

Projekt SS06010441
Emise skleníkových plynů z čistíren odpadních vod
a možnosti jejich snížení

Hlavní cíl:

**Na základě testování na modelovém/poloprovozním zařízení)
definovat podmínky, za kterých lze ČOV provozovat s nižšími
emisemi skleníkových plynů při zachování dostatečné účinnosti
čištění odpadních vod.**

Výzkumná zpráva

**Možnosti snížení plynných emisí CO₂, CH₄ a N₂O z aktivačních
nádrží komunálních ČOV**



Autoři souhrnné výzkumné zprávy:

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce

- Ing. Lenka Smetanová
- RNDr. Josef K. Fuksa, CSc.
- Ing. Martina Plecítá

Národní centrum zemědělského a potravinářského výzkumu, veřejná výzkumná instituce

- Ing. Miroslav Češpiva, Ph.D.
- Ing. Petra Zabloudilová, Ph.D.

Odborný garant projektu:

Ministerstvo životního prostředí

- Mgr. Michal Daňhelka

Výzkumná zpráva byla vytvořena v rámci projektu SS06010441 „Emise skleníkových plynů z čistíren odpadních vod a možnosti jejich snížení“, řešeného s finanční podporou Technologické agentury České republiky v rámci programu Prostředí pro život v letech 2023 –2026, jako výsledek č. SS06010441-V3 – „Návrh technologických opatření vedoucích k omezování emisí skleníkových plynů z otevřených technologických stupňů komunálních ČOV“.



Toto dílo podléhá licenci Creative Commons. Uveďte původ 4.0 Mezinárodní.

Pro získání kopie plného znění licenčních podmínek navštivte

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/> nebo požádejte písemně na adrese Creative Commons, PO Box 1866, Mountain View, CA 94042, USA.

Pro komerční užití díla je třeba uzavřít individuální licenční smlouvu.

Obsah

1. Úvod	3
2. Možnosti snížení plynných emisí CO ₂ , CH ₄ a N ₂ O z aktivačních nádrží komunálních ČOV.....	4
2.1 Úvod a cíle.....	4
2.2 Emise oxidu uhličitého, metanu a oxidu dusného z komunálních čistíren odpadních vod..	4
3. Metodika	7
4. Výsledky	8
4.1 Testování vlivu teploty	8
4.2 Testování vlivu průtoku odpadní vody.....	9
4.3 Testování vlivu intenzity aerace	11
4.4 Testování vlivu látkového zatížení	13
4.4.1 Zvyšování organického zatížení.....	13
4.4.2 Zvyšování zatížení dusíkem.....	14
4.4.3 Testování vlivu pH	16
5. Závěry a doporučení	21
5.1 Strategie ke snížení emisí z aktivačních nádrží komunálních ČOV	22
6. Literatura	24

Seznam obrázků

Obrázek 1: Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na teplotě.....	8
Obrázek 2: Koncentrace CH_4 v měřicí komoře v závislosti na teplotě.....	9
Obrázek 3: Koncentrace N_2O v měřicí komoře v závislosti na teplotě.....	9
Obrázek 4: Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na průtoku odpadní vody	10
Obrázek 5: Koncentrace CH_4 v měřicí komoře v závislosti na průtoku odpadní vody	10
Obrázek 6: Koncentrace N_2O v měřicí komoře v závislosti na průtoku odpadní vody	11
Obrázek 7: Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na intenzitě aerace	11
Obrázek 8: Koncentrace CH_4 v měřicí komoře v závislosti na intenzitě aerace	12
Obrázek 9: Koncentrace N_2O v měřicí komoře v závislosti na intenzitě aerace	12
Obrázek 10: Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na CHSK_{Cr}	13
Obrázek 11: Koncentrace CH_4 v měřicí komoře v závislosti na CHSK_{Cr}	14
Obrázek 12: Koncentrace N_2O v měřicí komoře v závislosti na CHSK_{Cr}	14
Obrázek 13: Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na N_c	15
Obrázek 14: Koncentrace CH_4 v měřicí komoře v závislosti na N_c	15
Obrázek 15: Koncentrace N_2O v měřicí komoře v závislosti na N_c	16
Obrázek 16: Koncentrace forem dusíku v odtékající odpadní vodě při zvyšování zatížení CHSK	16
Obrázek 17: Koncentrace forem dusíku v odtékající odpadní vodě při zvyšování zatížení dusíkem	16
Obrázek 18: Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na pH (snižování)	17
Obrázek 19: Koncentrace CH_4 v měřicí komoře v závislosti na pH (snižování).....	17
Obrázek 20: Koncentrace N_2O v měřicí komoře v závislosti na pH (snižování)	18
Obrázek 21: Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na pH (zvyšování).....	18
Obrázek 22: Koncentrace CH_4 v měřicí komoře v závislosti na pH (zvyšování).....	19
Obrázek 23: Koncentrace N_2O v měřicí komoře v závislosti na pH (zvyšování).....	19

1. Úvod

Projekt Emise skleníkových plynů z čistíren odpadních vod a možnosti jejich snížení byl řešen v letech 2023 až 2026 s finanční podporou Technologické agentury ČR v programu Prostředí pro život a podíleli se na něm tyto partneři:

- Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce
- Národní centrum zemědělského a potravinářského výzkumu, veřejná výzkumná instituce
- Česká informační agentura životního prostředí

Tato výzkumná zpráva obsahuje výsledky řešení v hlavním cíli – Na základě testování na modelovém/poloprovozním zařízení) definovat podmínky, za kterých lze ČOV provozovat s nižšími emisemi skleníkových plynů při zachování dostatečné účinnosti čištění odpadních vod, v období od 2023 do 2026. Na zpracování výzkumné zprávy se podíleli tyto partneři:

- Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce
- Národní centrum zemědělského a potravinářského výzkumu, veřejná výzkumná instituce

2. Možnosti snížení plyných emisí CO₂, CH₄ a N₂O z aktivačních nádrží komunálních ČOV

Předkládaná zpráva se zabývá problematikou plyných emisí produkovaných v rámci provozu komunálních čistíren odpadních vod. V kontextu snah o optimalizaci funkcí ČOV nabývá na významu monitoring skleníkových plynů, a to jak emisí nepřímých (energetická náročnost), tak přímých (procesních). Práce shrnuje aktuální vědecké poznatky a uvádí data o koncentracích oxidu uhličitého, oxidu dusného a metanu z vlastního měření na volné hladině aktivační nádrže modelové ČOV. Tento výstup vznikl v rámci projektu SS06010441 „Emise skleníkových plynů z čistíren odpadních vod a možnosti jejich snížení“, který je financován se státní podporou Technologické agentury ČR a Ministerstva životního prostředí ČR v rámci Programu Prostředí pro život.

2.1 Úvod a cíle

Dosavadní koncepce navrhování a provozu ČOV se soustředila primárně na minimalizaci znečištění v odtoku, tedy ochranu jakosti vody v recipientech. V současné době (i v souvislosti s novou evropskou směrnicí o čištění městských odpadních vod) se požadavky na čistírny odpadních vod rozšiřují také na ochranu ovzduší před emisemi skleníkových plynů.

Cílem výzkumu bylo na základě testování na modelovém/poloprovozním zařízení (tzn. modelováním provozních parametrů) definovat podmínky, za kterých lze ČOV provozovat s nižšími emisemi skleníkových plynů při zachování dostatečné účinnosti čištění odpadních vod.

2.2 Emise oxidu uhličitého, metanu a oxidu dusného z komunálních čistíren odpadních vod

Nadměrné emise skleníkových plynů do atmosféry přímo přispívají ke globálnímu oteplování. Mezi nejvýznamnější skleníkové plyny patří vodní pára, oxid uhličitý (CO₂), metan (CH₄) a oxid dusný (N₂O). K porovnání toho, kolik tepla v atmosféře jednotlivé plyny zachytí, slouží ukazatel GWP (Global Warming Potential). GWP je poměr tepla zachyceného jednotkou hmoty plynu ve srovnání s jednotkou hmoty CO₂ během daného období setrvání v atmosféře (typicky 100 let) - jeho hodnota určuje, kolikanásobně daný plyn přispívá ke skleníkovému efektu více než oxid uhličitý [1]. Podle nejnovějších dat Šesté hodnotící zprávy IPCC (AR6) dosahuje hodnota GWP pro metan 29,8 a pro oxid dusný 273. To v praxi znamená, že emise 1 kg metanu mají na globální oteplování stejný dopad jako 29,8 kg oxidu uhličitého (CO₂e), zatímco 1 kg oxidu dusného odpovídá účinku 273 kg oxidu uhličitého (CO₂e) [2,3].

Emise spojené s čištěním odpadních vod jsou jednak přímé – tj. emise z biologických, chemických a fyzikálních procesů probíhajících v celém systému od primárního čištění po dosazovací nádrže a kalové hospodářství (a do určité míry již při transportu odpadní vody v kanalizačních systémech) a jednak nepřímé, spojené zejména s výrobou elektrické energie spotřebovávané na zjištění provozu, ale i dalších energií (doprava, výroba chemikálií apod.). Zatímco výpočet nepřímých emisí je relativně jasný, kvantifikace přímých emisí je komplikovaná.

Nejběžněji se pro čištění komunálních odpadních vod používá systém centralizované ČOV, kam je odpadní voda přiváděna gravitačním nebo tlakovým kanalizačním systémem. V České republice se na čistírnách čistí cca 98 % všech odkanalizovaných odpadních vod [4]. Již během dopravy odpadní vody kanalizačním systémem dochází k anaerobním i aerobním procesům, odpadní voda je

míchána, v některých místech stagnuje, mění se její teplota, provzdušňuje se, atd. Při řízeném čištění odpadních vod jsou využívány biologické procesy tak, aby docházelo k degradaci organických látek. Odpadní voda je v kontaktu se směsnou kulturou mikroorganismů (aktivovaným kalem) v aktivační nádrži nebo jinak uspořádaném bioreaktoru, řízeně jsou udržovány vhodné podmínky (míchání, provzdušňování). U větších čistíren (cca nad 2 000 obyvatel) jsou zpracovávány kaly v kalové koncovce (zahuštění, stabilizace). Během celého procesu nakládání s odpadními vodami a kaly jsou produkovány a emitovány plyny.

V komunálních ČOV je 90 % oxidu dusného emitováno z aktivačních nádrží, zbytek pochází z lapáku šterku a písku a nádrží na skladování kalu [5]. Oxid dusný je produkován při nitrifikačních a denitrifikačních procesech, které jsou využívány při odstraňování dusíkatého znečištění. Ideálně při těchto procesech dochází k transformaci amoniakálního a organického dusíku na plynný dusík, oxid dusný vzniká jako meziprodukt reakcí [6]. Mechanismus tvorby oxidu dusného při řízených procesech v čistírnách odpadních vod je velmi závislý na operačních podmínkách, klíčovými parametry jsou koncentrace rozpuštěného kyslíku, hodnota pH [7,8] a poměr uhlíku a dusíku (CHSK:N) v čištěné odpadní vodě [9].

Značný podíl metanu již do ČOV vstupuje kanalizačním systémem [10], jelikož rozpuštěný metan se vyskytuje v každé surové odpadní vodě [11]. Některé výsledky ukazují, že vysoké koncentrace metanu v odpadní vodě během zpracování postupně klesají, což naznačuje, že významné procento rozpuštěného metanu z kanalizační sítě je emitováno již během mechanického pohybu odpadní vody v kanalizaci a v primárních usazovacích nádržích [10]. Produkce metanu v ČOV je kontrolována konverzí produktů fermentace metanogenními mikroorganismy (*Archaea*) a je tedy přímo spojená s anaerobním rozkladem organických látek, závisí primárně na koncentraci rozložitelného organického substrátu v odpadní vodě (měřeného jako BSK nebo CHSK) a dalších provozních parametrech (kyslíkové poměry, pH) [11]. Největší podíl metanu v technologické lince ČOV vzniká v kalovém hospodářství.

