SSK2+CC a SSK3+PO hodnoty účinnosti odstranění organických látek nabývaly 58 %, 66 % a 68 %. Účinnost odstranění v SSK2+CC a SSK3+PO byla obdobná. Skupina autorů Maragkaki et al. testovali anaerobní kofermentace v kontinuálním laboratorním měřítku při mezofilních podmínkách. Testovali mimo jiné surové FW a glycerol. FW a glycerol se složením z hlediska skupinových parametrů (CHSK_{Cr}, VL_{zž}, VL)

lišili od JG a PO pouze mírně. Ve výsledcích s SS a SS+FW dosáhli podobných účinností odstranění VL_{zž} jako v získaných výsledcích v této studii (účinnost odstranění v sadách SSK1-3 a SSK1+JG). Odlišné účinnosti bylo dosaženo v systému s SS+glycerol, kde systém s SSK3+PO v tomto příspěvku dosáhl vyšších hodnot účinnosti odstranění organických látek než právě v systému s SS a glycerolem. Nutné je neopomenout, že skupinové parametry glycerolu a PO mohou být podobné, ale charakter organických sloučenin může být zcela jiný (např. anaerobní rozložitelnost). Dále je nezbytné brát v úvahu, že skupina autorů testovala anaerobní rozložitelnost při mezofilních podmínkách a v kontinuálním provozu, a proto je nutno dalšího testování ve větším měřítku a kontinuálním režimu za termofilních podmínek (Maragkaki et al., 2018).



Obr. 4: Procentuální účinnost odstranění organických látek v průběhu kofermentačních testů

ZÁVĚR

Cílem příspěvku bylo zhodnotit využití různých typů BRO k dalším kofermentačním testům v dlouhodobém kontinuálním experimentu. Ze získaných dat byl potvrzen pozitivní efekt přidavku externího substrátu. Ve všech ze tří případů bylo dosaženo vyšší specifické produkce CH₄ oproti systémům se SSK. Rovněž tak bylo pozorováno i při vyhodnocení účinnosti odstranění organických látek. Ovšem po komplexním zhodnocení byly vyhodnoceny dva druhy externích substrátů jako vhodnější pro další experimenty: CC a PO. Systém JG+SSK1 sice dosahoval téměř shodných hodnot specifické produkce CH₄ jako systém s CC+SSK2, ale při zhodnocení účinnosti odstranění organických látek na tom byl systém s JG+SSK1 nejhůře ze všech testovaných externích substrátů. Ovšem JG (bílkovinový substrát) může být jako externí substrát při anaerobní stabilizaci kalů stále vhodnou variantou. Nutná je ale dostatečná a pravidelná kontrola procesních parametrů, aby nedošlo k nadměrné tvorbě amoniakálního dusíku, který je pro mikroorganismy toxický.

V systému s SSK2+CC byla zpozorována vyšší hodnota specifické produkce CH₄ oproti získané hodnotě v systému pouze s SSK2, což indikuje stimulaci rozkladu hůře biologicky rozložitelných organických látek přidavkem externího substrátu. Tezi podporují i zjištěné nižší koncentrace VL_{zž} v systému s SSK2+CC oproti koncentracím v systému pouze s SSK2 o 1,6 %. V kofermentační směsi s SSK3+PO bylo sice dosaženo vyšších produkcí BP než v systému s SSK2+CC, ale nebyl zpozorován efekt vyšší specifické produkce CH₄ oproti sadě pouze s PO.

V neposlední řadě je nutno zmínit, že práce s méně viskózní kapalinou (CC) zaručí snazší práci s externím substrátem a bude možné pracovat s přesnější informací nadávkovaného substrátu. Zároveň je CC snadno dostupnou surovinou. Na základě získaných poznatků byl vybrán jako nejvhodnější kosubstrát pro kontinuální kofermentační testy CC z testovaných kosubstrátů. Zároveň stojí za zmínku, že nedošlo v průběhu testování k inhibici nebo kolapsu procesu. Extrémní stavy a snížení jejich vlivu bude testováno ve zmíněných kontinuálních testech.

PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek vznikl v rámci projektu Specifického vysokoškolského výzkumu – projekt č. A2_FTOP_2024_002 a zároveň je tento projekt financován se státní podporou Technologické agentury ČR a Ministerstva životního prostředí v rámci Programu Prostředí pro život (SS07020254).

SEZNAM LITERATURY

- ARIUNBAATAR, J., SCOTTO DI PERTA, E., PANICO, A., FRUNZO, L., ESPOSITO, G., LENS, P. N. L. & PIROZZI, F. 2015. Effect of ammoniacal nitrogen on one-stage and two-stage anaerobic digestion of food waste. *Waste Management*, 38, 388-398.
- AZARMANESH, R., ZARGHAMI QARETAPEH, M., HASANI ZONOOZI, M., GHASINEJAD, H. & ZHANG, Y. 2023. Anaerobic co-digestion of sewage sludge with other organic wastes: A comprehensive review focusing on selection criteria, operational conditions, and microbiology. *Chemical Engineering Journal Advances*, 14, 100453.
- AZARMANESH, R., ZONOOZI, M. H. & GHASINEJAD, H. 2020. Characterization of food waste and sewage sludge mesophilic anaerobic co-digestion under different mixing ratios of primary sludge, secondary sludge and food waste. *Biomass and Bioenergy*, 139, 105610.
- DROSG, B. 2013. *Process monitoring in biogas plants*.
- CHUDOBA, J., DOHÁNYOS, M. & WANNER, J. 1991. *Biologické čištění odpadních vod*, Praha, SNTL.
- IACOVIDOU, E., OHANDJA, D.-G. & VOULVOULIS, N. 2012. Food waste co-digestion with sewage sludge – Realising its potential in the UK. *Journal of Environmental Management*, 112, 267-274.
- MARAGKAKI, A. E., FOUNTOULAKIS, M., KYRIAKOU, A., LASARIDI, K. & MANIOS, T. 2018. Boosting biogas production from sewage sludge by adding small amount of agro-industrial by-products and food waste residues. *Waste Management*, 71, 605-611.
- MEHARIYA, S., PATEL, A. K., OBULISAMY, P. K., PUNNIYAKOTTI, E. & WONG, J. W. C. 2018. Co-digestion of food waste and sewage sludge for methane production: Current status and perspective. *Bioresource Technology*, 265, 519-531.
- NABATEREGA, R., KUMAR, V., KHOEI, S. & ESKICIOGLU, C. 2021. A review on two-stage anaerobic digestion options for optimizing municipal wastewater sludge treatment process. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9, 105502.
- NGHIEM, L. D., KOCH, K., BOLZONELLA, D. & DREWES, J. E. 2017. Full scale co-digestion of wastewater sludge and food waste: Bottlenecks and possibilities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 72, 354-362.
- SHI, E., ZOU, Y., ZHENG, Y., ZHANG, M., LIU, S., ZHANG, S. & ZHANG, X. 2024. Kinetic study on anaerobic digestion of long-chain fatty acid enhanced by activated carbon adsorption and direct interspecies electron transfer. *Bioresource Technology*, 403, 130902.
- TVRZICKA, E., KREMMYDA, L.-S., STANKOVA, B. & ZAK, A. 2011. FATTY ACIDS AS BIOCOMPOUNDS: THEIR ROLE IN HUMAN METABOLISM, HEALTH AND DISEASE - A REVIEW. PART 1: CLASSIFICATION, DIETARY SOURCES AND BIOLOGICAL FUNCTIONS. *Biomedical papers*, 155, 117-130.

VYUŽITIE BIOCHARU AKO DOPLNKOVÝ FILTRAČNÝ MATERIÁL V TECHNOLOGII KOREŇOVÝCH ČISTIARNÍ

Lukáč T¹, Karlovská I¹, Ščavnická K¹, Imreová Z¹, Bodík I¹, Drtil M¹

¹Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie, STU Bratislava, Radlinského 9, 812 37 Bratislava

*autor pro korespondenciu, email: tomas.lukac@stuba.sk

ABSTRAKT

Koreňové čistiare odpadových vôd (ďalej KČOV) sa javia ako zaujímavá alternatíva čistenia odpadovej vody v oblastiach, kde odvádzanie odpadovej vody verejnou kanalizáciou do objektu konvenčných čistiarní odpadových vôd nie je z rôznych dôvodov možné, resp. výhodné. Medzi hlavné výhody takýchto systémov patria nízke prevádzkové náklady, takmer nulová spotreba elektrickej energie, jednoduchá obsluha a starostlivosť a vysoká efektívnosť odstraňovania organického znečistenia aj pri kolísavom zaťažení. Pôsobí esteticky, podporuje biodiverzitu a zlepšuje mikroklimu v okolí. Naopak, medzi jej nevýhody patrí pomerne nízka účinnosť odstraňovania nutričov, vysoké riziko kolmatácie a vyššia plošná náročnosť. Ako zaujímavá alternatíva zlepšenia účinnosti odstraňovania dusíka a fosforu, ale aj iných polutantov sa javí použitie biocharu. Biochar (biouhlie) je porózny uhlíkatý materiál vyrábaný termickou degradáciou, najmä pyrolýzou. Ako vstupná surovina môžu byť použité rôzne odpadové materiály, napr. vedľajšie poľnohospodárske produkty, kompost, čistiarenský kal, zvyšky potravín a podobne. Biochar sa v súčasnosti používa vo viacerých environmentálnych a ekologických aplikáciách ako všestranný zelený biomateriál. V tejto práci budú popísané výsledky laboratórneho modelu KČOV s využitím biocharu a jeho prípadný vplyv na odtokové parametre.

KLÍČOVÁ SLOVA

koreňová čistiareň odpadových vôd, horizontálny filter, vertikálny filter, biochar, organické znečistenie

ÚVOD

Koreňové čistiare odpadových vôd predstavujú formu extenzívneho čistenia odpadových vôd. Je to prírodná forma čistenia, ktorá je vo svete stále viac a viac využívaná. Využíva prírodné biochemické procesy, ktoré vo vodnom prostredí prirodzene prebiehajú. Je to v podstate umelo vytvorený mokradný systém, ktorý poskytuje podmienky na priebeh týchto procesov (Parde, 2021; Vymazal, 2010). Oproti klasickým konvenčným aktivačným čistiarňam tieto procesy prebiehajú značne pomalšie, pretože na klasických čistiarňach je tento proces intenzifikovaný predovšetkým množstvom mikroorganizmov, resp. technológiou (dúchadlá, miešadlá apod.). Hlavnými výhodami koreňových čistiarní sú jednoduchosť technológie, nízke prevádzkové náklady, nulová spotreba energie pri vhodnom sklone terénu, vďaka mokradným rastlinám pozitívne ovplyvňujú mikroklimu okolia (Parde, 2021).

Princíp fungovania tejto technológie spočíva v pretekaní vody filtračným lôžkom, vysadeným mokradnými rastlinami, napr. rákos obecný, ježovka vodnatá alebo kosatec žltý (Vymazal, 2010). Tieto vodné rastliny majú takisto viacero funkcií a pozitívne ovplyvňujú činnosť koreňovej čistiare. Do procesu vnášajú potrebný kyslík, poskytujú priestor na rast biomasy na koreňovom systéme a v neposlednom rade zvyšujú estetickosť. Ako filtračný materiál, ktorý je v koreňových čistiarňach veľmi dôležitou súčasťou, je bežne používaný štrk resp. piesok, jeho hlavnou vlastnosťou je porozita (Dotro a kol., 2017). Štrk je využívaný najmä kvôli cene a takisto hydraulickému vodivosti, avšak jeho účinnosť odstraňovania polutantov a schopnosť vytvoriť priestor pre rast biofilmu je nižšia v porovnaní s novo-vyvinutými materiálmi ako keramzit, zeolit a podobne (Deng, 2021). Biochar je pevný uhlíkatý materiál vyrábaný

pyrolyzovaním organickej hmoty, bez prístupu kyslíka. Výhodou použitia biocharu je možnosť opätovného využitia odpadových materiálov, napr. kompostu, potravinových zvyškov, čistiarenskeho kalu a podobne. Schopnosť biocharu viazať polutanty závisí od jeho fyzikálno – chemických vlastností, ako sú veľkosť špecifického povrchu, alkalita, veľkosti pórov. Tieto vlastnosti zase závisia od použitej vstupnej suroviny (Deng, 2021). Objekty koreňovej čistiarne môžu byť zaradené rôzne, veľmi dôležité je mechanické predčistenie, ktoré je dôležité pre predchádzanie upchatia filtračného lôžka (Wang, 2021). Rozlišujeme horizontálny filter a vertikálny filter, podľa smeru pretekania odpadovej vody lôžkom. Obe majú svoje špecifiká, najmä kyslíkový režim v oboch je rozdielny. Horizontálny filter je charakteristický svojimi najmä anaeróbnymi podmienkami, vertikálny filter pracuje v oxických podmienkach (Dotro a kol., 2017).

Práve uvedené výhody technológie koreňových čistiarň ich predurčujú na použitie v náročných odľahlých terénoch, systémoch s kolísavým zaťažením, malých obciach bez kanalizácie. Napojenosť obcí vo veľkostnej kategórii pod 2000 EO je na Slovensku len 29% (Miháliková&Kohút, 2022) (ČR 66%, Maďarsko 45%)(Istenci a kol., 2023). Práve tieto obce sú špecifické svojou zástavbou, terénom a životnou úrovňou obyvateľstva. Akútnosť tohto problému podčiarkuje aj Revízia Smernice EHS 271/91, kde je ambícia zaviesť biologické čistenie v aglomeráciách do 1250 EO do roku 2035. Práve preto bude podstatné zamerať sa na jednoduchšie, ale účinné technológie ako sú napr. koreňové čistiarne. Požadovaná kvalita vyčistenej odpadovej vody pre ČOV v aglomeráciách pod 2000 EO na SR sú uvedené v tab. 1.

	CHSK	BSK5	NL	Namo n	Ncel k
Povrch.vody; ČOV do 50 EO					
Kategória I	-	70	-	-	-
Kategória II	-	50	50	30	-
Kategória III	150	40	40	20	40
Podzem.vody; ČOV do 50 EO					
Kategória I	-	40	-	-	-
Kategória II	-	40	40	20	-
Kategória III	125	40	40	15	25
Povrch.vody; ČOV 51-500 EO					
Povrch. vody; ČOV 501-2000	150	40	40	-	-
Povrch. vody; ČOV 501-2000	135	30	30		

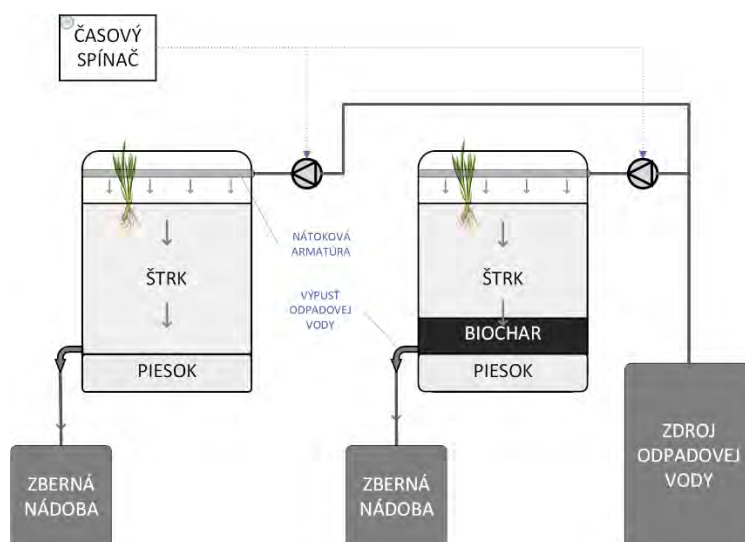
Tab. 1 Požadovaná kvalita vyčistenej OV pre ČOV v malých obciach – súčasnosť v SR (NV č. 269/2010 Zb.)

Cieľom tohto príspevku je porovnať účinnosti KČOV so štrkovo-pieskovým filtračným materiálom s laboratórnym modelom KČOV s filtračným lôžkom, kt. súčasťou je biochar. Takisto dlhodobý monitoring KČOV, s ohľadom na odtokové a aj technologické parametre.

MATERIÁL A METODY

Experimentálna časť tohto príspevku sa skladá z dvoch častí, v prvej časti je dlhodobý monitoring KČOV pri rekreačnom zariadení z pohľadu odtokových parametrov a iných technologických parametrov. V druhej časti príspevok hodnotí laboratórny model koreňovej čistiarne bez a s použitím biocharu ako filtračného materiálu. Takisto príspevok porovnáva účinnosť KČOV a laboratórneho modelu vo vybraných parametroch. Čo sa týka dlhodobého

monitoringu reálnej KČOV, ktorá sa nachádza pri rekreačnom zariadení, ten sa realizoval v období jún 2020 – august 2024, čo je dostatočne dlhá doba na zachytenie širokého spektra podmienok a situácií, ktoré môžu v takomto objekte nastať. Podrobnejší monitoring technologických parametrov trval kratšie, tam sme monitorovali obdobie september 22 – jún 24. Monitorovaná KČOV je projektovaná na 60 EO, skladá sa z mechanického predčistenia, horizontálneho filtra, vertikálneho filtra. Filtračným materiálom je štrk a piesok. Prítok do KČOV a prítok cez ňu je gravitačný, bez použitia čerpadiel. Pritekajúca odpadová voda je typická splašková odpadová voda. Vyčistená odpadová voda je vypúšťaná do povrchového toku (potok). Kvalitu vyčistenej vody z pohľadu odtokových parametrov sme sledovali v 2 hod. zlievaných a bodových vzorkách, ktoré vzhľadom na zdržnú dobu považujeme za dostatočne reprezentatívne. Pri vyhodnocovaní technologických parametrov sme vychádzali z údajov prítoku do KČOV, pri výpočtoch zaťaženia sme vychádzali z látkovo definovaného EO, tj. 1 obyvateľ produkuje 60 gBSK₅/d (Drtil a kol., 2007). Laboratórny model pozostával z dvoch 5 litrových nádob, kde sme simulovali procesy prebiehajúce v KČOV. Filtračnú náplň tvorili štrk a piesok, ktoré sa vo veľkej miere využívajú aj reálne v stavbách KČOV. V druhom modeli sme zaradili aj vrstvu biocharu (15% objemu lôžka), ktorú sme umiestnili medzi štrk a piesok (obr. 1)



Obr. 1 Schéma laboratórneho modelu KČOV

Počas sledovaného obdobia sme odoberali vzorky odtokov z oboch modelov, kde sme merali parameter CHSK, ktorým sme chceli sledovať pokles organického znečistenia v odpadovej vode. Následne sme štatisticky vyhodnotili jednotlivé výsledky v prostredí programu Statgraphics, pomocou *Box and Whisker* grafov a základných štatistických analýz. Stanovenie CHSKCr prebehlo pomocou kyvetových setov HACH LANGE LCK1414, resp. LCK314.

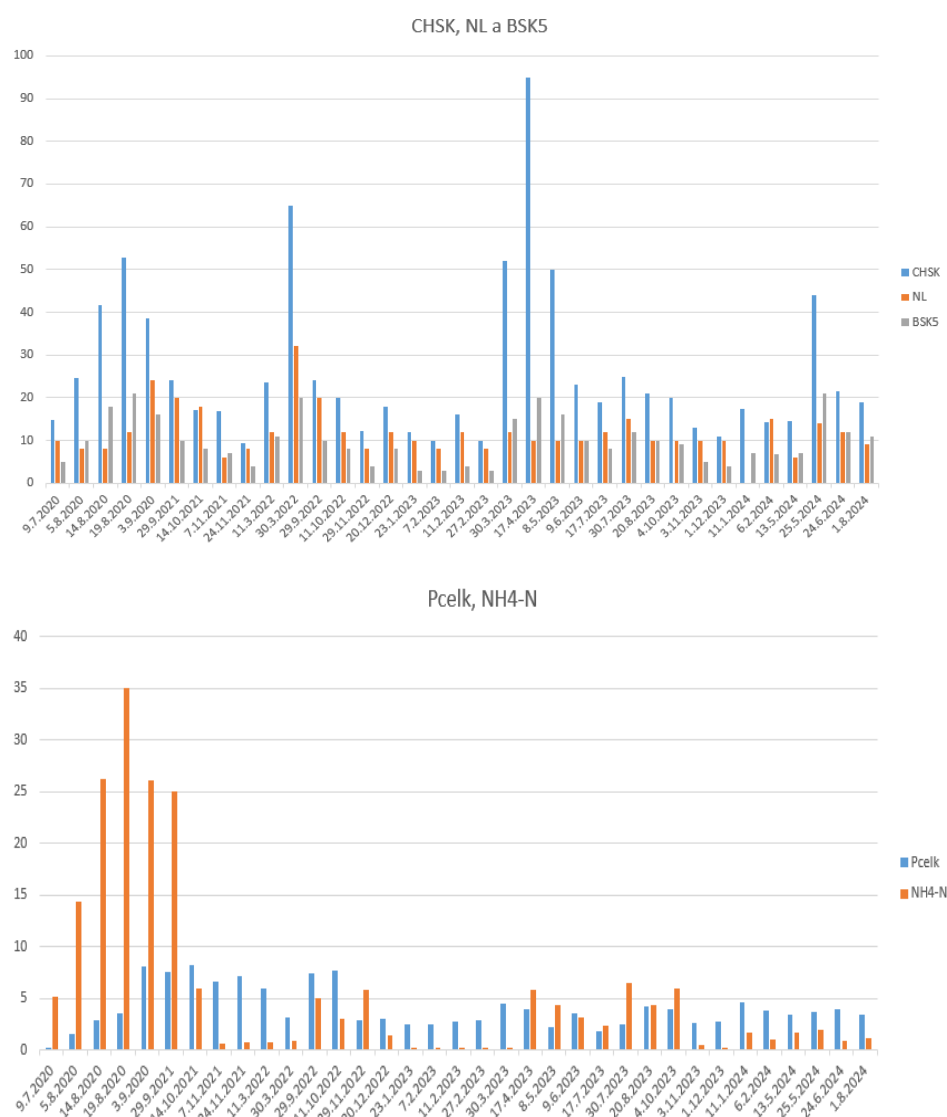
VÝSLEDKY A DISKUZE

Prvá časť tejto sekcie je venovaná výsledkom dlhodobého monitoringu odtokových parametrov KČOV, ktorý trval a pokračuje v období 07/2020 – 08/2024, čiže viac ako 4 roky. Počas celých štyroch rokov (s výnimkou nábehovej fázy), boli odtokové parametre dodržané vo všetkých ukazovateľoch (obr. 2), parameter CHSK bol len jedenkrát vyšší než 70 mg/l. Priemerné hodnoty ukazovateľov v sledovanom období sú uvedené v tab. 2. Jedná sa o veľmi

dobré výsledky, pretože boli namerané počas všetkých ročných období, tzn. zachytávajú všetky formy počasia, takisto zachytávajú vysoké zaťaženie KČOV počas leta, a prakticky žiadne zaťaženie v zimných mesiacoch. Pozitívom je takisto priebeh nitrifikácie, kde po skončení nábehovej fázy boli koncentrácie amoniakálneho dusíka v odtoku len v jednotkách mg/l.

Parameter	Priemerná hodnota
CHSK	26,02
BSK5	9,91
NL	12,15
NH4-N	5,7
Pcelk	4,07

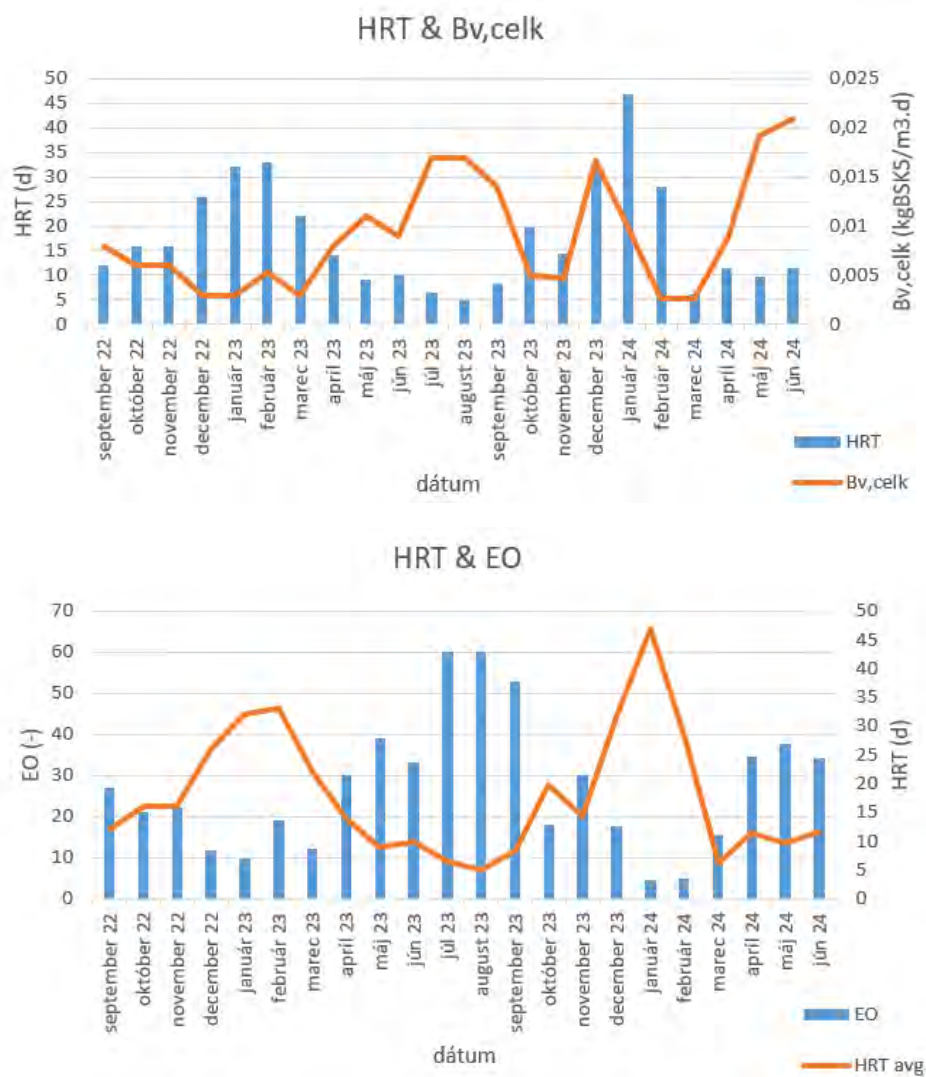
Tab. 2 Priemerné hodnoty monitorovaných parametrov počas sledovaného obdobia



Obr. 2 Výsledky dlhodobého monitoring odtokových parametrov koreňovej čistiarne

Čo sa týka technologických parametrov, v technológii koreňových čistiarní je veľmi podstatný parameter zdržnej doby, a takisto hydraulického zaťaženia. Monitorovaná KČOV je pri rekreačnom zariadení, tzn. je pre ňu charakteristické sezónne zaťaženie. Zaťaženia aj zdržné

doby boli vyhodnocované ako mesačné priemery. Je jasne vidieť sezónnosť zariadenia, kde sú vysoké zaťaženia najmä v letných mesiacoch, keď je počet návštevníkov rekreačného zariadenia veľký. Hodnoty Bv sú minimálne 10-násobne nižšie než typické hodnoty pre nízkozaťaženú aktiváciu (0,2 kgBSK₅/m³.d) (Drtil a kol., 2007). Zdržná doba v HF bola vypočítaná z objemu lôžka a aktuálnej medzerovitosti filtračného lôžka, a je najnižšia pri najvyššom zaťažení, čo je logické.



Obr. 3 Technologické parametre: závislosť hydraulickej zdržnej doby od zaťaženia (hore), závislosť hydraulickej zdržnej doby od naplnenej kapacity (dole)

Účinnosť koreňovej čistiarene z hľadiska parametrov CHSK a NH₄-N sú na obrázku č. V tabuľke č. 3 a 4, sú sumarizované štatistické parametre merania. Z nich je možné konštatovať relatívne dobrú účinnosť odstraňovania organického znečistenia (parameter CHSK). Napriek tomu, že horizontálny filter je charakteristický anaeróbnymi podmienkami, žijú v ňom mikroorganizmy, ktoré dokážu odstrániť túto skupinu znečistenia. Na obr. 3 vpravo však je vidieť nedostatočnú prítomnosť resp. aktivitu nitrifikačných baktérií, keďže úroveň účinnosti odstraňovania amoniakálneho dusíka v horizontálnom filtri je minimálna. Vo vertikálnom filtri, po prechode odpadovej vody do oxického prostredia, pozorujeme takmer úplné odstránenie amoniakálneho dusíka.

Účinnosť CHSK KČOV

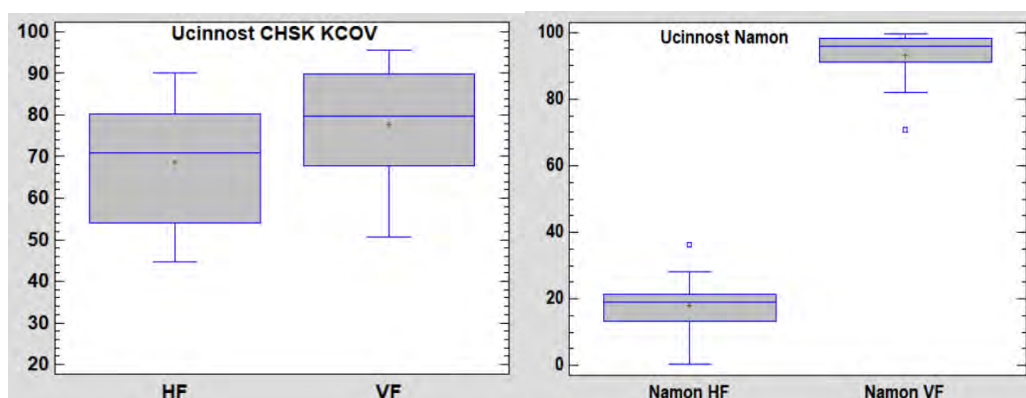
	HF	VF
priemer	68,7	77,8
štandardná odchýlka	±15,02	± 14,42

Tab. 3 Štatistické parametre odstraňovania CHSK v KČOV

Účinnosť NH₄-N KČOV

	HF	VF
priemer	17,9	93,2
štandardná odchýlka	± 8,40	± 7,50

Tab. 4 Štatistické parametre odstraňovania amoniakálneho dusíka v KČOV



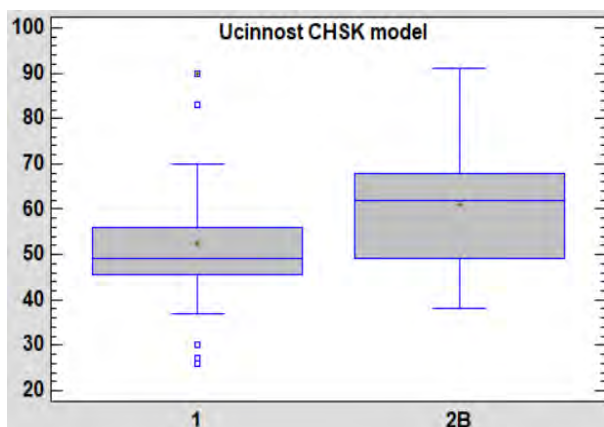
Obr. 4 Účinnosti odstraňovania CHSK (vľavo), amoniakálneho dusíka (vpravo)

Na obr. 4 je znázornená účinnosť laboratórneho modelu koreňovej čistiarne. Testovali sme schopnosť modelu odstraňovať organické látky v odpadovej vode. Experiment sa skladal z jedného modelu bez použitia biocharu a z modelu kde sme do filtračného materiálu, ktorým bol štrk, umiestnili vrstvu biocharu. Z výsledkov je zrejmé, že prídavok biocharu pozitívne ovplyvnil účinnosť odstraňovania organických látok. Biochar má vysokú adsorpčnú schopnosť pre organické látky, takisto je to porózna molekula, ktorá na svojom povrchu umožňuje zachytávanie a nárast biomasy. Čo sa týka celkového fungovania KČOV, biochar môže podporiť aj rast mokradných rastlín, ktoré tiež plnia pri odstraňovaní polutantov svoju funkciu (Deng, 2021).

