

Dopady a limity simultánního srážení fosforu

KATARÍNA HANUSOVÁ, MILAN LÁNSKÝ, MARTIN SRB

Klíčová slova: odstraňování fosforu – simultánní srážení – $\text{KNK}_{4,5}$ – inhibice nitrifikace – chemický kal

ABSTRAKT

Tento článek analyzuje technologické a provozní limity simultánního srážení fosforu solemi železa při snaze o dosažení velmi nízkých odtokových koncentrací na základě dlouhodobého sledování sedmi reálných ČOV (500–6 055 EO). Výsledky ukazují, že snížení odtokové koncentrace fosforu pod 0,5 mg/l vyžaduje v některých případech vysoké dávky srážedla s molárním poměrem Fe : P až 5 : 1 s tím, že potřebná dávka závisí na variabilním podílu biologického odstraňování fosforu. Při srážení na nízké odtokové koncentrace fosforu lze dosahovat hodnoty orthofosforečnanového fosforu 0,2–0,3 mg/l, přičemž významnou složkou celkového fosforu na odtoku se stává organický fosfor, jehož množství nelze snížit pomocí chemického srážení. Vysoké dávky koagulantu mohou vést k vyčerpání kyselinové neutralizační kapacity ($\text{KNK}_{4,5}$) pod 0,3 mmol/l a k následnému snížení pH pod hodnotu 6,5, což může způsobovat inhibici nitrifikace. Na většině sledovaných čistíren odpadních vod (ČOV) nicméně k výraznému poklesu $\text{KNK}_{4,5}$ nedošlo a některé čistírny si udržely plnou nitrifikaci i při nízké alkalitě a nižším pH. Nárůst inertní složky v kalu v důsledku vysokých dávek srážedla byl pozorován pouze na dvou sledovaných čistírnách, na zbylých čistírnách bylo zastoupení inertní složky beze změny i při vyšších dávkách srážedla. Negativní dopady simultánního srážení na čistírenský proces nelze kategoricky zobecnit, výskyt i rozsah rizik jsou individuální a odvíjejí se od specifických podmínek konkrétní ČOV. Sledování dočišťovacích rybníků ukázalo, že spolehlivě snižují koncentraci celkového dusíku, avšak pro odstraňování fosforu jsou nestabilní a mohou působit i jako jeho zdroj.

ÚVOD

Kvalita povrchových vod a ochrana vodních ekosystémů před eutrofizací patří k největším výzvám současného vodního hospodářství. Eutrofizace způsobená nadměrným přísunem nutrientů – především fosforu a dusíku – vede k rozvoji řas a sinic, poklesu obsahu rozpuštěného kyslíku a k toxickým účinkům na vodní organismy [1, 2]. Tento problém se výrazně prohlubuje v obdobích hydrologického sucha. Klesající ředící kapacita vodních toků způsobuje rychlou kumulaci nutrientů, přičemž v extrémních případech může vyčištěná odpadní voda z ČOV tvořit naprostou většinu průtoku v recipientu [3, 4].

Základní rámec ochrany vodních toků a požadavků na kvalitu odtoku z ČOV nyní definuje nově revidovaná směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2024/3019 o čištění městských odpadních vod (UWWTD), která přináší zpřísnění emisních limitů pro celkový fosfor (P_{celk}) a celkový dusík (N_{celk}) [5]. Zejména požadavek na dosažení nižších odtokových koncentrací fosforu staví provozovatele ČOV před náročnou technologickou a ekonomickou výzvu.

Ačkoli je fosfor na ČOV běžně odstraňován biologicky (inkorporací do biomasy) a/nebo chemicky (srážení solemi železa či hliníku), tradiční přístupy narážejí na své limity. Běžně využívané simultánní srážení (dávkování koagulantu přímo do biologického stupně) je účinné, ale při snaze o dosažení nízkých limitů vyžaduje dle odborné literatury vysoké dávky chemikálií [6, 7]. Potřebné dávky srážedla jsou navíc výrazně závislé na podílu biologického odstraňování fosforu, který se může pohybovat od jednotek procent až po více než 90 %, jak ukazují data z reportingu UWWTD za rok 2022 [8].

Vysoké dávky koagulantu mohou mít dle výzkumů inhibiční účinek na proces biologického odstraňování fosforu (EBPR), zhoršovat vlastnosti aktivovaného kalu [9, 10] a negativně ovlivňovat proces nitrifikace [11]. Další překážkou je rozpuštěný organický fosfor, který je vůči chemickému srážení velmi odolný a při snaze o dosažení nízkých odtokových limitů P_{celk} (pod 0,1 mg/l) se stává dominantní a problematickou frakcí na odtoku [12, 13].

Projekt *Strategie pro efektivní čištění odpadních vod za sucha a nedostatku vody v tocích*, v jehož rámci byl výzkum prováděn, si proto klade za cíl komplexně zmapovat, otestovat a vyhodnotit reálné technologické možnosti odstraňování fosforu s cílem zjistit, jak lze těchto přísných limitů dosáhnout nejen spolehlivě, ale i provozně a ekonomicky udržitelně.

Cílem tohoto článku je na základě dlouhodobého provozního sledování sedmi ČOV vyhodnotit technologické a provozní limity simultánního srážení fosforu při dosahování nízkých odtokových koncentrací.

METODIKA

Pro získání co nejpřesnějších dat o chování různých technologií v reálném provozu byla navržena rozsáhlá metodika testování přímo na vybraných městských ČOV.

Výzkum byl rozdělen do několika klíčových oblastí:

1. **Srážení na nízké odtokové koncentrace P_{celk} :** Ověření vlivu simultánního srážení na biocenózu aktivovaného kalu a hledání závislosti mezi dávkou koagulantu a cílovou zbytkovou koncentrací fosforu.
2. **Vliv chemického srážení na pH a alkalitu ($KNK_{4,5}$):** Zaměření na určení limitních koncentrací těchto ukazatelů, při kterých začíná mít srážení negativní dopad na aktivační proces.
3. **Zavedení simultánního srážení fosforu:** Zavedení simultánního srážení na čistírnu, kde dříve žádné srážení fosforu zavedeno nebylo, a sledování vlivu na čistírenský proces a aktivovaný kal.
4. **Monitoring vlivu dočišťovacích rybníků:** Sledování vlivu těchto extenzivních prvků na kvalitu vyčištěné vody v závislosti na ročních obdobích a průtocích.

Srážení fosforu

Použitým srážedlem byl ve všech případech síran železitý, kromě čistírny D (4 950 EO), kde je využíván síran hlinito-železitý.

Využita byla následující dávkovací místa:

- Začátek biologické linky – ČOV H (500 EO)
- Konec biologické linky / nátok na dosazovací nádrže – ČOV N (550 EO), ČOV P (700 EO), ČOV S (900 EO), ČOV L (1 020 EO), ČOV D (4 950 EO), ČOV E (6 055 EO)

Způsob odběru a vyhodnocované parametry

Z důvodu možného vlivu ročního období bylo sledování v rámci projektu rozděleno na:

zimní – vzorkování probíhalo v měsících od září 2025 do března 2026,

letní – vzorkování probíhalo v měsících od června 2026 do září 2026.

Odběr vzorků probíhal standardně ve dvou až třech profilech na každé ČOV (přítok, aktivační nádrž, odtok). Pro zachycení reálné dynamiky znečištění byly kombinovány prosté vzorky (odebírané 1x týdně) s 24hodinovými směsnými vzorky typu B (odebíranými 1x měsíčně).

Klíčovými vyhodnocovanými parametry byly formy nutrientů: celkový fosfor (P_{celk}), orthofosforečnanový fosfor ($P-PO_4$), celkový dusík (N_{celk}), amoniakální dusík ($N-NH_4$) a dusičnanový/dusitanový dusík ($N-NO_x$). Dále byla sledována chemická spotřeba kyslíku dichromanem draselným ($CHSK_{Cr}$), nerozpuštěné látky (NL), pH a kyselinová neutralizační kapacita ($KNK_{4,5}$). Důležitým aspektem je také sledování rozpuštěných anorganických solí (RAS) pro posouzení míry zasolování recipientu z důvodu dávkování srážedel. Vzorky z aktivační nádrže byly navíc podrobovány pravidelnému mikroskopickému rozboru pro kontrolu stavu biocenózy kalu. Hodnocena byla velikost vloček a jejich struktura, zastoupení vláknitých mikroorganismů a sedimentační vlastnosti kalu (sediment a kalový index).

Popis vytipovaných ČOV

Provozní testy probíhaly na pečlivě vybraném vzorku čistíren tak, aby byly pokryty různé velikosti čistíren a technologická uspořádání:

ČOV H (500 EO): Jednolinková čistírna na oddílné kanalizaci. Hrubé předčištění sestává z lapáku šterku, lapáku písku a jemných strojních česlí. Biologická linka má následující uspořádání: selektor – denitrifikace – nitrifikace. Síran je dávkován do selektoru na začátku biologické linky. Dosazovací nádrž je vertikálně protékána.

ČOV N (550 EO): Jednolinková čistírna na oddílné kanalizaci. Dešťové vody jsou svedeny do dešťové zdrže. Biologická linka má uspořádání denitrifikace – nitrifikace. Síran je dávkován na konec nitrifikace.

ČOV P (700 EO): Jednolinková čistírna na oddílné kanalizaci. Hrubé předčištění tvoří česle a lapák písku. Biologická linka se skládá z oxidačního příkopu a dosazovací nádrže. Dávkování síranu bylo zavedeno do přítoku na dosazovací nádrž.

ČOV S (900 EO): Dvoulinková čistírna, bez hrubého předčištění a na oddílné kanalizaci. Biologická linka má uspořádání selektor – denitrifikace – nitrifikace. Síran je dávkován na konci nitrifikační zóny. Dosazovací nádrže jsou vertikálně protékány.

ČOV L (1 020 EO): Dvoulinková, gravitačně protékána čistírna. Hrubé předčištění tvoří lapák šterku a strojní česle s integrovaným lapákem písku. Biologická linka má uspořádání denitrifikace – nitrifikace s možností interní recirkulace (trvale vypnuta). Dosazovací nádrže jsou vertikálně protékány. Síran je dávkován na konec nitrifikace. Odsazená vyčištěná voda protéká přes mikrosítový filtr.