Některé zdroje uvádějí, že oxid uhličitý vznikající přímo při čištění odpadních vod, je biogenní, tzn. je součástí přirozeného uhlíkového cyklu a potravního řetězce a nepočítá se tedy jako skleníkový plyn [2,5]. Izotopová analýza v novějších studiích prokázala, že CO₂ uvolňovaný při čištění odpadních vod není pouze biogenního původu [12]. Část vyprodukovaného oxidu uhličitého má fosilní původ, což souvisí s přítomností syntetických látek a ropných derivátů v komunálních odpadních vodách. Navíc při centralizovaném odvádění a čištění odpadních vod dochází k přesunu odpadní vody z místa vzniku (domácnosti) do místa likvidace znečištění (ČOV), kde je proces čištění intenzifikován. Proto jsme emise oxidu uhličitého sledovali. Organické znečištění v odpadní vodě (charakterizované jako BSK nebo CHSK) je v ČOV přeměněno na energii pro biosyntézu bakterií spojenou s respirací a produkcí CO₂ (popř. dalších produktů), inkorporováno do bakteriální biomasy, nebo sorbováno na kal. Část biomasy je postupně přeměněna na CO₂ a CH₄ endogenní respirací a následnými anaerobními procesy. Produkce oxidu uhličitého při čištění tedy závisí především na množství a koncentraci čištěné odpadní vody. Klíčovým provozním parametrem s ohledem na produkci CO₂ je stáří kalu udržované v systému. V kalovém hospodářství je pak zdrojem oxidu uhličitého anaerobní vyhnívání, a popř. spalování metanu v kalovém plynu.

Emise všech plynů z ČOV jsou navíc výrazně zvýšeny stripováním v důsledku intenzivní aerace biologických reaktorů. Např. oxid dusný je relativně dobře rozpustný ve vodě a, pokud se nestripuje, může docházet k jeho akumulaci v kapalné fázi. Měření na reálných ČOV ukázalo, že emise oxidu dusného v aerovaných zónách jsou 2-3x vyšší než v neprovzdušňovaných zónách [13,14]. Emise metanu mohou být vlivem stripování vyšší v provzdušňovaných zónách s nižší koncentrací

rozpuštěného metanu než v anoxických zónách [15]. Emise metanu, oxidu dusného i oxidu uhličitého ze střídavě provzdušňované aktivační nádrže ČOV výrazně rostou v aerační fázi [16].

Snížit plynné emise z čistíren odpadních vod lze obecně dvěma způsoby: zachovat stávající technologie a uspořádání a buď modifikovat operační podmínky tak, aby byly emise redukovány nebo vznikající plyny zachycovat a případně využívat nebo změnit uspořádání ČOV a zavést nové procesy, při kterých se produkuje menší množství plynů [6].

Z hlediska investičních nákladů je vhodnější variantou úprava provozních podmínek stávajících technologií. Obecně se ke snížení produkce/emisí skleníkových plynů doporučuje provozovat biologické čištění s vyššími hodnotami stáří kalu – snižuje se produkce N_2O , na druhé straně vzrůstá produkce CO_2 , ale zároveň klesá celkové množství produkovaného kalu, takže se snižuje celková produkce CH_4 [17]. Dále - zejména pro kontrolu emisí N_2O - je to udržování vhodných podmínek při denitrifikaci a nitrifikaci (pH, kyslíkové poměry, vhodný poměr CHSK/N). Obecně jsou výhodné velké objemy aktivačních nádrží, systém tak lépe odolává náhlým změnám koncentrací a průtoku čištěné odpadní vody. Zachycování a následné čištění plynných emisí z ČOV je spojeno s vysokými investičními i provozními náklady. Účinná a dostupná technologie pro tuto aplikaci zatím neexistuje – jedná se o směs různých plynů s poměrně nízkými koncentracemi ve vzduchu po aeraci. Pro jednotlivé plyny existují technologie běžně užívané v průmyslových oborech – např. selektivní ne/katalytická redukce pro N_2O ; použití biotechnologií pro N_2O , CO_2 a CH_4 ; chemická nebo fyzikální sorpce a membránové procesy pro CO_2 . Pokud je čistírna odpadních vod vybavena zařízením na jímání a další zpracování plynů z kalového hospodářství, lze k nim (po určitých úpravách) přidat plyny zachycené nad biologickými nádržemi.

Nové technologie čištění odpadních vod, při kterých se produkuje a emituje méně plynů, jsou předmětem výzkumu. Pro daný účel se zdá být perspektivní použití částečné nitrifikace v kombinaci s Anammox procesy nebo využití řas [18,19]. Zavedení těchto technologií do praxe přináší další požadavky – např. stabilizaci přítoku na ČOV v případě použití Anammox nebo vysoké nároky na plochu při aplikaci řas.

3. Metodika

Cílem dále popsanych experimentů bylo měřit koncentrace CO₂, N₂O a CH₄ nad volnou hladinou aktivační nádrže čistírny odpadních vod a naměřená data vyhodnotit s ohledem na provozní podmínky.

Testy jsme prováděli na typové domovní čistírně odpadních vod dimenzované pro cca 6-10 EO s kapacitou 1200 l/d. Jedná se o blokovou čistírnu s odděleným usazovacím prostorem, (střídavě) provzdušňovanou aktivační nádrží a odděleným dosazovacím prostorem. Odpadní voda se přivádí do usazovacího prostoru, mechanicky předčištěná odpadní voda natéká přepadem do aktivačního prostoru. Aktivace je provzdušňována jemno-bublinnou aerací. Aktivační směs je následně odváděna do vertikálně osazené dosazovací nádrže a odtud čerpána do odtokového žlabu. Přebytný kal je odčerpáván do kalového prostoru. Do čistírny byla přiváděna reálná odpadní voda. Pro modelování koncentrace odpadní vody byla použita akumulární nádrž. V průběhu každého testu byly sledovány parametry provozu – teplota odpadní vody/aktivační směsi, koncentrace rozpuštěného kyslíku a pH. Byly odebírány vzorky odpadní vody na přítoku a odtoku ČOV pro posouzení účinnosti čištění. Vzorky odpadních vod byly zpracovávány ve Zkušební laboratoři technologií a složek životního prostředí VÚV TGM, v.v.i., sledovány byly zejména parametry chemická spotřeba kyslíku (CHSK_{Cr}) a dusík (N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ a N_C).

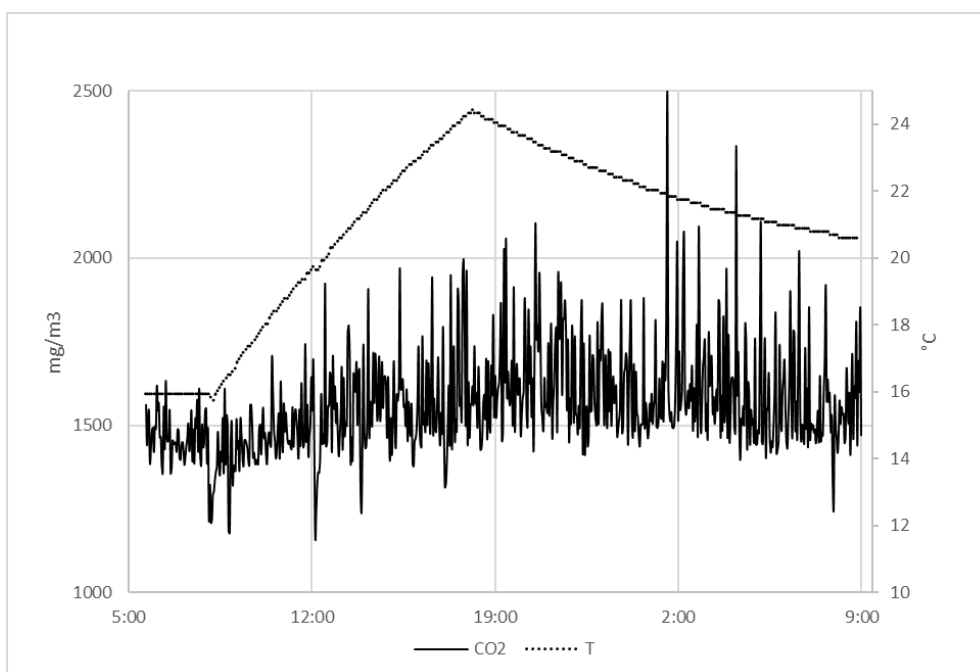
Pro kontinuální měření koncentrací CO₂, N₂O a CH₄ v měřicí komoře byl použit fotoakustický plynový analyzátor INNOVA 1512, připojený k odběrovým sondám přes přepínač odběrových míst INNOVA 1409. Plyny byly jímány nad hladinou aktivační nádrže v plovoucí komoře s otevřeným dnem. Jedná se o přizpůsobenou komoru, která byla zkonstruována pro měření na reálných ČOV (výsledek projektu SS06010441-V6). Komora byla na plovácích umístěna na hladině aktivační nádrže. Půdorys komory byl 35 x 23 cm, objem cca 8,5 litru. Před měřením byla komora propláchnuta čistým vzduchem. V jednom rohu byl hadičkou do komory vháněn kompresorem venkovní vzduch, který odcházel otvorem v protilehlém rohu komory. Pro podporu co nejlepšího proplachování celého objemu byl uvnitř komory umístěn malý axiální ventilátor. V blízkosti výstupního otvoru byla uvnitř umístěna odběrová sonda, ze které byla vzdušina přiváděna přes přepínač odběrových míst k plynovému analyzátoru. Druhá odběrová sonda byla umístěna na vstupu venkovního vzduchu do kompresoru a vzdušina byla přes další kanál přepínače přiváděna k analyzátoru. Stanovení koncentrací všech sledovaných plynů z jednoho vzorku vzdušiny trvalo přibližně 60 sekund.

Na modelové ČOV jsme testovali vliv teploty, průtoku odpadní vody (doby zdržení, resp. stáří kalu), intenzity aerace, látkového zatížení a pH. Před zahájením jednotlivých testů byla čistírna vždy provozována beze změny parametrů a byly měřeny koncentrace plynů, abychom získali referenční hodnoty pro porovnání.