Účinnosť CHSK MODEL

	1	2B
priemer	52,4	61
štandardná odchýlka	±16,7	± 15,5

Tab. 5 Štatistické parametre oboch modelov bez a s použitím biocharu



Obr. 5 Účinnosti odstraňovania CHSK za sledované obdobie, 1 – reaktor bez biocharu; 2B – reaktor s vrstvou biocharu

ZÁVĚRY

Výsledkami týchto experimentov sme chceli získať informácie jednak o reálnej technológii KČOV a jej reakciami na rôzne (celoročné) zmeny v klimatických podmienkach, resp. v zaťažení (žiadne až plné). Dlhodobý monitoring preukázal dobrú čistiacu schopnosť KČOV a takisto jej primeranú reakciu na zmeny v zaťažení a v klimatických podmienkach, kedy za každých okolností fungovala spoľahlivo, tzn. plnila odtokové limity. Laboratórny model s využitím biocharu zase prináša zaujímavú alternatívu pre filtračné lôžka z hľadiska efektivity čistiaceho procesu. Takisto je možnosť využiť odpadové materiály na jeho produkciu, preto ponúka prínos aj z ekonomického hľadiska. Účinnosť odstraňovania v reaktore s vrstvou biocharu bola vyššia takmer o 10% v porovnaní s reaktorom so štrkom a pieskom. Experimenty budú pokračovať aj pre širšie spektrum znečisťujúcich látok a takisto z hľadiska optimalizácie dávkovania biocharu do lôžka KČOV.

PODĚKOVÁNÍ

Práca vznikla s podporou projektov APVV-22-0292 a VEGA 1-0666-23.

SEZNAM LITERATURY

- Deng, S. a kol. (2021). Application of biochar as an innovative substrate in constructed wetlands/biofilters for wastewater treatment: Performance and ecological benefits. *Journal of Cleaner Production*. 293, p. 126 – 156.
- Dotro, G. a kol. (2017). *Biological Wastewater Treatment Series (Volume 7): Treatment Wetlands*. IWA Publishing, London, ISBN 978-17-8040-876-7.
- Drtíl M.; Hutňan, M. (2007). Technologický projekt. Vydavateľstvo SCHK FCHPT STU, Bratislava, ISBN 9788089597116.
- Istenci, D. a kol. (2023). Challenges and Perspectives of Nature-Based Wastewater Treatment and Reuse in Rural Areas of Central and Eastern Europe. *Sustainability*, 15 (10), 8145.
- Miháliková, M., Kohút, M. (2022). Nereportované ale takisto hodnotené. 12. bienálna konferencia AČE SR Odpadové vody 2022, Štrbské Pleso, 19 – 21. október 2022, pp. 214 – 220.
- Nariadenie vlády SR (2010 a 2022). Č. 269/2010, ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd + Úprava z 15. 11. 2022.
- Parde, G. a kol. (2021). A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. *Environmental Technology & Innovation*. 21.
- Vymazal, J. (2010). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water*, 2 (3), pp. 530 – 549.
- Wang, H. a kol. (2021). Clogging mechanisms of constructed wetlands: A critical review. *Journal of Cleaner Production*. 295.

sekce
Revitalizace

ZLEPŠENÍ VODOHOSPODÁŘSKÉ BILANCE VE VELKÉM BOLEVECKÉM RYBNÍCE V PLZNI

Gregar M. ^{1*}

¹Vedoucí oddělení vodního hospodářství a rybářství, Správa veřejného statku město Plzeň, příspěvková organizace
*autor pro korespondenci, email: gregarm@plzen.eu

ABSTRAKT

Bolevecká rybníční soustava představuje jedinečný přírodně-krajinářský fenomén severního okraje Plzně a také jeho nejdůležitější rekreační zázemí. Jedná se o unikátní a uzavřený ekosystém, který během staletí v Bolevecké soustavě vznikl. Po roce 2015 se začal projevovat v rybníční soustavě nedostatek vody, jehož důsledkem byl pokles hladiny v největším rybníku o 1,3 m. Na základě provedených rozběrů a studií město přikročilo k realizaci ojedinělého projektu doplnění vody do Velkého Boleveckého rybníka, jehož stavební a technologická část byla úspěšně dokončena v roce 2022. V mezidobí město Plzeň zpracovalo závazné dokumenty pro hospodaření s vodou na svém území.

KLÍČOVÁ SLOVA

Velký bolevecký rybník, čerpání, úprava vody, závazné dokumenty

HISTORIE RYBNÍČNÍ SOUSTAVY

Bolevec je bývalá vesnice středověkého původu, jejíž jádro leží 3 km severně od plzeňského náměstí. Od roku 1460 je Bolevec v majetku města Plzně, administrativně k němu však byl přiřčen až v roce 1942. Město plánovalo v Bolevci výstavbu rybníků na Boleveckém potoce, který disponuje vlastním povodím o ploše 16,7 km² a 2 km pod soutokem Mže a Radbuzy se vlévá do Berounky. Roku 1461 byl vybudován Velký Bolevecký rybník (dále též VBR) a postupně řada dalších rybníků, z nichž část do dnešních dnů zanikla, ale byly postaveny jiné. Dnes tvoří celou soustavu kromě VBR především rybníky Košinář, Senecký, Třemošenský, Kamenný, Šídlůvský, a ještě několik menších. Celková plocha rybníků v povodí je 0,72 km² (72 ha). Od 20. století se rybníční soustava včetně okolních lesů stala významným rekreačním zázemím průmyslového města. Na severním břehu VBR byla vybudována pláž Ostende včetně příslušné vybavenosti, dále autokemp (dnes vyhledávaný i mezinárodní klientelou), na jižním břehu pak loděnice. Rozsáhlé investice pro zvelebení bolevecké rekreační oblasti plynuly z města i v uplynulých dvaceti letech (obr. 1). Správu rybníční soustavy včetně okolních lesů pro město vykonává příspěvková organizace Správa veřejného statku města Plzně (SVSMP).



Obr. 1 Vybavenost na břehu Velkého Boleveckého rybníka (zdroj: archiv SVSMP)

Po mnoho staletí představoval Bolevec součást zemědělského zázemí Plzně. To platilo až do sedmdesátých let 20. století, kdy v severní části katastrálního území Plzně a také na volných plochách boleveckého katastru začala výstavba rozsáhlého komplexu sídlišť Lochotín, Bolevec a Košutka, jež se stalo domovem pro zhruba 40 000 obyvatel. Nejen bytové domy, ale též budovy občanské vybavenosti, zpevněné plochy ulic a veřejných prostranství zaplnily bývalou zemědělskou půdu. Srážkové vody z těchto ploch byly svedeny do jednotné kanalizace a dvěma kmenovými sběrači (roudenským a boleveckým) odvedeny do čistírny odpadních vod pod Bílou Horou. Ta leží nedaleko od místa, kde se zatrubněný Bolevecký potok vlévá do Berounky. Míru prostavění boleveckého katastru výmluvně dokládá porovnání dnešní situace území (obr. 2) s vojenskou mapou z poslední třetiny 19. století (obr. 3).



Obr. 2 Přehledná situace Plzně – Bolevce a okolí v současnosti (zdroj: ags.cuzk.cz)

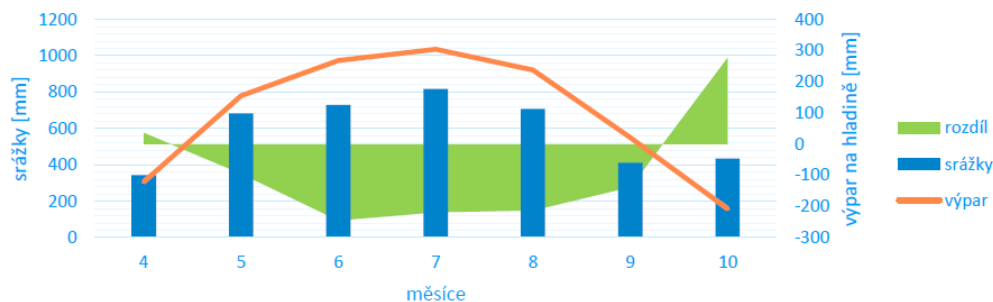
Obr. 3 Stejně území na 3. vojenském mapování (po roce 1873) (zdroj: ags.cuzk.cz)

VODNÍ BILANCE A MOŽNOSTI JEJÍHO VYLEPŠENÍ

Až do roku 2017 byla vodní bilance v povodí Boleveckého potoka pozitivní, resp. vyrovnaná. Poté však přišel mimořádně suchý a horký rok 2015 a po něm několik dalších. Boleveckým potokem prakticky přestala protékat voda a hladina v některých nádržích začala klesat. Maximální zaklesnutí hladiny na největším, tedy Velkém Boleveckém rybníku dosáhlo hodnoty -1,3 m, což mělo mimo jiných důsledků i výrazně negativní vliv na rekreační potenciál rybníka. Provozní hladiny na kótě 312,15 m n. m. bylo dosaženo naposledy v r. 2015. V roce 2019 město vyhodnotilo tento problém jako dlouhodobý a začalo aktivně prověřovat jeho příčiny a hledat možnosti řešení. Pro zpracování analýzy byla vybrána společnost DHI, a.s., která vypracovala studii možností zlepšení vodohospodářské bilance v povodí Boleveckého potoka.

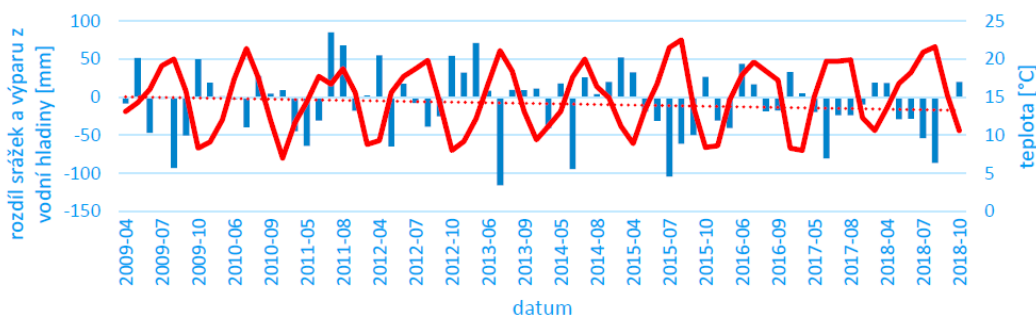
Pokladem ke stanovení, kolik vody v delším období v bolevecké soustavě chybí, bylo porovnání množství vody, které do soustavy přitéká s množstvím vody, které se ze soustavy vypaří. Teploty, srážky a výpar jsou sledovány na stanici ČHMÚ Mikulka (1,5 JZ km od rybníka). Hodnoty evaporace (fyzikální výpar) jsou měřeny poklesem z volné hladiny a jsou pro orientační stanovení výparu dostatečné. Roční průměrný výpar v období od dubna do října byl v letech 2009–2018 na hodnotě 472 mm, přičemž nejvyšší měsíční hodnota výparu byla naměřena v červnu roku 2017, a to 146 mm. Roční průměr srážek za sledované období je 548 mm s mírně klesající tendencí. Nejvíce srážek spadne v červenci, a to 82 mm. Jedná se však většinou o srážky s velkou intenzitou, které nemají výrazný vliv na dotaci půdního horizontu.

Bilanci srážek a výparu v období od dubna do října (průměr z let 2009–2018) ukazuje obrázek 4. Je zřejmý deficit srážek v období od května do září.



Obr. 4 Deficit srážek v jednotlivých měsících na stanici Plzeň – Mikulka v období 2009–2018 (Hrabák, 2019)

V měsíčním měřítku v období 2009–2018 hodnoty oscilují, ale je zřejmé, že v období 2009–2014 docházelo ve vegetačním období v některých měsících k pozitivní bilanci srážek, v letech 2015, 2017 a 2018 byla už bilance pouze negativní (obr. 5).



Obr. 5 Rozdíl srážek a výparu z vodní hladiny (modře), teplota (červeně) (Hrabák, 2019)

Přirozený nátok do nádrže byl ke konci sledovaného období po větší část roku nulový vlivem negativní vodní bilance v celém povodí. Pokud jde o samotnou plochu VBR (42 ha), v průběhu měsíců červen–srpen činil průměrný deficit cca 100 tis. m³ vody měsíčně (20 cm pokles hladiny). Kromě výparu dochází v podmínkách vysušeného povodí pravděpodobně i k dotování podzemních vod z nádrže v neznámém rozsahu. To vše vedlo k již zmíněnému poklesu hladiny až o 1,35 m v srpnu 2022, což představovalo chybějící objem vody v rybníku zhruba 500 tis. m³. Srážkově nadprůměrné roky 2020–2021 sice pokles hladiny zastavily, na pozitivní vývoj a na přirozené doplňování rybníka to však nestačilo (obr. 6).



Obr. 6 Velký Bolevecký rybník s poklesem hladiny cca o 1 m na jaře 2021 (zdroj: archiv SVSMP)

Podle závěrů firmy DHI, pro účel vyrovnání vodního deficitu ve třech letních měsících bylo nutné najít zdroj vhodné vody o vydatnosti cca 40 l/s. Pokud by měl být deficit dorovnávan v průběhu celého roku, což by bylo technologicky výhodnější, dostatečný by byl zdroj o výkonu cca 10 l/s.

Studie firmy DHI, dokončená v srpnu 2019, stanovila pět variant možností vylepšení vodohospodářské bilance VBR.

Varianta A – odvedení dešťových vod z horních částí povodí

Principem návrhu je změna neudržitelného vývoje odvedení srážkových vod z horní části povodí do jednotné kanalizace. V intravilánu by mělo dojít k postupnému odpojení části srážkových vod od kanalizace a jejich svedení přes umělé nebo přirozené svodnice do vodních nádrží (jde např. o vody ze střech budov nebo z povrchů komunikací).

Varianta B – využití podzemní vody

Jednou z možností je jímání vody vyvěrající trvale z pramene pod budovou 4. základní školy v Kralovické ulici uprostřed sídliště (průměrně 0,5 l/s), dnes odváděné do jednotné kanalizace. Voda by po jímání z vrtu byla svedena gravitační kanalizací do litorálu v horní části povodí Boleveckého potoka. Dále byla uvedena možnost čerpání artézské vody ze stávajícího hlubinného vrtu u rybníka Košinář v Bolevecké pánvi. Dlouhodobě udržitelná vydatnost je na úrovni 1 l/s.

Varianta C – využití vody z Berounky

Zahrnuje možnost jímání vody z mělkých hydrogeologických vrtů, jež by plnila voda z řeky filtrovaná přes půdní horizont. Podvariantou je vybudování filtrační galerie, v níž by docházelo k filtraci načerpané vody z řeky mezi jednotlivými sekcemi přes pískové filtry.

Varianta D – využití přečištěných vod z čistírny odpadních vod (ČOV)

Vyčištěná voda z ČOV by představovala stálý a vydatný zdroj pro doplnění rybníka. Pro dosažení potřebné kvality by bylo nutné vodu terciálně dočistit, což by vzhledem k velkému množství nerozpuštěných i rozpuštěných látek a jiných reziduí bylo náročné na technologii úpravy.

Varianta E – stanovení přirozených svodnic v rozvojových lokalitách územního plánu

Podstatou varianty je vymezení nezastavitelných svodnic v rozvojových lokalitách, kterými bude přirozeně odtékat dešťová voda do vodních nádrží (obr. 7) a obecně do povodí Boleveckého potoka, který napájí Boleveckou soustavu rybníků.



Obr. 7 Příklad vymezení přirozených svodnic pro rozvojovou plochu 1_41a Zavadilka (zeleně přirozené svodnice, červeně doporučená trasa vedení dešťových vod) (Hrabák, 2019).

HLEDÁNÍ VHODNÝCH ZDROJŮ VODY

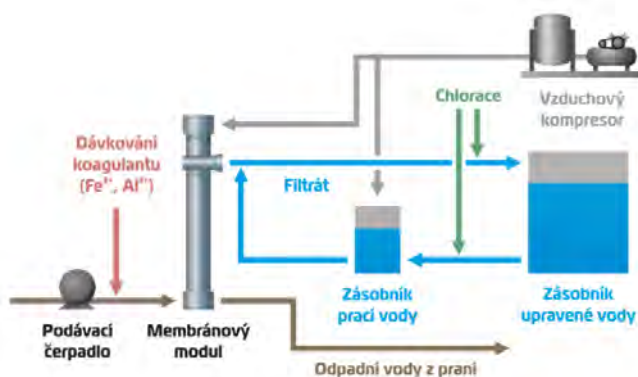
Na základě zkušeností z roku 2020 (velmi vydatné několikadenní srážky, po kterých nedošlo k odpovídajícímu zvýšení hladiny) bylo potvrzeno, že dochází k přirozené interakci mezi rybníky a podzemními vodami. Tuto skutečnost bylo třeba při návrhu kapacity vodního zdroje zohlednit. U varianty vody z Berounky bylo třeba počítat také s dobou, kdy odběr vody nebude možný kvůli nízkému stavu nebo špatné kvalitě vody; tato doba byla odhadnuta na tři měsíce v roce. S využitím kontinuálně měřených hodnot a jejich extrapolací do následujícího období byla přehodnocena potřebná vydatnost zdroje, která by stačila na doplnění VBR, a nově stanovena hodnotou 20 l/s.

S ohledem na potřebu takto kapacitního zdroje se město rozhodlo dále prověřit možnosti těchto primárních zdrojů:

- mělký vrt v areálu ČOV;
- voda z Berounky;
- voda z odtoku z ČOV.

V rámci původních konzultací s Povodím Vltavy s. p. vedených v roce 2019 bylo zřejmé, že u těchto zdrojů bude nutné se v rámci zabezpečení dostatečné kvality vody pro biotop Boleveckého rybníka soustředit na dva základní problémy: zamezení přenosu račího moru a redukci vnosu fosforu. Jednou z možností bylo využití membránové úpravy vody doplněné UV lampou. Výhodou technologie s membránovým bioreaktorem (MBR) je vysoká účinnost odstranění organického znečištění – bakterií a virů z odpadní vody a také dusíkatých látek.

Vzhledem k vysoké účinnosti a relativně nízkým provozním nákladům bylo rozhodnuto v této fázi ověřování využít membránovou filtraci AMAYA s automatickým řídicím systémem (obr. 8). Jednostupňový technologický proces filtrace probíhá na keramické membráně při tlaku 30–150 kPa. Jádrem celého procesu je keramický monolitický element o ploše 25 m² a velikosti pórů 0,1 μm. Technologie je proto mnohem účinnější než klasická filtrace přes písek. Tato technologie by měla být dostatečná i pro odstranění spor račího moru, které podle literatury dosahují velikostí 3–12 μm.



Obr. 8 Schéma technologie membránové filtrace (Hrabák, 2019).

Poloprovozní zkoušky zajistila v období od října 2020 do ledna 2021 firma ENVI-PUR s.r.o. mobilní jednotkou. Ta umožňuje testování v terénu s výstupem dat, díky kterým lze posoudit schopnosti technologie na dané lokalitě a je možné navrhnout optimální provozní parametry

pro stacionární zařízení. Hlavní otázky, na které mělo testování odpovědět, lze shrnout do následujících bodů:

Je technologie membránové filtrace vhodná pro úpravu vody pro Bolevecký rybník?

Který z dostupných zdrojů (voda z Berounky, voda z mělkého vrtu, resp. voda z odtoku z ČOV) je pro doplňování vhodnější?

Jaká je separační účinnost pro organické látky a mikrobiologické ukazatele v rámci poloprovozní jednotky?

Jaká je spotřeba elektrické energie, upravené vody pro účely praní jednotky a chemikálií?

Jak dlouhé jsou filtrační cykly systému?

Jaký FLUX (hydraulické zatížení) membrány je optimální?

Pro vyhodnocení účinnosti procesu separace byly odebírány vzorky vody před a za membránou, tzn. k analytickému rozboru surové vody i vody upravené technologií membránové filtrace. Odebrané vzorky byly bezprostředně analyzovány mobilními analytickými přístroji instalovanými v zázemí ČOV Plzeň. V rámci zkoušek byly pravidelně odebírány vzorky, které byly analyzovány v akreditované laboratoři, kde bylo zásadní sledovat hodnoty koncentrace organických látek a mikrobiologických parametrů. Na mobilní jednotce byly automaticky zaznamenávány provozní parametry, které monitorují účinnost čištění, ale také spotřebu elektrické energie, spotřebu upravené vody na praní membrány a spotřeby chemikálií – procesních a pro účely praní.

VYHODNOCENÍ JEDNOTLIVÝCH ZDROJŮ

A. Mělký vrt

Vlastní průzkumné práce byly zahájeny na jaře roku 2020, kdy byl připraven zkušební vrt v areálu ČOV a byla zkoumána jeho vydatnost a složení vody. V lokalitě se nachází v kvartérních sedimentech zvodeň, ve které je hladina podzemní vody cca 6 m pod stávajícím terénem. Zvodeň je hydraulicky spojena s tokem Berounky, jejíž koryto bylo od místa vrtu vzdáleno 90 m. Hloubka průzkumného vrtu byla 7,55 m. Voda z vrtu se jevila z hlediska znečištění jako dostatečně kvalitní, vydatnost vrtu se však pohybovala pouze mezi 0,6 – 0,8 l/s. Aby mohlo být do VBR čerpáno dostatečné množství vody, muselo by být provedeno min. 20 vrtů, což bylo z hlediska prostorových možností v areálu ČOV nereálné. Náklady na realizaci 20 vrtů vč. vystrojení byly odhadnuty na 8 mil. Kč.

B. Voda z Berounky

Dalším blízkým zdrojem surové vody s dostatečnou vydatností je Berounka. Povodí Vltavy s. p. vydalo v lednu 2021 předběžný souhlas správce vodního toku k požadavku odběru povrchové vody z Berounky v průměrné výši 15,0 l/s s max. kapacitou odběru 20 l/s, s následnou úpravou vody a jejím odváděním do vod povrchových pro účely doplňování vody do Velkého Boleveckého rybníka na Boleveckém potoce. Zkoušelo se postupně osm vzorků po stránce chemické, mikrobiologické a také z hlediska množství polutantů. Vzorkování bylo ukončeno v listopadu 2020 s výsledkem, že se jedná o vhodný zdroj, který vyhovuje z hlediska mikrobiologického i z hlediska chemických parametrů. Mikrofiltrace s velikostí 0,1 μm zabraňuje vniku spor račího moru. Náklady na stavební část a technologii byly odhadnuty na 22 mil. Kč.

C. Předčištěná voda z ČOV

V závěrečné fázi byla zkoumána vhodnost přečištěné vody z odtoku ČOV. V rámci studie (DHI 2019) byl uveden předpoklad, že k využití této vody bude potřebná rozšířená technologie terciálního dočištění, která je však z investičního hlediska cca 2x dražší a z provozního hlediska až 4x dražší. Vysoké provozní náklady nevykompenzuje v porovnání s vodou z Berounky ani skutečnost, že voda z tohoto zdroje by byla k dispozici kdykoliv a „zdarma“. Bylo zjištěno, že medium obsahuje velké množství nerozpuštěných i rozpuštěných látek a taktéž chemické složení neodpovídá požadovanému výstupu. Technologie by musela být doplněna minimálně o jeden separační stupeň např. flotace. Je však pravděpodobné, že pro odstranění mikropolutantů by bylo nutné technologii doplnit i o jednotku s aktivním uhlím (GAU). Z hlediska kvality vody se jedná o nevhodný zdroj. Náklady na stavební část a technologie byly odhadnuty na 38 mil. Kč.

Jak se později ukázalo, odhadované náklady byly v této fázi násobně podhodnoceny. Pro úplnost dodejme, že se zvažovala i nabídka společnosti Plzeňská teplárenská a.s. (PT) na využití kapacity zdroje přečištěné vody (primární zdroj: Berounka) z vlastní úpravně vody, která leží v areálu PT. Tato voda by kvalitou vyhovovala pro doplnění VBR a celkový objem doplněné vody za rok by byl srovnatelný s variantou nové úpravně v areálu ČOV. Problém však představovala větší vzdálenost zdroje od VBR (2,2 km) a průchod výtlačného potrubí složitým terénem po pozemcích více vlastníků.

Konzultant průzkumných prací (DHI a.s.) na základě provedených zkoušek zhodnotil všechny tři varianty zdrojové vody a jednoznačně doporučil k použití pro doplnění VBR povrchovou vodu z Berounky. Na tuto variantu byl i předběžný příslib správce vodního toku na možnost odebírat vodu v množství do 20 l/s vyjma nízkých vodních stavů. Rada města Plzně schválila 15. 2. 2021 využití tohoto zdroje a dále stanovila, že voda bude upravena do požadovaných parametrů v nové úpravně vody vybudované pro tento účel ve stávajícím areálu ČOV Plzeň a následně čerpána do VBR. Příprava projektu tak mohla postoupit do další fáze.

PŘÍPRAVA PROJEKTOVÉ DOKUMENTACE

V zájmu urychlení celé akce, aniž byl ještě znám primární zdroj vody, zadal investor již v dubnu 2020 projektovou dokumentaci pro společné povolení na „Převodění vody do Boleveckého rybníka z areálu ČOV“. Ta řešila přívodní potrubí z předpokládaného místa úpravně vody v areálu ČOV až k výústnímu objektu na hrázi VBR. Díky tomu byla stabilizována a technicky projednána trasa výtlačku v délce cca 600 m a získány předběžné souhlasy vlastníků zasažených pozemků. Zhotovitelem projektové dokumentace byla společnost EGYPROJEKT s.r.o. V dubnu 2021 bylo společnosti DHI a.s. zadáno zpracování projektové dokumentace pro společné povolení na akci „Doplnění vody do Velkého Boleveckého rybníka, jímání, úpravně vody a přívodní potrubí“, která zahrnovala již celý kompletní rozsah stavby od jímacího objektu u Berounky přes čerpací jímku a přívodní potrubí k nové úpravně vody a její stavební a technologickou část. Projekt zahrnul též objekt výtlačného potrubí do VBR, a to formou zaintegrování dříve zpracované dokumentace. Návrh technologie úpravně vody zajistila společnost ENVI-PUR s.r.o. V létě roku 2021 probíhala v hektickém tempu řada jednání zástupců investora a projektantů s odborníky z Povodí Vltavy a Vodárny Plzeň (v pozici budoucího potenciálního provozovatele), kteří se svými zkušenostmi a radami snažili přispět k

optimálnímu návrhu všech částí neobvyklého projektu. Dokumentace byla odevzdána 30. 9. 2021 a souběžně již probíhalo zpracování projektové dokumentace pro provádění stavby, jež byla objednateli předána 10. 12. 2021. Klíčové společné povolení vydal Odbor stavebně správní Magistrátu města Plzně dne 8. 3. 2022 a toto nabylo právní moci dne 26. 3. 2022.



Obr. 9 Schéma stavby (mapový podklad: mapy.cz)

POPIS STAVEBNÍ A TECHNOLOGICKÉ ČÁSTI PROJEKTU

Princip úpravy vody

Voda je upravována technologií koagulace a membránové keramické filtrace s maximálním výkonem 20 l/s. Ze surové vody jsou odstraněny kromě veškerých nečistot i zákal, fosfor i spory račích moru. Technologie je navržena tak, aby bylo možno reagovat na proměnlivou kvalitu říční vody v průběhu roku. Předpokládá se odběr 9 měsíců v roce s přerušením při nižším stavu vody v řece (limit je 4,46 m³/s). Technologii úpravy vody bude možné bez nutnosti konzervace zařízení odstavit na delší časový úsek a znovu velmi rychle uvést do provozu.

Stručný popis technologických prvků a vlastního procesu úpravy vody

Voda z Berounky se odebírá jímacím objektem přes hrubé česle a potrubím volně vtéká do objektu čerpací stanice, kde jsou umístěny další česle s průlinou 10 mm s automatickým odstraňováním nečistot.

Kalová čerpadla ($Q = 20$ l/s, $h = 19$ m) dopraví surovou vodu potrubím DN 160 mm do úpravní vody, kde dochází k prvnímu měření odebrané vody fakturačním průtokoměrem. První technologií čištění je nejprve hrubý předfiltr s průlinou 2 mm a dále automatický filtr s průlinou 0,3 mm. Následuje dávkování koagulantu a poté samotná membránová filtrace. Jištění a ovládání chodu čerpadel a pneupohonu vřetenového šoupátka je umístěno v novém objektu úpravní vody.

Po mechanickém předčištění je dalším krokem procesu tzv. flokulace (vločkování), tj. srážení drobných znečišťujících částic pomocí koagulantu. Vločkování probíhá v tlakovém flokulátoru. Dávkování probíhá poloautomatickými dávkovacími čerpadly. Koagulačním činidlem je síran hlinitý, který je deponován ve dvouplášťové zásobní nádrži.

Protože zdroj povrchové vody je kvalitativně proměnlivý, je v technologii navržena automatická doregulace dávky koagulačního činidla dle online analyzátorů – zákaloměr, UV absorbance a pH. Proto je na potrubí přívodu surové vody na flokulaci a následně na linku membránové filtrace osazeno kontinuální měření zákalu surové

vody. V případě výrazného zhoršení kvality surové vody (povodeň, voda z odlehčovacích komor...) dojde k automatickému odstavení technologické linky.

Následuje membránová keramická filtrace v tlakovém režimu přes 27 ks membránových elementů. Každý element má plochu 25 m² s nominální velikostí pórů 0,1 μm. Hydraulické zatížení se předpokládá 107 l/(m²/h) (flux). Keramickým materiálem je oxid hlinitý neboli korund. Délka jednoho keramického elementu je 1,5 m, průměr 180 mm.

Filtry se postupně zanášejí zachycenou suspenzí, při dosažení určitého odporu dojde k automatickému vyprání filtrů tlakovou vodou (zpětný chod) a tlakovým vzduchem. Odpadní prací voda je svedena do kanalizace (na čistírnu).

Pro zajištění řízení a ovládání celého procesu linky je součástí technologie operátorský panel, potřebný SW a celá řada periferií a snímačů.

Upravená voda (permeát) se střádá v akumulární nádrži o objemu 15 m³. Posledním stupněm úpravy je blok s UV zářením, které zaručí požadovanou biologickou kvalitu vody před čerpáním do Boleveckého rybníka.

Čerpadlem je následně voda čerpána výtlačným potrubím DN 200 mm a délce asi 585 m do vlastního rybníka.

Výtok na návodní straně hráze je výústním objektem, který je umístěn těsně nad nejvyšší provozní hladinou rybníka a je tak možná vizuální kontrola kvality vody (obr. 10).



Obr. 10 Výústní objekt do rybníka, celková situace a detailní pohled na výúst s žabí klapkou (zdroj: archiv SVSMP)

Proces realizace

01–03/2022 – zadávací řízení na zhotovitele stavby;

04/2022 – zahájení stavebních prací;

06-08/2022 – postupná montáž technologie dle stavební připravenosti;

6. 9. 2022 – rozhodnutí o povolení zkušebního provozu;

31.3.2023 – kolaudace stavby

DOSAVADNÍ PRŮBĚH PROVOZU ZAŘÍZENÍ

Stavba byla uvedena do zkušebního provozu v září roku 2022. Zkušební provoz a odstraňování zjištěných nedokonalostí probíhal do března 2023, kdy byla stavba zkolaudována. Provozovatelem systému se stala společnost VODÁRNA PLZEŇ a.s., s níž uzavřel správce Smlouvu o provozu stavby jímacího objektu, úpravny vody a přívodního potrubí do VBR. Zajišťování provozu podle této smlouvy zahrnuje:

obsahu zařízení, provádění běžné údržby předmětu provozu, dodávku vody upravené v úpravně vody do přívodního potrubí a její odvedení do výustního objektu ve Velkém Boleveckém rybníku, sledování a kontrolu kvality upravené vody podle Provozního a manipulačního řádu a rozhodnutí či stanovisek příslušných orgánů.