ČOV D (4 950 EO): Dvoulinková čistírna, každá linka má dvě dosazovací nádrže. Hrubé předčištění tvoří česle a lapák písku. Na ČOV je dešťová zdrž, která je dle potřeby odčerpávána na linku ČOV. Biologická linka funguje v režimu přerušované aerace se střídáním dob nitrifikace a denitrifikace. Za ČOV je zařazen jeden dočišťovací rybník. Síran se dávkuje na konec aktivační nádrže.

ČOV E (6 055 EO): Dvoulinková čistírna, hrubé předčištění tvoří česle a lapák písku. Před lapákem písku jsou přelivné hrany, kde dochází k odlehčení do dešťové zdrže. Při naplnění dešťové zdrže přepadá voda do recipientu. Biologická linka je systém denitrifikace – nitrifikace s interní recirkulací aktivační směsi. Za ČOV je zařazena kaskáda tří dočišťovacích rybníků. Síran je možné dávkovat do rozdělovacího objektu před biologické linky nebo na konec nitrifikace, což je nejčastěji používáno.

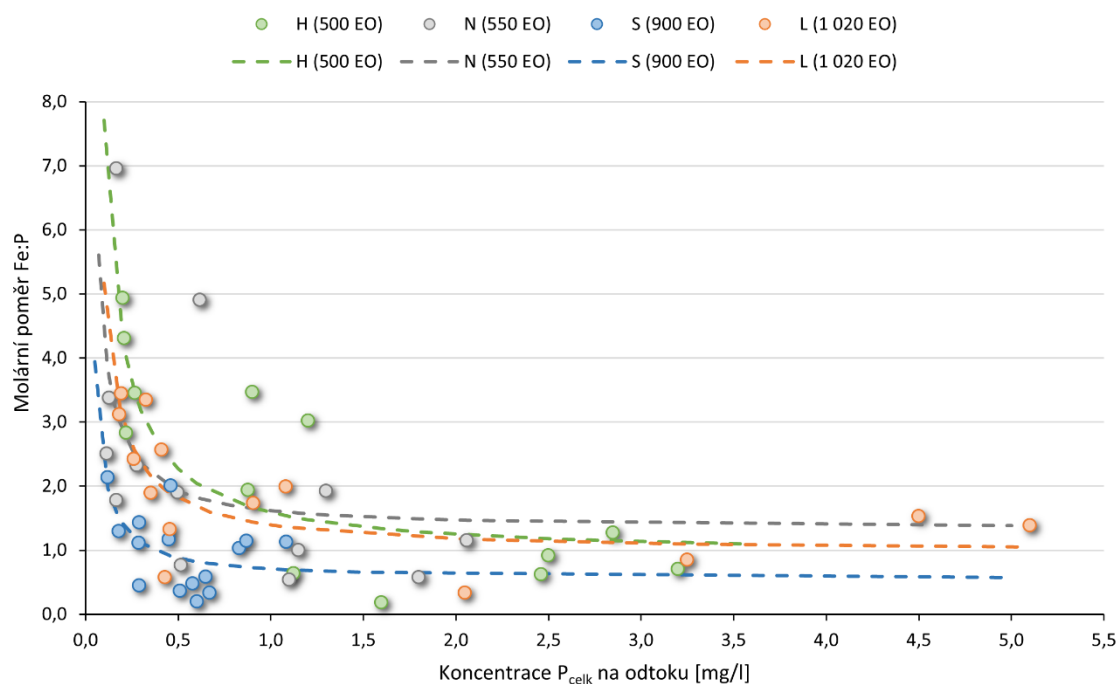
VÝSLEDKY

Srážení na nízké odtokové koncentrace P_{celk} a vliv srážení na stabilitu čistírenského procesu

Molární poměry

Základním předpokladem pro odstranění fosforu chemickou cestou je adekvátní dávka srážedla. Získaná data potvrzují fenomén tzv. „bodu zlomu“ při odtokové koncentraci 1 mg/l P_{celk} na odtoku, který je zmiňován v literatuře [6, 7]. Jak lze vidět na *obr. 1*, zatímco pro běžné limity dostačuje dávka 1,2 až 1,5 mol kovu na mol odstraněného fosforu, při požadavku na odtokové koncentrace blíží se k limitu 0,3 mg/l stoupá potřebný molární poměr Fe : P nelineárně do oblasti 3,0 až 5,0.

Data na *obr. 1* jsou proložena lomenou funkcí. Lomená funkce byla zvolena na základě popisu kinetiky sorpce pomocí Langmuirovy izotermy [14].



Obr. 1. Závislost molárních poměrů Fe : P na dosažených odtokových koncentracích celkového fosforu

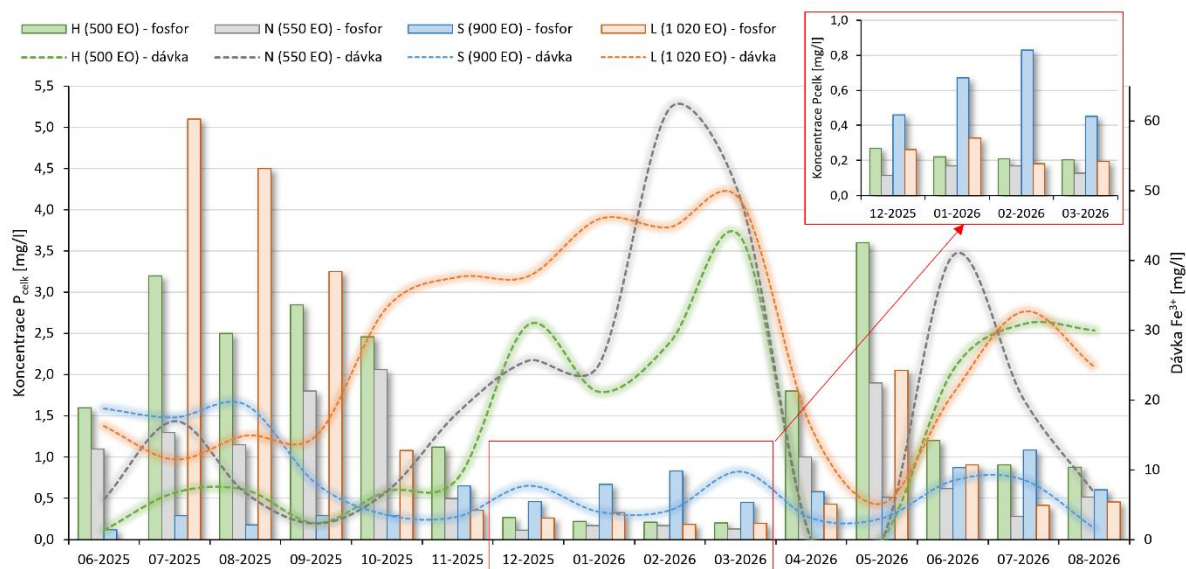
Fig. 1. Fe : P molar ratios depending on the achieved effluent concentrations of total phosphorus

Podíl biologického odstraňování fosforu bylo možno odhadnout na těch sledovaných ČOV, kde bylo v rámci testování období zcela bez dávkování srážedla. Tento podíl se pohyboval od 58 % do více než 85 % a lišil se i v rámci jednotlivých ČOV. To koresponduje s velkým rozptylem hodnot podílu biologického odstraňování fosforu, který ukazují data z reportingu dle UWWTD [8]. Jelikož ovlivňuje výsledné molární poměry Fe : P, může být právě podíl biologického odstraňování důvodem velmi vysokých nebo naopak nízkých molárních poměrů u některých ČOV.

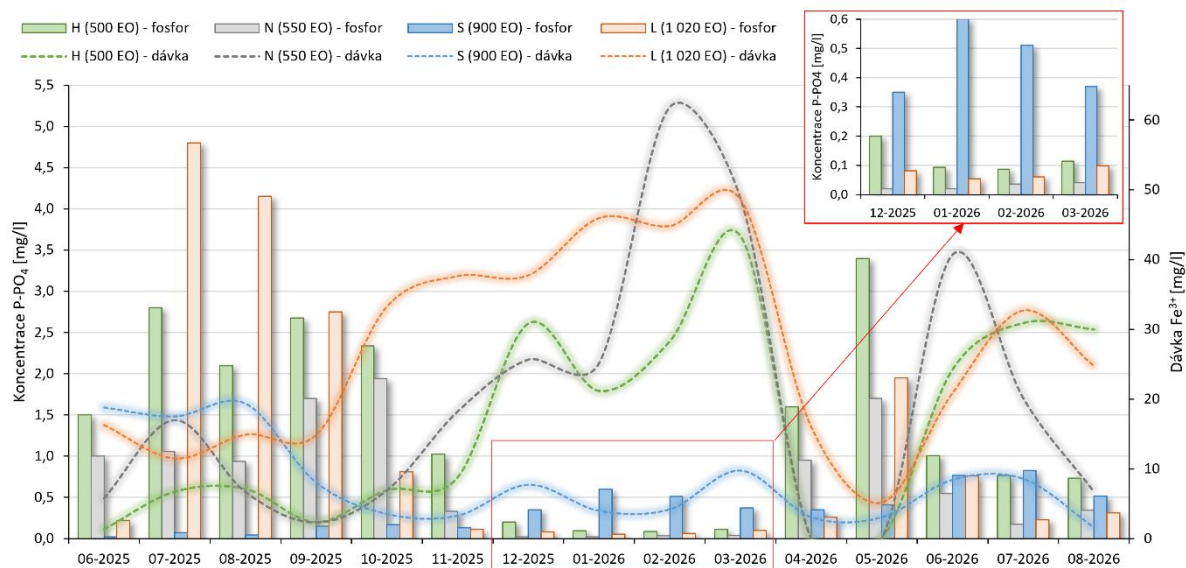
Dosahované odtokové hodnoty fosforu

Na všech sledovaných čistírnách byla v měsících s nejintenzivnějším srážením ověřena možnost dosažení odtokových koncentrací pod 0,5 mg/l celkového fosforu. Dosahované odtokové koncentrace a dávky srážedla jsou znázorněny v grafu na obr. 2.