4. Výsledky

4.1 Testování vlivu teploty

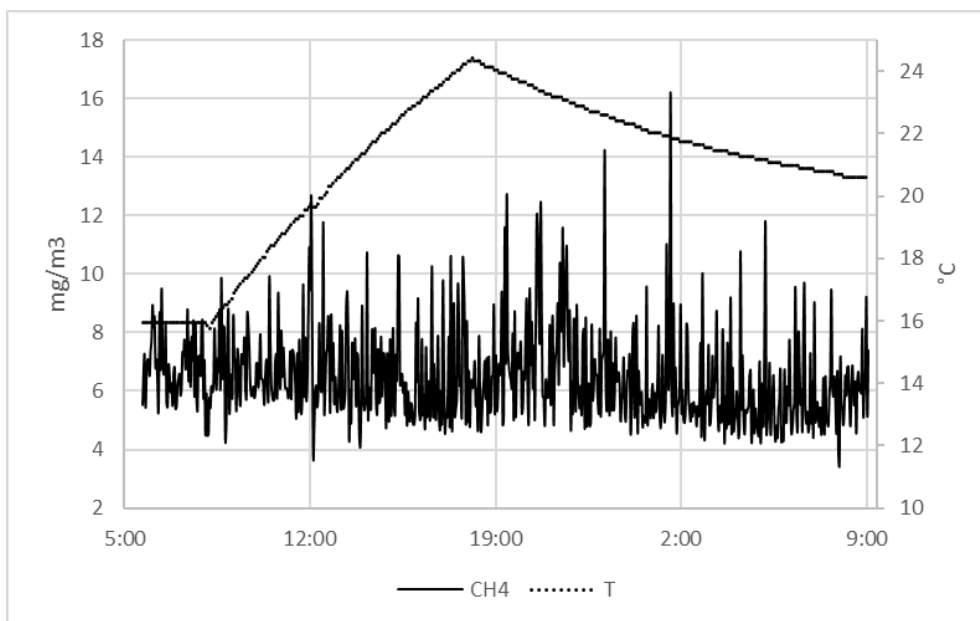
Při testování vlivu teploty byla aktivační nádrž ohřívána ponornými ohříváči z počátečních 15,7 °C na cca 25 °C. Ohřívání probíhalo pozvolna po dobu cca 10 hodin, tak aby nedošlo k destrukci směsné kultury mikroorganismů v aktivační nádrži. Po této době bylo ohřívání vypnuto a teplota v aktivační nádrži samovolně klesala k původním hodnotám. V grafech na **Obrázcích 1 až 3** jsou vyneseny koncentrace plynů (CO_2 , CH_4 a N_2O) v měřicí komoře v závislosti na teplotě. Zhruba 12 hodin před tím, než jsme začali nádrž ohřívát, byla čistírna provozována bez změny parametrů a byly měřeny koncentrace plynů, abychom získali hodnoty pro porovnání (referenční hodnoty) a odebírány vzorky odpadní vody. Průtok odpadní vody v době testování vlivu teploty byl konstantní (23 l/h). Průměrné koncentrace v přítoku odpadní vody v době testu byly v parametrech CHSK_{Cr} 792 mg/l, N_c 80,7 mg/l, resp. N-NH_4^+ 63,2 mg/l. Průměrná hodnota koncentrace rozpuštěného kyslíku v nádrži byla 2,82 mg/l.



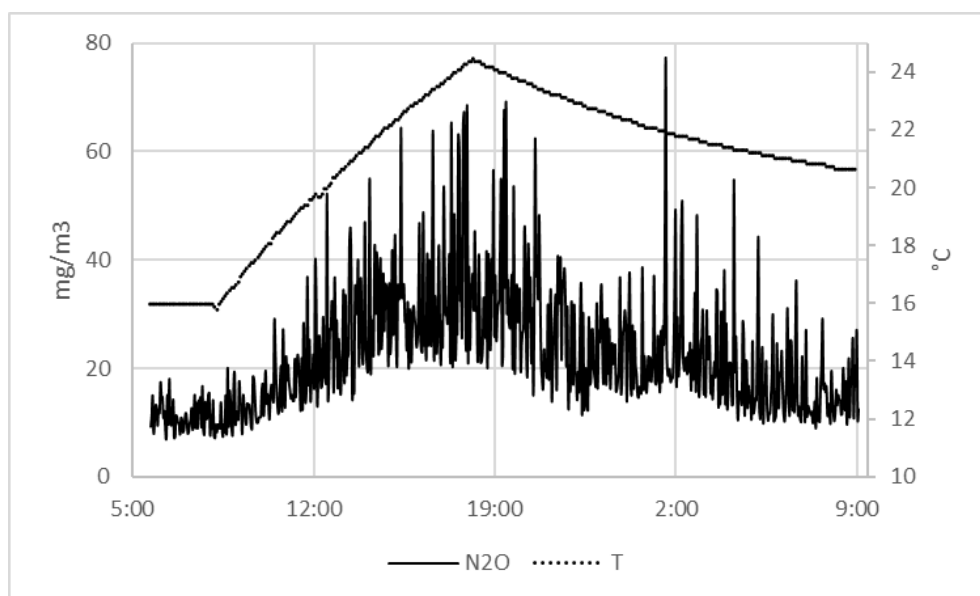
Obrázek 1: Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na teplotě

S rostoucí teplotou obecně roste rychlost biologických procesů (respirace, nitrifikace, denitrifikace, fermentace) a klesá rozpustnost plynů ve vodě - plyny mohou být emitovány ve větších množstvích, ale zároveň klesá i koncentrace rozpuštěného kyslíku a tím je ovlivněna degradace organických látek a produkce plynů. Vliv teploty byl nejvíce patrný pro oxid dusný (**Obrázek 3**) - průměrná koncentrace v měřicí komoře během ohřívání nádrže vzrostla oproti referenčním hodnotám - z původních 18,59 mg/m^3 na 24,46 mg/m^3 (s maximem během ohřívání 68,63 mg/m^3). Pro CO_2 a CH_4 byly průměrné hodnoty koncentrací během ohřívání nádrže dokonce nižší než referenční hodnoty - průměrně CO_2 klesl z původních 1621,3 mg/m^3 na 1514,6 mg/m^3 (s maximem 1995,9 mg/m^3), resp. CH_4 z původních 8,30 mg/m^3 na 6,61 mg/m^3 (s maximem 12,69 mg/m^3).

Průměrná účinnost čištění byla při referenčním provozu čistírny 91,6 % pro CHSK_{Cr} , 98,7 % pro N-NH_4^+ a 67,5 % pro N_{celk} , v době ohřívání nádrže průměrně 92,8 % pro CHSK_{Cr} , 95,4 % pro N-NH_4^+ a 74,0 % pro N_{celk} . Při pokusu s ohříváním nádrže nedošlo ke snížení účinnosti čištění.



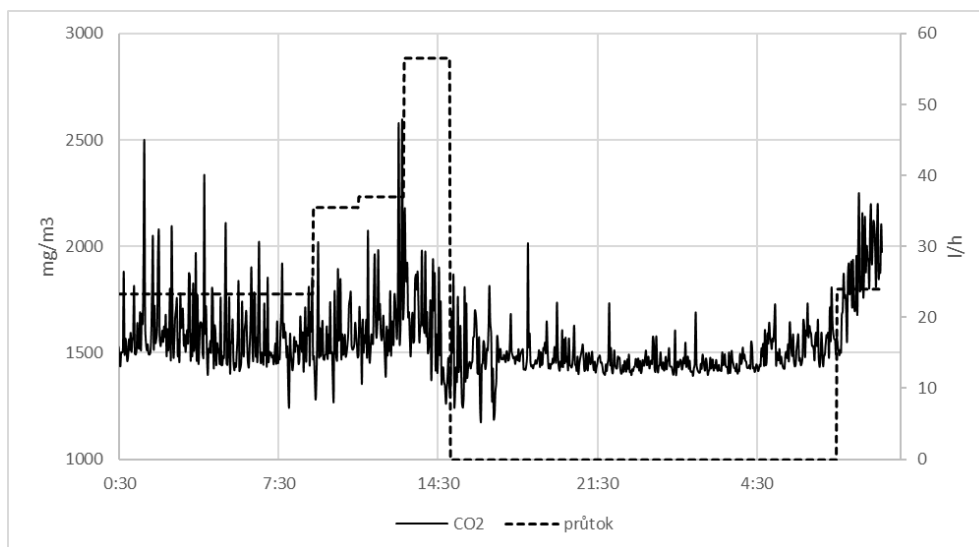
Obrázek 2: Koncentrace CH₄ v měřící komoře v závislosti na teplotě



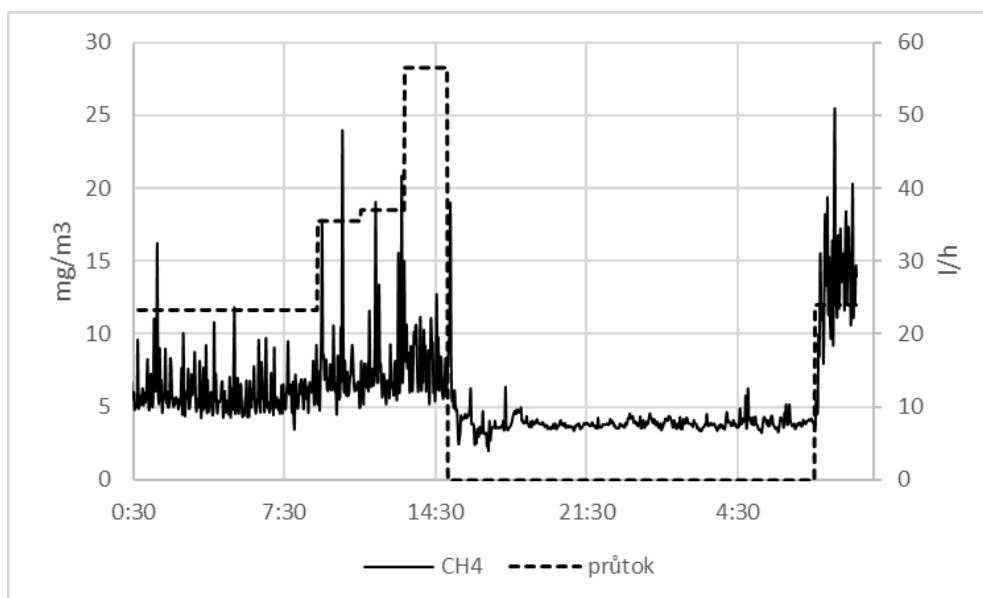
Obrázek 3: Koncentrace N₂O v měřící komoře v závislosti na teplotě

4.2 Testování vlivu průtoku odpadní vody

Při testování vlivu průtoku odpadní vody jsme postupně zvyšovali průtok čistírnou (vždy po cca 2 hodinách) z 23 l/h na 56 l/h – maximální průtok byl 1356 l/d, kapacita čistírny 1200 l/d. Po překročení maximální hodnoty byl přítok do čistírny na několik hodin uzavřen a poté byl obnoven na původní (referenční) hodnotu. Ostatní provozní parametry se během pokusu neměnily. Průměrné koncentrace v přítoku odpadní vody v době testu byly v parametrech CHSK_{Cr} 1060 mg/l, N_c 94,2 mg/l, resp. N-NH₄⁺ 64,0 mg/l. Teplota odpadní vody v nádrži byla průměrně 22,0 °C, koncentrace rozpuštěného kyslíku 3,56 mg/l. Výsledky testu pro jednotlivé plyny jsou vyneseny v grafech na **Obrázcích 4 až 6**.



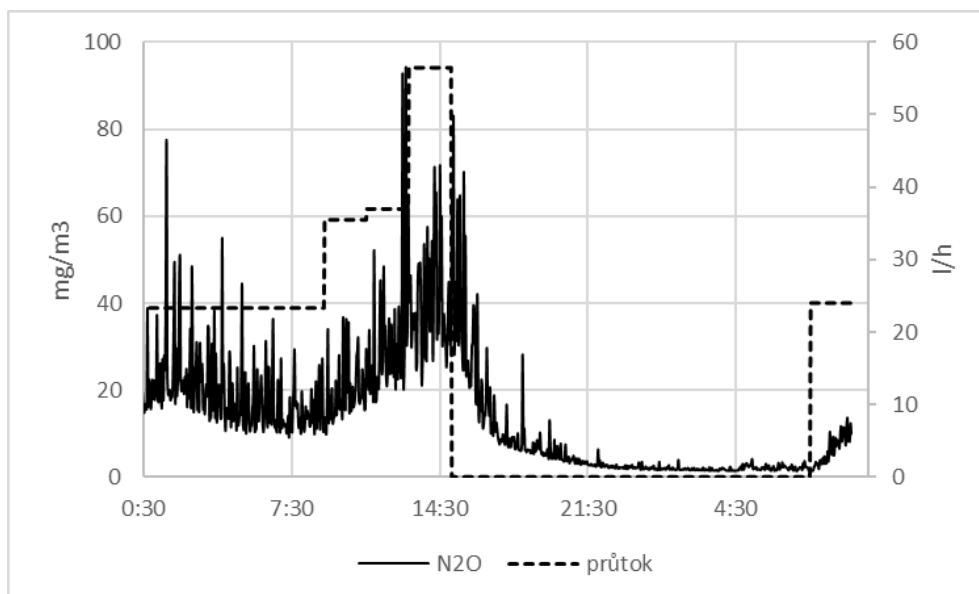
Obrázek 4: Koncentrace CO_2 v měřící komoře v závislosti na průtoku odpadní vody



Obrázek 5: Koncentrace CH_4 v měřící komoře v závislosti na průtoku odpadní vody

Koncentrace všech plynů se zvyšujícím se průtokem rostly – CO_2 z průměrné koncentrace (při referenčním průtoku) $1603,2 \text{ mg/m}^3$ na průměrně $1621,3 \text{ mg/m}^3$ při maximálním průtoku, s maximem $2178,5 \text{ mg/m}^3$, CH_4 z průměrné koncentrace (při referenčním průtoku) $5,99 \text{ mg/m}^3$ na průměrně $7,93 \text{ mg/m}^3$ při maximálním průtoku, s maximem $12,72 \text{ mg/m}^3$ a N_2O z průměrné koncentrace (při referenčním průtoku) $20,91 \text{ mg/m}^3$ na průměrně $39,96 \text{ mg/m}^3$ při maximálním průtoku, s maximem $71,57 \text{ mg/m}^3$.

