

Vliv provozních parametrů na produkci skleníkových plynů při čištění odpadních vod

Lenka SMETANOVÁ^a, Josef K. FUKSA^a, Martina PLECITÁ^a, Miroslav ČEŠPIVA^b, Petra ZABLOUDILOVÁ^b, Josef ZEMAN^b

^a Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 2582/30, 160 00 Praha 6, e-mail: lenka.smetanova@vuv.cz

^b Národní centrum zemědělského a potravinářského výzkumu, v.v.i., Drnovská 507/73, 161 00 Praha 6

Souhrn

Čistírny odpadních vod (ČOV) jsou primárně navrhovány a provozovány tak, aby bylo dosaženo co nejlepší kvality odtoku vyčištěné odpadní vody, přispívají ke snížení znečištění recipientů, jsou ale také zdrojem plyných emisí do atmosféry. V současné době se (i v souvislosti s novou evropskou směrnicí o čištění městských odpadních vod) pozornost obrací k tomu, aby ČOV byly udržitelné i z hlediska dalších dopadů na životní prostředí. Jedním z aspektů je produkce skleníkových plynů. Emise spojené s čištěním odpadních vod vznikají při výrobě elektrické energie spotřebovávané při nakládání s odpadními vodami a dalších energií (nepřímé emise) a při samotných procesech čištění odpadních vod – přirozeně probíhajících i intenzifikovaných (přímé emise). V tomto příspěvku se zabýváme vlivem provozních parametrů na přímé emise oxidu uhličitého, oxidu dusného a metanu vznikající při čištění komunálních odpadních vod a uvádíme výsledky měření vybraných skleníkových plynů nad volnou hladinou aktivací nádrže domovní čistírny odpadních vod.

Klíčová slova: čištění odpadních vod, emise, skleníkové plyny, N_2O , organické zatížení, zatížení dusíkem

Úvod

Nadměrné uvolňování skleníkových plynů do atmosféry je hlavní příčinou globálního oteplování. Mezi nejvýznamnější skleníkové plyny patří vodní pára, oxid uhličitý (CO_2), metan (CH_4) a oxid dusný (N_2O). K porovnání toho, kolik tepla v atmosféře jednotlivé plyny zachytí, resp. jak silné skleníkové plyny to jsou, slouží ukazatel GWP (Global Warming Potential). GWP udává poměr tepla zachyceného jednotkou hmotnosti plynu ve srovnání s jednotkou hmotnosti CO_2 během daného období setrvání v atmosféře (typicky 100 let) - jeho hodnota určuje, kolikanásobně daný plyn přispívá ke skleníkovému efektu více než oxid uhličitý¹. Hodnota GWP pro oxid dusný 273, resp. 27 pro metan tedy znamená, že 1 kg oxidu dusného (N_2O) má stejný účinek jako 273 kg oxidu uhličitého (CO_2e) a 1 kg metanu (CH_4) jako 27 kg oxidu uhličitého (CO_2e)². Odhaduje se, že nakládání s odpadními vodami a kaly představuje 1,3 % globálních emisí skleníkových plynů³.

Provoz čistíren odpadních vod generuje dva hlavní typy emisí – přímé a nepřímé. Přímé emise pocházejí přímo z (biologických) procesů probíhajících v čistírně – od primárního čištění přes dosazovací nádrže až po zpracování kalů. K emisím plynů dochází navíc již při transportu odpadní vody v kanalizační síti a také po vypuštění vyčištěné odpadní vody do recipientu. Nepřímé emise vznikají spotřebou externích zdrojů, zejména při výrobě elektřiny nutné pro provoz, ale i dopravou a produkcí potřebných chemikálií atd. Zatímco nepřímé emise se dají určit relativně snadno, přesné vyčíslení přímých emisí je komplikované a zatížené značnou nejistotou – určení podílu přímých a nepřímých emisí na celkové uhlíkové stopě ČOV je tudíž také nejisté. Některé práce uvádějí, že přímé emise z kanalizací a bioreaktorů (zejména emise N_2O a CH_4 jako silných skleníkových plynů) mohou tvořit velkou část uhlíkové stopy ČOV až 60 – 78 %^{4,5,6,7}. Jiné odhady uvádějí, že nepřímé emise spojené se spotřebou elektrické energie činí 38 – 50 % celkových emisí ČOV⁸.

V České republice je přibližně 82 % obyvatel napojeno na veřejnou kanalizaci, 98 % veškeré odkanalizované komunální odpadní vody je pak čištěno na čistírnách odpadních vod⁹. Proces čištění začíná již samovolně probíhajícími anaerobními a aerobními procesy v kanalizační síti¹⁰. V ČOV dochází k intenzifikované degradaci organických látek pomocí směsné kultury mikroorganismů (aktivovaného kalu) v aktivačních nádržích nebo jiných reaktorech za kontrolovaných podmínek (míchání, provzdušňování). Při těchto degradačních procesech jsou produkovány a emitovány plyny, především oxid uhličitý, ale z hlediska klimatické stopy jsou zásadní oxid dusný a metan.

Oxid uhličitý, který vzniká přímo během čištění komunálních odpadních vod a energetického využívání kalového plynu, je standardně považován za biogenní - je součástí přirozeného uhlíkového cyklu a potravního řetězce, a proto není zahrnován do celkových emisních inventur skleníkových plynů^{2,11}. Navzdory tomuto přístupu je sledování celkové produkce CO₂ nezbytné pro komplexní uhlíkovou bilanci celého procesu, což bylo zohledněno i během našich měření.