Jak dokumentuje graf na obr. 3, koncentrace orthofosforečnanového fosforu na odtoku se v době intenzivního srážení pohybovaly pod 0,3 mg/l na většině sledovaných ČOV. V některých případech byly i pod mezí stanovitelnosti. To ve srovnání s obr. 2 dokládá významný podíl rozpuštěného organického fosforu na odtoku při srážení na nízké odtokové koncentrace, jehož koncentrace již nelze ovlivnit srážením.



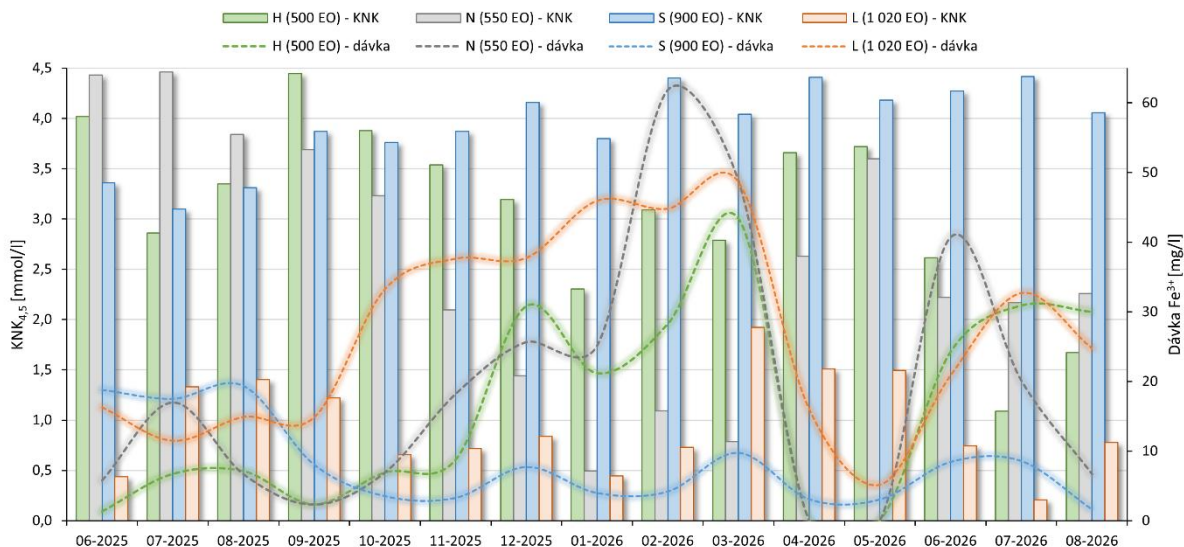
Obr. 2. Odtokové koncentrace celkového fosforu na sledovaných ČOV
Fig. 2. Effluent concentrations of total phosphorus at the monitored WWTPs



Obr. 3. Odtokové koncentrace orthofosforečnanového fosforu na sledovaných ČOV
Fig. 3. Effluent concentrations of orthophosphate phosphorus at the monitored WWTPs

Vliv na $KNK_{4,5}$ a pH

Jedním z významných dopadů srážení na nízké odtokové koncentrace P_{celk} je pozorovaná spotřeba kyselinové neutralizační kapacity odpadní vody. Jak je patrné z *obr. 4*, zvýšené dávkování koagulantu vedlo k poklesu $KNK_{4,5}$ u všech sledovaných ČOV.

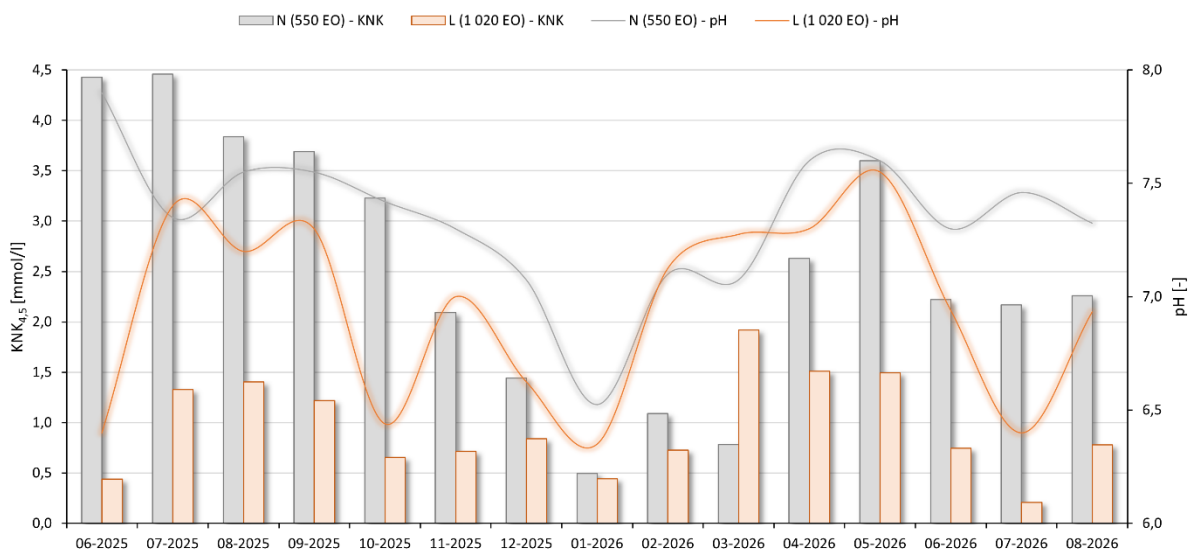


Obr. 4. $KNK_{4,5}$ na odtoku ze sledovaných ČOV

Fig. 4. Acid neutralizing capacity ($ANC_{4,5}$) in the effluent of the monitored WWTPs

Na ČOV N (550 EO) a L (1 020 EO) došlo v určitých měsících k vyčerpání $KNK_{4,5}$ na hodnoty pod 0,5 mmol/l. S poklesem $KNK_{4,5}$ klesá pufrací schopnost vody, což demonstruje *obr. 5* – propad $KNK_{4,5}$ byl přímo následován propadem pH pod hodnotu 6,5. Na ČOV N se systém v zimních měsících dokázal zregenerovat sám bez vnějšího zásahu.

Na ČOV L bylo v říjnu 2025 zahájeno dávkování vápna v dávce 2 kg/den do každé linky. Obdobná situace nastala při letní testovací kampani, kdy kvůli poklesu $KNK_{4,5}$ klesla hodnota pH a následně došlo k inhibici nitrifikace. Z tohoto důvodu muselo být na začátku srpna 2026 zahájeno dávkování vápna v množství 5 kg/den/linka, po týdnu byla dávka snížena na 2,5 kg/den/linka.



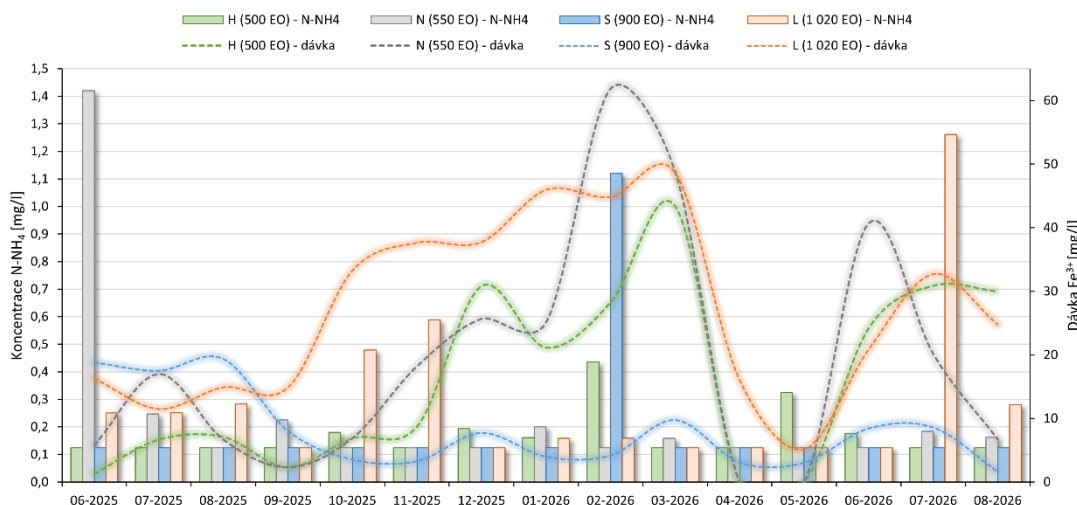
Obr. 5. $KNK_{4,5}$ a pH na odtoku z ČOV N (550 EO) a ČOV L (1 020 EO)

Fig. 5. $ANC_{4,5}$ and pH in the effluent of WWTP N (550 PE) and WWTP L (1 020 PE)

Vliv na proces nitrifikace

Při porovnání odtokových koncentrací amoniakálního dusíku před a po zahájení zvýšeného dávkování srážedla nebylo v zimních měsících ani při intenzivním srážení pozorováno zhoršení vymykající se