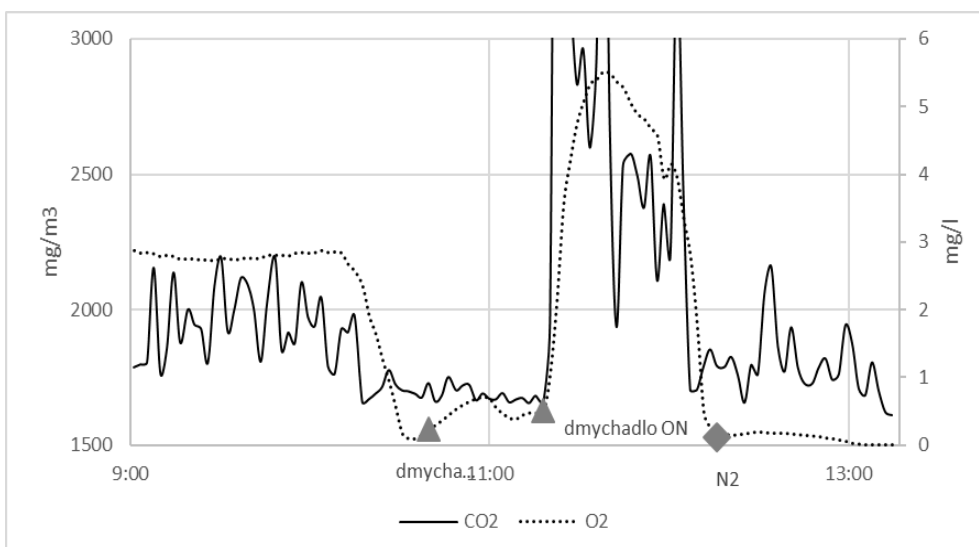
Průměrná účinnost čištění byla při referenčním provozu čistírny 92,4 % pro CHSK_{Cr} , 97,6 % pro N-NH_4^+ a 74,4 % pro N_{celk} , v době zvyšování průtoku průměrně 93,9 % pro CHSK_{Cr} , 98,0 % pro N-NH_4^+ a 74,1 % pro N_{celk} . Při pokusu se zvyšováním průtoku nedošlo ke snížení účinnosti čištění.



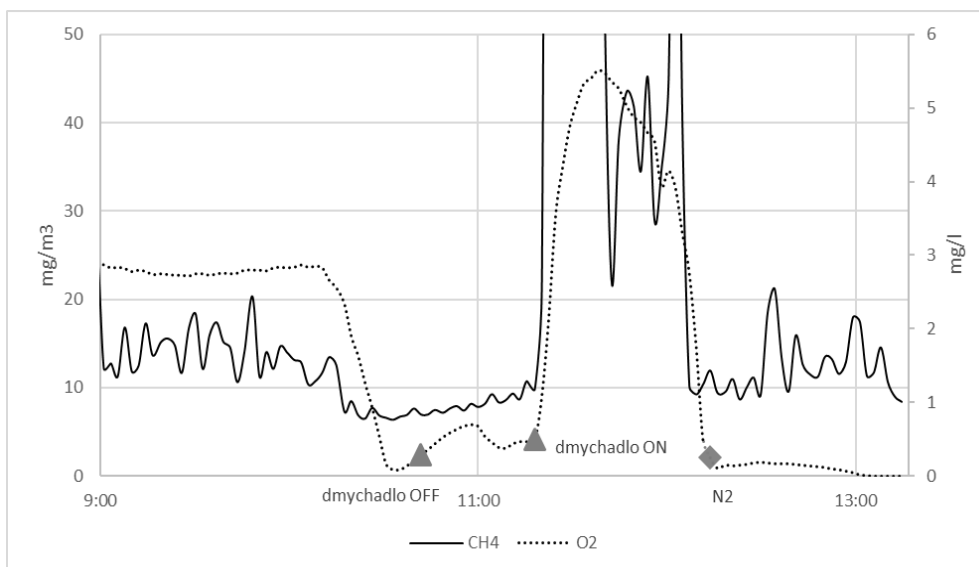
Obrázek 6: Koncentrace N_2O v měřící komoře v závislosti na průtoku odpadní vody

4.3 Testování vlivu intenzity aerace

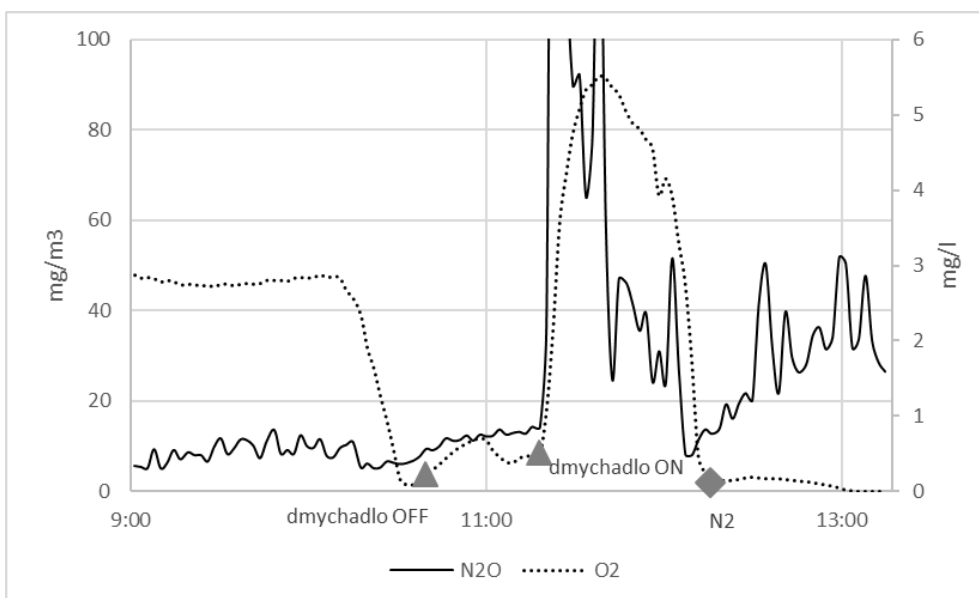
Při testování vlivu intenzity aerace byl postupně snižován výkon dmyhadla, které do aktivační nádrže čistírny vhání vzduch. Po zastavení dmyhadla pracovala čistírna cca 1 hodinu bez přívodu vzduchu (na Obrázcích 7-9 symbol Δ „dmychalo OFF“), poté byl přívod vzduchu obnoven na plný výkon dmyhadla (na Obrázcích 7-9 symbol Δ „dmychadlo ON“). Po dalších cca 30-ti minutách byla k dmyhadlu připojena tlaková láhev s plynným dusíkem a místo vzduchu byl do nádrže vháněn plynný dusík (na Obrázcích 7-9 symbol $\diamond$ „ N_2 “). Vzduch vháněný do aktivační nádrže dodává kyslík směsné kultuře aktivovaného kalu, udržuje ji ve vznosu a také stripuje z nádrže plyny. Při nahrazení vzduchu plynným dusíkem nastávají v nádrži anoxické/anaerobní podmínky, ale zároveň je zachován efekt stripování. Výsledky testů jsou znázorněny v grafech na **Obrázcích 7 až 9**. Intenzita aerace je vyjádřena jako koncentrace rozpuštěného kyslíku v aktivační nádrži. Průměrné koncentrace v přítoku odpadní vody v době testu byly v parametrech CHSK_{Cr} 715 mg/l, N_c 82,0 mg/l, resp. N-NH_4^+ 62,7 mg/l. Průměrná teplota v nádrži během testu byla 19,0 °C.



Obrázek 7: Koncentrace CO_2 v měřící komoře v závislosti na intenzitě aerace



Obrázek 8: Koncentrace CH_4 v měřicí komoře v závislosti na intenzitě aerace



Obrázek 9: Koncentrace N_2O v měřicí komoře v závislosti na intenzitě aerace

Se snižující se intenzitou aerace klesaly koncentrace CO_2 a CH_4 (chybí stripovací efekt) v měřicí komoře, po nastolení anaerobních podmínek mírně rostly koncentrace CH_4 a N_2O . Po obnovení aerace došlo k prudkému nárůstu koncentrací všech plynů (z průměrně $1964,3 \text{ mg/m}^3$ CO_2 před začátkem testu na maximálně $5229,8 \text{ mg/m}^3$ CO_2 , resp. z průměrně $14,23 \text{ mg/m}^3$ CH_4 na maximálně $194,8 \text{ mg/m}^3$ CH_4 , resp. z průměrně $8,71 \text{ mg/m}^3$ N_2O na maximálně $243,5 \text{ mg/m}^3$ N_2O) – nahromaděné plyny byly vystřipovány z aktivační nádrže. Při stripování plynným dusíkem se zvyšovala koncentrace oxidu dusného (**Obrázek 9**), nitrifikace byla potlačena - oxidace amoniakálního dusíku se zastavila a tím byla zároveň limitována denitrifikace a emise N_2O (vznikajícího jako meziprodukt při neúplné denitrifikaci) rostly.

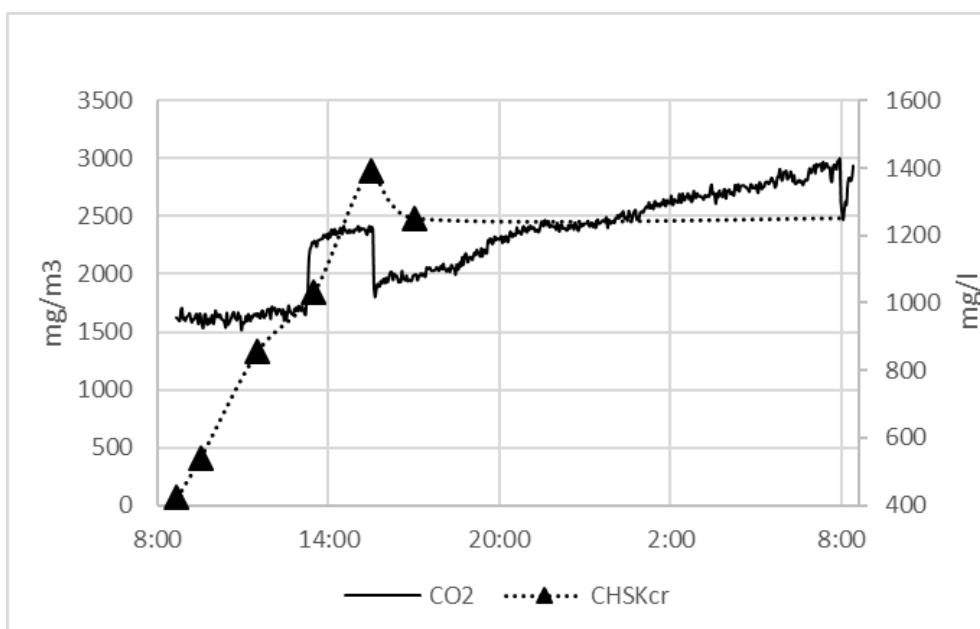
Průměrná účinnost čištění byla při referenčním provozu čistírny 92,3 % pro CHSK_{Cr} , 99,4 % pro N-NH_4^+ a 70,4 % pro N_{celk} , v době snižování intenzity aerace 91,6 % pro CHSK_{Cr} , 98,9 % pro N-NH_4^+ a 66,2 % pro N_{celk} . Při pokusu se snižováním intenzity aerace mírně klesla účinnost čištění –

nejpatrněji v parametru N_{celk} , v odtoku se zvýšily koncentrace dusitanového a amoniakálního dusíku (a dále vzrůstaly při stripování plynným dusíkem).