Produkce CO₂ závisí zejména na množství a koncentraci čištěné odpadní vody (látkové zatížení vyjádřené jako biologická nebo chemická spotřeba kyslíku, BSK nebo CHSK) a na stáří kalu udržovaném v systému¹². Zatímco v biologickém stupni vzniká CO₂ převážně aerobní respirací, v kalovém hospodářství je jeho zdrojem anaerobní fermentace a následné spalování bioplynu. Kalové hospodářství zároveň představuje majoritní zdroj metanu, jehož produkce je výhradně spojená s anaerobním rozkladem organické hmoty a kromě koncentrace rozložitelného substrátu je přímo ovlivňována procesní teplotou, hodnotou pH a oxidačně-redukčními podmínkami¹⁰. Na rozdíl od emisí z otevřených biologických stupňů, které nekontrolovaně unikají do atmosféry, představuje kalové hospodářství s uzavřenými vyhnívacími nádržemi kontrolovatelný systém. Vznikající bioplyn, tvořený primárně metanem a oxidem uhličitým, lze v těchto zařízeních efektivně zachycovat a případně následně energeticky využívat.

V komunálních ČOV je 90 % oxidu dusného emitováno z aktivačních nádrží¹¹. N₂O vzniká při mikrobiální transformaci sloučenin dusíku jak při nitrifikaci, tak při denitrifikaci¹³. Produkce a emise N₂O závisí na technologickém uspořádání ČOV a úzce souvisí s provozními podmínkami (poměr koncentrace C:N, resp. CHSK:N, pH, koncentrace rozpuštěného kyslíku)^{14,15}.

Intenzivní aerace biologických reaktorů (aktivačních nádrží) na ČOV podporuje kal ve vznosu a udržuje celkově oxidativní podmínky, ale také vede k významnému zvýšení celkových emisí plynů v důsledku jejich strippování. Z provzdušňovaných nádrží jsou pak emitovány i plyny, které vznikají v předcházejících technologických krocích^{16,17}.

Snížit plynné emise z otevřených nádrží čistíren odpadních vod lze v zásadě dvěma způsoby: i) zachovat stávající technologie a uspořádání a buď upravit provozní podmínky tak, aby byly emise redukovány nebo vznikající plyny zachycovat a případně využívat nebo ii) změnit uspořádání ČOV nebo zavést nové procesy, při kterých se produkuje menší množství plynů¹⁸.

Z hlediska investičních nákladů představuje úprava provozních podmínek stávajících technologií výhodnější řešení. Obecně se ke snížení produkce (emisí) skleníkových plynů doporučuje provozovat biologické čištění s vyššími hodnotami stáří kalu – snižuje se produkce N₂O, na druhé straně vzrůstá produkce CO₂, ale zároveň klesá celkové množství produkovaného kalu, takže se snižuje celková produkce CH₄. Dále - zejména pro kontrolu emisí N₂O - je to udržování vhodných podmínek při denitrifikaci a nitrifikaci (kyslíkové poměry, vhodný poměr CHSK:N). Preferovány jsou velké objemy aktivačních nádrží, systém tak lépe odolává náhlým změnám koncentrací a průtoku čištěné odpadní vody. Zachycování a následné čištění plyných 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 koncentracemi¹⁹.

Předmětem výzkumu jsou nové technologie čištění odpadních vod s nižší emisní stopou. Pro daný účel se zdá být perspektivní použití parciální nitrifikace v kombinaci s anaerobní oxidací amoniaku (Anammox procesy) nebo využití řas^{20,21}. Zavedení těchto technologií do praxe však naráží na specifické požadavky – např. stabilizaci přítoku (kvantitativní i kvalitativní) na ČOV v případě použití Anammox nebo vysoké nároky na plochu při aplikaci řas.

Experimentální část

Cílem experimentů bylo měřit emise oxidu uhličitého, oxidu dusného a metanu nad volnou hladinou aktivační nádrže čistírny odpadních vod a naměřená data vyhodnotit s ohledem na provozní podmínky. V experimentech jsme sledovali vliv teploty, intenzity provzdušňování a množství a koncentrace odpadní vody. Dále se v tomto příspěvku budeme podrobněji zabývat vlivem koncentrace odpadní vody na produkci CO_2 , N_2O a CH_4 .

Měření jsme prováděli na typové domovní čistírně odpadních vod dimenzované pro cca 6 – 10 ekvivalentních obyvatel (EO) s kapacitou 1 200 litrů za den. Jednalo se o blokovou čistírnu s odděleným usazovacím prostorem, provzdušňovanou aktivační nádrží a odděleným dosazovacím prostorem. Odpadní voda byla přiváděna do usazovacího prostoru, mechanicky předčištěná odpadní voda natékala přepadem do aktivačního prostoru. Aktivace byla provzdušňována jemnobublinnou aerací. Aktivační směs byla následně odváděna do vertikálně osazené dosazovací nádrže a odtud čerpána do odtokového žlabu. Přebytečný kal byl odčerpáván do kalového prostoru.