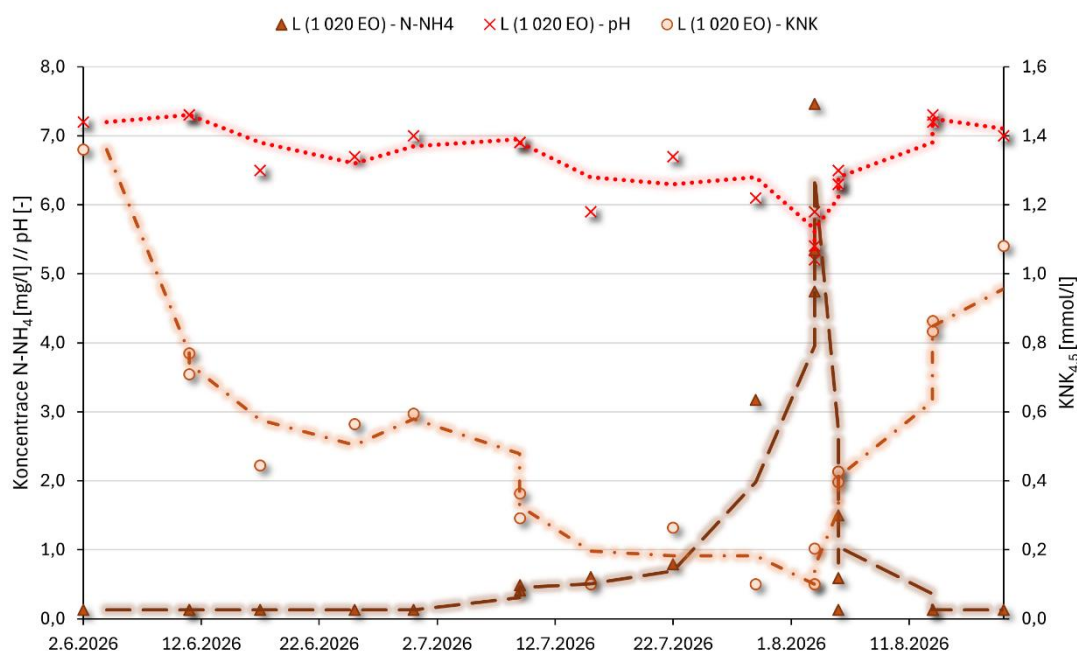
běžnému zhoršení nitrifikace v zimním období. Na všech sledovaných čistírnách, s výjimkou jedné, se i při takto intenzivním srážení držela koncentrace amoniakálního dusíku na odtoku pod mezí stanovitelnosti, jak je graficky zachyceno na *obr. 6*.



Obr. 6. Koncentrace amoniakálního dusíku na odtoku ze sledovaných ČOV

Fig. 6. Ammoniacal nitrogen concentrations in the effluent of the monitored WWTPs

Ke zhoršení provozního stavu v průběhu zvýšeného dávkování došlo v červenci 2026 na ČOV L, jak detailně dokumentuje *obr. 7* zachycující hodnoty pH, $KNK_{4,5}$ a koncentrace amoniakálního dusíku na odtoku z ČOV v letních měsících roku 2026 (hodnoty jsou proloženy klouzavým průměrem pro lepší zřetelnost trendů). Z grafu je patrné, že jakmile $KNK_{4,5}$ klesla pod hodnotu 0,3 mmol/l a v důsledku toho hodnota pH pod 6,5, došlo k inhibici nitrifikačních bakterií a strmému nárůstu amoniakálního dusíku na odtoku až k hodnotám přes 7 mg/l. Muselo být proto zahájeno dávkování vápna (5 kg/den/linku), což vedlo k obnově $KNK_{4,5}$, zvýšení pH a do dvou dnů (5. srpna 2026) k obnově plné nitrifikace. Tyto výsledky poukazují na nutnost sledovat neutralizační kapacitu při intenzivním srážení a zajistit možnost úpravy alkality.



Obr. 7. $KNK_{4,5}$, pH a koncentrace amoniakálního dusíku na odtoku z ČOV L (1 020 EO) v letních měsících 2026

Fig. 7. ANC_{4,5}, pH, and ammoniacal nitrogen concentrations in the effluent of WWTP L (1 020 PE) in the summer months of 2026

Vliv na aktivovaný kal

Množství inertního podílu kalu

Tab. 1–3 shrnují hodnoty množství inertního podílu v kalu v průběhu testování srážení na nízké odtokové koncentrace fosforu pro ČOV, u nichž bylo možné výsledky reprezentativně vyhodnotit. Inertní podíl je vyjádřen z výsledků ztráty žiháním (NLzž). Jako výchozí stav byla brána data za období před zvyšováním dávek srážedla.

Tab. 1. Podíl inertního kalu na ČOV H (500 EO)

Tab. 1. Proportion of inert sludge at WWTP H (500 PE)

ČOV H (500 EO)				
	Inertní podíl [%]	Nárůst inertního podílu [%]	Dávka Fe ³⁺ [mg/l]	Odtoková konc. P _{celk} [mg/l]
Výchozí stav	25,00	-	4,88	2,58
Listopad 2025	23,00	-	8,75	1,12
Prosinec 2025	-	-	30,81	0,27
Leden 2026	28,00	7,7	21,17	0,22
Únor 2026	30,00	15,5	28,26	0,21
Březen 2026	34,00	30,8	43,36	0,20
Duben 2026	30,00	15,4	0,00	1,80
Květen 2026	23,00	-	0,00	3,60
Červen 2026	30,50	17,3	24,25	1,20
Červenec 2026	36,50	40,4	30,89	0,90
Srpen 2026	39,00	50,0	29,97	0,88

Tab. 2. Podíl inertního kalu na ČOV N (550 EO)

Tab. 2. Proportion of inert sludge at WWTP N (550 PE)

ČOV N (550 EO)				
	Inertní podíl [%]	Nárůst inertního podílu [%]	Dávka Fe ³⁺ [mg/l]	Odtoková konc. P _{celk} [mg/l]
Výchozí stav	36,75	-	7,73	1,66
Listopad 2025	32,50	-	18,21	0,50
Prosinec 2025	35,00	-	25,67	0,12
Leden 2026	33,50	-	25,13	0,17
Únor 2026	36,00	-	61,86	0,17
Březen 2026	37,00	0,7	48,80	0,13
Duben 2026	34,00	-	0,00	1,00
Květen 2026	33,00	-	0,00	1,90
Červen 2026	34,00	-	40,72	0,62

Tab. 3. Podíl inertního kalu na ČOV L (1 020 EO)

Tab. 3. Proportion of inert sludge at WWTP L (1 020 PE)

ČOV L (1 020 EO)				
	Inertní podíl [%]	Nárůst inertního podílu [%]	Dávka Fe ³⁺ [mg/l]	Odtoková konc. P _{celk} [mg/l]

Výchozí stav	26,50	-	14,23	3,73
Listopad 2025	26,50	0,0	37,63	0,35
Prosinec 2025	31,50	18,9	37,75	0,26
Leden 2026	34,50	30,2	45,94	0,33
Únor 2026	35,00	32,1	44,80	0,18
Březen 2026	43,50	64,2	48,64	0,20
Duben 2026	39,00	47,2	16,07	0,43
Květen 2026	35,00	32,1	5,17	2,05
Červen 2026	37,90	43,0	20,85	0,91
Červenec 2026	38,00	43,4	32,69	0,41
Srpen 2026	38,50	45,3	24,78	0,46

Na čistírně H (500 EO) došlo při intenzivnějším srážení k nárůstu inertního podílu o 15 až 50 % oproti stavu při běžném dávkování srážedla. Inertní podíl činil při nejvyšších dávkách srážedla až 39 % (NLžž v kalu byla 61 %). To by při sušině 4 g/l znamenalo nárůst inertní složky z 1,04 g/l na 1,60 g/l.

Na čistírně N (550 EO) nebyl ani v období intenzivního srážení v aktivovaném kalu pozorován nárůst inertního podílu vyjádřeného jako ztráta žíháním (NLžž). Na této ČOV byla na konci června uvedena do provozu nová aktivační nádrž a původní aktivační nádrž byla odstavena. V nové aktivační nádrži docházelo k problémům s čerpáním vratného kalu a byly naměřeny neobvykle nízké hodnoty organické sušiny. Jelikož nebylo možné tyto výsledky porovnat s původním stavem, byly hodnoty naměřené od zprovoznění nové aktivační nádrže vyřazeny z vyhodnocení.

Na čistírně L (1 020 EO) došlo v březnu 2026 k nárůstu inertní složky v kalu až o 64 %. Podíl inertní složky činil 43,5 % (NLžž v kalu byla 56,5 %), tedy při sušině 4 g/l by místo původního 1,06 g/l inertní složky bylo v kalu 1,74 g/l neaktivního podílu. Takovýto nárůst byl však pozorován jen v měsíci březnu 2026, v ostatních měsících činil nárůst inertní složky 20–50 % obdobně jako u ČOV H.

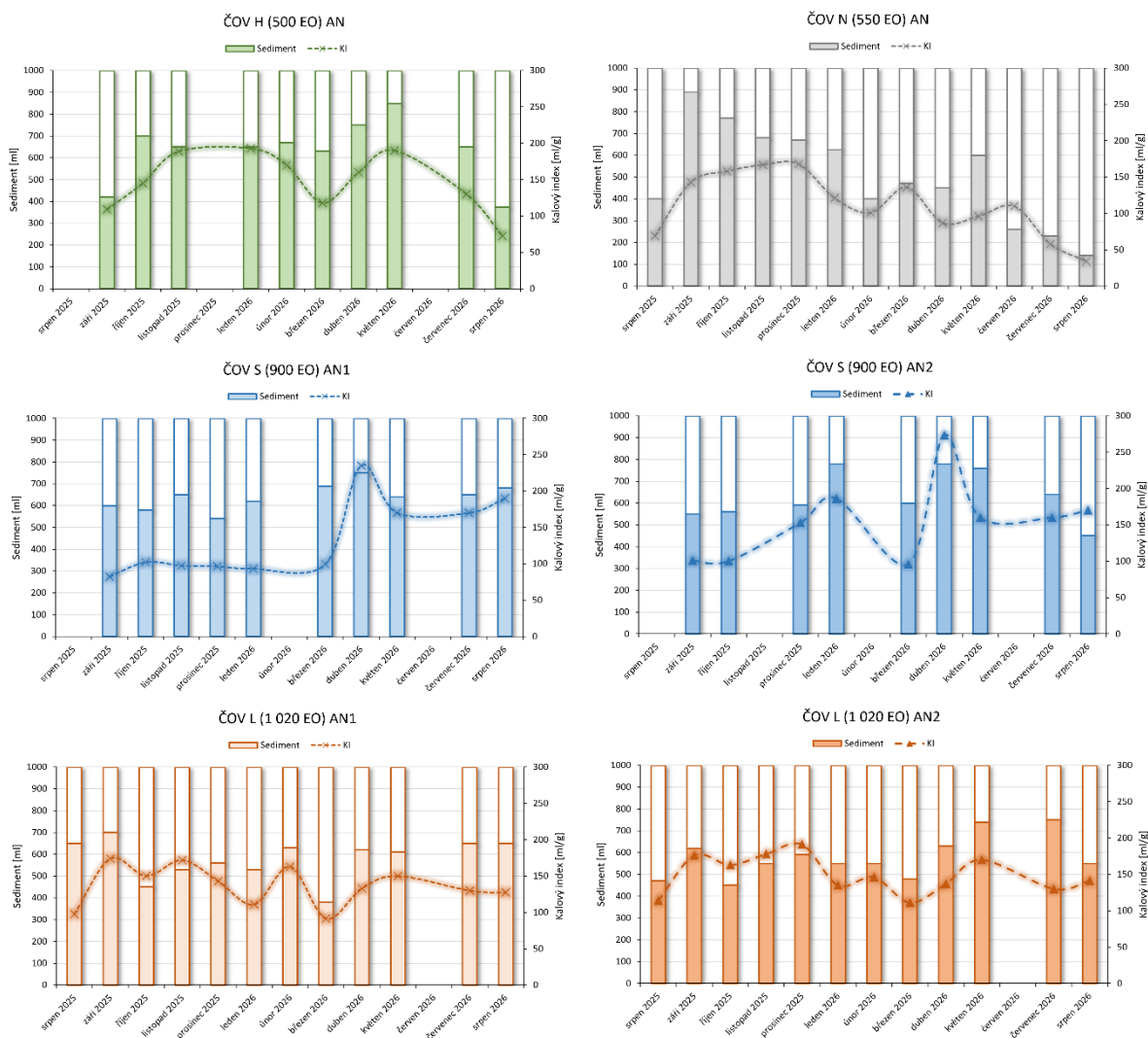
Vliv na biocenózu a separační vlastnosti kalu