4.4 Testování vlivu látkového zatížení

4.4.1 Zvyšování organického zatížení

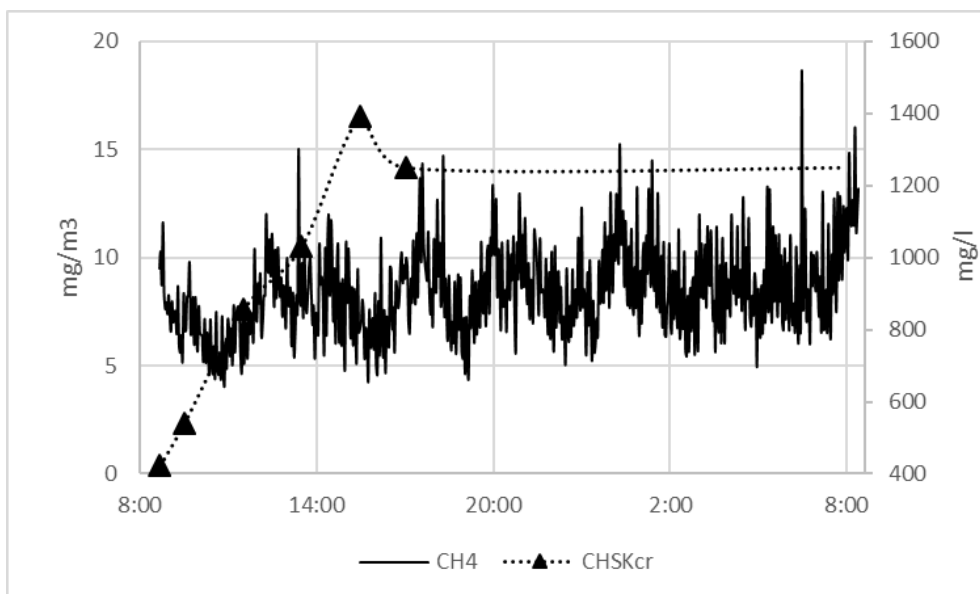
Do zásobní nádrže s odpadní vodou (1 000 litrů) postupně přidávána syrovátka jako zdroj organického substrátu. Koncentrace CHSK_{Cr} v odpadní vodě byla navýšena z počátečních 423 mg/l po přídavicích v intervalu cca 2 hodin na 1390 mg/l, po posledním přídávku a ustálení podmínek v nádrži byla hodnota CHSK_{Cr} 1250 mg/l. Koncentrace dusíku v odpadní vodě nebyla v průběhu pokusu upravována (průměrně 68,8 mg/l N_{c} , resp. 42,4 mg/l N-NH_4^+). Teplota během pokusu byla průměrně 17,3 °C, koncentrace rozpuštěného kyslíku průměrně 3,1 mg/l. Průběhy koncentrací jednotlivých plynů v měřicí komoře v závislosti na koncentraci CHSK_{Cr} jsou na **Obrázcích 10 až 12**. Změny koncentrací se vzhledem k objemům nádrží čistírny začaly projevovat cca 10 – 12 hodin po začátku pokusu.



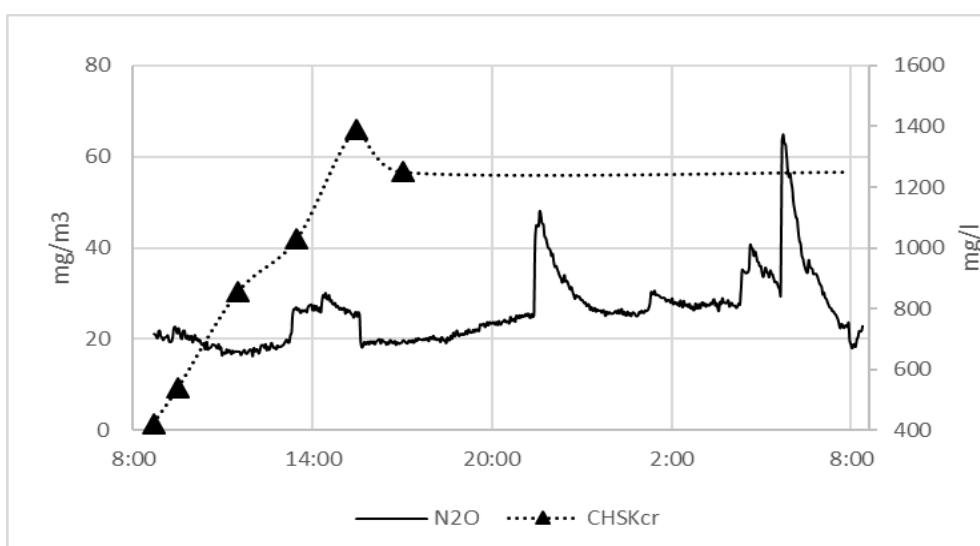
Obrázek 10: Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na CHSK_{Cr}

Při zvyšování koncentrace CHSK_{Cr} v přítoku odpadní vody vzrostla koncentrace CO_2 v měřicí komoře (**Obrázek 10**) téměř dvakrát, z průměrných 1738,9 mg/m³ před začátkem testu na maximální hodnotu 2998,0 mg/m³ na konci testu. Koncentrace N_2O (**Obrázek 12**) vykazovala mírně rostoucí trend s výraznými výkyvy, z průměrné počáteční hodnoty 20,88 mg/m³ na 23,58 mg/m³ na konci testu, ovšem až s trojnásobným maximem 64,95 mg/m³. Koncentrace CH_4 v měřicí komoře během pokusu kolísala okolo průměrné hodnoty 8,38 mg/m³ (**Obrázek 11**).

Účinnost čištění během zvyšování koncentrace CHSK_{Cr} se nezměnila – průměrně byla během pokusu 95% odstranění pro CHSK_{Cr} , resp. 99% odstranění N-NH_4^+ .



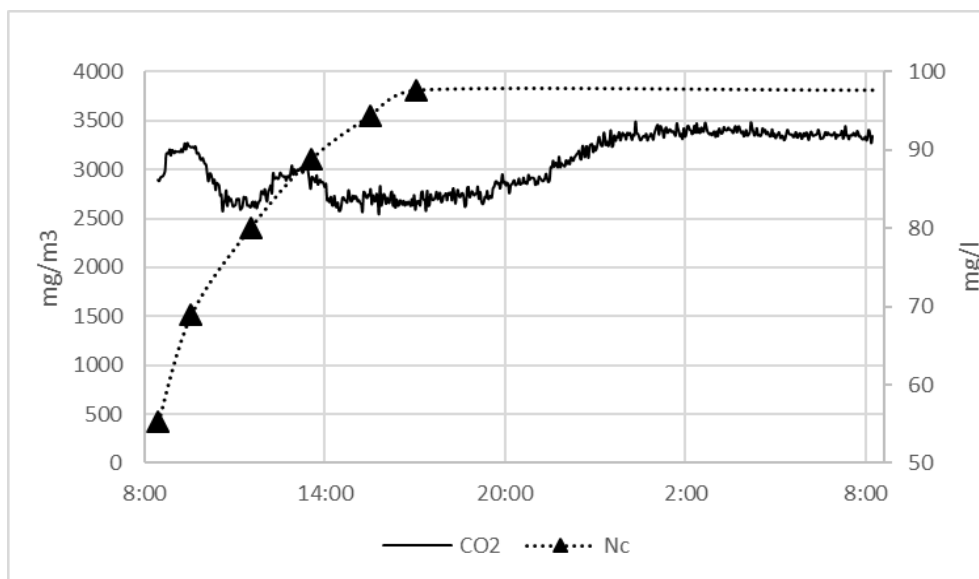
Obrázek 11: Koncentrace CH_4 v měřicí komoře v závislosti na $CHSK_{Cr}$



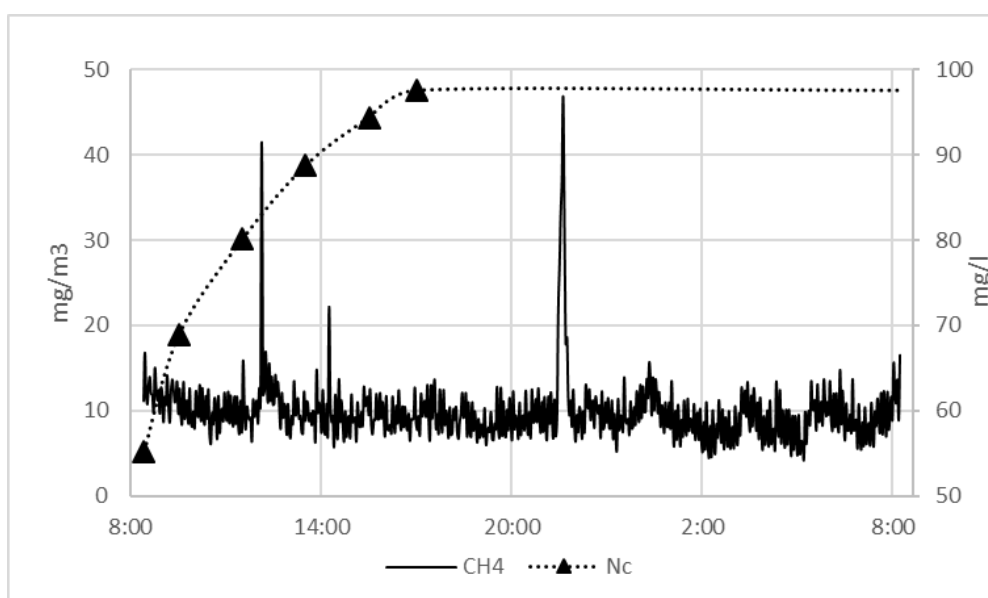
Obrázek 12: Koncentrace N_2O v měřicí komoře v závislosti na $CHSK_{Cr}$

4.4.2 Zvyšování zatížení dusíkem

Během testu byla do zásobní nádrže s odpadní vodou cca po 2 hodinách postupně přidávána močovina jako zdroj dusíku. Koncentrace celkového dusíku v odpadní vodě byla navýšena z počátečních 55,2 mg/l (resp. 32,9 mg/l $N-NH_4^+$) po přidavcích v intervalu cca 2 hodin na 97,6 mg/l (resp. 69,5 mg/l $N-NH_4^+$). Látkové zatížení kalu dusíkem vzrostlo z 0,010 na 0,018 kg/kd/d. Koncentrace $CHSK_{Cr}$ v odpadní vodě nebyla v průběhu pokusu upravována (průměrně 714 mg/l). Teplota v aktivační nádrži během testu byla průměrně 17,0 °C, koncentrace rozpuštěného kyslíku průměrně 1,0 mg/l. Průběhy koncentrací jednotlivých plynů v měřicí komoře jsou v grafech na **Obrázcích 13 až 15**. Změny koncentrací plynů se vzhledem k objemům nádrží čistírny začaly projevovat cca 10 – 12 hodin po začátku testu (viz nástup produkce N_2O na **Obrázku 15**).