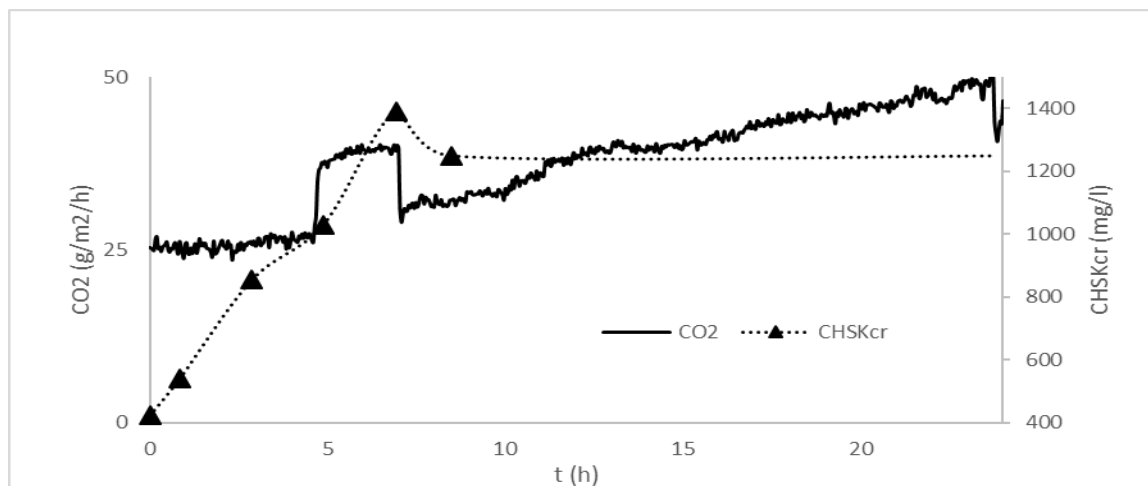
Pro kontinuální měření koncentrací CO_2 , N_2O a CH_4 v měřicí komoře byl použit fotoakustický plynový analyzátor INNOVA 1512, připojený k odběrovým sondám přes přepínač odběrových míst INNOVA 1409. Plyny byly jímány nad hladinou aktivační nádrže v plovoucí komoře s otevřeným dnem. Komora byla na plovácích 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 odběrové komory byl hadičkou do komory vháněn kompresorem venkovní vzduch, který z komory odcházel otvorem v protilehlém rohu komory. Pro podporu co nejlepšího proplachování celého objemu komory byl uvnitř komory umístěn malý axiální ventilátor. Průtok vzduchu komorou byl nastaven na 0,125 l/s. V blízkosti výstupního otvoru byla uvnitř komory 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. Z velikosti plochy hladiny uzavřené odběrovou komorou, z rozdílu koncentrací sledovaných plynů na vstupu a výstupu odběrové komory a z průtoku vzduchu komorou byly stanoveny hmotnosti vyprodukovaných plynů z hladiny odpadní vody vztažené na plochu 1 m² za 1 hodinu.

Do čistírny byla přiváděna odpadní voda ze zásobní nádrže o objemu 1 000 litrů. Před začátkem jednotlivých experimentů byla nádrž vždy naplněna reálnou komunální odpadní vodou. Do nádrže byly v průběhu experimentů dávkovány substráty pro zvýšení koncentrace organických látek (měřeno jako CHSK_{Cr}) a dusíku (N_c), nádrž byla promíchávána. Ostatní parametry provozu čistírny se během experimentu neměnily – průtok odpadní vody a intenzita provzdušňování byly konstantní, koncentrace kalu v aktivační nádrži byla udržována na průměrné hodnotě 3 g/l, koncentrace celkového fosforu průměrně 8 mg/l. Spolu s měřením plynů byly v aktivační nádrži měřeny teplota, pH a koncentrace rozpuštěného kyslíku, byly odebírány vzorky odpadní vody na přítoku do ČOV a na odtoku, aby bylo možné posoudit účinnost čištění. Před začátkem experimentu jsme měřili koncentrace plynů, abychom získali referenční hodnoty pro porovnání.