V zimních měsících na všech čistírnách ukázal mikroskopický rozbor nárůst drobných volných fragmentů (pod 50 µm), přičemž aktivovaný kal si zachoval podíl výskytu středních a velkých vloček. V tomto období nedošlo ke zhoršení sedimentačních vlastností.

Na ČOV H byl v červenci 2026 pozorován výrazný nárůst drobných fragmentů a byl mikroskopickým rozbohem potvrzen rozpad kalu v návaznosti na vysokou dávku srážedla a snížení pH. Zároveň byla pozorována zhoršená funkce dosazovací nádrže a špatné sedimentační vlastnosti kalu. Z tohoto důvodu bylo na této čistírně začátkem srpna 2026 zahájeno dávkování vápna (5 kg/den). Toto opatření mělo pozitivní vliv na vlastnosti kalu a během 10 dní od zahájení dávkování došlo k opětovnému snížení množství drobných fragmentů a ke zlepšení sedimentace.

Jak je patrné z grafů na *obr. 8*, v aktivačních nádržích všech sledovaných ČOV došlo v období nejintenzivnějšího srážení (březen 2026) k poklesu kalového indexu a u většiny z nich byl pozorován i nižší sediment. V měsících s minimálním nebo odstaveným srážením (duben až květen 2026) pak téměř na všech ČOV kalový index opět vzrostl. Snížené hodnoty se však pohybovaly v mezích dosahovaných i bez intenzivního srážení. Mohlo se tedy jednat o běžné výkyvy na čistírnách, nikoli o reakci na vysoké dávky srážedla. Mezery v datových řadách u některých ČOV jsou způsobeny neodebráním vzorku v daném měsíci.

Výskyt vláknitých mikroorganismů nebyl na žádné sledované ČOV ovlivněn dávkováním srážedla. Nedošlo ke změně četnosti vláken ani k zastoupení jednotlivých dominantních typů vláknitých mikroorganismů.



Obr. 8. Sediment a kalový index po celou dobu sledování na vybraných ČOV

Fig. 8. Sludge volume and sludge volume index throughout the monitoring period at selected WWTPs

Zasolení recipientu

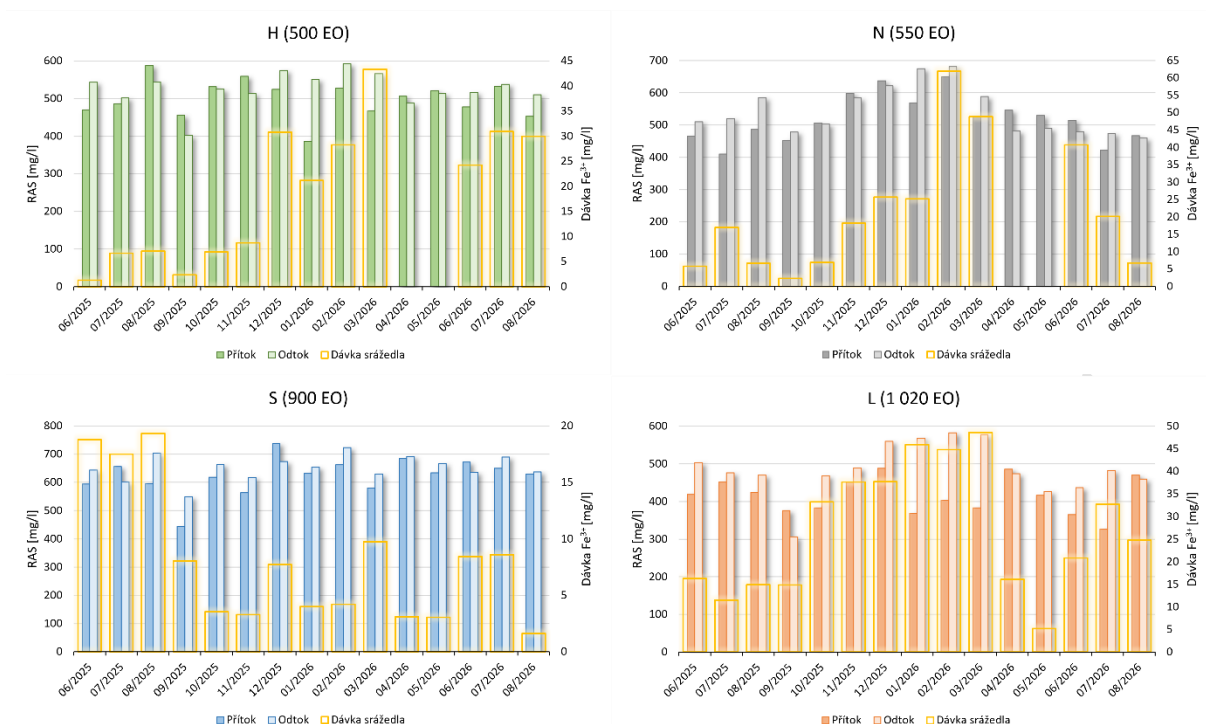
Dávkování velkého množství koagulantu může mít za následek zvýšení obsahu anorganických solí v odtoku z ČOV a vést k zasolování recipientu.

Tab. 4. Rozpuštěné anorganické soli (RAS) na přítoku a odtoku z vybraných ČOV

Tab. 4. Dissolved inorganic salts (DIS) in the influent and effluent of selected WWTPs

	H (500 EO)	N (550 EO)	S (900 EO)	L (1 020 EO)
Přítok [mg/l]	489	528	634	406
Odtok [mg/l]	539	555	652	505
Přírůstek [mg/l]	50	28	18	99
Přírůstek [%]	10	5	3	24

Z vyhodnocení parametrů přítoku a odtoku (tab. 4) vyplývá, že u ČOV N a S byl přírůstek solí statisticky nevýznamný (3–5 %). Ke statisticky významnému přírůstku RAS na odtoku o 10–24 % (50–99 mg/l) vedlo dlouhodobé zvyšování dávek srážedla pro dosažení nízkého P_{celk} u ČOV H (500 EO) a ČOV L (1 020 EO). V obdobích, kdy byla dávka železa minimalizována (duben a květen 2026), se rozdíl mezi přítokem a odtokem na obou ČOV opět snížil (obr. 9).



Obr. 9. Rozpuštěné anorganické soli (RAS) na přítoku a odtoku z vybraných ČOV v jednotlivých měsících sledovaného období s vyznačenou průměrnou dávkou železitého koagulantu
Fig. 9. Dissolved inorganic salts (DIS) in the influent and effluent of selected WWTPs in individual months of the monitored period with the indicated average dose of iron coagulant

Zavedení simultánního srážení fosforu

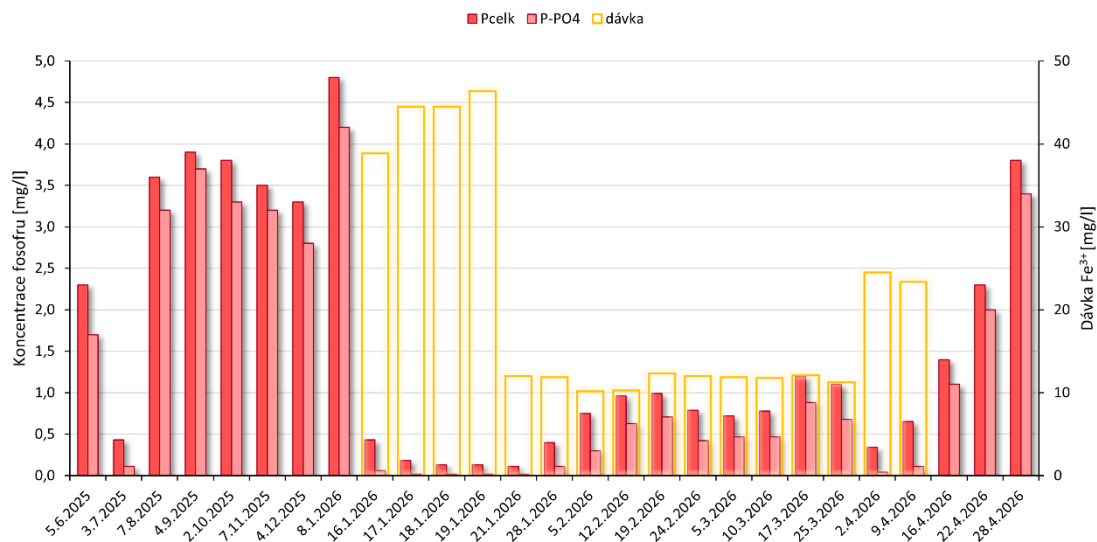
Simultánní srážení bylo zavedeno na ČOV P (700 EO), která dříve neměla žádné chemické odstraňování fosforu. Nově zavedená dávkovací stanice sestávala z IBC kontejneru se zachytnou vanou a dvou dávkovacích čerpadel. Dávkovací stanici a její příslušenství lze vidět na *obr. 10*. Dávkování bylo zavedeno do nátoky na dosazovací nádrž.