ZÁKLADNÍ ZKUŠENOSTI Z DOSAVADNÍHO PROVOZU

Při větším zákalu říční vody dochází k častějšímu praní keramických filtrů (zejména v případě přívalových srážek). Systém se při větším zákalu samočinně odstaví, ale v časovém úseku před odstávkou klesá účinnost procesu (velká spotřeba přečištěné vody pro proces praní filtrů). Otázkou do budoucna (a rovněž pro podobné projekty) je umístění systému pro měření zákalu surové vody. Druhým slabým článkem se ukázala nedostatečná kapacita odpadního potrubí od jednotky praní filtrů, která vedla až k výtryskům znečištěné prací vody do vnitřních prostor úpravně. Tento problém vyřešila stavební úprava spočívající v oddělení odtoku z praní filtrů od vnitřních rozvodů odpadního potrubí.

V rámci ostrého provozu od počátku dubna roku 2023 do konce dubna 2024, kdy byl rybník již naplněn, se do rybníka načerpalo celkem zhruba 320 000 m³ upravené vody. Vývoj hladiny je patrný z grafu na obr. 11, přičemž do poloviny června docházelo k systematickému růstu úrovně hladiny, který se poté vlivem výparu v letním období pozastavil. S ohledem na nízký průtok v Berounce bylo čerpání v průběhu léta a podzimu několikrát přerušeno, ale od poloviny října opět následuje soustavný vzestup hladiny.

Na začátku čerpání (září 2022) byla hladina na kótě 310,87 m n.m., na konci června 2023 došlo k vzestupu na 311,57 m n.m. a počátkem roku 2024 byla hladina na kótě 311,74 m n.m. K dosažení provozní hladiny došlo ke konci dubna 2024. Vzhledem k tomu, že se jedná o široce diskutovaný projekt, byla zřízena webová stránka, na které může široká veřejnost sledovat vývoj hladiny – <https://bolevak.plzen.eu/>.

S ohledem na úspěšný dosavadní provoz zařízení i na dobrou kvalitu upravené vody, jsou na místě úvahy o využití nové úpravně vody jako jednoho z havarijních zdrojů pitné vody pro Plzeň pro případ krizových situací. Reálnost těchto úvah, jakož i rozsah nutných doplnění zařízení, bude předmětem následného prověřování.



Obr. 11 Denní bilance čerpání a výška hladiny v roce 2023 a 2024 (zdroj: <https://bolevak.plzen.eu/>)

DALŠÍ POSTUPY MĚSTA PLZNĚ OHLEDNĚ HOSPODAŘENÍ S DEŠŤOVOU VODOU

KONCEPCE ODTOKOVÝCH POMĚRŮ MĚSTA PLZNĚ

Město Plzeň pořídilo za finanční pomoci fondů EU strategický dokument – Konceptce řešení odtokových poměrů města Plzně, jehož cílem je zpracování koncepčního přístupu k řešení nakládání se srážkovými vodami pro celé území města s přesahem na povodí 4. řádu. Tato konceptce je provázaná s již zpracovaným Generalelem odvodnění města Plzně a v budoucnu na ni bude navazovat podrobnější rozpracování Technicko-ekonomického vyhodnocení. Celek tak bude tvořit Konceptci hospodaření s vodou města Plzně a bude v souladu s Adaptační strategií města, kraje i ČR.

Naším společným cílem v následujících letech bude podle nového vodohospodářského trendu a současné legislativy město lépe ochránit před přívalovými srážkami a před obdobími sucha. Jedná se o změnu režimu odvádění srážkové vody oproti konvenčnímu způsobu odvodnění, jež je podstatou současného systému.

Zpracovaný dokument nastavuje rámec nakládání se srážkovými vodami na území města v souladu s aktuálně platnou legislativou.

PLZEŇSKÉ STANDARDY HOSPODAŘENÍ S DEŠŤOVÝMI VODAMI

Město Plzeň opakovaně deklarovalo politickou vůli zlepšit životní prostředí města podle principů udržitelnosti a podpořit tak jeho adaptaci na klimatickou změnu, a to na základě přijetí řady koncepčních dokumentů, ale zejména prostřednictvím přijetí Strategického plánu města Plzně (06/2018), a vyplývajícího strategického dokumentu „Konceptce odtokových poměrů města Plzně“ - dále také KOP. Jedním z podstatných opatření vycházejících z KOP je požadavek na zpracování městských standardů, které by řešily jednotlivé typy staveb z hlediska konceptce uplatňování hospodaření s dešťovými vodami (HDV).

Důvodem pořízení městských standardů je systémové naplňování požadavků a opatření nadřazených strategických dokumentů.

Plzeňské standardy hospodaření s dešťovými vodami jsou tvořeny hlavním dokumentem, který obsahuje obecné informace, týkající se filozofie a principů modrozelené infrastruktury a dále také popis návrhu systému HDV v území včetně výpočtu množství srážkových vod a dimenzování objektů HDV. Dokument dále předkládá podmínky předání a převzetí objektů do užívání a informace o provozu a údržbě objektů.

Přílohu A hlavního dokumentu tvoří katalog technických řešení objektů HDV, obsahující technické informace k jednotlivým variantám objektů. Příloha A slouží primárně pro zpracovatele návrhu systému HDV a jeho jednotlivých prvků.

Mimo hlavní dokument je dále členěna Analytická a implementační část, která tvoří přílohu B. Tato příloha obsahuje přehled legislativních nástrojů ČR, koncepčních dokumentů města včetně doporučení pro implementaci standardů. Součástí přílohy B je také analýza řešení problematiky HDV v urbanizovaných územích ČR a v zahraničí. Příloha B slouží především pro vnitřní potřebu města.

ZÁVĚR

Popsaný projekt vychází v principu z jednoduchého schématu: odběr vody z řeky, její vyčištění a přečerpání do výše položené nádrže. Za jednoduchým popisem se však skrývá především technologicky mimořádné dílo. Jeho účelem je rychle a do budoucna trvale vyřešit palčivý problém vysychání největšího rybníka bolevecké rybníční soustavy a zajistit tak pro obyvatele vysoký standard rekreační oblasti. Dosavadní zkušenosti z provozu ukazují, že stanoveného cíle bude dosaženo. V kontextu jiných staveb ve městě byla naprosto nevídaná také rychlost přípravy a realizace stavby, k čemuž přispěla vysoká odbornost projektantů stavební části i technologie, konzultantů z řad provozovatele plzeňské vodárenské soustavy i Povodí Vltavy, jakož i zhotovitele stavby a dodavatele technologie. Podmínkou úspěchu celé akce byla samozřejmě jednoznačná politická podpora vedení města Plzně včetně uvolnění potřebných investičních prostředků.

Popsaný projekt vyřeší účelně a poměrně rychle aktuální problém, tedy doplnění vody do Boleveckého rybníka, nicméně systémový přístup by měl směřovat k návratu ztracených srážkových vod zpět do povodí Boleveckého potoka. Město se projekty tohoto typu zabývá a některé jsou již v přípravě. Dosavadní zkušenosti však ukazují, že oddělení dešťových vod a jejich převedení přirozenými nebo umělými svodnicemi do recipientů je snad možné v nových rozvojových oblastech. Transformace kanalizačního systému ve stávající zástavbě, ať už se jedná o srážkové vody ze střech objektů, z veřejných prostranství nebo z podzemí, bude představovat investičně, majetkově i časově mimořádně komplikované a nákladné akce s relativně malým přínosem.

Město Plzeň přijímá dokumenty, jako jsou „Koncepce odtokových poměrů“ a „Plzeňské standardy hospodaření s dešťovými vodami“, aby lépe spravovalo vodu v městské oblasti. Tyto dokumenty pomáhají:

- zabránit povodním: Řízením odtoku vody se snižuje riziko záplav po silných deštích;
- chránit životní prostředí: Správné nakládání s dešťovou vodou pomáhá chránit přírodu a zajišťuje dostatek vody pro rostliny a zvířata;
- zlepšit infrastrukturu: Standardy pomáhají při plánování a stavbě nových silnic, budov a parků, aby efektivněji zadržovaly a využívaly dešťovou vodu;
- podpořit udržitelnost: Tím, že město lépe hospodaří s vodou, pomáhá zajistit její dostupnost pro budoucí generace.

SEZNAM LITERATURY

- Hrabák D. (2019). Plzeň – Bolevecký rybník. Studie možností zlepšení vodohospodářské bilance v povodí Boleveckého potoka
- Hrabák D. (2020). Plzeň – Bolevecký rybník. Koordinace činností vybraných průzkumných aktivit ke zlepšení vodohospodářské bilance v povodí Boleveckého potoka, zpráva

ÚPRAVNA VODY PRO DOPLNĚNÍ VELKÉHO BOLEVECKÉHO RYBNÍKA A JEJÍ SPECIFIKA

Hnojna K.^{1*}

¹ENVI-PUR, s.r.o.

*autor pro korespondenci, email: hnojna.krystof@envi-pur.cz

ABSTRAKT

V září roku 2022 byla v areálu ČOV Plzeň spuštěna úprava vody, jejímž cílem je zvýšení a stabilizace hladiny v rekreačním Boleveckém rybníku. Jako zdroj surové vody slouží řeka Berounka. Příspěvek se zabývá technologií zvolenou pro její úpravu, tedy mikrofiltrací přes keramické membrány. Ty zajišťují nejen kvalitu pitné vody, ale tvoří i 100 % bariéru pro spory račího moru. Ten k nám byl dovezen spolu s raky z amerického kontinentu a úspěšně likviduje původní druhy raků. Bolevecký rybník je jedním z mála biotopů v ČR, který nebyl račími spory zasažen a je v něm tedy možné najít původní druhy raků. Příspěvek je dále zaměřen na automatizaci celé technologie s cílem maximálně omezit pravidelné úkony obsluhy.

KLÍČOVÁ SLOVA

KERAMICKÁ MEMBRÁNOVÁ FILTRACE; KLIMATICKÁ ZMĚNA; MODERNÍ ÚPRAVÁRENSKÉ TECHNOLOGIE; ZADRŽENÍ VODY V KRAJINĚ

1. ÚVOD

Velký Bolevecký rybník, založený v roce 1461, se nachází na katastrálním území města Plzně. V minulosti bylo jeho využití čistě hospodářské, nicméně s růstem města, které rybník časem obklopilo, se jeho využití změnilo na rekreační.

Vzhledem ke zhoršené kvalitě vody v rybníce začalo v roce 2005 město Plzeň aktivně zasahovat do jeho fungování s cílem kvalitu vody zlepšit. Mimo jiné zavedlo zákaz rybaření a krmení ryb, postupně obměnilo rybí osádku i přítomnou flóru, z důvodu výskytu vodních trav pořídilo podvodní kombajn na jejich sekání. Kvalita vody se výrazně zlepšila, nicméně s příchodem suchých a horných let poslední dekády začalo v roce 2015 docházet ke klesání hladiny vody.¹

V roce 2018 byla firma ENVI-PUR, s.r.o. oslovena městem Plzeň s cílem najít řešení problému s kvantitou vody. Bylo uvažováno více možností doplnění stavu rybníka, mimo jiné využití pitné vody vyráběné na ÚV Plzeň, celková reorganizace kanalizace v povodí rybníka na oddílnou kanalizaci s cílem dovést do rybníka dešťovou vodu, využít vodu odtékající z ČOV Plzeň a po úpravě ji do rybníka čerpat a v neposlední řadě odebírat vodu z nedalekého toku řeky Berounky, upravovat ji a opět čerpat. V letech 2019 a 2020 byly na základě návrhů firmy ENVI-PUR, s.r.o. provedeny poloprovozní testy na poslední dvě možnosti, tedy po úpravě čerpat vodu buď z ČOV Plzeň, nebo z řeky Berounky. Po jejich vyhodnocení se jako lepší volba ukázala úprava a čerpání vody z řeky Berounky a březnu roku 2022 začala stavba úpravní vody pro Velký Bolevecký rybník (ÚV VBR) v areálu ČOV Plzeň. Na podzim roku 2022 byla úprava hotova a zprovozněna.

V době zprovoznění nové úpravní vody byl pokles hladiny 1,3 m, což odpovídá přibližně 450'000 m³. S celkovým objemem rybníka 1'155'215 m³ se jednalo o 40 % kapacity rybníka. Během roku a půl provozu úpravní došlo k úplnému doplnění rybníka na původní hladinu.

2. TECHNOLOGIE ÚPRAVY VODY NA ÚV VBR

Při navrhování vhodné technologie pro úpravu vody z řeky Berounky bylo nutné vzít v úvahu dva hlavní ukazatele; koncentraci fosforu a přítomnost račího moru.

Odstranění fosforu bylo zásadní pro zachování dobré kvality vody v rybníce. Pokud bychom fosfor z říční vody neodstraňovali, s největší pravděpodobností by za pár let došlo k přemnožení sinic a výraznému zhoršení kvality vody jak pro druhy žijící v ekosystému, tak pro rekreatanty. Limitem pro koncentraci fosforu byla stanovena hodnota $0,05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Račí mor je invazní druh zanesený do Evropy s raky americkými. Tato nemoc likviduje původní evropské druhy raků, především rod *Astacus*. Pokud se dostane do vodoteče, nelze se jí už zbavit. V soustavě rybníků, jejichž součástí je i Velký Bolevecký rybník, se račí mor zatím nevyskytuje, naopak v řece Berounce přítomný je. Tento parazit má několik vývojových forem, nejtěžší na odstranění jsou jeho spory. Jejich velikost je $9\text{-}11 \mu\text{m}$ a jsou odolné vůči UV záření i hygienizaci pomocí oxidačního činidla, například NaOCl . Pro rozšíření račího moru stačí jedna spora, která si najde hostitele.²

Vhodnou technologií pro snížení koncentrace fosforu a spolehlivému zamezení zavlečení spor račího moru se ukázala být keramická membránová mikrofiltrace s velikostí pórů $0,1 \mu\text{m}$. Tato technologie se v naprosté většině případů používá jako jeden z nejmodernějších separačních stupňů na úpravách vod. Využití v této „nevodárenské“ aplikaci je však naprosto unikátní.

Technologická linka ÚV VBR

Hlavními technologickými kroky úpravy vody jsou; hrubé mechanické předčištění, koagulace, membránová filtrace a dezinfekce UV zářením. Přidruženými systémy jsou vzduchové hospodářství s kompresorem, sušičkou vzduchu a dvěma vzdušnými, dále pak chemické hospodářství, automatická tlaková stanice pro rozvod technologické vody, řídicí místnost s rozváděči a toaleta. Tato úpravna je dimenzována na maximální výkon $20 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ a je umístěna v objektu o celkové rozloze 200 m^2 (Obr. 1A). Fungování úpravny je plně automatizováno jak z hlediska pravidelných technologických procesů, tak z hlediska kontroly kvality surové a upravené vody.

Surová voda z řeky Berounky je jímána odběrným objektem vybaveným dvěma podávacími čerpadly. Z nich voda pokračuje přívodním potrubím DN160 do samotné úpravny vody.

Prvním stupněm úpravy je filtrace na automatických filtrech s velikostí ok 2 a $0,8 \text{ mm}$. Tyto filtry mají jako primární funkci ochranu membrán před mechanickými nečistotami většími než $1,8 \text{ mm}$. Provoz filtrů je plně automatizován, praní je spouštěno buď na základě tlakové ztráty nebo časově. V případě odstavení či havárie automatických filtrů je na místě ještě možnost přepnout na filtry ruční.

Dalším krokem v úpravě vody je dávkování koagulantu, trubkový rychlomísič a flokulátor s mícháním přes děrované stěny. Jako koagulant se používá PAX18 (polyaluminium chlorid). Dávkování koagulantu je proporční k průtoku surové vody. Poměr dávky koagulantu vůči průtoku je dále automaticky upravován na základě hodnoty pH za membránovou filtrací. PAX18 je kyselý, při změně pH si tedy úpravna sama umí regulovat jeho dávku. Díky tomu reaguje i na změny v kvalitě surové vody bez zásahu obsluhy. Samotný flokulátor má objem $3,6 \text{ m}^3$ (doba zdržení 3 minuty) a je vybaven děrovanými stěnami, které postupně snižují gradient míchání pro vytvoření optimální suspenze pro filtraci na keramických membránách.

Následuje separační stupeň na keramických membránách, hlavní proces celé úpravy (Obr. 1B). Celkem je na úpravně instalováno 27 ks keramických membrán (elementů) ve třech řadách, každá s devíti membránami. Každý element má filtrační plochu 25 m², celková filtrační plocha úpravy je tedy 675 m², přitom membrány zabírají cca 30 m² zastavěné plochy. Membrány pracují v tlakovém režimu dead end, in-out (tedy přímá filtrace) odpovídající hydraulickému zatížení 107 L·m⁻²·h⁻¹.

Díky jednotné velikosti pórů membrán 0,1 μm se jedná o 100 % spolehlivou fyzickou bariéru pro spory račího moru s velikostí 9-11 μm. Vzhledem k tomu, že se jedná o membrány typicky využívané pro úpravu vody k pitným účelům, jsou schopny spolehlivě odstranit i fosfor, a to na koncentraci pod 0,01 mg·L⁻¹ (limit detekce využívané metody měření). Další výhodou této technologie je automatický test integrity, díky kterému technologie sama sebe periodicky testuje na možné porušení pórů. Při něm dochází k natlakování permeátové strany membrán na 1 bar a následnému měření poklesu tlaku za 5 minut. Neporušená membrána má schopnost tento tlak udržet. Pokud by membrány testem integrity neprošly, úpravna se automaticky odstaví a informuje obsluhu. Díky tomu se omezuje možnost průniku jak fosforu, tak hlavně račího moru.

Jednou z hlavních výhod keramických membrán je i jejich mechanická a chemická odolnost, čehož je využíváno především při jejich praní. Fyzikální praní probíhá cca každé 3 hodiny pod tlakem 5 bar a trvá 30 sekund pro každý train. Fyzikálním praním se z membrán odstraňuje naprostá většina separovaných nečistot ve formě lisovaného kalu. Jednou denně probíhá také kyselé praní, při kterém se membrány napustí v roztokem kyseliny sírové s pH= 2 na dobu 15 minut. Při tomto praní jsou odstraňovány především anorganický scaling. Dále, jednou za týden, probíhá oxidační praní pomocí chlornanu sodného při pH= 10 po dobu 15 minut, při kterém je odstraňován organický fouling a membrány jsou zároveň desinfikovány. Tento stupeň membránové filtrace má spotřebu prací vody cca 0,5 % celkového průtoku úpravny. Výhodou keramické membránové filtrace je, že její potřeba vody na praní je rozložena v čase, nemá tedy potřebu velkého objemu na praní v jednu dobu, jako je tomu například u filtrace přes zrnitý materiál.

Filtrovaná voda s parametry pitné vody je následně akumulována v nádrži permeátu o objemu 20 m³. Posledním stupněm úpravy je UV lampa, která slouží jako bariéra pro případné bakteriální znečištění. Takto upravená voda je poté čerpána do Velkého boleveckého rybníka vzdáleného cca 600 m.

Úpravna je vybavena kontinuálním měřením kvality surové a upravené vody. Na surové vodě je měřen zákal, na upravené vodě za membránovou filtrací pak absorbance při vlnových délkách 254 a 365 nm (Obr. 1C) a pH.

Měření zákalu na surové vodě má primárně funkci ochrannou. Hrubé předčištění úpravy je schopné zpracovat vodu do cca 30 NTU, protože vyšší hodnoty negativně ovlivňují chod zařízení a neúměrně zvyšují spotřebu prací vody mechanických filtrů, a to až k 50 %. Pokud zákal surové vody stoupne nad 35 NTU a vydrží nad touto hodnotou 10 minut, úpravna se sama automaticky odstaví. Ke zvýšení zákalu dochází pravidelně po deštích na horním toku řek

Mže a Úhlavy a jejich přítoků. Zákaloměrem na úpravně byly zaznamenány hodnoty až 150 NTU, nicméně zákal v samotné řece může být násobně vyšší.

Absorbance permeátu je měřená pro kontrolu kvality upravené vody. Absorbance ultrafialového záření vlnové délky 254 nm je jednoduchým skupinovým stanovením, které indikuje přítomnost organických absorbujících záření v této oblasti spektra. Absorbance při 365 nm je pak stanovením aproximujícím barvu vody.

Zvýšená absorbance při 254 či 365 nm nemusí být sama o sobě problematická, nicméně může indikovat jiné problémy, například zvýšené koncentrace fosforu či hliníku, které by mohly být z pohledu recipientu kritické. Maximální hodnota pro absorbanci při 254 nm je nastavena na 10 m^{-1} . Maximální hodnota pro absorbanci 365 nm není určena, měřená hodnota je pouze informační.

Druhým kontinuálně měřeným ukazatelem kvality permeátu je pH. Hodnota pH má samozřejmě vliv na kvalitu upravené vody, její limity jsou nastaveny na 6-8, nicméně má i druhou velmi důležitou funkci, a to řízení dávky koagulantu. Použitým koagulantem je PAX18, který je kyselý. Na základě změřeného pH permeátu je dávka koagulantu upravována tak, aby bylo výsledné pH konstantně 6,8. Toto pH bylo stanoveno jako optimální pro koagulaci dané surové vody.



Obř. 1. Celkový pohled na objekt úpravný vody pro Velký bolevecký rybník (A), detailní pohled na technologii keramických membrán - vlevo housingy jednotlivých membrán, vpravo armaturní část technologie (B), převodník kontinuálního měření absorbance permeátu (C)

Kvalita a kvantita upravené vody

Za dobu svého fungování úpravná upravila a do rybníka dodala 482'805 m³ vody. Vzhledem k tomu, že v rybníku v době spuštění úpravní chybělo přibližně 450'000 m³ vody, můžeme říci, že nová úpravná vody hrála v doplnění hladiny Velkého boleveckého rybníka důležitou roli. Pokud by úpravná zprovozněna nebyla, hladina vody v rybníce by v lepším případě spíše stagnovala.

Provoz úpravní není kontinuální, město Plzeň má od Povodí Vltavy povoleno čerpat surovou pouze 10 měsíců v roce a pouze pokud je aktuální průtok v řece vyšší než 4 m³·s⁻¹. Dalším omezením provozu úpravní je kvalita vody v řece, při překročení 30 NTU se již provoz úpravní nevyplatí, spotřeba prací vody stoupne až k 50 % celkového odebraného množství. S tímto omezením se při projektování úpravní počítalo. Pokud bychom chtěli vodu upravovat i při její zhoršené kvalitě, museli bychom mechanické filtry nahradit robustnějším zařízením, například flotací nebo sedimentací.

Kvalita upravené vody je kontinuálně sledována pomocí průtočných analyzátorů, typická hodnota absorbance při 254 nm je 3-4 m⁻¹, hodnota pH je automaticky udržována na 6,8. Pravidelně dvakrát za měsíc jsou také prováděny laboratorní rozbor upravené vody se zaměřením na pH, koncentraci fosforu a hliníku (koagulant) a kultivovatelné mikroorganismy při 22 °C (Tab. 1). Jednou za měsíc je prováděn rozsáhlý rozbor s výsledky uvedenými v Tab. 2.

Tab. 1. Vybrané výsledky kráceného rozboru kvality upravené vody

Datum	pH	P (mg·L ⁻¹)	Al (mg·L ⁻¹)	Kultivovatelné mikroorganismy 22 °C (KTJ·mL ⁻¹)
02.04.2024	6,75	<0,01	0,017	0
05.03.2024	6,74	<0,01	0,029	0
16.01.2024	6,82	<0,01	0,039	0
05.12.2023	6,33	<0,01	0,291	0

Z Tab. 1 je vidět vliv pH na správnou koagulaci. V posledním uvedeném měření ze dne 5.12.2023 kleslo pH upravené, a tedy i koagulované vody na 6,33, na což zareagovala koncentrace zbytkového hliníku v permeátu a zvedla se na 0,291 mg·L⁻¹ z hodnot blízkých 0,03 mg·L⁻¹. Limitem koncentrace hliníku v upravené vodě daným vyhláškou 2252/2004 Sb. je 0,2 mg·L⁻¹, v tomto případě tedy došlo k jeho překročení. Vzhledem k tomu, že upravená voda není používána pro pitné účely a jedná se o ojedinělé překročení, nejedná se o zásadní pochybení, které je navíc jednoduše řešitelné úpravou koagulačního pH. Oproti tomu koncentrace fosforu, který je pro ekosystém rybníku zásadní, zůstala pod limitem detekce metody, tedy <0,01 mg·L⁻¹ i v případě, kdy nebylo koagulační pH optimální, potvrzující robustnost celé technologie.

Tab. 2. Vybrané výsledky rozšířeného rozboru kvality upravené vody ze dne 20.12.2022

Ukazatel	Výsledek	Jednotky
Teplota	1,6	°C
Konduktivita	38,9	mS·m ⁻¹
pH	6,73	-
Kyselinová neutralizační kapacita	1,00	mmol·L ⁻¹
Celkový organický uhlík (TOC)	3,3	mg·L ⁻¹
Dusičnany	13,6	mg·L ⁻¹
Dusičnanový dusík	3,07	mg·L ⁻¹

Dusík celkový	3,6	mg·L ⁻¹
Fosfor celkový	<0,03	mg·L ⁻¹
Sírany	69,8	mg·L ⁻¹
Chloridy	30,1	mg·L ⁻¹
Hliník	0,136	mg·L ⁻¹
Hořčík	10,5	mg·L ⁻¹
Křemík	6,29	mg·L ⁻¹
Tvrdost (výpočet)	1,27	mmol·L ⁻¹
Vápník	33,7	mg·L ⁻¹
Kultivovatelné mikroorganismy 22 °C	16	KTJ·mL ⁻¹
Opravné kultivovatelné mikroorganismy ze dne 13.1.2023	0	KTJ·mL ⁻¹

Zajímavým ukazatelem v Tab. 2 je celkový organický uhlík (TOC), který vyšel pro upravenou vodu 3,3. Vyhláška 252/2004 Sb. udává jako limitní hodnotu pro tento ukazatel 5 mg·L⁻¹. I v případě ostatních ukazatelů se jedná o hodnoty splňující zmíněnou vyhlášku na parametry pitné vody. V případě kultivovatelných mikroorganismů při 22 °C došlo nejspíše k sekundární kontaminaci vzorku. Kontrolní odběr potvrdil výsledek z ostatních odběrů, tedy 0 KTJ·mL⁻¹. Přestože všechny uvedené výsledky splňují parametry dané vyhláškou 252/2004 Sb., nelze se voda považovat za pitnou, jelikož prováděné rozbory nejsou úplné. Pokud bychom ale celkový rozbor provedli, je možné, že jedinou překročenou hodnotou by byla koncentrace mikropolutantů, jelikož daná technologická linka na jejich zachycení nebyla navržena a v surové vodě se mohou vyskytovat.

ZÁVĚR

Město Plzeň úspěšně čelí výzvám spojeným s udržení kvality a stavu vody ve Velkém Boleveckém rybníku, které vznikly v důsledku klimatických změn a dalších environmentálních faktorů. Zavedení technologie úpravy vody z řeky Berounky pomocí keramické membránové mikrofiltrace se ukázalo jako efektivní řešení, které nejen udrželo kvalitu vody na vysoké úrovni, ale také zamezilo riziku zavlečení račího moru do rybníční soustavy. Tento přístup nejen obnovil původní hladinu rybníka, ale také poskytl dlouhodobě udržitelné řešení pro budoucí správu vodních zdrojů v regionu. Plzeň tak může sloužit jako příklad efektivního spojení moderní technologie a environmentálního managementu při řešení komplexních problémů spojených s vodními zdroji.

PODĚKOVÁNÍ

Rád bych poděkoval vlastníkovi městu Plzeň a provozovateli Vodárně Plzeň za příkladné starání se o celkový stav a chod technologie a vstřícnou a konstruktivní komunikaci.

SEZNAM LITERATURY

- ¹ Drda M., Hrušková P., Hnojna K. (2024) Úprava vody pro dopouštění Velkého boleveckého rybníka. *Proceedings of Voda Zlín 2024 Conference*, p. 120-125, March 14-15, Zlín, Czech Republic
- ² Svoboda, J., Mrugała, A., Kozubíková-Balcarová, E., & Petrusek, A. (2017). Hosts and transmission of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*: a review. *Journal of fish diseases*, 40(1), 127-140.

REVITALIZACE MRTVÉHO RAMENE HOLŠTEJN NA ÚZEMÍ EVROPSKY VÝZNAMNÉ LOKALITY ORLICE A LABE

Winkler S.

Povodí Labe, státní podnik

winklers@pla.cz

ABSTRAKT

Mrtvé rameno Holštejn se nachází v Hradci Králové, k.ú. Slezské Předměstí v regulované části toku (nivy) Orlice na území evropsky významné lokality Orlice a Labe. Řešený úsek Orlice byl součástí barokní pevnosti, k oddělení meandru od toku nedošlo přírodními, ale antropogenními procesy. V současné době je lokalita v pokročilé fázi sukcese a vodní prostředí se vyznačuje vysokou trofíí. Došlo tak k významnému snížení biodiverzity a z lokality zmizely např. vzácné druhy vodních rostlin.

Projektová dokumentace se zabývá odstraněním sedimentu z prostoru mrtvého ramene pomocí sacího bagru, prosvětlením vodní hladiny a vybudováním tůň s cílem vytvořit cenný biotop pro vodní a mokřadní organismy a přispět k zadržení vody v krajině.

Příspěvek je zaměřen na předání zkušeností z projektování revitalizační akce na území evropsky významné lokality Orlice a Labe a současně přírodní památky Orlice. Účastníci konference budou seznámeni s lokalitou a jejím původním využitím pro vodárenské účely. Podrobněji bude zdůvodněna volba technologie těžby sedimentu a vývoj technického řešení odvodňování vytěžené suspenze s ohledem na inženýrské sítě a rozhodnutí orgánu ochrany přírody. Závěrem bude nastíněno nakládání se sedimenty v návaznosti na budoucí veřejnou zakázku.

KLÍČOVÁ SLOVA

Evropsky významná lokalita Orlice a Labe; mrtvé rameno Holštejn; odtěžení sedimentu; odvodňovací vaky; přírodní park Orlice; revitalizace říčních ramen;

ÚVOD

Říční rameno Holštejn představuje významný biotop a zároveň lokalitu s vodohospodářským významem nacházející se na pravém břehu řeky Orlice. Od svého oddělení od hlavního toku Orlice ve 20. letech 20. století prošlo toto území výraznou proměnou a dnes se nachází v pokročilém stádiu sukcese. Přírodní procesy vedly k zanesení ramene vrstvou sedimentu, zastínění lokality a částečnému zazemnění ramene. Tyto skutečnosti vedly k poklesu biologické rozmanitosti, což podnítilo snahu o revitalizaci mrtvého ramene. V regulované nivě Orlice u Hradce Králové přirozeně nedojde ke vzniku nových říčních ramen, neboť se zde koryto již přirozeně nevyvíjí. Revitalizační projekt je proto zaměřen na obnovu ekologických funkcí této lokality, zejména na zlepšení stanovištních podmínek pro předměty ochrany evropsky významné lokality Orlice a Labe.

HISTORICKÝ KONTEXT

Mrtvé rameno Holštejn bylo odstaveno při vodohospodářské regulaci Orlice ve 20. letech 20. století. Pro zachování přírodních hodnot území byl v 90. letech zřízen přírodní park Orlice a od roku 2005 je lokalita evropsky významnou lokalitou Orlice a Labe soustavy chráněných území Natura 2000.