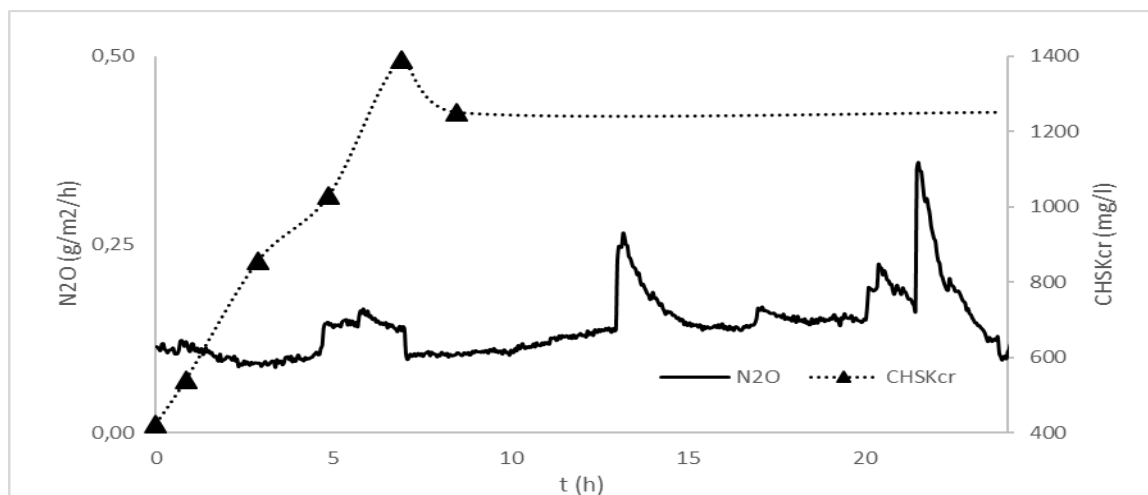
Výsledky a diskuse

Vliv zvýšeného organického zatížení

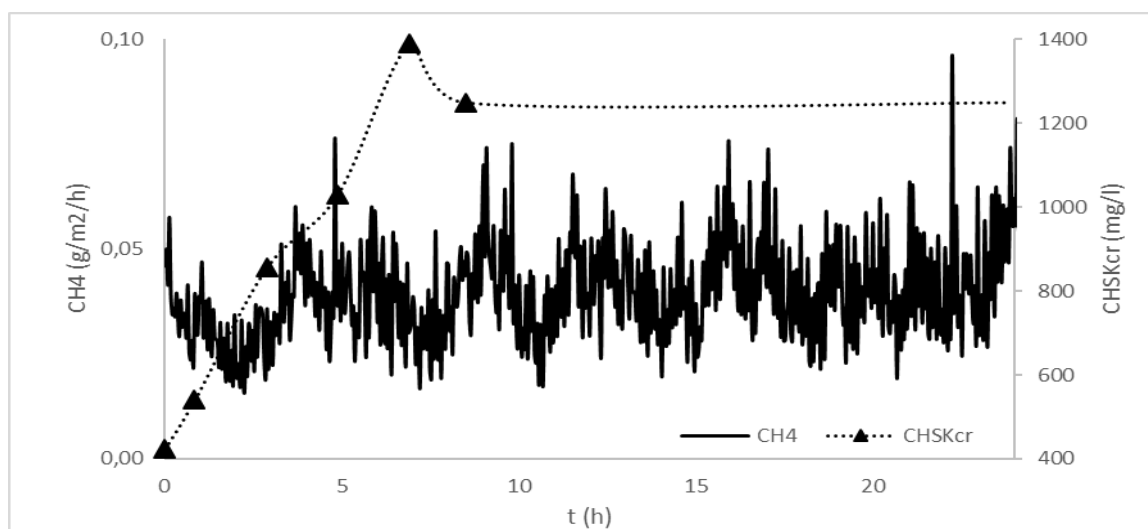
Během experimentu byla do zásobní nádrže s odpadní vodou postupně přidávána syrovátka jako zdroj organického substrátu. Koncentrace CHSK_{Cr} v odpadní vodě byla navýšena z počátečních 423 mg/l po přídavicích v intervalu cca 2 hodin na 1390 mg/l, po posledním přídávku a ustálení podmínek v nádrži byla hodnota CHSK_{Cr} 1250 mg/l. Látkové zatížení kalu CHSK bylo navýšeno z 0,08 na 0,25 kg/kg/d. 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 produkce jednotlivých plynů v závislosti na koncentraci CHSK_{Cr} jsou na obrázcích 1 až 3. Změny produkce jednotlivých plynů v závislosti na koncentraci odpadní vody se vzhledem k objemům nádrží čistírny začaly projevovat cca 10 – 12 hodin po začátku pokusu.



Obrázek 1: Koncentrace CHSK_{Cr} v přítoku odpadní vody a produkce CO₂



Obrázek 2: Koncentrace CHSK_{Cr} v přítoku odpadní vody a produkce N₂O



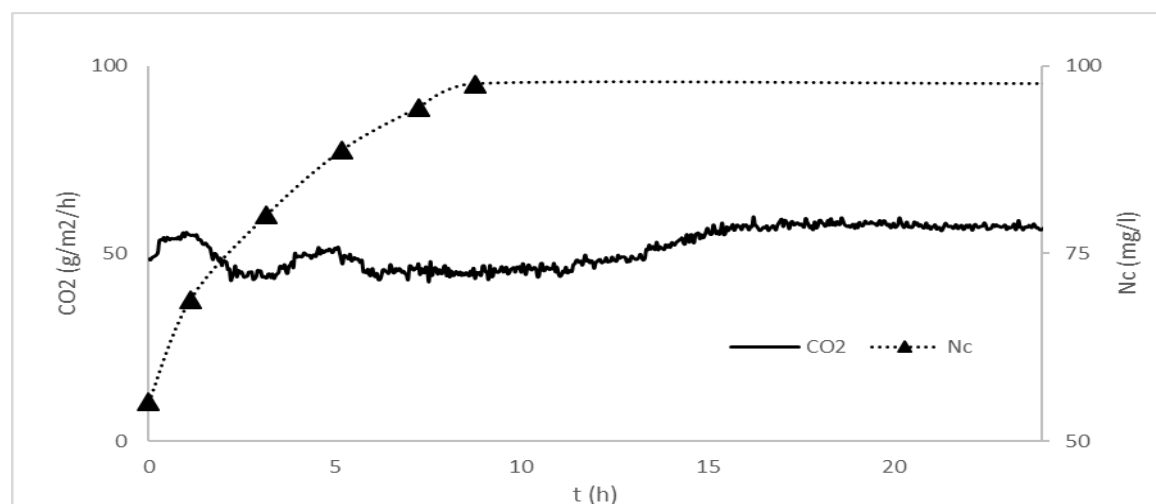
Obrázek 3: Koncentrace CHSK_{Cr} v přítoku odpadní vody a produkce CH₄