Obr. 10. Dávkovací stanice na ČOV P (700 EO)
Fig. 10. Dosing station at WWTP P (700 PE)

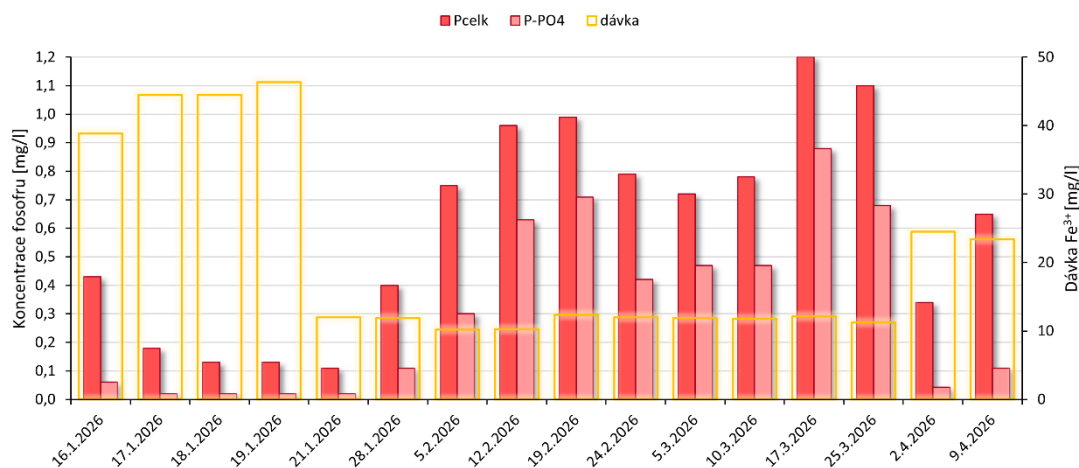
Dosahované odtokové hodnoty

Dávkování srážedla bylo zahájeno 15. ledna 2026 a již druhý den byly odtokové koncentrace celkového fosforu pod 0,5 mg/l (*obr. 11 a 12*). To prokazuje okamžitou odezvu systému na dávkování srážedla. I při nižších dávkách srážedla bylo ve většině vzorků dosahováno koncentrací pod 1 mg/l.



Obr. 11. Odtokové koncentrace celkového a fosforečnanového fosforu na ČOV P (700 EO) po dobu sledování

Fig. 11. Effluent concentrations of total and orthophosphate phosphorus at WWTP P (700 PE) during the monitoring period

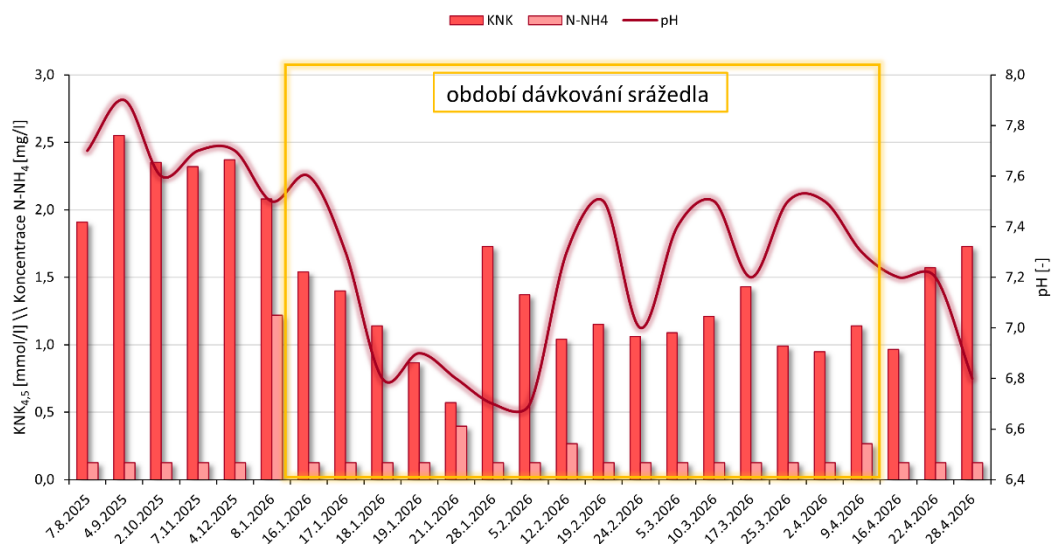


Obr. 12. Odtokové koncentrace celkového a fosforečnanového fosforu na ČOV P (700 EO) po dobu dávkování srážedla

Fig. 12. Effluent concentrations of total and orthophosphate phosphorus at WWTP P (700 PE) during the precipitant dosing period

Vliv na $\text{KNK}_{4,5}$, pH a nitrifikaci

Během několika dní od počátku dávkování došlo k poklesu $\text{KNK}_{4,5}$ na 0,5 mmol/l. Neutralizační kapacita systému se po snížení dávky srážedla obnovila bez potřeby dávkování vápna. Hodnoty pH neklesly pod 6,7 ani při nízké $\text{KNK}_{4,5}$ a proces nitrifikace nebyl nikterak negativně ovlivněn, jak je vidět z odtokových koncentrací N-NH_4 na obr. 13.

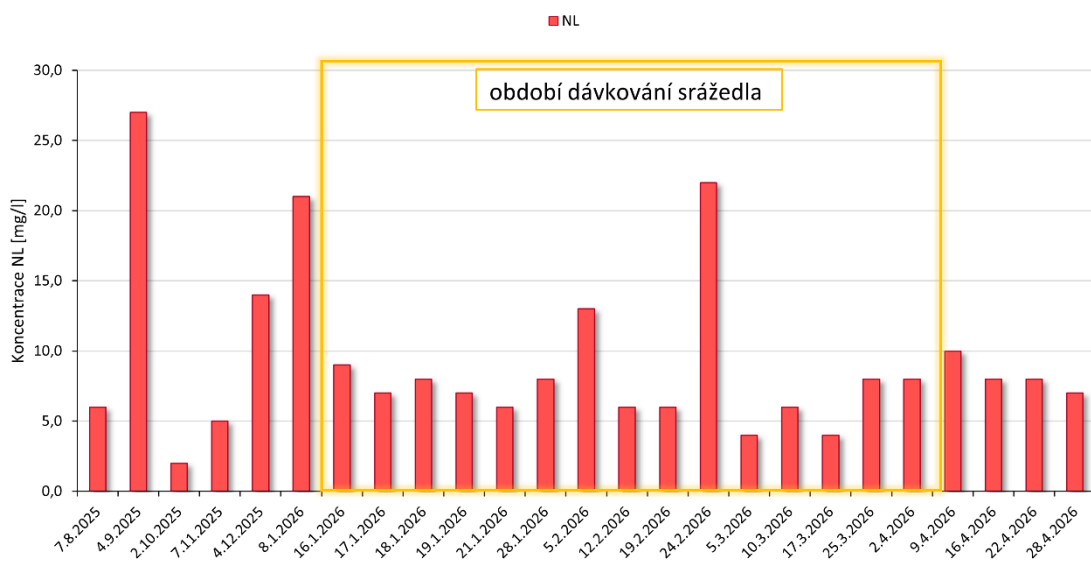


Obr. 13. KNK_{4,5}, pH a koncentrace amoniakálního dusíku na odtoku z ČOV P (700 EO)

Fig. 13. ANC_{4,5}, pH, and ammoniacal nitrogen concentrations in the effluent of WWTP P (700 PE)

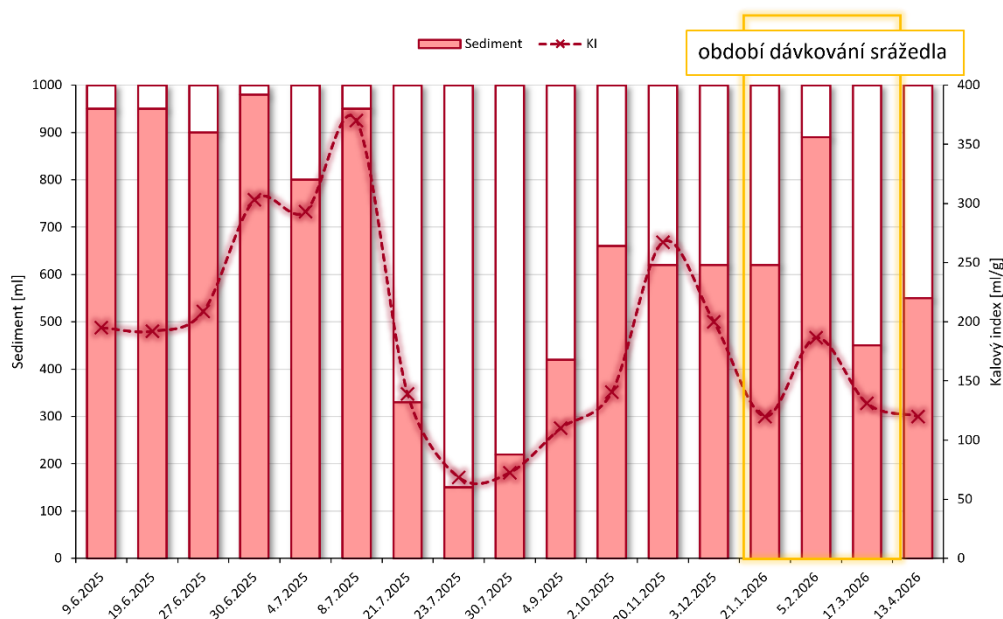
Vliv na biocenózu a separační vlastnosti aktivovaného kalu

V období srážení vzrostlo množství drobných fragmentů v kalu, stále však dominovaly střední a velké vločky. Nebyl pozorován nepříznivý vliv na separaci kalu v dosazovací nádrži, jak ukazují odtokové hodnoty NL na *obr. 14*.