Obr. 1. III. vojenské mapování, průběh toku Orlice s vyznačenou zájmovou lokalitou (oldmaps.geolab.cz)

SOUČASNÝ STAV LOKALITY

V současnosti je mrtvé rameno v pokročilé fázi sukcese a částečně zazemněno. Na dně je velké množství sedimentu a organického materiálu, především dřevní hmoty. Vodní hladina je zastíněná, čímž došlo k vymizení některých vodních makrofyt.



Obr. 2. Snímek mrtvého ramene Holštejn z dronu (Povodí Labe, státní podnik)

V lokalitě se vyskytují některé invazní druhy rostlin, například trnovník akát, javor jasanolistý, křídlatka japonská a netýkavka žláznatá.

V nejbližším okolí ramene jsou ceněné aluviální psárkové louky s ochránářsky významnými druhy (např. česnek hranatý, žluťucha lesklá a rozrazil dlouholistý). Hladina podzemní vody může být na úrovni 0,5 m pod úrovní terénu a koresponduje s výškou hladiny v říčním rameni Holštejn.



Obr. 3. modrásek jehlicový na česneku hranatém (Povodí Labe, státní podnik)

Rameno je spojeno s řekou Orlicí pomocí propojovacího objektu, který se nachází v jižní části řešené plochy. Nátoková část je opatřena česlemi a stavidlem. Voda do ramene přitéká cezením přes hráz z řeky Orlice a nedochází k migraci vodních živočichů, případně pouze v omezené míře. Dalším objektem v lokalitě je jímací objekt.

DŮLEŽITOST LOKALITY PRO VODÁRENSKÉ ÚČELY

Na první pohled nemusí být zřejmé, že samotné mrtvé rameno v minulosti sloužilo vodárenským účelům, případně by mohlo i v budoucnu. U Malšovického jezu je na pravém břehu situován odběrný objekt (viz Obr. 4), který čerpá vodu ze zdrže jezu na úpravnu vody a v relativní blízkosti se nachází již zmiňované říční rameno Holštejn, kde se vyskytuje druhý jímací objekt. Předpokládalo se, že se jedná o původní odběrný objekt. Zároveň se pracovalo s hypotézou, že mrtvé rameno sloužilo jako malá vodní nádrž. Vzhledem k velikosti ramene, tedy malému objemu v porovnání s potřebou vody v Hradci Králové, byla vyhodnocena tato hypotéza jako zcela mylná.

Sekundární jímací objekt se nachází uvnitř ramene z důvodu zajištění nepřetržitého přísunu vody na úpravnu vody, a to především v době nutnosti provádění oprav na hlavním jímacím

objektu, případně při provádění oprav na samotném jezu. Během opravování jezu a údržby jezové zdrže dochází ke zhoršení kvality vody, neboť mimo jiné jsou sedimenty uvedeny do vlnosku. Čerpáním vody z ramene je zajištěna konzistentní kvalita odebírané vody bez zvýšeného zákalu. Hráz mezi mrtvým ramenem a řekou Orlicí slouží jako filtr a dodávka vody pro obyvatele města Hradec Králové není stavebními pracemi ve zdrži ovlivněna.



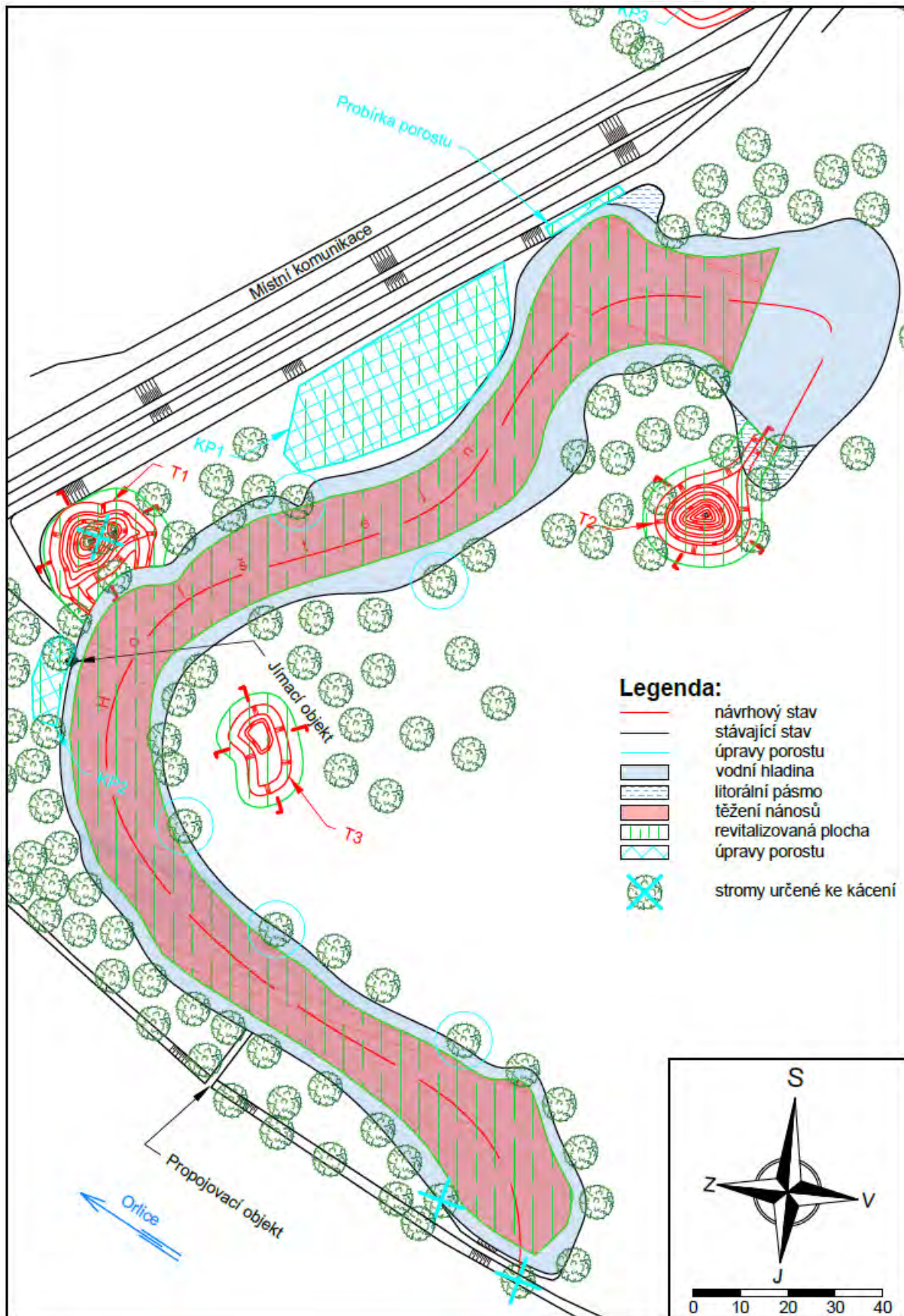
Obr. 4. Snímek Malšovického jezu z dronu, pohled proti proudu Orlice (Povodí Labe, státní podnik)

CÍLE REVITALIZACE

Cílem revitalizačních zásahů je posunout lokalitu v rámci sukcesního vývoje do mezotrofního stádia, které zpomalí stárnutí ramene a umožní obnovení ekologických funkcí pro širší spektrum organismů. Revitalizační projekt byl připraven v souladu s Plánem péče o přírodní památku Orlice a celkový rozsah je zachycen na Obr. 5.

Z lokality bude odtěžen jílovitopísčité sediment, který se nachází v celém prostoru ramene. Celkové množství 6000 m³ bylo stanoveno na základě rozdílového digitálního modelu dna.

Dále budou provedeny citlivé zásahy do břehových porostů, spočívající zejména v odstranění ploch keřů/náletu pro zajištění přístupu sacího bagru, prosvětlení vodní plochy, popřípadě modelaci rozlivných ploch a budou vytvořeny tři biotopové tůně. Umístění tůní bylo specifikováno na základě biologického a dendrologického průzkumu.



Obr. 5. Výkres revitalizovaných ploch (Povodí Labe, státní podnik)

TECHNOLOGIE ODSTRAŇOVÁNÍ SEDIMENTU

Snahou řešitelského týmu je odtěžení maximálního množství sedimentu ze dna mrtvého ramene tak, aby nedošlo k výraznému zásahu do břehových porostů, které obklopují celou lokalitu. Biologický průzkum stanovil bezzásahové oblasti, kde bude těžba sedimentu vynechána. Jedná se o 30 % celkové vodní plochy a tato plocha odpovídá přibližně 2000 m³ sedimentu, který bude ponechán na lokalitě z důvodu obnovy vzácných druhů rostlin ze semenné banky.

Jako jediná možná varianta se tímto v podstatě nabízí technologie plovoucího sacího bagru (viz Obr. 6). Vzhledem k hodnotným loukám, které se nachází v okolí ramene, je vyloučeno, aby docházelo k vysakování sedimentu v blízkosti jejich těžby. Z tohoto důvodu budou sedimenty převáděny pomocí potrubí zhruba 200 m za hranici EVL s tím, že maximální potřebná délka potrubí se bude pohybovat kolem 500 m.

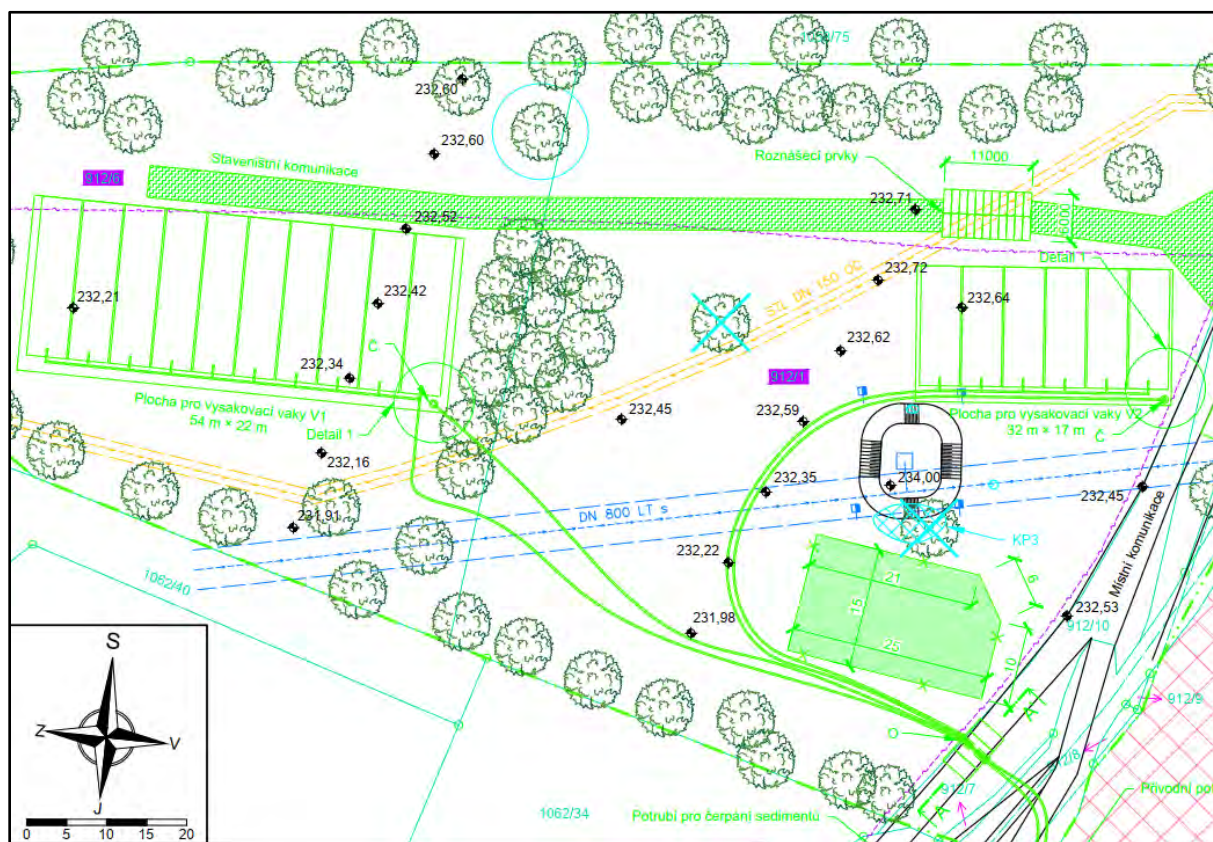


Obr. 6. Sací bagr při těžbě nánosů (Povodí Labe, státní podnik)

Způsob odvodnění sedimentu byl připraven ve dvou variantách. První varianta zahrnovala rozsáhlé budování dvou sedimentačních nádrží oddělených dělící hrází s korunovým přelivem a jedné čerpací nádrže pro odvádění přebytečné vody z nádrží zpět do mrtvého ramene. Po celém obvodu nádrží mělo dojít k vybudování hrází výšky 1,5 m o celkové délce 413 m. Objem lagun pro odvodnění sedimentu činil 7300 m³. Ačkoliv tato varianta byla ekonomicky přívětivější, musela být s ohledem na ochranu přírody a existenci sítí opuštěna (zamítavé

stanovisko orgánu ochrany přírody ke kácení remízu ve středu plánovaných lagun a průběh plynovodu a vodovodu).

Druhá varianta je ekonomicky méně výhodná, avšak není tolik náročná na zábor pozemků a díky tomu bude uchráněn remíz na pozemcích, které byly vybrány pro odvodnění sedimentu. Zároveň se zajistí obslužnost inženýrských sítí v případě poruchy. Vyčlenily se dvě plochy velikosti 54 m × 22 m a 32 m × 17 m, kde budou rozprostřeny odvodňovací vaky do předem připravených výkopů, aby bylo zabráněno vytékání vody do okolí. Stavební jámy se vyspádují do jednoho rohu, kde se umístí betonová skruž pro osazení čerpadla pro převod vody zpět do mrtvého ramene. Zpětný převod vody je důležitý zejména kvůli tomu, aby nedošlo k výraznému poklesu hladiny, čímž by plovoucí bagr ztratil svoji mobilitu. S ohledem na značné množství sedimentu lze předpokládat čerpání až 16 000 m³ suspenze.



Obr. 7. Detail zařízení staveniště s vyznačeným průběhem inženýrských sítí (Povodí Labe, státní podnik)

Pro podpoření odvodnění sedimentu bude na potrubí umístěna flokulační stanice, která zajistí dávkování flokulantu do suspenze a začne docházet k vločkování. Jakmile bude vytěžený materiál dostatečně odvodněný, vaky se rozříznou a jejich obsah bude dále zpracován. Na jejich místo se vloží vaky nové a proces se bude opakovat až do odtěžení požadovaného množství sedimentu.

NAKLÁDÁNÍ SE SEDIMENTY

Materiál ze dna říčního ramene Holštejn byl podroben laboratorním testům v akreditované laboratoři, která potvrdila možnost použití sedimentu na ZPF (splnění Vyhlášky č. 257/2009

Sb.) i případné využití na povrch terénu (splnění Vyhlášky č. 294/2005 Sb.). Výsledky laboratorních testů potvrdí zhotovitel v průběhu realizace akce.

Část odvodněného materiálu zůstane v místě odvodnění pro vytvoření terénních úprav výšky do 0,30 m, protože předmětné pozemky nejsou příliš úrodné a použitím sedimentu ve vyšší mocnosti dojde k vytvoření lepších podmínek pro rozvoj lučních kultur. Zbývající materiál bude odvezen na ZPF a použit jako hnojivo. Maximální aplikační dávka je 300 t/ha a na uvažované množství 4250 t je potřeba vyčlenit přibližně 15 ha zemědělské půdy.

TVORBA TŮNÍ A PROSVĚTLENÍ VODNÍ HLADINY

V okolí říčního ramene byly určeny tři lokality, kde budou vytvořeny tůně pro další zvýšení biodiverzity a zadržování vody v krajině. Dvě tůně jsou připojeny k mrtvému rameni a předpokládá se jejich trvalé zatopení při běžných průtocích. Třetí tůň je koncipována jako vysychavá, jejíž vodní hladina je závislá na spodní vodě a srážkách.

Dalším revitalizačním opatřením je prosvětlení hladiny, které bylo docíleno citlivým zásahem do porostů na základě dendrologického průzkumu a biologického průzkumu. Osvětlení hladiny mrtvého ramene bude mít za následek návrat světlomilných druhů organismů. Převážná většina opatření se týká odstranění, respektive lokální redukce u vícekmenných vrb z důvodu prosvětlení hladiny a přístupu sacího bagru. Zároveň byly navrženy k odstranění invazní druhy (javor jasanolistý, trnovník akát, aj.). Na ploše 1200 m² se provede odstranění porostu do průměru kmene 100 mm. Tím dojde k odhalení substrátu a posunutí lokality do ranější fáze sukcese.

Návrhy opatření na vzrostlých stromech byly ovlivněny také přítomností bobra evropského, který svojí činností způsobuje pády stromů do vody a díky tomu dochází k prosvětlení vodní hladiny.

ZÁVĚR

Revitalizace říčního ramene Holštejn představuje významný krok k ekologické obnově stanovištní a druhové diverzity této části evropsky významné lokality Orlice a Labe. Projekt nejenže řeší problémy spojené s usazováním sedimentu, zastíněním lokality a přítomností invazních druhů, ale také podporuje rozmanitost vodních a suchozemských organismů prostřednictvím tvorby tůní. Celkově se jedná o komplexní přístup, který harmonizuje ekologické a vodohospodářské cíle a přispívá k zachování cenných přírodních hodnot této oblasti.

Část příspěvků posterových sdělení

IMPLEMENTACE PRVKŮ MODRO-ZELENÉ INFRASTRUKTURY DO MATEMATICKÉHO MODELU

Haška A.^{1*}, Ručka J.¹, Mečír F.¹, Raclavský J.¹, Žák A.²

¹Ústav vodního hospodářství obcí, Fakulta stavební, Vysoké učení technické v Brně

²DERIC (DEK Research Innovation Centr) Pražákova 752/50d, 619 00 Brno – Horní Heršpice

*autor pro korespondenci, email: 205423@vutbr.cz

ABSTRAKT

Nedávné studie zdůraznily význam modrozelené infrastruktury (MZI) v městském plánování, zejména při zmírňování dopadů klimatu a zvyšování udržitelnosti. Implementace prvků MZI, jako jsou zelené střechy, do matematických modelů může být klíčová pro efektivní plánování a řízení srážkových vod v městském prostředí. Studie se zaměřila na určení koeficientů pro implementaci reálných skladeb zelených střech do modulu LID (Low-impact development), který je součástí programu SWMM (Storm water management model). Cílem bylo nalézt nejvhodnější kombinaci koeficientů, při kterých reálná skladba zelené střechy odpovídala modelové situaci. Výsledky jednotlivých porovnání byly zaznamenány a následně vyhodnoceny.

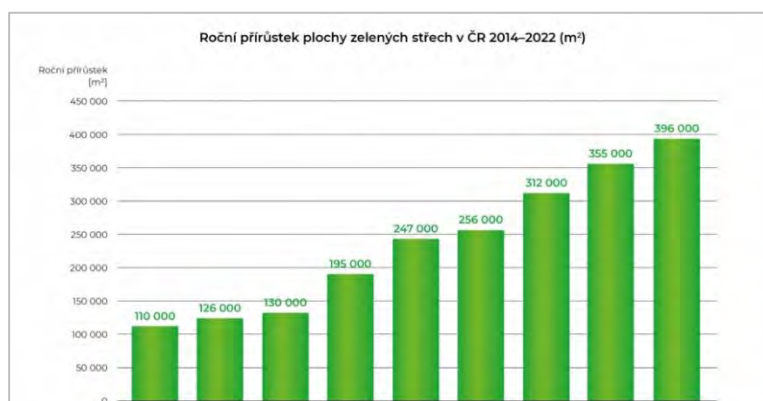
KLÍČOVÁ SLOVA

Kalibrace, LID control, SWMM, Python, Zelené střechy

1. ÚVOD

V posledních letech se stále více dostává do popředí zájmu urbanistického plánování koncept modrozelené infrastruktury (MZI), který představuje inovativní přístup k řešení výzev spojených s klimatickou změnou a udržitelností městských oblastí. MZI kombinuje zelené prvky, jako jsou parky, vegetační plochy a zelené střechy, s modrými prvky, mezi které patří vodní toky, jezírka a další formy řízení vodního hospodářství. Tyto prvky společně vytvářejí ekologicky šetrné systémy, které pomáhají zmírnit negativní dopady městského rozvoje, zejména pokud jde o přehřívání měst, zadržování dešťových vod a zlepšování kvality ovzduší.

Jedním z klíčových prvků MZI jsou zelené střechy, které mají schopnost zadržovat dešťovou vodu, zlepšovat izolaci budov a přispívat k ochlazení okolního prostředí. Oblíbenost tohoto prvku dokazuje i graf 1. Aby mohla být MZI účinně implementována do plánování městské infrastruktury, je nezbytné integrovat její prvky do sofistikovaných matematických modelů, které umožňují simulaci chování těchto prvků v různých podmínkách. Program SWMM (Storm



Graf 1 Roční přírůstek zelených střech v ČR (GREEN MARKET REPORT, 2024)

Water Management Model) je jedním z takových nástrojů, který se využívá k modelování a řízení srážkových vod.

Tento článek se zabývá problematikou implementace reálných zelených střech do modulu LID (Low-impact development) do programu SWMM. Konkrétně se zaměřuje na určení optimálních koeficientů, které nejlépe odpovídají skutečným podmínkám a skladbám zelených střech. Tyto koeficienty hrají klíčovou roli při správném modelování absorpce a odtoku dešťové vody. Výsledky výzkumu přispívají k přesnější simulaci a efektivnějšímu plánování městské infrastruktury zaměřené na udržitelné hospodaření s vodou.

2. METODIKA ZPRACOVÁNÍ

Měření

V centru DERIC (DEK Experimental Research and Innovation centre) byly za účelem měření a stanovení součinitele odtoku vybudována zkušební pole se zelenými střechami. Na každém ze zkušebních polí byla realizována odlišná skladba zelené střechy. Na zkušebním poli se měří, jak povrchový odtok, tak odtok ze skladby zelené střechy.

V rámci dlouhodobé spolupráce s centrem, byly pro účely kalibrace LID prvku v programu SWMM použity naměřená data z jednotlivých testovacích polí. Tyto data bylo, ale prvně nutné sjednotit s časy pro dešťové události (jedno z měřících zařízení pracovalo se zimním časem a druhé s letním časem). Následně byly data validativní pro účely kalibrace modelu.



Obr.1 Zkušební pole v experimentálním centru DERIC (Žák a kol., 2021)

Model

Dalším postupem bylo sestavení modelu testovacího pole v SWMM. Byl vytvořen jednoduchý model odpovídající testovacímu poli. Následně byl přidán LID prvek do tohoto modelu. LID prvek poskytuje určitou kombinaci zadržení, infiltrace a evapotranspirace.

K modelování hydrologie LID bylo v minulosti několik přístupů od jednoduchých až po velmi složité výpočetní modely. Platí přímá úměra, tedy čím složitější model tím přesnější, avšak je to na úkor přesnosti zadávání hodnot či na době výpočtu. Přístup SWMM k této problematice je takový, že považuje LID control prvky za další diskrétní prvek využívající k jejich prezentaci chování na základě procesu popsaného v manuálu. Tento proces poskytuje přiměřenou úroveň přesnosti pro simulaci dynamických dešťových událostí výpočetně efektivním způsobem.

Zelené střechy jsou v LID control složeny ze 3 vrstev. V každé vrstvě je nutné určit materiálové charakteristiky těchto vrstev, které vstupují do výpočtu. Máme 2 typy charakteristik pro vegetační střechy. Jedny jsou měřitelné a jsou udávány výrobcem nebo společností, která poskytuje skladbu vegetačních střech. Druhé jsou neměřitelné a záleží pouze na citu „modeláře“, který model sestavuje, jaké hodnoty použije.

Kalibrace

Cílem kalibrace bylo tedy zjištění materiálových charakteristik pro skladby, které jsou v současnosti měřeny v experimentálním centru DERIC. Jednalo se především o charakteristiky, které je potřeba odhadnout, ovšem bylo zapotřebí nalézt takové řešení, aby se jednotlivé charakteristiky navzájem nerušily a vykazovaly přesvědčivé hodnoty.

Před samotnou kalibrací modelu bylo nezbytné definovat metodu, podle které bude jeho výkonnost hodnocena. Pro tento účel byl zvolen Nash-Sutcliffe koeficient efektivity modelu (Nash-Sutcliffe Efficiency, NSE), což je široce používaná statistická míra pro hodnocení prediktivní přesnosti hydrologických modelů. Tento koeficient kvantifikuje, do jaké míry modelované hodnoty odpovídají reálným pozorovaným datům, a umožňuje efektivní srovnání kvality simulace. NSE hodnotí, jak dobře model predikuje dynamiku systému, přičemž jeho hodnota se pohybuje od $-\infty$ do 1, kde hodnota 1 indikuje dokonalou shodu mezi simulovanými a naměřenými hodnotami (Nash, 1970)

$$NSE = 1 - \frac{\sum_1^n (Q_{obs,i} - Q_{sim,i})^2}{\sum_1^n (Q_{obs,i} - Q_{obs})^2} \quad (2.1)$$

kde,

$Q_{obs,i}$	Měřený odtok
$Q_{sim,i}$	Simulovaný odtok
Q_{obs}	Průměrná hodnota měřeného odtoku

Pro počáteční stanovení materiálových charakteristik byly využity hodnoty uvedené v odborné literatuře a manuálech, které poskytují referenční údaje o fyzikálních vlastnostech jednotlivých vrstev zelených střech. Tyto hodnoty sloužily jako výchozí bod pro další simulace. Nicméně s ohledem na komplexnost a variabilitu materiálů použitých v reálných skladbách zelených střech bylo nezbytné navrhnout metodiku, která by umožnila automatizovanou úpravu těchto parametrů a následné simulace v širším spektru možných scénářů.

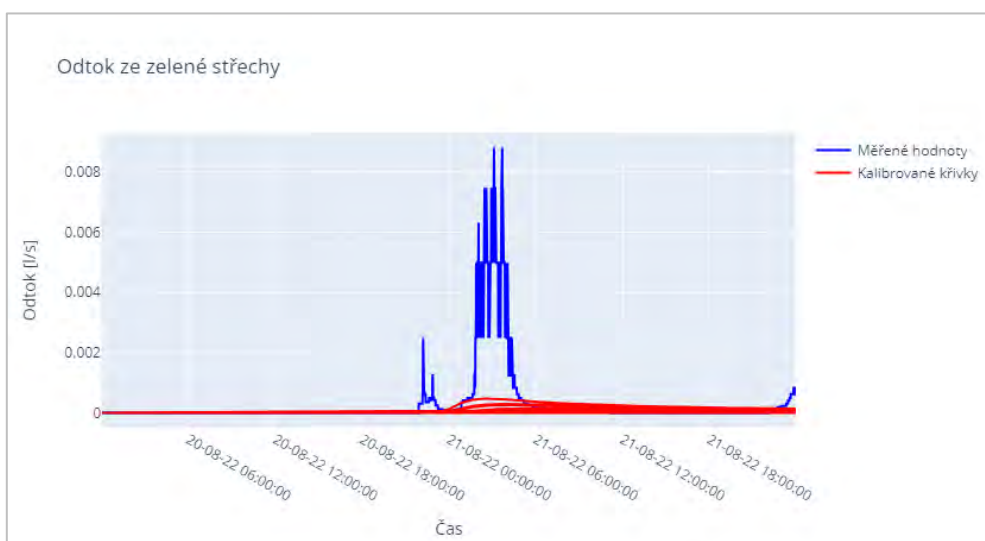
Za tímto účelem byl v programovacím jazyce Python vytvořen kód, který využívá řadu knihoven pro práci s daty a numerickými simulacemi. Tento kód měl za úkol generovat sady materiálových charakteristik, přičemž tyto hodnoty byly systematicky variovány v rámci předem definovaného rozsahu. Klíčovou funkcí tohoto algoritmu bylo nejen automatizované provádění simulací pro různé kombinace materiálových parametrů, ale také porovnávání výsledků těchto simulací s reálně naměřenými hodnotami.

Hydrologický model byl považován za vyhovující, pokud hodnota NSE přesáhla 0.5. (Stránský a kol., 2009) V případech, kdy model vykazoval hodnotu NSE nižší než 0.5, byl automaticky vygenerován nový soubor parametrů a simulace byla zopakována. Tento iterativní proces pokračoval, dokud nebylo dosaženo přijatelných výsledků odpovídajících stanovenému kritériu.

V další fázi by měla následovat verifikace modelu na jiné dešťové události, aby byla ověřena jeho robustnost a schopnost predikce za různých podmínek.

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Výsledky provedených simulací neprokázaly dostatečnou přesnost, přičemž hodnoty Nash-Sutcliffeova koeficientu efektivity (NSE) se pohybovaly okolo 0,28. Tato nízká hodnota naznačuje nedostatečnou prediktivní schopnost modelu, což je rovněž patrné z přiloženého grafu, kde výsledky kalibrace vykazují značné odchylky od reálných dat.



Graf 2 Graf srovnání měřených a vypočtených hodnot odtoku ze zelené střechy

Je to způsobeno především nedostatečnou znalostí vlastností jednotlivých střech, bylo tedy nutné upravovat rozmezí, ve kterém se řešení má hledat. Zároveň se tedy nabízí otázka, do jaké míry je potřeba tyto výsledky pro použití v modelech zpřesňovat.

Při řešení tohoto problému jsme narazili na omezení výpočetní kapacity. Při rozšíření rozsahu materiálových parametrů, v nichž byly hodnoty variovány během kalibrace, nebylo ani po několika hodinách simulací dosaženo uspokojivých výsledků. Tento nedostatek výpočetní výkonnosti bránil nalezení optimálních parametrů v přijatelném čase.

Možným řešením této situace by mohlo být nasazení pokročilých optimalizačních metod, jako jsou genetické algoritmy nebo techniky umělé inteligence. Tyto přístupy by mohly výrazně zefektivnit proces kalibrace modelu, i když v této fázi nelze s jistotou odhadnout, do jaké míry by byly schopny urychlit výpočetní proces a zlepšit výslednou přesnost simulací.

4. ZÁVĚR

Prezentované výsledky zatím neprokázaly dostatečnou přesvědčivost, což poukazuje na nutnost optimalizace zdrojového kódu pro kalibraci, případně na implementaci pokročilejších metod, jako jsou genetické algoritmy. Zároveň lze, ale konstatovat, že některé ze skladeb vykazovaly uspokojivé hodnoty.

Další výzkum by měl zahrnovat provedení rozsáhlejších simulací s různými parametry, což by umožnilo důkladnější posouzení vlivu různých faktorů na model. Současně je nezbytné provést verifikaci dosažených uspokojivých výsledků na dalších dešťových událostech, aby byla potvrzena robustnost modelu.

PODĚKOVÁNÍ

Práce byla financována z rozpočtu grantového projektu VUT v Brně "Vybrané problémy vodního hospodářství měst a obcí 2024", reg. č. FAST-S-24-8482, který je financován z programu Specifického vysokoškolského výzkumu Vysokého učení technického v Brně.