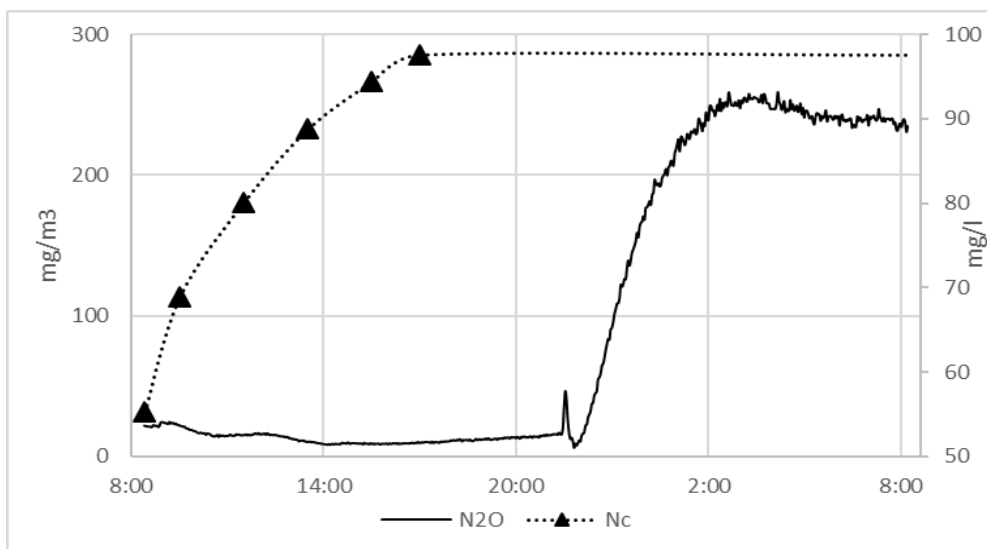


Obrázek 13: Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na N_c



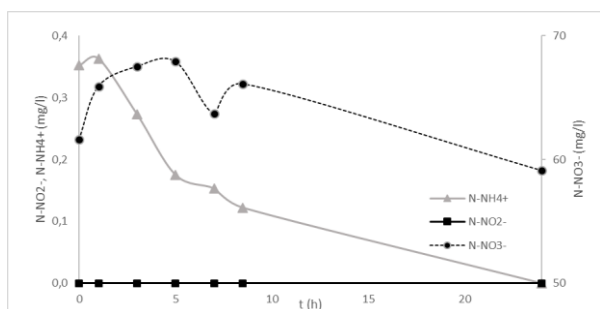
Obrázek 14: Koncentrace CH_4 v měřicí komoře v závislosti na N_c

Při zvyšování koncentrace dusíku v přítoku odpadní vody mírně vzrostla koncentrace CO_2 v měřicí komoře z průměrné počáteční hodnoty $3010,71 \text{ mg/m}^3$ na maximálně $3488,4 \text{ mg/m}^3$ (**Obrázek 13**). Koncentrace N_2O (**Obrázek 15**) po cca 12 hodinách od začátku pokusu prudce rostla – z původní průměrné hodnoty $21,80 \text{ mg/m}^3$ až na $237,6 \text{ mg/m}^3$ na konci pokusu. Produkce metanu (**Obrázek 14**) se pohybovala okolo průměrné hodnoty $9,72 \text{ mg/m}^3$ s maximálním píkem $97,6 \text{ mg/m}^3$. Účinnost čištění během zvyšování koncentrace dusíku byla průměrně 93 % odstranění pro CHSKCr , resp. 99 % odstranění N-NH_4^+ .

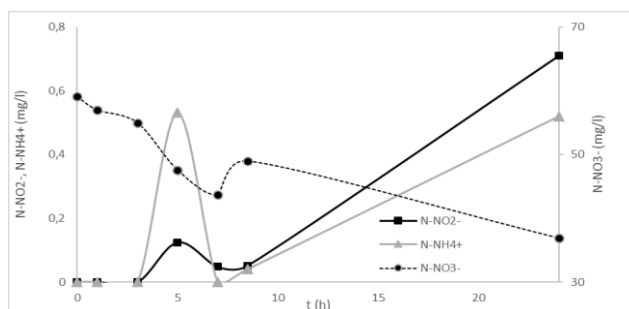


Obrázek 15: Koncentrace N_2O v měřicí komoře v závislosti na N_c

V porovnání s testem zaměřeným na zvyšování organického zatížení (Obrázek 16) došlo v odtékající odpadní vodě k posunu dusíkové bilance směrem k amoniakální a dusitanové formě v důsledku neúplné denitrifikace (Obrázek 17).



Obrázek 16: Koncentrace forem dusíku v odtékající odpadní vodě při zvyšování zatížení CHSK

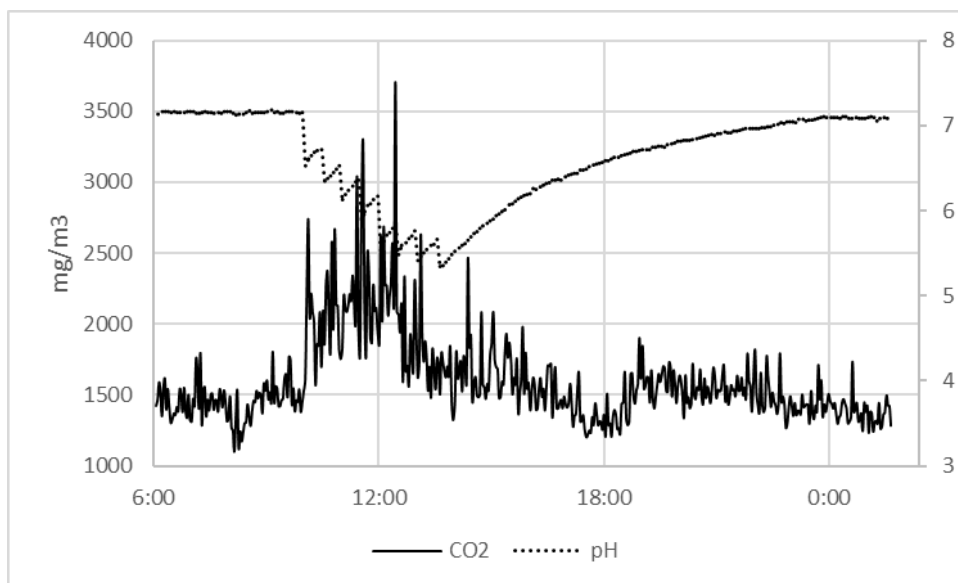


Obrázek 17: Koncentrace forem dusíku v odtékající odpadní vodě při zvyšování zatížení dusíkem

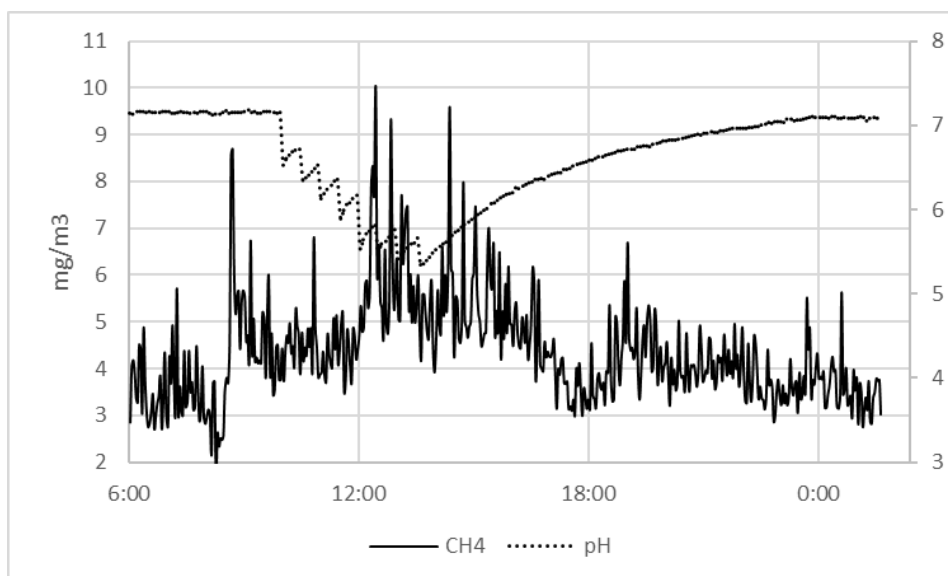
4.4.3 Testování vlivu pH

Při testování vlivu pH byl do aktivací nádrže čistírny nejdříve dávkován roztok kyseliny citronové (200 mg/l). Hodnota pH v aktivací nádrži se snižovala z počátečních 7,2 až na minimální hodnotu 5,3. Teplota v aktivací nádrži během testu byla průměrně 15,5 °C, koncentrace rozpuštěného kyslíku průměrně 4,4 mg/l. Průběhy koncentrací jednotlivých plynů v měřicí komoře jsou v grafech na Obrázcích 18 až 20.

Průměrné koncentrace v přítoku odpadní vody v době testu byly v parametrech $CHSK_{Cr}$ 821 mg/l, N_{anorg} 25,9 mg/l, resp. $N-NH_4^+$ 25,7 mg/l.



Obrázek 18: Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na pH (snižování)

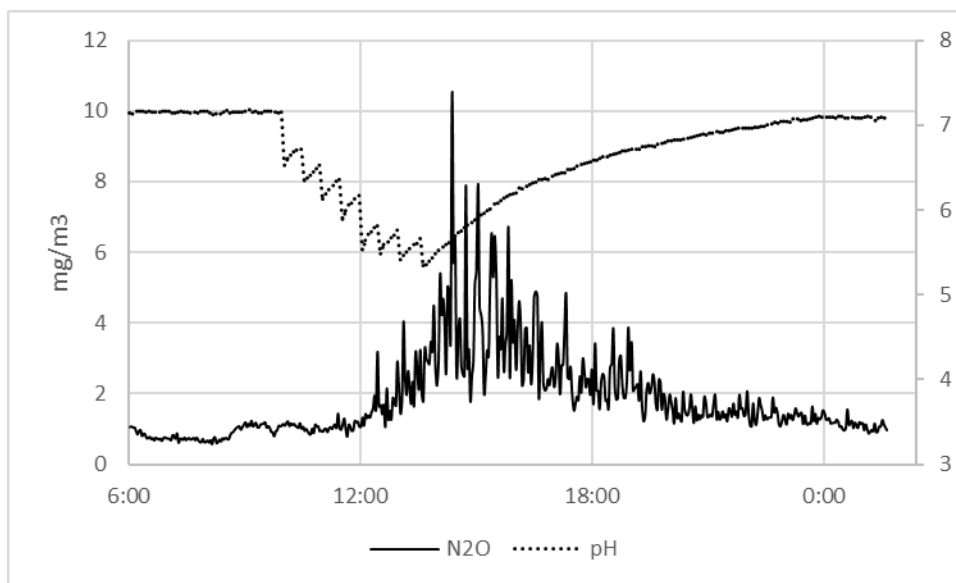


Obrázek 19: Koncentrace CH_4 v měřicí komoře v závislosti na pH (snižování)

Při snižování pH se zvýšila v měřicí komoře koncentrace CO_2 (**Obrázek 18**) z původních průměrně $1453,9 \text{ mg/m}^3$ na průměrně $2081,4 \text{ mg/m}^3$ při dávkování kyseliny citronové, s maximální hodnotou $3706,2 \text{ mg/m}^3$. Po posledním přidavku kyseliny se pH v nádrži samovolně vyrovnávalo a koncentrace CO_2 v měřicí komoře klesaly na původní hodnoty. Ke zvýšení produkce CO_2 v tomto případě ovšem dochází spíše v důsledku posunu chemické rovnováhy uhličitánového systému – při nízkém pH vzniká volný CO_2 , který je stripován z nádrže. Koncentrace CH_4 (**Obrázek 19**) se snižujícím se pH mírně vzrostla – z původních průměrně $3,93 \text{ mg/m}^3$ na $4,99 \text{ mg/m}^3$. Zvýšení koncentrace CH_4 v měřicí komoře v tomto případě může souviset s poklesem koncentrace rozpuštěného kyslíku – při stejné intenzitě aerace dochází při snížení pH k nižšímu přestupu kyslíku do vody (vyšší koncentrace volného CO_2 snižuje parciální tlak kyslíku v bublinách vzduchu).