Obr. 14. Koncentrace NL na odtoku z ČOV P (700 EO)

Fig. 14. Suspended solids concentration in the effluent of WWTP P (700 PE)



Obr. 15. Sediment a kalový index na ČOV P (700 EO) po celou dobu sledování
 Fig. 15. Sludge volume and sludge volume index at WWTP P (700 PE) throughout the monitoring period

Obdobně jako u ostatních sledovaných ČOV došlo v období dávkování srážedla k mírnému poklesu hodnot kalového indexu v porovnání s předcházejícími měsíci, jak lze vidět na obr. 15. Ani zde však hodnoty jak sedimentu, tak i kalového indexu nevybočovaly z rozmezí dosahovaného v období bez srážení fosforu.

Nebyl pozorován vliv na množství inertního podílu v kalu ani na četnost a složení vláknitých mikroorganismů.

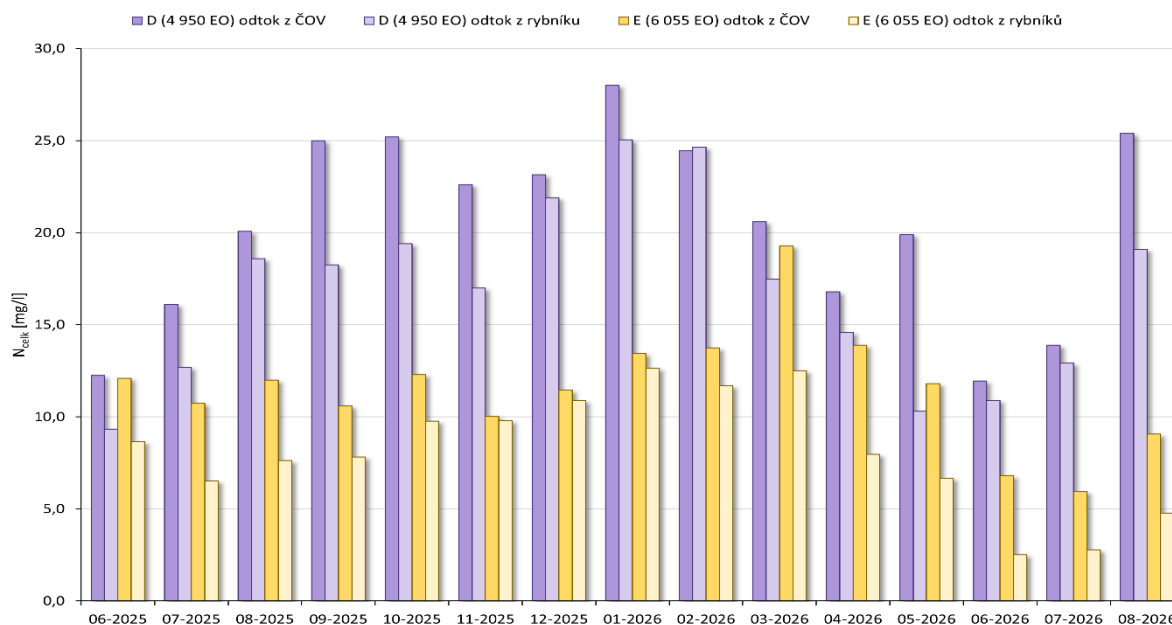
Monitoring vlivu dočišťovacích rybníků

V tab. 5 jsou shrnuty výsledky vybraných ukazatelů na odtoku z ČOV i z dočišťovacích rybníků na ČOV D (4 950 EO) a ČOV E (6 055 EO) za celé sledované období (červen 2025 až srpen 2026).

Tab. 5. Vybrané parametry na odtoku z ČOV a odtoku za dočišťovacími rybníky
 Tab. 5. Selected parameters in the WWTP effluent and the effluent downstream of the treatment ponds

	CHSK _{Cr} mg/l	NL mg/l	pH	N _{celk} mg/l	N-NH ₄ mg/l	N _{anorg} mg/l	P _{celk} mg/l	P-PO ₄ mg/l
D (4 950 EO) odtok z ČOV	21	5	7,7	19,92	0,56	18,67	1,39	1,23
D (4 950 EO) odtok z rybníku	51	27	8,3	17,25	0,33	14,60	1,25	0,85
E (6 055 EO) odtok z ČOV	30	7	7,4	11,27	1,21	9,69	0,91	0,66
E (6 055 EO) odtok z rybníků	45	21	8,5	8,11	0,74	5,99	0,79	0,49

Výsledky ukazují, že dočišťovací rybníky stabilně zvyšují hodnoty CHSK_{Cr} a NL oproti kvalitě odtoku z čistíren, a to ve všech odebraných vzorcích. Při porovnání hodnot za celé sledované období je u obou čistíren pozorovatelný pokles celkového dusíku i fosforu na odtoku z rybníků. Zatímco dusík byl stabilně nižší za rybníky ve všech ročních obdobích, jak je možné vidět na *obr. 16*, vliv na koncentraci fosforu nebyl tak jednoznačný.



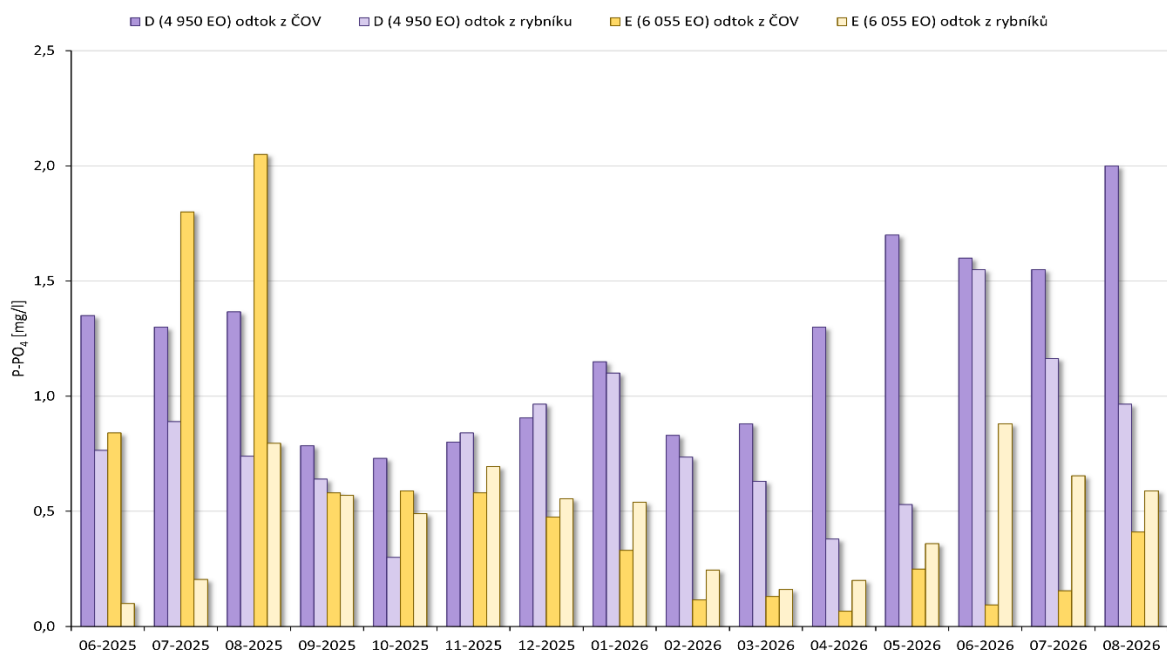
Obr. 16. Koncentrace celkového dusíku na odtoku z ČOV a za dočišťovacími rybníky

Fig. 16. Total nitrogen concentrations in the WWTP effluent and downstream of the tertiary treatment ponds

Při porovnání měsíčních průměrů odtokových hodnot celkového fosforu (*obr. 17*) a orthofosforečnanů (*obr. 18*) na odtocích z ČOV a z dočišťovacích rybníků lze vidět nestabilitu vlivu rybníků v tomto parametru. Zatímco v období červen až srpen 2025 docházelo na obou ČOV ke snížení hodnot, ve stejném období roku 2026 bylo na ČOV E pozorováno naopak jejich zvýšení. V zimních měsících byl vliv rybníků na koncentrace fosforu minimální.



Obr. 17. Koncentrace celkového fosforu na odtoku z ČOV a za dočišťovacími rybníky
Fig. 17. Total phosphorus concentrations in the WWTP effluent and downstream of the treatment ponds



Obr. 18. Koncentrace orthofosforečnanového fosforu na odtoku z ČOV a za dočišťovacími rybníky
Fig. 18. Orthophosphate phosphorus concentrations in the WWTP effluent and downstream of the treatment ponds

Za zmínku stojí i zvýšení pH na odtoku z rybníků, kdy byly dosaženy hodnoty až 8,5. Tento posun k alkalickému prostředí by mohl mít vliv na rovnováhu mezi formami amoniakálního dusíku a posunout rovnováhu směrem k toxickému volnému amoniaku.