SEZNAM LITERATURY

- Green Market Report (2024), Zelených střech přibývá stále rychleji. Trendem je kombinace s fotovoltaikou[online], Odborná sekce Zelené střechy při Svazu zakládání a údržby zeleně, Brno, <https://www.zelenestrechy.info/front-articles/view/154>
- FLL, 2008. Richtlinie für die Planung, Ausführung und Pflege von Dachbegrünungen Dachbegrünungsrichtlinie. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau E.V. Bonn
- Nash, J.E. and Sutcliffe, J.V. (1970) River Flow Forecasting through Conceptual Model. Part 1—A Discussion of Principles. Journal of Hydrology, 10, 282-290.
- Stránský D., Havlík V., Kabelková I., Metelka T., Sýkora P., Dolejš M., Haloun R., Mucha A., Pryl K. (2009), Metodická příručka Posouzení stokových systémů urbanizovaných povodí, Asociace čistírenských expertů České Republiky, Praha
- Žák A., Nádvořík J., Kloss T. (2021), SYSTÉMOVÉ SKLADBY GREENDEK, DEKPARTNER, Brno

ODSTRANĚNÍ BENZOFENONU 8 Z VODNÉ MATRICE POMOCÍ TEPELNĚ AKTIVOVANÉHO PEROXODISÍRANU

Kadlecová A. *, Škarohlíd R., Těšínská P., McGachy L.

¹Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav chemie ochrany prostředí, Technická 5, 166 28, Praha 6 - Dejvice

* email: kadlecaa@vscht.cz

ABSTRAKT

Světová produkce a spotřeba produktů osobní péče s obsahem UV filtrů roste, ale tyto látky se po aplikaci dostávají do životního prostředí, kde dlouho přetrvávají. Tato práce zkoumá možnost odstranění benzofenonu 8, UV filtru, z vodné matrice tepelně aktivovaným peroxodisíranem. Byla zjišťována degradace v přítomnosti 1mmol/l dusičnanových (NO_3^-), dusitanových (NO_2^-), hydrogenuhličitanových (HCO_3^-) a chloridových (Cl^-) aniontů. V demineralizované vodě dosáhla účinnost odstranění benzofenonu 8 po 120 minutách 64 %. S přidávkem aniontů účinnost klesala v pořadí $\text{Cl}^- > \text{NO}_3^- \sim \text{HCO}_3^- > \text{NO}_2^-$, přičemž NO_2^- degradaci téměř zastavily.

KLÍČOVÁ SLOVA

benzofenon 8; oxidace; peroxodisíran; tepelná aktivace

1. ÚVOD

V současné době dochází celosvětově ke zvýšené spotřebě produktů osobní péče, které obsahují UV filtry. Jelikož se často používají v blízkosti povrchové vody, dochází tak smyvem k přesunu z lidské pokožky do vodného prostředí. Vzhledem k tomu, že UV filtry, jako je například benzofenon 8 (BP8), lze označit za perzistentní látky, dochází tak v životním prostředí k jejich akumulaci. Tyto látky jsou těžko odbouratelné na běžných městských čistírnách odpadní vod, a proto je třeba hledat alternativní možnosti odstranění.

Jednou z možností je využití pokročilých oxidačních procesů a aktuálním trendem ve výzkumu je použití peroxodisíranu (PDS). Tento zájem pramení z jeho schopnosti vytvářet vysoce reaktivní síranové radikály ($\text{SO}_4^{\bullet-}$), které jsou účinné při transformaci organických znečišťujících látek. Pro aplikaci těchto procesů v reálných podmínkách je však nezbytné zohlednit přítomnost dalších látek přirozeně se vyskytujících ve vodném prostředí, které by mohly ovlivnit účinnost oxidace.

2. MATERIÁLY A METODY

Experimenty probíhaly v demineralizované vodě (DM) ve vsádkovém reaktoru o objemu 400 ml při teplotě 40 °C. Jejich seznam je uveden v Tab.1. Vstupní koncentrace benzofenonu 8 (2,2-dihydroxy-4-methoxybenzofenonu) byla 2,5 mg/l. Koncentrace jednotlivých aniontů, které mohou hrát roli tzv. zhášečů $\text{SO}_4^{\bullet-}$, chloridových (Cl^-), hydrogenuhličitanových (HCO_3^-), dusičnanových (NO_3^-) a dusitanových (NO_2^-) aniontů v reaktoru byla 1 mmol/l, viz Tabulka 1.

Tab. 1. Seznam experimentů s jejich parametry

Název	Matrice	Cl^- [mmol/l]	HCO_3^- [mmol/l]	NO_3^- [mmol/l]	NO_2^- [mmol/l]
I	DM	-	-	-	-
II	DM + Cl^-	1	-	-	-
III	DM+ HCO_3^-	-	1	-	-
IV	DM + NO_3^-	-	-	1	-
V	DM + NO_2^-	-	-	-	1

Počáteční vzorek byl odebrán v objemu 5 ml a byl přefiltrován přes membránový filtr (0,2 μm). Z takto upraveného vzorku bylo odebráno 600 μl do prázdné vialky pro kapalinovou chromatografii a 200 μl do vialky s 600 μl vnitřního standardu v podobě roztoku molybdenanů (MoO_4^{2-}) pro kapilární elektroforézu. Ve zbytku roztoku bylo změřeno pH pomocí skleněné elektrody. Takto bylo manipulováno s každým odebraným vzorkem.

Experimenty byly zahájeny přidávkou peroxidisíranu ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$) v množství 5,12 mmol/l, tedy tak, aby poměr PDS:BP8 byl 500:1. Po odebrání dalšího vzorku byl reaktor umístěn do termostatu, kde byl promícháván. Další vzorky byly odebírány v intervalu 20 minut po dobu 2 hodin.

Analytické metody

Analýza koncentrace BP8 byla metodou kapalinové chromatografie a probíhala na přístroji Agilent 1260 Infinity HPLC s DAD detektorem. Množství PDS bylo měřeno kapilární elektroforézou LUMEX CAPEL-205, která byla řízena pomocí softwaru Elforun-205. Koncentrace měřených látek byla vyhodnocena pomocí pětibodové kalibrace s normalizací na interní standard MoO_4^{2-} .

3. VÝSLEDKY

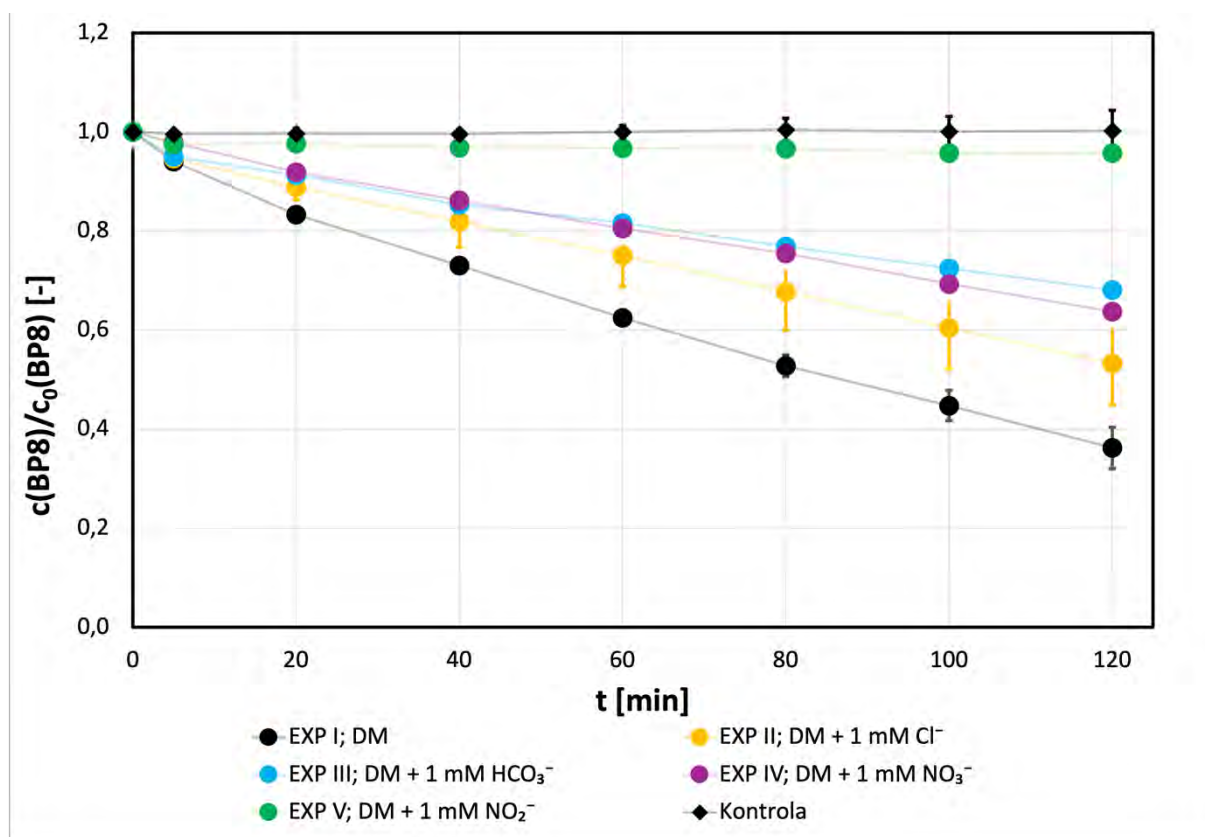
Cílem této práce bylo zjistit, zda mají žhářecí které se přirozeně vyskytují ve vodném prostředí vliv na rozklad BP8 pomocí PDS. Zároveň byl zkoumán vliv těchto žhářeců na rozklad oxidačního činidla.

Hodnocení úbytku koncentrace BP8

Na Obrázku 1 je porovnání vlivu žhářeců na snížení koncentrace BP8. Přítomnost žhářeců inhibovala účinnost odstranění BP8, která v systémech, které obsahovaly pouze DM dosáhla 64 %. Cl^- měly nejmenší vliv na odstranění kontaminantu. Na konci experimentu byla koncentrace kontaminantu na 53 % původní hodnoty. Interakce mezi $\text{SO}_4^{\bullet-}$ a Cl^- pravděpodobně vedla ke vzniku Cl^\bullet , které mohou reagovat s organickým kontaminantem se srovnatelnou intenzitou podobně jako $\text{SO}_4^{\bullet-}$. Nicméně při vyšších koncentracích by Cl^- mohl reagovat se vzniklým Cl^\bullet za vzniku méně reaktivních radikálů $\text{Cl}_2^{\bullet-}$, což by snížilo účinnost degradace kontaminantu (Ma a kol., 2021).

V přítomnosti HCO_3^- a NO_3^- se koncentrace BP8 po 120 minutách snížila na 66 %. HCO_3^- je obecně považován za žhářecí činidlo radikálů, což bylo potvrzeno i v této studii. Avšak protože reakce nebyla zcela zastavena, je možné, že při interakci s $\text{SO}_4^{\bullet-}$ vzniká $\text{CO}_3^{\bullet-}$, který je dostatečně reaktivní na oxidaci komplexních organických molekul, jak bylo prokázáno například při odstraňování pesticidů (Huang a kol., 2000). Podobně NO_3^- pravděpodobně reagoval s $\text{SO}_4^{\bullet-}$ za vzniku NO_3^{\bullet} , ačkoli vybrané studie nezjistily vliv NO_3^- na odstranění kontaminantů, jako jsou benzofenony (Ma a kol., 2021).

Přítomnost NO_2^- téměř zcela zastavila proces odstraňování BP8. Nízká míra degradace byla pravděpodobně způsobena tím, že NO_2^- reaguje se $\text{SO}_4^{\bullet-}$ za vzniku dusitanového radikálu NO_2^{\bullet} , který má výrazně nižší redoxní potenciál ($E_0 = 1,03 \text{ V}$) než $\text{SO}_4^{\bullet-}$ a velmi pravděpodobně tak menší reaktivitu s BP8 nežli $\text{SO}_4^{\bullet-}$. NO_2^{\bullet} může mít také nižší reaktivitu s BP8 ve srovnání s $\text{SO}_4^{\bullet-}$ (Ji a kol., 2017).



Obrázek 2 Porovnání vlivu zhášečů na snížení koncentrace BP8

Hodnocení úbytku PDS

Během sledování rozpadu PDS nedocházelo k výrazné změně koncentrace ve vzorcích, a proto bylo zvoleno primárně sledování přírůstku síranových aniontů SO_4^{2-} , které vznikly rozkladem PDS. Pro porovnání byl vypočítán teoretický přírůstek (Johnson a kol. 2008), viz rovnice 1. Hodnoty v rovnicích 3-5 byly ve studii spočítány na základě rovnice 2, kde jednotky E_A jsou v kJ/mol, T je v K, R je 8,314 J/K·mol, k_0 , k_1 je v s^{-1} , k_2 , k_3 v $\text{M}^{-1}\text{s}^{-1}$ a rozměr A odpovídá jednotce k . Hodnota k_0 je tedy teoretickou rychlostní konstantou rozpadu PDS způsobeným teplem a koncentracemi H^+ a OH^- .

$$k_0 = k_1 + k_2[\text{H}^+] + k_3[\text{OH}^-] \quad (1)$$

$$\ln k = -\frac{E_A}{RT} + \ln A \quad (2)$$

$$\ln k_1 = (36,6 \pm 0,8) - (134 \pm 2)/RT \quad (3)$$

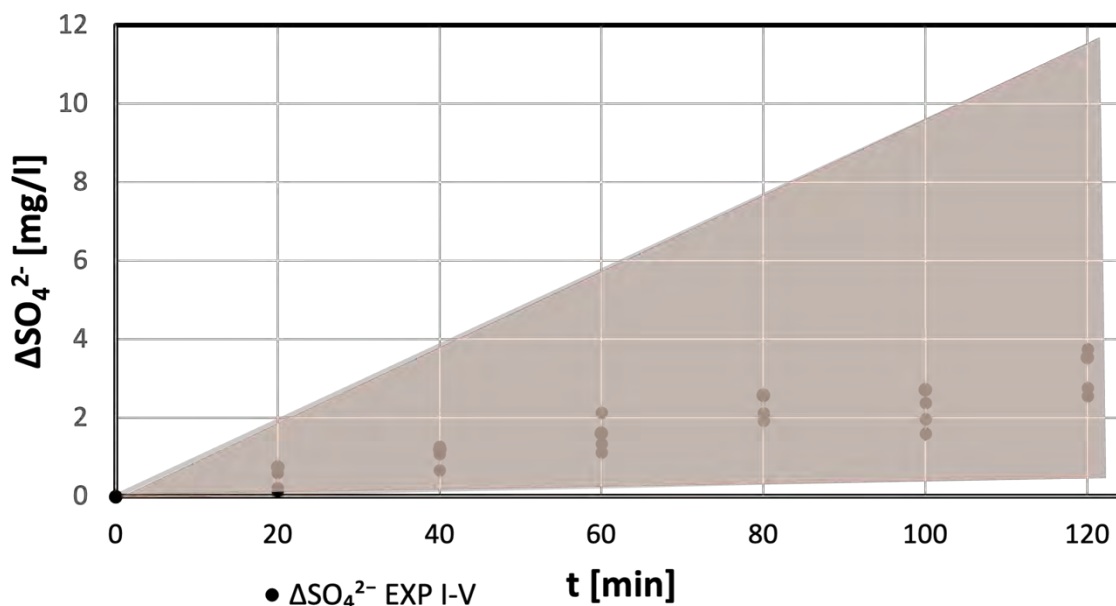
$$\ln k_2 = (28,3 \pm 1,0) - (101 \pm 3)/RT \quad (4)$$

$$\ln k_3 = (18,7 \pm 6,6) - (84 \pm 19)/RT \quad (5)$$

Teoretický nárůst SO_4^{2-} byl odvozen z teoretického úbytku PDS. I přes přítomnost zhášečů se rozklad PDS na SO_4^{2-} podobal trendu teoretického rozkladu. Přídavek Cl^- , HCO_3^- a NO_3^- neovlivnil rozklad samotného PDS, nicméně vzhledem k hodnotám kinetických konstant (Neta a kol., 1988) reagovaly se vzniklým $\text{SO}_4^{\cdot-}$ a tím pádem ovlivňovaly rychlost degradace BP8.

Vzhledem k relativně vysokým hodnotám odchylek v rámci aktivačních energií a frekvenčních faktorů v rovnicích 3-5 nelze teoretický rozklad PDS považovat za lineární přímku, nýbrž

jako oblast, jak ukazuje Obrázek 2. V grafu jsou bodově vyneseny hodnoty přírůstku SO_4^{2-} z EXP I-V a lze vidět, že tyto body spadají do oblasti mezi horní a dolní mez teoretického přírůstku SO_4^{2-} .



Obrázek 3 Vizualizace oblasti mezi krajními mezemi přírůstku SO_4^{2-}

4. ZÁVĚRY

Problematicke mikropolutantů je třeba věnovat větší pozornost, vzhledem k jejich potenciálnímu negativnímu vlivu na živé organismy. Přítomnost jednotlivých zhášečů v matici měla prokazatelný vliv na snížení účinnosti degradace BP8. V další práci bude změřen vliv kombinace těchto zhášečů v matici, bude optimalizován poměr PDS:BP a zároveň budou zkoumány další možnosti aktivace PDS.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena v rámci projektu GAČR 23-05901S Degradace UV filtrů benzofenonového typu ve vodném roztoku za použití peroxidisíranu.

SEZNAM LITERATURY

- Huang, J., & Mabury, S. A. (2000). A new method for measuring carbonate radical reactivity toward pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 19(6), 1501-1507.
- Ji, Y., Wang, L., Jiang, M., Lu, J., Ferronato, C., & Chovelon, J. M. (2017). The role of nitrite in sulfate radical-based degradation of phenolic compounds: An unexpected nitration process relevant to groundwater remediation by in-situ chemical oxidation (ISCO). *Water research*, 123, 249-257.
- Johnson, R. L., Tratnyek, P. G., & Johnson, R. O. B. (2008). Persulfate persistence under thermal activation conditions. *Environmental science & technology*, 42(24), 9350-9356.
- Ma, J., Feng, Y., Yang, X., Wu, Y., Wang, S., Zhang, C., & Shi, Q. (2021). Sulphate radical oxidation of benzophenone: kinetics, mechanisms and influence of water matrix anions. *Environmental Technology*, 42(27), 4324-4332.
- Neta, P., Huie, R. E., & Ross, A. B. (1988). Rate constants for reactions of inorganic radicals in aqueous solution. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, 17(3), 1027-1284.

AMMONIUM AND PHOSPHORUS UNDER 1 MG/L? NO PROBLEM FOR AEROBIC GRANULAR SLUDGE TECHNOLOGY

Majčínová M.^{1*}, Dushkina O.¹, Unčovská M.¹, Matýsek D.², Pliska D.²

¹ASIO TECH, spol. s r.o., Kšírova 552/45, 619 00 Brno, Czech Republic

²Department of Water Technology and Environmental Engineering, The University of Chemistry and Technology Prague, Technická 5, 166 28 Prague, Czech Republic

*corresponding author, email: majcinova@asio.cz

ABSTRACT

Increasing regulatory requirements for water quality, including more stringent discharge limits, necessitate new approaches to nutrient removal. Aerobic granular sludge (AGS) technology holds significant potential to meet these demands. This paper aims to demonstrate the nutrient removal capabilities of AGS technology at a pilot scale over several months of operation under real conditions at a large municipal WWTP. The results indicate that the AGS system fosters a favourable microbiological composition of the activated sludge, enabling highly efficient removal of ammonium and phosphorus.

KEYWORDS

ammonium; aerobic granular sludge; EBPR; phosphorus; SBR; wastewater treatment

INTRODUCTION

Aquatic eutrophication has long been recognized as a global environmental issue that degrades water quality. The major contributing factors are excessive nutrient enrichment, particularly nitrogen and phosphorus compounds. To mitigate the effects of these nutrients, nitrogen and phosphorus are closely monitored within aquatic ecosystems, and strict emission limits are set for treated wastewater (Bunce et al., 2018).

The recent revision of the Urban Waste Water Treatment Directive (UWWTD) has introduced even tighter disposal standards, significantly increasing the challenges associated with nutrient removal (Mertová, 2024). Conventional wastewater treatment technologies may struggle to meet these new requirements, thereby creating an urgent need for advanced nutrient removal technologies. Among these, granular biomass-based technologies, such as aerobic granular sludge (AGS), show considerable promise (Hasan et al., 2021).

Aerobic granular sludge is an innovative technology for biological wastewater treatment utilizing activated sludge in a granular form. Unlike conventional nitrogen removal strategies that require separate zones for nitrification and denitrification, in AGS these processes occur simultaneously within the granules, allowing for more rapid and efficient biological conversions. Furthermore, the introduction of anaerobic feeding in AGS systems promotes the growth of phosphate-accumulating organisms (PAOs), which are crucial for biological phosphorus removal and have an important role in granule formation (Pronk et al., 2020).

This paper presents selected results from pilot-scale testing of AGS technology at a large municipal WWTP, with a particular focus on AGS nutrient removal capabilities.

MATERIALS AND METHODS

Pilot Plant Setup

A 5 m³ AGS pilot plant was installed at the municipal WWTP serving 640,000 PE. The pilot plant utilized influent mechanically pre-treated with 6 mm fine screens and was inoculated with

waste activated sludge from the municipal WWTP. Operating in a semi-continuous regime, the process consisted of simultaneous filling and treated water discharge, a reaction phase, sedimentation, and selective sludge withdrawal. Granule formation was promoted by applying a combined selective pressure of anaerobic filling and selective sludge wasting. During the monitored operational period, the average volumetric loading rate and organic loading rate were 0.4 kg BOD/m³.d and 0.06 kg BOD/kg TSS.d, respectively.

Methods

Nutrient removal efficiencies were assessed by monitoring specific nitrogen and phosphorus forms in the influent and effluent using standardized ČSN methodologies. The presence of phosphate-accumulating organisms (PAOs) and competitive glycogen-accumulating organisms (GAOs) in the activated sludge was analysed via fluorescence *in-situ* hybridization (FISH) according to van Loosdrecht et al. (2016). Nutrient conversion rates were further investigated using activated sludge activity tests, also based on van Loosdrecht et al. (2016).

RESULTS AND DISCUSSION

Effluent Parameters and Removal Efficiencies

Within 2 weeks, the inoculated activated sludge successfully acclimated to the new conditions of the AGS system, resulting in average effluent concentrations of 0.47 mg/L for N-NH₄ and 0.63 mg/L for P_{tot}, along with high removal efficiencies of 98.9% and 90.8%, respectively. These values met the revised UWWTD P_{tot} discharge requirements for WWTPs of 10,000 – 150,000 PE. However, the N_{tot} limits were not met, with an average effluent concentration of 15.9 mg/L and a removal level of 79.3%, suggesting insufficient denitrification. It is important to note that during this early stage of reactor operation, a fully granular system had not yet developed, limiting the effectiveness of simultaneous nitrification and denitrification.

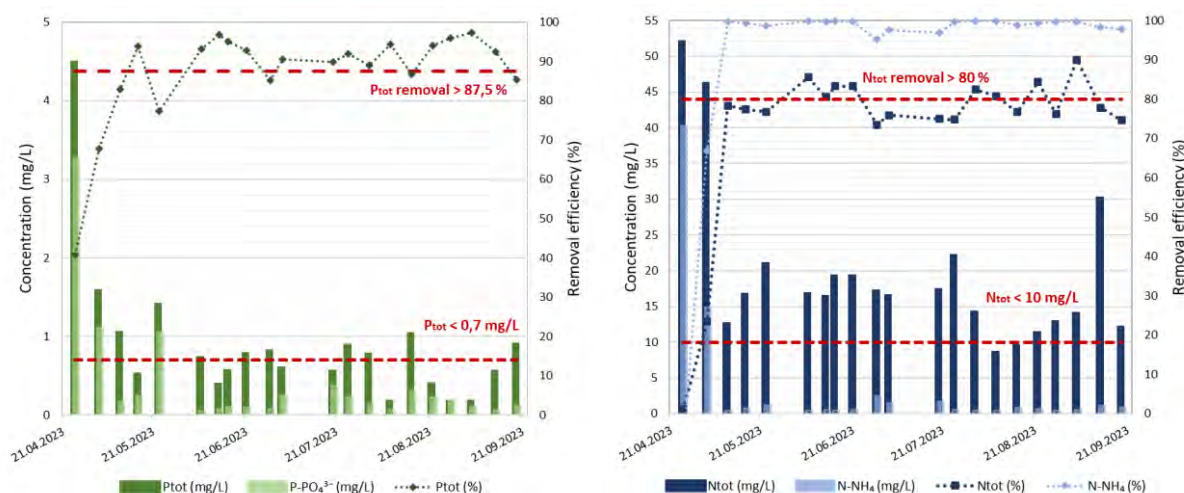


Fig.1. Effluent nitrogen and phosphorus parameters and their removal efficiencies at the AGS pilot plant. Emission limits of nitrogen and phosphorus by revised UWWTD for WWTPs of 10,000 – 150,000 PE in red (European Parliament, 2024).

FISH

FISH analysis indicates that the inoculated activated sludge from the municipal WWTP holds strong potential for effective biological phosphorus removal. The initial relative abundance of

Candidatus Accumulibacter phosphatis, the most dominant PAO in EBPR systems, was above 6 % of the total sludge biomass. For comparison, EBPR-configured WWTPs typically contain 7-8 % of these microorganisms (Bunce et al., 2018; Matýsek et al., 2022).

After 3 months of AGS pilot plant operation, the relative abundance of *Ca. Accumulibacter* nearly doubled, while the presence of *Competibacteraceae*, representative of GAOs, remained stably low. This suggests that the AGS system created favourable conditions for PAO proliferation and even provided a competitive advantage over GAOs, which are a common cause of poor performance in many EBPR systems (Bunce et al., 2018).

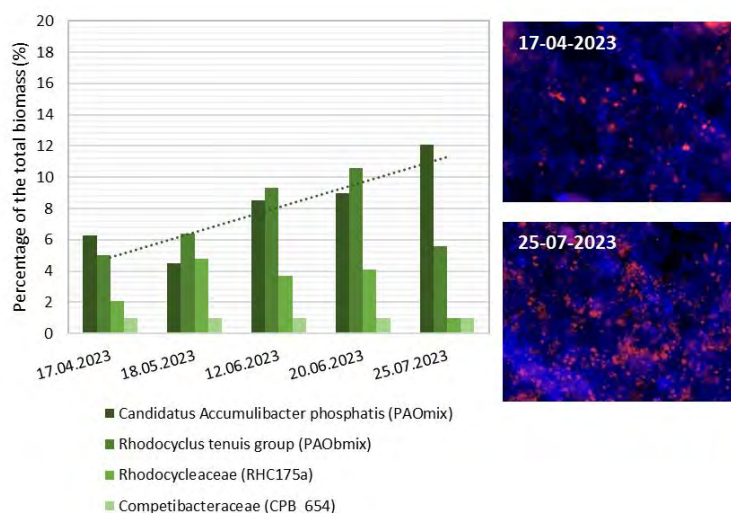


Fig.2. The relative abundance of specific PAO and GAO microorganisms in the activated sludge of the AGS pilot plant determined by FISH. *Ca. Accumulibacter* (PAOmix) visualised in red.

Activated Sludge Activity Tests

Under specific conditions, some PAOs may shift their metabolism to that of GAOs, resulting in their inability to remove phosphorus (Bunce et al., 2018). To ensure that the reactor configuration was optimized not only for PAO growth but also in favour of their P-removal metabolism, activity tests were conducted. The results show that over the monitored period, the anaerobic P-PO₄ release rate more than tripled. In May 2023, a slight decrease in the P-PO₄ release rate was observed, positively correlating with a reduction in PAO relative abundance. It is assumed that this decline may have been caused by selective sludge wasting. PAOs had not yet formed stable agglomerates and were instead distributed as individual cells within the periodically withdrawn slow-settling fraction.

The activity tests were further used to evaluate the efficiency of nitrogen conversions under both oxic and anoxic conditions. The data reveal that the specific nitrification rate decreased slightly over time, as expected when the inoculum was exposed to anaerobic conditions. However, this did not affect the ammonium removal rate, which remained consistently high. The denitrification rate significantly dropped during the first month, presumably due to the absence of an anoxic phase and the reactor configuration limiting heterotroph growth, but it gradually increased thereafter. Correlation between P-PO₄ and N-NO₃ trends may indicate the presence of denitrifying PAOs (DPAOs), microorganisms capable of simultaneous phosphorus

accumulation and denitrification. To confirm this hypothesis, more extensive FISH analysis would be necessary.

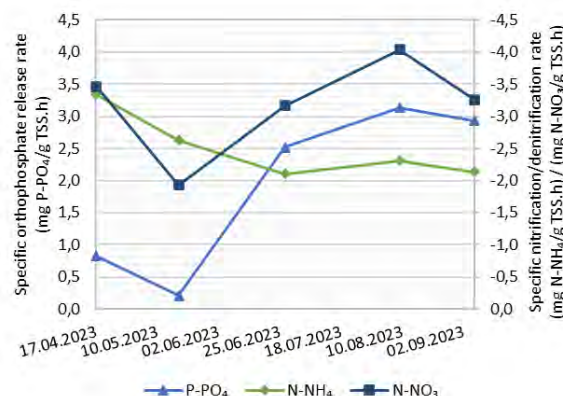


Fig.3. Specific nutrient conversion rates of the activated sludge in the AGS pilot plant: anaerobic P-PO₄ release rate, oxenic nitrification rate, and anoxic denitrification rate

CONCLUSION

The revision of the Urban Waste Water Treatment Directive (UWWTD) has posed new challenges for WWTPs, highlighting the need for more effective nutrient removal strategies. Several studies, including our work, suggest that aerobic granular sludge technology may be a promising solution. Within just 2 weeks of the AGS pilot plant's startup, significant removal of N-NH₄ and P_{tot} was achieved, with P_{tot} levels meeting the revised UWWTD's limits for WWTPs of 10,000 to 150,000 PE. However, N_{tot} discharge requirements were not met, likely due to the reactor's incomplete granulation, which may have limited denitrification without a separate anoxic phase. From a microbiological perspective, the AGS system configuration promoted the growth of PAOs over competing GAOs, presumably also favouring PAO's P-removal metabolism. Despite the activity of nitrifiers slightly decreased with the introduction of anaerobic conditions, high N-NH₄ removal levels were maintained.

REFERENCES

- Bunce, J. T., Ndam, E., Ofiteru, I. D., Moore, A., Graham, D. W. (2018). A Review of Phosphorus Removal Technologies and Their Applicability to Small-Scale Domestic Wastewater Treatment Systems. *Frontiers in Environmental Science*, 6:8.
- European Parliament (2024). European Parliament legislative resolution of 10 April 2024 on the proposal for a directive of the European Parliament and of the Council concerning urban wastewater treatment (recast).
- Hasan, M. N., Altaf, M. M., Khan, N. A., Khan, A. H., Khan, A. A., Ahmed, S., Kumar, P. S., Naushad M., Rajapaksha, A. U., Iqbal, J., Tirth, V., Islam, S. (2021). Recent technologies for nutrient removal and recovery from wastewaters: A review. *Chemosphere* 277(2021) 130328.
- Matýsek, D., Česká, M., Růžičková, I. (2022). Výskyt denitrifikačních polyfosfátakumulujících bakterií v čistírnách odpadních vod na území ČR. *ENTECHO* 5(1), p. 13-17.
- Mertová, D. (2024). Přepracovaná směrnice o čištění městských odpadních vod přináší nové výzvy nejen ve vodohospodářském sektoru. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* 66(4), p. 28–31.
- Pronk, M., van Dijk, E. J. H., van Loosdrecht, M. C. M. (2020). Aerobic granular sludge. *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing, London.
- van Loosdrecht, M. C. M., Nielsen, P. H., Lopez-Vazquez, C. M., Brdjanovic, D. (2016). *Experimental Methods in Wastewater Treatment*. IWA Publishing, London.