Při zvyšování koncentrace CHSK_{Cr} v přítoku odpadní vody vzrostla produkce oxidu uhličitého (obrázek 1) téměř dvakrát, z průměrných $27,5 \text{ g/m}^2/\text{h}$ před začátkem pokusu na maximální hodnotu $50,1 \text{ g/m}^2/\text{h}$ na konci pokusu. Produkce oxidu dusného (obrázek 2) vykazovala mírně rostoucí trend s výraznými výkyvy, z průměrné počáteční hodnoty $0,125 \text{ mg/m}^2/\text{h}$ na $0,128 \text{ mg/m}^2/\text{h}$ na konci pokusu, ovšem až s trojnásobným maximem $0,358 \text{ g/m}^2/\text{h}$. Produkce metanu (obrázek 3) během pokusu kolísala okolo průměrné hodnoty $0,039 \text{ g/m}^2/\text{h}$.

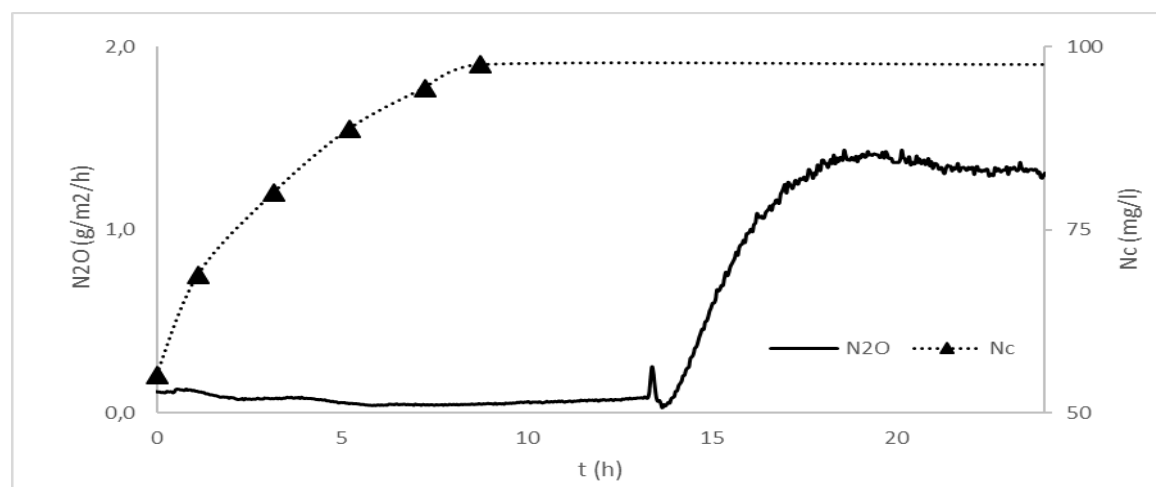
Účinnost čištění během zvyšování koncentrace CHSK_{Cr} se nezměnila – průměrně byla během pokusu 95% odstranění pro CHSK_{Cr} , resp. 99% odstranění N-NH_4^+ .

Vliv zvýšeného zatížení dusíkem

Během experimentu 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 $55,2 \text{ mg/l}$ (resp. $32,9 \text{ mg/l N-NH}_4^+$) po přídavicích v intervalu cca 2 hodin na $97,6 \text{ mg/l}$ (resp. $69,5 \text{ mg/l N-NH}_4^+$). Látkové zatížení kalu dusíkem vzrostlo z $0,010$ na $0,018 \text{ kg/kd/d}$. Koncentrace CHSK_{Cr} v odpadní vodě nebyla v průběhu pokusu upravována (průměrně 714 mg/l). Teplota během pokusu byla průměrně $17,0^\circ\text{C}$, koncentrace rozpuštěného kyslíku průměrně $1,0 \text{ mg/l}$. Průběhy produkce jednotlivých plynů v závislosti na koncentraci N_c jsou na obrázcích 4 až 6. Změny produkce jednotlivých plynů v závislosti na koncentraci odpadní vody se vzhledem k objemům nádrží čistírny začaly projevovat cca 10 – 12 hodin po začátku pokusu.