DISKUZE

Z provedených dlouhodobých měření na vybraných ČOV vyplývá několik zásadních poznatků:

1. Snížení odtokové koncentrace fosforu pod „bod zlomu“ (1 mg/l) znamená nelineární nárůst dávky srážedla. Při cílové koncentraci pod 0,5 mg/l je pak v některých případech nutno využít vysoké dávky srážedla s molárním poměrem Fe : P až 5 : 1. Molární poměr je významně ovlivněn biologickým odstraňováním fosforu, jehož podíl se může lišit nejen mezi čistírnami, ale i v rámci samotné ČOV.
2. Při srážení na nízké odtokové koncentrace fosforu se významnou složkou stává organický fosfor, jehož koncentraci nelze snížit pomocí srážení. Může tedy docházet ke srážení na velmi nízké odtokové koncentrace orthofosforečnanového fosforu (pod 0,3 mg/l), ale výsledná koncentrace celkového fosforu může být výrazně vyšší.
3. Vysoké dávky srážedla mohou odčerpat kyselinovou neutralizační kapacitu. Její pokles pod 0,3 mmol/l a následné snížení pH může vést ke kolapsu nitrifikace a nárůstu amoniakálního dusíku na odtoku. Záleží však na složení přítoku na čistírnu a stabilitě samotného nitrifikačního procesu. Na některých čistírnách se i při nízké $KNK_{4,5}$ (pod 0,5 mmol/l) a poklesu pH udržela plná nitrifikace bez vlivu na odtokové koncentrace amoniakálního dusíku. Na většině čistíren nedošlo k výraznému poklesu $KNK_{4,5}$ ani při nejvyšších dávkách srážedla. Na dvou čistírnách bylo potřeba upravit alkalitu pomocí dávkování vápna, jelikož nízká $KNK_{4,5}$ vedla ke snížení pH a následně k rozpadu kalu a v jednom případě i inhibici nitrifikace. Dávkování vápna obnovilo pufrací kapacitu systému do několika dní.
4. Množství inertního podílu v kalu při vysokých dávkách srážedla na dvou čistírnách vzrostlo až o více než 50 % oproti běžnému stavu, což znamená pokles ztráty žíháním ze 75 % na 61 %. Na dvou čistírnách nebyly pozorovány žádné změny v podílu inertní složky, přičemž na ČOV P (700 EO) šlo o nově zavedené srážení.
5. Sedimentační vlastnosti kalu a jeho mikrobiální složení nebyly ovlivněny vyššími dávkami srážedla mimo případy rozpadu kalu z důvodu nízkého pH.
6. Vliv dočišťovacích rybníků na odstraňování fosforu je nejistý a neřiditelný, nelze na ně proto spoléhat jako na garantovaný stupeň pro odstranění fosforu.

ZÁVĚR

Cílem tohoto článku bylo na základě dlouhodobého provozního sledování sedmi ČOV vyhodnotit technologické a provozní limity simultánního srážení fosforu při dosahování nízkých odtokových koncentrací. Výsledky potvrdily, že negativní dopady simultánního srážení fosforu na nízké odtokové koncentrace celkového fosforu nelze zobecnit. Nežádoucí jevy se neprojevily současně na všech sledovaných ČOV a ani na dotčených čistírnách nevznikaly automaticky při každém intenzivním srážení. Negativní ovlivnění procesu biologického čištění bylo pozorováno až při srážení na hodnoty P_{celk} kolem 0,5 mg/l. Celkový vliv na proces závisí na specifických podmínkách dané čistírny (na kvalitě přítoku, podílu biologického odstraňování fosforu, stabilitě nitrifikace apod.). Nelze tedy kategoricky tvrdit, že intenzivní simultánní srážení automaticky naruší čistírenský proces; rozsah i výskyt případných rizik jsou individuální.

Poděkování

Projekt (č. SQ01010030) „Strategie pro efektivní čištění odpadních vod za sucha a nedostatku vody v tocích“ je financován se státní podporou Technologické agentury ČR a Ministerstva životního prostředí ČR v rámci Programu Prostředí pro život 2.

Literatura

- [1] SITOTE, Y. M., GEBREMEDHINE, M. G. Comprehensive Review of Eutrophication in Freshwater Ecosystems: Causes, Effects, Assessment, and Management Strategies, *Preprints*, 2024. Jde o nepeer-reviewed preprint, zveřejněný 10. 9. 2024; DOI [10.20944/preprints202409.0704.v1](https://doi.org/10.20944/preprints202409.0704.v1). Dostupné z: https://www.preprints.org/manuscript/202409.0704?utm_source=chatgpt.com
- [2] FUKSA, J. Sucho a vliv čistíren odpadních vod na řeky, *Vodní hospodářství*, roč. 70, č. 5, s. 4–6, 2020.
- [3] BURSÍK, V. Odstraňování a recyklace fosforu v konvenčních čistírnách odpadních vod, *Bakalářská práce. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Katedra aplikované ekologie. Vedoucí práce Ing. Adam Jan Sochacki, Ph.D.*, 2020.
- [4] ROZKOŠNÝ, M., SEDLÁČEK, P. Dočištění odtoků z kořenových čistíren odpadních vod stabilizačními nádržemi, *VTEI*, roč. 55, č. 1, s. 7–12, 2013.
- [5] Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2024/3019 ze dne 27. listopadu 2024 o čištění městských odpadních vod (přepracované znění), [On-line]. Dostupné z: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2024/3019>.
- [6] KOS, M. Terciární odstraňování fosforu podle nové směrnice o čištění odpadních vod a návrhu změny vodního zákona, *SOVAK*, č. 1, s. 11–13, 2025.
- [7] DE HAAS, D., WENTZEL, M., EKAMA, G. The use of simultaneous chemical precipitation in modified activated sludge systems exhibiting biological excess phosphate removal: Part 5: Experimental periods using a ferrous-feric chloride blend, *Water SA*, roč. 27, č. 2, pp. 117–134, 2001. DOI [10.4314/wsa.v27i2.4987](https://doi.org/10.4314/wsa.v27i2.4987)
- [8] *Waterbase – UWWTD: Urban Waste Water Treatment Directive – reported data*, 7. listopadu 2024. [On-line]. Dostupné z: <https://sdi.eea.europa.eu/datashare/s/C2rJ4orqtc2wby7/download>. [Přístup získán 29. srpna 2026].
- [9] XIAO, A., YU, J., LIN, Z., CAO, M., JIAN, S., LIN, S., ZHOU, J. Inhibition of ferric salts on phosphorus-accumulating organisms in simultaneous chemical precipitation for phosphorus removal, *Frontiers in Microbiology*, roč. 16, 2025, č. 1681450. DOI [10.3389/fmicb.2025.1681450](https://doi.org/10.3389/fmicb.2025.1681450)
- [10] HONG, Y., CHENG, H., HUANGFU, X., LI, L., HE, Q. Inhibition of phosphorus removal performance in activated sludge by Fe (III) exposure: transitions in dominant metabolic pathways, *Frontiers in Microbiology*, roč. 15, 2024. DOI: [10.3389/fmicb.2024.1424938](https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1424938)
- [11] SZABÓ, A., TAKÁCS, I., MURTHY, S., DAIGGER, G. T., LICSKÓ, I., SMITH, S. Significance of Design and Operational Variables in Chemical Phosphorus Removal, *Water Environment Research*, roč. 80, č. 5, s. 407–416, 2008. DOI: [10.2175/106143008X268498](https://doi.org/10.2175/106143008X268498)
- [12] PETZOLDT, C. S., LEZCANO, J. P., MOREDA, I. L. Removal of orthophosphate and dissolved organic phosphorus from synthetic wastewater in a combined struvite precipitation-adsorption

system, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, roč. 8, č. 4, 2020. DOI: [10.1016/j.jece.2020.103923](https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103923).

- [13] DUEÑAZ, J. F., ALONSO, J. R., REY, À. F., FERRER, A. S. Characterisation of phosphorous forms in wastewater treatment plants, *Journal of hazardous materials*, roč. 97, s. 193–205, 2003. DOI: [10.1016/S0304-3894\(02\)00260-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00260-1)
- [14] SMITH, S., TAKÁCS, I., MURTHY, S., DAIGGER, G. T., SZABÓ, A. Phosphate complexation model and its implications for chemical phosphorus removal., *Water Environment Research*, roč. 80, č. 5, s. 428–438, 2008. DOI: [10.1002/j.1554-7531.2008.tb00349.x](https://doi.org/10.1002/j.1554-7531.2008.tb00349.x)

Autoři

Ing. Katarína Hanusová

katarina.hanusova@pvk.cz

ORCID: 0009-0002-1533-5180

Ing. Milan Lánský, Ph.D.

milan.lansky@pvk.cz

ORCID: 0009-0006-2314-990X

Ing. Bc. Martin Srb, Ph.D.

martin.srb@pvk.cz

ORCID: 0000-0003-4412-4075

Pražské vodovody a kanalizace, Praha (Česká republika)

Příspěvek prošel recenzním řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2026.09.004

ISSN 0322-8916/© 2026 Autoři. Tuto práci je kdokoli oprávněn šířit a využívat za podmínek licence CC BY-NC 4.0

IMPACTS AND LIMITS OF SIMULTANEOUS PHOSPHORUS PRECIPITATION

HANUSOVÁ, K.; LÁNSKÝ, M.; SRB, M.

Pražské vodovody a kanalizace, Prague (Czech Republic)

Keywords: phosphorus removal – simultaneous precipitation – acid neutralizing capacity (ANC) – nitrification inhibition – chemical sludge

This article analyzes the technological and operational limits of simultaneous phosphorus precipitation using iron salts when striving to achieve very low effluent concentrations, based on long-term monitoring of seven real-world WWTPs (500–6 055 PE). The results show that reducing the effluent phosphorus concentration below 0,5 mg/l requires, in some cases, high precipitant doses with an Fe : P molar ratio of up to 5 : 1, with the required dose depending on the variable contribution of biological phosphorus removal. When precipitating to low effluent phosphorus concentrations, orthophosphate phosphorus values of 0,2–0,3 mg/l can be achieved, while organic phosphorus becomes a significant component of the total effluent phosphorus, the amount of which cannot be reduced by chemical precipitation. High coagulant doses can lead to the depletion of acid neutralizing capacity (ANC_{4,5}) below 0,3 mmol/l and a subsequent drop in pH below 6,5, which may cause nitrification inhibition. However, at most of the monitored WWTPs, no significant drop in ANC_{4,5} occurred, and some treatment plants maintained full nitrification even at low alkalinity and lower pH. An increase in the inert sludge fraction due to high precipitant doses was observed at only two of the monitored treatment plants; at the remaining plants, the proportion of the inert fraction remained unchanged even with higher precipitant doses. The negative impacts of simultaneous precipitation on the wastewater treatment process cannot be categorically generalized; the occurrence and extent of risks are individual and depend on the specific conditions of each WWTP. Monitoring of tertiary treatment ponds showed that they reliably reduce total nitrogen concentrations, but are unstable for phosphorus removal and can even act as a source of phosphorus.