APPLICATION OF GRAPHITIC CARBON NITRIDE AND LOW-TEMPERATURE PLASMA TOWARDS DEGRADATION OF ANTIBIOTICS IN WASTEWATER

A. Podmanická^{1*}, F. Zažímal^{1*}, T. Homola^{1,2}

¹CEPLANT - R&D centre for Plasma and Nanotechnology Surface Modifications, Department of Plasma Physics and Technology, Masaryk University, Kotlářská 267/2, 602 00 Brno, Czech Republic

²Department of Environmental Engineering, Institute of Chemical and Environmental Engineering, Faculty of Chemical and Food Technology, Slovak University of Technology, Radlinskeho 9, 812 37 Bratislava, Slovakia

*podmanickaana@gmail.com

*fzazimal@mail.muni.cz

ABSTRACT

We applied combination of Multihollow Surface Dielectric Barrier Discharge (MSDBD) and graphitic carbon nitride (gCN) to test the efficacy of diclofenac degradation in aqueous solution. The results demonstrated excellent sorption and photocatalytic efficiency of gCN in diclofenac degradation. The highest efficacy of diclofenac degradation was achieved by the combination of gCN and MSDBD generated in air. The obtained results were applied to evaluate the feasibility of used technologies in the treatment of wastewater collected from effluent of municipal treatment plant.

KEYWORDS

Advanced oxidation processes (AOPs), diclofenac, photocatalysis, sorption, low-temperature plasma, graphitic carbon nitride (gCN)

1. INTRODUCTION

As populations expand, industrial activities increase, and climate change intensifies, freshwater resources are becoming scarcer and more polluted. Traditional wastewater treatment methods often struggle to remove emerging contaminants, such as pharmaceuticals and microplastics and are energy-intensive and costly. Moreover, the environmental impact and waste generated by conventional systems are of significant concern. This leads us to search for alternative water treatment technologies which can offer more sustainable, efficient, and cost-effective solutions that can better address current water quality issues, reduce carbon footprints, and adapt to local conditions, ultimately ensuring a safe and reliable water supply for diverse communities.

Low-temperature atmospheric plasma is a partially ionized gas consisting of many collectively interacting particles. It can be generated at room temperature and atmospheric pressure, offering a unique system of electrons, protons, neutrals, metastable species, reactive oxygen or nitrogen species, photons and others. Unlike high-temperature plasma, low-temperature plasma can be applied on heat-sensitive surfaces and biological tissues without profound impact on their structure. This makes low-temperature plasma treatment feasible in a range of applications, including sterilization, wound healing, material processing, and environmental decontamination. The plasma is created by applying electrical energy to a gas, causing its molecules to ionize and produce a system of interacting particles. The generated species shown previously as highly effective at

decomposing contaminants and pathogens in air or water media without the need for harmful chemicals or high temperatures, making low-temperature plasma promising technology for sustainable and eco-friendly applications in healthcare, agriculture, and industrial sectors.

Multihollow Surface Dielectric Barrier Discharge (MSDBD) plasma discharge is a type of non-thermal plasma generated by applying high-voltage microsecond-duration pulses across a dielectric barrier formed by many openings (**Fig. 1**). The plasma is generated inside the openings within two parallel electrodes embedded in ceramics resulting in a uniform and stable plasma at ambient conditions, characterized by short-lived, energetic micro discharges. The big advantage of MSDBD technology over conventional plasma systems is that the plasma is not in contact with the electrode system which allows for the long-term stability of generated plasma. This is of particular interest in applications including the treatment of water. MSDBD plasma discharges offer significant advantages over traditional chemical treatments in various applications, such as sterilization, surface modification, and environmental remediation. Unlike chemicals, which can leave behind harmful residues and require careful handling and disposal, MSDBD plasma discharges produce reactive species like ions, radicals, and ozone that effectively neutralize pathogens, degrade pollutants, and modify surfaces without leaving toxic by-products. The application of MSDBD plasma discharges also reduces the reliance on hazardous chemicals, decreasing environmental impact and enhancing safety for both users and ecosystems. Moreover, the energy-efficient nature of MSDBD plasma technology, combined with its ability to achieve targeted effects rapidly, makes it a cost-effective and sustainable alternative to conventional chemical-based methods.

Diclofenac, a widely used non-steroidal anti-inflammatory drug (NSAID), has become a significant environmental contaminant in water bodies due to its extensive use in human and veterinary medicine. It enters aquatic environments primarily through wastewater effluents, as it is not fully metabolized in the human body and is excreted unchanged. Traditional wastewater treatment plants are often unable to completely remove

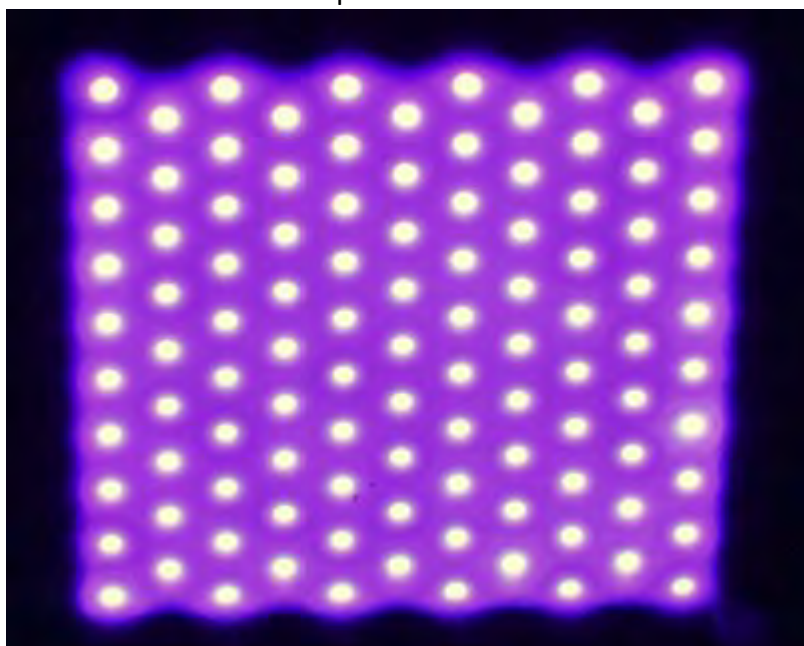


Figure 1: Photograph of MSDBD discharge generated in air.

diclofenac, resulting in its accumulation in rivers, lakes, and groundwater. The presence of diclofenac in water is concerning due to its toxic effects on aquatic life, particularly fish and amphibians, where it can cause renal failure, liver damage, and even death at higher concentrations. As such, the contamination of water by diclofenac represents a pressing environmental issue that calls for the development of advanced treatment technologies and stricter regulations to mitigate its harmful effects on ecosystems and human health.

Graphitic carbon nitride (gCN) is made of carbon and nitrogen, with a structure like graphite. It belongs among the popular nanomaterials, especially in photocatalysis, because of its special electronic properties. With a band gap of about 2.7 eV, it allows for visible-light-driven processes, which is useful for various applications including hydrogen production, CO₂ conversion or photocatalytic purification of water or air media. It is stable, non-toxic, and easily available, which adds to its attractiveness. Its ability to work under visible light, combined with its low cost and sustainability, makes it a promising candidate for visible-light-driven photocatalytic purification of wastewater.

In our work, we tested the feasibility of MSDBD technology and gCN in the treatment of diclofenac aqueous solution. We optimized the ideal conditions of the treatment to find the optimal parameters to achieve the best efficacy. We varied parameters such as the distance of the plasma discharge from the liquid surface, the working atmosphere in which the plasma was generated (oxygen or air) and the concentration of gCN. Simultaneously, we tested different approaches including photolysis, absorption, MSDBD treatment, photocatalysis and finally their combinations to achieve the highest possible cleaning efficiency. The results of this work were directly applied to the treatment of real wastewater effluent.

METHODS

MSDBD (Roplass s.r.o., Czech Republic) was operated at synthetic air and oxygen with a flow of 10 l/min at an operational power of 35 W. Various distances of MSDBD from water level were tested ranging between 1-16 mm. The experimental time was 60 minutes. The concentration of diclofenac was monitored by UV-VIS spectrophotometer Perkin Elmer Lambda 1050+. The degradation experiments of diclofenac were done in home-made reactor allowing for the use of MSDBD discharge, UVA lamp (405 nm wavelength), and photocatalytic material which was gCN in the form of powder. The material properties of gCN were analysed by various experimental methods, for further information, the reader can contact the corresponding author.

RESULTS AND DISCUSSION

The degradation efficiency of diclofenac in an aqueous solution determined based on the relative decrease of concentration is demonstrated in **Fig. 2**. The treatment by MSDBD plasma utilizing oxygen as a working atmosphere led to a degradation efficacy of around 50 % over 60 minutes. A better result was obtained when MSDBD was operated in air leading to enhanced efficiency around 60 %. An excellent sorption capability of gCN for attachment of diclofenac was shown by a rapid decrease of concentration reaching around

75 % after already 5 minutes of experiment. With the prolonged experimental time, the concentration decreased slightly, and the resulting efficiency was saturated around 80 %. The best degradation efficacy was achieved when the combination of both MSDBD generated in air and gCN irradiated in testing solution by UVA light. This combination resulted in an efficacy of around 85 %. It is to note, that we further expanded the research and repeated the experiments when we applied liquid chromatography to determine the degradation efficacy more precisely. More results can be discussed during the poster presentation of the corresponding author.

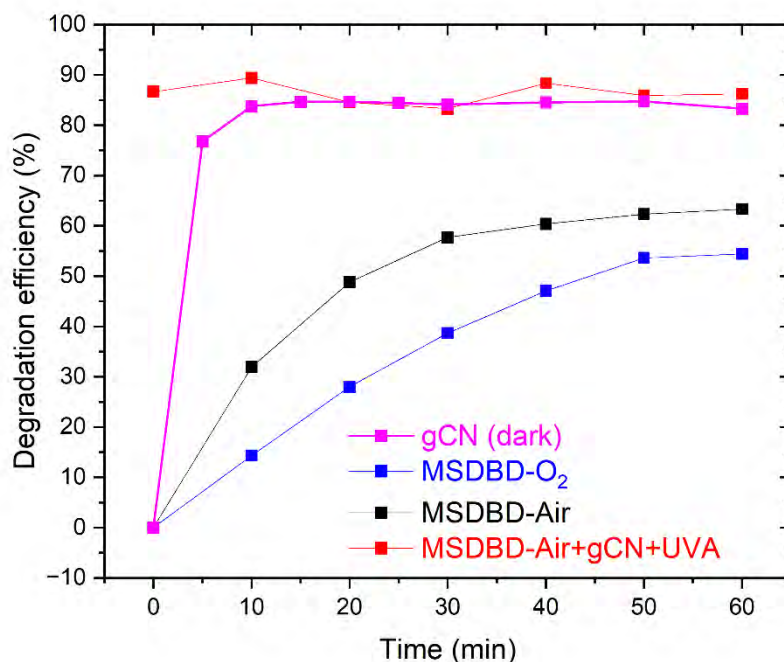


Figure 2: Selected results from degradation experiments with diclofenac aqueous solution. The degradation efficiency of diclofenac over experimental time is demonstrated for various technologies applied (sorption by graphitic carbon nitride, treatment by MSDBD plasma, and combination of photocatalysis by gCN and MSDBD treatment).

CONCLUSION

Developed gCN material demonstrated high efficacy for sorption and photocatalytic degradation of diclofenac. In combination with MSDBD technology generating discharge in air, the best degradation efficacy was achieved to be nearly 85 % of the original diclofenac concentration. These results underscored the applicability of the tested combination of methods. This motivated us to further extend this research to evaluate the efficacy of the herein presented methods and their combinations towards the degradation of antibiotics in real wastewater effluent.

ACKNOWLEDGEMENT

Research infrastructure was funded by project LM2023039 from the Ministry of Education, Youth, and Sports of the Czech Republic.

SPÔSOBY AKTIVÁCIE A MODIFIKÁCIE BIOCHARU PRE ZLEPŠENIE ÚČINNOSTI ODSTRAŇOVANIA LIEČIV Z VODNÉHO ROZTOKU ADSORPCIOU

Tulipánová A.^{1*}, Lukáč, T.¹, Zažímal, F.², Homola, T.¹, Mackuľak, T.^{1,3}, Imreová, Z.^{1,3}

¹Slovenská technická univerzita, Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Radlinského 9, 812 37 Bratislava

²Masarykova univerzita, Ústav fyziky a technológií plazmatu, Kotlářská 267/2, 611 37 Brno

³Micropoll s.r.o., Vazovova 5, 812 43 Bratislava

*autor pre korešpondenciu, email: alexandra.tulipanova@stuba.sk

ABSTRAKT

Táto štúdia sa zaoberá účinnosťou rôznych modifikácií biocharu na odstraňovanie sodnej soli diklofenaku z vodného roztoku adsorpciou. Biochar bol pripravený pyrolýzou slivkových kôstok a následne modifikovaný fyzikálne mletím a bázickou modifikáciou pomocou hydroxidu draselného. Charakteristika adsorpčných vlastností bola skúmaná pomocou analýzy špecifického povrchu a adsorpčných testov. Adsorpčná kinetika bola modelovaná pomocou pseudo-druhého rádu a adsorpčné izotermy boli analyzované Langmuirovým a Freundlichovým modelom. Výsledky naznačujú, že modifikácia biocharu pomocou hydroxidu draselného výrazne zlepšuje jeho adsorpčné vlastnosti, čo sa prejavuje vyššou adsorpčnou kapacitou a lepšou zhodou s oboma modelmi.

KLÚČOVÉ SLOVÁ

Adsorpcia, biochar, diklofenak, modifikácia, pyrolýza

1. ÚVOD

S rastúcimi nárokmi na ochranu životného prostredia sa pozornosť stále viac sústreďuje na nové kontaminanty, ktoré predstavujú komplexné organické látky ohrozujúce ľudské zdravie a ekosystémy. Pochádzajú z liečiv, výrobkov osobnej starostlivosti, priemyselných chemikálií a ďalších zdrojov. V životnom prostredí sú odolné a môžu pretrvávajú dlhodobo, migrovať a transformovať sa v ekosystémoch (Cheng a kol., 2021). Adsorpcia je jedným z hlavných mechanizmov odstraňovania organických kontaminantov. Biochar je porézna pevná látka bohatá na uhlík, ktorá sa vyrába z biomasy pyrolýzou za neprítomnosti kyslíka a predstavuje cenovo dostupný adsorbent (Wang a Wang, 2019; Liu et al., 2018). Adsorpčná kapacita biocharu priamo súvisí s jeho fyzikálno-chemickými vlastnosťami, ako je plocha povrchu, distribúcia veľkosti pórov, funkčné skupiny a kationová výmenná kapacita, pričom fyzikálno-chemické vlastnosti sa líšia v závislosti od podmienok prípravy ako prevádzkové parametre pyrolýzneho procesu či chemické zloženie biomasy ako vstupnej suroviny (Wang a Wang, 2019; Lehmann a kol., 2024). Produkt získaný priamo z pyrolýzy biomasy bez dodatočnej úpravy má však vo všeobecnosti nízku pórovitosť, malú špecifickú plochu a nevhodné funkčné skupiny na povrchu materiálu. Vhodnou fyzikálnou alebo chemickou úpravou sa môže biochar aktivovať a modifikovať za účelom zefektívnenia adsorpcie kontaminantov (Li a kol., 2023; Kumar a kol., 2022). V súčasnosti metódy modifikácie zahŕňajú acidobázickú modifikáciu, modifikáciu oxidom/soľou kovu či modifikáciu mletím (Cheng a kol., 2021). V tomto príspevku sme sa zamerali na odstraňovanie sodnej soli diklofenaku (DCF) z vodného roztoku adsorpciou na biochar. DCF je nesteroidné protizápalové liečivo, ktorého široké použitie viedlo k jeho častému výskytu v povrchových vodách, odpadových vodách a dokonca aj v pitnej vode (Sathishkumar a kol., 2020).

2. MATERIÁL A METÓDY

Výroba biocharu a jeho modifikácia

Biochar v našej práci bol vyrobený z mletých slivkových kôstok pri teplote 600 °C v trvaní 60 minút s gradientom 10 °C /min bez prítomnosti kyslíka. Ako prvú metódu modifikácie biocharu sme zvolili fyzikálnu metódu mletím na frakciu 63 až 100 mikrometrov. Druhým spôsobom bola bázická modifikácia prídavkom hydroxidu draselného (Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, USA) v pomere 4:1 ku vyrobenému biocharu a následnou pyrolýzou pri teplote 500 °C v trvaní 30 minút a rovnakým gradientom. Po pyrolýze bol biochar premytý kyselinou chlorovodíkovou (Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, USA) do neutrálneho pH. Vplyv jednotlivých modifikácií sme zisťovali meraním charakteristiky biocharu pomocou analýzy špecifického povrchu a adsorpčnými testami.

Analýza špecifického povrchu

Pre zistenie charakteristík adsorbentov ako špecifický povrch, objem pórov a porozita sa využila analýza špecifického povrchu (BET), ktoré je popísaná v štúdií Imreová a kol. (2023).

Adsorpčná kinetika

Na určenie času potrebného na dosiahnutie adsorpčnej rovnováhy sa vodný roztok DCF (Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, USA) s koncentráciou 25 mg/l umiestnil do kontaktu s biocharom (2 g/l). Experimentálne podmienky boli nasledovné: rýchlosť trepania 200 otáčok za minútu, teplota 25 ± 1 °C, pH ~ 7. V časových intervaloch sa odoberalo 5 ml vzorky, ktorá sa prefiltrovala cez nitrózocelulózový filter s veľkosťou pórov 0,22 μm (Millipore, Massachusetts, USA) pomocou filtračnej aparatury s vákuovou pumpou. Koncentrácia adsorbátu sa stanovila spektrofotometricky pri vlnovej dĺžke 276 nm. Na vyhodnotenie kinetiky adsorpčného procesu sa využila kinetika pseudo-druhého rádu (1).

$$q = \frac{K_2 \cdot q_e^2 \cdot t}{1 + K_2 \cdot q_e \cdot t} \quad (1)$$

Kde

q je adsorpčná mohutnosť [mg/g],

q_e je adsorpčná mohutnosť pri rovnovážnom čase [mg/g],

t je čas [h],

K_2 je adsorpčná konštanta pseudo-druhého rádu [g/(mg.h)].

Adsorpčné izotermy

V tejto časti experimentu boli pripravené vodné roztoky s koncentraciami DCF v rozsahu 5 až 25 mg/l. Koncentrácia biocharu ako aj experimentálne podmienky boli rovnaké ako v prípade predošlého experimentu. Po uplynutí rovnovážneho času zisteného v predošlom experimente sa roztoky prefiltrovali a zmerala sa absorbancia pri vlnovej dĺžke 276 nm. Na popis adsorpcie bol využitý model Langmuirovej, Freundlichovej adsorpčnej izotermy opísané rovnicami (2) a (3).

$$q = \frac{q_0 \cdot b \cdot c_e}{1 + b \cdot c_e} \quad (2)$$

$$q = K_F \cdot c_e^{\frac{1}{n}} \quad (3)$$

Kde

q_0 je adsorpčná mohutnosť pri vytvorení nasýtenej monomolekulovej vrstvy [mg/g],

b je konštanta langmuirevej izotermy [l/mg],

c_e je dosiahnutá rovnovážna koncentrácia adsorbátu [mg/l],

K_F je konštanta Freundlichovej izotermy – maximálna adsorpčná kapacita [$\text{mg}^{(1-\frac{1}{n})} \text{g}^{-1} \cdot \text{l}^{\frac{1}{n}}$],

n je konštanta charakterizujúca intenzitu adsorpcie a heterogenitu povrchu [-],

3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Špecifický povrch a pórovitosť materiálov zohrávajú kľúčovú úlohu pri ich adsorpčnej účinnosti, ktoré rozhodujú o množstve/kvalite dostupných aktívnych miest v biocharu (Imreová a kol., 2023; Leng a kol., 2021). Oba spôsoby modifikácie biocharu viedli ku zvýšeniu špecifického povrchu, celkového objemu pórov a aj relatívneho podielu mikropórov na celej ploche povrchu materiálov (Tab.1).

Tab. 1. Špecifický povrch, objem pórov a porozita skúmaných adsorbentov

	Špecifický povrch	Objem pórov	Porozita
	m ² /g	cm ³ /g	%
Biochar (bez modifikácie)	230,5	0,135	63
Biochar (mletie)	379,5	0,195	80
Biochar (KOH)	830,0	0,373	93

Kinetický model pseudo-druhého rádu sa bežne používa na popis adsorpcie organických znečisťujúcich látok na uhlíkových materiáloch. Proces je obmedzený rýchlosťou chemickej adsorpcie (Imreová a kol., 2023). Vyššie hodnoty rýchlostných konštánt (Tab.2) v prípade nemodifikovaného biocharu a biocharu modifikovaného mletím súvisia s tým, že aktívne miesta na povrchu adsorbenta sa zaplnili rýchlejšie, pretože ich počet je nižší v porovnaní s biocharom modifikovaným hydroxidom draselným.

Tab. 2. Parametre Langmuirevej izotermy, Freundlichovej izotermy vrátane koeficientov determinácie (R^2), pre jednotlivé skúmané adsorbenty.

	Pseudo-druhý rád		Langmuirova izoterma			Freundlichova izoterma		
	K_2	R^2	q_0	b	R^2	K_F	n	R^2
Biochar	60,00	0,85	19,68	1,16E-04	0,06	2,36E-10	0,16	0,27
Biochar (mletie)	54,00	0,76	1,08	0,08	0,45	0,14	1,95	0,39
Biochar (KOH)	0,61	0,75	9,17	1,36	0,93	4,89	3,33	0,99

Adsorpčná izoterma je kľúčová pre opis mechanizmu adsorpcie a vlastností adsorbentu, pretože opisuje vzťah medzi koncentráciou adsorbátu v roztoku a jeho množstvom adsorbovaným na povrchu adsorbenta. V tomto prípade boli adsorpčné izotermy analyzované pomocou Freundlichovho a Langmuirovho modelu. Freundlichov model predpokladá adsorpciu na heterogénnom povrchu s viacvrstvom mechanizmom, zatiaľ čo Langmuirov model predpokladá adsorpciu na homogénnom povrchu, kde sa vytvára jedna vrstva adsorbátu (Imreová a kol., 2023). Parametre oboch modelov boli získané nelineárnou regresiou a sú uvedené v Tab. 2. Biochar bez modifikácie síce vykazuje vysokú maximálnu adsorpčnú kapacitu podľa Langmuirovho modelu, avšak jeho zhodu s týmto modelom a aj

Freundlichovým modelom možno považovať za nedostatočnú. Rovnako tieto modely nedostatočne opisujú adsorpciu v prípade biocharu modifikovaného mletím, čo naznačuje, že adsorpcia na týchto materiáloch je menej predvídateľná a variabilná. Biochar modifikovaný hydroxidom draselným vykazuje vysokú zhodu s oboma izotermickými modelmi. Tieto výsledky naznačujú, že táto modifikácia vedie k materiálu s vysokou adsorpčnou kapacitou a priaznivým adsorpčným správaním. Na základe vyššej hodnoty koeficientu determinácie v prípade Freundlichovho modelu usudzujeme, že adsorpcia prebieha na heterogénnom povrchu a pravdepodobne ide o viacvrstvový proces.

4. ZÁVER

DCF je odolný voči biologickej degradácii a bežné čistenie odpadových vôd ho neodstraňuje efektívne, čo vyvoláva otázku, ako ho účinne eliminovať. Jedným z riešení je adsorpcia, kde sa biochar často používa ako adsorbent. Avšak, nemodifikovaný biochar nie je dostatočne účinný, preto táto práca skúma možnosti jeho modifikácie. Výsledky tejto štúdie ukazujú, že modifikácia biocharu pomocou hydroxidu draselného vedie k výraznému zvýšeniu adsorpčnej kapacity a priaznivým adsorpčným vlastnostiam, čím sa biochar stáva efektívnym adsorbentom na odstraňovanie diklofenaku z vodných roztokov. Naopak, fyzikálna modifikácia mletím nepriniesla významné zlepšenie adsorpčných vlastností. Z výsledkov vyplýva, že pre efektívnu aplikáciu biocharu ako adsorbenta je kľúčová vhodná chemická modifikácia, ktorá dokáže optimalizovať špecifický povrch a distribúciu pórov v materiáli.

POĎAKOVANIE

Táto publikácia bola vytvorená v rámci projektu APVV-22-0292, APVV-21-0076, VEGA 1/0436/23 a Horizont 2020 na základe dohody o grante v rámci mechanizmu financovania Marie Skłodowska-Curie č. 945478. Ďakujeme Dr. Stanislave Debnárovej a Lukášovi Vránovi z Masarykovej univerzity za materiálovú analýzu.

ZOZNAM LITERATÚRY

- Liu, Y., Lonappan, L., Brar, S. K., Yang, S. (2018). Impact of biochar amendment in agricultural soils on the sorption, desorption, and degradation of pesticides: a review. *Science of the total environment*, 645, 60-70.
- Wang, J., & Wang, S. (2019). Preparation, modification and environmental application of biochar: A review. *Journal of Cleaner Production*, 227, 1002-1022.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (Eds.). (2024). *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*. Taylor & Francis.
- Li, R., Wu, Y., Lou, X., Li, H., Cheng, J., Shen, B., Qin, L. (2023). Porous biochar materials for sustainable water treatment: synthesis, modification, and application. *Water*, 15(3), 395.
- Kumar, A., Bhattacharya, T., Shaikh, W. A., Chakraborty, S., Sarkar, D., Biswas, J. K. (2022). Biochar modification methods for augmenting sorption of contaminants. *Current Pollution Reports*, 8(4), 519-555.
- Cheng, N., Wang, B., Wu, P., Lee, X., Xing, Y., Chen, M., Gao, B. (2021). Adsorption of emerging contaminants from water and wastewater by modified biochar: A review. *Environmental Pollution*, 273, 116448.
- Sathishkumar, P., Meena, R. A. A., Palanisami, T., Ashokkumar, V., Palvannan, T., Gu, F. L. (2020). Occurrence, interactive effects and ecological risk of diclofenac in environmental compartments and biota-a review. *Science of the total environment*, 698, 134057.
- Imreová, Z., Staňová, A. V., Zažímal, F., Debnárová, S., Vrána, L., Petrovičová, N., Tulipánová, A., Lukáč, T., Végh, D., Stýskalík, A., Mackuľák, T., Homola, T. (2024). Low-cost carbon-based sorbents for the removal of pharmaceuticals from wastewaters. *Journal of Water Process Engineering*, 61, 105181.
- Leng, L., Xiong, Q., Yang, L., Li, H., Zhou, Y., Zhang, W., Jiang, S., Li, H., Huang, H. (2021). An overview on engineering the surface area and porosity of biochar. *Science of the total Environment*, 763, 144204.

ELIMINACE FOSFORU V POVRCHOVÝCH VODÁCH POMOCÍ PEVNÝCH SORBENTŮ

Vokurková K.*, Kujalová H.

Ústav technologie vody, Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Technická 5, 166 28 Praha 6

*email: vokurkoa@vscht.cz

ABSTRAKT

Příčinou eutrofizace povrchových vod je nadlimitní koncentrace fosforu. Zvýšená úživnost vodního sloupce způsobuje nárůst biomasy a následné zhoršení kvality vod a změny v biochemických a chemických cyklech. Tento příspěvek je zaměřen na možnosti odstranění přebytku fosforu ze stojatých povrchových vod. Ve vsádkovém testu byly použity sorbenty využívající adsorpci fosforečnanových iontů či jiných fyzikálně-chemických dějů (srážení, komplexace). Sledován byl pokles koncentrace celkového fosforu a rozpuštěného reaktivního fosforu ve vodě v závislosti na době kontaktu s vybranými sorbenty obsahujícími lanthan nebo železo, a to komerčně dostupnými i laboratorně připravenými.

KLÍČOVÁ SLOVA

Eliminace fosforu; pevné sorbenty; povrchové vody; sorpce

ÚVOD

5. Z důvodu zvýšeného množství splachů z polí obsahujících hnojiva a odtoků z malých čistíren odpadních vod se do povrchových vod vnáší vyšší koncentrace fosforu, než je pro vodní systém únosné. Z tohoto důvodu je žádoucí vnos fosforu do vodního sloupce eliminovat. Pokud je v nádrži nadlimitní koncentrace celkového fosforu, tzn. podle normy environmentální kvality nad $0,05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, lze využít různých opatření aplikovaných přímo v nádrži. Jedním z nich je použití pevných sorbentů, jejichž úlohou je adsorbovat na svůj povrch fosforečnanové ionty, a tím snížit koncentraci fosforu, kterou mohou využít organismy k asimilaci a svůj následný rozvoj, což zpomalí eutrofizaci.

6. V sorbentech jsou zabudovány kationty kovů, nejčastěji kationty železa, vápníku, hliníku, v novějších technologiích i kationty lanthanu či yttria. Čtyři vybrané sorbenty pro tento výzkum obsahovaly železo a lanthan, přičemž dva z nich byly komerčními produkty a dva připraveny přímo v laboratoři na základě studia literatury.

7. Cílem práce bylo sledovat účinnost sorpce a možnou následnou desorpci fosforečnanových iontů zpět do vodního sloupce ve vsádkovém testu za použití přírodní povrchové vody a zhodnotit další aspekty pro budoucí využití.

MATERIÁL A METODY

Pro testy bylo použito vsádkové uspořádání. Dvoulitrové kádinky byly naplněny přírodní vodou odebranou z vodní nádrže Džbán, k níž byl přidán roztok KH_2PO_4 pro dosažení zvolené počáteční koncentrace orthofosforečnanového fosforu, a to $0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a $0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, což jsou hodnoty, které lze v ČR ve vodních nádržích naměřit a které již jsou z hlediska eutrofizace vysoké. Hodnocení sorbentů proběhlo ve vsádkách nasazených paralelně dvakrát. Před aplikací sorbentů byly vzorky zanalyzovány, po přidavku sorbentů byly odebrány tři vzorky v prvních třech hodinách, následně během dvou měsíců proběhlo dalších šest, resp. pět stanovení v případě testování sorbentu Phoslock®.

Metody pro analýzu vzorků

Celkový fosfor a reaktivní fosfor byly stanovovány ve filtrovaném vzorku za použití podtlakové filtrace stříkačkou s filtrem ze skleněných vláken Whatman GF/C. Stanovení bylo prováděno

podle normy ČSN EN ISO 6878 (75 7465), tj. metodou za použití molybdenanu amonného se spektrofotometrickou koncovkou (absorbance byla měřena na přístroji SPEKOL 11 v 5cm nebo 2cm kyvetě). Na obdobném principu je založeno měření na analyzátoru Gallery™ (Thermo Scientific), na němž lze díky zautomatizování metody dosáhnout efektivnější práce. Poslední použitou metodou pro některé ze sérií vzorků byla metoda ICP-OES (Optima DV2000, výrobce Perkin Elmer). Ta byla využita pro analýzu celkového fosforu a také lanthanu uvolněného ze sorbentů.