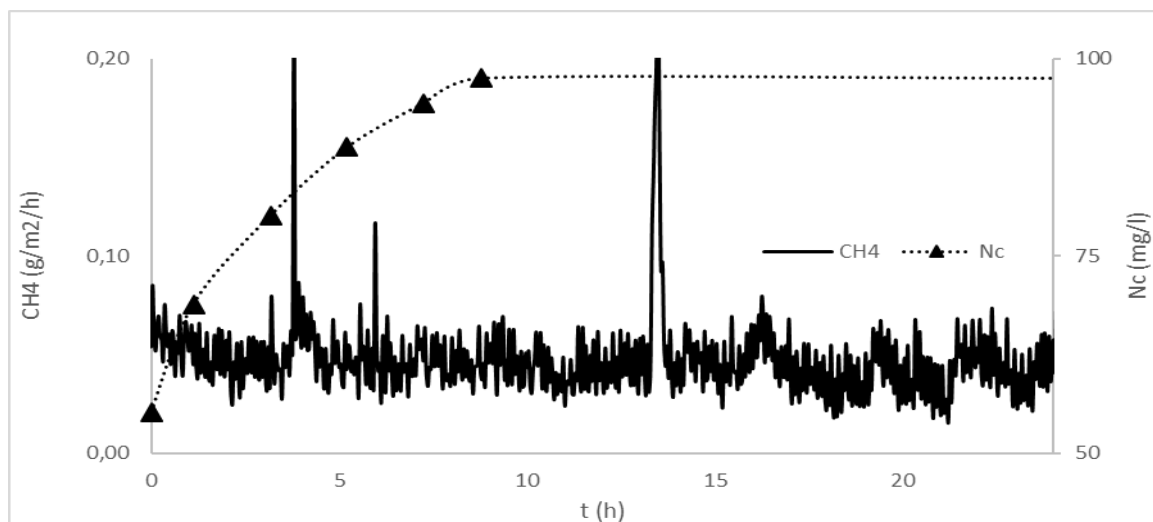


Obrázek 4: Koncentrace N_c v přítoku odpadní vody a produkce CO_2



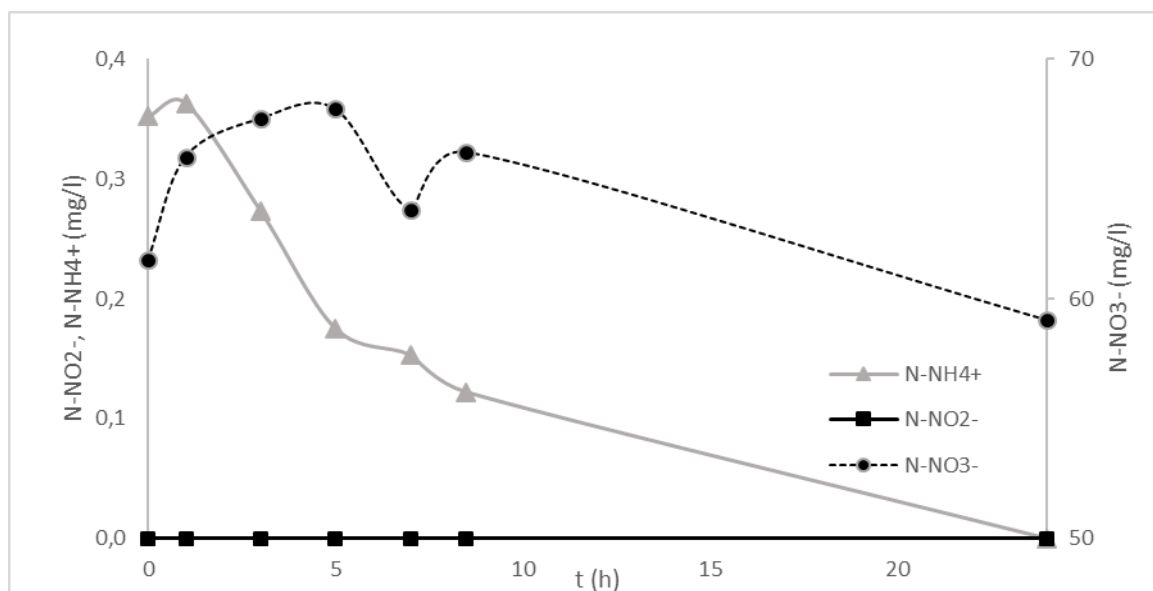
Obrázek 5: Koncentrace N_c v přítoku odpadní vody a produkce N_2O

Při zvyšování koncentrace dusíku v přítoku odpadní vody mírně vzrostla produkce CO_2 z průměrné počáteční hodnoty $49,2 \text{ g/m}^2/\text{h}$ na maximálně $56,0 \text{ g/m}^2/\text{h}$ (obrázek 4). Produkce N_2O (obrázek 5) po cca 12 hodinách od začátku pokusu prudce rostla – z původní průměrné hodnoty $0,060 \text{ g/m}^2/\text{h}$ až na $1,30 \text{ g/m}^2/\text{h}$ na konci pokusu, tedy až dvacetkrát oproti původním hodnotám. Produkce metanu (obrázek 6) se pohybovala okolo průměrné hodnoty $0,047 \text{ g/m}^2/\text{h}$ s maximálním píkem $0,253 \text{ g/m}^2/\text{h}$. Účinnost čištění během zvyšování koncentrace dusíku byla průměrně 93 % odstranění pro CHSK_{Cr} , resp. 99 % odstranění N-NH_4^+ .