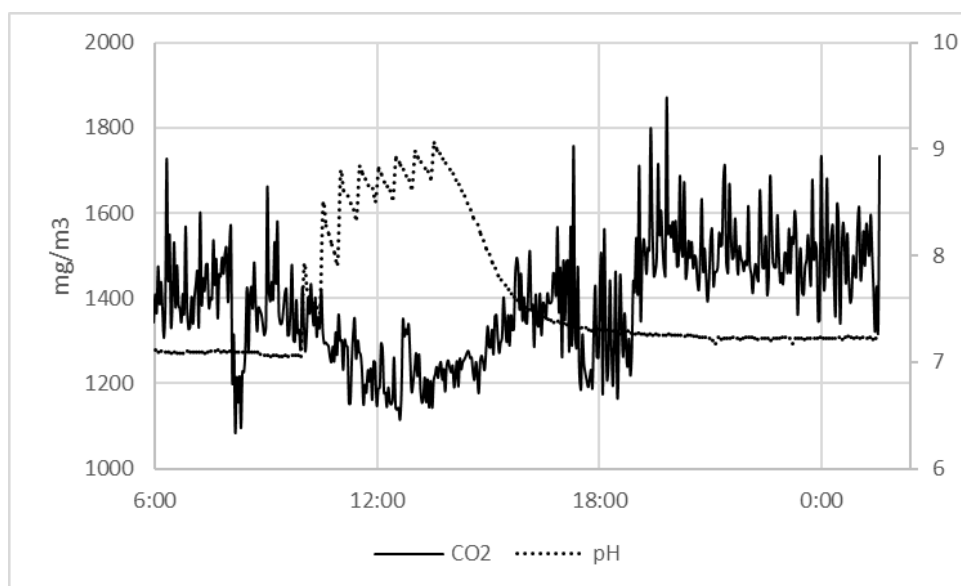
Koncentrace N_2O (**Obrázek 20**) v měřicí komoře vzrostla z původních průměrně $0,85 \text{ mg/m}^3$ na průměrně $2,32 \text{ mg/m}^3$, s maximem $10,51 \text{ mg/m}^3$ při dávkování kyseliny citronové. Na rozdíl od CO_2

a CH_4 začaly koncentrace N_2O v měřicí komoře vzrůstat s určitým zpožděním – nízké pH ovlivňuje v simultánním reaktoru nitrifikaci i denitrifikaci, přičemž při obou reakcích za těchto podmínek vzniká N_2O . Při denitrifikaci není dokončena redukce na plynný dusík a při nitrifikaci se za nízkých hodnot pH spouští tzv. nitrifikační denitrifikace a dusitany jsou redukovány na N_2O . Účinnost čištění při testu klesla – v parametru CHSK_{Cr} z 93,5 % na 75,3 %, pro N-NH_4^+ se účinnost blížila nule. Hodnota pH v odpadní vodě odtékající z čistírny klesla ze 7,5 na 7,0.

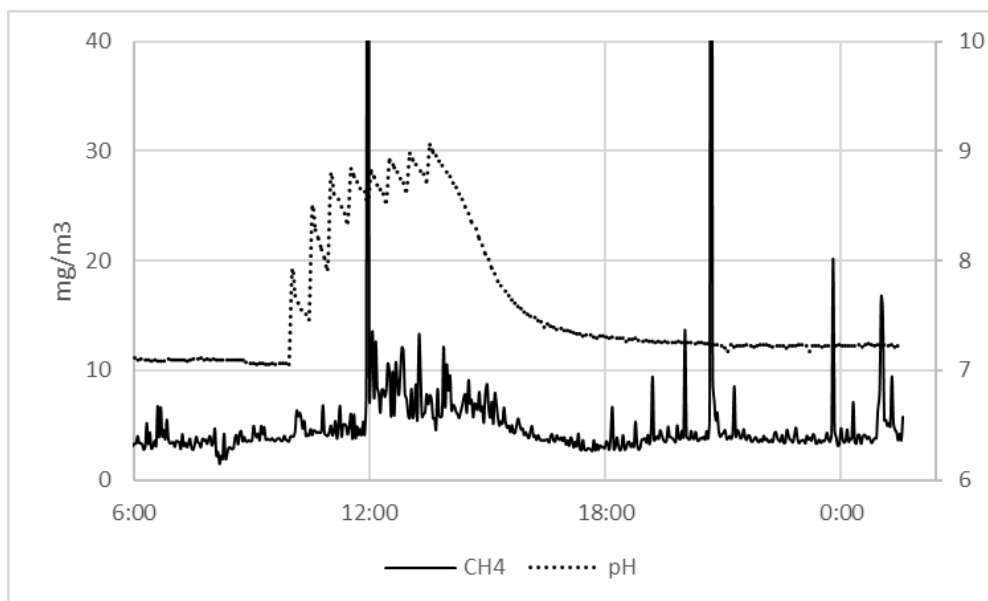


Obrázek 20: Koncentrace N_2O v měřicí komoře v závislosti na pH (snížování)

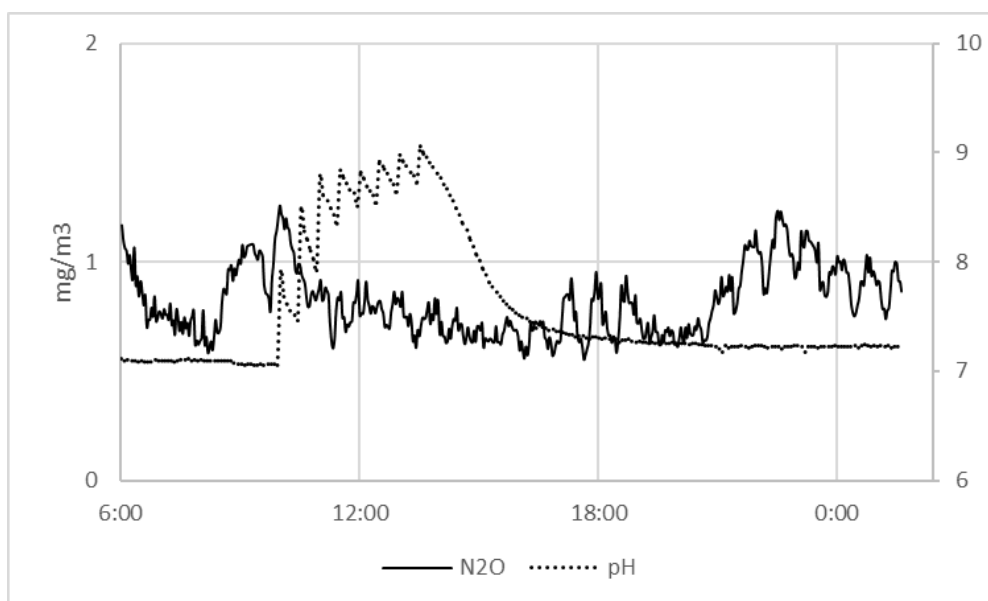
Po vyrovnaní pH k původní hodnotě (pH 7,1) byl do aktivační nádrže dávkován roztok hydroxidu sodného o koncentraci 200 mg/l . Hodnota pH v aktivační nádrži se zvyšovala ze 7,1 na maximálních 9,1 po poslední dávku hydroxidu sodného. Teplota v aktivační nádrži během testu byla průměrně 15,7 °C, koncentrace rozpuštěného kyslíku průměrně 2,2 mg/l . Průběhy koncentrací jednotlivých plynů v měřicí komoře jsou v grafech na **Obrázcích 21 až 23**. Průměrné koncentrace v přítoku odpadní vody v době testu byly v parametrech CHSK_{Cr} 1050 mg/l , N_{anorg} 34,0 mg/l , resp. N-NH_4^+ 33,7 mg/l .



Obrázek 21: Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na pH (zvyšování)



Obrázek 22: Koncentrace CH_4 v měřicí komoře v závislosti na pH (zvyšování)



Obrázek 23: Koncentrace N_2O v měřicí komoře v závislosti na pH (zvyšování)

Koncentrace CO_2 v měřicí komoře se zvyšujícím se pH klesaly (**Obrázek 21**) - z původních průměrně $1394,8 \text{ mg/m}^3$ na průměrně $1290,8 \text{ mg/m}^3$ při dávkování hydroxidu. Pokles koncentrací opět do značné míry souvisí s posunem uhličitánové rovnováhy, při pH vyšším než 8,3 se volný CO_2 přeměňuje na hydrogenuhličitany a uhličitany, které jsou rozpuštěné ve vodě. Po poklesu pH k původní hodnotě se koncentrace CO_2 v měřicí komoře opět zvýšily. Koncentrace CH_4 při zvyšujícím se pH rostly (**Obrázek 22**) - z původních průměrně $3,65 \text{ mg/m}^3$ na průměrně $6,24 \text{ mg/m}^3$ při dávkování hydroxidu, ovšem s maximem až $116,8 \text{ mg/m}^3$. Při vysokém pH dochází k rozkladu některých organických látek a tuků, narušuje se struktura aktivovaného kalu a může tak docházet k uvolnění plynu z anaerobních zón nádrže. Koncentrace N_2O se se zvyšujícím se pH klesly (**Obrázek 23**) - z původních průměrně $0,86 \text{ mg/m}^3$ na průměrně $0,76 \text{ mg/m}^3$ při dávkování hydroxidu. Vyšší pH je obecně výhodné pro denitrifikaci, vznikající N_2O je rychle redukován na plynný dusík. Účinnost čištění při testu klesla v parametru CHSK_{Cr} z původních 91,0 % na 85,9 %,

v parametru N-NH_4^+ byla stabilní – průměrně 56,7 %. Hodnota pH v odpadní vodě odtékající z čistírny vzrostla ze 7,2 na 7,9.

5. Závěry a doporučení

Na modelové čistírně odpadních vod jsme ověřovali vliv provozních parametrů na emise CO₂, CH₄ a N₂O. Testovali jsme vliv teploty, průtoku odpadní vody (hydraulické zatížení, doba zdržení), intenzity aerace, látkového zatížení a pH. Změna parametrů vždy vyvolala změnu produkce plynů.

Pro emise CO₂ měřené nad hladinou aktivační nádrže byl při testování zásadní vliv pH a chemická rovnováha. Při nízkém pH emise rostou v důsledku posunu uhlíčitanové rovnováhy směrem k volnému CO₂, který je následně stripován. Při vysokém pH (nad 8,3) emise CO₂ klesají – volný oxid uhličitý v takovém prostředí není prakticky přítomen. Způsob provzdušňování zásadně ovlivňuje množství emitovaného CO₂ – při intenzivní aeraci dochází k vytěšňování plynu nad hladinu. Při přerušení aerace a jejím opětovném spuštění dochází k nárazovému uvolnění plynu naakumulovaného v nádrži. Produkce CO₂ také přímo souvisí s látkovým a hydraulickým zatížením. Při zvýšení organického zatížení vzrostla koncentrace CO₂ v měřicí komoře téměř dvojnásobně, rovněž při zvýšení hydraulického zatížení (průtoku odpadní vody) emise CO₂ rostly. Zvýšení zatížení dusíkem vedlo k mírnému nárůstu emisí CO₂. Při zvýšení teploty byly emise CO₂ překvapivě nižší než referenční hodnoty, v tomto případě pravděpodobně kvůli poklesu koncentrace rozpuštěného kyslíku v aktivační nádrži (při stejné intenzitě aerace se při vyšších teplotách přestup kyslíku do vody snižuje).