Použité sorbenty

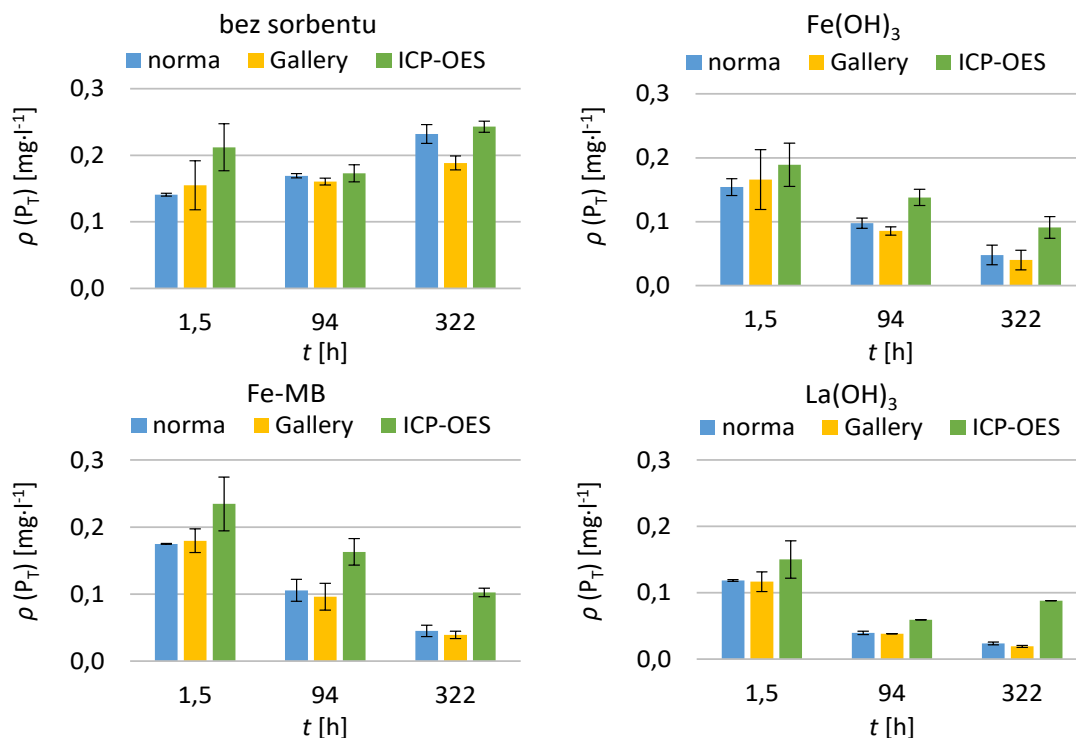
Podrobeny testování byly čtyři sorbenty. Dva obsahovaly kationty lanthanu a dva kationty železa: lanthanem modifikovaný bentonit, $\text{La}(\text{OH})_3$, železem modifikovaný bentonit, $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Bentonit vykazuje absorpční schopnosti, koncentrace celkového fosforu poklesla během 72 hodin z hodnoty $0,54 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ na $0,39 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Vokurková, 2024). Tento pokles není příliš významný, z tohoto důvodu jsou výhodné modifikace. Ve vsádkách byl použit lanthanem modifikovaný bentonit, dostupný pod komerčním názvem Phoslock®, dávkován byl v koncentraci $0,5 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$, což je 10x více, než je doporučeno výrobcem. Při doporučené dávce totiž nebyl ve vsádkách zaznamenán žádný vliv sorbentu na koncentraci celkového fosforu (Vokurková, 2024). Dalším sorbentem k testování byl $\text{Fe}(\text{OH})_3$ zakoupený pod názvem Ferrosorp RW, dávkován byl v koncentraci $1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$.

Laboratorně byl také připraven železem modifikovaný bentonit (Fe-MB), inspirovaný přípravou dle lit. (Wang a kol, 2016). Bentonit (4,26 g) a Semidol – polovypálený dolomit (7,74 g) byly namlety v elektrickém mlýnku na částice menší než 1 mm. Dále byl přidán škrob (6,00 g), $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (2,00 g) a 6 ml destilované vody. Ze směsi byla vytvořena zelená pasta, která po 24 hodinách v sušárně při $110 \text{ }^\circ\text{C}$ změnila zbarvení na rezavě hnědou, následně se sypká směs vyžihala v peci při $600 \text{ }^\circ\text{C}$. Výtěžek připravovaného sorbentu byl 62,3 %. Produkt byl rozetřen v misce a v koncentraci $1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ byl použit do vsádek.

Sorbent $\text{La}(\text{OH})_3$ byl připraven podle článku (Wu a kol, 2022), z 37,14 g $\text{LaCl}_3\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ rozpuštěného v 250 ml destilované vody bylo alkalizací pomocí 100 ml 3M roztoku NaOH při konstantním míchání a zahřívání na $45 \text{ }^\circ\text{C}$ získána suspenze $\text{La}(\text{OH})_3$. Pomocí centrifugy byla oddělena tuhá fáze, která byla 18 hodin sušena při $60 \text{ }^\circ\text{C}$. Výsledný produkt s výtěžkem 47,4 % byl rozetřen v třecí misce a v koncentraci $0,1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ dávkován do vsádek.

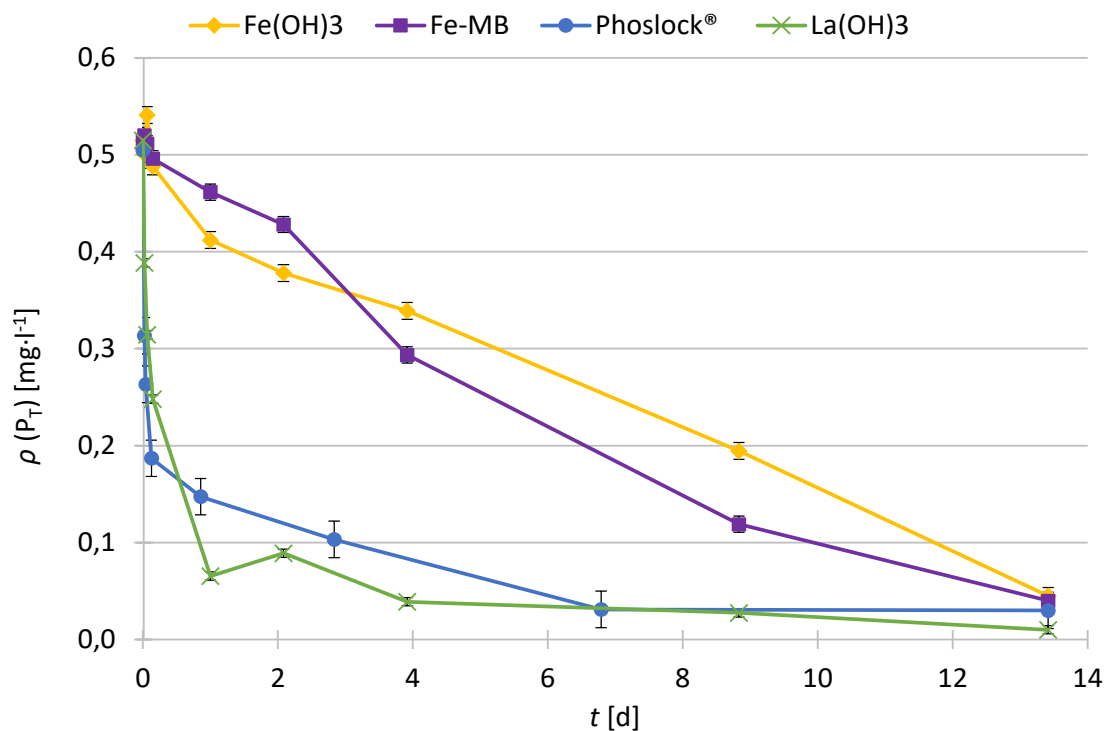
VÝSLEDKY A DISKUZE

Vzorky odebrané ze vsádek se sorbenty $\text{Fe}(\text{OH})_3$, Fe-MB, $\text{La}(\text{OH})_3$ byly analyzovány především na analyzátoru Gallery™. Zároveň byly tyto vsádky ve vybraných časech analyzovány taktéž podle normy ČSN a metodou ICP-OES. Toto porovnání je vyneseno v grafu na Obr. 1. Ukázalo se, že data získaná metodou podle normy ČSN jsou v rámci směrodatné odchylky porovnatelná s daty z analyzátoru Gallery™. Obě metody jsou založené na spektrofotometrické koncovce, kdy jsou analyzovány formy fosforu, které reagují s molybdenanem amonným. Výsledné koncentrace získané metodou ICP-OES jsou obecně vyšší, důvodem je jiná metoda stanovení, která zahrnuje veškerý přítomný fosfor. Za nejpřesnější data jsou považovány hodnoty z posledního měření, kdy byly vzorky před měřením uchovávány ve vzorkovnicích vymytých HCl.



Obr. 17. Graf porovnávající tři metody analýzy celkového fosforu, metodou podle normy ČSN, analyzátořem Gallery™, metodou ICP-OES

V následujícím grafu na Obr. 2 je znázorněn pokles hmotnostní koncentrace celkového fosforu v závislosti na čase během 14 dnů působení sorbentů. Vsádky obsahující sorbent Phoslock® byly stanoveny podle normy ČSN, ostatní sledované hodnoty koncentrací ve vsádkách byly vyneseny z analyzátořu Gallery™.



Obr. 18. Graf znázorňující pokles hmotnostní koncentrace celkového fosforu v závislosti na čase

Data vynesená v grafu na Obr. 2 jsou již korigována na slepé stanovení, tzn. pouze surovou vodu obohacenou o standardní roztok fosforečnanů. U všech použitých sorbentů je viditelný pokles koncentrace celkového fosforu až pod hodnotu $0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, která je podle lit. (Pitter, 2015) limitem imisního standardu vzhledem k rozvoji eutrofizace. Rozdíly mezi sorbenty jsou patrné v rychlosti jejich účinku. Sorbenty obsahující železo, které se používají i na ČOV, mají pozvolnější vliv na snížení fosforu ve vsádce, koncentrace klesla na polovinu té původní za týden. Tento pokles při použití sorbentů obsahující lanthan je zaznamenán již během několika hodin. Účinnost $\text{La}(\text{OH})_3$ je oproti sorbentu Phoslock® patrně větší, avšak hydroxid uvolňoval do vodního sloupce průměrně $0,034 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ lanthanu, zatímco vsádky obsahující sorbent Phoslock obsahovaly koncentraci lanthanu pod mezí stanovitelnosti.

Po více jak dvou měsících průběhu experimentu byl odebrán vzorek k poslednímu stanovení, při kterém se ověřilo, zda nedochází k desorpci fosforečnanových iontů ze sorbentů zpět do vodního sloupce. U žádného z testovaných sorbentů k tomuto jevu nedošlo, což je pro budoucí použití v terénu zásadní faktor.

Nevýhodou sorbentů Phoslock® a $\text{La}(\text{OH})_3$ přes jejich výbornou účinnost je vysoká pořizovací cena. Náklady na aplikaci sorbentu Phoslock® do nádrže Džbán by při ceně 5 000 Kč za 10 kg a dávkování doporučeném výrobcem byly kolem 7 milionů Kč. Cena 100 g $\text{LaCl}\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ potřebného pro výrobu druhého sorbentu je více než 2 000 Kč. Oproti tomu sorbenty obsahující železo mají náklady podstatně nižší, proto jsou pro budoucí využití výhodnější.

ZÁVĚRY

Využití pevných sorbentů v přírodních povrchových vodách není aktuálně příliš používáno, nevýhodou je jejich obtížnější aplikace do velkoplošných nádrží, velká spotřeba a s tím související vysoká pořizovací cena některých z nich. Avšak pro krizové situace malých vodních děl mají nepopíratelný potenciál.

PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych poděkovala Ústavu technologie vody a prostředí na VŠCHT v Praze, který zafinancoval tento výzkum pro mou bakalářskou práci.

SEZNAM LITERATURY

- Pitter P. (2015). *Hydrochemie*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha
- Vokurková K. (2024). Eliminace fosforu v povrchových stojatých vodách. Bakalářská práce. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Fakulta technologie ochrany prostředí
- Wang D. a kol. (2016). Investigation on the adsorption of phosphorus by Fe-loaded ceramic adsorbent. *Journal of Colloid and Interface Science*, sv. 464, s. 277-284. ISSN 1095-7103-0021-9797.
- Wu D. a kol. (2022). Synergistic adsorption of phosphorus by iron in lanthanum modified bentonite (Phoslock): New insight into sediment phosphorus immobilization. *Water Research*, sv. 134, s. 32-43. ISSN 1879-2448-0043-1354.

REKONSTRUKCE HISTORICKÉHO POVRCHU V MÍSTĚ VODNÍHO DÍLA FLÁJE S VYUŽITÍM METOD GEOINFORMATIKY

Soukup O.

soukup.odan@seznam.cz

ABSTRAKT

Tato práce se zaměřuje na využití moderních technologií, konkrétně batymetrie, laserového skenování, nebo rekonstrukci před-přehradního reliéfu a budov zaniklé (zatopené) obce Fláje. Cílem práce je provést 3D rekonstrukci této obce (se zaměřením na její centrum) a analyzovat vývoj reliéfu v oblasti vodního díla Fláje s využitím metod geoinformatiky.

Součástí práce je literární rešerše na danou problematiku, dále jsou v práci popsány metody a technologie, které byly použity k získání dat. V závěru práce jsou stručně uvedeny výsledky s odkazy na ně.

V první fázi práce se shromažďují archivální materiály jako staré mapy, letecké snímky a fotodokumentace obce Fláje. Na základě těchto dat se určuje umístění původních staveb obce a rekonstruuje před-přehradní reliéf.

Další fáze práce se zaměřuje na zpracování dat získaných bezkontaktními metodami, jako je batymetrie a letecké laserové skenování.

Hlavním cílem práce je však 3D model zaniklé obce Fláje, který byl s využitím shromážděných archivních snímků a dostupných obrázkových materiálů vymodelován v programu SketchUp 2017 a bude sloužit jako ilustrační materiál pro návštěvníky, kteří se chtějí dozvědět více o zaniklé obci. 3D model je dostupný na odkazu: <https://arcg.is/0mnfXO>

KLÍČOVÁ SLOVA

3D rekonstrukce obce; analýza změny reliéfu; batymetrie; Fláje; GIS; zaniklá obec

1. ÚVOD

Moderní technologie jsou dnes nedílnou součástí našeho života a otevírají nové možnosti v mnoha oblastech, včetně dějin a geografie. V rámci projektu vedeného doc. Pacinou byly využity moderní metody, jako je batymetrie a laserové skenování, k rekonstrukci před-přehradního reliéfu a budov zatopené obce Fláje. Tyto technologie umožnily detailně prozkoumat krajinu pod vodou a analyzovat změny dna v oblasti VN Fláje. Díky spolupráci s Mosteckým muzeem a Povodím Ohře vznikly 3D modely budov, které budou vystaveny v infocentru na Flájích jako ilustrace pro návštěvníky.

2. CÍL PRÁCE

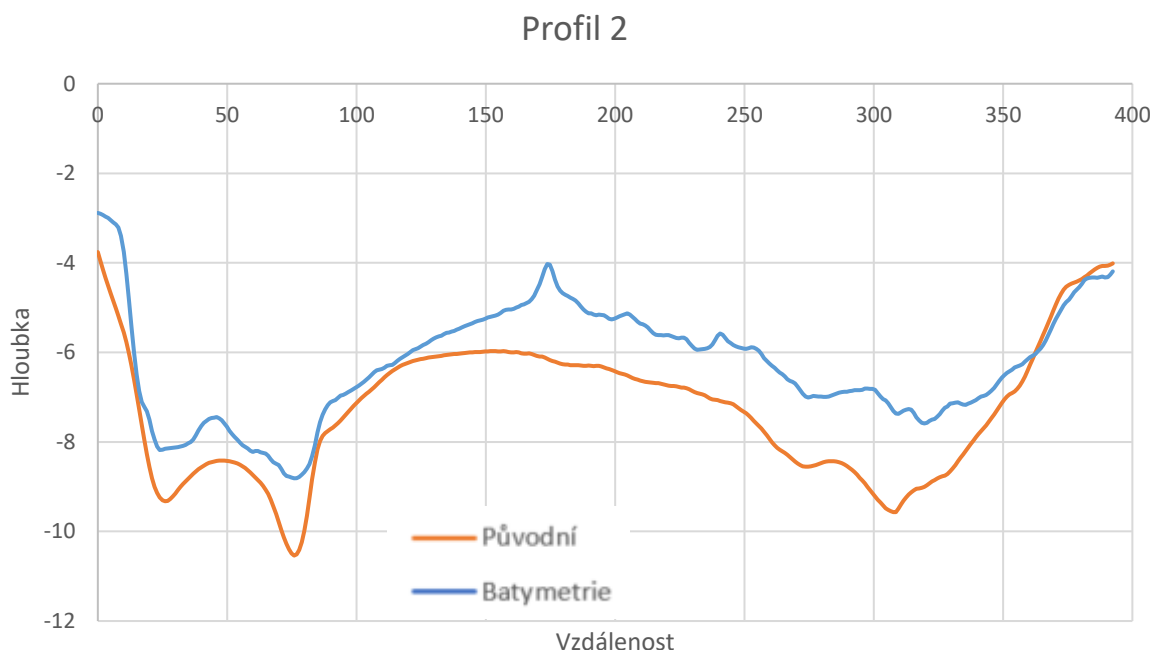
Cílem práce je 3D rekonstrukce zaniklé obce Fláje a analýza vývoje reliéfu vodního díla Fláje pomocí geoinformatických metod. Práce zahrnuje výběr a zpracování archivních materiálů (mapy, letecké snímky, fotodokumentace) pro určení umístění původních staveb a rekonstrukci před-přehradního reliéfu. Následně budou zpracována data získaná metodami batymetrie a laserového skenování k analýze reliéfu v oblasti hráze a přítoku. Na základě těchto dat bude vytvořen 3D model obce, který bude prezentován online.

3. VÝSLEDKY

ZMĚNA RELIÉFU

Na základě zpracovaných dat od POH s. p. v rámci batymetrických měření a vektorizace původních vrstevnic, byly vyhotoveny příčné profily, na nichž se dá zkoumat rozdíl tvaru dna oproti tehdejšímu tvaru reliéfu. Výzkum změny reliéfu v některých profilech ukazuje téměř shodu dat, to znamená, že v těchto profilech se tvar reliéfu víceméně nezměnil. V jiných místech však můžeme vidět poměrně velký rozdíl mezi naměřenými daty, to ukazuje jak úbytek, tak nárůst sedimentu.

Graf 1. Porovnání původního tvaru reliéfu a dnešního stavu dna VN Fláje (Profil 2)



TERÉN

V rámci tvorby 3D vizualizace bylo nutné také vytvořit 3D terén, který bude odpovídat dobové skutečnosti. Výsledný terén, na kterém jsou usazeny modely objektů, je složen z dvojice dat. První ze dvojice dat jsou data, dobového terénu v rámci části, která se dnes nachází pod vodou a druhá jsou data pro doplnění, jež byla využita pro znázornění oblasti mimo dnešní vodní nádrž.

3D MODEL

3D model byl vyhotoven ve spolupráci s Povodím Ohře s. p. a výsledky ve formě videí, snímků a 3D scény budou sloužit pro prezentaci představy o tehdejší podobě Flájské vesnice. Videá jsou prezentována prostředím streamovací platformy Youtube. Jako prostředí, umožňující vlastní ovládání 3D scény, byl využit online prohlížeč od společnosti Esri, a to konkrétně WebScene. Scéna umožňuje uživateli snadný pohyb v modelu, vypínání a zapínání jednotlivých vrstev, od objektů budov až po vegetaci, nebo si zde člověk může nastavit promítání virtuálního světla s východem a západem slunce.

Pro ukázkou realističnosti je přiložena fotografie z roku 1905 a srovnání s vyhotoveným 3D modelem (Obr. 1).



Obr. 1. Porovnání skutečnosti (1905) s 3D modelem (Zdroj: Muzeum Most)

QR odkazy na video průlet modelem, včetně 3D scény s možností vlastní orientace v modelu.



4. DISKUZE

Tato část práce se zaměřuje na sběr batymetrických dat a 3D modelování. Sběr dat je klíčovou fází výzkumu, protože poskytuje základ pro další analýzy. Při sběru batymetrických dat v červnu 2021 došlo k problémům s autonomním řízením lodi, pravděpodobně kvůli železobetonové hrázi, která ovlivňovala kompas. Loď musela být ovládána dálkově, a naměřené chyby v blízkosti hráze byly vyřazeny, protože jejich příčina zůstala nejasná. Grafické znázornění profilů ukazuje, že současná data odpovídají původnímu terénu, ale některé rozdíly mohou být způsobeny sedimenty či chybami přístroje, což by vyřešila sonda (mimo rozsah práce).

Při 3D modelování by bylo vhodnější začít jednoduššími objekty, než se pouštět do komplexních, jako je kostel. To by usnadnilo učení a zrychlilo postup. Během modelování bylo nutné překonat problémy s funkcí Follow me a lépe pochopit groups/components. Díky předmětu 3D modelování a virtuální realita se podařilo znalosti rozšířit a práce se stala srozumitelnější.

5. ZÁVĚR

Tato práce se zaměřuje na rekonstrukci krajiny a obce Fláje, která byla zatopena dnešní vodní nádrží. Cílem bylo vytvořit 3D model vesnice na základě dochované fotodokumentace, získané ve spolupráci s POH s. p. a Mosteckým muzeem. Data byla získána pomocí sonaru a LiDARu. K plnění cílů byly použity programy ArcGIS Pro, SketchUp,

Excel a ArcMap. Nejvíce času bylo věnováno 3D modelování ve SketchUpu, zatímco ArcGIS Pro sloužil k mapování a analýzám. Výstupy práce, včetně 3D animace, budou prezentovány jako propagační materiál v infocentru na Flájích.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- [1] BINTEROVÁ, Zdeňka. *Zaniklé obce Chomutovska a Kadaňska od A do Z. Oblastní muzeum (Chomutov), 2006.*
- [2] *Naučná stezka Fláje: Turistický průvodce.* In: . Chomutov: Povodí Ohře, 2019.
- [3] TOBISCH, Martin. *Využití metod geoinformatiky pro sledování změn krajiny a uchování kulturního dědictví.* Ústí nad Labem, 2017.
- [4] SÝKOROVÁ, Jana. Fláje - Historie. In: *Zaniklé obce a objekty* [online]. 2006 [cit. 2023-03-15]. Dostupné z: <http://www.zanikleobce.cz/index.php?%20detail=1436671>
- [5] KADLECOVÁ, Hana. *Vývoj a rekonstrukce krajiny v oblasti přehrady Fláje.* Praha, 2013. Diplomová práce. ČVUT. Vedoucí práce Zimová Růžena.
- [6] Vltava – proměny historické krajiny. In: *Vltava – proměny historické krajiny* [online]. ČVUT v Praze, 2022 [cit. 2023-03-28]. Dostupné z: <http://vltava.fsv.cvut.cz/>
- [7] “Rome in 3D” reboot – detailed reconstruction of the City center. In: *History in 3D* [online]. Rome, 2023 [cit. 2023-03-28]. Dostupné z: <https://www.relivehistoryin3d.com/2020/12/17/rome-in-3d-reboot-detailed-reconstruction-of-the-city-center/>
- [8] 3D Models - Future. In: *Pinterest* [online]. USA, 2023 [cit. 2023-03-28]. Dostupné z: <https://cz.pinterest.com/martaay/3d-models-future/>
- [9] FANE, Bill, Mark HARRISON a Josh REILLY. *SketchUp: fot dummies.* 2nd Edition. New Jersey: John Wiley & Sons INC International Concepts, 2020. ISBN 978-1-119-61793-8.
- [10] BROCKMAN, John. *Sketchup for Builders: A Comprehensive Guide for Creating 3D Building Models.* John Wiley & Sons INC International Concepts, 2019. ISBN 9781119484004.
- [11] ŠOBR, Miroslav. Nová bathymetrická měření šumavských jezer. *Geomorfologický sborník 2.* Plzeň, ZČU, 2003.
- [12] ZBOŘIL, Aleš. Prášílské jezero. *GEOGRAFIE - Sborník České geografické společnosti.* 1996, 101(1).
- [13] BRŮNA, Vladimír, Jan PACINA, Jakub PACINA a Eliška VAJSOVÁ. Modeling the extinct landscape and settlement for preservation of cultural heritage. *Città e Storia.* 2014, (1), 131-153. ISSN 1828-6364.
- [14] PACINA, Jan. *Rekonstrukce krajiny v oblasti vodních nádrží pohledem geoinformatika.* Praha, 2022.
- [15] What is lidar?. In: *National Ocean Service* [online]. USA: NOAA, 2023 [cit. 2023-03-18]. Dostupné z: [https://oceanservice.noaa.gov/facts/lidar.html#:~:text=Lidar%2C%20which%20stands%20for%20Light,variable%20distances\)%20to%20the%20Earth.](https://oceanservice.noaa.gov/facts/lidar.html#:~:text=Lidar%2C%20which%20stands%20for%20Light,variable%20distances)%20to%20the%20Earth.)
- [16] CHASE, Adrian, Arlen CHASE a Diane CHASE. LIDAR for Archaeological Research and the Study of Historical Landscapes. *GEOTECH.* 2017, 16(1).
- [17] YEU, Yeon, Jurng-Jae YEE, Hong YUN a Kwang KIM. *Evaluation of the Accuracy of Bathymetry on the Nearshore Coastlines of Western Korea from Satellite Altimetry, Multi-Beam, and Airborne Bathymetric LiDAR.* 2018, 18(9). ISSN 1424-8220.
- [18] PACINA, Jan, Jíří ŠTOJDL, Zuzana LENĎÁKOVÁ, Tomáš MATYS GRYGAR a Martin DOLEJŠ. Dynamics of Sediments in Reservoir Inflows: A Case Study of the Skalka and Nechranice Reservoirs, Czech Republic: A Case Study of the Skalka and Nechranice Reservoirs, Czech Republic. *Isprs.* 2020, 1-23.
- [19] RAIDA, David. *Hodnocení vývoje sedimentace v přehradní nádrži Les Království s využitím batymetrického měření a GIS.* Ústí nad Labem, 2019. DIPLOMOVÁ PRÁCE. Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí.
- [20] KINNAIRD, Tim, Filippo BRANDOLINI, Tim KINNAIRD a Aayush SRIVASTAVA. Modelling the impact of historic landscape change on soil erosion and degradation. *Scientific Reports.* 2023, 13(4949). Dostupné z: doi:10.1038/s41598-023-31334-z

-
- [21] KUČERA, Zdeněk. *Staré mapy naší země*. 1. 2015. ISBN 978-80-7346-194-2.
-
- [22] Archiv Zeměměřičský úřad. In: ČUZK [online]. Praha, 2023 [cit. 2023-03-28]. Dostupné z: <https://ags.cuzk.cz/archiv/>
-
- [23] PEŠŤÁK, Jaroslav a Růžena ZIMOVÁ. POLOHOVÁ PŘESNOST OBJEKTŮ NA MAPÁCH PRVNÍHO A DRUHÉHO VOJENSKÉHO MAPOVÁNÍ. *Kartografické listy*. 2005, (13), 1-3.
-
- [24] I. vojenské mapování – josefské. In: *Oldmaps* [online]. FŽP UJEP, 2001-2022 [cit. 2023-03-16]. Dostupné z: http://oldmaps.geolab.cz/map_root.pl?lang=cs&map_root=1vm
-
- [25] II. vojenské mapování - Františkovo. In: *Oldmaps* [online]. FŽP UJEP, 2001-2022 [cit. 2023-03-16]. Dostupné z: http://oldmaps.geolab.cz/map_root.pl?lang=cs&map_root=2vm
-
- [26] III. vojenské mapování - Františko-josefské. In: *Oldmaps* [online]. FŽP UJEP, 2001-2022 [cit. 2023-03-16]. Dostupné z: http://oldmaps.geolab.cz/map_root.pl?lang=cs&map_root=3vm
-
- [27] Flájský plavební kanál. In: *Kudy z nudy* [online]. [cit. 2023-03-15]. Dostupné z: <https://www.kudyznudy.cz/aktivity/flajsky-plavebni-kanal>
-
- [28] BROŽA, Vojtěch. *Přehrady Čech, Moravy a Slezska*. 2. Liberec: Knihy 555, 2009. ISBN 978-80-86660-11-7.
-
- [29] Ortofoto České republiky - úvod. In: ČUZK [online]. Praha [cit. 2023-03-18]. Dostupné z: [https://geoportal.cuzk.cz/\(S\(al3jkbayfkj5pqm43fh3wbag\)\)/default.aspx?mode=TextMeta&text=ortofoto_info&side=ortofoto&menu=23](https://geoportal.cuzk.cz/(S(al3jkbayfkj5pqm43fh3wbag))/default.aspx?mode=TextMeta&text=ortofoto_info&side=ortofoto&menu=23)
-
- [30] What is sonar?. In: *National Ocean Service* [online]. USA: NOAA, 2023 [cit. 2023-04-08]. Dostupné z: <https://oceanservice.noaa.gov/facts/sonar.html>
-
- [31] KRATOCHVÍLOVÁ, Darina a Jiří CAJTHAML. *USING THE AUTOMATIC VECTORISATION METHOD IN GENERATING THE VECTOR ALTIMETRY OF THE HISTORICAL VLTAVA RIVER VALLEY*. 2020, 60(4). Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.14311/AP.2020.60.0303>
-
- [32] BILJECKI, Filip, Hugo LEDOUX a Jantien STOTER. An improved LOD specification for 3D building models. *Computers, Environment and Urban Systems*. 2016, 2016(59), 25-37. ISSN 0198-9715.
-
- [33] Textures ARCHITECTURE. In: *SketchUp Textures Club* [online]. [cit. 2023-04-16]. Dostupné z: <https://www.sketchuptextureclub.com/textures/architecture>
-
- [34] Pixabay. In: *Pixabay Soud-Effects* [online]. [cit. 2023-04-20]. Dostupné z: <https://pixabay.com/>
-

ZNEČIŠTĚNÍ V SEDIMENTECH HISTORICKÝCH KORYT ŘEKY BÍLINY

Nikol Suková

nisukova@seznam.cz

ABSTRAKT

Práce se zaměřuje na vyhledání historického znečištění v nivních sedimentech řeky Bíliny. Pro analýzu bylo vybráno znečištění organickými polutanty (PAU) a rizikovými prvky (Cu, Zn, Pb). Nejprve však bylo potřeba pomocí nástrojů GIS vyhledat polohu původních koryt a zjistit, kdy docházelo v jednotlivých úsecích řeky k regulacím. Na základě provedených analýz se zjistila, kudy dříve koryto protékalo, a na nich byly vybrány tři lokality, kde proběhlo následně vzorkování. Organické polutanty byly zpracovány pomocí extrakční metody QuEChERS a následně analyzovány na plynovém chromatografu s hmotnostním detektorem, doplněné o TOC analýzu. Rizikové prvky se analyzovaly pomocí rentgenové fluorescenční spektrometrie a výsledky byly přepočítány a vyhodnocovány jako lokální faktory nabohacení (LEF). Pomocí hloubkových profilů byly odhaleny historické kontaminace, tedy ještě z doby před regulacemi toku. Nalezeny zde byly například vysoké hodnoty kontaminace mědi (dosahovala zde až pětinasobku v porovnání s průměrným složením svrchní zemské kůry) společně s koncentrací lehkých PAU. Po proudu řeky však tato kontaminace klesala. Naopak hodnoty těžkých PAU a kontaminace zinkem rostly. V poslední odběrové lokalitě po proudu řeky byla nalezena velká kontaminace olovem, která přesahovala průměrné složení svrchní zemské kůry až 20krát. Výsledky jsou ukazatelem toho, že historické znečištění se v původních korytech nachází a jejich případná reaktivace v rámci rekultivací krajiny by mohla být velmi nebezpečná. Znečištění je zřejmě původem hlavně z těžebního a chemického průmyslu v regionu.