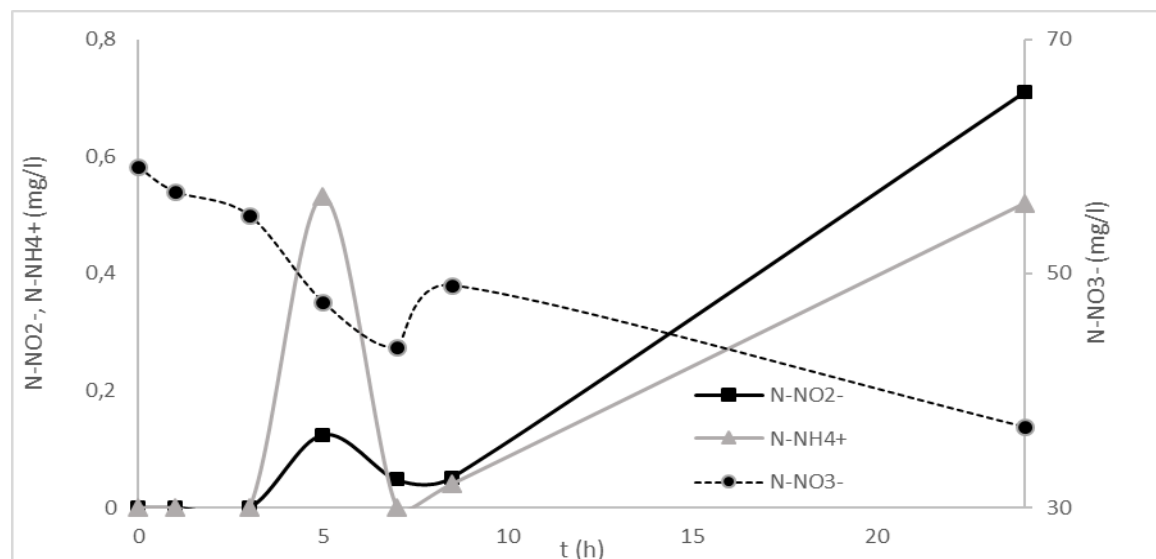


Obrázek 6: Koncentrace N_c v přítoku odpadní vody a produkce CH_4

V porovnání s experimentem zaměřeným na zvyšování organického zatížení (obrázek 7) došlo v odtékající odpadní vodě k posunu dusíkové bilance směrem k amoniakální a dusitanové formě v důsledku neúplné denitrifikace (obrázek 8).



Obrázek 7: Koncentrace forem dusíku v odtékající odpadní vodě při zvyšování zatížení CHSK



Obrázek 8: Koncentrace forem dusíku v odtékající odpadní vodě při zvyšování zatížení dusíkem

Z provedených měření je zřejmé, že produkce plynů rychle reaguje na složení odpadní vody. Se vzrůstajícím zatížením organickým substrátem rostla zejména respirace, tedy produkce oxidu uhličitého, který vzniká při rozkladu organických látek. Mírně vzrostla i produkce oxidu dusného. V režimu simultánní nitrifikace a denitrifikace a konstantní aerace, ve kterém byla čistírna při testech provozována, podporuje zvyšující se poměr CHSK:N denitrifikaci, a N₂O vznikající jako meziprodukt této reakce, je při aeraci stripován z nádrže.

Při vyšším zatížení dusíkem výrazně vzrostla produkce oxidu dusného, a to až dvacetkrát. Poměr CHSK:N v odpadní vodě se snižoval z původních 13,1:1 až na 7,3:1. Denitrifikace byla limitována nedostatkem snadno rozložitelného organického substrátu, oxidované formy dusíku nebyly plně redukovány a nahromaděný N₂O byl emitován z nádrže. Ve vyčištěné odpadní vodě odtékající z čistírny se během tohoto pokusu zvyšovala koncentrace dusitanového a amoniakálního dusíku a snižovala koncentrace dusičnanového dusíku. Tato zjištění jsou ve shodě s výsledky dalších studií^{16,22,23}.

Produkce metanu byla při obou prováděných testech přibližně stejná (průměrně 0,039 g/m²/h, resp. 0,047 g/m²/h) – nádrž byla během pokusů kontinuálně provzdušňována a tím byla metanogeneze do značné míry limitována.

Závěry

Produkce plynů při biologických procesech přímo souvisí s koncentrací čištěné odpadní vody. Při testování na domovní čistírně odpadních vod vedlo trojnásobné zvýšení koncentrace CHSK ke zvýšení produkce oxidu uhličitého až na dvojnásobek. Při zvyšování koncentrace dusíku (na dvojnásobek počáteční koncentrace) vzrostla produkce oxidu dusného až dvacetkrát. Výrazné navýšení produkce N₂O souvisí se změnou poměru CHSK:N z původních 13,1:1 na 7,3:1. Při nižším poměru byla denitrifikace limitována nedostatkem snadno rozložitelného organického substrátu, což vedlo k neúplné redukci oxidovaných forem dusíku a vyšším emisím nahromaděného N₂O. Produkce metanu se při vyšším zatížení výrazně neměnila, čistírna byla provozována v režimu simultánní nitrifikace a denitrifikace s kontinuálním provzdušňováním.

Emise oxidu dusného a metanu byly řádově nižší než emise oxidu uhličitého, jejich příspěvek ke skleníkovému efektu je ale násobně vyšší - při dostatečném množství organického substrátu byly naměřeny průměrné hodnoty 37,7 g/m²/h pro CO₂, 0,141 g/m²/h pro N₂O a 0,039 g/m²/h pro CH₄. Po přepočtu na ekvivalenty oxidu uhličitého s využitím aktuálních koeficientů GWP dosahovaly emise N₂O hodnoty 38,5 g CO₂e/h/m². V daném kontextu tak oxid dusný představuje 102 % přímých emisí

CO₂. Naproti tomu příspěvek metanu v provzdušňované nádrži (1,05 g CO₂e /h/m²) tvořil pouze přibližně 2,8 % celkové bilance sledovaných plynů.

Po zvýšení zatížení dusíkem a snížení poměru CHSK:N byly naměřeny průměrné hodnoty 51,6 g/m²/h pro CO₂, 0,536 g/m²/h pro N₂O a 0,047 g/m²/h pro CH₄, což při přepočtu na ekvivalenty oxidu uhličitého odpovídá 146,3 g CO₂e/m²/h pro oxid dusný a 1,27 g CO₂e/m²/h pro metan. V tomto případě oxid dusný činí 284 % přímých emisí CO₂ a naprosto převyšuje veškeré ostatní přímé emise plynů.