Produkce CH₄ v provzdušňované aktivační nádrži se simultánní nitrifikací a denitrifikací je limitována přítomností rozpuštěného kyslíku, který potlačuje aktivitu methanogenních mikroorganismů. K emisím CH₄ v takto uspořádaném reaktoru přesto dochází a jejich výše byla při testování ovlivněna provozními podmínkami. Při nižším pH koncentrace mírně vzrostla (pravděpodobně v souvislosti se zhoršeným přestupem kyslíku do vody a snížením koncentrace rozpuštěného kyslíku při stejné intenzitě aerace). Při zvyšování pH do zásadité oblasti (pH>8) koncentrace CH₄ rostly významněji – dochází k rozkladu některých organických látek a tuků, narušuje se struktura aktivovaného kalu a může docházet k uvolnění metanu z anaerobních zón nádrže, případně z rozpadajících se vloček aktivovaného kalu. Při snížení intenzity aerace koncentrace CH₄ klesly v důsledku snížení stripovacího efektu. Po obnovení aerace došlo k prudkému nárůstu emisí plynu naakumulovaného během doby, kdy čistírna nebyla provzdušňována. Při vyšším hydraulickém zatížení koncentrace CH₄ mírně rostly – určitý podíl metanu do čistírny přichází již v surové odpadní vodě a s vyšším průtokem je tedy přísun vyšší, teplota a látkové zatížení neměly při prováděných testech na emise CH₄ významný vliv.

Na základě provedených testů je zřejmé, že emise oxidu dusného vykazovaly ze všech sledovaných plynů nejvyšší míru variability v závislosti na změnách provozních parametrů. N₂O vzniká jako meziprodukt obou hlavních procesů podílejících se na odstraňování dusíku, tj. nitrifikace a denitrifikace, oba procesy jsou navíc úzce propojeny a navzájem podmíněny. Emise N₂O byly při testování nejvíce ovlivněny změnou látkového zatížení – při snížení poměru CHSK:N v odpadní vodě koncentrace oxidu dusného významně násobně vzrostly zejména kvůli nedostatku snadno rozložitelného organického substrátu pro úplnou denitrifikaci. Zvýšení přísunu organického znečištění vedlo k mírnému nárůstu koncentrace N₂O. Významný vliv na emise oxidu dusného měla změna pH – při posunu do kyselé oblasti (pH<6) rostla koncentrace N₂O v důsledku neúplné denitrifikace a limitované nitrifikace. Naopak při vyšším pH koncentrace N₂O klesla – mírně zásadité prostředí je výhodné pro denitrifikaci a vznikající N₂O je rychle redukován na plynný dusík. Koncentrace plynu se zvyšovala i při vyšším hydraulickém zatížení – zkrácení doby zdržení odpadní vody (a nižší stáří kalu) mají negativní vliv na úplný průběh nitrifikace a denitrifikace, při vyšší teplotě

(klesá rozpustnost plynu ve vodě) a (stejně jako u ostatních sledovaných plynů) při přerušení aerace následným vystripováním nahromaděného plynu.

Změny provozních podmínek čistírny v rámci testování neměly na účinnost čištění výrazně negativní dopad, provozní podmínky jsme upravovali tak, aby pokud možno nedošlo ke kolapsu biologického systému čištění. Dopad na kvalitu vyčištěné odpadní vody mělo zvýšení koncentrace dusíku v přítoku odpadní vody (změna poměru CHKS:N), snížila se účinnost čištění amoniakálního dusíku, v odtékající odpadní vodě vzrostly koncentrace amoniakálního a dusitanového dusíku. Podobný vliv na kvalitu vyčištěné odpadní vody mělo snižování intenzity aerace. Při nízkém pH byla účinnost čištění pro amoniakální dusík prakticky nulová, denitrifikace i nitrifikace byly významně limitovány. Klesla i účinnost odstranění v parametru $CHSK_{Cr}$. Velmi nízké pH (kromě inhibice některých biologických procesů) může narušit strukturu aktivovaného kalu a snížit celkově výkon biologického čištění.

V reálném provozu čistírny odpadních vod není možné měnit provozní podmínky, jako tomu bylo při testech na modelovém zařízení, kde bylo možné parametry provozu cíleně manipulovat až na hranici limitů systému. Zatímco u modelové ČOV bylo možné externě ovlivňovat teplotu, pH či látkové a hydraulické zatížení, reálná technologie musí čelit řadě objektivních omezení:

- reálné čistírny musí kontinuálně zpracovávat kolísající množství a reálné odpadní vody s daným složením, což omezuje prostor pro manipulaci s dobou zdržení nebo látkovým zatížením;
- čištění komunálních odpadních vod je založeno na biologických procesech a v reálném provozu nelze s provozními podmínkami experimentovat, aby nedošlo k selhání čistícího procesu;
- čistírny odpadních vod mají pevně dané uspořádání a velikost nádrží, limitující může být i strojní vybavení, flexibilita aeračního systému a absence on-line monitoringu;
- prioritou provozovatele zůstává dodržení zákonných limitů znečištění na odtoku, což může být v přímém rozporu se snahou o minimalizaci emisí skleníkových plynů.

5.1 Strategie ke snížení emisí z aktivačních nádrží komunálních ČOV

Výsledky měření na modelovém zařízení potvrzují, že zatímco emise CO_2 jsou relativně stabilní, oxid dusný představuje z hlediska řízení ČOV největší výzvu. Na rozdíl od metanu, který vzniká především v kalovém hospodářství, je 90 % emisí N_2O generováno v aktivačních nádržích, kde jeho produkce v závislosti na provozních parametrech kolísá v řádech násobků. I přes nízké hmotnostní koncentrace v porovnání s biogenním CO_2 je N_2O dominantním skleníkovým plynem - 1 kg tohoto plynu totiž odpovídá účinku 273 kg CO_2 . Strategie snižování emisí z aktivačních nádrží by se proto měly prioritně zaměřit právě na tento plyn.

Pro snížení emisí N_2O při stávajícím stavu čistíren odpadních vod je třeba zaměřit se na optimalizaci biologického procesu odstraňování dusíkatého znečištění a případnou úpravu provozních parametrů:

- **optimalizace dusíkového cyklu a biologických procesů** – zajištění úplné denitrifikace a předcházení vzniku N_2O jako meziproduktu lze dosáhnout zajištěním vyššího stáří kalu (nízkozatěžované ČOV se stářím kalu minimálně 15 až 20 dní, regenerace kalu) a zajištěním

dostatečného množství organického substrátu (poměr CHSK:N alespoň 4:1) a udržováním pH v denitrifikaci v mírně alkalické oblasti (okolo pH 8);

- **řízení kyslíkových poměrů** – způsob a intenzita aerace jsou pro emise N₂O zásadní, v systémech s přerušovanou aerací je vhodné obnovovat aeraci pozvolna (plynulá regulace dmychadel), aby nedošlo k prudkému vystripování plynu po obnovení aerace, v oddělených nádržích zajistit odpovídající kyslíkové poměry – anoxické v denitrifikaci (maximálně do 0,2 mg/l rozpuštěného kyslíku) a oxické v nitrifikaci (1,5 -2,0 mg/l rozpuštěného kyslíku) – příliš intenzivní aerace stripuje plyny a zvyšuje energetickou náročnost; pokročilé systémy mohou aeraci řídit nejen podle aktuální koncentrace rozpuštěného kyslíku v nádrži, ale i podle dalších parametrů jako např. koncentrace amoniakálního dusíku;
- **stabilizace provozních podmínek** – čistírny s většími objemy nádrží lépe odolávají náhlým změnám koncentrací a průtoků, které mohou vést k nestabilitě a zvýšeným emisím.

6. Literatura

- [1] SNIP, L. *Quantifying the Greenhouse Gas Emissions of Wastewater Treatment Plants*. Wageningen, 2009. Thesis Project. Wageningen University, Systems and Control Group.
- [2] IPCC. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2021. ISBN 978-1-009-15789-6.
- [3] IPCC. *Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change*. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2022. ISBN 978-1-009-15792-6.
- [4] MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ ČR. *Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2024*. Praha: Ministerstvo zemědělství ČR, 2025.
- [5] LISTOWSKI, A., et al. Greenhouse Gas (GHG) Emissions from Urban Wastewater System: Future Assessment Framework and Methodology. *Journal of Water Sustainability*. 2011, roč. 1, č. 2, s. 113–125. ISSN 1839-1516.
- [6] CAMPOS, J. L., et al. Greenhouse Gases Emissions from Wastewater Treatment Plants: Minimization, Treatment, and Prevention. *Journal of Chemistry*. 2016, sv. 2016, id. článku 3796352, s. 1–11. ISSN 2090-9063. Dostupné z: doi:10.1155/2016/3796352
- [7] ABOOBAKAR, A., et al. Nitrous oxide emissions and dissolved oxygen profiling in a full-scale nitrifying activated sludge treatment plant. *Water Research*. 2013, roč. 47, č. 2, s. 524–534. ISSN 0043-1354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2012.10.004
- [8] AHN, J., et al. Spatial and temporal variability in atmospheric nitrous oxide generation and emission from full-scale biological nitrogen removal and non-BNR processes. *Water Environment Research*. 2010, roč. 82, č. 12, s. 2362–2372. ISSN 1061-4303. Dostupné z: doi:10.2175/106143010X12681059117131
- [9] HU, Z., et al. Nitrogen removal by a nitrification-anammox bioreactor at low temperature. *Water Research*. 2013, roč. 47, č. 12, s. 4059–4067. ISSN 0043-1354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2013.04.053
- [10] DAELMAN, M. R. J., et al. Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research*. 2012, roč. 46, č. 11, s. 3657–3670. ISSN 0043-1354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2012.04.024
- [11] FOLEY, J., P. LANT a WATER SERVICES ASSOCIATION OF AUSTRALIA. *Direct Methane and Nitrous Oxide Emissions from Full-Scale Wastewater Treatment Systems*. Melbourne: Water Services Association of Australia, 2009. Occasional Paper, č. 22. ISBN 1920760334.
- [12] HE, Xinyue, et al. Quantifying greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants: A critical review. *Water Research*. 2023, roč. 235, id. článku 119890. ISSN 0043-1354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2023.119890
- [13] LAW, Y., P. LANT a Z. YUAN. The effect of pH on N₂O production under aerobic conditions in a partial nitrification system. *Water Research*. 2012, roč. 46, č. 18, s. 5934–5944. ISSN 0043-1354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2012.08.014

- [14] LAW, Y., et al. Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 2012, roč. 367, č. 1593, s. 1265–1277. ISSN 0962-8436. Dostupné z: doi:10.1098/rstb.2011.0317
- [15] REN, Y. G., et al. Nitrous oxide and methane emissions from different treatment processes in full-scale municipal wastewater treatment plants. *Environmental Technology*. 2013, roč. 34, č. 21, s. 2917–2927. ISSN 0959-3330. Dostupné z: doi:10.1080/09593330.2013.803584
- [16] SMETANOVÁ, Lenka, et al. Emise skleníkových plynů z čistíren odpadních vod. *Vodní hospodářství*. 2020, roč. 70, č. 4, s. 17–19. ISSN 0322-8231.
- [17] KAMPSCHREUR, M. J., et al. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*. 2009, roč. 43, č. 17, s. 4093–4103. ISSN 0043-1354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2009.03.001
- [18] MORALES, N., et al. Integration of the Anammox process to the rejection water and main stream lines of WWTPs. *Chemosphere*. 2015, roč. 140, s. 99–105. ISSN 0045-6535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2015.03.058
- [19] ALCANTARA, C., et al. Nitrous oxide emissions from high rate algal ponds treating domestic wastewater. *Bioresource Technology*. 2015, roč. 177, s. 110–117. ISSN 0960-8524. Dostupné z: doi:10.1016/j.biortech.2014.11.060