KLÍČOVÁ SLOVA

GIS; kontaminace; PAU; rizikové prvky; řeka Bílina; sediment

1. ÚVOD

Lidské aktivity a zejména průmyslová činnost vedly v 19. a 20. století ke kontaminaci životního prostředí. Drtivý dopad to mělo například na vodní toky. Kontaminace byla buď odnesena po proudu, nebo se uložila do pomyslného „skladu“ v korytech nebo v nivách, kde může být uchována až dodnes. Problematika historického znečištění vodních toků je velmi aktuální a má významné dopady na životní prostředí. Výzkum sedimentů historických říčních koryt může pomoci lépe pochopit, jakým způsobem průmyslová činnost kdysi ovlivňovala kvalitu vody a jaké jsou důsledky tohoto znečištění na současný ekosystém řeky. Toky obsahují mnoho rizikových prvků a organických látek, které se ukládaly v průběhu času a mohou nám tak poskytnout důležité informace o přírodních a antropogenních procesech, které dodnes ovlivňují kvalitu vody. Tyto informace mohou být důležité pro rozvoj strategií a opatření k ochraně vodních zdrojů i pro případné zlepšení kvality vody. Pro hodnocení toho, jak moc je prostředí kontaminované, lze využít monitoringu pomocí různých matic, jako například voda či sedimenty. V případě sedimentů je možné získat povědomí o tom, jaký byl stav prostředí v minulosti. Říční sedimenty tak plní funkci hmotného archívu, díky kterému lze posuzovat rozsah antropogenního vlivu na životní prostředí ze současnosti i historie. Pomocí analýz lze vytipovat zdroje, odkud se do prostředí polutanty dostávaly či stále dostávají. Jedná se tedy o velmi cenné zdroje informací, díky kterým jsme pak schopni blíže pochopit vliv člověka na jeho okolí. Niva řeky se v průběhu své existence neustále přeprocovává a je tak

náročné vyhledávat v ní znečištění. Vlivem lidské činnosti se dostávají do řek například různé polymerní sloučeniny, těžké kovy a další toxické látky. Ty se pak následně mohou uvolňovat z říčních sedimentů a migrovat do okolního prostředí. Tyto látky mohou mít negativní dopad na životní prostředí a na zdraví lidí a zvířat. Je proto potřeba se jimi zabývat více. Samotná migrace může být ovlivněna mnoha faktory, jako například vlastnostmi sedimentu či polutantu.

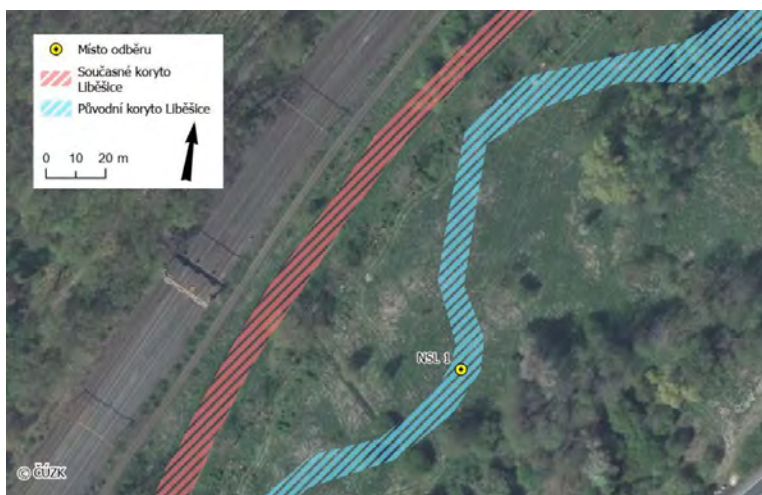
2. CÍL PRÁCE

Cílem práce bylo přispět k poznání historického znečištění řeky Bíliny, u které se předpokládá výskyt organických polutantů a rizikových prvků. Tato domněnka se opírá o práce, které se již znečištěním řeky zabývaly, ale i o různé dokumenty týkající se stavu vodních toků, například ČHMÚ nebo Magdeburské semináře o ochraně vod. Jakožto ukazatele znečištění byly zvoleny sedimenty z historických koryt řeky Bíliny, které byly odstaveny při regulacích (napřímení a kanalizaci koryta) v 19. a 20. století. Konkrétní lokality pro odběr vzorků byly vytipovány pomocí metod GIS, kde se k tomu využily historické mapy, archivní letecké snímky či digitální model terénu. Vzorkování v nivních sedimentárních archivech mělo být provedeno pomocí žlábkového vrtáku z různých hloubek dle moderních pracovních postupů práce v nivních sedimentárních archivech. Odebrané vzorky se následně laboratorně zpracovaly a mělo se vyhodnotit se, zda se v sedimentech vyskytuje nějaké znečištění, případně z jaké doby toto znečištění pochází. V práci se též měly vytipovat možné zdroje znečištění vzhledem k polohám zkoumaných historických koryt.

3. VÝSLEDKY

POROVNÁNÍ KORYT

Pomocí využití císařských povinných otisků stabilního katastru z roku 1842 a ortofota České republiky z roku 2021, případně i archivních leteckých měřických snímků z let 1963 a 1988, bylo vyznačeno, kudy protékalo koryto řeky historicky a i to, jak vypadá koryto řeky dnes. U jednotlivých lokalit bylo poté vybráno konkrétní místo pro odběr sedimentu. Které se volilo v místech, kde původně protékala řeka.



Obr. 1. Porovnání koryt – lokalita Liběšice

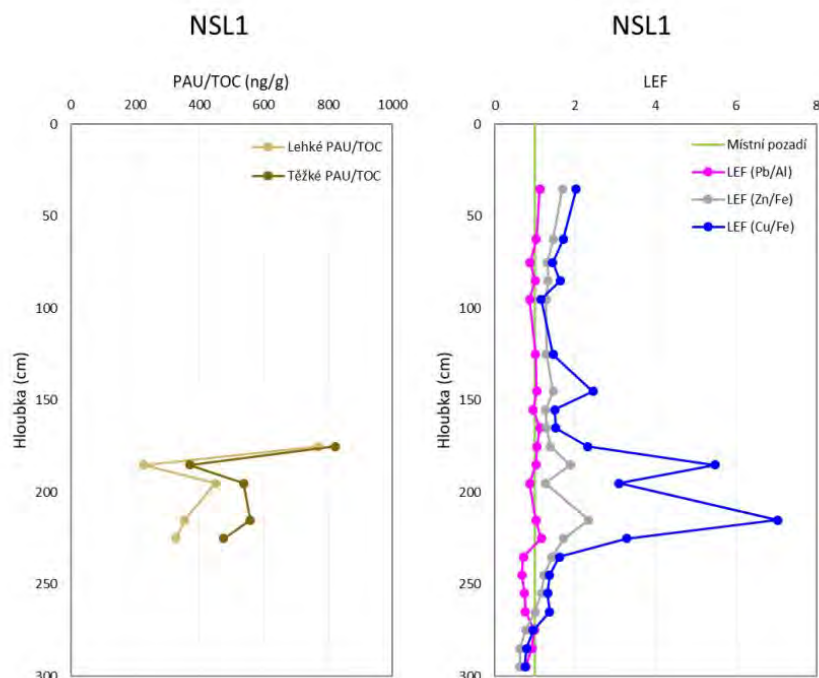
ODBĚR VZORKU SEDIMENTU, ZPRACOVÁNÍ

Pomocí žlábkového vrtáku byly odebrány vzorky na jednotlivých lokalitách na předem stanovených místech. V případě Liběšic se jednalo o vrt, který byl hluboký 3 metry. Horní část vrtu byla jílovitá, světle hnědé barvy. Postupně s větší hloubkou barva tmavla, kolem 150 cm hloubky se změnila v šedou a od 170 cm byla téměř černá. V hloubce 180 cm se nacházela černá hmota s příměsí organických zbytků, kamínky a na dotek byla vlhká. I ve větší hloubce (od 200 cm) se ve vrtu nacházela černá hmota obsahující velké množství vody. V největší hloubce se pak vyskytoval hrubozrnný písek. Vrt byl rozdělen po částech, každá měla cca 5 až 10 cm, a následně jednotlivé části zabaleny do alobalu a uloženy do chladu před samotným zpracováním.

VÝSLEDKY ANALÝZY

Na vzorcích byla provedena analýza na rizikové prvky (Cu, Zn, Pb) a dále analýza na plynovém chromatografu s hmotnostním detektorem pro stanovení PAU. Pro analýzu PAU byla nejprve potřeba úprava vzorků pomocí extrakční analýzy QuEChERS. Doplněno to vše nakonec bylo o TOC analýzu. Podle analýzy rizikových prvků bylo nalezeno historické znečištění v rozmezí 150 až 230 cm hloubky, zbytek se zdál být téměř neznečištěný. Lze to tak vyčíst z grafu níže. Místní pozadí bylo referenční pro určení, zda se o znečištění jedná, či nikoli. U analýzy PAU byly podíly jak lehkých, tak těžkých PAU podobné (při poměrus výsledky TOC). Poměry jsou však poměrně vysoké a nachází se zde jak PAU petrogenního, tak i pyrogenního původu.

Graf 1. Hloubkové profily z vrtu NSL1



4. DISKUZE

Na každé z vybraných lokalit byla nalezena historická kontaminace. V případě lokality Liběšice byla nalezena v porovnání s ostatními lokalitami nižší kontaminace PAU (jak lehkými, tak těžkými). Naopak zde značně převládala kontaminace Cu. Součástí práce byl i

odhad zdrojů kontaminantů. Mimo větší města v okolí toku řeky Bíliny (Jirkov, Most, Bílina, Ústí nad Labem) se zde nachází i mnoho průmyslových podniků. V případě Liběšic by pravděpodobným zdrojem kontaminace mohla být rafinérie v Záluží u Litvínova, kde se zpracovává ropa. Současně se v areálu nachází i chemický závod, kde jsou součástí i chladicí věže, a kde je pravděpodobně součástí procesu chlazení a úpravy vody určité množství algicidních látek. Tyto látky obsahují měď, která se poté dostává dál do oběhu.

5. ZÁVĚR

V této práci bylo využito kombinace GIS a chemických analýz pro odhalení historického znečištění v sedimentech původních koryt řeky Bíliny. Vybranými ukazateli byly polycyklické aromatické uhlovodíky a rizikové prvky (Cu, Zn a Pb). Byla nejprve nalezena místa, kudy protékala řeka Bílina před regulacemi, následně odebrány vzorky z hloubkových profilů, zanalyzovány a analýzy vyhodnoceny, což se pojí i se závěrečnou identifikací zdrojů znečištění. Vybrány byly na základě analýz historických map tři lokality na středním toku řeky – Liběšice, Ohníč a Brozánky. Na všech lokalitách se podařilo odhalit historické kontaminace a i jim přidělit potenciální zdroj. V Liběšicích byly sedimenty kontaminovány ropnými látkami, včetně lehkých PAU. Tato kontaminace směrem po proudu klesala. Též zde byly nalezeny vysoké hodnoty LEF Cu. Obě tyto kontaminace pravděpodobně pocházejí z rafinérie v Záluží u Litvínova.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

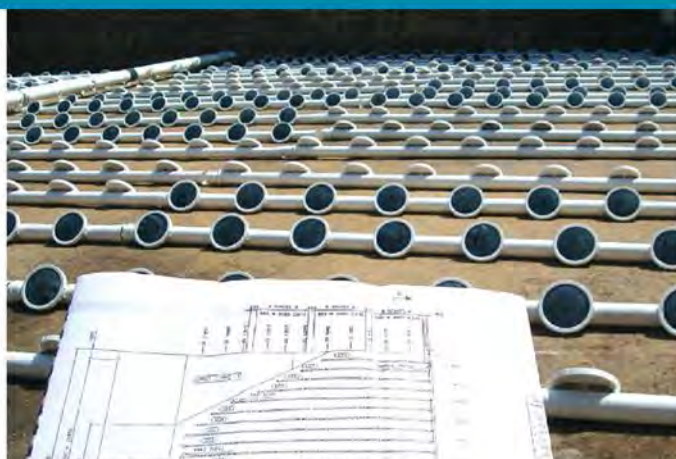
1. BALATKA, Břetislav a Jaroslav SLÁDEK. Ohře, Bílina. In: Říční terasy v českých zemích. 2. přepracované a rozšířené vydání. Praha: Československá akademie věd, 1962, s. 230-235.
2. BLAHOVÁ, Jana, Lucie SCHANDLOVÁ, Roman GRABIC, Ganna FEDOROVÁ, Tomáš RANDÁK a Zdeňka SVOBODOVÁ. Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon contamination of the Bílina River (Czech Republic) using passive water samplers and fish biliary metabolites. *Acta Veterinaria Brno* [online]. 2011, 80(4), 1-5 [cit. 2023-04-11]. ISSN 00017213. Dostupné z: doi:10.2754/avb201180040353
3. CALISKAN ELEREN, Sevil a Yücel TASDEMIR. Usage of Needle and Branches in the Applications of Bioindicator, Source Apportionment and Risk Assessment of PAHs. *Atmosphere* [online]. 2022, 13(1938), 1-23 [cit. 2023-04-19]. Dostupné z: <https://www.mdpi.com/2073-4433/13/11/1938>
4. Archiv ČÚZK. ČÚZK Státní správa zeměměřictví a katastru [online]. [cit. 2023-04-21]. Dostupné z: <https://ags.cuzk.cz/archiv/>
5. Elektromagnetické metody. SÚRAO [online]. [cit. 2023-04-12]. Dostupné z: <https://www.surao.cz/hlubinne-uloziste/co-je-hu/elektromagneticke-metody/>
6. ELZNICOVÁ, Jitka, Tomáš MATYS GRYGAR, Jan POPELKA, Martin SIKORA, Petr NOVÁK a Michal HOŠEK. Threat of Pollution Hotspots Reworking in River Systems: Case Study of the Ploucnice River (Czech Republic). *International Journal of Geo-Information*. 2019, 1-21.
7. FIKAROVÁ, Jitka, Sylvie KŘÍŽENECKÁ, Jitka ELZNICOVÁ, Martin FAMĚRA, Tereza LELKOVÁ, Jan MATKOVÍČ a Tomáš MATYS GRYGAR. Spatial distribution of organic pollutants (PAHs and polar pesticides) in the floodplain of the Ohře (Eger) River, Czech Republic. *Journal of Soils and Sediments* [online]. 2018, 18, 259-275 [cit. 2023-04-21]. Dostupné z: doi:10.1007/s11368-017-1807-0
8. HAGEMANN, Lukas, Michael BUCHTY-LEMKE, Anna-Lisa MAASS, Holger SCHÜTTRUMPF, Frank LEHMKUHL a Jan SCHWARZBAUER. Potential hotspots of persistent organic pollutants in alluvial sediments of the meandering Wurm River, Germany. [online]. 2019, 20, 1034-1045 [cit. 2023-04-21]. Dostupné z: <https://www.semanticscholar.org/paper/Potential-hotspots-of-persistent-organic-pollutants-Hagemann-Buchty-Lemke/Oa7fd7ac4ff0f744517cda479e2fc809fdfe01d51>
9. HALÍŘOVÁ, Jarmila a Dušan HYPR. Jakost plavenin a sedimentů v povodí českého úseku Labe nejen z pohledu NEK. In: Magdeburský seminář o ochraně vod. Hamburg, 2012, s. 137-140.

10. HAVEL, Ladislav, Petr VLASÁK, Kateřina KOHUŠOVÁ, Přemysl SOLDÁN, Tomáš RANDÁK a Jan ŠTASTNÝ. Hodnocení kontaminace vybraných složek ekosystému Bíliny (povodí Labe, Česká republika). In: Magdeburský seminář o ochraně vod. Teplice, 2010, s. 188-190.
11. HEIM, Sabine a Jan SCHWARZBAUER. Pollution history revealed by sedimentary records: a review. *Environ Chem Lett* [online]. 2013, 11, 255-270 [cit. 2023-04-18]. Dostupné z: doi:10.1007/s10311-013-0409-3
12. HUDCOVÁ, Hana, Jan VYMAZAL a Miloš ROZKOŠNÝ. Present restrictions of sewage sludge application in agriculture within the European Union. *Soil and Water Research* 2019, 14, 104–120.
13. HYPR, Dušan. Revize seznamu prioritních látek v plaveninách a sedimentech řeky Labe a jeho přítoků. In: Magdeburský seminář o ochraně vod. Hamburg, 2012, s. 144-146.
14. IBRAHIMOVIČ, Ibra. The story of a purple river. In: Magdeburský seminář o ochraně vod. Drážďany, 2016, s. 47-50.
15. KAFKA, Zdeněk a Jana PUNČOCHÁŘOVÁ. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy*. 2002, 96, 1-7.
16. KILIÁNOVÁ, Michaela. Kontaminace vybranými organickými a anorganickými polutanty v historických sedimentech řeky Bíliny. Ústí nad Labem, 2022. Diplomová práce. Univerzita Jana Evagelisty Purkyně. Vedoucí práce Ing. Sylvie Kříženecká, Ph.D.
17. KLANICA, Radek. Konduktometrie (DEMP - dipólové elektromagnetické profilování) [online]. 2015 [cit. 2023-04-12]. Dostupné z: <http://www.geofyzika.webz.cz/elmagel.php>
18. KOHUŠOVÁ, Kateřina, Ladislav HAVEL a Petr VLASÁK. Zátěž ekosystému Bíliny antropogenními látkami. *Vodní hospodářství* [online]. 2011, 53(1) [cit. 2023-04-20].
19. KOHUŠOVÁ, Kateřina, Ladislav HAVEL, Petr VLASÁK a Jaroslav TONIKA. A long-term survey of heavy metals and specific organic compounds in biofilms, sediments, and surface water in a heavily affected river in the Czech Republic. *Environmental Monitoring and Assessment* [online]. 2011, 174, 555-572 [cit. 2023-04-21]. Dostupné z: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-010-1478-452>
20. KOTKOVÁ, Kristýna, Tereza NOVÁKOVÁ, Štěpánka TŮMOVÁ, Timea KISS, Jan POPELKA a Martin FAMĚRA. Migration of risk elements within the floodplain of the Litavka River, the Czech Republic. *Geomorphology*. 2019, 329.
21. MATYS GRYGAR, Tomáš a Jan POPELKA. Revisiting geochemical methods of distinguishing natural concentrations and pollution by risk elements in fluvial sediments. *Journal of Geochemical Exploration*. 2016, 170, 39-57. ISSN 0375-6742.
22. MEADOR, James. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Encyklopedia of Ecology* [online]. 2008, 2881-2891 [cit. 2023-04-19].
23. MOTLÍK, Martin. Revitalisation of the Bílina River at the Ervěnice corridor near Most. In: Magdeburský seminář o ochraně vod. Drážďany, 2016, s. 43-46.
24. NOVÁKOVÁ, Tereza, Tomáš MATYS GRYGAR a Jitka ELZNICOVÁ. Metodika hodnocení kontaminace nivních sedimentů. Ústí nad Labem, 2014. Skripta. Univerzita Jana Evagelisty Purkyně.
25. NOVÁKOVÁ, Tereza, Tomáš MATYS GRYGAR, Kristýna KOTKOVÁ, Jitka ELZNICOVÁ, Ladislav STRNAD a Martin MIHALJEVIČ. Pollution assessment using local enrichment factors: the Berounka River (Czech Republic). *Journal of Soils and Sediments*. 2016, 16.
26. PAGE, David, Paul BOEHM, Gregory DOUGLAS, Artur BENCE, Paul MANKIEWICZ a Annie BURNS. Pyrogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments Record Past Human Activity: A Case Study in Prince William Sound, Alaska. *Marine Pollution Bulletin* [online]. 1999, 38(4), 247-260 [cit. 2023-04-20].
27. Kvalita vody v Bílině a návrhy opatření k jejímu zlepšení. Povodí Ohře [online]. Chomutov, 2017 [cit. 2023-04-11]. Dostupné z: <https://www.poh.cz/kvalita-vody-vbiline-a-navrhy-na-opatreni-k-jejimu-zlepseni/d-1095>
28. RUDNICK, Roberta a Steven GAO. The Composition of the Continental Crust. *Treatise on Geochemistry* [online]. 2003, 3, 1-64 [cit. 2023-04-22].
29. SEKANINA, Milan. Popis vnitřní stavby nivy Ohře na lokalitě Písty pomocí měření elektrického odporu a vodivosti metodami ERT a DEMP. Olomouc, 2017. Bakalářská práce. Univerzita Palackého v Olomouci. Vedoucí práce Mgr. Martin Faměra, Ph.D.
30. ŠTEFÁČEK, Stanislav. *Encyklopedie vodních toků Čech, Moravy a Slezska. Povodí Labe*, Praha: Baset, 2008, s. 72-73. ISBN 978-80-7340-105-4.
31. ŠVORC, Luděk a Vladimíra ŠVORCOVÁ. *České řeky a říčky. Bílina*, Příbram: Knihovna Jana Drdy, 2006, s. 35-36. ISBN 80-86937-11-9.

32. TEKÁČ, Viktor. Polycyklické aromatické uhlovodíky. Praha, 2007, 1-7.53
33. TCHOUNWOU, Paul, Clement YEDJOU, Anita PATLOLLA a Dwayne SUTTON. Heavy Metals Toxicity and the Environment. National Institutes of Health [online]. 2012, 101, 133-164 [cit. 2023-04-22]. Dostupné z: doi::10.1007/978-3-7643-8340-4_6.
34. TOLASZOVÁ, Jitka. Organické polutanty v sedimentech ve vybraných českých řekách. Ústí nad Labem, 2022. Dizertační práce. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně. Vedoucí práce Ing. Sylvie Kříženecká, Ph.D.
35. TŮMOVÁ, Štěpánka. Historický vývoj znečištění nivy Ploučnice. Ústí nad Labem, 2022. Dizertační práce. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně. Vedoucí práce RNDr. Tomáš Matys Grygar, CSc.
36. TŮMOVÁ, Štěpánka, Diana HRUBEŠOVÁ, Petr VOM, Michal HOŠEK a Tomáš MATYS GRYGAR. Common flaws in the analysis of river sediments polluted by risk elements and how to avoid them: case study in the Ploučnice River system, Czech Republic. *Journal of Soils and Sediments*. 2019, 19, 1-14.
37. VLASÁK, Petr, Ladislav HAVEL, Ladislav KAŠPÁREK, Tomáš VRÁNEK, Jiří KUČERA, Dobroslav NOVÁK a Drahomíra ONDRÁKOVÁ. Ekologická studie Bíliny. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka. Praha, 2004, (1063), 1-37.
38. VLASÁK, Petr, Ladislav HAVEL, Kateřina KOHUŠOVÁ a Tomáš HRDINKA. Vývoj jakosti vody Bíliny v období 1967–2008 (povodí Labe, Česká republika). In: Magdeburský seminář o ochraně vod. Teplice, 2010, s. 198-200.
39. Mlýn Křemýž, Malý, Puschův mlýn; Klein Mühle, Pusch Mühle. Vodní mlýny [online]. 2017 [cit. 2023-04-22]. Dostupné z: <https://www.vodnimlyny.cz/mlyny/objekty/detail/1223-mlyn-kremyz-klein-muhle>
40. VÖRÖŠ, Dominik, Eva GERŠLOVÁ, Daniel NÝVLT, Milan GERŠL a Jan KUTA. Assessment of geogenic input into Bilina stream sediments (Czech Republic). *Environmental Monitoring and Assessment*. 2019, 191(114).
41. Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky. Praha, 2011. ISBN 978-80-7084-992-7.

Rodinná firma s více než 30 letou tradicí. Významný prodejce energeticky úsporných technologických systémů s největším servisem vodohospodářské techniky v České republice. Stavíme na profesionalitě a nejvyšší kvalitě služeb a techniky.

Autorizovaný prodej, servis, montáže a technicko-poradenské služby v oblasti čerpadel, míchadel, dmýchadel a aeračních zařízení pro ČOV, vodárenství, zemědělství, energetiku, chemický a těžký průmysl.



- čerpadla pro čerpání znečištěných a opadných vod
- přenosná a odvodňovací čerpadla
- čerpadla pro čerpání kalů
- čerpadla do dolů a stavebnictví
- čerpací systém s integrovanou inteligencí Concertor
- nová řada inteligentních odvodňovacích čerpadel Bibo[®]

- míchadla včetně návrhu podle původního software Flygt
- kompaktní míchadla z nerezové oceli
- pomaluběžná míchadla s nízkými provozními náklady
- adaptivní míchadla



SANITAIRE

- jemnobublinný provzdušňovací systém SANITAIRE, podle původního SW
- nízká energetická náročnost
- přesné a rovnoměrné dávkování vzduchu
- přizpůsobivost instalace podle dna nádrže
- více než 150 000 instalovaných elementů v ČR a SR

turbodmýchadla

- TurboMAX
- TurboTLX



LK PUMPSERVICE, s.r.o.

Kolbenova 898/11, Vysočany, 190 00 Praha 9

tel.: 266 032 204, 266 032 209

e-mail: lkpump@lkpump.cz

www.lkpumpservice.cz

DHI a.s.

Váš spolehlivý partner ve vodním hospodářství

ZÁSOBOVÁNÍ VODOU

Optimalizace vodovodních sítí (kapacita, kvalita vody)

Generel zásobování vodou, propojování vodárenských soustav

Systematické plánování obnovy sítí

Monitor úniků - systém pro podporu vyhodnocování a snižování úniků vody

KANALIZACE A ODVODNĚNÍ

Generely kanalizace a generely odvodnění

Realizace integrovaných plánů nakládání s městskými vodami dle směrnice 91/271/EHS

Plány odvádění extrémních srážek, funkce kanalizační sítě za povodně

Hospodaření s dešťovými vodami

ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

Posouzení, optimalizace a intenzifikace ČOV, návrhy úsporných opatření

Koncepční návrhy, technologické výpočty, předprojektová příprava

Digitální dvojče - automatizace a řízení ČOV

Řešení specifických problémů pomocí **simulačních nástrojů** (SW WEST)

MONITORING A MĚŘICÍ TECHNIKA

Realizace monitorovacích kampaní na kanalizačních a vodovodních sítích

Přenos, analýza a zpracování dat z měření

Úřední měření průtoku kapalin s otevřenou hladinou

DODÁVKA, VÝVOJ A IMPLEMENTACE SW

MIKE POWERED by DHI SW MIKE+, MIKE WATERNET ADVISOR

Další SW nástroje SynGISM_o, GANDALF, FutureCityFlow, TwinPlant

HLEDÁME NOVÉ
KOLEGY

DHI

THE **ACADEMY**
by DHI

MIKE
by DHI





Adresa: DHI a.s.
Na Vrších 1490/5
100 00 Praha 10

Telefon: +420 267 227 111
E-mail: office@dhi.cz
Web: www.dhi.cz


www.dhigroup.com/careers
www.theacademybydhi.com
<https://support.dhigroup.com>



NABÍZÍME:

-  moderní čistírny odpadních vod pro široké spektrum klientů
-  inovační technologie
-  poloprovozní testování
-  tým profesionálů



 +420 381 203 211

 info@envi-pur.cz

 www.envi-pur.cz

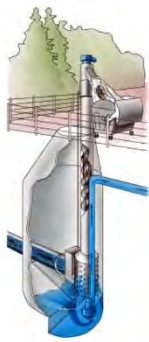
DÁVÁME VODĚ NOVÝ ŽIVOT

1991

HUBER
TECHNOLOGY
WASTE WATER Solutions

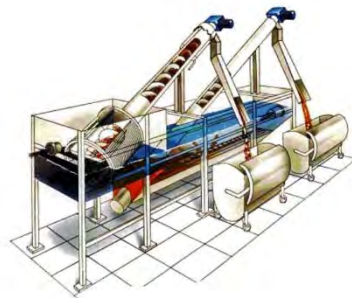
2023

32 let dodávek pro vaše ČOV

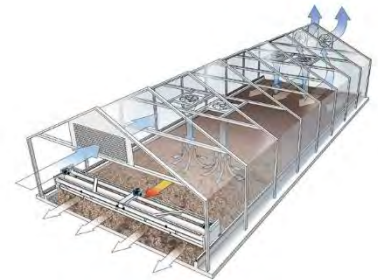


ROTAMAT® RoK4

ROTAMAT® Ro5



Solární sušárna SOLSTICE®



WAP®



EscaMax®



ROTAMAT® Ro1



Q-PRESS®



S-DISC



RoSF4

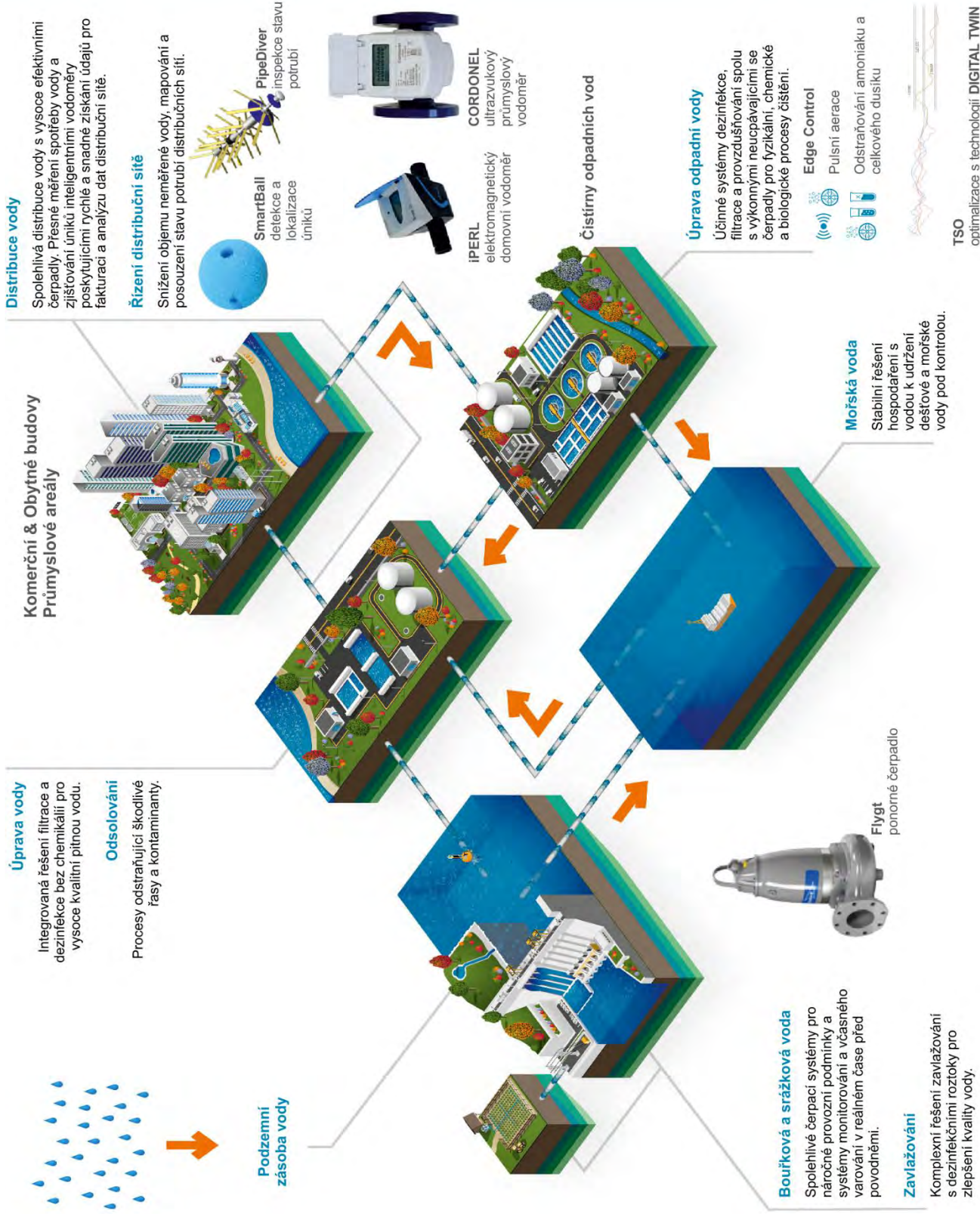


STRAINPRESS®



RakeMax®

Xylem nabízí řešení v rámci celého koloběhu vody



Váš partner na českém trhu:

Xylem Česká republika spol. s r.o.
Walterovo náměstí 329/3
158 00 Praha 5 - Jinonice

info.cz@xylem.com
xylem.com



Čištění odpadních vod

Hospodaření s dešťovými vodami

Úprava vod

Ochrana povrchových vod

Čištění vzduchu

Energie a OZE

Šedé vody

Modrozelená infrastruktura