Výsledky potvrzují závislost emisí plynů na složení odpadní vody. Ačkoli v reálném provozu není možné vstupní parametry přímo kontrolovat, znalost mechanismů vzniku plynů a možnost predikce mají význam pro volbu a nastavení provozních opatření, která dokáží emise z aktivačních nádrží zmírnit.

Poděkování

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.

Literatura

1. Snip L.: *Quantifying the Greenhouse Gas Emissions of Wastewater Treatment Plants*. Wageningen University, Wageningen, NL, 2009.
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 University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2021.
3. IPCC: *Climate Change 2021: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2021.
4. Daelman M. R. J., van Voorthuizen E. M., van Dongen L. G. J. M., Volcke E. I. P., van Loosdrecht M. C. M.: *Water Sci. Technol.* 67 (10), 2350 (2013).
5. Gustavsson D. J. I., Tumlin S.: *Water Sci. Technol.* 68 (4), 887 (2013).
6. Lorenzo-Toja Y., Vázquez-Rowe I., Amores M. J., Termes-Rifé M., Marín-Navarro D., Moreira M. T., Feijoo G.: *Sci. Total Environ.* 566 – 567, 468 (2016).
7. Rodríguez-Caballero A., Aymerich I., Marques R., Poch M., Pijuan M.: *Water Res.* 71, 1 (2015).
8. Maktabifard M., Zaborowska E., Makinia J.: *Water Sci. Technol.* 79 (12), 2211 (2019).
9. Ministerstvo zemědělství ČR: *Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2024*. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha, Česko, 2025.
10. Guisasola A., de Hass D., Keller J., Yuan Z.: *Water Res.* 42 (6-7), 1421 (2008).
11. Listowski A., Ngo H. H., Guo W. S., Vigneswaran S., Shin H. S., Moon H.: *J. Water Sustain.* 2, 113 (2011).
12. Gupta D., Singh S. K.: *J. Water Sustain.* 2 (2), 131 (2012).
13. Wrage N., Velthof G. L., van Beusichem M. L., Oenema O.: *Soil Biol. Biochem.* 33 (12–13), 1723 (2001).
14. Ahn J. H., Kim S., Park H., Rahm B., Pagilla K., Chandran K.: *Environ. Sci. Technol.* 45 (4), 1614 (2011).
15. Hu Z., Lotti T., de Kreuk M., Kleerebezem R., van Loosdrecht M. C. M.: *Water Res.* 47 (12), 4059 (2013).
16. Law Y., Lant P., Yuan Z.: *Water Res.* 45 (18), 5934 (2011).
17. Law Y., Ye L., Pan Y., Yuan Z.: *Philos. Trans. R. Soc., B* 367 (1593), 1265 (2012).

18. Campos J., Valenzuela-Heredia D., Pedrouso A., Val del Río Á., Belmonte M., Mosquera-Corral A.: J. Chem. 2016, 1 (2016).
19. Kampschreur M. J., Temmink H., Kleerebezem R., Jetten M. S. M., van Loosdrecht M. C. M.: Water Res. 43 (17), 4093 (2009).
20. Morales N., Val del Río A., Vazquez-Padín J. R., Mendez R., Mosquera-Corral A., Campos J. L.: Chemosphere 140, 99 (2015).
21. Alcantara C., Munoz R., Norvill Z., Plouviez M., Guieysse B.: Bioresour. Technol. 177, 110 (2015).
22. Kampschreur M. J., Poldermans R., Kleerebezem R., van der Star W. R., Haarhuis R., Abma W. R., Jetten M. S. M., van Loosdrecht M. C. M.: Water Sci. Technol. 60 (12), 3211 (2009).
23. Itokawa H., Hanaki K., Matsuo T.: Water Res. 35 (3), 657 (2001).

Effect of operating parameters on greenhouse gas production during wastewater treatment

Lenka SMETANOVÁ^a, Josef K. FUKSA^a, Martina PLECITÁ^a, Miroslav ČEŠPIVA^b, Petra ZABLOUDILOVÁ^b, Josef ZEMAN^b

^a TGM Water Research Institute, p.r.i., Podbabská 2582/30, 160 00 Praha 6, Czech Republic, e-mail: lenka.smetanova@vuv.cz

^b Czech Agrifood Research Center, p.r.i., Drnovská 507/73, 161 00 Praha 6, Czech Republic

Summary

Wastewater treatment plants (WWTPs) are primarily designed and operated to achieve the highest possible effluent quality, contributing to the reduction of pollution in receiving waters; however, they are also sources of gaseous emissions into the atmosphere. Currently (also in connection with the new Urban Wastewater Treatment Directive), attention is shifting towards ensuring that WWTPs are sustainable in terms of other environmental impacts as well. One such aspect is the production of greenhouse gases. Emissions associated with wastewater treatment arise from the generation of electricity consumed during wastewater management and other energy sources (indirect emissions), as well as from the treatment processes themselves – both naturally occurring and intensified (direct emissions). In this paper, we examine the influence of operating parameters on direct emissions of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane arising during municipal wastewater treatment, and we present the results of measurements of selected greenhouse gases above the water surface of an aeration tank in a small-scale (domestic) wastewater treatment plant.

Keywords: Wastewater treatment, Emissions, N₂O, Greenhouse gases, Organic load, Nitrogen load